

Etude de l'impact de la connectivité et de la structure du paysage montois sur les communautés de pollinisateurs.

Mémoire de fin d'étude présenté par

Maryam Wiltord

En vue de l'obtention du diplôme :

**Master Biologie des Organismes et Ecologie à finalité Biologie de la conservation
Biodiversité et Gestion**

Promoteur : Alain Vanderpoorten (Université de Liège)

Co-Promoteur : Denis Michez (Université de Mons)

Encadrant : William Fiordaliso (Université de Mons)

Janvier 2023

RESUME

Maryam Wiltord (2023) Etude de l'impact de la connectivité et de la structure du paysage montois sur les communautés de pollinisateurs. Master Biologie des Organismes et Ecologie à finalité Biologie de la conservation Biodiversité et Gestion. Université de Liège.

Le siècle est marqué par le déclin de la biodiversité et parmi eux les pollinisateurs. Alors que ce dernier est dû à la synergie de plusieurs facteurs en lien avec l'anthropisation des milieux, la perte, l'homogénéisation et la fragmentation de l'habitat semblent jouer un rôle majeur dans le déclin des pollinisateurs.

La vallée de la Haine et de ses alentours est caractérisée par une forte anthropisation des terres par le biais de l'urbanisation et de la transformation des milieux naturels en diverses terres agricoles. Peu de surfaces d'habitats semi-naturels restent alors à disposition des pollinisateurs sauvages. Dès lors, il est intéressant de comprendre comment les communautés de pollinisateurs peuvent être influencées par ce type de structuration du paysage et son niveau de connectivité.

Cette étude, inscrite dans le cadre de groupe de travail 2 (tâche 2.3) du projet Européen de conservation des pollinisateurs Safeguard, a permis d'identifier 29 espèces de papillons, 87 d'abeilles et 68 de syrphes. Les analyses menées dans leurs globalités ont mis en évidence l'impact de la connectivité et de la structure du paysage sur l'abondance des syrphes et papillons dans leur ensembles, mais de manières différentes. Cependant la diversité et les assemblages de l'ensemble de nos pollinisateurs n'ont pas pu être liés à ces variables.

Mots clés : Abeilles – Papillons – Syrphes – Connectivité – Structure du Paysage

REMERCIEMENTS

Je remercie toutes les personnes qui m'ont aidée et soutenue tout au long de la réalisation de ce travail.

Dans un premier temps, je remercie le professeur Denis Michez, pour m'avoir donné la chance de construire et poursuivre sur ce sujet. Je tiens à remercier également William Fiordaliso pour son temps précieux et toute l'aide qu'il aura su m'accorder à tout point de vue et sans qui je ne serais probablement pas arrivée à la fin du travail. Je remercie également encore une fois William Fiordaliso mais aussi Maud Mignot et Thomas Wood, pour leur temps passé à identifier les abeilles et syrphes collectés à l'occasion de ce travail.

Et sans eux la collecte sur le terrain aurait été bien plus longue et fastidieuse, je remercie Clara Heitzmann, Corentin Verchaetse, Caroline Mota et Juliette Daugeard pour m'avoir accompagné pendant ces longues journées.

Je remercie finalement, mes amis et ma famille pour toutes les relectures et conseils de rédaction mais aussi et surtout leur soutien et leur bienveillance tout au long de ce projet.

Table des matières

1. INTRODUCTION	7
1.1 Pollinisateurs	7
1.1.1. Ecologie des abeilles, papillons et syrphes	7
1.1.1.1. Socialité	7
1.1.1.2. Nidification et vie larvaire	8
1.1.1.3. Alimentation	9
1.1.1.4. Phénologie	11
1.1.2. Rôles dans les écosystèmes et rôle économique	11
1.1.3. Déclin	13
1.2. Fragmentation des milieux et connectivité	16
1.2.1. Fragmentation	16
1.2.2. Connectivité	17
1.2.3. Importance au niveau écologique	18
1.2.4. Effets sur les pollinisateurs	18
2. OBJECTIFS ET HYPOTHESES	20
3. MATERIEL ET METHODE	21
3.1. Contexte	21
3.2. Choix des sites	21
3.3. Méthodes d'échantillonnage	24
3.3.3. Echantillonnage papillons	25
3.3.3. Echantillonnage abeilles et syrphes	26
3.3.3. Estimation du couvert végétal	27
3.5. Milieux semi-naturels, structure du paysage et connectivité	28
3.6. Statistiques	30
3.6.1. Accumulation	30
3.6.2. Nombre de Hills et raréfaction	30
3.6.3. Diversité beta	31
3.6.4. Autocorrélation environnementale	32
3.6.5. Modèles et sélection de variables	32
3.6.6. Ordination non contrainte	33
4. RESULTATS	35
4.1. Description des inventaires	35

4.2. Complétude	39
4.3. Hills et couverture	40
4.4. Modélisation des données.....	43
4.5. Ordinations	45
5. DISCUSSION.....	51
5.1. Papillons	51
5.1.1. Description des communautés.....	51
5.1.2. Effets de la connectivité et de la structure du paysage.....	52
5.1.3. Diversité beta.....	53
5.2. Abeilles.....	53
5.2.1. Description des communautés.....	53
5.2.2. Effets de la connectivité et de la structure du paysage.....	54
5.2.3. Diversité beta.....	54
5.3. Syrphes	55
5.3.1 Description des communautés.....	55
5.3.2 Effets de la connectivité et de la structure du paysage.....	56
5.3.2 Diversité beta.....	56
5.4. Limites	57
6. CONCLUSION ET PERSEPECTIVES.....	59
7. BIBLIOGRAPHIE	60
7. ANNEXES.....	70

1. INTRODUCTION

1.1. Pollinisateurs

Les pollinisateurs sont centraux dans les écosystèmes et par extension indispensables au maintien de la production destinée à l'Homme. Ils sont nombreux et répartis dans divers ordres du vivant. Cependant lorsque l'on évoque ces derniers, nous pensons intuitivement aux abeilles et notamment *Apis mellifera*, l'abeille mellifère.

Les insectes pollinisateurs sont nombreux dont les abeilles (sauvages ou domestiques) (Hymenoptera, Apoidea), les papillons (Lepidoptera, Papilionoidea) et les syrphes (Diptera, Syrphidae). En Belgique, nous comptons 403 espèces d'abeilles parmi les 20 000 décrites dans le monde (Drossart *et al.*, 2019). Concernant les papillons de jour, 120 espèces sont recensées en Belgique sur les 150 000 à 200 000 de lépidoptères estimés dans le monde (Menken *et al.*, 2010). Actuellement environ 6000 espèces de syrphes sont décrites dans le monde et environ 300 ont déjà été observées en Flandres (Doyle *et al.*, 2020, Van de Meutter, 2021).

1.1.1. Ecologie des abeilles, papillons et syrphes

1.1.1.1. Socialité

Lorsque l'on évoque la sociabilité chez les abeilles, on pense de manière générale au degré de sociabilité complexe de l'abeille mellifère, *Apis mellifera*. Pourtant les abeilles présentent une large variété de types sociaux. En réalité, la majorité des espèces belges sont solitaires. Chez ces dernières, les femelles construisent leur nid seules (Falk, 2015, Vereecken, 2017, Drossart *et al.*, 2019). Il existe ensuite divers degrés de socialité. Il existe des abeilles grégaires (en bourgades d'autre sont considérées comme communales lorsqu'il y a groupements multi parentaux au sein de nids mais avec reproduction individuelle. Il s'agit d'une structure proche de l'allo parentalité dans laquelle on observe des soins parentaux donnés aux jeunes qui ne sont pas les leurs (Wcislo et Fewell, 2017). Enfin on retrouve l'eusocialité (divisé en eusocial primitif et eusocial évolué), le degré le plus complexe, défini par la division des tâches (apparition d'individus spécialisés dans la reproduction, reines et ouvrières) et le chevauchement des générations (Goulson, 2010, Wcislo et Fewell, 2017, Drossart *et al.*, 2019). Enfin une part des abeilles sont cleptoparasites. Ces espèces utilisent les nids préparés par d'autres espèces pour y installer leur descendance. Elles représentent à elles seules 26% de la diversité spécifique des abeilles de Belgique (Drossart *et al.*, 2019).

La socialité chez les papillons peut être décrite comme « tout système dans lequel les individus montrent une communication coopérative et réciproque » (Wilson, 1971, Costa et Pierce, 1997). Il peut ici s'agir de ponte en cluster, d'agrégation larvaire et de perchoir communautaire (Costa et Pierce, 1997, Shreeve *et al.*, 2001, Chang *et al.*, 2020). L'eusocialité n'existe pas chez ces insectes, leur mode de vie étant tout au plus « présociale » (Costa et Pierce, 1997). La communication chez les papillons se définit à l'échelle du groupe et se traduit par la communication de signaux d'alarme et de défense, d'agrégation et de cohésion et enfin d'indication sur l'emplacement et la qualité des ressources nourricières (Costa et Pierce, 1997).

Il n'existe dans la littérature que très peu d'observations de syrphes parasites sociaux. Les seules mentions de tels cas trouvés sont pour le genre *Microdon* dont plusieurs espèces sont des parasites sociaux de fourmis (Elmes *et al.* 1999, Witek *et al.*, 2011). Quelques espèces du genre sont présentes en Europe dont *Microdon myrmicae* et *Microdon mutabilis* (Schönrogge *et al.* 2002, Witek *et al.*, 2011).

1.1.1.2. Nidification et vie larvaire

Il existe une variété de stratégies de nidification et de vie larvaire chez nos insectes pollinisateurs.

Les abeilles se démarquent des papillons et syrphes, du fait des soins apportés à la progéniture. La femelle pond dans des cellules individuelles et cloisonnées par différents matériaux (feuilles, terre, sables...) et fournit à la future larve un stock de pollen et de nectar suffisant au développement (Vereecken, 2017)

Les espèces peuvent être groupées selon leurs méthodes de nidification. Les abeilles qui construisent des galeries et cellules accueillant les larves dans le sol (terricoles), représentent la majorité des espèces belges (Danforth *et al.*, 2019, Drossart *et al.*, 2019). Le choix du lieu de nidification dépend alors des caractéristiques du site, soit son exposition, sa nature ou encore sa pente (Potts *et al.*, 2005). On peut opposer à ce type de nidification des espèces nichant dans des cavités hors sol déjà existantes ou non (cavicoles), telles que des tiges, du bois mort ou encore des murs (Falk 2015, Vereecken 2017).

Les papillons et syrphes diffèrent des abeilles d'un point de vue de la nidification. Les adultes n'apportent pas de soin parental à leur descendance (Ruf *et al.*, 2003). Les œufs sont pondus

un à un ou en amas sur une plante hôte plus ou moins spécifique selon l'espèce et destinée à soutenir le développement larvaire (Renwick et Chew, 1994, Ball *et al.*, 2013). La descendance doit donc survivre et se nourrir par elle-même.

Chez les syrphes, toutes les larves ont trois stades larvaires et le dernier par opposition aux deux premiers peut durer jusqu'à plusieurs années et c'est principalement cette phase qui détermine l'habitat et l'écologie de l'espèce (Ball *et al.*, 2013)

Par opposition aux adultes, les larves présentent des écologies variées mais il est possible de les classer selon 4 groupes fonctionnels (Sommaggio, 1999). De nombreuses espèces sont zoophages et principalement aphidiphages et leurs régimes peuvent être plus ou moins variés. Ce régime est présent notamment chez la sous-famille des Sirphinae et chez les genres *Volucella* et *Microdon*. En parallèle, les espèces des genres *Merodon*, *Eumerus* et *Cheilisia* sont phytophages. Elles peuvent ainsi se nourrir de tiges, feuilles, racines ou bulbes (Sommaggio, 1999). Certaines espèces sont saprophages et filtrent les bactéries présentes dans des milieux liquides riches en matière organique en décomposition (Rotheray, 1993). Enfin une petite proportion de larves est dite mycophage, notamment quelques espèces du genre *Cheilisia* (Rotheray, 1993).

Chez les papillons, le comportement des larves peut être divisé en trois catégories : la recherche de nourriture limitée à un patch, la recherche nomade et la recherche avec une zone centrale (Fitzgerald et Peterson, 1988 et Costa et Pierce, 1997). Dans le premier cas, les individus se développent pendant l'intégralité du stade larvaire en un même endroit (Costa et Pierce, 1997). Les larves nomades, peuvent elles se déplacer en groupe de patch en patch de ressources. Enfin certaines sont capables de se déplacer autour d'un nid à la recherche de ressources (Costa et Pierce, 1997).

Les chenilles sont considérées en fonction de leur régime comme polyphages ou oligophages voir monophages, dépendamment du nombre d'espèces hôtes sur lesquelles elles peuvent se nourrir (Janz, 2005).

1.1.1.3. Alimentation

La majorité des abeilles, syrphes et papillons se nourrissent de nectar de pollen pour certains au stade adulte. Ces ressources sont sources d'énergie et sont également nécessaires au développement des organes reproducteurs chez les syrphes (Van Rijn *et al.*, 2013).

Les abeilles peuvent être classées selon trois catégories liées à leurs préférences alimentaires. Les abeilles dites polylectiques vont pouvoir se procurer du pollen sur une large variété de familles de plantes (Cane et Sipes, 2006). Ces abeilles peuvent également être caractérisées de généralistes ou opportunistes et comprennent 184 espèces en Belgique (Cane et Sipes 2006, Müller et Kuhlmann, 2008, Drossart *et al.*, 2019). Il est ensuite possible de distinguer parmi des espèces plus spécialisées, les abeilles oligolectiques ou monolectiques. Selon Drossart *et al.*, cela concerne 87 des espèces répertoriées en Belgique. Dans cette première catégorie, on regroupe les abeilles ne trouvant leur source de nourriture que chez une famille ou un genre de plantes, avec une fois de plus la possibilité de les diviser en sous catégories (Cane et Sipes, 2006, Müller & Kuhlmann, 2008, Drossart *et al.*, 2019). Enfin, les abeilles monolectiques ne visitent qu'une espèce de fleurs (Müller et Kuhlmann, 2008).

La classification des papillons en termes de spécialisation pour la ressource nectarifère est difficile au stade adulte. Alors que le choix et le degré de spécialisation des chenilles est bien connu, les adultes sont majoritairement considérés comme généralistes. Le facteur principal influençant alors leurs « choix » ne serait qu'issus de la succession de fleurs disponibles dans le milieu (Hardy *et al.*, 2007, Stefanescu et Traveset, 2009). Cependant, certains facteurs tels que l'odeur émise et la couleur des fleurs influencent la visite des papillons, notamment *Aglais io*, *Aglais urticae*, et *Gonepteryx rhamni*. Ces caractéristiques sont interprétées comme des indices sur la qualité du nectar alors reçu (Andersson, 2003).

Les syrphes adultes se nourrissent d'un mélange de nectar et de pollen collecté sur les fleurs visitées. Plusieurs facteurs influencent le choix des fleurs visitées par les syrphes prédateurs dont la couleur et l'accessibilité au nectar (Haslett, 1989, c, Van Rijn *et al.*, 2013 et Van Rijn et Wäckers, 2015). Ces caractéristiques rendraient attractives les espèces d'Apiaceae, à contrario de nombreuses Asteraceae qui présentent des fleurs tubulées trop profondes (Van Rijn et Wäckers, 2015). Cependant la diversité florale présente sur un site ne serait pas la principale variable influençant la diversité spécifique des syrphes, ces derniers étant majoritairement généralistes (Jauker *et al.*, 2009 et Warzecha *et al.*, 2018). Certains syrphes notamment des genres *Xylota*, *Brachypalpoidea* et *Chalcosyrphus* ou encore *Episyrphus balteatus*, sont également capables au stade adulte de substituer le nectar et le pollen par du miellat produit par des pucerons en cas de absence de ressources florales (Ball *et al.*, 2013 et Van Rijn *et al.*, 2013).

1.1.1.4. Phénologie

Nos trois ordres présentent des phénologies similaires. Le modèle classique suit un cycle d'une année dont la majorité du temps est passée au stade larvaire. La période de vol au stade adulte sera dépendante des espèces de plantes pollinisées, et selon les espèces émergent à partir du mois de mars jusqu'à l'automne (Bischoff *et al.*, 2005, Ball *et al.*, 2013, Haahtela *et al.*, 2020). On parle alors d'espèces univoltines (une génération par an). En fonction de l'espèce, le passage de l'hiver peut se faire au stade pré imaginal ou en diapause au stade adulte (Hondelmann et Poehling, 2007).

D'autres espèces vont présenter deux générations complètes par an. On peut alors parler d'espèces bivoltines (Milet-Pinheiro *et al.*, 2016, Haahtela *et al.*, 2020). Ces générations successives peuvent alors se différencier dans leur morphologie et leurs comportements (Milet-Pinheiro *et al.*, 2016, Haahtela *et al.*, 2020). Par exemple, les individus de la seconde génération d'*Araschnia levana* auront une coloration plus foncée que les individus de la première (Haahtela *et al.*, 2020). Chez *Andrena bicolor*, la deuxième génération présente une diversité alimentaire plus réduite (Milet-Pinheiro *et al.*, 2016).

Il existe chez certaines espèces plus de deux générations par an, on peut alors parler de multivoltisme (Altermatt, 2009).

Il est également possible d'observer un voltinisme différent au sein d'une même espèce dépendamment de la distribution géographique et des contraintes locales (Altermatt, 2009). C'est notamment le cas d'*Episyrphus balteatus*. L'espèce est capable de passer l'hiver au stade adulte en diapause reproductive mais également au stade préimaginale (Hondelmann et Poehling 2007). Cette espèce est également capable d'effectuer des migrations à longue distance vers le sud de l'Europe afin d'éviter la mauvaise saison (Raymond *et al.*, 2013). C'est également le cas de nombreux papillons et syrphes (Keil *et al.*, 2008, Odermatt *et al.*, 2017, Speight, 2017, Wotton *et al.*, 2019).

1.1.2. Rôles dans les écosystèmes et rôle économique

Les papillons, abeilles et syrphes jouent un rôle majeur dans les écosystèmes en participant à la pollinisation des fleurs visitées lors de leurs recherches de nourriture (Jauker *et al.*, 2012, Drossart *et al.*, 2019).

La diversité des plantes fertilisées par les pollinisateurs est majoritaire en milieux tempérés, faisant des pollinisateurs des éléments centraux dans le maintien des écosystèmes, mais également dans la production agricole. (Ollerton *et al.*, 2011, Potts *et al.*, 2010, Jauker *et al.*,

2012, Drossart *et al.*, 2019). En milieu naturel, jusqu'à 80% des plantes sont considérées comme dépendantes de la pollinisation (Larson et Barrett, 2000, Ashman *et al.*, 2004, Potts *et al.*, 2010). De cette manière les pollinisateurs, dont les insectes, sont essentiels au maintien de la diversité.

Jacquemin *et al.*, (2017) ont évalué que 11.1% de la production belge de fruits repose sur le rôle des pollinisateurs, soit représentant un bénéfice de plus de 250 millions d'euros. L'abeille mellifère, *Apis mellifera*, est sans doute considérée comme l'espèce la plus importante pour la pollinisation des cultures (Southwick et Southwick, 1992). Cependant, l'ensemble des abeilles sauvages, papillons et syrphes, du fait de leurs utilisations variées du milieu et des ressources, peuvent être considérés comme complémentaires voir essentiels dans le service de pollinisation (Winfrey *et al.*, 2007, Jauker *et al.*, 2009, Rader *et al.*, 2016, Rodríguez-Gasol *et al.*, 2020).

Les syrphes présentent, en plus de leur rôle de pollinisateurs, le rôle d'auxiliaire des cultures par leurs larves aphidiphages (Almohamad *et al.*, 2009, Dib *et al.*, 2010). En effet, les pucerons présentent une des menaces biologiques majeures des cultures en milieux tempérés (Van Emden *et al.*, 2017, Dedryver et Fabre, 2010). Ils drainent la sève des plantes auxquelles ils sont associés et sont vecteurs de pathogènes. Ainsi du fait de leur forte densité, ils peuvent amoindrir la qualité et le rendement des cultures (Dedryveret *et al.*, 2010). De nombreuses espèces de syrphes étant aphidiphages et peu sélectives, présentent donc un grand intérêt en tant qu'agent de contrôle (Sadeghi *et al.*, 2000, Speight 2017).

Les syrphes et papillons sont également des bioindicateurs des milieux agricoles dans la mesure où les larves présentent des modes de nutrition variés et des besoins particuliers en termes d'habitat et que les adultes sont relativement facilement identifiables. Certaines espèces ont des besoins particuliers en termes d'habitats (Billeter *et al.*, 2008, Sommaggio et Burgio, 2014, Van Swaay *et al.*, 2019, Rodríguez-Gasol *et al.*, 2020).

D'autres services indirects pour l'homme sont également rendus par les pollinisateurs tels que leur valeur patrimoniale ou encore simplement leur rôle dans la production non destinée à l'homme (fourrage etc...) (Jacquemin *et al.*, 2017).

Le déclin de ces derniers de manière générale, menace donc directement les services écosystémiques dont l'homme profite.

1.1.3. Déclin

Le déclin de la biodiversité est avéré et s'observe au travers de nombreux taxons. C'est notamment le cas des pollinisateurs (Potts *et al.*, 2010). En Belgique, le déclin des abeilles a été mis en évidence dans les années 80' (Drossart *et al.*, 2019) lié aux changements d'utilisation des sols et l'intensification des pratiques agricoles (Rasmont et Mersch, 1988). Cependant ce déclin n'est pas lié à un seul facteur, mais résulte plutôt d'un ensemble de facteurs de stress d'origine anthropique qui agissent en synergie (Potts *et al.*, 2010).

1.1.3.1. Eutrophisation des sols et homogénéisation de la flore

L'évolution, l'intensification et l'homogénéisation des terres et des pratiques agricoles sont à l'origine de la dégradation des habitats. Cette dégradation s'observe en partie par la perte de diversité florale (Potts *et al.*, 2010, Goulson *et al.*, 2015). Malgré l'augmentation de la part de cultures dépendantes de la pollinisation, celles-ci ne suffisent pas à limiter le déclin des pollinisateurs, leur floraison étant limitée dans le temps (Westphal *et al.*, 2003, Kremen, *et al.*, 2007, Potts *et al.*, 2010). En effet, l'homogénéisation des ressources et l'alternance de larges monocultures seraient liées à une diminution de la fitness des espèces (Goulson *et al.*, 2015). Il existe encore peu de données à ce sujet pour les abeilles sauvages. En ce qui concerne l'abeille domestique, le lien entre la quantité et diversité de pollen notamment leur longévité ou tolérance aux maladies a déjà été mis en évidence (Goulson *et al.*, 2015).

Une tendance à la perte de biodiversité végétale, en lien avec l'utilisation de nombreux herbicides, est observée à l'échelle mondiale (Potts *et al.*, 2010, Bullock *et al.*, 2011). De plus l'utilisation d'engrais azotés pour les cultures et les retombées d'azotes atmosphériques vont également façonner les ressources florales favorisant les espèces largement nitrophiles aux détriments des autres (Carvalho *et al.*, 2019, David *et al.*, 2019). De cette manière, les pollinisateurs spécialisés visitant des espèces florales non nitrophiles se verront privés de ressources (Carvalho *et al.*, 2019).

L'augmentation des événements climatiques tels que les événements de sécheresse peuvent entraîner la modification des ressources florales disponibles en termes de diversité (richesse spécifique et abondance) et la qualité (taille, quantité de pollen et de nectar) (Phillips *et al.*, 2018).

1.1.3.2. Changement climatique

A l'échelle globale, le changement climatique est un facteur influençant la répartition des espèces à travers le globe. Cependant, il est encore difficile de déterminer clairement l'impact de changement climatique seul, celui-ci étant généralement accompagné de la modification de l'utilisation des terres (Vasiliev et Greenwood, 2021).

Son effet sur les pollinisateurs peut se mesurer à plusieurs niveaux (Potts *et al.*, 2010). Il est responsable du changement de comportement et du décalage de la période d'activité journalière (Rafferty, 2017, Miličić, 2018). A l'échelle de l'espèce, l'impact le plus évident est la redéfinition des aires de répartition avec, de manière générale une progression vers le nord ou une diminution de la niche en lien avec l'augmentation des températures (IPBES, 2016, Rafferty, 2017, Miličić *et al.*, 2018, Vasiliev et Greenwood, 2021). Cette modification des aires de répartition peut ainsi engendrer l'extinction d'espèces, localement et régionalement (Settele *et al.*, 2008, Forister *et al.*, 2010, Miličić *et al.*, 2018). Tout ceci entraîne au niveau des assemblages et communautés de pollinisateurs, des modifications de composition mais aussi certainement la dissociation des interactions entre plantes et pollinisateurs, que ce soit au niveau temporel ou au niveau spatial (Memmott *et al.* 2007, Abrol, 2011, Burkle *et al.* 2013, Rafferty, 2017).

Les mécanismes à l'origine de ces effets sont certainement l'augmentation des températures mais également l'intensification des événements climatiques majeurs telles que les tempêtes, inondations et sécheresses, lesquelles dans leur intensité et leurs fréquences pourront dépasser le seuil d'adaptation des espèces locales (Abrol, 2011, Nicholson et Egan, 2019, Soroye *et al.* 2020)

1.1.3.3. Pesticides

Avec l'intensification de l'agriculture et le développement des monocultures, vient l'utilisation des pesticides. Bien que leur utilisation participe à l'amélioration du rendement des cultures, l'impact sur les individus non-cibles et notamment les insectes, en est un problème majeur (Braak *et al.*, 2018, Rodríguez-Gasol *et al.*, 2020). Les néonicotinoïdes sont les insecticides principalement incriminés dans la disparition des abeilles domestiques et sauvages, ayant un effet néfaste direct sur ces dernières (Blaquière *et al.*, 2012, Gill et Garg, 2014). Ils sont largement utilisés pour le traitement des graines et se retrouvent dans les plantes ainsi que dans l'eau et les sols dans lesquels ils peuvent persister (Rundlöf *et al.*, 2015, Hladik *et al.*, 2018). Ils sont mortels pour les insectes, les paralysant complètement lorsqu'ils dépassent la dose létale. Toutefois, l'exposition à long terme des abeilles réduirait également

leurs capacités d'apprentissage et de recherche de nourriture (Blaquière *et al.*, 2012, Goulson *et al.*, 2015). Les pesticides de la famille de pyrethroides sont également considérés comme très toxiques, pouvant entraîner la mort directe ou encore retarder le développement des larves, inhiber la prise de nourriture et réduire la fécondité de diverses espèces d'abeilles et de papillons (Çilgi et Jepson, 1995, Besard *et al.*, 2010, Peterson *et al.*, 2021).

Concernant les syrphes, parmi les pesticides les plus dangereux testés par l'International Organisation For Biological Control-Western Palearctic Regional Section (IOBC-WPRS) les insecticides tels que les inhibiteurs d'acétylcholinestérase (ACHE), de biosynthèse de chitine et les récepteurs acétylcholine nicotinique sont les plus problématiques (Rodríguez-Gasol *et al.*, 2020).

L'effet des pesticides sur les pollinisateurs s'observe également de manière indirecte. En effet, parmi ces pesticides, les herbicides et les fongicides vont entraîner la perte d'habitats et la diminution des ressources florales disponibles (Russell et Schultz, 2010, Goulson *et al.*, 2015). Bien que dans la plupart des cas leur dosage n'entraîne pas la mort directe de l'insecte, leur présence dans les tissus peut, par l'accumulation dans le temps et par effet cocktail, devenir problématique (Main *et al.*, 2020)

L'exposition à ces pesticides dépend de leur voie d'applications ainsi que du cycle de vie des espèces et de leurs interactions avec le milieu (sol, fleurs ou autres organes non reproducteurs) (Kopit et Pitts-Singer, 2018, Main *et al.*, 2020)

1.1.3.4. Espèces envahissantes

Parmi les grandes causes du déclin de la biodiversité et des pollinisateurs, on peut citer l'impact des espèces envahissantes. Dans le cas des insectes pollinisateurs tels que les abeilles, papillons et syrphes, cette problématique vient à la fois de l'apparition de nouvelles plantes et de nouveaux insectes pollinisateurs (Potts *et al.*, 2010).

Dans le premier cas, il n'existe pas de consensus concernant un effet strictement négatif ou positif de l'implantation d'une nouvelle végétation allochtone (Potts *et al.*, 2010). En effet, ces espèces envahissantes pourraient servir de sources de nectar et de pollen lorsque le milieu ne peut plus fournir les ressources (Jahner *et al.*, 2011, Drossart *et al.*, 2017). Dans le cas de *Bombus terrestris*, bourdons commun et généraliste, la présence d'espèces comme *Buddleia davidii* et *Impatiens glandulifera* pourrait satisfaire ses besoin nutritionnels et énergétiques (Kleijn et Raemakers, 2008, Drossart *et al.*, 2017).

Cependant, cet aspect positif semble vrai surtout dans le cas des espèces généralistes (Gallien *et al.*, 2016, Drossart *et al.*, 2017). L'arrivée de nouvelles espèces et le remplacement de la végétation indigène entraîne potentiellement la perte de plantes hôtes nécessaires à des espèces de pollinisateurs plus spécialisées et la modification de la structure des écosystèmes (Tallamy et Shropshire, 2009, Stout et Morales, 2009).

L'arrivée de nouvelles espèces de pollinisateurs peut également poser un problème. Le danger potentiel pour les espèces indigènes peut alors venir de la compétition avec les espèces introduites, pour les ressources (Thomson, 2006), de l'hybridation et de la transmission de pathogènes avec les espèces indigènes (Genersch, *et al.*, 2006, Eyer *et al.*, 2009, Potts *et al.*, 2010), mais également transmettre le virus des ailes déformées à plusieurs espèces d'abeilles sauvages via la transmission par plusieurs espèces hôtes intermédiaires (Eyer *et al.*, 2009).

1.1.3.5. Destruction des habitats et fragmentation

C'est au début des années 80 que Williams (1982) met en évidence pour la première fois l'importance de la fragmentation des milieux dans le déclin des abeilles en Angleterre (Drossart *et al.*, 2019). La perte d'habitat est considérée comme l'un des facteurs principaux du déclin des pollinisateurs (Tscharntke *et al.*, 2005, Goulson *et al.*, 2015). Elle est majoritairement due à la transformation des sites naturels et semi naturels en terres agricoles et dans une moindre mesure à l'urbanisation (Tscharntke *et al.*, 2005). Ces modifications entraînent la fragmentation des habitats.

1.2. Fragmentation des milieux et connectivité

1.2.1. La fragmentation

Il existe un débat sur la définition même de la fragmentation (Fahrig, 2003, Llausàs et Nogué, 2011, Didham *et al.*, 2012, Hanski, 2015). De manière générale, la fragmentation peut se définir comme la diminution en taille et l'éloignement de fragments d'habitats d'une espèce (Llausàs et Nogué, 2011). Dans ce cas, la fragmentation comprend à la fois la notion de perte d'habitat avec la réduction de leur surface et celle de fragmentation stricte, cette dernière ne prenant en compte par définition que le passage d'une unité à plusieurs unités distinctes (Fahrig, 2003). Ainsi ces deux aspects pourraient avoir des conséquences différentes et dissociées sur les organismes. Cependant, la perte d'habitat et la fragmentation de ces derniers sont des aspects allant de pair, la première entraînant souvent l'augmentation de la distance entre deux patches d'habitats (Saunders *et al.*, 1993, Kindlimann et Burel, 2008).

Les îlots d'habitats ainsi formés sont séparés par ce que l'on appelle la « matrice », qui est constituée au niveau du paysage de tous milieux qui ne constituent pas l'habitat focal (Kindlmann et Burel, 2008). Cette matrice peut être plus ou moins perméable aux déplacements des individus et peut donc influencer la connectivité résultante.

Cette fragmentation est notamment due à l'occupation des terres et l'urbanisation. Un exemple de fragmentation classique est la construction d'éléments linéaires comme des voies de chemin de fer ou des routes (Llausàs et Nogué, 2011).

1.2.2. La connectivité

Bien que le concept de connectivité des milieux semble assez intuitif, sa définition n'est pas aussi évidente (Tischendorf et Fahrig, 2000, Moilanen et Hanski, 2001, Kindlmann et Burel, 2008, Correa Ayram *et al.*, 2016). La connectivité d'un milieu peut se définir comme la capacité d'un individu à se déplacer dans le paysage (Merriam, 1984), mais également du point de vue du milieu comme « le degré de facilitation ou non du paysage au déplacement des organismes entre les patches d'habitat » (Tischendorf et Fahrig, 2000, Schooley et Wiens, 2003). Il est alors possible d'exprimer la connectivité selon deux axes (Kindlmann et Burel, 2008, Correa Ayram *et al.*, 2016).

La connectivité structurelle évoque uniquement l'agencement, la structure des patches d'habitat au niveau du paysage (Taylor *et al.*, 2006). Celle-ci peut se mesurer grâce à des mesures assez simples, telles que le pourcentage de corridor entre des îlots d'habitats, la plus petite distance d'un patch à un autre, le pourcentage d'habitat dans un rayon donné et de manière plus complexe, par la théorie des graphes (Moilanen et Nieminen, 2002, Kindlmann et Burel, 2008).

Ces mesures ne prennent pas en compte les comportements des individus face au paysage et notamment le fait que ces derniers peuvent en réalité explorer en partie la matrice (Adriaensen *et al.*, 2003, Baguette et Van Dyck, 2007, Kindlmann et Burel, 2008). On peut alors considérer la connectivité fonctionnelle, dépendante de l'écologie de l'espèce. Elle se définit par les éléments du paysage qui facilitent le déplacement de l'espèce observée dans celui-ci (Taylor *et al.*, 2006, Kindlmann et Burel, 2008, Correa Ayram *et al.*, 2016).

La notion de connectivité découle directement de la fragmentation de l'habitat dans la mesure où, plus la fragmentation est importante plus il est difficile à l'échelle de l'organisme de trouver dans la matrice les îlots d'habitats et de parcourir la distance les séparant (Kareiva, 1985).

1.2.3. Importance au niveau écologique

La connectivité des habitats est importante d'un point de vue écologique. En effet, dans la mesure où les individus se déplacent dans le paysage à la recherche de milieux adaptés à la réalisation de leurs cycles de vie (nutrition, nidification, reproduction), le maintien de la connectivité est essentiel (Schellhorn *et al.*, 2015). La connectivité, en permettant le déplacement des individus au sein du paysage, soutient le flux d'individus et donc le flux génétique entre populations. (Baguette et Van Dyck, 2007, Laita *et al.*, 2011).

Dans la mesure où la perte d'habitat et la fragmentation sont considérées comme deux des facteurs principaux du déclin des pollinisateurs, le maintien d'une connectivité à l'échelle du paysage permet de contrebalancer les effets négatifs de la perte et de l'isolement des habitats (Resasco, 2019, Zeller *et al.*, 2020) De plus, la connectivité pourrait être un aspect important de l'évaluation des services écosystémiques rendus et pour la conservation de la biodiversité dans la mesure où elle façonne en partie les communautés (Mitchell *et al.*, 2013, Nam Ng *et al.*, 2013).

1.2.4. Effets sur les pollinisateurs

La fragmentation des habitats au sens large est pointée comme responsable majeur du déclin de la biodiversité et des pollinisateurs en général (Ricketts *et al.*, 2008, Winfree *et al.*, 2009). La perte d'habitat et l'augmentation de la distance inter patches seraient ainsi liées à une diminution de l'abondance et de la richesse spécifique (Ricketts *et al.*, 2008, Winfree *et al.*, 2009, Öckinger *et al.* 2012). L'augmentation de la distance entre les patches d'habitats devient problématique dès lors qu'un seul d'entre eux ne permet plus de réunir toutes les ressources nécessaires à la réalisation d'un cycle de vie complet (Source de pollens/nectar, sites de nidifications, plantes hôtes ...) (Potts *et al.*, 2005, Klein *et al.*, 2007). Ainsi, un insecte dont la capacité de vol est inférieure à la distance entre patches, ne pourra pas réunir toutes les ressources favorables à son développement. Si les zones couvrant ces fonctions se trouvent à la capacité de dispersion limite maximale de l'espèce, il est peu probable que celle-ci se déplace d'un patch à l'autre (Drossart *et al.*, 2019).

La taille des fragments d'habitat joue également son rôle. Plusieurs études ont démontré une diminution de la richesse spécifique et l'abondance des abeilles et papillons en lien avec la réduction de la surface des îlots d'habitats disponibles dans le paysage (Tscharrntke, *et al.*, 2002, Steffan-Dewenter *et al.*, 2006, Öckinger *et al.* 2012). La fragmentation ayant un effet de

filtre sur les espèces pouvant se déplacer dans le paysage, elle impacte également l'uniformité des communautés (Marini *et al.*, 2014). De cette manière, un paysage composé de petits fragments d'habitat présenterait des communautés uniformes composées d'espèces très mobiles et souvent généralistes (Marini *et al.*, 2014).

Contrairement à ce que l'on pourrait imaginer, l'ensemble des effets de la fragmentation ne sont pas forcément négatifs. Ils dépendraient en réalité des espèces, de leurs traits fonctionnels et de leur niveau de spécialisation (Tscharntke, *et al.*, 2002, Potts *et al.*, 2005, Steffan-Dewenter, *et al.*, 2006, Klein *et al.*, 2007, Bommarco *et al.*, 2010, Jovičić *et al.*, 2017, Potts *et al.*, 2010, Öckinger *et al.* 2012). Ainsi, les effets de la fragmentation au sens large seraient plus importants sur les papillons monophages (Tscharntke, *et al.*, 2002), sur les abeilles oligolectiques et parasites ou solitaires (Steffan-Dewenter, *et al.*, 2006).

La littérature fait également état de certains effets positifs de l'urbanisation sur certaines guildes telles que les abeilles nichant dans des cavités (Carré, *et al.*, 2009, Jauker *et al.*, 2009). La transformation de l'habitat initial peut entraîner dans une certaine mesure la création de nouveaux micro-habitats au sein desquels de nouvelles ressources vont pouvoir émerger (Winfrey *et al.*, 2009). Ainsi, ces habitats de transition pourraient augmenter la diversité des pollinisateurs localement.

La différenciation dans la réponse des pollinisateurs selon leurs traits fonctionnels peut être liée aux caractéristiques de la matrice et notamment au fait qu'elle soit complètement imperméable ou non (Westrich, 1996, Kremen, *et al.*, 2007, Öckinger *et al.* 2012, Jauker *et al.*, 2009). De cette manière, le fait qu'elle soit pauvre en ressources et difficile à traverser va amplifier l'effet négatif de la diminution de la surface d'habitat (Jauker *et al.*, 2009, Öckinger *et al.*, 2012, Jovičić *et al.*, 2017). Par exemple, les papillons des sites directement cerclés de forêts présentent moins de risques que ceux de sites imbriqués dans une matrice agricole, car la nature de la matrice présente des ressources complémentaires et plus d'hétérogénéité (Öckinger *et al.*, 2012).

2. OBJECTIFS ET HYPOTHESES

Dans le cadre du projet européen de conservation des insectes pollinisateurs Safeguard (Workpackage 2, task 2.3)¹, nous nous intéressons par le biais de ce travail aux communautés d'abeilles, de papillons et de syrphes de la vallée de la Haine et de ses alentours. Cette dernière est en effet largement anthropisée et les milieux semi-naturels s'y faisant relativement rares, l'habitat des pollinisateurs y est particulièrement fragmenté et dispersé.

L'objectif de ce travail de mémoire peut se diviser en trois sous objectifs qui sont

1. Décrire les communautés de pollinisateurs (abeilles, syrphes et papillons Rhopalocères) sur les 19 sites échantillonnés, représentatifs des prairies semi-naturelles de la vallée de la Haine.
2. Déterminer le degré de connectivité et décrire le paysage des différents sites de collecte par l'intermédiaire d'un système d'information géographique et d'une enquête de terrain.
3. Modéliser les éventuelles relations existantes entre connectivité et diversité des communautés

Les sites semi naturels sélectionnés s'insérant dans une large matrice majoritairement agricole et urbanisée, on pourrait s'attendre à observer des communautés moins diversifiées et composées d'espèces sur les sites les plus faiblement connectés et dont le paysage alentour est plus urbanisé. Inversement les communautés les plus diversifiées et les espèces spécialistes devraient être plus abondantes sur les sites les mieux connectés (Ricketts *et al.*, 2008, Winfree *et al.*, 2009, Brückmann *et al.*, 2010, Öckinger *et al.* 2012).

¹ <https://www.safeguard.biozentrum.uni-wuerzburg.de/Project/About.aspx>

3. Matériel et méthode

3.1. Contexte

Ce mémoire s'inscrit dans le projet Safeguard, projet européen de conservation des pollinisateurs Horizon 2020. Un des objectifs de ce projet est de déterminer comment les assemblages de pollinisateurs sont impactés par la connectivité des milieux. Un protocole a été établi pour répondre à cette problématique au niveau européen avec des possibilités d'adaptations locales (Safeguard, 2022). Pour cela il prévoit initialement un échantillonnage de 30 prairies susceptibles d'abriter une forte diversité de pollinisateurs et distantes d'au moins 2 kilomètres. Ces sites doivent présenter un gradient de surface et de connectivité, mesuré par le pourcentage de surface de prairies calcaires présentes dans un buffer de 2km.

Dans un premier temps, il a fallu identifier des sites d'intérêts naturels à semi naturels dans un aire donnée de 20km². La pression humaine est particulièrement présente en province du Hainaut. Une très grande part du sol y est considéré comme artificialisé ou destiné à la production agricole (Tableau.1) (Iweps & SPW, 2022). Il n'existe ainsi plus de milieux considérés comme naturels, dans le sens où ils n'ont pas été lourdement façonnés par l'Homme. De ce fait l'ensemble de nos sites sont en réalité considérés comme semi naturels. Ils sont définis ici comme des milieux qui ont été modifié structurellement dans l'histoire par l'Homme et qui par la suite ont été plus ou moins spontanément recolonisé par la faune et la flore (Baguette *et al.*, 1995).

Tableau 1 : Récapitulatif des proportions de sols artificialisés de terres arables et de milieux semi naturels en Wallonie et sur les différentes communes de notre zone d'échantillonnage.

<i>Communes sur lesquelles au moins un site échantillonné se trouve.</i>	<i>Part de superficie artificialisée (%)</i>	<i>Part de terres arables et cultures permanentes (%)</i>	<i>Part de milieux semi-naturels (%)</i>
<i>Wallonie</i>	10,8	28,4	2,5
<i>Mons</i>	25,4	24,5	6,2
<i>Quaregnon</i>	41,5	8,1	17,5
<i>La Louvière</i>	34,4	19,9	8,2
<i>Saint Ghislain</i>	22,2	17,0	4,3
<i>Estinnes</i>	6,6	54,7	0,8
<i>Merbes-le-Château</i>	6,9	53,1	2,0
<i>Beloil</i>	12,9	38,8	1,0

3.2. Choix des sites

Dans notre intention initiale le projet se devait de traiter des pollinisateurs des prairies calcaires (code EUNIS E1.2). Dans le Hainaut, ces prairies sont rares et isolées

(Biodiversité.wallonie.be). A l'échelle d'un travail de fin d'étude et sur une période de collecte des données réduites, un échantillonnage de ces milieux semblait délicat. C'est donc dans un souci de praticité et afin d'adapter le protocole au paysage local, que nous avons choisi des sites correspondants à une plus large définition des milieux prairiaux. Les sites choisis correspondent donc à la définition selon le code EUNIS européen E, aux « formations végétales dominées par une strate herbeuse (graminées et dicotylées) » (biodversité.wallonie.be). Dans cette définition englobant tous les types de milieux ouverts, nous nous sommes concentrés sur les formations semi-naturelles en excluant les milieux exploités. On retrouve donc parmi les sites sélectionnés des milieux allant de prairies sèches sur sol sablonneux (Reserve Tilou, Près du Grand Rieux) à très humides (Merbes-Le-Château), en incluant également des prairies sur terrils plats, caractéristiques du paysage local.

La sélection de sites à étudier a commencé sur la base de sites déjà connus au sein du laboratoire (Fiordaliso, 2020, Lefebvre, 2021, Ruelle, 2021) et complétée par la base de données des sites de grand intérêt biologique (SGIB). Ces sites sont définis selon Dufrêne (2000) comme des zones caractérisées par la présence d'espèces ou d'habitats rares et menacés ou protégés. La liste de ces sites disponible sur le site Biodiversité.wallonie.be, une présélection de sites a été réalisée. Le protocole Safeguard impose une distance d'au moins 2km pour la sélection des sites d'intérêts. Cette distance permet de limiter l'influence de l'autocorrélation spatiale, processus par lequel un facteur présent sur un site influencerait les résultats retrouvés sur des sites proches (Oliveau, 2017). Pour cela, en utilisant le logiciel de cartographie QGIS (version3.16.15), chaque parcelle présélectionnée a été détournée afin d'identifier son centroïde et de réaliser un buffer de 2km autour de celui-ci. On élimine ainsi les sites trop proches les uns des autres.

Finalement ce sont 19 sites contre 30 idéalement prévus par le projet Safeguard qui ont été sélectionnés, dans un rayon de 30km autour de la ville de Mons (Province du Hainaut, Belgique) (Figure 1). Ils présentent une variabilité de taille allant de moins d'un demi-hectare à plus de 4 hectares. Leurs contours sont définis par des limites naturelles telles que des cours d'eau, haies ou parcelles forestières ou encore par des limites d'origines anthropiques telles que des chemins ou clôtures. On retrouve également parmi ces sites, différents niveaux de protections (réserve naturelle privée et Natura 2000) répartis de façon homogène le long du gradient de surface (tableau.2). On s'assure de cette manière de ne pas orienter les résultats en fonction de la qualité du milieu en limitant la présence de grands sites de bonne qualité et de petits sites de mauvaise qualité.

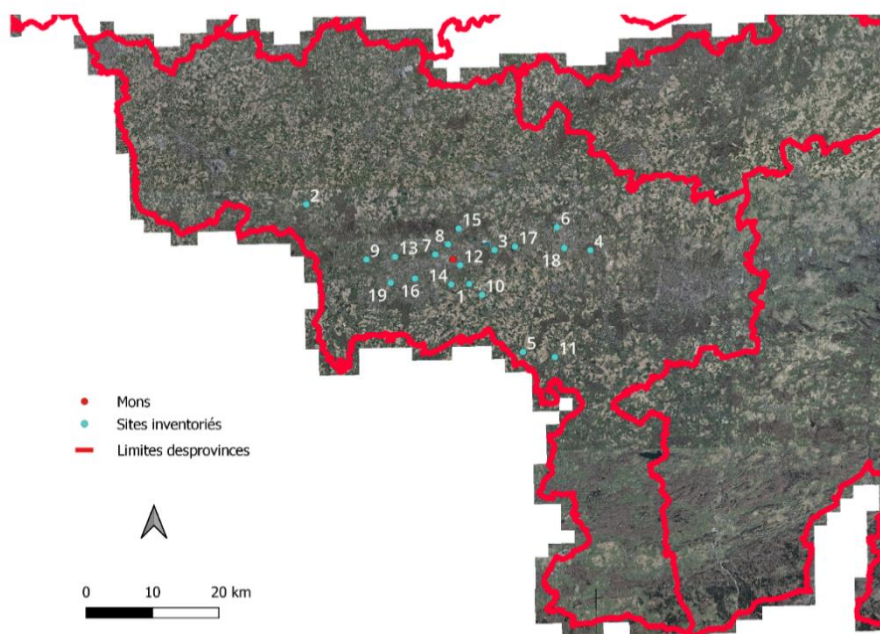


Figure 1 : Cartographies des sites inventoriés. L'indice correspond à celui du tableau ci-dessous.

Tableau 2 : Liste des sites avec les noms, coordonnées, surface, description et niveau de protection correspondant.

Nom	Indice	ID	Latitude	Longitude	Surface (ha)	Description	Niveau de protection
Ancien Moulin	1	BE1MOU05	50.420841	3.98621	1,28	Prairie fauchée à dominance de graminées	Natura 2000
Bois de Wadelincourt	2	BE1WAD08	50.531146	3.642045	0,86	Petite prairie très humide en lisière de boisement	Parc naturel des Plaines de l'Escaut
Calva l'Havré vie	3	BE1COR02	50.466685	4.040449	2,27	Grande prairie sèches dominée par le mélilot	Sans protection
Clairière de l'Olive	4	BE1OLI15	50.464207	4.244153	1,57	Clairière à végétation herbacée	Sans protection
Fosse aux Sables	5	BE1FOS06	50.327609	4.098058	0,37	Ancienne carrière sablonneuse avec présence de mares	Reserve naturelle Natagora
Garocentre	6	BE1GAR14	50.49631	4.173867	4,26	Friche industrielle avec présence de saules	Sans protection
Geothermia	7	BE1GEO04	50.461553	3.914896	0,27	Petite prairie herbacée	Sans protection
Grand Large	8	BE1LAR12	50.424243	3.819988	2,17	Prairie à dominance de graminée	Sans protection
Grand Rieu	9	BE1RIE09	50.455721	3.768784	0,4	Clairière à dominance de graminée	Reserve naturelle Natagora
La Trouille	10	BE1TRO17	50.405863	4.012488	0,21	Petite prairie à dominance de graminées	Natura 2000
Parking du Dinosaur	11	BE1MER07	50.319934	4.164989	3,32	Prairie humide	Reserve naturelle Natagora
Près du Village	12	BE1VIL01	50.446041	3.968655	5,34	Megaphorbiaie	Reserve naturelle Natagora
Reserve Marionville	13	BE1MAR10	50.459341	3.83005	3,95	Prairie sèche végétation rase à buissonnante	Reserve naturelle Natagora
Reserve Ronveaux	14	BE1RON18	50.42071	3.94792	0,39	Clairière à dominance de graminées	Reserve naturelle Natagora
Reserve Tilou	15	BE1TIL03	50.496246	3.965264	1,34	Clairière à végétation herbacée	Reserve naturelle Natagora
Rue du Castillon	16	BE1QUA11	50.429497	3.871196	4,53	Ancien terail et prairie mixte à dominance de graminées	Sans protection
Tallu aux Noyers	17	BE1TAL13	50.47071	4.087206	6,67	Prairie à dominance de graminées	Sans protection
Terril du Sars-Lonchamps	18	BE1TSA16	50.467801	4.188476	1,35	Terril à végétation rase à buissonnante	Sans protection
Terril du Sept	19	BE1TES19	50.424284	3.819617	3,82	Terril à végétation rase à buissonnante	Sans protection

3.3. Méthode d'échantillonnage :

Le protocole d'échantillonnage prévoit deux types de transects, d'une part le transect papillons et d'une autre le transect simultané abeilles et syrphes. L'ensemble des données a été collectées entre les mois d'avril et de juillet 2022. Afin de suivre au mieux l'évolution des communautés et les variations saisonnières (Williams *et al.*, 2001), chaque site a été échantillonné trois fois, à raison d'un passage par mois. Le travail réalisé ici tiendra donc uniquement compte des communautés de pollinisateurs des mois d'avril mai et juin. Cependant, le monitoring du projet Safeguard ne se limite pas à cette période. Les échantillonnages continueront chaque mois jusqu'en de septembre inclus, avec la relève d'un nouvel observateur principal.

D'un point de vue pratique et afin de garantir des conditions optimales de détection, les transects ont été réalisés par jour de beau temps lorsque les températures étaient supérieures à 13°C ou à partir de 17°C, si le temps était nuageux (Lebhun *et al.*, 2013, Sevilleja *et al.*, 2019). Dans cette même optique, tous les échantillons ont été réalisés lorsque le vent était inférieur à 5 sur l'échelle de Beaufort, soit moins de 40kmh (Sevilleja *et al.*, 2019). De manière générale et afin de respecter ces conditions de sorties, les transects ont été réalisés entre 10h et 17h à raison de 2 sites par jour en moyenne. Ces horaires correspondent à la période d'activité des pollinisateurs (Williams *et al.*, 2001, Lebhun *et al.*, 2013). Cependant, lorsque les conditions le permettaient certains transects ont été poussés jusqu'à 18 heures.

Ce rythme d'échantillonnage permet un passage sur chaque site en 10 à 15 jours. Néanmoins, les conditions météorologiques étant assez variables, les journées dédiées à la collecte ont été étalées sur 30 jours pour chacun des 3 passages. Le temps de travail sur chaque site était d'environ 1 heure et 2h pour les transects papillons et abeilles/syrphes respectivement. A terme, cela représente un effort de collecte de 170 heures de prospection pour une personne seule.

Sur le terrain, chaque transect est enregistré à l'aide de l'application smartphone Android « GPS Tracker ». L'ensemble des tracés est extrait et peut être visualisé et remesuré sur le logiciel QGIS. L'enregistrement des tracés GPS sur l'application permet de chronométrer le temps et de mesurer la distance parcourue pour chaque transect.

Les transects papillons ont toujours été réalisés par le même observateur, afin de garantir la capacité d'identification des insectes sur les sites. Les transects abeilles et syrphes ont eu été réalisés par quatre personnes au total.

3.3.1. Echantillonnage des papillons

La méthode appliquée pour les transects papillons est une méthode dérivée de la technique « Pollard Walk » (Pollard and Yates, 1994). Il s'agit donc ici de réaliser un transect marchant standardisé dans le temps et dans l'espace. Le choix pour le protocole Safeguard a été de fixer ces transects à 600 mètres parcourus en 30 minutes. Ceux-ci ne comptant pas les pauses pour la manipulation des insectes et la prise de notes. Le fait de fixer une distance et un temps de parcours permet de standardiser la méthode de collecte dans le but d'obtenir des résultats comparables pour l'ensemble des pays prenant part au projet. Ces 600 mètres sont eux même divisés en 6 sous transects d'environ 100 mètres à réaliser donc en 5 minutes chacun, soit l'équivalent d'une marche à 24m/min. Le découpage en sous transects permet de couvrir au maximum la variabilité du terrain (Sevilleja *et al.*, 2019). Ainsi il est possible de se déplacer entre les sous transects pour échantillonner sur les micro-habitats présents sur le site et de maximiser la détection des espèces (Sevilleja *et al.*, 2019). Il permet également de couvrir au mieux les plus grands sites. Lors des comptages, seuls les papillons traversant un cadre imaginaire de 5 mètres autour du collecteur sont pris en compte, soit 2,5 mètres de chaque côté de lui-même et de 5 mètres au-dessus du sol (figure 2) (Sevilleja *et al.*, 2019). Cette méthode permet finalement d'échantillonner une surface d'environ 3000 m² par site.

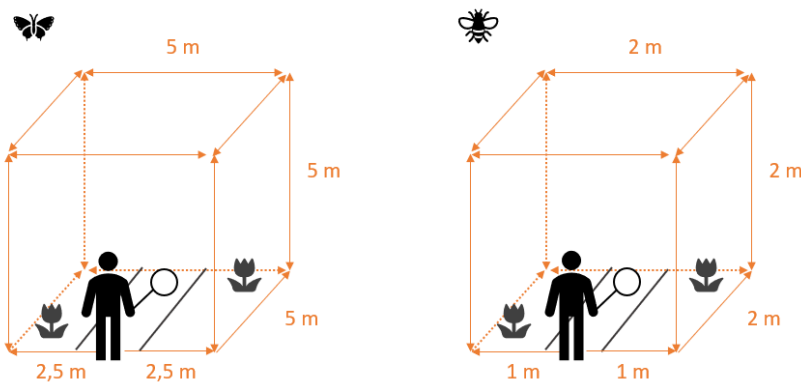


Figure 2 : Visualisation de la méthode d'échantillonnage pour les transects papillons et abeilles. (Illustration inspirée de Chris Van Swaay issue de Butterfly Transect Counts: Manual to monitor butterflies de Sevilleja *et al.* (2019).)

Ce transect type est appliqué à l'ensemble des sites indépendamment de leur surface. Cette précision est à prendre en compte puisque cela implique que les plus petits sites peuvent être échantillonnés à plus de 100%. Cette observation sera donc à prendre en compte dans nos conclusions.

Lors des comptages, les papillons sont soit identifiés en vol, soit capturés au filet à papillons blancs de 50cm de diamètre. Chaque individu observé est identifié à l'espèce et relâché. Cependant, il existe des espèces pour lesquelles seul un examen des pièces génitales mâles ou encore le séquençage ADN permettent l'identification certaine. Le cas s'est notamment présenté pour les deux espèces du genre *Leptidea* présentes en Belgique, *Leptidea sinapis* et *Leptidea reali*. Dans ce cas, seul le genre a été retenu dans le comptage. Dans la mesure où un papillon n'a pas pu être capturé et que son observation en vol n'a pas permis l'identification à l'espèce, alors un comptage au taxon supérieur a quand même été réalisé. De cette manière l'observation reste utile dans la mesure d'abondance sur le site. De ce fait et en plus de chaque taxon, trois groupes sont ajoutés à la liste de comptage :

- Pierides : regroupant les piérides observées certainement du genre *Pieris* (4 espèces potentielles).
- Hespéries orangées : regroupant les hespéries à la coloration orangée, certainement du genre *Thymelicus* (3 espèces potentielles).
- Azurés : regroupant les *Lycaenidae* à l'aspect bleu (15 espèces potentielles).

Enfin, afin d'enrichir les données du réseau de pollinisation, nous avons pris note des fleurs sur lesquelles les papillons ont été observés, chacune d'entre elles étant identifiées à l'espèce grâce à la Nouvelle Flore de Belgique (Lambinon *et al.*, 2012).

Echantillonnage des Abeilles et syrphes :

Le principe de collecte des abeilles et syrphes est adapté de celui des papillons. On réalise cette fois-ci sur chaque site un transect marchant de 500 mètres en 30 minutes. Plusieurs méthodes de collectes existent. De manière générale, il est possible de réaliser des collectes au filet ou d'utiliser des pans traps seul ou de leur utilisation conjointe avec un filet (Lebuhn *et al.*, 2013, Prendergast *et al.*, 2020). Néanmoins le choix dans notre cas de l'utilisation du filet seul est purement logistique, simplifiant l'utilisation du matériel sur le terrain.

Le transect total est encore une fois subdivisé en 6 transects d'environ 83 m. Le temps de collecte ne prend pas en compte la prise de notes et le temps de manipulation des insectes. Ainsi le chronomètre est stoppé à chaque capture réussie. La zone de détection pour le comptage est cette fois réduite à 2 mètres autour du collecteur, soit 1 mètre de chaque côté de celui-ci (Fig 2). De cette manière, la surface échantillonnée pour ce transect abeilles et syrphes est d'environ 1000 m². Les insectes sont collectés à l'aide d'un filet à papillons blancs

de 50cm de diamètre et capturés pour une identification hors terrain. La mise à mort est réalisée dans des pots en verre contenant un coton imbibé d'acétate d'éthyle, lui-même enroulé dans du papier afin de ne pas mouiller les insectes. Chaque pot est au préalable préparé et étiqueté pour recevoir tous les insectes capturés soit en vol, sur un site de nidification ou sur une fleur spécifique. Dans certains cas les insectes observés ont pu être formellement identifiés (ex : *Episyrphus balteatus*) ne sont alors pas obligatoirement collectés. Dans d'autres cas, la capture a été manquée ou l'insecte a pu s'échapper. L'ensemble de ces observations est pris en compte et noté dans une catégorie « Not Caught ». Les comptages des individus non identifiables avec certitude seront repris dans les analyses d'abondance seulement.

Les individus capturés sont ensuite épinglés ailes et pattes dégagées afin de faciliter l'identification. Pour les abeilles et syrphes mâles, les génitalia ont également été extraits. A chaque insecte est attribué une étiquette reprenant le lieu et la date de collecte ainsi qu'une précision de la fleur sur laquelle il a été observé si nécessaire. Dans un premier temps, les abeilles sont regroupées et pré-identifiées au genre à l'aide de la clé des genres des Abeilles d'Europe (Michez *et al.* 2019). Les syrphes, quant à eux, sont organisés par morpho espèces et également pré-identifiés au genre ou à l'espèce grâce à la clé des Syrphes de Belgique et des Pays Bas (Sapoll, 2020). L'ensemble des collections sont ensuite confiées à William Fiordaliso pour la vérification et l'identification définitive de la majorité des insectes avec l'aide ponctuelle de Maud Mignot, pour les abeilles du genre *Nomada* et Thomas Wood principalement pour les Andrènes du genre *Micrandrena*.

Les clés de référence utilisées pour l'identification des abeilles sont Fauna Helvetica et la Catalogue et clé des sous-genres et espèces du genre *Bombus* de Belgique et du nord de la France de Rasmont et Terzo de 2017. Pour les syrphes les identifications sont basées sur la Clés des syrphes d'Europe occidentale de Van Veen (2010).

3.3.2. Estimation du couvert végétal :

Lors de la période d'échantillonnage, en plus des transects insectes, un inventaire des espèces en fleurs a été réalisé. L'identification des espèces en fleurs présentes sur le site a soit été réalisée en simultané du transects papillons, soit une fois les deux transects par site terminés. Ainsi, chaque fleur croisée lors d'un transect a été identifiée dans la mesure du possible à l'espèce, à l'exception des arbres et arbustes de plus de deux mètres. Afin de faciliter le travail

sur le terrain, une liste des espèces les plus communes de Belgique a au préalable été établie. Une fois sur site et en cas de doute, les espèces ont été identifiées grâce à la Nouvelle Flore de Belgique (Lambinon *et al.*, 2012). Néanmoins, si l'identification précise n'a pas pu être faite avec certitude, alors elle a été faite au genre.

Après chaque passage, le collecteur estime à vue et en pourcentage le recouvrement, espèce par espèce, par rapport à la surface du transect réalisé. Cette estimation par espèces permet par définition, si l'on ajoute l'ensemble de ces pourcentages de recouvrement, une valeur supérieure à 100%.

Les transects papillons et abeilles/syrphes ont été réalisés en suivant les mêmes tracés et dans la majorité des cas par le même observateur. De cette manière, les proportions d'espèces en fleurs rencontrées sur les deux transects ont été estimées comme étant égales.

En suivant le même principe et toujours selon le protocole Safeguard, une estimation du couvert floral total du site par rapport à la surface totale du site est également exprimée en pourcentage lors de chaque passage. Afin de s'assurer de la constance dans l'estimation à vue du couvert végétal, les valeurs ont toujours été fixées par le même observateur.

3.4. Milieux semi-naturels, analyse du paysage et connectivité :

L'objectif de l'étude étant de caractériser la manière dont la connectivité des milieux affecte les communautés de pollinisateurs, il nous faut pouvoir mesurer la connectivité de chaque site par rapport à son environnement. Pour cela nous devons identifier ce que l'on considère comme faisant partie de la matrice et ce que l'on considère comme habitat, le tout dans le périmètre de vol estimé des pollinisateurs (Kindlmann et Burel, 2008).

Avant tout calcul d'indice de connectivité, il faut identifier et cartographier les sites considérés comme habitats. Pour déterminer cela, on utilise le logiciel QGIS desktop (version 3.16.15). A l'aide de la couche Ecotope 2018 fourni par LifeWatch (LifeWatch.be, 2018) une première phase de repérage des surfaces similaires aux prairies choisies est effectuée dans un rayon de 2km autour du centroïde des sites. Ce repérage consiste à ne conserver que les surfaces pouvant potentiellement abriter des espaces de végétations herbacées. Ceux-ci correspondent aux catégories de prairies diversifiées, prairies inondées, et espaces de végétation éparse, prairies monospécifiques à graminées et enfin aux espaces faiblement urbanisés. Renseignées par l'attribut LCCS (Land Cover Classification System par l'esa) de la

couche écotope. La distance de deux kilomètres représente la potentielle distance de vol maximal que nous pouvons attendre des pollinisateurs observés, malgré le fait que celle-ci varie largement d'une espèce à l'autre (Scott, 1975, Greenleaf *et al.*, 2007, Öckinger *et al.* 2009).

A partir de là, un travail minutieux de vérification des potentielles surfaces intéressantes autour de chaque site a été réalisé. Depuis les images orthophotos de 2021, disponibles sur le Portail WalOnMap, chaque parcelle correspondant à notre définition de milieu ouvert ou de prairie a été délimitée manuellement. La présence et l'adéquation entre ces zones et leurs classifications ont ensuite été vérifiées sur le terrain, si celles-ci étaient accessibles.

Le protocole du projet Safeguard se base sur la mesure de surface de prairie dans le rayon de 2km autour de chaque site comme premier estimateur de la connectivité. Cependant, il existe dans la littérature une multitude de manières d'estimer celle-ci (Moilanen et Nieminem, 2002, Kindlmann et Burel, 2008). Au moment de la réalisation de ce travail, aucun autre estimateur n'avait été fixé pour décrire la connectivité pour Safeguard. Nous avons donc choisi de compléter notre étude en sélectionnant deux estimateurs également utilisés dans la littérature :

- La distance au plus proche voisin : Celui-ci correspond simplement à la mesure de la plus courte distance entre le site étudié et la plus proche parcelle de milieu semi-naturel dans un rayon donné, ici 2km (Moilanen et Nieminem, 2002). Ces valeurs ont été calculées grâce au plugin NNjoin disponible sur le logiciel QGIS.
- Indice de Hanski : Il s'agit d'une valeur de connectivité associée à la formule suivante :

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

Ici i est le site étudié, j un patch d'habitat dans le paysage, A est la surface du site étudié, d la distance au prochain site, α un paramètre basé sur la capacité de dispersion de l'espèce et b un paramètre de mise à l'échelle de la distance (Moilanen et Nieminem, 2002).

Nous avons également choisi de réaliser une analyse simple du territoire dans le rayon de 2km autour des sites étudiés. Pour cela et toujours grâce au logiciel QGIS et à la couche Ecotope, nous avons calculé le pourcentage de sol artificialisé et de forêts.

3.5. Statistiques

Les analyses statistiques ont toutes été réalisées sur le logiciel R version R-4.2.2. Chaque analyse sur les variables de communautés est effectuée séparément pour les papillons, abeilles et syrphes.

3.5.1. Accumulation :

L'ensemble des données résulte d'une collecte de terrain. De cette manière, les espèces observées et collectées dépendent de l'effort et de la qualité de l'échantillonnage. Avant de commencer toutes les analyses statistiques sur nos variables, il est important d'estimer à quel point les inventaires réalisés sont proches de la richesse spécifique réelle totale.

Pour cela, nous utilisons les courbes d'accumulation. La courbe d'accumulation permet de visualiser la complétude de notre échantillon. Pour un échantillon complet, la courbe croît de manière presque linéaire pour ensuite atteindre un plateau. Cet aspect vient du fait que, dans un premier temps, on trouve beaucoup de nouvelles espèces à mesure que l'on capture des spécimens. Cependant plus on avance, moins on a de chance d'observer une espèce qui n'a pas déjà été identifiée (Gotelli et Colwell, 2001). Ces courbes sont tracées à l'aide de la fonction `specaccum()` du package `Vegan`, pour chaque taxon.

Il est également possible d'extrapoler à partir de nos inventaires le nombre d'espèces attendues par site. Il existe plusieurs manières équivalentes d'estimer cette diversité (Chao et Chiu, 2014). Nous utiliserons donc plusieurs estimateurs Chao, Bootstrap et Jackknife 1 et 2 afin de déterminer un nombre d'espèces auquel on pourrait s'attendre en atteignant l'asymptote de cette courbe d'accumulation. Pour estimer ces indices, nous utilisons la fonction `specpool()` du package `Vegan`.

3.5.2. Nombre de Hill et raréfaction

De nombreux indices de diversité sont utilisés dans la littérature ayant chacun leurs intérêts et leurs inconvénients (Legendre, 2012). Parmi eux, les nombres de Hill permettent de regrouper plusieurs de ces indices avec l'avantage de s'exprimer très concrètement en nombre d'espèces. Le premier nombre de Hill N_0 peut s'interpréter comme la richesse spécifique, le second comme le nombre d'espèces abondantes N_1 et N_2 comme le nombre d'espèces communes (Hill, 1973). Ces derniers sont estimés grâce à la fonction `estimateD()` du package

iNEXT. Cette fonction permet de raréfier les nombres de Hill standardisés en fonction de la couverture, processus que nous expliquerons au paragraphe suivant.

La raréfaction permet d'interpoler la diversité d'un site en ramenant son effort d'échantillonnage à un niveau inférieur, en général celui du site dont l'échantillonnage est le moins complet. Cette manipulation permet de standardiser les données pour pouvoir les comparer entre elles. La courbe de raréfaction représente la richesse spécifique en fonction de l'abondance par site. Elle est construite à l'opposé de la courbe d'accumulation, en retirant une à une les unités d'échantillonnage et en recalculant à chaque étape la richesse spécifique en résultant (Gotelli et Colwell, 2001). Pour calculer la raréfaction de chaque site et pour chacun des taxons, nous utilisons la fonction `rarecurve()` du package `Vegan`. L'analyse de nos échantillons est complétée par l'utilisation de la couverture. Il s'agit de la proportion du total des individus de la communauté appartenant à une espèce identifiée dans l'échantillon. En comparaison de la complétude, la raréfaction effectuée sur base de la couverture tient compte des différences d'abondance pouvant exister d'un site à un autre. Elle permettrait de conserver une plus grande quantité de données par rapport aux raréfactions basées sur le nombre d'individus collectés (Chao et Jost, 2012).

3.5.3. Diversité beta

Les indices calculés jusqu'ici permettent uniquement de caractériser chaque site échantillonné, il s'agit jusque-là de diversité alpha. Cependant, il est tout aussi intéressant de s'intéresser à la diversité beta. Celle-ci peut être définie comme une mesure de la variation des communautés dans l'espace. Il existe encore une fois plusieurs manières de calculer cette diversité (Koleff *et al.*, 2003, Anderson *et al.* 2011). Cependant il a ici été question de la dissimilarité de Bray Curtis. Cet indice possède l'avantage de ne pas être soumis au problème du double zéro. Le problème du double zéro survient lorsqu'un indice de dissimilarité tend à rapprocher des sites partageant une absence simultanée. En écologie, l'absence simultanée de deux espèces sur deux sites ne constitue pas une information pertinente permettant de les comparer (Legendre et Legendre, 2012). La fonction `vegdist()` du package `vegan` nous permet d'obtenir une matrice de distance basée sur notre matrice de communauté par taxon.

3.5.4. Autocorrélation environnementale

La sélection de nos sites implique déjà lors de sa réalisation de choisir des sites assez éloignés les uns des autres afin de minimiser l'autocorrélation environnementale. Les chances de biais entre les variables basées sur nos communautés et la distance séparant nos sites est faible. Cependant il reste intéressant de déterminer s'il existe une structure géographique au sein de nos communautés. Un test simple peut nous permettre de le vérifier. Nous utilisons un test de Mantel qui permet de mesurer la corrélation entre deux matrices de distance (Borcard *et al.*, 2018). Nous utiliserons donc la matrice de distance géographique entre chaque site échantillonné et la matrice de dissimilarité estimée par l'indice de Bray Curtis. Ce test est réalisé grâce à la fonction `mantel.correlog()` du package `vegan`.

3.5.5. Modèle et sélection des variables

Afin de déterminer quels facteurs mesurés influencent réellement la structuration de nos communautés de pollinisateurs, nous utilisons des modèles linéaires généralisés. Il s'agit ici de modéliser l'abondance totale des papillons, abeilles et syrphes et leur richesse spécifique raréfiée de chaque site (variables réponses) en fonction de différentes variables explicatives découlant principalement de la description du paysage. Au total, ce sont 6 variables explicatives qui sont testées. Il s'agit à chaque fois d'un des trois indices de connectivité, du nombre d'espèces en fleurs et de la couverture florale totale sur le site. En termes d'analyse spatiale, nous nous intéressons également en tant que variable réponse, à la surface de sol artificialisé ainsi qu'à la proportion de forêts dans le rayon de 2 km autour du site. Nous prendrons également la surface du site comme variable explicative.

Nos variables explicatives sont utilisées pour décrire l'abondance et la richesse spécifique raréfiée. Il s'agit donc de données issues d'un comptage et celles-ci seront le mieux décrites à partir d'un modèle linéaire généralisé suivant une distribution de poisson (Dunn et Smyth, 2018). Cependant pour utiliser une telle distribution, il est nécessaire de vérifier la condition d'égalité entre la variance et la moyenne. Pour cela on peut réaliser un test de sur-dispersion sur R studio avec la fonction `dispersiontest()` du package `AER`. Dans le cas où la sur dispersion est avérée, ce qui n'est pas rare dans les études en écologie, nous utiliserons alors plutôt la loi binomiale négative afin de décrire la composante stochastique de nos données (Dunn et Smyth, 2018). Dans ce cas-là, les modèles seront établis grâce à la fonction `glm.nb()` du package `MASS`.

Afin de pouvoir utiliser ce type de modèle, il est également nécessaire de vérifier plusieurs hypothèses. Dans un premier temps, nos variables explicatives ne doivent pas être corrélées entre elles ou en fonction d'une autre. Pour tester cette hypothèse, nous testons ici la corrélation entre chaque variable explicative à l'aide de la fonction `ggpairs()` du package `ggplot2`. Nous utilisons également le VIF, facteur d'inflation de la variance. Dans une situation idéale et pour pouvoir valider nos modèle les VIF de chaque variable ne devrait pas dépasser 1. Cette situation est presque impossible pour des données biologiques, Une marge de tolérance est donc admise. Il ne semble pas exister dans la littérature un seuil bien établi ou un test statistique permettant d'accepter ou rejeter la multi-colinéarité d'une variable. Fox (2007) propose de rejeter les variables au VIF supérieures à 10, Nous nous basons donc sur cette valeur seuil (Fox *et al.*, 2007). Les Vif pour chaque modèle sont calculés grâce à la fonction `vif()` du package `car`.

Nous utilisons ici des modèles linéaires généralisés, Il n'est donc pas possible d'utiliser les résidus et le R^2 pour évaluer le meilleur modèle. Pour ces modèles, cependant, il est possible d'utiliser de manière analogue le Pseudo- R^2 . Cet indice est calculé sur la base de la déviance résiduelle, un indice construit à partir de la vraisemblance du modèle. (Fox, 2015, Dunn & Smyth, 2018). Le pseudo- R^2 est estimé pour chacun des modèles grâce à la fonction `Dsquared()` du package `modEvA`. L'ensemble de vérifications recommandées par Dunn et Smyth (2018) a également été suivi.

Sélection du meilleur modèle.

Nos indices de connectivité sont dépendants les uns des autres, Ces derniers ne peuvent donc pas être utilisés en simultanément dans nos modèles. Il faut donc pour chaque taxon sélectionner la meilleure combinaison de variables. Nous utiliserons ici le critère d'information d'Akaike corrigé (AICc). L'AICc le plus faible permet de sélectionner le modèle le plus parcimonieux.

3.5.6. Ordination non contrainte

Afin de mettre en évidence le lien entre la composition des communautés et notamment leurs dissimilarités en fonction du niveau de connectivité, nous utilisons une méthode d'ordination non contrainte. Le choix s'est porté sur la méthode NMDS (Non metric multidimensional scaling). Cette analyse représente les sites dans un espace à deux dimensions au sein duquel des points proches partagent des assemblages d'espèces proches. Cette méthode ne se base pas sur une distance euclidienne, de cette manière, nous pouvons utiliser la dissimilarité de Bray Curtis pour décrire nos assemblages. Cette représentation est associée au calcul du stress

donnant un indice sur la fiabilité de la représentation (Borcard *et al.*, 2018). Dans l'idéal, celui-ci devrait être inférieur à 0.2. Nous utiliserons également un diagramme de Shepard afin de vérifier la fiabilité de la représentation (Borcard *et al.*, 2018). Ce dernier représente la distance représentée en fonction de la distance initiale, la relation entre les deux devrait être monotone croissante. Ce dernier test est réalisé grâce à la fonction `stressplot()`. La représentation graphique de l'ordination est elle, faite grâce à la fonction `metaMDS()` du package `Vegan`.

4. RESULTATS

4.1. Description des données

La mise en application du protocole d'inventaire des mois d'avril, mai et juin 2022 a permis de collecter et d'identifier de nombreuses espèces de pollinisateurs.

Tableau 3 : Tableau récapitulatif de l'abondance et de la richesse spécifique observées et des nombres de Hill raréfiés par site échantillonné pour les inventaires papillons.

Sites	Papillons				
	Abondance	Richesse spécifique observée	H0r	H1r	H2r
<i>Ancien Moulin</i>	50	12	10,835	4,579	2,609
<i>Bois de Wadelincourt</i>	98	15	10,822	8,875	7,479
<i>Calva l'Havré vie</i>	60	13	9,563	5,607	3,922
<i>Clairière de l'Olive</i>	76	13	8,454	4,825	3,169
<i>Fosse aux Sables</i>	73	8	5,372	4,452	3,838
<i>Garocentre</i>	30	8	6,468	5,059	4,166
<i>Geothermia</i>	39	10	8,306	6,598	5,509
<i>Grand Large</i>	321	12	3,387	2,316	1,832
<i>Grand Rieu</i>	135	17	9,809	4,864	2,902
<i>La Trouille</i>	31	9	7,365	6,483	5,851
<i>Parking du Dinosaur</i>	106	10	4,399	2,695	1,991
<i>Près du Village</i>	36	8	5,784	4,593	3,844
<i>Reserve Marionville</i>	50	16	15,540	9,672	6,235
<i>Reserve Ronveaux</i>	82	13	9,085	5,743	3,850
<i>Reserve Tilou</i>	51	15	13,329	8,728	5,763
<i>Rue du Castillon</i>	70	9	5,673	4,578	3,892
<i>Tallu aux Noyers</i>	52	11	7,937	5,729	4,440
<i>Terril du Sars-Lonchamps</i>	49	12	9,706	6,908	5,266
<i>Terril du Sept</i>	22	10	14,054	10,390	8,331

	Papillons		Abeilles		Syrphes	
	Nombres d'espèces	Pourcentage par classe	Nombres d'espèces	Pourcentage par classe	Nombres d'espèces	Pourcentage par classe
LC	23	79 %	75	86 %	63	93 %
NT	-	-	5	6 %	-	-
VU	1	3 %	4	5 %	2	3 %
EN	-	-	1	1 %	-	-
CR	1	3 %	2	2 %	1	1 %
NE	4	14 %	-	-	2	3 %

Tableau 4 : Tableau récapitulatif des statuts IUCN des espèces identifiées.

	Papillons	Abeilles	Syrphes
Singletons	9 %	34 %	22 %
Doubletons	6 %	12 %	26 %
>3	84 %	53 %	61 %

Tableau 5 : Récapitulatif des pourcentages de singleton et doubletons des inventaires.

Si l'on s'intéresse dans un premier temps aux papillons, ce sont au total 29 espèces qui ont été identifiées parmi les 1431 individus dénombrés. Parmi ces espèces, 23 sont classées, selon

l'IUCN, comme non menacées sur le territoire belge, une comme vulnérable (*Pyrgus malvae*), une comme en danger critique (*Satyrrium ilicis*) et 4 comme non évaluées (Tab 4). Cependant toutes sont au statut de préoccupation mineure par l'IUCN au niveau européen. Les deux espèces les plus communes en termes d'abondance, retrouvées dans les inventaires sont de loin *Aglais io* et *Maniola jurtina*, avec respectivement 406 et 311 individus observés. On retrouve également en grande majorité des espèces communes telles que *Pieris napi* (88 individus) *Polyommatus icarus* (72 individus) et *Araschnia levana* (56 individus).

Sur l'ensemble des espèces, 12 ont été observées à moins de 10 reprises dont 2 avec 2 individus (*Papilio machaon* et *Carcharodus alceae*) et 2 avec seulement un individu (*Brenthis daphne* et *Satyrrium ilicis*)(Tab5) . Cependant, il existe un doute sur l'identification de ce dernier car il aurait pu s'agir de *Satyrrium pruni*, un thécla également rare en Belgique. Ce doute n'impacte pas les résultats statistiques, s'agissant d'une observation unique sur le site de Calva l'Havré Vie. En revanche, une erreur d'identification pourrait donc mener à une interprétation des résultats erronée, notamment d'un point de vue de leur écologie.

Lorsque l'on s'intéresse à l'abondance totale par site, le Grand large sort largement du lot. En effet, 321 papillons ont été comptés seulement sur ce site, la plupart de l'espèce *Aglais io* ont été observés lors du dernier inventaire. En comparaison, les sites du Terril du Sept et de Garocentre, sites les plus pauvres, ne comptent respectivement que 22 et 30 papillons observés sur l'ensemble des trois passages (Tab 5).

Tableau 6 : Tableau récapitulatif de l'abondance et de la richesse spécifique observées et des nombres de Hill rarifiés par site échantillonné pour les inventaires abeilles.

Abeilles

Sites	Abondance	Richesse spécifique observée	H0r	H1r	H2r
Ancien Moulin	42	15	8,536	6,765	5,503
Bois de Wadelincourt	70	18	5,729	4,417	3,444
Calva l'Havré vie	99	15	3,930	3,299	2,779
Clairière de l'Olive	75	12	2,598	2,324	2,080
Fosse aux Sables	32	19	20,382	17,637	15,427
Garocentre	18	7	4,809	4,232	3,730
Geothermia	27	9	5,291	4,522	3,874
Grand Large	127	14	3,342	2,918	2,548
Grand Rieu	34	11	5,791	4,526	3,589
La Trouille	26	10	6,569	5,582	4,777
Parking du Dinosaur	15	11	17,112	15,112	12,600
Près du Village	40	13	6,221	5,024	4,118
Reserve Marionville	41	16	12,103	8,010	5,443
Reserve Ronveaux	38	13	7,601	5,946	4,675
Reserve Tilou	49	27	28,411	23,035	18,606
Rue du Castillon	54	16	8,564	6,981	5,738
Tallu aux Noyers	61	18	9,213	7,362	5,931
Terril du Sars-Lonchamps	65	18	7,190	5,605	4,439
Terril du Sept	81	15	4,821	4,056	3,415

Les transects abeilles ont permis d'observer et de collecter 994 individus de 87 espèces différentes. Environ 34% de ces dernières n'ont été observées qu'une seule fois et 12% deux fois (Tab 5). Parmi la totalité des individus dénombrés, les abeilles les plus abondantes appartiennent au genre *Bombus*, avec d'abord *Bombus pascurom* (214 individus), *Bombus terrestris* (201 individus), et *Bombus lapidarius* (119 individus). Les espèces suivantes sont nettement moins représentées : *Andrena dorsata*, *Lasioglossum pauxillum* et *Andrena haemorrhoa* avec respectivement 49, 44 et 32 individus. Le genre *Andrena* est particulièrement représenté avec 15 espèces différentes identifiées.

On retrouve dans ces inventaires 5 espèces considérées comme presque menacées (NT) selon l'IUCN en Belgique (Drossart *et al.*, 2019), avec pour chacune d'entre elles 1 à 5 individus observés. Quatre espèces sont classées comme vulnérables avec toujours un seul individu collecté et une espèce est considérée comme en danger (EN) (Tab 4). Il s'agit d'*Anthophora retusa*, collectée une seule fois sur le Talus aux Noyers. Enfin, *Anthophora bimaculata* et *Megachile pilidens* sont, elles, classées comme en danger critique (CR) en Belgique et ont chacune été observées une seule fois sur le Terril du Sept (Milieu sec avec végétation rase à buissonnante).

En ce qui concerne l'abondance totale d'abeilles par site, le Grand large se démarque encore une fois. Sur ce site ont été comptées 127 abeilles, majoritairement représentées par le genre *Bombus* (Tab 6). A l'inverse, l'abondance par site est particulièrement faible pour les sites Garocentre et Parking du Dinosauré avec respectivement seulement 18 et 15 individus observés (Tab 6). La richesse spécifique observée est la plus importante sur le site de la réserve Tilou et de la Fosse aux Sables avec 27 et 19 espèces identifiées contre seulement 7 et 9 individus sur les sites de Garocentre et Geothermia.

Enfin lorsque l'on s'intéresse à nos communautés de syrphes, la collecte a permis d'identifier 68 espèces pour au moins 970 insectes observés. Pour l'ensemble des syrphes dénombrés 22% sont des observations uniques et 23% ont été observés à deux reprises (Tab 5).

De la même manière que pour les taxons précédents, la majorité des observations concerne des individus d'espèces très communes et considérées comme non menacées selon l'IUCN en Flandre et en Europe (Tab 5). On peut ainsi citer par ordre décroissant d'abondance, *Episyrphus balteatus*, *Eristalis tenax*, *Sphaerophoria scripta* avec respectivement 179, 95, 68 et 61 individus collectés. En comparaison, une plus petite proportion des individus collectés appartient à des espèces plus rares. Deux des espèces identifiées sont considérées comme

vulnérables par l’IUCN en Flandre. Il s’agit de *Melanogaster nuda*, observée une fois sur la réserve des Près du Village (Prairie à végétation herbacée et en partie humide) et de *Platycheirus peltatus*, également observée une fois sur le site des Près du Village mais aussi une fois sur le site de l’Ancien Moulin (grande prairie sèche dominée par les graminées). *Eumerus tricolor* est classée en Flandre par l’IUCN comme en danger critique d’extinction et a été observée une fois sur le site du Terril du Sars Longchamp (Terril à végétation éparse et buissonnante). *Xanthogramma dives* est la seule espèce au statut non évalué en Flandre mais considérée comme très rare d’après le site Observation.be. Elle a été observée à deux reprises au Bois de Wadelincourt (petite prairie humide et riche en fleurs) et une fois sur le Terril du Sars-Longchamps).

Contrairement au cas des abeilles et papillons, le site présentant la plus forte abondance de syrphes est le Bois Wadelindourt avec 115 syrphes observés. Les deux sites sur lesquels le moins d’individus ont été identifiés sont Geothermia et Garocentre avec une abondance par site respectivement de 12 et de 16 syrphes (Tab 7). Enfin la richesse spécifique observée est la plus faible sur les sites de Geothermia du Terril du Sept et de la Trouille avec respectivement 6, 6 et 7 espèces identifiées.

Tableau 7 : Tableau récapitulatif de l’abondance et de la richesse spécifique observées et des nombres de Hill rarifiés par site échantillonné pour les inventaires de syrphes.

<i>Syrphes</i>					
Sites	Abondance	Richesse spécifique observée	H0r	H1r	H2r
<i>Ancien Moulin</i>	62	20	12,350	8,362	5,560
<i>Bois de Wadelincourt</i>	115	23	11,504	9,181	7,230
<i>Calva l’Havré vie</i>	45	13	8,734	7,436	6,295
<i>Clairière de l’Olive</i>	46	20	15,859	13,843	12,153
<i>Fosse aux Sables</i>	80	25	14,801	11,327	8,657
<i>Garocentre</i>	16	11	17,123	14,021	10,435
<i>Geothermia</i>	12	6	5,179	4,561	4,056
<i>Grand Large</i>	48	18	12,395	9,825	7,904
<i>Grand Rieu</i>	80	24	14,084	10,956	8,532
<i>La Trouille</i>	26	7	3,578	2,821	2,291
<i>Parking du Dinosaur</i>	82	23	13,768	11,575	9,765
<i>Près du Village</i>	37	18	15,513	13,888	12,524
<i>Reserve Marionville</i>	48	21	17,608	14,054	11,507
<i>Reserve Ronveaux</i>	77	21	10,220	8,644	7,369
<i>Reserve Tilou</i>	48	14	9,023	7,148	5,580
<i>Rue du Castillon</i>	34	12	8,151	6,870	5,820
<i>Tallu aux Noyers</i>	35	13	9,039	6,842	5,179
<i>Terril du Sars-Longchamps</i>	45	14	7,596	6,437	5,514
<i>Terril du Sept</i>	34	6	3,108	2,651	2,277

4.2. Complétude

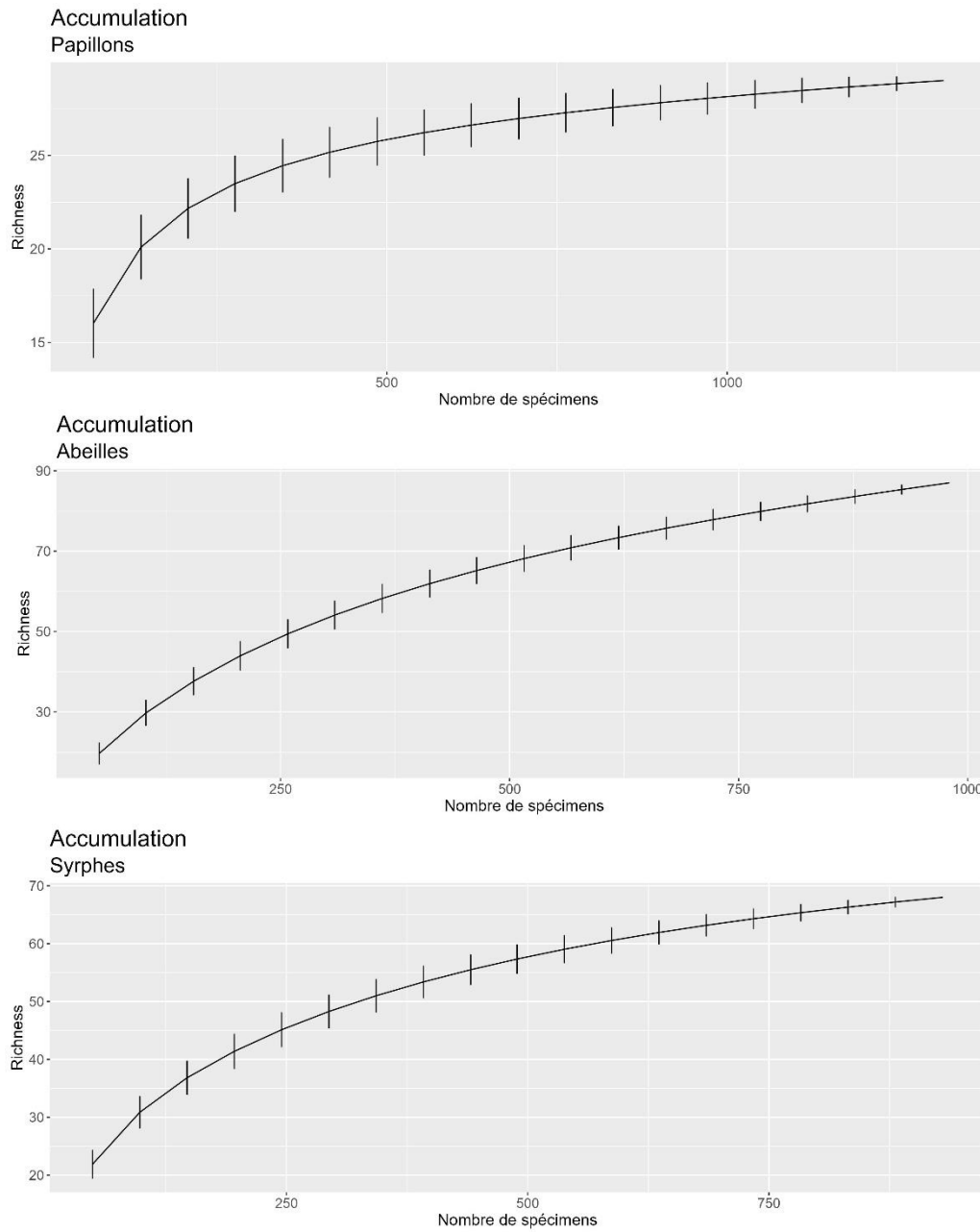


Figure 3 : Courbe d'accumulation du nombre d'espèces en fonction du nombre de spécimens basé sur les inventaires de papillon, abeilles et syrphes. Les intervalles de confiance sont obtenus sur 1000 permutations aléatoires.

	Espèces observées	Chao	Jack1	Jack2	Boot	Complétude minimale	Complétude maximale
Papillons	29	38 ± 10	34 ± 3	38	32±2	61 %	100%
Abeilles	87	127 ± 17	122 ± 12	140	103 ± 6	60 %	90 %
Syrphes	68	88 ± 11	90 ± 7	99	78 ± 4	69 %	88 %

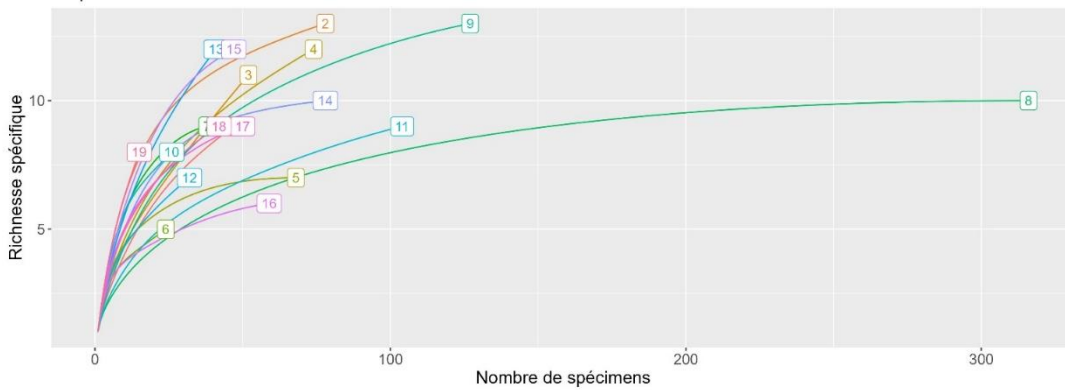
Tableau 8 : Tableau récapitulatif des estimateurs de complétude de l'échantillon pour les inventaires de papillons abeilles et syrphes. Les estimateurs de Chao, Jack1 et Boot sont donnés avec leur intervalle d'erreur potentielle.

Les courbes d'accumulation (figure 3) permettent de visualiser la complétude des échantillons en fonction de chaque taxon. Aucune des trois courbes présentées ici ne semble atteindre une asymptote. Cependant, l'échantillonnage le plus complet semble être celui des papillons. Les

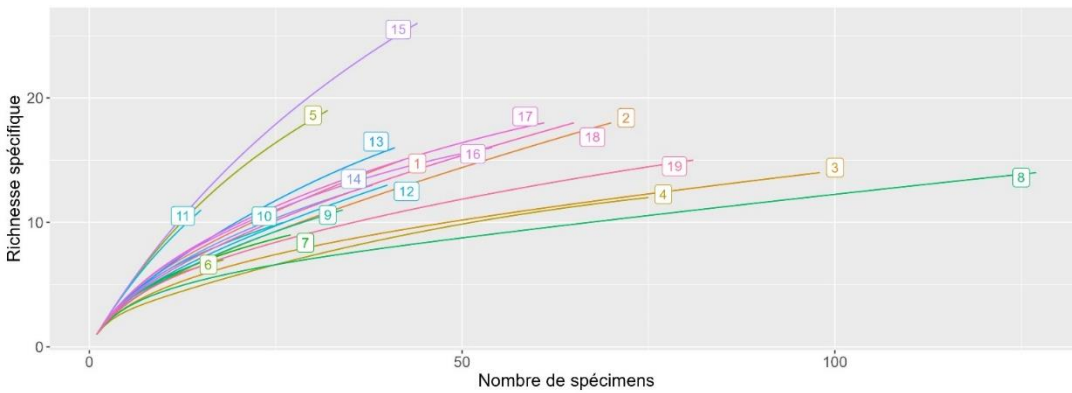
estimateurs de Chaos, Jack1 et 2 et de Boot (avec erreurs associées (Tab 8)) confirment cette observation. Alors que la complétude pour les inventaires papillons est comprise entre 63 et 100%, celle associée aux abeilles et aux syrphes est légèrement plus faible dans sa limite haute, avec une maximale de 90% et 88%.

4.3. Nombre de Hill et couverture

Raréfaction
Papillons



Raréfaction
Abeilles



Raréfaction
Syrphes

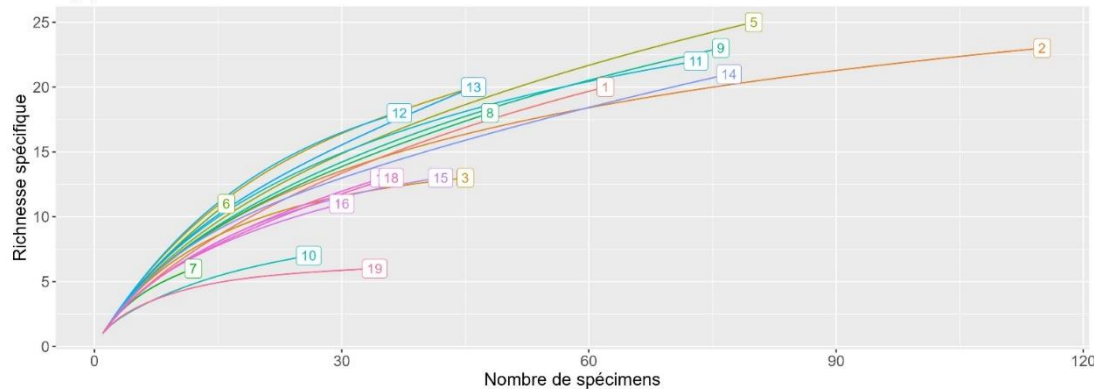


Figure 4 : Courbes de raréfaction par site résultant de l'interpolation de la richesse spécifique en fonction de la taille de l'échantillon et basées respectivement sur les inventaires papillons, abeilles et syrphes. Les nombres correspondent au site comme suit : [1] Ancien Moulin, [2] Bois de Wadelincourt, [3] Calva l'Havré vie, [4] Clairière de l'Olive, [5] Fosse aux Sables, [6] Garocentre, [7] Geothermia, [8] Grand Large, [9] Grand Rieu, [10] La Trouille, [11] Parking du Dinosaur, [12] Près du Village, [13] Reserve Marionville, [14] Reserve Ronveaux, [15] Reserve Tilou, [16] Rue du Castillon, [17] Tallu aux Noyers, [18] TerriL du Sars-Lonchamps, [19] TerriL du Sept.

Les courbes de raréfaction présentées sur la figure 4 permettent d’apprécier le nombre d’espèces observées en fonction de la taille de l’échantillon pour chaque site. Elle permet d’avoir une idée de la couverture par site. Pour l’ensemble de nos taxons, elle varie d’un site à l’autre.

Concernant les papillons, le site du Grand Large (8) se détache encore une fois en étant le seul site pour lequel l’asymptote est atteinte avec une richesse spécifique relativement moyenne pour une forte abondance par rapport aux autres sites. Les courbes pour la fosse aux sables (5) et la Rue du Castillon (16) semblent également proches de l’asymptote pour un échantillon et une richesse spécifique plus faible.

Concernant les abeilles, aucune courbe ne semble réellement atteindre le stade asymptotique. Le nombre d’espèces observées croît relativement rapidement en fonction de l’effort d’échantillonnage. Les courbes croissent plus rapidement pour les réserves naturelles de Tilou (15), de la Fosse aux Sables (5) et du Parking du Dinosaures (11), avec une richesse spécifique plus forte pour une même abondance par rapport aux autres sites (Fig 4).

Enfin, la raréfaction sur nos données de syrphes montre que pour la majorité des sites, le nombre d’espèces observées croît de manière homogène en fonction de la taille de l’échantillon. Cependant *Geothermia* (7), la Trouille (10) et le Terril du Sept (19) se démarquent de l’ensemble des autres sites. Dans leurs cas on observe une faible richesse spécifique pour un même nombre de spécimens collectés par rapport au reste des sites. (Fig 4).

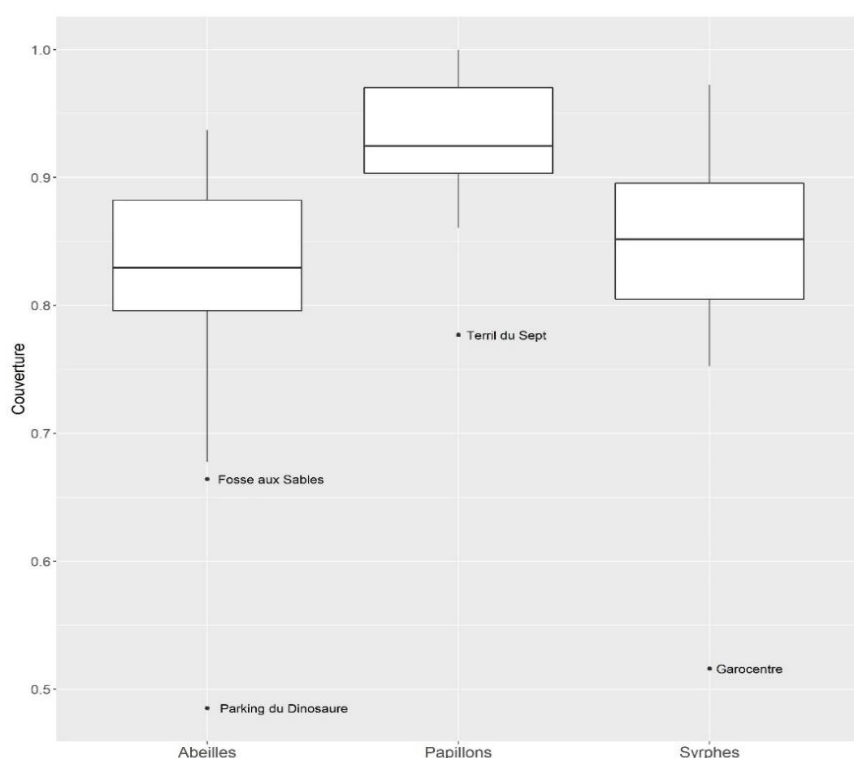


Figure 5 : Boxplots des distributions de la couverture pour l’ensemble des sites basés sur les inventaires respectivement d’abeilles, papillons et syrphes. Les points représentent les sites présentant une couverture moins bonne par rapport au reste du jeu de données.

La figure 5 représente les boxplots des taux de couverture en fonction des trois taxons. La couverture varie nettement d'un taxon à l'autre avec une médiane pour les papillons de 92,4% contre 82,9 % pour les abeilles et 85,1 % pour les syrphes. Pour chacun des trois taxons étudiés, au moins un site semble présenter une couverture nettement inférieure à l'ensemble du reste des sites. Il s'agit ici de la Fosse au Sable (66,4) et du Parking du Dinosaures (48,5%) pour les inventaires abeilles, du Terril de sept (77,7%) pour les inventaires papillons et de Garocentre (51,6%) pour les inventaires syrphes. Ces sites ne sont en revanche pas les sites avec la plus faible diversité spécifique observée (Tab 3).

Les nombres de Hills raréfiés ont également été utilisés pour décrire nos assemblages. N_0 représente la richesse spécifique du site et N_1 peut être interprété comme le nombre d'espèces abondantes sur le site. Concernant les papillons, les nombres de Hills raréfiés les plus importants sont associés à la réserve Marionville, Terril du Sept et de la réserve Tilou avec respectivement un N_0 de 15, 14 et 13 et un N_1 de 9, 10 et 8 espèces (Tab 6). Si l'on s'intéresse aux abeilles, la richesse spécifique raréfiée est la plus importante sur les sites de la réserve Tilou de la Fosse aux Sables et du Parking du Dinosaures. Pour ces sites, les estimations sont respectivement de 28, 20 et 17 espèces au total (N_0) et de 23, 17 et 15 espèces considérées abondantes sur le site (N_1) (Tab 6).

En revanche pour les syrphes, la richesse spécifique raréfiée est la plus importante pour la réserve de Marionville, Garocentre et la Clairière de l'Olive avec une estimation respective de 17, 17 et 15 espèces pour ces trois sites (N_0). Ces sites présentent également le plus grand nombre d'espèces abondantes avec 14, 14 et 13 espèces estimées par site (Fig 7).

4.4. Modélisation des données

Afin de sélectionner les variables utilisées pour nos modèles, nous avons testé dans un premier temps la corrélation entre l'ensemble de variables explicatives, une à une. C'est sans surprise que les trois indices de connectivité choisis sont tous significativement corrélés entre eux. Ces variables ont donc chacune été traitées dans des modèles différents, comparées et sélectionnées via l'AICc. Pour chaque modèle présenté, la multicollinéarité des variables a été vérifiée ainsi que la sur-dispersion.

Pour l'ensemble des figures de corrélation, vif et graphiques diagnostiques sont disponibles en annexe.

Tableau 9 : Résumé des modèles basés sur les données de papillons. Chaque sous tableau correspond à une variable réponse : Abondance, H0 = Richesse spécifique et H1 = Nombre d'espèces relativement abondantes. La distribution choisie est spécifiée pour chaque sous tableau (Poisson ou négative binomiale). Le pseudo R² (proportion de la déviance nulle expliqué par le modèle) ainsi que la p-value résultante du likelihood ratio test.

<i>Papillons - Abondance</i> <i>Négative binomiale</i>	<i>Surface</i>	<i>Area_2km</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Estimate</i>	-1.542e-05	1.008e-01	-6.674e-04	2.645e-02	-3.367e-02
<i>Pvalue</i>	1.63e-13 ***	1.03e-06 ***	0.811	1.39e-13 ***	1.22e-11 ***
	Pseudo R ²	0.1645888	P-value :	2.2e-16 ***	
<i>Papillons - H0 - Poisson</i>	Pseudo R ²	0.2865992	P-value :	0.4199	
<i>Papillons - H1 - Poisson</i>	Pseudo R ² :	0.3502157	P-value :	0.3704	

Le tableau 9 représente les résumés des modèles sélectionnés pour relier l'abondance, H1 et H0 aux variables explicatives choisies soit : un indice de connectivité, la surface et la richesse florale des sites ainsi que les pourcentages de sol artificialisés et de forêts dans le rayon de deux kilomètres.

L'abondance est décrite par un modèle avec une distribution négative binomiale afin de tenir compte de la surdispersion des données. Seule la variable du pourcentage de sol artificialisé dans le rayon de 2km ne semble pas être significativement corrélée à l'abondance parmi nos variables explicatives. Les variables Surface, Artif_2km et Richness sont significativement et négativement corrélées à l'abondance des papillons. Ici l'augmentation de 1 de chacune de ces variables reviendrait à multiplier respectivement par $-1.542e^{-05}$, $-6.674e^{-04}$ et $-3.367e^{-02}$ l'abondance. Les variables Area_2km et Forest_2km sont positivement corrélées à l'abondance. Une augmentation de 1 de ces variables entraînant la multiplication respectivement par $1.008e^{-01}$ et $2.645e^{-02}$.

La p-value du test de vraisemblance est inférieure à 0,05. On peut donc accepter l'hypothèse selon laquelle le modèle proposé est significativement différent du modèle nul.

La richesse spécifique (H0) et la richesse des espèces relativement abondantes (H1) sont décrites avec des modèles utilisant une distribution de poisson. Cependant les tests de ratios de vraisemblance ne permettent pas d'affirmer que les modèles construits sont significativement différents des modèles nuls correspondants (p-values > 0,05). Les variables choisies ne permettent donc pas d'expliquer nos données.

Tableau 10 : Résumé des modèles basé sur les données d'abeilles. Chaque sous tableau correspond à une variable réponse : Abondance, H0 = Richesse spécifique et H1 = Nombre d'espèces relativement abondantes. La distribution choisie est spécifiée pour chaque sous tableau (Poisson ou négative binomiale). Le pseudo R² (proportion de la déviance nulle expliquée par le modèle) ainsi que la pvalue résultante du likelihood ratio test

<i>Abeilles – Abondance - Négative binomial</i>	Pseudo R ² :	0.2565661	P-value :	0.362
<i>Abeilles – H0 - Negative binomial</i>	Pseudo R ² :	0.4544268	P-value :	0.05661
<i>Abeilles – H1- Negative binomial</i>	Pseudo R ² :	0.3020655	P-value :	0.2689

Le Tableau 10 résume les modèles sélectionnés pour relier les variables d'abondance de richesse spécifique (H1) et la richesse en espèces abondantes (H0) pour les données d'abeilles collectées aux variables explicatives étant : un indice de connectivité, la surface et la richesse florale des sites ainsi que les pourcentages de sol artificialisé et de forêt dans le rayon de deux kilomètres. L'ensemble des modèles choisis est construit avec une distribution négative binomiale tenant compte de la sur-dispersion des données. Les p-values des tests de ratios de vraisemblances sont tous supérieurs à 0,05, aucun des modèles construits n'est donc significativement différent des modèles nuls. Aucune influence des variables explicatives choisies n'a donc été décelée d'après nos données.

Tableau 11 : Résumé des modèles basé sur les données de syrphes. Chaque sous tableau correspond à une variable réponse : Abondance, H0 = Richesse spécifique et H1 = Nombre d'espèces relativement abondantes. La distribution choisie est spécifiée pour chaque sous tableau (Poisson ou négative binomiale). Le pseudo R² (proportion de la déviance nulle expliquée par le modèle) ainsi que la pvalue résultante du likelihood ratio test.

<i>Abondance – Syrphes Négative binomiale</i>	<i>Surface</i>	<i>NN</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Estimate</i>	3.346e-06	2.131e-03	-3.127e-02	1.616e-02	-1.634e-02
<i>Pvalue</i>	0.550150	0.006892 **	0.000215 ***	0.147683	0.294363
	Pseudo R ²	0.5343777	P-value :	0.01084 *	
<i>Syrphes - H0 - Poisson</i>	Pseudo R ²	0.2411273	P-value	0.1466	
<i>Syrphes – H1 - Poisson</i>	Pseudo R ² :	0.2560215	P-value :	0.1499	

Dans le cas des données de syrphes, le tableau 11 présente les résultats pour les modèles sélectionnés pour relier les variables d'abondance de richesse spécifique (H1) et la richesse en espèces abondantes (H0) et les variables explicatives étant toujours les mêmes. Pour tenir compte de la sur-dispersion des données, l'abondance est modélisée grâce à une distribution négative binomiale. Les variables N₀ et N₁ sont, elles, modélisées avec une distribution de poisson, le test n'ayant pas détecté de sur dispersion.

D'après nos données, l'abondance de syrphes est positivement corrélée avec la variable NN. Ainsi l'augmentation de cette dernière entraînerait la multiplication par 2.131e⁻⁰³ du nombre de syrphes. La variable réponse est également négativement corrélée à Artif_2km, et l'augmentation de cette dernière entraînerait une diminution de -1.634e⁻⁰². Le résultat du ratio

de vraisemblance indique que le modèle construit est significativement différent du modèle nul ($p\text{-value} < 0.05$).

En revanche, pour les variables réponses N_0 et N_1 , les résultats du test de ratio de vraisemblance ne permettent pas de dire que les modèles construits diffèrent des modèles nuls associés. Ainsi, nous ne pouvons pas expliquer sur la base des variables explicatives choisies, les données observées pour les syrphes. Ces deux derniers modèles semblent relativement fiables, les deux présentant un $p\text{-value} < 0.05$ pour le test de ratio de vraisemblance, et expliquent donc de manière significative une part de la variabilité de nos données.

4.5. Ordinations

NMDS - Papillons
Stress = 0.196

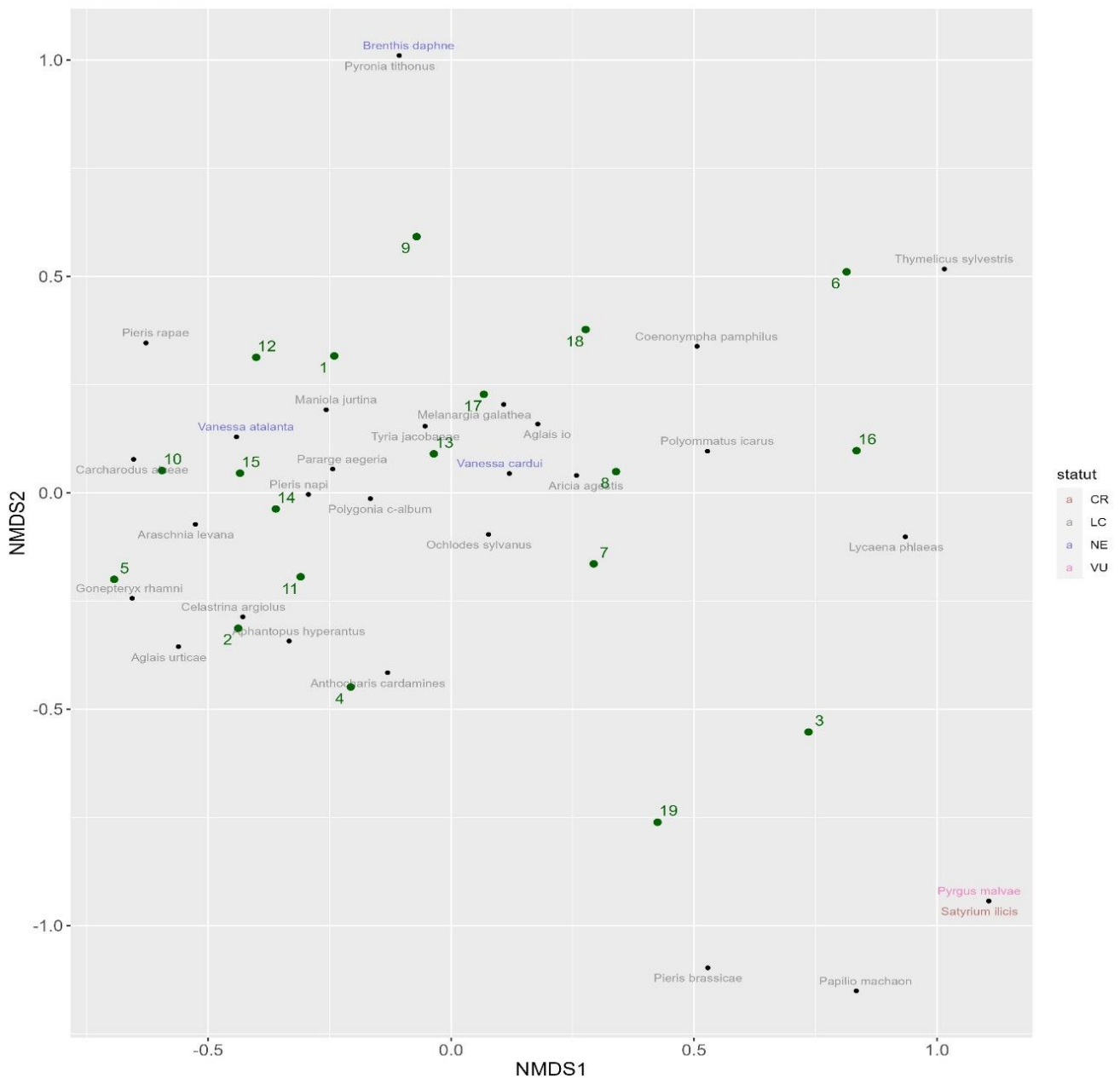
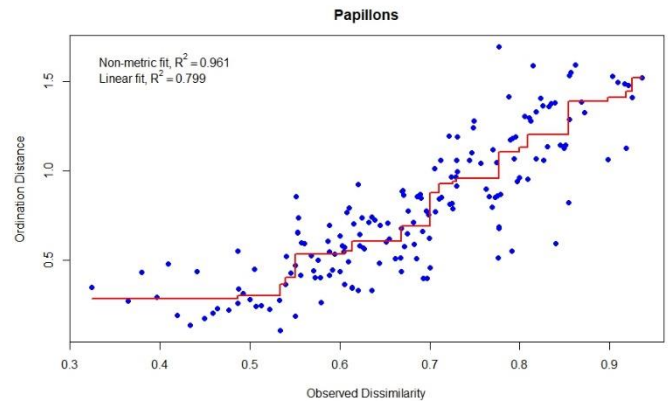


Figure 6 : Représentation graphique de l'analyse NMDS réalisée sur les données 3 Papillons. Les nombres correspondent aux sites comme suit : [1] Ancien Moulin, [2] Bois de Wadelincourt, [3] Calva l'Havré vie, [4] Clairière de l'Olive, [5] Fosse aux Sables, [6] Garocentre, [7] Geothermia, [8] Grand Large, [9] Grand Rieu, [10] La Trouille, [11] Parking du Dinosaur, [12] Près du Village, [13] Reserve Marionville, [14] Reserve Ronveaux, [15] Reserve Tilou, [16] Rue du Castillon, [17] Tallu aux Noyers, [18] Terril du Sars-Lonchamps, [19] Terril du Sept. Le gradant de couleur correspond au niveau d'artificialisation des sols dans le rayon de 2 kilomètres autour des sites échantillonnés. La variable Statut donne le statut IUCN des espèces en Belgique.

Figure 7 : Diagramme de Shepard résumant la qualité de la NMDS, réalisé sur les données de Papillons. La figure compare la dissimilarité observée aux distances de l'ordination. Deux R^2 sont associés, un premier pour une relation non métrique et un second pour une relation linéaire.



La figure 6 présente la NMDS effectuée sur l'ensemble des données papillons. A première vue, l'ensemble des données représentées ne montre aucune organisation spécifique. Nous n'observons pas de gradient bien marqué selon les deux axes proposés.

Il ne semble pas non plus y avoir de groupe défini au sein de ces données. En revanche quelques sites et espèces se démarquent de l'ensemble. Les sites de Calva l'Havré vie (3) et du Terril du Sept (19) se démarquent et semblent être associés à 4 espèces. *Papilio machaon* est observé une seule fois sur ces deux sites. *Pyrgus malveae* et *Satyrium ilici* quant à eux, ont uniquement été observés sur le site de Calva l'Havré vie.

A l'opposé, nous retrouvons deux espèces groupées, *Brenthis daphne* et *Pyronia thitonus*. Toutes deux ont été observées une seule fois sur le site de Grand Rieu (9).

D'autre part, les sites 6 et 16 correspondants respectivement à Garocentre et la Rue du Castillon, semblent plus éloignés du reste des sites. Ces derniers sont deux grands sites plutôt secs et dans un environnement direct plutôt dégagé. Les espèces qui semblent associées à ces sites sont des espèces de milieux ouverts, secs et chauds. *Thymelicus sylvestris* et *Lycaena phlaeas* semblent être associées à ces derniers.

Le diagramme de Shepard permet d'estimer la qualité de cette représentation (Fig 7). Les R^2 calculés à la fois pour la relation linéaire et non métrique indiquent que cette dernière ne semble pas déformée.

NMDS - Abeilles

Stress = 0.228

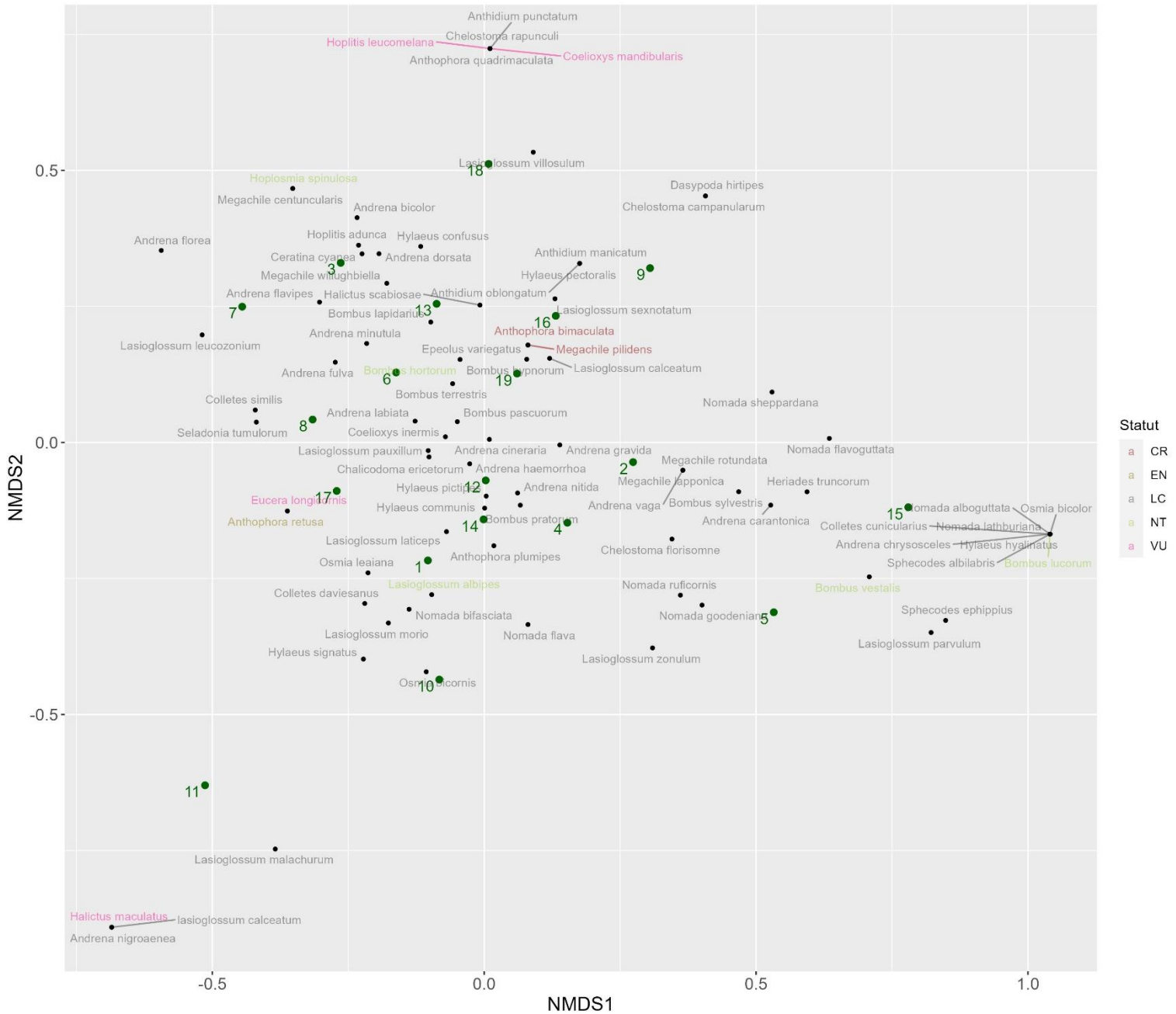
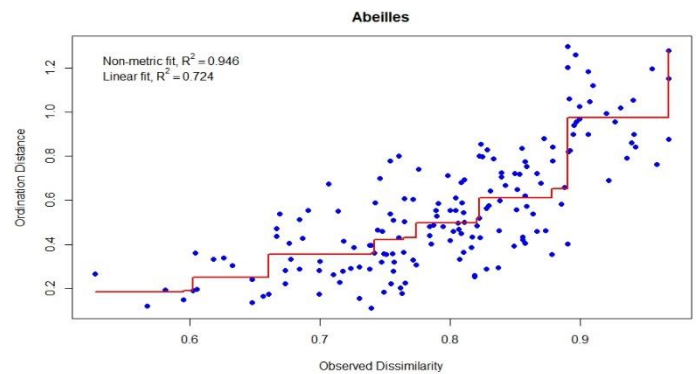


Figure 8 : Représentation graphique de l'analyse NMDS réalisée sur les données Abeilles pour l'ensemble des sites. Les nombres indiqués correspondent aux sites de la manière qui suit : [1] Ancien Moulin, [2] Bois de Wadelincourt, [3] Calva l'Havré vie, [4] Clairière de l'Olive, [5] Fosse aux Sables, [6] Garocentre, [7] Geothermia, [8] Grand Large, [9] Grand Rieu, [10] La Trouille, [11] Parking du Dinosaur, [12] Près du Village, [13] Réserve Marionville, [14] Réserve Ronveaux, [15] Réserve Tilou, [16] Rue du Castillon, [17] Tallu aux Noyers, [18] Terril du Sars-Lonchamps, [19] Terril du Sept. Le gradant de couleur correspond au niveau d'artificialisation des sols dans le rayon de 2 kilomètres autour des sites échantillonnés. La variable « Statut » donne le statut IUCN des espèces en Belgique.

Figure 9 : Diagramme de Shepard résumant la qualité de la NMDS réalisé sur les données de Papillons. La figure compare la dissimilarité observée aux distances de l'ordination. Deux R^2 y sont associés, un premier pour une relation non métrique et un second pour une relation linéaire



Lorsque l'on s'intéresse aux abeilles (Fig 8), il ne semble pas à première vue se dégager une organisation spécifique des données. Encore une fois, nous n'observons aucun réel regroupement de sites entre eux et associés à un groupe spécifique d'espèces. Il ne semble pas non plus y avoir de structure dans la répartition des espèces en fonction de leur statut IUCN. Cependant de la même manière que pour les papillons, des sites uniques se détachent et sont alors associés à quelques espèces particulières.

Dans un premier temps, la Fosse aux Sables (5) et la réserve Tilou (15) s'éloignent des autres sites. Ces deux sites en bordure de forêt présentent une végétation relativement rase et des zones de sols dénudées sur lesquels des sites de nidification ont été observés.

Les espèces associées à la réserve Tilou forment un cluster. Le groupe est notamment constitué de *Osmia bicolor*, *Colletes cunicularius*, *Sphecodes albilabris*, *Nomada lathburian* ou encore *Bombus locurum*.

Un deuxième cluster d'espèces est à noter. *Anthophora quadrimaculata*, *Chelostoma rapunculi*, *Hoplitis leucomelana*, *Anthidium punctatum*, *Coelioxys mandibularis* sont toutes représentées comme associées entre elles et au site du Terril du Sars Longchamp (18), site avec une végétation buissonnante sèche et logée dans une forte matrice artificialisée. Ces espèces ont toutes été observées une seule fois et uniquement sur ce site.

Halictus maculatus, *Andrena nigroaenea* et *Lasioglossum calceatum* forment un groupement associé au site du Parking du Dinosaur (11), vaste prairie ouverte, majoritairement humide. Alors que les deux premières ont été collectées une seule fois sur ce seul site, *Lasioglossum calceatum* a été observée sur 7 sites différents.

Enfin, selon le diagramme de Shepard, la représentation graphique n'est que peu déformée. Les R^2 semblent relativement bons autant pour la représentation non métrique que pour la relation linéaire avec respectivement un R^2 de 0.94 et de 0.72 (Fig 9).

NMDS - Syrphes

Stress = 0.213

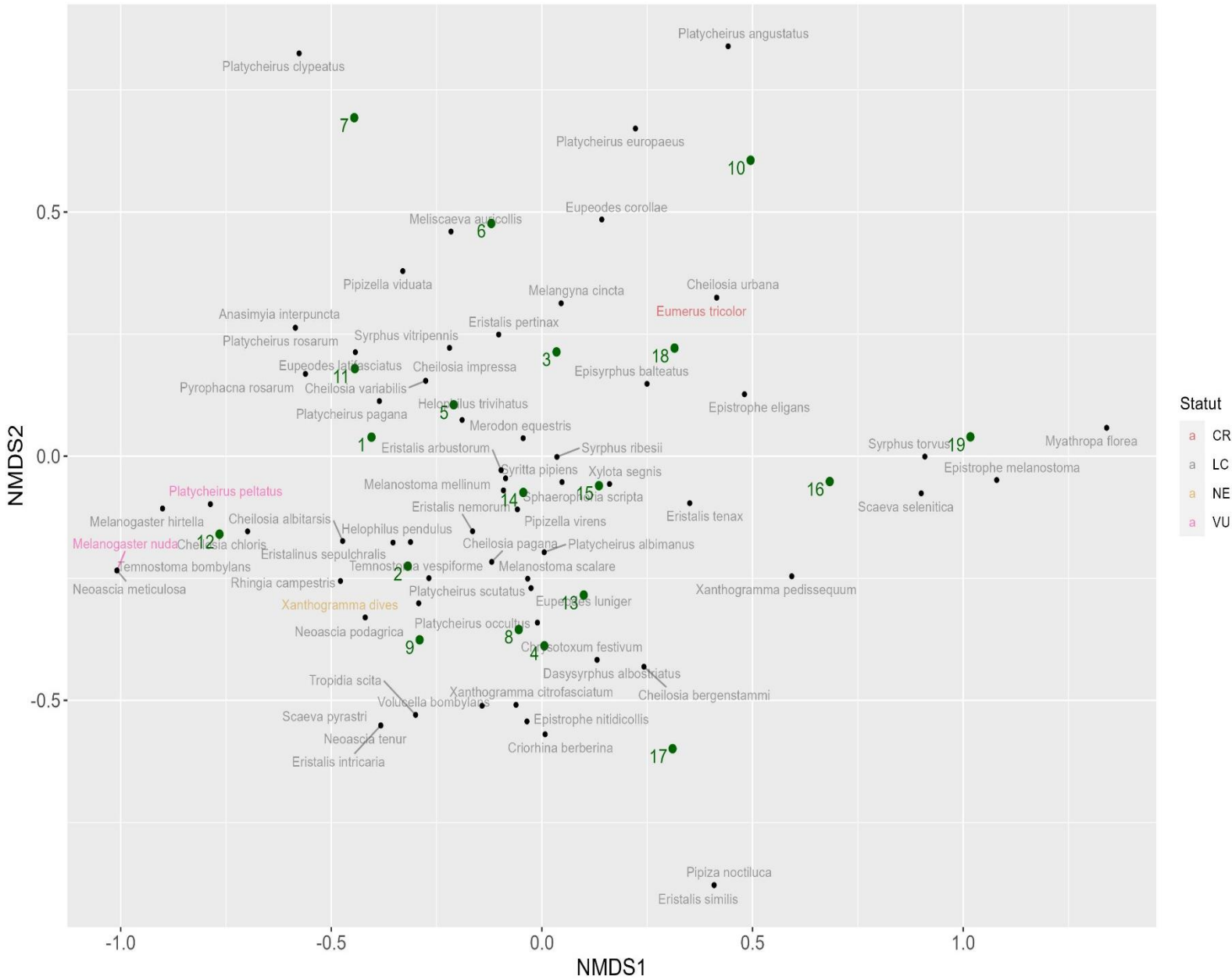
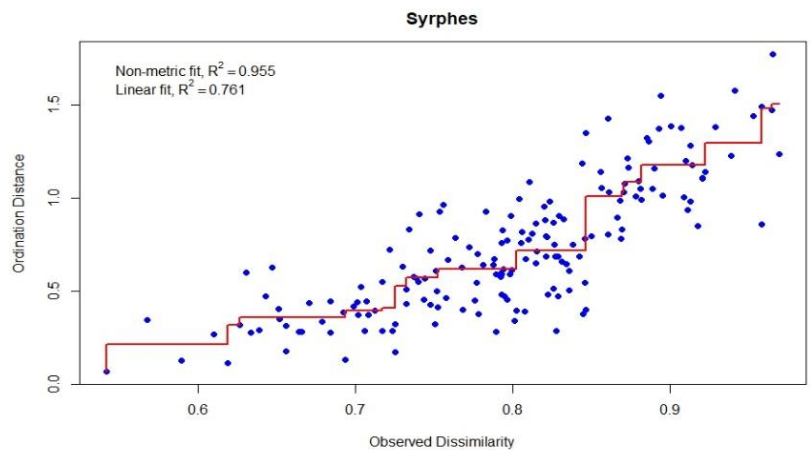


Figure 10 : Représentation graphique de l'analyse NMDS réalisée sur les données Syrphes pour l'ensemble des sites. Chaque nombre correspond au site de la manière suivante : [1] Ancien Moulin, [2] Bois de Wadelincourt, [3] Calva l'Havré vie, [4] Clairière de l'Olive, [5] Fosse aux Sables, [6] Garocentre, [7] Geothermia, [8] Grand Large, [9] Grand Rieu, [10] La Trouille, [11] Parking du Dinosaur, [12] Près du Village, [13] Réserve Marionville, [14] Réserve Ronveaux, [15] Réserve Tilou, [16] Rue du Castillon, [17] Tallu aux Noyers, [18] Terril du Sars-Lonchamps, [19] Terril du Sept.

Figure 11 : Diagramme de Shepard résumant la qualité de la NMDS réalisée sur les données de Papillons. La figure compare la dissimilarité observée aux distances de l'ordination. Deux R^2 y sont associés, un premier pour une relation non métrique et un second pour une relation linéaire



Enfin, nous avons réalisé la même ordination sur nos données de syrphes (Fig 10). Encore une fois, il ne semble pas se dégager de réel gradient dans les données, ni de séparation en groupes distincts. Mais quelques sites s'éloignent quelque peu du reste des données et sont associés à des espèces que l'on retrouve presque uniquement sur ces sites.

Le Terril du Sept (19), la rue du Castillon (16), grands sites ouverts et secs, semblent plutôt associés à des espèces telles que *Myathropa florea* (Terril du Sept) *Epistrophe melanostoma* (Grand Large et Terril de Sept), *syrphus torvus* (présents sur 6 sites) et *Scaeva selenitica* (Rue du Castillon) (Speight., 2020). Ces espèces privilégient les milieux forestiers et parfois humides et dans une moindre mesure, les milieux anthropisés comme sites agricoles (Speight., 2020). Les larves de *Myathropa florea* sont également décrites comme étant aquatiques (Speight., 2020).

Pipizela nocticula et *Eristalis similis* sont groupées et associées au site du Talus au Noyers (17), seul site sur lequel elles ont été observées en un unique exemplaire. Il s'agit ici également d'espèces forestières ou aux larves aquatiques dans le cas de *Eristalis similis* (Speight., 2020).

Enfin les sites de Geothermia (7) et de la Trouille (10) semblent également assez différents des autres sites. Sur chacun d'entre eux ont été collectées, des espèces n'apparaissant pourtant que dans les relevés d'un seul autre site, *Platycheirus clypeatus* pour Geothermia et *Platycheirus angustatus* et *Platycheirus europaeus* pour la Trouille.

Pour terminer le diagramme de Shepard nous informe que la représentation choisie n'est pas déformée (Fig 11).

5. DISCUSSION

Afin de déterminer si les communautés de papillons, d'abeilles et de syrphes de la région de Mons sont impactées par le niveau de connectivité et la structure du paysage, nous avons réalisé pendant 3 mois des inventaires sur 19 sites semi-naturels et variés.

5.1. Papillons

5.1.1. Description des communautés

Ces inventaires ont permis d'identifier 29 espèces de papillons pour 1431 individus capturés. Cela représente un peu moins du tiers du nombre d'espèces présentes en région Wallonne (Fichefet *et al.*, 2008). Dans notre cas presque 80% des espèces identifiées sont considérées comme «non menacées». C'est bien plus que la part estimée à l'échelle wallonne, qui serait de 49% en écartant les espèces non évaluées selon l'atlas des papillons de jours de Wallonie (Fichefet *et al.*, 2008). Ce rapport entre nombre d'espèces menacées ou non se rapproche dans notre cas plutôt de celui de la Flandre pour la Belgique. Il s'agissait dans cette région en 1999 de 34% d'espèces sur la liste rouge IUCN de la région (Maes et Van Dyck, 1999 et 2001). La différence dans la proportion d'espèces menacées peut s'expliquer en partie par le fait que la nature de nos sites ne représente pas ceux sur lesquels on retrouve le plus d'espèces classées comme telles. En comparaison presque 80% des espèces de pelouses calcaires le sont, et environ 50% pour les espèces forestières ou de prairie humide (Fichefet *et al.*, 2008).

D'après nos résultats la couverture de nos inventaires papillons est estimée entre 60 et 100%. Elle est également assez élevée pour l'ensemble des sites même si pour le Terril du Sept elle semble inférieure. Ces résultats laissent entendre que les échantillons ne sont pas complets et plusieurs espèces auraient encore pu être identifiées. Les recherches dans la littérature font référence, de la même façon, à plusieurs reprises d'une couverture incomplète mais estimée suffisante pour conduire des analyses.

Nos inventaires sont dominés en majorité d'espèces ubiquistes et ne sont par définition pas inféodés à un milieu particulier (Fichefet *et al.*, 2008). Les deux espèces les plus représentées et de loin sont, *Aglais io* (406 individus) et *Maniola jurtina* (311 individus) et représentent près de 50% des observations. Il s'agit de deux espèces communes généralistes et ubiquistes que l'on retrouve sur une vaste variété de milieux (Haahtela *et al.*, 2020). D'autre part, les

espèces observées une à deux fois représentent seulement 15% des observations (5 espèces). Parmi elles, *Satyrium ilicis*, espèce menacée et inféodée à des boisements clairs, lisières et clairières chaudes mais aussi *Papilio machaon* pourtant plutôt commun et ubiquiste ((Fichefet *et al.*, 2008, Haahtela *et al.*, 2020).

Une des observations intéressantes est la très forte abondance de *Aglais io* sur le site Grand large. En effet près de 50% des individus comptés ont été observés sur ce site alors que l'espèce est présente sur l'ensemble des sites. Cette abondance peut en partie s'expliquer par la présence d'une forte concentration d'orties communes, *Urtica dioica*, sa plante hôte (Haahtela *et al.*, 2020). Mais cette observation peut également s'expliquer par le fait que cette espèce est capable de larges mouvements en groupe d'une année à l'autre et d'établir des populations denses en un point.

5.1.2. Effet de la connectivité et de la structure du paysage

Les résultats des modèles linéaires généralisés ne sont, dans le cas des papillons, que significatifs pour expliquer l'abondance de ceux-ci d'après le résultat des tests de ratio de vraisemblance. D'après le pseudo R^2 , seulement 16% de la déviance nulle sont expliqués par le modèle construit. D'autres variables explicatives clés façonnant l'abondance par site manquent donc certainement à nos modèles.

Ceci établi, les résultats restent surprenants. On pouvait dans un premier temps s'attendre à la relation positive entre l'abondance et le pourcentage de surface d'habitat dans le rayon. Ce résultat va effectivement dans le sens des résultats de Krauss *et al.*, (2003) et Brückmann *et al.*, (2010). En revanche, la relation négative avec la surface des sites est moins évidente. Ce résultat va de manière générale à l'encontre des résultats de la littérature et même plutôt à l'inverse (Krauss *et al.*, 2003, Öckinger et Smith, 2006, Brückmann *et al.*, 2010). Cela pourrait éventuellement s'expliquer par le fait que nos grands sites seraient de moins bonne qualité et donc moins attractifs pour les papillons. Cependant cette hypothèse n'a pas été testée. La richesse spécifique est également négativement corrélée à l'abondance. C'est à première vue surprenant, allant à l'encontre de résultats de plusieurs études (Potts *et al.*, 2003, Blaauw et Isaacs, 2014, Gordon et Kerr, 2022). Cette relation pourrait être due au fait que nos communautés de papillons soient majoritairement ubiquistes et donc peu exigeantes sur les ressources florales au stade adulte. Cependant cela pourrait également venir du fait que la richesse spécifique florale ne traduit ni l'abondance de ces ressources, ni le fait qu'il s'agisse

ou non d'une plante hôte potentielle, variable qui dans le cas des papillons aurait pu avoir plus d'impact (Öckinger et Smith, 2006).

Une large partie des données n'a pas pu être expliquée par nos modèles. Les limites de notre analyse seront groupées et discutées plus loin.

5.1.3. Diversité beta

L'analyse de la NMDS ne nous permet pas d'identifier des assemblages nets entre sites et espèces. Les seuls faits notables sont la spécificité de certains sites et s'accompagnent, dans le cas des papillons, d'une ou deux espèces particulières. Bien que l'on aurait pu attendre une organisation autour d'un gradient de connectivité ou en fonction des caractéristiques intrinsèques des sites et du paysage, aucune de ces variables que nous avons étudiées ne semble ressortir de cette analyse des communautés. Ce résultat ne semble pas incohérent avec le précédent. En effet, nos inventaires sont en majorité constitués d'espèces généralistes (Haahtela *et al.*, 2020).

5.2. Abeilles

5.2.1. Description des communautés

Nos inventaires abeilles ont permis d'identifier au total 87 espèces pour 994 insectes collectés. Ceci correspond à environ 21% de la diversité d'abeilles de Belgique (Drossart *et al.*, 2019). Cependant nos estimations indiquent une complétude comprise entre 60 à 90%, et la courbe d'accumulation n'atteint pas l'asymptote. En tenant également compte de la couverture variant d'un site à l'autre, nous pouvons conclure que nos inventaires n'ont pas permis de recenser l'ensemble des espèces présentes sur nos sites. En revanche, si l'on compare avec la littérature, on s'aperçoit qu'il est difficile, même dans le cas d'un effort d'échantillonnage important, d'arriver à des échantillons complets (Birdshire *et al.*, 2020, Normandin *et al.*, 2017, Russo *et al.*, 2015).

Dans nos inventaires, 14% des espèces sont considérées comme menacées en Belgique (Drossart *et al.*, 2019). C'est environ moitié moins que le pourcentage de l'ensemble des espèces menacées recensées sur le territoire, qui est alors de 32,8 % (Drossart *et al.*, 2019). Cependant notre valeur est comparable aux résultats d'autres études en région montoise pour lesquelles le pourcentage ne dépasse pas les 13% (Fiordaliso, 2020, Lefèbre, 2021).

Nos inventaires sont composés de près de 46% de singletons et doubletons. C'est une proportion relativement élevée mais qui a déjà été observée dans la région pour un nombre

d'espèces identifiées similaires (Lefèbvre, 2021). Parmi ces espèces, on observe à la fois des espèces menacées mais également des espèces communes. Il est donc probable que nos relevés comprennent des espèces uniquement de passage sur nos sites. Par opposition, les 3 espèces les plus représentées (*Bombus pascuorum*, *Bombus terrestris* et *Bombus lapidarius*) dans nos données, représentent à elles seules 50% des observations. Ces têtes de groupe ont également été observées dans les assemblages locaux (Fiordaliso, 2020, Lefèbvre, 2021). Il s'agit également ici d'espèces de bourdons figurant parmi les plus communes largement ubiquistes, capables de s'accommoder de nombreux habitats dont les milieux largement anthropisés et de toutes les fleurs disponibles (Rasmont et Pauly, 2010, Folschweiller *et al.*, 2020). On peut également noter qu'il s'agit d'espèces dont les individus ont une taille relativement grande et en lien avec une forte capacité de dispersion (Greenleaf *et al.*, 2007).

5.2.2. Effet de la connectivité et de la structure du paysage

Les tests de ratios de vraisemblance réalisés sur les modèles linéaires généralisés visant à lier l'abondance et la diversité alpha d'abeilles aux variables explicatives indiquent qu'aucun n'est significatif. Ces résultats n'indiquent qu'aucune des variables choisies n'a d'influence dans le cadre de notre étude sur la diversité de nos abeilles. Il s'agit là d'un résultat assez surprenant. En effet, la littérature fait état d'effets significatifs pour l'ensemble de nos variables. On s'attendrait notamment à un effet bénéfique de la richesse florale et de la taille du site (Potts *et al.*, 2003, Fründ *et al.*, 2010, Blaauw et Isaacs, 2014). Dans la mesure où très peu d'espèces sont considérées comme forestières, on aurait pu s'attendre à un effet négatif de cette variable (Michener, 2007, Danforth *et al.*, 2019). De même la manière le niveau d'artificialisation a déjà été démontré comme pouvant avoir, dans une certaine mesure, un effet positif ou très négatif selon les espèces et son niveau (Fiordaliso, 2020, Burdine et McCluney, 2019, Birdshire *et al.*, 2020). L'absence de significativité pour les variables de connectivité est également surprenante. En effet et comme évoqué en introduction, celles-ci ont déjà été pointées comme responsables d'une diminution de l'abondance et de la richesse spécifique (Jauker *et al.*, 2009).

De la même manière que pour les papillons, l'ensemble des explications et limites possibles de ses résultats sera discuté plus loin.

5.2.3. Diversité beta

Au même titre que pour les papillons, les résultats de l'ordinations sont limités. Nous n'observons pas de réel gradient en fonction des variables étudiées. En revanche, les sites du parking du Dinosaur, de la réserve Tilou et du Terril du sars Longchamps sont chacun associés à des espèces définies. On trouve sur le premier plusieurs espèces cleptoparasites *Sphcodes albilabris*, *Nomada lathburian* et d'autres espèces présentes sur le site comme *Colletes cunicularius*. Cette dernière nidifie dans les sols sablonneux, cela étant le cas pour une partie de la réserve Tilou. Ces associations d'espèces à un site particulier traduisent la singularité de ces derniers plutôt qu'un lien avec la connectivité et la structure du paysage.

5.3. Syrphes

5.3.1. Description des communautés

Nos inventaires de syrphes ont permis d'identifier 68 espèces pour 970 individus observés. Il s'agit dans ce cas de moins de 20% de la diversité Belge (Van de Meutter, 2021)

Nos estimateurs indiquent encore une fois que nos inventaires n'ont pas permis de découvrir la totalité des espèces présentes sur nos sites. En effet, notre courbe d'accumulation n'atteint pas d'asymptotes, la complétude serait comprise entre 70 et 88% et la couverture est variable d'un site à l'autre avec notamment le site de Garocentre. Il s'agit ici d'un site un peu particulier sur lequel on retrouve peu de ressources florales et qui sont regroupées en bordure de site. Il s'agit de larges buissons de ronce (*Rubus caesius*). Ces buissons qui concentraient la plupart des espèces collectées, étaient assez difficilement accessibles, ce qui pourrait être une des raisons pour lesquelles l'échantillonnage serait assez incomplet.

Parmi les espèces identifiées dans nos relevés, seulement 4% (3 espèces) sont considérées comme menacées en Flandres contre 44% pour la totalité des espèces de Flandres (Van de Meutter *et al.*, 2021).

Les espèces les plus communément retrouvées dans les inventaires sont bien moins sur-représentées que dans le cas des abeilles. Sans surprise c'est *Episyrphus balteatus* que l'on retrouve abondamment (20% de l'effectif total), suivi de *Sphaerophoria scripta* (9% de l'effectif) sur l'ensemble des sites. Il s'agit en effet de deux espèces migratrices généralistes et anthropophiles capables de s'accommoder de tous types de milieux même les zones les plus urbanisées ou cultivées (Speight, 2017) et dont les larves sont aphidiphages et se développent sur des plantes herbacées comprenant certaines cultures (Speight, 2017). Par opposition, près de la moitié des espèces ont été observées une à deux fois. Parmi elles, on retrouve tout type

d'écologie avec des espèces migratrices ou non, de milieux ouverts et secs à des prairies humides et aux larves aphidiphages ou aquatiques et saprophages (Speight, 2017).

5.3.2. Effet de la connectivité et de la structure du paysage

L'utilisation des modèles linéaires généralisés avait pour but de démontrer l'effet potentiel de la connectivité et de la structure du paysage sur les communautés de syrphes. De la même manière que pour les papillons et abeilles, le test du ratio de vraisemblance ne permet pas de conclure quant aux liens entre nos variables explicatives et à la diversité alpha. En revanche, il est accepté pour expliquer une part de l'abondance. D'après le pseudo R^2 , 50 % de la déviance nulle est expliquée par notre modèle. Les résultats de l'analyse de l'abondance des syrphes sont intéressants. La surface des sites, leur richesse florale et la couverture forestière ne semblent pas impacter significativement l'abondance. Ces résultats ne semblent pas en contradiction avec ceux de la littérature. En effet la majorité des syrphes inventoriés sont généralistes et aphidiphages (Speight, 2017). Les adultes ne requièrent pas de ressources florales spécifiques au stade adulte. Ainsi il ne semble pas étonnant que la richesse florale n'impacte pas l'abondance (Jauker *et al.*, 2009).

En revanche deux variables jouent un rôle significatif. La relation négative avec le pourcentage d'artificialisation est assez logique, ce niveau pouvant être associé à moins de ressources disponibles (Bates *et al.*, 2011, Corcos *et al.*, 2019). La variable NN est positivement corrélée à l'abondance. Ainsi, plus la distance au prochain patch d'habitat est grande plus l'abondance est importante. C'est un résultat à première vue étonnant. Cependant, cette tendance à déjà été observée (Jauker *et al.*, 2009). Une explication pourrait venir du fait que les syrphes présentent une dissociation entre zones de ponte et zones de ressources alimentaires du fait de l'écologie particulière des larves. Ainsi au passage au stade adulte, l'abondance hors site d'habitat serait augmentée de manière transitoire (Jauker *et al.*, 2009).

5.3.3. Diversité beta

De la même manière que pour les données de papillons et d'abeilles, les résultats de l'ordination ne montrent pas de gradient ou de séparation nette dans les sites et espèces. Seuls quelques sites sont associés à un groupe d'espèces précis traduisant la particularité de ces derniers. Cependant et fait assez surprenant, on retrouve notamment *Myathropa florea* comme nettement associée au Terril du Sept. Il s'agit pourtant d'une espèce surtout forestière et dans la moindre mesure anthropophile et dont la larve est aquatique (speight, 2017).

Ces observations de syrphes adultes dans des milieux auxquels ils ne sont à priori pas inféodés, peuvent venir du fait que ces derniers étaient uniquement de passage sur le site ou alors qu'un milieu plus propice au développement est accessible à distance de vol de l'individu (Jauker *et al.*, 2009).

5.4. Limites identifiées de pourquoi les résultats ne donnent pas ce que l'on attend

Lorsque l'on observe l'ensemble de nos résultats, la complétude des différents échantillons nous informe que l'effort d'échantillonnage est incomplet.

Bien que l'on aurait pu s'attendre à associer nettement des communautés de pollinisateurs à un gradient de connectivité ((Ricketts *et al.*, 2008, Winfree *et al.*, 2009, Brückmann *et al.*, 2010, Öckinger *et al.* 2012, Jauker *et al.*, 2019), les résultats ne sont pas aussi parlants qu'espéré. En effet, selon ces derniers, aucune des variables de connectivité et de structure du paysage ne semble influencer la richesse ni l'assemblage de nos pollinisateurs. La difficulté à décrire ces communautés par les variables prédictives choisies peut provenir de plusieurs niveaux.

Il est dans un premier temps possible que les indices de connectivité choisis ne soient simplement pas adaptés pour décrire la variabilité dans nos communautés dans le cas de la vallée de la Haine. En effet, notre choix s'est porté sur des indices de connectivité structurelle et plutôt simples parmi une large variété d'indices pouvant notamment prendre davantage en compte la diversité fonctionnelle des espèces (Moilanen et Nieminen, 2002, Kindlmann et Burel, 2008). Par exemple, la distance au plus proche voisin a déjà été critiquée et jugée comme trop imprécise pour les jeux de données réduits (Moilanen et Nieminen, 2002).

La limite associée au choix de caractérisation du paysage vient également du traitement dichotomique que nous avons fait du paysage. En effet, afin de mesurer le pourcentage de surface d'habitats semi-naturels dans le rayon de 2km autour de nos sites, nous avons dû définir des zones comme habitat et d'autres comme matrices. Cette division stricte suggère que la matrice est complètement imperméable et ne pourrait convenir comme habitat à aucune des espèces inventoriées. Elle serait en réalité sur le terrain bien moins nette (Öckinger et Smith, 2006, Kindlmann et Burel, 2008, Jauker *et al.*, 2019, Kurylo *et al.*, 2020). Cette hypothèse pourrait effectivement concorder avec la part importante d'espèces ubiquistes dans tous nos inventaires (Jauker *et al.*, 2009). En effet, une part importante de la matrice de la région se compose de zones effectivement artificialisées mais pouvant contenir des parcs et

jardins dont de nombreux pollinisateurs peuvent s'accommoder (Speight, 2017, Folschweiller *et al.*, 2020, Haahtela *et al.*, 2020). Elle est également composée d'une part importante de terres agricoles pouvant contenir des pâtures, des terrains plus ou moins laissés à l'abandon et qui peuvent ainsi accueillir une part de ressources qui sera disponible pour certaines espèces. Notre choix de ne pas prendre cet aspect en compte peut donc amener à une lecture limitée de la connectivité et de son impact.

Dans le même schéma de pensée, nos sites présentent une variété de types de prairies, les parcelles sélectionnées pour compter dans l'indice « Area » le sont tout autant. Ainsi il est possible qu'un rayon avec un fort pourcentage de milieu semi naturel ne soit pas plus attractif pour les pollinisateurs offrant en réalité une qualité d'habitat peu intéressante.

Ces limites dans la lecture du paysage sont directement en lien avec les traits fonctionnels des espèces. En effet ces derniers n'ont pas été intégrés dans notre étude en tant que variables testées statistiquement. Or, le comportement d'une espèce dans le milieu est lié à ses caractéristiques fonctionnelles. Par exemple, l'ensemble des espèces de nos trois taxons peuvent être groupées en fonction de leurs caractéristiques de généralistes ou non. Cependant nous n'avons pas pris en compte cette distinction dans la réalisation de nos tests. Toutefois, la littérature fait état de réponses différentes à la connectivité (Brückmann *et al.*, 2010). Dans le cas des papillons, les espèces spécialistes sont plus sensibles et négativement impactées par une diminution de la connectivité (Brückmann *et al.*, 2010). La même réflexion peut être faite si l'on prend en compte la capacité de dispersion des espèces, c'est-à-dire des espèces capables de voler plus loin. Le type de nidification et de développement larvaire auraient également été intéressants à prendre en compte. Si l'on compare les syrphes aphidiphages aux abeilles sauvages, les syrphes n'ayant pas besoin de retourner approvisionner un nid, ils sont moins dépendants de la distance entre site de nidification et ressource alimentaire que les abeilles (Jauket *et al.*, 2009).

Sur ce postulat, il serait donc intéressant de poursuivre l'étude de l'impact de la connectivité sur des communautés observées à l'aide d'indices plus complexes prenant à la fois en compte les capacités de dispersion des espèces et la qualité des milieux observés dans un rayon autour sur site étudié.

CONCLUSION

Nos inventaires ont permis d'identifier 29 espèces de papillons dont 2 menacées, 87 espèces d'abeilles dont 12 menacées et 68 espèces de syrphes dont 3 menacées en Belgique. Malgré ces observations, nos estimations de complétude montrent qu'une part de la richesse spécifique de nos sites reste à découvrir.

Nos analyses ont permis de mettre en évidence qu'une part de l'abondance des papillons et syrphes observés est liée à la connectivité et à la structure du paysage. Cependant ils ne réagissent pas aux mêmes variables. Une perte d'abondance chez les papillons est observée en lien avec l'augmentation de la taille des sites. En revanche celle-ci augmenterait avec la surface d'habitat disponible à distance de vol. L'abondance des syrphes diminue, elle, en lien avec l'augmentation de l'artificialisation des terres mais augmente avec la distance au plus proche patch d'habitat.

Cependant la connectivité et la structure du paysage ne semblent, dans notre cas, pas impacter la diversité ni les assemblages de nos pollinisateurs dans leurs globalités.

Ces résultats pourraient alors être complétés par une approche fonctionnelle de la connectivité et de la structure du paysage, prenant ainsi en compte la qualité de la matrice. Une analyse intégrant également les traits fonctionnels des espèces apporterait un niveau de finesse supplémentaire pouvant jouer sur nos conclusions.

BIBLIOGRAPHE

- Abrol, D. P. (2011). Foraging. *Honeybees of Asia*, 257-292. https://doi.org/10.1007/978-3-642-16422-4_12/TABLES/4
- Adriaenssens, F., Chardon, J. P., de Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233-247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Almohamad, R., Verheggen, F. U. de L.-Ul. > S. agronomiques > E. fonctionnelle et évolutive, & Haubruge, E. U. de L.-Ul. > S. administratifs généraux > V.-R. de G. A. B. T.-E. fonctionnelle et évolutive. (2011). Searching and oviposition behavior of aphidophagous hoverflies (Diptera: Syrphidae): a review. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 13(3). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/81394>
- Altermatt, F. (2010). Climatic warming increases voltinism in European butterflies and moths. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1685), 1281-1287. <https://doi.org/10.1098/RSPB.2009.1910>
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. v., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C., & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19-28. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2010.01552.X>
- Andersson, S. (2003). Foraging responses in the butterflies *Inachis io*, *Aglais urticae* (Nymphalidae), and *Gonepteryx rhamni* (Pieridae) to floral scents. *Chemoecology*, 13(1), 1-11. <https://doi.org/10.1007/S000490300000/METRICS>
- Ashman, T. L., Knight, T. M., Steets, J. A., Amarasekare, P., Burd, M., Campbell, D. R., Dudash, M. R., Johnston, M. O., Mazer, S. J., Mitchell, R. J., Morgan, M. T., & Wilson, W. G. (2004a). POLLEN LIMITATION OF PLANT REPRODUCTION: ECOLOGICAL AND EVOLUTIONARY CAUSES AND CONSEQUENCES. *Ecology*, 85(9), 2408-2421. <https://doi.org/10.1890/03-8024>
- Ashman, T. L., Knight, T. M., Steets, J. A., Amarasekare, P., Burd, M., Campbell, D. R., Dudash, M. R., Johnston, M. O., Mazer, S. J., Mitchell, R. J., Morgan, M. T., & Wilson, W. G. (2004b). POLLEN LIMITATION OF PLANT REPRODUCTION: ECOLOGICAL AND EVOLUTIONARY CAUSES AND CONSEQUENCES. *Ecology*, 85(9), 2408-2421. <https://doi.org/10.1890/03-8024>
- Authors, by, Witek, M., Patricelli, D., Pietro Casacci, L., Barbero, F., Balletto, E., & Bonelli, S. (2011). Notes on the Biology and Host Ant Specificity of the Myrmecophilous Syrphid Fly *Microdon major* (Diptera: Syrphidae), a Social Parasite of Formica Ants (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 57(2).
- Baguette, M., & van Dyck, H. (2007). Landscape connectivity and animal behavior: Functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology*, 22(8), 1117-1129. <https://doi.org/10.1007/S10980-007-9108-4/FIGURES/2>
- Ball, S., Ball, S. G., & Morris, R. (2013). Britain's hoverflies: an introduction to the hoverflies of Britain (Vol. 9). 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>
- Bates, D., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S., Heiberger, R., Monette, G., Nilsson, H., Ripley, B., Weisberg, S., & Zeleis, A. (2007). *The car Package*.
- Bender, D. J., Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2003). Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, 18(1), 17-39. <https://doi.org/10.1023/A:1022937226820/METRICS>
- Besard, L., Mommaerts, V., Vandeven, J., Cuvelier, X., Sterk, G., & Smaghe, G. (2010). Compatibility of traditional and novel acaricides with bumblebees (*Bombus terrestris*): a first laboratory assessment of toxicity and sublethal effects. *Pest Management Science*, 66(7), 786-793. <https://doi.org/10.1002/PS.1943>
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., de Blust, G., de Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., ... Edwards,

- P. J. (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 141-150. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2007.01393.X>
- Birdshire, K. R., Carper, A. L., & Briles, C. E. (2020). Bee community response to local and landscape factors along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 23(4), 689-702. <https://doi.org/10.1007/S11252-020-00956-W/FIGURES/6>
- Bischoff, I., Eckelt, E., & Kuhlmann, M. (2005). On the biology of the ivy-bee *Colletes hederæ* Schmidt & Westrich, 1993 (Hymenoptera, Apidae). *Bonner Zoologische Beiträge*, 53, 27-36.
- Blaauw, B. R., & Isaacs, R. (2014a). Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 890-898. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12257>
- Blacquiere, T., Smagghe, G., Van Gestel, C. A., & Mommaerts, V. (2012). Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology*, 21(4), 973-992.
- Bommarco, R., Biesmeijer, J. C., Meyer, B., Potts, S. G., Pöyry, J., Roberts, S. P. M., Steffan-Dewenter, I., & Ockinger, E. (2010). Dispersal capacity and diet breadth modify the response of wild bees to habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1690), 2075-2082. <https://doi.org/10.1098/RSPB.2009.2221>
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018a). *Canonical Ordination*. 203-297. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2_6
- Braak, N., Neve, R., Jones, A. K., Gibbs, M., & Breuker, C. J. (2018). The effects of insecticides on butterflies – A review. *Environmental Pollution*, 242, 507-518. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.06.100>
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., & Rey-Benayas, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in ecology & evolution*, 26(10), 541-549.
- Burdine, J. D., & McCluney, K. E. (2019). Differential sensitivity of bees to urbanization-driven changes in body temperature and water content. *Scientific Reports 2019 9:1*, 9(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38338-0>
- Burkle, L. A., Marlin, J. C., & Knight, T. M. (2013). Plant-pollinator interactions over 120 years: Loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, 340(6127), 1611-1615. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1232728/SUPPL_FILE/BURKLE.SM.PDF
- Cane, J. H., & Sipes, S. (2006). Characterizing floral specialization by bees: analytical methods and a revised lexicon for oligolecty. *Plant-pollinator interactions: from specialization to generalization*, 99-122.
- Carré, G., Roche, P., Chifflet, R., Morison, N., Bommarco, R., Harrison-Cripps, J., Krewenka, K., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Rodet, G., Settele, J., Steffan-Dewenter, I., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Westphal, C., Woyciechowski, M., & Vaissière, B. E. (2009). Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1-2), 40-47. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2009.05.001>
- 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>
- Chang, Y. M., Hatch, K. A., Ho, M. Y., Roxburgh, S. H., Wu, Y. T., Wang, Y. K., Wang, S. R., & You, Z. X. (2020). Roosting Site Usage, Gregarious Roosting and Behavioral Interactions During Roost-assembly of Two Lycaenidae Butterflies. *Zoological Studies*, 59. <https://doi.org/10.6620/ZS.2020.59-10>
- Chao, A., Chiu, C. H., & Jost, L. (2014). Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV-ECOLSYS-120213-091540>, 45, 297-324. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV-ECOLSYS-120213-091540>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Çilgi, T., & Jepson, P. C. (1995). The risks posed by deltamethrin drift to hedgerow butterflies. *Environmental Pollution*, 87(1), 1-9. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)80001-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)80001-3)

- Colley, M. R., & Luna, J. M. (2000). Relative Attractiveness of Potential Beneficial Insectary Plants to Aphidophagous Hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Environmental Entomology*, 29(5), 1054-1059. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-29.5.1054>
- Corcos, D., Cerretti, P., Caruso, V., Mei, M., Falco, M., & Marini, L. (2019). Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales. *PLOS ONE*, 14(4), e0214068. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0214068>
- Correa Ayram, C. A., Mendoza, M. E., Etter, A., & Salicrup, D. R. P. (2016). Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography*, 40(1), 7-37. https://doi.org/10.1177/0309133315598713/ASSET/IMAGES/LARGE/10.1177_0309133315598713-FIG2.JPEG
- Costa, J. T., & Pierce, N. E. (1997). Social evolution in the Lepidoptera: ecological context and communication in larval societies. *The evolution of social behavior in insects and arachnids*, 407-442.
- Danforth, B. N., Minckley, R. L., Neff, J. L., & Fawcett, F. (2019). *The solitary bees: biology, evolution, conservation*. Princeton University Press.
- David, T. I., Storkey, J., & Stevens, C. J. (2019). Understanding how changing soil nitrogen affects plant–pollinator interactions. *Arthropod-Plant Interactions 2019 13:5*, 13(5), 671-684. <https://doi.org/10.1007/S11829-019-09714-Y>
- Dedryver, C. A., le Ralec, A., & Fabre, F. (2010). The conflicting relationships between aphids and men: A review of aphid damage and control strategies. *Comptes Rendus Biologies*, 333(6-7), 539-553. <https://doi.org/10.1016/J.CRV.2010.03.009>
- Didham, R. K., Kapos, V., & Ewers, R. M. (2012). Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos*, 121(2), 161-170. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0706.2011.20273.X>
- 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*, 287(1927). <https://doi.org/10.1098/RSPB.2020.0508>
- Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrière, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N. J., Vray, S., Zambra, E., Haeseleer, J. D. ', & Michez, D. (s. d.). *Belgian Red List of Bees*. Consulté 20 janvier 2023, à l'adresse <http://www.atlashymenoptera.net>
- Dufrière, M. (2000). *L'inventaire des sites de grand intérêt biologique comme contribution à la cartographie du patrimoine naturel*. In Colloque " Inventaire et suivi de la biodiversité en Région wallonne".
- Elmes, G. W., Barr, B., Thomas, J. A., & Clarke, R. T. (1999). Extreme host specificity by *Microdon mutabilis* (Diptera: Syrphidae), a social parasite of ants. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 266(1418), 447-453. <https://doi.org/10.1098/RSPB.1999.0658>
- Falk, S. (2019). *Field guide to the bees of Great Britain and Ireland*. Bloomsbury Publishing.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515
- Fichefet, V., Barbier, Y., Bagnée, J.-Y., Dufrière, M., Goffart, P., Maes, D., & van Dyck, H. (2008). *Papillons de jour de Wallonie : (1985-2007)*.
- Fiordaliso, W (2020) *Structure des communautés d'abeilles sauvages au sein du paysage montois : Etude en vue de l'élaboration d'un plan d'action*. Master en biologie des organismes et écologie à finalité spécialisée dans les métiers de l'éco-conseil. Université de Mons
- Fitzgerald, T. D., & Peterson, S. C. (1988). Cooperative Foraging and Communication in Caterpillars. *BioScience*, 38(1), 20-25. <https://doi.org/10.2307/1310642>
- Folschweiller M., Hubert B., Rey G., Barbier Y., D'Haeseleer Y., Drossart M., Lemoine G., Proesmans W., Rousseau-Piot J.S., Vanappelghem C., Vray S., Rasmont P., 2020. Atlas des bourdons de Belgique et du nord de la France, 151pp.
- Forister, M. L., McCall, A. C., Sanders, N. J., Fordyce, J. A., Thorne, J. H., O'Brien, J., Waetjen, D. P., & Shapiro, A. M. (2010). Compounded effects of climate change and habitat alteration shift patterns of butterfly diversity. *Proceedings*

- of the National Academy of Sciences of the United States of America, 107(5), 2088-2092.
https://doi.org/10.1073/PNAS.0909686107/SUPPL_FILE/PNAS.200909686SI.PDF
- Fox, J. (2015). *Applied regression analysis and generalized linear models*. Sage Publications.
- Fründ, J., Linsenmair, K. E., & Blüthgen, N. (2010). Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos*, 119(10), 1581-1590. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0706.2010.18450.X>
- Gallien, L., Thuiller, W., Fort, N., Boleda, M., Alberto, F. J., Rioux, D., Lainé, J., & Lavergne, S. (2016). Is There Any Evidence for Rapid, Genetically-Based, Climatic Niche Expansion in the Invasive Common Ragweed? *PLOS ONE*, 11(4), e0152867. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0152867>
- Genersch, E., Yue, C., Fries, I., & de Miranda, J. R. (2006). Detection of Deformed wing virus, a honey bee viral pathogen, in bumble bees (*Bombus terrestris* and *Bombus pascuorum*) with wing deformities. *Journal of Invertebrate Pathology*, 91(1), 61-63. <https://doi.org/10.1016/J.JIP.2005.10.002>
- Gilbert, F. (s. d.). *The effect of egg load and host deprivation on oviposition behaviour in aphidophagous hoverflies*.
- Gill, H. K., & Garg, H. (2014). Pesticide: environmental impacts and management strategies. *Pesticides-toxic aspects*, 8, 187.
- Gordon, S. C. C., & Kerr, J. T. (2022). Floral diversity increases butterfly diversity in a multitrophic metacommunity. *Ecology*, 103(8), e3735. <https://doi.org/10.1002/ECY.3735>
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379-391. <https://doi.org/10.1046/J.1461-0248.2001.00230.X>
- Goulson, D., Lepais, O., O'Connor, S., Osborne, J. L., Sanderson, R. A., Cussans, J., Goffe, L., & Darvill, B. (2010). Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1207-1215. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2010.01872.X>
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined Stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229). https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1255957/ASSET/E8BAD014-D9F3-43BF-AFF9-8E7346E38B0E/ASSETS/GRAPHIC/347_1255957_F4.JPEG
- Hanski, I. (2015). Habitat fragmentation and species richness. *Journal of Biogeography*, 42(5), 989-993. <https://doi.org/10.1111/JBI.12478>
- 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>
- Haslett, J. R. (1989). Adult feeding by holometabolous insects: pollen and nectar as complementary nutrient sources for *Rhingia campestris* (Diptera: Syrphidae). *Oecologia*, 81(3), 361-363. <https://doi.org/10.1007/BF00377084/METRICS>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hladik, M. L., Main, A. R., & Goulson, D. (2018). Environmental Risks and Challenges Associated with Neonicotinoid Insecticides. *Environmental Science and Technology*, 52(6), 3329-3335. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B06388/ASSET/IMAGES/LARGE/ES-2017-063888_0002.JPEG
- Hondelmann, P., & Poehling, H. M. (2007). Diapause and overwintering of the hoverfly *Episyrphus balteatus*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 124(2), 189-200. <https://doi.org/10.1111/J.1570-7458.2007.00568.X>
- Jacquemin, F., Violle, C., Rasmont, P., & Dufrière, M. (2017). Mapping the dependency of crops on pollinators in Belgium. *One Ecosystem*, 2, e13738.
- Jahner, J. P., Bonilla, M. M., Badik, K. J., Shapiro, A. M., & Forister, M. L. (2011). USE OF EXOTIC HOSTS BY LEPIDOPTERA: WIDESPREAD SPECIES COLONIZE MORE NOVEL HOSTS. *Evolution*, 65(9), 2719-2724. <https://doi.org/10.1111/J.1558-5646.2011.01310.X>
- Janz, N. (2005). The relationship between habitat selection and preference for adult and larval food resources in the polyphagous butterfly *Vanessa cardui* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Journal of Insect Behavior*, 18(6), 767-780. <https://doi.org/10.1007/S10905-005-8739-Z/METRICS>

- Jauker, F., Bondarenko, B., Becker, H. C., & Steffan-Dewenter, I. (2012). Pollination efficiency of wild bees and hoverflies provided to oilseed rape. *Agricultural and Forest Entomology*, *14*(1), 81-87. <https://doi.org/10.1111/J.1461-9563.2011.00541.X>
- Jauker, F., Diekötter, T., Schwarzbach, F., & Wolters, V. (2009). Pollinator dispersal in an agricultural matrix: Opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology*, *24*(4), 547-555. <https://doi.org/10.1007/S10980-009-9331-2/FIGURES/3>
- Jovičić, S., Burgio, G., Diti, I., Krašić, D., Markov, Z., Radenković, S., & Vujić, A. (2017). Influence of landscape structure and land use on *Merodon* and *Cheilosia* (Diptera: Syrphidae): contrasting responses of two genera. *Journal of Insect Conservation*, *21*(1), 53-64. <https://doi.org/10.1007/S10841-016-9951-1/FIGURES/4>
- Kareiva, P. (1985). Finding and Losing Host Plants by Phyllostreta: Patch Size and Surrounding Habitat. *Ecology*, *66*(6), 1809-1816. <https://doi.org/10.2307/2937376>
- Keil, P., Dziock, F., & Storch, D. (2008). Geographical patterns of hoverfly (Diptera, Syrphidae) functional groups in Europe: inconsistency in environmental correlates and latitudinal trends. *Ecological Entomology*, *33*(6), 748-757. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2311.2008.01032.X>
- Kleijn, D., & Raemakers, I. (2008). A RETROSPECTIVE ANALYSIS OF POLLEN HOST PLANT USE BY STABLE AND DECLINING BUMBLE BEE SPECIES. *Ecology*, *89*(7), 1811-1823. <https://doi.org/10.1890/07-1275.1>
- Klein, A. M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2006). 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>
- Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, *72*(3), 367-382. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2656.2003.00710.X>
- Kopit, A. M., & Pitts-Singer, T. L. (2018). Routes of Pesticide Exposure in Solitary, Cavity-Nesting Bees. *Environmental Entomology*, *47*(3), 499-510. <https://doi.org/10.1093/EE/NVY034>
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003). How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography*, *30*(6), 889-900. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2699.2003.00878.X>
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A. M., Regetz, J., & Ricketts, T. H. (2007a). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, *10*(4), 299-314. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2007.01018.X>
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A. M., Regetz, J., & Ricketts, T. H. (2007b). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, *10*(4), 299-314. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2007.01018.X>
- Kurylo, J. S., Threlfall, C. G., Parris, K. M., Ossola, A., Williams, N. S. G., & Evans, K. L. (2020). Butterfly richness and abundance along a gradient of imperviousness and the importance of matrix quality. *Ecological Applications*, *30*(7), e02144. <https://doi.org/10.1002/EAP.2144>
- Laita, A., Mönkkönen, M., & Kotiaho, J. S. (2010). Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation*, *143*(5), 1212-1227. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2010.02.029>
- Lambinon, J., Delvosalle, L. et Duvingneaud, J. (2012) Nouvelle flore de Belgique, GD Lux, Nord de la France (6e édit.).
- LARSON, B. M. H., & BARRETT, S. C. H. (2000). A comparative analysis of pollen limitation in flowering plants. *Biological Journal of the Linnean Society*, *69*(4), 503-520. <https://doi.org/10.1111/J.1095-8312.2000.TB01221.X>

- Lebuhn, G., Droege, S., Connor, E. F., Gemmill-Herren, B., Potts, S. G., Minckley, R. L., Griswold, T., Jean, R., Kula, E., Roubik, D. W., Cane, J., Wright, K. W., Frankie, G., & Parker, F. (2013). Detecting Insect Pollinator Declines on Regional and Global Scales. *Conservation Biology*, 27(1), 113-120. <https://doi.org/10.1111/J.1523-1739.2012.01962.X>
- Lefebvre, A. (2021). *Communautés d'abeilles sauvages des terrils des régions de Mons et Charleroi - Proposition de plans de gestion*. Master en biologie des organismes et écologie à finalité spécialisée dans les métiers de l'éco-conseil. Université de Mons
- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324-1334. <https://doi.org/10.1111/GEB.12207/SUPPINFO>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Numerical ecology. Elsevier.
- Llauss, A., & Nogué, J. (2012). Indicators of landscape fragmentation: The case for combining ecological indices and the perceptive approach. *Ecological Indicators*, 15(1), 85-91. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2011.08.016>
- Maciej Serda, Becker, F. G., Cleary, M., Team, R. M., Holtermann, H., The, D., Agenda, N., Science, P., Sk, S. K., Hinnebusch, R., Hinnebusch A, R., Rabinovich, I., Olmert, Y., Uld, D. Q. G. L. Q., Ri, W. K. H. U., Lq, V., Frxqwu, W. K. H., Zklfk, E., Edvhg, L. v, ... ح. فاطمی. (1999). Dagvlinders in vlaanderen: ecologie, verspreiding en behoud. *Uniwersytet Śląski*, 7(1), 343-354. <https://doi.org/10.2/JQUERY.MIN.JS>
- 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)
- Main, A. R., Hladik, M. L., Webb, E. B., Goynes, K. W., & Mengel, D. (2020). Beyond neonicotinoids – Wild pollinators are exposed to a range of pesticides while foraging in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 742, 140436. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140436>
- Marini, L., Öckinger, E., Bergman, K. O., Jauker, B., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H. G., Steffan-Dewenter, I., & Bommarco, R. (2014). Contrasting effects of habitat area and connectivity on evenness of pollinator communities. *Ecography*, 37(6), 544-551. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2013.00369.X>
- Meerts, P. J., & Baguette, M. (1995). Habitats fragmentés et avenir des petites populations. *Bulletin de l'Association universitaire pour l'environnement*, 50, 68-75.
- Memmott, J., Craze, P. G., Waser, N. M., & Price, M. v. (2007). Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions. *Ecology Letters*, 10(8), 710-717. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2007.01061.X>
- Menken, S. B. J., Boomsma, J. J., & van Nieukerken, E. J. (2010). LARGE-SCALE EVOLUTIONARY PATTERNS OF HOST PLANT ASSOCIATIONS IN THE LEPIDOPTERA. *Evolution*, 64(4), 1098-1119. <https://doi.org/10.1111/J.1558-5646.2009.00889.X>
- Merriam, G. R. A. Y. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In *Methodology in landscape ecological research and planning: proceedings, 1st seminar, International Association of Landscape Ecology, Roskilde, Denmark, Oct 15-19, 1984/eds. J. Brandt, P. Agger. Roskilde, Denmark: Roskilde University Centre, 1984.*
- Michener, C. D. (2007). *The bees of the world* (2nd ed.). Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Michez, D., Rasmont, P., Terzo, M., & Vereecken, N. (2019). Bees of Europe.
- Milet-Pinheiro, P., Herz, K., Dötterl, S., & Ayasse, M. (2016). Host choice in a bivoltine bee: How sensory constraints shape innate foraging behaviors. *BMC Ecology*, 16(1), 1-12. <https://doi.org/10.1186/S12898-016-0074-Z/FIGURES/7>
- Miličić, M., Vujčić, A., & Cardoso, P. (2018). Effects of climate change on the distribution of hoverfly species (Diptera: Syrphidae) in Southeast Europe. *Biodiversity and Conservation*, 27(5), 1173-1187. <https://doi.org/10.1007/S10531-017-1486-6/TABLES/2>
- Mitchell, M. G. E., Bennett, E. M., & Gonzalez, A. (2014). Agricultural landscape structure affects arthropod diversity and arthropod-derived ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 192, 144-151. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2014.04.015>
- Moilanen, A., & Hanski, I. (2001). On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*, 95(1), 147-151.

- Müller, A., & Kuhlmann, M. (2008). Pollen hosts of western palaeartic bees of the genus *Colletes* (Hymenoptera: Colletidae): the Asteraceae paradox. *Biological Journal of the Linnean Society*, 95(4), 719-733.
<https://doi.org/10.1111/J.1095-8312.2008.01113.X>
- Ng, C. N., Xie, Y. J., & Yu, X. J. (2013). Integrating landscape connectivity into the evaluation of ecosystem services for biodiversity conservation and its implications for landscape planning. *Applied Geography*, 42, 1-12.
<https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2013.04.015>
- Nicholson, C. C., & Egan, P. A. (2020). Natural hazard threats to pollinators and pollination. *Global Change Biology*, 26(2), 380-391. <https://doi.org/10.1111/GCB.14840>
- Normandin, É., Vereecken, N. J., Buddle, C. M., & Fournier, V. (2017). Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings. *PeerJ*, 2017(3), e3051. <https://doi.org/10.7717/PEERJ.3051/SUPP-2>
- Öckinger, E., Franzén, M., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2009). Mobility-dependent effects on species richness in fragmented landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 10(6), 573-578. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2008.12.002>
- Öckinger, E., & Smith, H. G. (2006). Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia*, 149(3), 526-534. <https://doi.org/10.1007/S00442-006-0464-6/TABLES/3>
- Odermatt, J., Frommen, J. G., & Menz, M. H. M. (2017). Consistent behavioural differences between migratory and resident hoverflies. *Animal Behaviour*, 127, 187-195. <https://doi.org/10.1016/J.ANBEHAV.2017.03.015>
- Oliveau, S. (2017). Autocorrélation spatiale. *Hypergéométrie*, 4.
- 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>
- Peterson, E. M., Green, F. B., & Smith, P. N. (2021). Toxic responses of blue orchard mason bees (*Osmia lignaria*) following contact exposure to neonicotinoids, macrocyclic lactones, and pyrethroids. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111681. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2020.111681>
- Phillips, B. B., Shaw, R. F., Holland, M. J., Fry, E. L., Bardgett, R. D., Bullock, J. M., & Osborne, J. L. (2018). Drought reduces floral resources for pollinators. *Global Change Biology*, 24(7), 3226-3235. <https://doi.org/10.1111/GCB.14130>
- Pollard, E., & Yates, T. J. (1994). Monitoring butterflies for ecology and conservation: the British butterfly monitoring scheme. Springer Science & Business Media.
- 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., Dafni, A., Ne'eman, G., & Willmer, P. (2003). LINKING BEES AND FLOWERS: HOW DO FLORAL COMMUNITIES STRUCTURE POLLINATOR COMMUNITIES? *Ecology*, 84(10), 2628-2642.
<https://doi.org/10.1890/02-0136>
- 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>
- Prendergast, K. S., Menz, M. H. M., Dixon, K. W., Bateman, P. W., Prendergast, C. :, Menz, M. H. M., 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. <https://doi.org/10.1002/ECS2.3076>
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L. A., Garratt, M. P. D., Howlett, B. G., Winfree, R., Cunningham, S. A., Mayfield, M. M., Arthur, A. D., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Brittain, C., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Entling, M. H., Foully, B., Freitas, B. M., Gemmill-Herren, B., Ghazoul, J., ... Woyciechowski, M. (2016). Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(1), 146-151.
https://doi.org/10.1073/PNAS.1517092112/SUPPL_FILE/PNAS.1517092112.SD04.RTF

- Rafferty, N. E. (2017). Effects of global change on insect pollinators: multiple drivers lead to novel communities. *Current Opinion in Insect Science*, 23, 22-27. <https://doi.org/10.1016/J.COIS.2017.06.009>
- 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., & Pauly, A. (2010). *Les bourdons de la Belgique*. Atlas Hymenoptera, Mons, Gembloux. <http://www.zoologie.umh.ac.be/hymenoptera/page.aspx?ID=160>
- 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). 2e édition. Mons University, Mons.
- Raymond, L., Sarthou, J. P., Plantegenest, M., Gauffre, B., Ladet, S., & Vialatte, A. (2014). Immature hoverflies overwinter in cultivated fields and may significantly control aphid populations in autumn. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, 99-105. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2013.12.019>
- Renwick, J. A. (2003). Oviposition Behavior in Lepidoptera. *Article in Annual Review of Entomology*. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.39.010194.002113>
- Resasco, J. (2019). Meta-analysis on a Decade of Testing Corridor Efficacy: What New Have we Learned? *Current Landscape Ecology Reports* 2019 4:3, 4(3), 61-69. <https://doi.org/10.1007/S40823-019-00041-9>
- Ricketts, T. H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S. S., Klein, A. M., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Ochieng', A., & Viana, B. F. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, 11(5), 499-515. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2008.01157.X>
- Rodríguez-Gasol, N., Alins, G., Veronesi, E. R., & Wratten, S. (2020a). 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>
- Rodríguez-Gasol, N., Alins, G., Veronesi, E. R., & Wratten, S. (2020b). 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>
- Rodríguez-Gasol, N., Alins, G., Veronesi, E. R., & Wratten, S. (2020c). 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>
- Rotheray, G. E. (1993). Colour guide to hoverfly larvae (Diptera, Syrphidae). *Dipter Dig*, 9, 1-155.
- Ruelle E. 2021. *Impact du paysage sur les communautés d'abeilles présentes dans la province du Hainaut, Belgique*. Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons, 110 pp
- Ruf, C., Freese, A., & Fiedler, K. (2003). Larval Sociality in Three Species of Central-place Foraging Lappet Moths (Lepidoptera: Lasiocampidae): A Comparative Survey. *Zoologischer Anzeiger - A Journal of Comparative Zoology*, 242(3), 209-222. <https://doi.org/10.1078/0044-5231-00099>
- Rundlöf, M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J., & Smith, H. G. (2015). Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 2015 521:7550, 521(7550), 77-80. <https://doi.org/10.1038/nature14420>
- Russell, C., & Schultz, C. B. (2010). Effects of grass-specific herbicides on butterflies: An experimental investigation to advance conservation efforts. *Journal of Insect Conservation*, 14(1), 53-63. <https://doi.org/10.1007/S10841-009-9224-3/TABLES/2>
- Russo, L., Park, M., Gibbs, J., & Danforth, B. (2015). The challenge of accurately documenting bee species richness in agroecosystems: bee diversity in eastern apple orchards. *Ecology and Evolution*, 5(17), 3531-3540. <https://doi.org/10.1002/ECE3.1582>
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Arnold, G. W. (1993). The Kellerberrin project on fragmented landscapes: A review of current information. *Biological Conservation*, 64(3), 185-192. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90320-Z](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90320-Z)

- Schellhorn, N. A., Parry, H. R., Macfadyen, S., Wang, Y., & Zalucki, M. P. (2015). Connecting scales: Achieving in-field pest control from areawide and landscape ecology studies. *Insect Science*, 22(1), 35-51. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12161>
- Schooley, R. L., Wiens Schooley, J. A., Schooley, R. L., & Wiens, J. A. (2003). Finding habitat patches and directional connectivity. *Oikos*, 102(3), 559-570. <https://doi.org/10.1034/J.1600-0706.2003.12490.X>
- Settele, J., Kudrna, O., Harpke, A., Kühn, I., Van Swaay, C., Verovnik, R., ... & Schweiger, O. (2008). Climatic risk atlas of European butterflies (Vol. 1). Sofia: Pensoft.
- Sevilleja, C. G., Collins, S., Warren, M. S., Wynhoff, I., van Swaay, C. A. M., Dennis, E. B., Schmucki, R., Barea Azcon, J. M., Bonelli, S., Bourn, N., Cassar, L. F., de Arce Crespo, J. I., Dziekanska, I., Faltynek Fric, Z., Kolev, Z., Krenn, H., Lehner, D., Monteiro, E., Munguira, M. L., ... Roy, D. B. (2020). *European Butterfly Monitoring Scheme (eBMS): network development. Technical report*. <https://butterfly-monitoring.net/sites/default/files/Pdf/Reports/Assessing%20Butterflies%20in%20Europe%20-%20Network%20Development%20Revised.pdf>
- Shreeve, T. G., Dennis, R. L. H., Roy, D. B., & Moss, D. (2001). An ecological classification of British butterflies: Ecological attributes and biotope occupancy. *Journal of Insect Conservation*, 5(3), 145-161. <https://doi.org/10.1023/A:1017556113534/METRICS>
- Smyth. (s. d.). *Springer Texts in Statistics Generalized Linear Models With Examples in R*. Consulté 20 janvier 2023, à l'adresse <http://www.springer.com/series/417>
- Sommaggio, D. (1999). Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), 343-356. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00042-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00042-0)
- Sommaggio, D., & Burgio, G. (2014). The use of syrphidae as functional bioindicator to compare vineyards with different managements Biodiversity of hoverflies (Diptera Syrphidae) and use of the Syrph the Net method for biodiversity assessment View project Taxonomy of Pollinators: Hoverflies (Diptera, Syrphidae) and wild bees (Hymenoptera, Apoidea) View project The use of Syrphidae as functional bioindicator to compare vineyards with different managements. *Bulletin of Insectology*, 67(1), 147-156. <https://www.researchgate.net/publication/286308198>
- Soroye, P., Newbold, T., & Kerr, J. (2020). Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science*, 367(6478), 685-688. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAX8591/SUPPL_FILE/AAX8591_SOROYE_SM.PDF
- Southwick, E. E., & Southwick, L. (1992). Estimating the Economic Value of Honey Bees (Hymenoptera: Apidae) as Agricultural Pollinators in the United States. *Journal of Economic Entomology*, 85(3), 621-633. <https://doi.org/10.1093/JEE/85.3.621>
- Speight, M. C. D., Speight, M. C. D., Castella, E., Sarthou, J.-P., & Vanappelghem, C. (s. d.). *SPECIES ACCOUNTS OF EUROPEAN SYRPHIDAE, 2017*.
- Steffan-Dewenter, I., Klein, A. M., Gaebele, V., Alfert, T., & Tschardtke, T. (2006). Bee diversity and plant-pollinator interactions in fragmented landscapes. Specialization and generalization in plant-pollinator interactions, 387-410.
- Stefanescu, C., & Traveset, A. (2009). Factors influencing the degree of generalization in flower use by Mediterranean butterflies. *Oikos*, 118(7), 1109-1117. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0706.2009.17274.X>
- Stout, J. C., & Morales, C. L. (2009). Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie*, 40(3), 388-409. <https://doi.org/10.1051/APIDO/2009023>
- Tallamy, D. W., & Shropshire, K. J. (2009). Ranking Lepidopteran Use of Native Versus Introduced Plants. *Conservation Biology*, 23(4), 941-947. <https://doi.org/10.1111/J.1523-1739.2009.01202.X>
- Thomson, D. M., & Thomson, D. M. (2006). Detecting the effects of introduced species: a case study of competition between Apis and Bombus. *Oikos*, 114(3), 407-418. <https://doi.org/10.1111/J.2006.0030-1299.14604.X>
- Tischendorf, L., Fahrig, L., Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19. <https://doi.org/10.1034/J.1600-0706.2000.900102.X>

- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2005.00782.X>
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). CONTRIBUTION OF SMALL HABITAT FRAGMENTS TO CONSERVATION OF INSECT COMMUNITIES OF GRASSLAND-CROPLAND LANDSCAPES. *FEATURE Ecological Applications*, 354(2), 354-363. <https://doi.org/10.1890/1051-0761>
- Van Emden, H. F., & Harrington, R. (Eds.). (2017). Aphids as crop pests. Cabi.
- van de Meutter, F., Opdekamp, W., & Maes, D. (s. d.). *IUCN Rode Lijst van de zweefvliegen in Vlaanderen 2021*. <https://doi.org/10.21436/inbor.54514812>
- van Rijn, P. C. J., Kooijman, J., & Wäckers, F. L. (2013). The contribution of floral resources and honeydew to the performance of predatory hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Biological Control*, 67(1), 32-38. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2013.06.014>
- van Rijn, P. C. J., & Wäckers, F. L. (2016). Nectar accessibility determines fitness, flower choice and abundance of hoverflies that provide natural pest control. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 925-933. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12605>
- van Swaay, C. A. M., Dennis, E. B., Schmucki, R., Sevilleja, C., Balalaikins, M., Botham, M., Bourn, N., Brereton, T., Cancela, J. P., Carlisle, B., Chambers, P., Collins, S., Dopagne, C., Escobes, R., Feldman, R., Fernandez-Garcia, J. M., Fontaine, B., Gracianteparaluceta, A., Harrower, C., ... Roy, D. B. (2019). *The EU Butterfly Indicator for Grassland species: 1990-2017. Technical report*. [https://butterfly-monitoring.net/sites/default/files/Publications/Technical%20report%20EU%20Grassland%20indicator%201990-2017%20June%202019%20v4%20\(3\).pdf](https://butterfly-monitoring.net/sites/default/files/Publications/Technical%20report%20EU%20Grassland%20indicator%201990-2017%20June%202019%20v4%20(3).pdf)
- Vasiliev, D., & Greenwood, S. (2021). The role of climate change in pollinator decline across the Northern Hemisphere is underestimated. *Science of The Total Environment*, 775, 145788. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145788>
- Vereecken, N. (2017). Découvrir & protéger nos abeilles sauvages. Grenoble: Glénat.
- Warzecha, D., Diekötter, T., Wolters, V., & Jauker, F. (2018). Attractiveness of wildflower mixtures for wild bees and hoverflies depends on some key plant species. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1), 32-41. <https://doi.org/10.1111/ICAD.12264>
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003). Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecology Letters*, 6(11), 961-965. <https://doi.org/10.1046/J.1461-0248.2003.00523.X>
- Westrich, P. (1996). Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In Linnean Society symposium series (Vol. 18, pp. 1-16). Academic Press Limited.
- Wcislo, W., & Fewell, J. H. (2017). Sociality in bees. *Comparative social evolution*, 50-83.
- Williams, P. H. (1982). *The distribution and decline of British bumble bees (Bombus Latr.)*. *Journal of apicultural research*, 21(4), 236-245.
- Williams, N. M., Minckley, R. L., & Silveira, F. A. (2001). Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. *Conservation ecology*, 5(1).
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., Lebuhn, G., & Aizen, M. A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), 2068-2076. <https://doi.org/10.1890/08-1245.1>
- Winfree, R., Williams, N. M., Dushoff, J., & Kremen, C. (2007). Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters*, 10(11), 1105-1113. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2007.01110.X>
- Wotton, K. R., Gao, B., Menz, M. H. M., Morris, R. K. A., Ball, S. G., Lim, K. S., Reynolds, D. R., Hu, G., & Chapman, J. W. (2019). Mass Seasonal Migrations of Hoverflies Provide Extensive Pollination and Crop Protection Services. *Current Biology*, 29(13), 2167-2173.e5. <https://doi.org/10.1016/J.CUB.2019.05.036>
- Zeller, K. A., Lewison, R., Fletcher, R. J., Tulbure, M. G., & Jennings, M. K. (2020). Understanding the Importance of Dynamic Landscape Connectivity. *Land 2020, Vol. 9, Page 303*, 9(9), 303. <https://doi.org/10.3390/LAND9090303>

Pages web :

Safeguard Project Database. (n.d.). Retrieved January 20, 2023, from <https://www.safeguard.biozentrum.uni-wuerzburg.de/Download/Download.aspx>

Indicateurs statistiques Archive - Iweps. (n.d.). Retrieved January 20, 2023, from https://www.iweps.be/indicateurs-statistiques/?fwp_is_categories=territoire

E - Prairies, pelouses, ourlets forestiers et formations herbeuses variées sur sols non marécageux. | Rechercher un biotope | Biotopes | La biodiversité en Wallonie. (n.d.). Retrieved January 20, 2023, from <http://biodiversite.wallonie.be/fr/e-prairies-pelouses-ourlets-forestiers-et-formations-herbeuses-variees-sur-sols-non-marecageux.html?IDC=1251>

E - Prairies, pelouses, ourlets forestiers et formations herbeuses variées sur sols non marécageux. | Rechercher un biotope | Biotopes | La biodiversité en Wallonie. (n.d.). Retrieved January 20, 2023, from <http://biodiversite.wallonie.be/fr/e-prairies-pelouses-ourlets-forestiers-et-formations-herbeuses-variees-sur-sols-non-marecageux.html?IDC=1251>

Clé des syrphes de Belgique et des Pays-Bas -. (n.d.). Retrieved January 20, 2023, from <http://sapoll.eu/cle-des-syrphes-de-belgique-et-des-pays-bas/>

ANNEXES

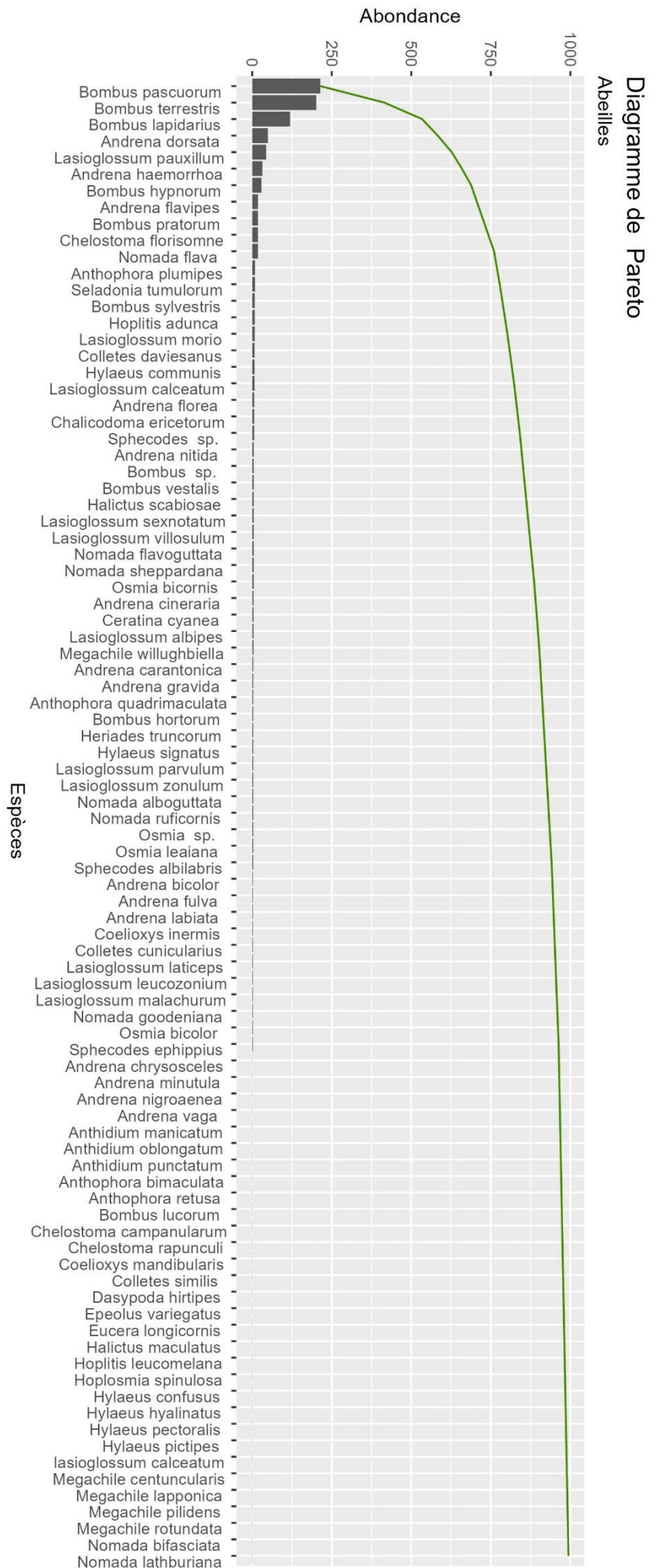


Figure 12 : Diagramme de Pareto représentant les espèces de nos inventaires abeilles.

Figure 13 : Diagramme de Pareto représentant les espèces de nos inventaires papillons.

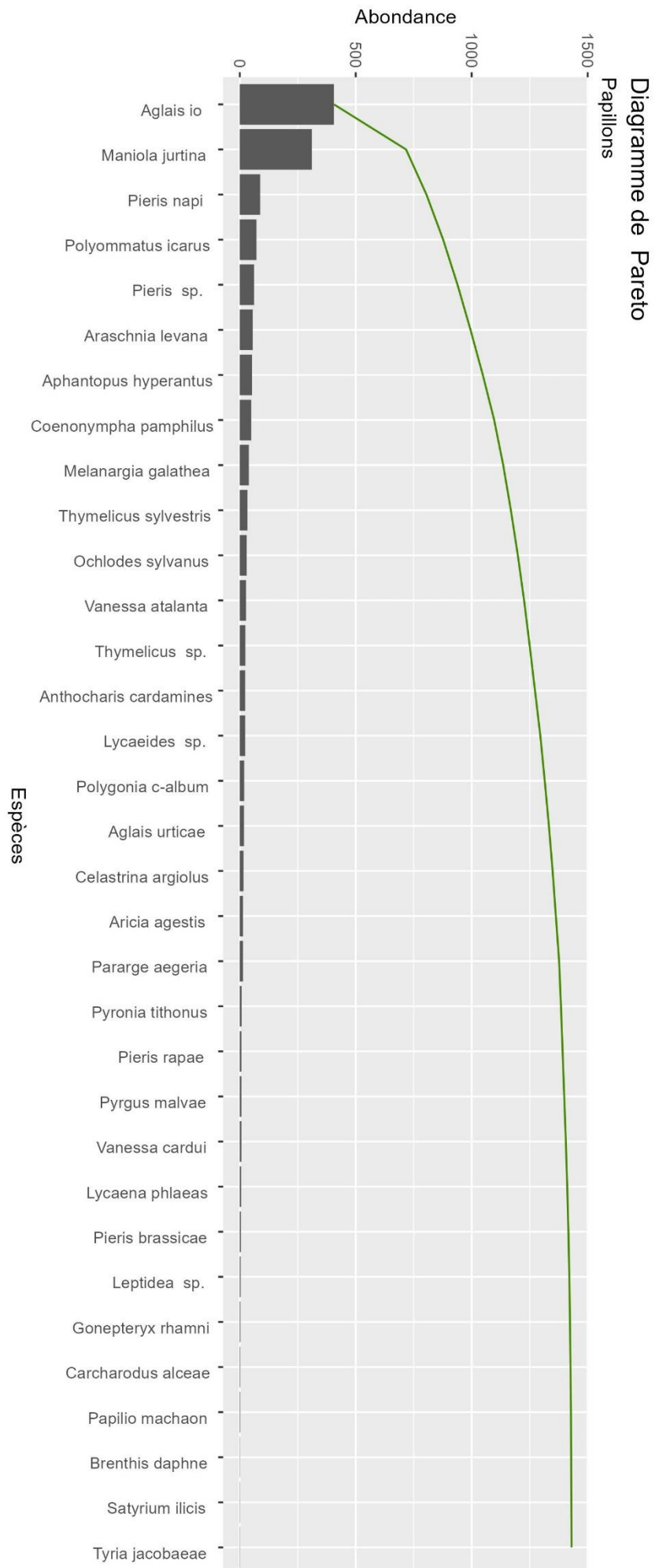
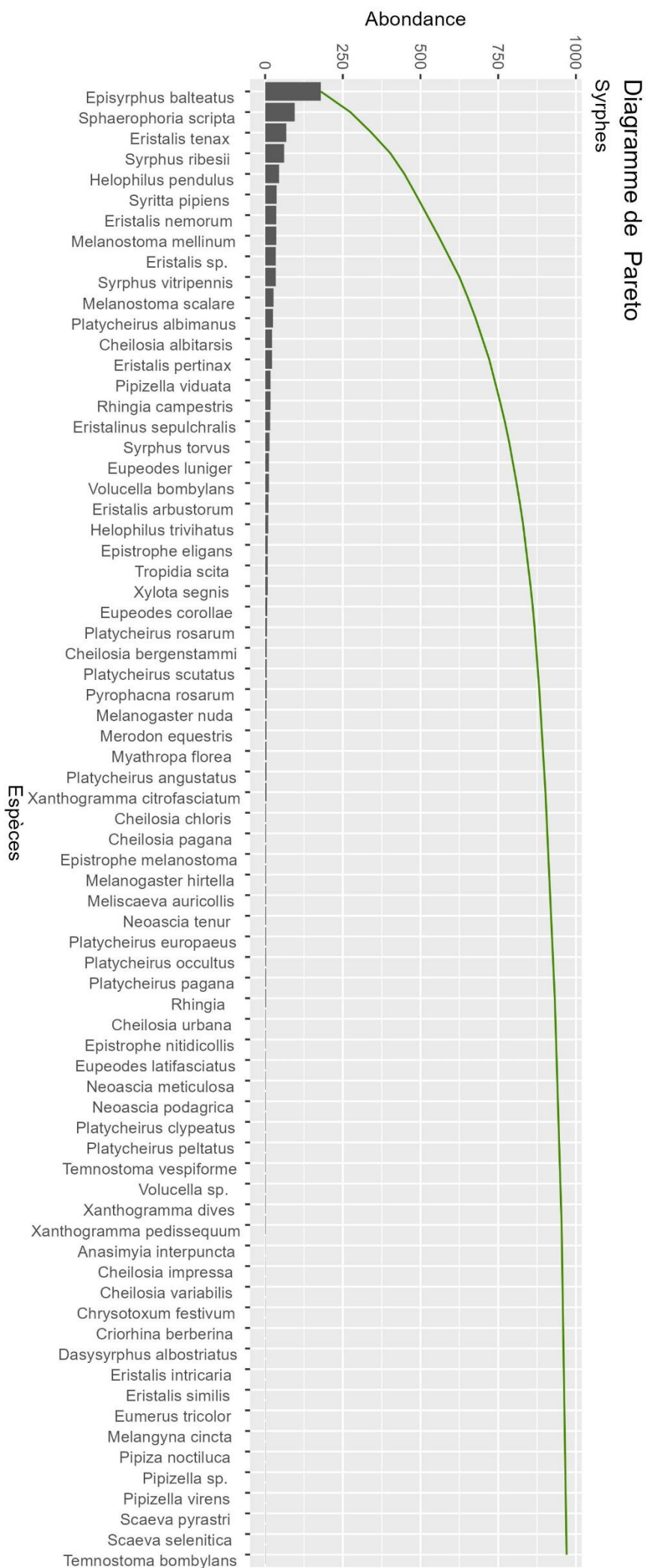


Figure 14: Diagramme de Pareto représentant les espèces de nos inventaires Syrphes



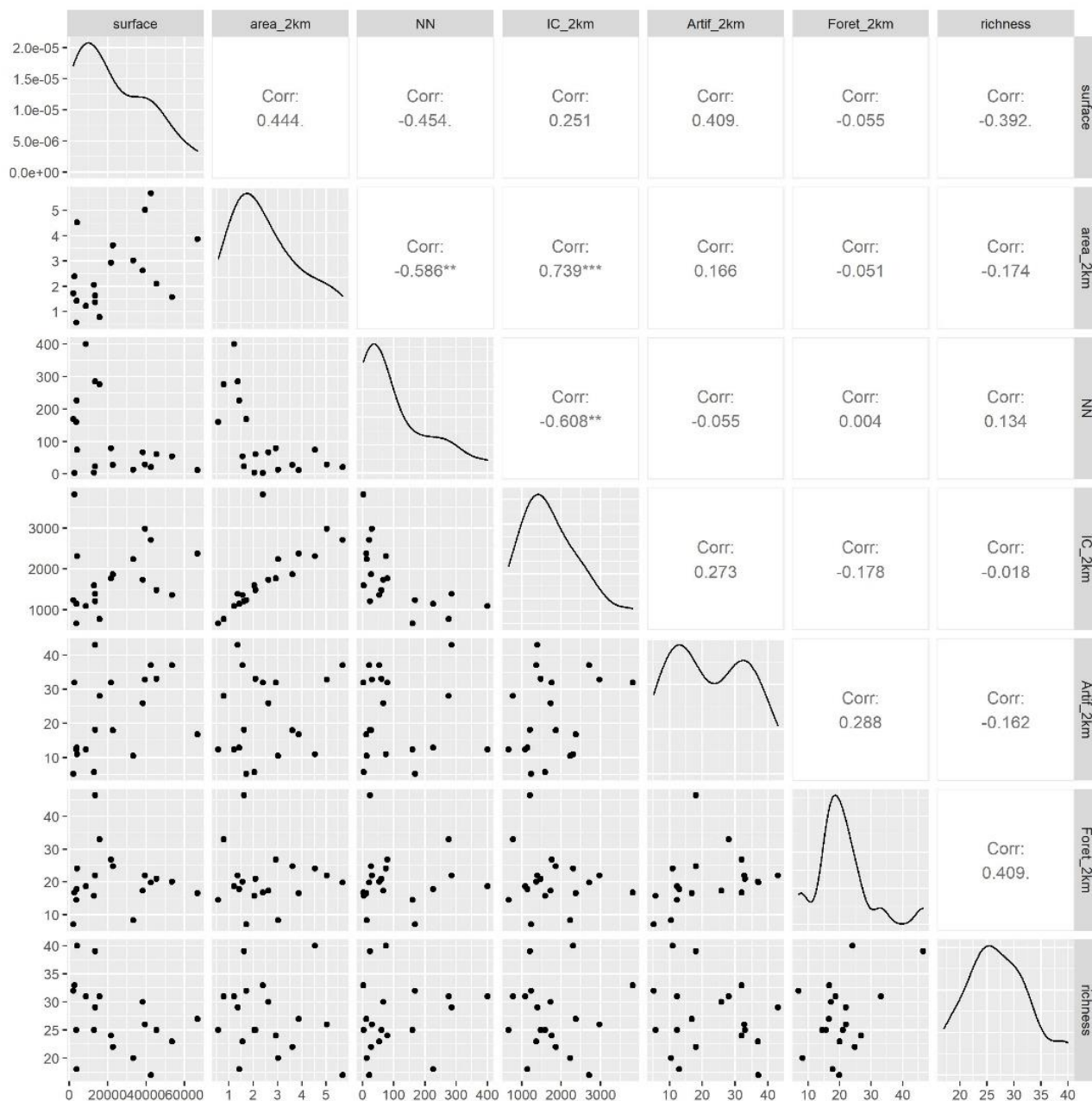


Figure 15 : Corrélation des variables explicatives sélectionnées deux à deux obtenue grâce à la fonction `ggpairs()`. NN = Nearest Neighbor, Area_2km = Pourcentage de surface prairial, IC_2km = Indice de Hanski, Artif_2km = Pourcentage de sol artificialisé, Forest_2km = Pourcentage de forêt, le tout dans un rayon de 2 kilomètres autour du site. Surface représente la surface du site échantillonné et Richness la richesse spécifique en fleurs sur le site.

Tableau 12 : Récapitulatif des Vif testé pour chaque modèle présenté.

<i>Papillons - Abondance - Poisson</i>	<i>Surface</i>	<i>Area_2km</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Vif</i>	1.991655	1.253601	2.125257	1.657080	1.347316
<i>Papillons – H0 - Poisson</i>	<i>Surface</i>	<i>NN</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>LRichness</i>
<i>Vif</i>	1.808138	1.071247	1.845342	1.789927	1.633552
<i>Papillons – H1 - Poisson</i>	<i>Surface</i>	<i>NN</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>LRichness</i>
<i>Vif</i>	1.851622	1.052597	1.905969	1.853757	1.646681

<i>Abeilles - Abondance – Négative binomial</i>	<i>Surface</i>	<i>NN</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Vif</i>	1.737922	1.121115	<i>Artif_2km</i>	1.687523	1.421605
<i>Abeilles – H0- Negative binomial</i>	<i>Surface</i>	<i>Area_2km</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Vif</i>	1.914446	1.260311	1.920226	1.783232	1.427414
<i>Abeilles – H0- Negative binomial</i>	<i>Surface</i>	<i>Area_2km</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Vif</i>	1.941691	1.273997	1.955251	1.809628	1.428511

<i>Abondance – Syrphes - Négative binomiale</i>	<i>Surface</i>	<i>NN</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Vif</i>	1.954580	1.229591	2.194833	1.766693	1.385360
<i>Syrphes - H0 - Poisson</i>	<i>Surface</i>	<i>NN</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Vif</i>	1.854203	1.265527	2.049348	1.650958	1.358084
<i>Syrphes - H1- Poisson</i>	<i>Surface</i>	<i>Area_2km</i>	<i>Artif_2km</i>	<i>Foret_2km</i>	<i>Richness</i>
<i>Vif</i>	1.871773	1.270035	2.056381	1.636146	1.336155

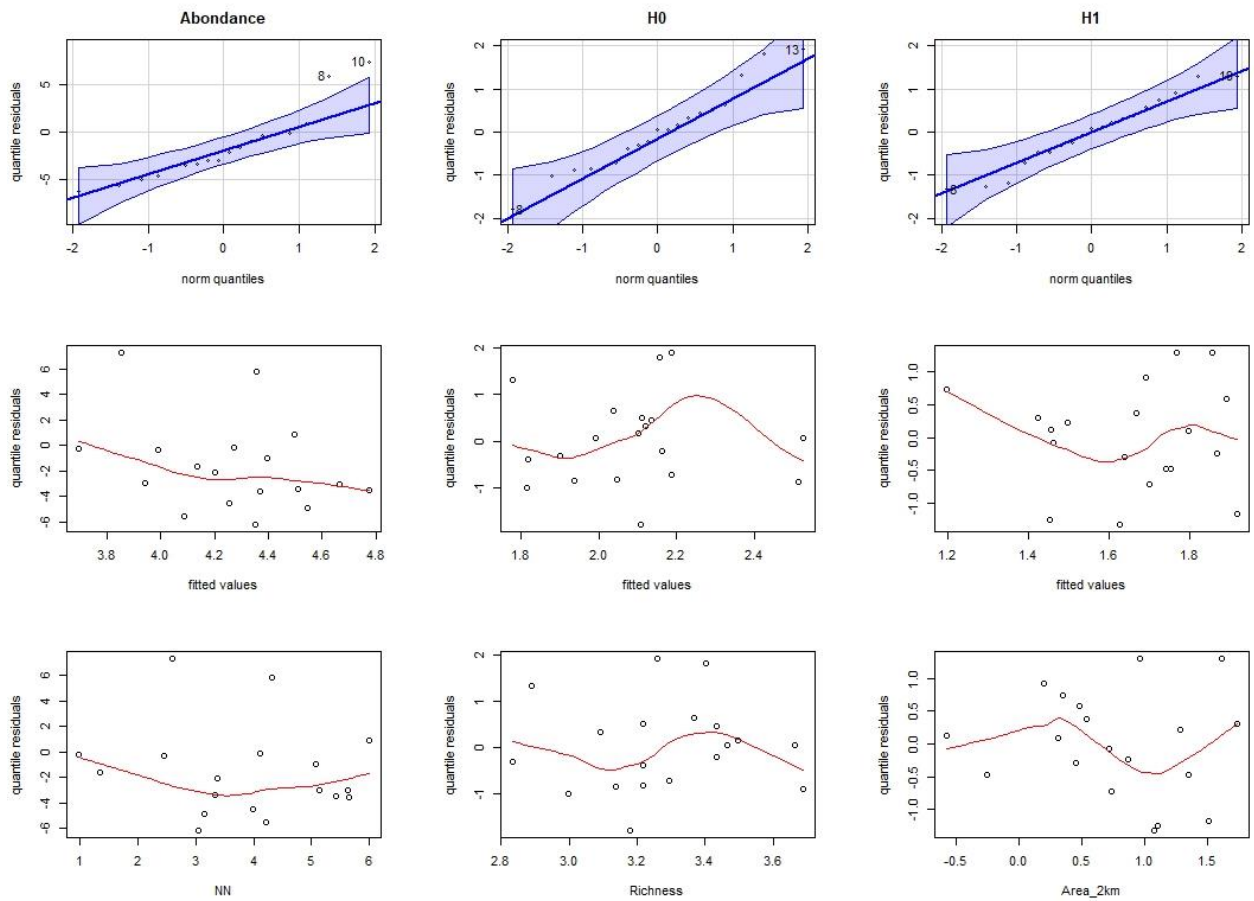


Figure 16 : Diagrammes diagnostiques des modèles explicatifs de la diversité des papillons.

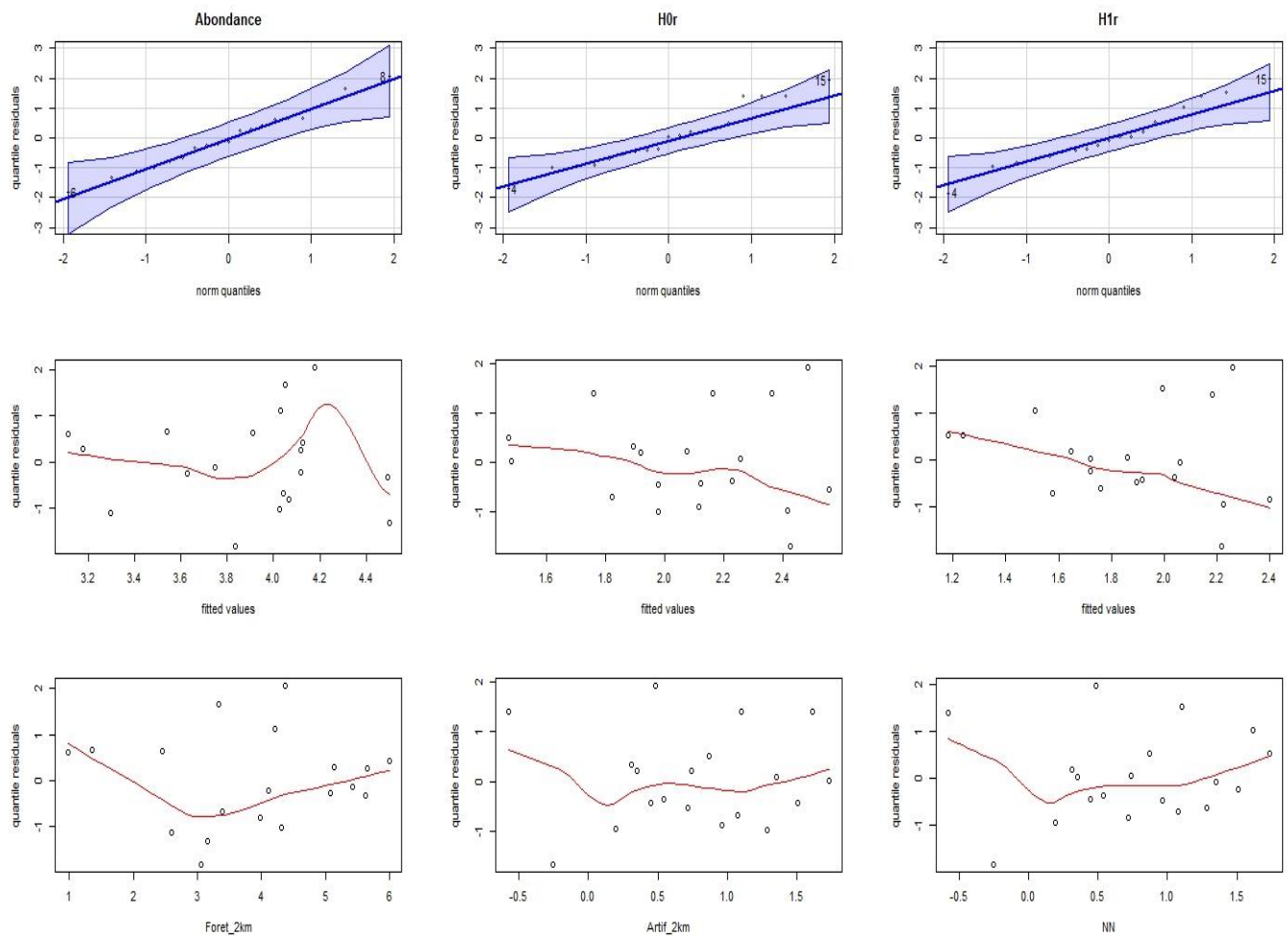


Figure 17 : Diagrammes diagnostiques des modèles explicatifs de la diversité des abeilles.

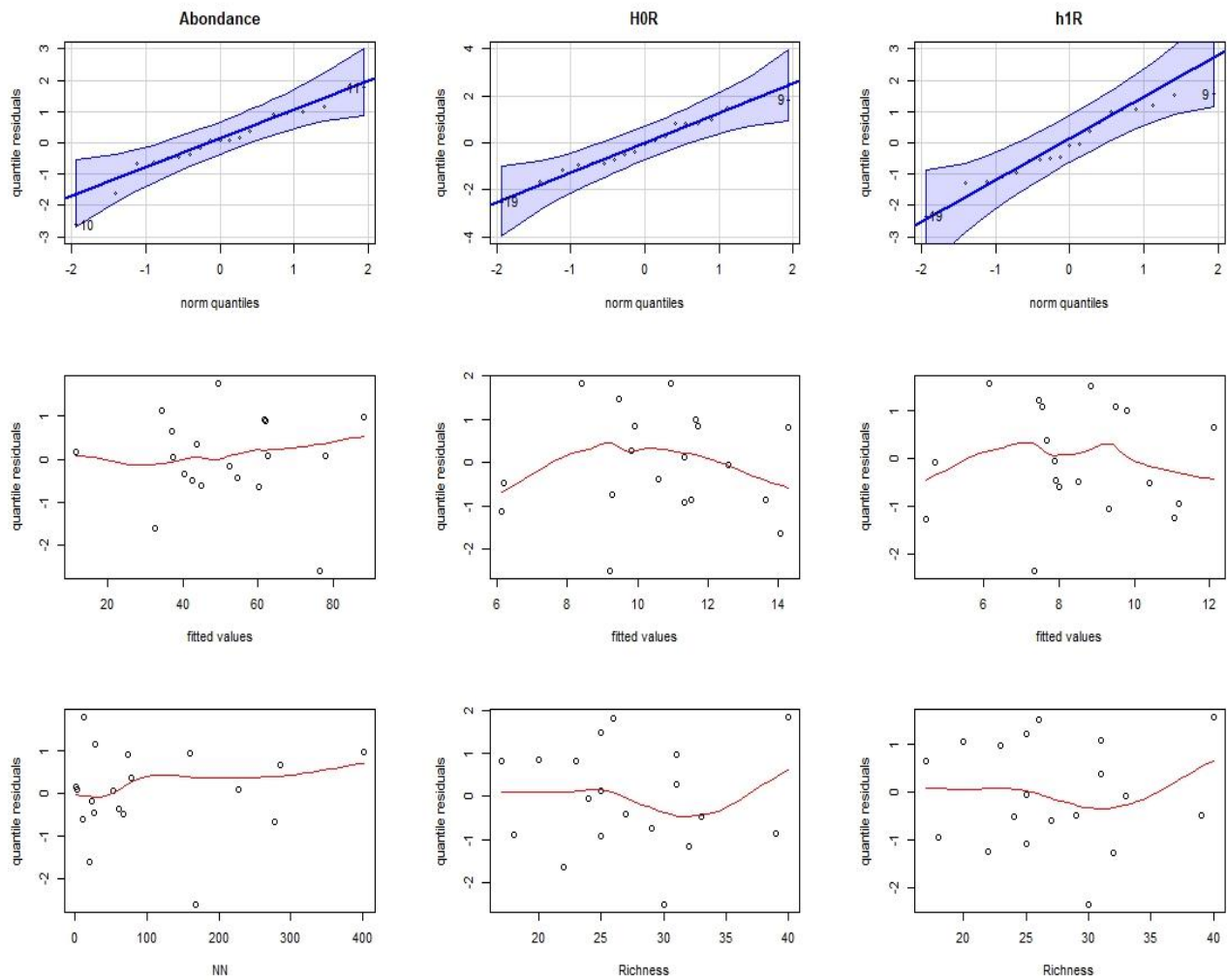


Figure 18 : Diagrammes diagnostiques des modèles explicatifs de la diversité des syrphes.

