
Étude de la biodiversité des plantes et des insectes pollinisateurs dans les espaces verts ouverts de Louvain-la-Neuve et de la connectivité en milieu hétérogène fragmenté

CALESSE Steven

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme
de Master de Biologie en Organismes et Écologie



Promoteur : Renate Wesselingh (UCLouvain)

Année académique 2022-2023

Étude de la biodiversité des plantes et des insectes pollinisateurs dans les espaces verts ouverts de Louvain-la-Neuve et de la connectivité en milieu hétérogène fragmenté

Table des matières :

I.	Remerciements	9
II.	Résumés	10
A.	Contexte du mémoire	10
B.	La biodiversité des milieux ouverts de Louvain-la-Neuve	10
C.	The biodiversity of the open green spaces of Louvain-la-Neuve	12
III.	Introduction	14
A.	Crise de la biodiversité	14
1.	Perte de l'habitat	14
2.	Fragmentation	15
3.	Pollution	16
4.	Espèces envahissantes	17
5.	Changements climatiques	18
B.	Les pollinisateurs	19
1.	Déclin et importance des pollinisateurs	19
2.	Facteurs importants pour les communautés de pollinisateurs	21
a)	Ressources florales	21
b)	Taille de l'habitat	22
c)	Lieu de nichage	22
C.	Milieu urbain	23
1.	Potentiel du milieu urbain	24
2.	Ressources du milieu urbain	25
3.	Mesures environnementales	26
D.	La connectivité	26
(1)	Connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle	27
(2)	Mouvement des individus	27
(3)	Mouvement des pollinisateurs	28
2.	Mouvements en ville	29
IV.	Questions de recherche et attentes	30
V.	Matériels et méthodes	31
1.	Inventaires des prés de Louvain-la-Neuve	31
a)	Inventaire des plantes en fleurs	34
b)	Inventaires des pollinisateurs :	35
c)	Traitement des données et analyses statistiques	38

2.	Caractérisation du paysage urbain	40
a)	Spatialisation et acquisition des données spatiales	40
b)	Calculs des surfaces dans un rayon de 100m	41
3.	Étude des mouvements des bourdons	42
a)	Définition de la zone d'étude	42
b)	Capture – Marquage - Recapture	43
c)	Connectivité réelle et estimée	45
(1)	Connectivité sur le terrain	45
(2)	Estimation de la connectivité	46
VI.	Résultats	48
A.	Inventaires des prés de Louvain-La-Neuve	48
1.	Description des données	48
2.	Composition fonctionnelle des populations de pollinisateurs dans les prés	50
3.	Analyses multivariées	51
a)	Analyse descriptive	51
b)	Qualité de représentation et cercle de corrélation	52
c)	Analyse de la distribution des points	54
4.	Analyse des populations de plantes et pollinisateurs	55
a)	Effet de la saisonnalité sur la richesse spécifique	55
b)	Effet de la saisonnalité (Campagne) sur l'« abondance »	56
c)	Effet du type de pré sur la richesse spécifique	57
d)	Effet du type de pré sur l'« abondance »	59
e)	Interaction Campagne : Type de pré	61
5.	Effet des variables environnementales	63
B.	Connectivité	65
1.	Connectivité fonctionnelle - CMR	65
a)	Description des mouvements	66
b)	Analyse structurelle du réseau	69
2.	Estimation de la connectivité	70
a)	Calcul des corridors	70
VII.	Discussion	74
A.	Populations de plantes en fleurs et de pollinisateurs	74
B.	Influence du paysage urbain	76
C.	Connectivité	77

1.	Comparaison avec les mouvements de terrain	77
2.	Types de mouvement observés	78
3.	Structure du réseau	79
4.	Améliorations et biais du modèle	79
5.	Biais de l'analyse spatiale	81
VIII.	Conclusion	82
IX.	Références	84
A.	Sites internet	84
B.	Littérature scientifique	84
X.	Annexes	93

I. Remerciements

Je tiens à remercier l'ensemble des personnes m'ayant aidé et accompagné lors de la réalisation de ce mémoire,

Mme Wesselingh pour la supervision, l'encadrement, les conseils et le matériel nécessaire à la réalisation et l'amélioration en continu de ce mémoire,

M Schtickzelle, M Van Dyck d'avoir accepté d'être membre de mon jury pour la relecture et défense de mon mémoire,

Mme Bideau pour les données de gestion du GPEX, les conseils pour les expériences et d'avoir accepté d'être membre de mon jury pour la relecture et défense de mon mémoire,

Jeanne David pour toutes ces heures passées ensemble à réfléchir et réaliser ce mémoire mais aussi pour les inventaires sur le terrain, son soutien et sa bonne humeur,

Arthur Né pour m'avoir aidé à capturer un maximum de bourdons lors des sessions de CMR,

Le GPEX pour avoir fourni les plans de gestion des prés par l'UCLouvain,

Les membres officiels et officieux du bureau c114, Stefan, Arthur, Louise, Jeanne, Thibaud, Violette, Manon et Anouk pour cette merveilleuse ambiance et cohésion mais aussi pour le soutien tout au long de ce mémoire,

Inès, qui m'a écouté pendant d'innombrables heures sur mes inquiétudes, mes réflexions mais aussi mes réussites de ce mémoire, qui a cru en moi et qui était toujours présente pendant cette relativement longue période !

II. Résumés

A. Contexte du mémoire

LLN est une ville universitaire jeune, relativement petite et principalement piétonne. Habitée par de nombreux étudiants, elle a été créée de toute pièce dans les années 1970 et n'a jamais cessé de croître depuis. On y retrouve de nombreux espaces verts pour lesquels la terre a été importée depuis de nombreux sites de Belgique donnant une composition particulière et souvent inconnue en fleurs et en pollinisateurs. LLN est une ville intéressante pour l'étude car la commune comptabilise 168 ha d'espaces verts intra-urbains (Office du tourisme de LLN). L'étude des populations de plantes et de pollinisateurs à travers ce mémoire apportera je l'espère une meilleure description et compréhension des mécanismes et variables importantes pour l'établissement et le maintien des populations de pollinisateurs en ville, permettant ainsi d'avoir les éléments importants dans le cas d'un plan de gestion durable des espaces extérieurs de la ville.

B. La biodiversité des milieux ouverts de Louvain-la-Neuve

Le milieu urbain est un écosystème particulier par ses conditions abiotiques mais aussi par sa configuration spatiale des habitats. En effet ce milieu fragmenté, habité par les humains pourrait être un écosystème intéressant pour accueillir une diversité en pollinisateurs. L'étude des pollinisateurs dans le milieu urbain pose de nombreuses questions. L'objectif principal de l'étude est d'étudier et déterminer les facteurs les plus importants pour prédire la richesse spécifique en pollinisateurs au sein de la ville de Louvain-la-Neuve. Afin de remplir cet objectif, l'étude est divisée en plusieurs expériences et observations.

Une première partie, observatoire, repose sur la réalisation d'inventaires de plantes et de pollinisateurs dans de nombreux espaces ouverts (appelés « prés ») catégorisés selon la richesse spécifique de plantes en fleur, afin d'évaluer la composition des populations de plantes et de pollinisateurs dans les prés. Ces inventaires sont utiles pour investiguer le lien entre la richesse de plantes en fleur et la densité d'unités florales avec l'abondance et la richesse spécifique des pollinisateurs, donnant ainsi un aperçu de la qualité de l'habitat.

Une investigation plus précise des interactions entre plantes et pollinisateurs est menée par la co-mémorante de cette étude, Jeanne David.

Une seconde partie, appliquée, se concentre sur l'étude et la description du paysage urbain autour des sites étudiés afin de déterminer leurs influences sur les pollinisateurs. La description du paysage est également utilisée afin d'étudier le mouvement des bourdons (*Bombus* sp. et *Psithyrus* sp.) via une expérience de CMR et pour calculer des corridors de moindre coût via l'élaboration d'une matrice de friction entre différents types de pré de la ville.

La combinaison entre les deux études tente donc de lier la diversité plante-pollinisateur retrouvée dans les prés aux éléments du paysage, le traitement du patch et la potentielle connectivité entre ces sites.

Les résultats de cette étude montrent que la distribution, la richesse spécifique et l'abondance de pollinisateurs suivent principalement la distribution, la richesse spécifique et la densité des plantes en fleur. L'analyse spatiale ne montre quant à elle que très peu de résultats significatifs, en effet seulement la quantité de surfaces imperméables influence significativement négativement l'abondance en pollinisateurs. Aucun effet significatif n'est trouvé sur les plantes. L'étude de la connectivité montre que les mouvements des pollinisateurs se font principalement entre des sites proches, mais aussi d'avantage entre des sites riches en ressources florales. Les effectifs de bourdons retrouvés au sein de chaque site sont cohérents avec les ressources florales. Par leurs capacités de déplacement et leurs stratégies de recherche de nourriture, les bourdons ne semblent pas être fortement affectés par les barrières du milieu urbain.

Afin d'améliorer la diversité au sein de LLN, les résultats encouragent de multiplier la disponibilité des ressources au sein de la ville en adaptant le régime de gestion des sites, en ajoutant des sites riches en plantes en fleurs mais également en améliorant la connectivité entre les sites pour les insectes les moins mobiles.

C. The biodiversity of the open green spaces of Louvain-la-Neuve

The urban environment is a particular ecosystem because of its abiotic conditions but also because of its spatial configuration of habitats. Indeed, this fragmented environment, inhabited by humans, could be an interesting ecosystem to host a diversity of pollinators. The study of pollinators in the urban environment raises many questions. The main objective of the study is to investigate and determine the most important factors for predicting pollinator species richness in the city of Louvain-la-Neuve. In order to achieve this objective, the study is divided into several experiments and observations.

The first part, observatory, is based on the realization of inventories of plants and pollinators in numerous open spaces (called "meadows") categorized according to the specific richness of flowering plants in order to evaluate the population composition of flowering plants and pollinators in meadows. These inventories are useful for investigating the relationship between flowering plant richness and floral units density with pollinator abundance and species richness, thus providing insight into habitat quality.

A more detailed investigation of plant-pollinator interactions is conducted by the co-memorator of this study, Jeanne David.

A second, applied part focuses on the study and description of the urban landscape around the study sites to determine their influences on pollinators. The description of the landscape is also used to study the movement of bumblebees (*Bombus* sp. and *Psithyrus* sp.) via a CMR experiment and to calculate least-cost corridors via the elaboration of a friction matrix between different types of city meadows.

The combination of the two studies thus attempts to link the plant-pollinator diversity found in patches to landscape elements, patch treatment and potential connectivity between these patches.

The results of this study show that the distribution, species richness and abundance of pollinators mainly follow the distribution, species richness and density of flowering plants. Spatial analysis showed very few significant results, with only the amount of impervious surfaces having a significant negative effect on pollinator abundance. No significant effect was found on plants.

The study of connectivity shows that the movement of pollinators is mainly between nearby sites, but also between sites rich in floral resources. The number of bumblebees found within each site is consistent with the floral resources. Because of their mobility and foraging strategies, bumblebees do not seem to be strongly affected by the barriers of the urban environment.

In order to improve diversity within LLN, the results encourage increasing the availability of resources within the city by adapting the management regime of the sites, adding sites rich in flowering plants but also improving connectivity between sites for less mobile insects.

III. Introduction

A. Crise de la biodiversité

La crise de la biodiversité n'est plus à prouver, les effets se font ressentir et se feront ressentir toujours plus. Selon le rapport de 2019 de l'IPBES, près de 25% des espèces évaluées d'animaux et de végétaux sont menacées d'extinction ce qui représente environ un million d'espèces (IPBES, 2019). L'IUCN quant à lui exprime l'urgence actuelle d'agir puisqu'il est estimé que les taux d'extinctions des espèces actuelles sont 1000 à 10 000 supérieurs aux taux naturels (IUCN Red List). Cette crise affecte la planète entière et tous les êtres vivants de la biosphère. De multiples raisons sont à l'origine de cette crise, nombreuses d'entre elles sont d'origine ou facilité par l'activité humaine. Les majeures causes du déclin des plantes et des pollinisateurs seront discutées dans les prochaines parties.

1. Perte de l'habitat

La perte d'habitat, est considérée par de nombreuses revues et grands rapports climatiques comme la raison principale de la perte de la biodiversité. La perte d'habitat désigne la réduction de l'aire de distribution d'une espèce pour l'ensemble de ses besoins, conduit par l'activité humaine (Dirzo et Raven, 2003). La perte se manifeste de plusieurs manières, cela peut être de la destruction pure ou de la conversion vers une surface exploitable comme de l'agriculture ou de l'urbanisation (Balmford et *al.*, 2005). Cette perte, qui s'accélère chaque année, s'opère à différents degrés ne permettant pas la survie des organismes y habitant, et requiert bien souvent de la restauration écologique afin de retrouver un habitat viable écologiquement.

L'urbanisation est un des moteurs de la perte d'habitat au profit de l'expansion de la population humaine. Historiquement la surface d'habitat nécessaire aux espèces, aujourd'hui aires protégées, n'était pas prise en compte et de nombreux habitats ont donc été convertis (Ridding et *al.*, 2020). La perte d'habitat impacte négativement le nombre de graine, la hauteur de la canopée ou encore la durée de vie des plantes, modifiant ainsi

les communautés de plantes dans le paysage (Marini et *al.*, 2012). Également, la relation entre perte d'habitat et donc de ressources et perte d'habitat et la généralisation du régime alimentaire des communautés d'insectes est établie suggérant une sensibilité ou adaptation rapide des insectes (Taki et Kevan, 2007). Or cet effet sur les plantes n'est pas clairement déterminé et peut conduire à des déséquilibres.

Dans de nombreux cas, la perte d'habitat rapproche les espèces du seuil d'extinction (Fahrig, 2001). La capacité de dispersion des individus diminue et isole toujours plus les populations, fragilisant ainsi la capacité de métapopulation, mais aussi les échanges génétiques et donc la viabilité des espèces les plus sensibles (Hanski et *al.*, 2011). Les effets de la perte d'habitat ne sont pas toujours observables à court terme car ils peuvent entraîner un phénomène de dette d'extinction (Kuussaari et *al.*, 2009). La dette d'extinction caractérise le délai de réponse entre la persistance d'une population et la perturbation de l'habitat. Ainsi une espèce peut survivre mais deviendra éteinte si aucune amélioration de l'habitat ne survient. En Belgique 35% des espèces spécialistes et 28% des espèces au total auraient une dette d'extinction (Piqueray et *al.*, 2011).

Analyser les effets de la perte d'habitat sur la biodiversité est complexe car multifactorielle. De plus, la combinaison de facteurs peut aggraver les effets de la perte d'habitat, comme le changement climatique et ses multiples effets sur l'environnement (Mantyka-pringle et *al.*, 2012).

2. Fragmentation

La fragmentation des habitats est souvent considérée comme de la perte d'habitat. Par définition, la fragmentation des habitats correspond à l'augmentation du nombre de taches d'habitat et de la distance entre les tâches sans diminution de la surface totale de l'habitat (Fahrig, 2003).

L'effet de la fragmentation de l'habitat a généralement des effets négatifs directs sur la richesse spécifique, l'abondance, la distribution ou la diversité génétique de l'espèce (Fahrig, 2003). L'effet de la fragmentation de l'habitat sur le mouvement des individus dépend de la taille du territoire et de la qualité du paysage (habitat et matrice) dans lequel une espèce a évolué (Fahrig, 2007).

Ainsi, le contexte évolutif de l'espèce mais aussi les altérations anthropiques de l'environnement ou encore la perception de l'environnement (Zollner, 2000) déterminent en partie les capacités de dispersion de l'espèce. Savoir si une espèce est donc favorisée ou non par la fragmentation est donc complexe, des effets positifs comme négatifs sont répertoriés dans la littérature scientifique. Plus globalement la réponse des organismes à la fragmentation est complexe et multiple car la fragmentation interagit et se confond avec énormément de facteurs au niveau du paysage et au niveau des espèces (Ewers et Didham, Figure 2, 2005).

La fragmentation de l'habitat a de multiples conséquences et ne peuvent pas être généralisées à toutes les espèces ni à tous les paysages.

Néanmoins, en milieu urbain, la fragmentation peut modifier les interactions plantes-pollinisateurs. En effet la fragmentation des ressources modifie le comportement de pollinisation, les pollinisateurs compensent les coûts de recherches de ressources en exploitant plus localement le paysage et favorisent des inflorescences plus grosses. Ces mêmes pollinisateurs adoptent un comportement de pollinisation plus diversifié que dans un habitat non perturbé (Andrieu et *al.*, 2009). La dispersion des ressources dans un écosystème fragmenté semble favoriser les pollinisateurs les plus généralistes (Xiao et *al.*, 2016).

Également, la fragmentation perturbe la reproduction des plantes en augmentant les risques d'autogamie (Newman et *al.*, 2013), mais peut favoriser les plantes plus nutritives pour les pollinisateurs (Xiao et *al.*, 2016) menaçant la reproduction des plantes les moins exploitées par les pollinisateurs (Harris et Johnson, 2004).

3. Pollution

Les pesticides peuvent se retrouver et s'accumuler dans quasiment tous les compartiments de la biosphère (océans, rivières, sédiments, air, organismes...) et peuvent impacter fortement le fonctionnement d'un écosystème (Tano, 2011) via la perte d'ennemies naturels des ravageurs des cultures, la perturbation des réseaux trophiques, ou encore l'intoxication des organismes dont les pollinisateurs.

Dans un cas extrême en Inde, la pollution rurale ou urbaine peut affecter les abeilles pollinisatrices (Thimmegowda et *al.*, 2020). En effet, de nombreux traits comme la taille de l'individu, la structure des ailes, la présence de poils corporels, le battement cardiaque, la respiration, le volume sanguin sont affectés négativement par la pollution. De plus, même l'exposition sublétales à la pollution exerce un effet sur la cognition et le comportement des abeilles. Par exemple, la pollution issue de la combustion de diesel détériore l'olfaction et la mémoire des abeilles (Leonard et *al.*, 2019). Des résultats similaires sont retrouvés avec les néonicotinoïdes en plus d'affecter négativement le niveau d'activité des abeilles (Sluijs et *al.*, 2013). L'exposition sublétales mais constante aux pesticides, perturbe et affaiblit les individus dans le paysage agricole car plus sensibles aux agents infectieux naturels (Blacquièrre et *al.*, 2012).

Les hydrocarbures industriels peuvent également perturber le repérage des fleurs par les abeilles puisqu'ils ont une structure moléculaire semblable à des composés floraux rejetés dans l'air (McFrederick et *al.*, 2008). Ces polluants de l'air se retrouvent également dans les habitations montrant ainsi l'ampleur de l'exposition (Wang et *al.*, 2019).

Une inquiétude se forme quant à l'avenir de la pollinisation en Europe, mais la pollution y est encore peu investiguée (Hauer et *al.*, 2017).

4. Espèces envahissantes

L'apparition d'espèces envahissantes exotiques, principalement transportées par l'Homme dans les écosystèmes naturels, perturbe l'écologie locale. Les espèces envahissantes peuvent être des plantes ou des animaux. En fonction de leur position dans le réseau trophique, ces espèces envahissantes ont majoritairement un effet négatif sur la biodiversité. En effet leur forte compétitivité avec les espèces locales impacte les dynamiques de l'écosystème. Les écosystèmes envahis peuvent subir une diminution d'espèces natives et de ressources nécessaires à d'autres espèces (Mollot et *al.*, 2017).

La présence d'espèces exotiques peut perturber la pollinisation d'espèces locales, notamment par une diminution dans la fréquence de visite et la réduction du nombre de descendants des espèces locales (Brown et *al.*, 2002).

À plus long terme, une plante exotique peut perturber les interactions plantes-pollinisateurs en attirant par le nombre ou la forme des fleurs, les pollinisateurs généralistes (Bartomeus et *al.*, 2008). La gestion des plantes envahissantes peut donc profiter aux interactions plantes-pollinisateurs en favorisant l'abondance et la diversité des plantes dans les milieux protégés ou restaurés (Fiedler et *al.*, 2012).

Les villes, concentration des activités humaines, sont des portes d'entrées d'espèces exotiques. Les plantes sont principalement introduites pour l'horticulture et l'ornementation des villes, mais il existe des voies d'introduction non intentionnelles (Padayachee et *al.*, 2017). Le milieu urbain rassemble des conditions facilitant l'installation des espèces introduites. À l'échelle du paysage, des espèces envahissantes dans ou en périphérie des villes pourraient donc avoir un avantage sur les espèces natives (Borden et *al.*, 2021).

5. Changements climatiques

Les dimensions du déclin des espèces sont multiples, et agissent en synergie. Le changement climatique augmente aussi les risques de perte de la biodiversité globale en plus d'être lié à l'activité humaine (Dale, 1997). En plus d'avoir des effets négatifs sur les écosystèmes et les services qu'ils rendent à l'Homme, d'important effets sur la santé Humaine sont documentés, notamment de nombreux cas de zoonoses (Jones et *al.*, 2013). D'autres conséquences comme l'augmentation des températures, la désertification, l'augmentation de l'occurrence des feux, la pollution de l'air ou encore les déséquilibres des écosystèmes sont maintenant bien documentés et reconnus (Haines, 2004).

Un des effets les plus marquants est la perturbation de la phénologie de floraison ou du débourrement des bourgeons des espèces végétales, notamment en accélérant leur développement (Badeck et *al.*, 2004). La date d'apparition et le développement des insectes peuvent également être perturbés par les effets du changement climatique (Forrest, 2016). Le décalage phénologique d'un écosystème met en péril l'utilisation de ressources et les phénomènes dépendants d'une certaine chronologie.

Les décalages phénologiques perturbent également la période de pollinisation. Une plasticité face au ce décalage est possible chez les pollinisateurs à condition que la perturbation ne soit pas trop brusque (Solga et *al.*, 2014).

Néanmoins, le moment de la floraison des plantes et l'activité des pollinisateurs sont en partie régulés par la température et peuvent donc présenter des réponses colinéaires au réchauffement climatique (Hegland et *al.*, 2009). Ce phénomène permettrait donc de conserver les interactions dans le temps. Cependant, la vitesse de la réponse phénologique au changement climatique varie considérablement d'une espèce à l'autre (Renner et *al.*, 2018). Les perturbations de la phénologie se fait également en milieu urbain (Wilby et *al.*, 2006).

À ce jour, de nombreuses études montrent l'accélération et la gravité des effets des changements climatiques. Malgré une certaine capacité d'adaptation des espèces à ces changements, il n'est pas certain que celle-ci permette la survie des espèces dans le temps, ni face à des phénomènes capables de s'aggraver (Bellard et *al.*, 2012).

B. Les pollinisateurs

1. Déclin et importance des pollinisateurs

L'importance des pollinisateurs pour la sécurité alimentaire et l'économie ne sont plus à démontrer. Aujourd'hui la pollinisation biotique participe à près de 75 à 95% au rendement des cultures (Settele et *al.*, 2016). Ce rendement a été rendu possible par la domestication et l'exploitation massive des abeilles domestiques (dont *Apis mellifera*). On retrouve en grande abondance ce genre d'abeilles alors qu'elles ne participent que très peu à la pollinisation d'espèces naturelles (Dijkstra et *al.*, 2007), tout en étant moins efficaces pour les espèces de plantes communes qu'elles visitent (Hung et *al.*, 2018), mais aussi en exerçant de la compétition avec d'autres espèces moins abondantes (Shavit et *al.*, 2009 ; Paini, 2004). Malheureusement, les pollinisateurs sauvages et domestiques et les fonctions qu'ils assurent sont en déclin depuis de nombreuses décennies (Winfrey, 2010 ; Van Engelsdorp et *al.*, 2007), et s'accompagne par le déclin parallèle des plantes qui en dépendent (Potts et *al.*, 2010).

Par exemple, la perte des services de pollinisation entraîne une diminution des ressources pour les espèces fructivores (Albrecht et *al.*, 2012) ou encore une difficulté pour la reproduction et dispersion des plantes à fleurs en milieu fragmenté (Cunningham, 2000). Ces effets sont susceptibles d'affecter de manière significative le maintien de la diversité des plantes sauvages, la stabilité des écosystèmes au sens large, la production agricole, la sécurité alimentaire et le bien-être des personnes (Potts et *al.*, 2010).

À titre d'exemple, en Belgique, les populations de bourdons ont été estimées réduites de moitié entre 1950 à 1988, un constat alarmant (Rasmont et Mersch 1988).

Si on regarde le classement des abeilles en Europe pour l'année 2014 par l'IUCN, plus de la majorité des espèces d'abeilles font partie du genre *Apis*. Malgré un déclin documenté pour certaines espèces, très peu de ces pollinisateurs sont considérés en danger par l'IUCN en raison du manque de données d'inventaires, de suivit des populations mais aussi par manque de certitudes sur les causes du déclin, il n'y a donc pas de protection spécifique mise en place pour ces organismes (Figure 2).

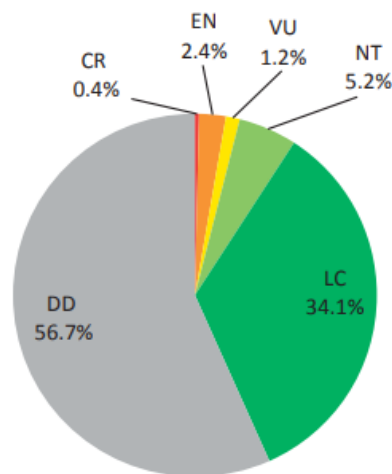


Figure 2 : Statut IUCN des abeilles en Europe. Data Deficient (DD), Least Concern (LC), Near Threatened (NT), Vulnerable (VU), Endangered (EN), Critically Endangered (CR). (IUCN, 2014)

2. Facteurs importants pour les communautés de pollinisateurs

a) *Ressources florales*

Les ressources florales dans un paysage sont fortement corrélées à l'abondance et la diversité en espèces de pollinisateurs, la diversité florale renseigne les pollinisateurs sur la présence de ressources. De plus la présence de pollinisateurs est plus fortement corrélée à la diversité florale des années antérieures aux observations plutôt qu'à la diversité actuelle (Potts et *al.*, 2003).

Néanmoins, le degré de spécialisation d'une communauté de pollinisateurs ne semble pas être lié à la diversité de fleurs, mais semble être répartie en proportion similaire peu importe la diversité florale (Fründ et *al.*, 2010). Cependant, la préférence des pollinisateurs semble varier en fonction de la diversité florale retrouvée localement (Fründ et *al.*, 2010).

Les pollinisateurs contribuent fortement au maintien de la diversité en plantes. Par exemple, au sein de populations de plantes, les plantes les plus rares sont avantagées quand mélangées avec des plantes généralistes ou lorsque qu'elles sont en grand nombre, comparativement à des plantes rares isolées (Wei et *al.* 2021). Dans la même étude, un modèle montre que des traits morphologiques des fleurs tels que la forme de la fleur, la forme de l'inflorescence ou le nombre de fleurs ainsi que la morphologie des organes sexuels (forme et longueur du style et des étamines, texture du pollen, etc...) jouent un rôle dans la pollinisation et donc le fitness des plantes rares et généralistes.

D'autres études s'accordent sur le fait que la composition, l'abondance, la densité florale (Feldman, 2006) et les traits morphologiques de la fleur (Chittka et *al.*, 2006) jouent un rôle important sur la préférence des pollinisateurs, le succès de pollinisation et donc le maintien de la diversité florale d'un site.

b) Taille de l'habitat

La relation linéaire entre la taille de l'habitat et l'abondance ou le nombre d'espèce n'existe pas pour toutes les espèces, surtout dans un habitat si hétérogène que le milieu urbain. Par exemple, la relation entre la densité/diversité spécifique en plante et la taille de l'habitat (de 1m² à 100m² dans une matrice d'herbe tondue) de composition florale similaire mais de phénologie de floraison différentes n'est pas la même pour tous les types de pollinisateurs (Blaauw et *al.*, 2014). Les abeilles sauvages répondent positivement à la superficie et à la richesse des ressources florales. En revanche les abeilles mellifères et les syrphes ne montrent pas de réponse à ces mêmes facteurs (Blaauw et *al.*, 2014).

D'autres études montrent une association positive entre la taille de l'habitat et l'abondance en abeilles solitaires, abeilles mellifères et bourdons (Sih et *al.*, 1987).

Néanmoins il est important de rappeler que les pollinisateurs n'utilisent pas tous le paysage de la même manière et n'ont pas les mêmes capacités de déplacement.

c) Lieu de nichage

Tout comme la capacité de déplacement et les ressources, les pollinisateurs n'ont pas tous le même mode de vie et les mêmes besoins ou organisations pour un lieu de nichage.

L'habitat des abeilles est principalement caractérisé par les ressources florales et le lieu/mode de nichage. Beaucoup d'abeilles sauvages nichent en solitaire, environ 70 % des espèces d'abeilles nichent dans le sol, en y creusant des tunnels peu profonds. Une grande partie des 30 % restants niche dans des cavités de vieux arbres ou de tiges de plantes (Figure 3). Certaines espèces de bourdons nécessitent une petite cavité (Figure 4) comme un trou de rongeur abandonné (Black et *al.*, 2011).

D'autres pollinisateurs importants comme les syrphes ne vivent pas en colonie et ne nécessitent pas de structure particulière pour le nichage, beaucoup d'entre eux sont des prédateurs au stade larvaire et nécessitent plutôt des plantes ou des arbres pour s'abriter ou encore d'eau stagnante pour se développer (Projet SEBIOREF, 2017).



Figure 3 : *Osmia cornuta* nichant dans des tiges sèches de végétaux. (lespritjardin.be)



Figure 4 : Bordons nichant dans une cavité du sol. (www.auJardin.info)

C. Milieu urbain

La littérature s'accorde globalement sur le fait que le milieu urbain présente de nombreux désavantages au maintien et au développement de la biodiversité puisque que celui-ci est en premier lieu le résultat de la destruction d'habitats naturels. Par le degré d'artificialisation, le milieu urbanisation modifie fortement les conditions abiotiques comme les températures moyennes, la circulation de l'eau ou l'humidité (Carlson et Arthur, 2000). L'écosystème nécessite plus de compréhension des différentes dynamiques biotiques et abiotiques à l'échelle du paysage (Grimm et *al.*, 2000).

Ce milieu se caractérise par une importante présence de surfaces imperméables et de bâtis. La progression de ces surfaces imperméables et l'intensification de l'urbanisation menace les habitats et leurs qualités pour les pollinisateurs (McKinney, 2008). En effet, le degré de surfaces imperméables dans le paysage impact négativement les populations d'abeilles sauvages (Geslin et *al.*, 2016).

Une méta-analyse (Foltz et Thorp, 2009) montre les potentielles réponses des abeilles à l'urbanisation. En effet, globalement l'urbanisation est négativement corrélée à la richesse spécifique et à l'abondance des abeilles, notamment les nicheurs dans le sol. En milieu urbain, les espèces les plus généralistes sont plus abondantes que les spécialistes. Parfois, les espèces nichant dans des cavités sont plus abondantes en milieux urbain qu'en milieu naturel dû à la création involontaire de lieu de nichages artificiels.

Les effets de l'urbanisation ne se sont pas linéaires, ni les mêmes selon les différents pollinisateurs observés.

Il semble que la communauté de pollinisateurs change avec le degré d'urbanisation (Fortel et *al.*, 2014), par exemple, les abeilles sauvages répondent négativement à l'urbanisation (abondance et diversité) même si la richesse spécifique en pollinisateurs augmente légèrement avec l'urbanisation jusqu'à un seuil au-delà duquel les effets sont négatifs (Fortel et *al.*, 2014).

Dans la plupart des cas, la progression de l'urbanisation constitue une menace à l'abondance et la diversité en abeilles dans les villes, et semble être un facteur clé à comprendre pour préserver les communautés de pollinisateurs (Geslin et *al.*, 2016).

1. Potentiel du milieu urbain

Une méta-analyse de Wenzel et *al.* (2020) reprend les effets de l'urbanisation sur la diversité et la pollinisation et permet de mettre en lumière les facteurs qui jouent sur l'installation des pollinisateurs dans les milieux urbains. Les réponses des populations de pollinisateurs sont souvent contradictoires d'une étude à l'autre. Le facteur principal ayant de l'effet sur les populations est le degré d'urbanisation, sous-entendu la proportion de surfaces imperméables au sein d'une ville. Relativement à un paysage agricole, les écosystèmes suburbains ayant moins de 50% de surfaces imperméables accueillent plus de biodiversité en pollinisateurs. Néanmoins relativement au paysage agricole, les écosystèmes urbains avec plus de 50% de surfaces imperméables sont défavorables (Wenzel et *al.*, 2020) (Figure 5).

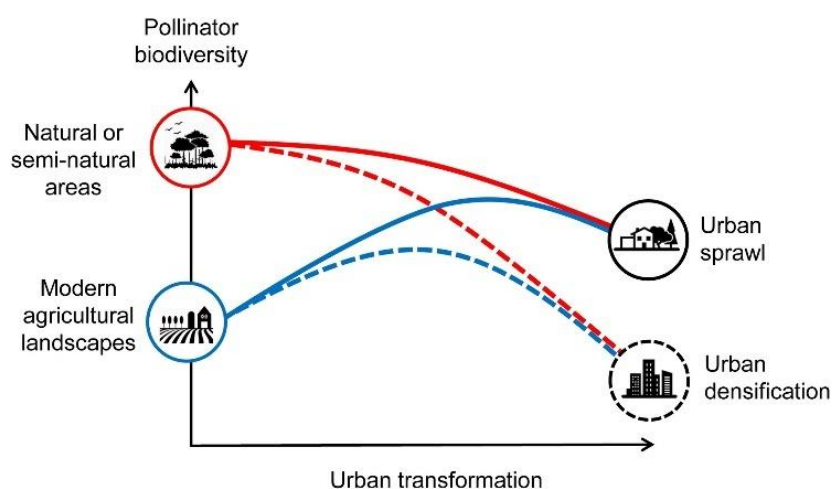


Figure 5 : Évolution de la diversité en pollinisateurs en fonction du degré d'urbanisation (Wenzel et *al.*, 2020)

Même si l'urbanisation agit comme un filtre sur la communauté de pollinisateurs (Banaszak-Cibicka et *al.*, 2012), des d'hyménoptères comme *Bombus terrestris*, le genre *Apis* ou encore *Andrena vaga* sont abondants en milieu urbain.

Les espaces suburbains constituent des refuges pour des pollinisateurs « fuyant » les espaces agricoles vers des espaces verts (parcs ou jardins botaniques), on y retrouve des populations à des niveaux comparables aux milieux naturels en termes d'abondance d'individus et de richesse spécifique (Banaszak-Cibicka et *al.*, 2018).

La présence de ces espaces représente donc un habitat favorable à l'établissement de pollinisateurs comme les abeilles sauvages (Levé et Bessa-Gomes, 2019), néanmoins le seuil de surface nécessaire n'est pas bien connu, bien qu'il semble que la surface de ces fragments d'habitat n'affecte pas fortement la diversité rencontrée ni l'abondance des pollinisateurs (Neame et *al.*, 2013).

2. Ressources du milieu urbain

Entre espaces verts et jardins, l'environnement proche compte aussi comme la présence d'arbres qui influence la composition florale retrouvée au sol (Matteson et *al.*, 2013) ou qui ajoute des ressources pour les abeilles sauvages, mais aussi pour les abeilles domestiques (Hausmann et *al.*, 2016). Les paysages urbains sont souvent caractérisés par un large éventail de plantes à fleurs indigènes et exotiques. L'abondance en abeilles solitaires et domestiques est positivement corrélée avec le nombre important d'inflorescences, la diversité et la quantité de nectar qu'offrent les plantes ornementales mais pas pour les autres pollinisateurs (papillons, syrphes, mouches, etc...) (Marquardt et *al.*, 2021). Plus globalement, les effets de l'urbanisation sur la présence de fleurs est négatif et se répercute donc sur le degré d'interaction entre plantes et pollinisateurs, étant plus faible en milieu urbain qu'en milieu naturel (Geslin et *al.*, 2013).

Néanmoins les facteurs les plus importants pour prédire la composition et la richesse spécifique des communautés de pollinisateurs semblent toujours être la présence de ressources florales en termes d'abondance et de diversité ou encore de lieux de nichages (Bennett, 2019). Ces mêmes dynamiques devraient s'observer en milieu urbain.

3. Mesures environnementales

Il existe actuellement assez peu de mesures favorisant les pollinisateurs en milieu urbain. On peut citer le régime de fauche, s'il est tardif impacte positivement la richesse florale, mais aussi l'abondance floral ou encore la diversité en plantes (Uyttenbroeck, 2017 ; Lerman et *al.*, 2018 ; Sehrt et *al.*, 2020). En effet le fauchage tardif permet aux plantes naturelles de s'installer et de se stabiliser dans le temps, offrant alors des ressources et des refuges aux pollinisateurs.

D. La connectivité

La connectivité écologique peut se définir comme le degré auquel le paysage facilite ou non le déplacement des individus (Tischendorf et Fahrig, 2000). La connectivité est une fonction de qualité la de l'habitat, de la taille d'habitat, de l'arrangement spatiale et de la capacité de dispersion des organismes (Hodgson et *al.*, 2009).

La connectivité est un élément essentiel au fonctionnement d'un écosystème (Lindenmayer et *al.*, 2007) car le mouvement d'individus entre habitats et populations est essentiel lors d'événements de migration, de dispersion, de colonisation, de pollinisation, de recherche de nourriture, de reproduction et bien d'autres phénomènes fondamentaux au maintien des espèces ou des métapopulations.

Selon la capacité de déplacement des espèces, l'utilisation des ressources dans l'espace ou encore la qualité du milieu traversé, un milieu fortement fragmenté peut conduire à une isolation de l'habitat et des sous populations et donc à une fragilisation des populations si la connectivité n'est pas assurée entre les sites d'habitat (Olds et *al.*, 2012).

Du point de vue du paysage, sa composition peut influencer le niveau de connectivité nécessaire entre les habitats (Rösch et *al.*, 2013). Il y a des effets d'interactions entre fragmentation, taille de l'habitat et composition du paysage. Pour les insectes par exemple, un paysage fragmenté simple nécessite plus de connectivité pour l'échange d'individus que dans un paysage fragmenté complexe car il peut être plus difficile d'attendre l'habitat suivant sans rencontrer des ressources et abris alternatifs en chemin.

Chez les pollinisateurs spécifiquement, la réponse (abondance et richesse spécifique) à la connectivité de l'habitat diffère selon le type fonctionnel de pollinisateurs, et ne réagissent pas de la même manière aux différents degrés de connectivité. Le degré de connectivité module la réponse des pollinisateurs à la richesse spécifique et l'abondance des plantes en fleurs (Rotchés-Ribalta et *al.*, 2018). En effet, le lien entre abondance et richesse spécifique de plantes et les pollinisateurs est plus fort en faible connectivité qu'en forte connectivité. Cela suggère qu'en milieu fragmenté et isolé, la communauté de plantes a plus de poids que la connectivité pour les pollinisateurs, et rassure donc quant au maintien de pollinisateurs dans ces milieux.

De nombreuses solutions existent pour restaurer la connectivité, comme l'installation de structure pour traverser des barrières physiques (routes, barrage) malheureusement cela se limite souvent aux grands organismes plutôt qu'aux pollinisateurs (Jongman, 2019).

(1) Connectivité structurelle et connectivité fonctionnelle

La connectivité structurelle se concentre plus sur les relations physiques entre les éléments du paysage, comme la distance, les surfaces, la hauteur, la forme ou le lien physique (Melles et *al.*, 2012).

La connectivité fonctionnelle peut s'exprimer comme le taux d'immigration vers un site d'habitat dans le paysage. Ce phénomène sous-entend de nombreuses caractéristiques de l'espèce mais aussi comment cette espèce utilise le paysage (Tischendorf et Fahrig, 2000). La connectivité fonctionnelle dépend donc à la fois de la structure du paysage et de la réponse comportementale des organismes à cette structure (Melles et *al.*, 2012).

(2) Mouvement des individus

La connectivité ne dépend pas uniquement de la structure du paysage, mais également de la capacité de dispersion des individus en lien avec le coût du mouvement. Les coûts se définissent comme des dépenses énergétiques, de temps, de risque et d'opportunité. Les coûts sont soit exercés pendant le mouvement, soit exercés avant celui-ci via le développement de structures morphologiques, comme pour la dispersion (Bonte et *al.*, 2012).

Cela peut devenir un facteur de sélection et mener à des adaptations, notamment pour améliorer la dispersion.

L'isolation des patchs a également un coût « génétique » pour les individus, par exemple pour les plantes, l'isolation représente un plus faible taux de pollinisation (Townsend et *al.*, 2005). Le déplacement ou la dispersion des individus se fait à différents stades de vie, les plantes sont mobiles à l'état de graine alors que les pollinisateurs généralement à l'état adulte. La connectivité peut donc entraîner des conséquences différentes entre plantes et pollinisateurs (Steffan-Dewenter et *al.*, 1999).

(3) Mouvement des pollinisateurs

Les pollinisateurs se déplacent différemment dans le paysage. Pour la recherche de nourriture, les bourdons et les abeilles domestiques suivent une stratégie de recherche de autour du nid (Leonhardt et Blüthgen, 2012). Les bourdons semblent favoriser la qualité de pollen dans un rayon proche de la colonie, alors que les abeilles domestiques favorisent la quantité dans un rayon plus large.

Les bourdons sont capables de voler à plus de 1,5km de leur colonie (Osborne et *al.*, 2008) et se fient à des éléments spatiaux pour leurs navigation (Cranmer et Ollerton, 2012). Les abeilles domestiques font de même et sont capables de communiquer aux autres individus la position de ressources (Esch et *al.*, 2001).

Les abeilles solitaires sont quant à elles capables de parcourir jusqu'à 600m entre le lieu de nichage et un site de nourriture, cette distance est corrélée à la taille du corps des individus (Gathmann et Tscharntke, 2002).

Les syrphidés sont des insectes solitaires qui ne construisent pas de nid, de ce fait leur rayon de recherche de nourriture est bien plus grand que les abeilles sauvages et domestiques et que certains papillons (Doyle et *al.*, 2020). Les syrphidés pourraient donc participer de manière plus importante au déplacement du pollen dans des milieux fragmenté par rapport aux autres pollinisateurs, néanmoins leurs préférences florales et capacité de récolte de pollen et de nectar ne sont pas les mêmes (Sutherland et *al.*, 1999).

Les papillons, quant à eux sont sélectifs lors de la recherche de nectar, ils semblent favoriser la quantité de nectar à la concentration en sucre (May, 1988), ils peuvent être orienté par la vision mais aussi l'odeur (Tang et *al.*, 2013), ou encore par la profondeur de la fleur (Mukherjee et *al.*, 2022). L'échelle de perception des papillons semblent être de 100 à 200m et la recherche de nourriture ne semble pas être un mouvement aléatoire (Cant et *al.*, 2005).

2. Mouvements en ville

La distribution spatiale des ressources dans un paysage module la survie et le succès des déplacements entre les patches d'habitat de nombreux pollinisateurs impactant donc le succès de pollinisation (Viana et *al.*, 2012). L'écosystème urbain ayant une structure très particulière peut perturber le déplacement des individus, les routes et les rails peuvent par exemple limiter le déplacement de bourdons (Bhattacharya et *al.*, 2003). Les bords de routes quant à eux peuvent constituer des habitats riches en plantes et pollinisateurs malgré le risque de mortalité que représentent les routes (Phillips et *al.*, 2020).

IV. Questions de recherche et attentes

Lors de cette étude je m'attends à ce que la richesse spécifique et l'abondance en pollinisateurs soient expliquées en grande partie par la présence de ressources florales (richesse spécifique et densité d'unités florales). Je m'attends à ce que la surface du site étudié impact positivement la richesse spécifique en plante et la densité d'unités florales et implique donc une réponse positive des pollinisateurs. Je m'attends à ce que la richesse spécifique et l'abondance en pollinisateurs d'un site diminuent avec l'augmentation du nombre de bâtiments et l'augmentation de surfaces imperméables à la périphérie de ce site. A l'inverse je m'attends à ce que la richesse spécifique et l'abondance en pollinisateurs augmente avec l'augmentation surface « vertes » ou « naturelles » à la périphérie du site. Concernant la connectivité, je m'attends à ce que l'isolation (distance et barrières anthropiques) d'un site impacte négativement le nombre de bourdons retrouvés dans un site. Je m'attends également à ce que les mouvements des individus soient dirigés vers les sites les plus riches en fleurs. Enfin la composition spécifique en plantes et pollinisateurs est attendue de changer avec l'avancée dans la saison.

V. Matériels et méthodes

1. Inventaires des prés de Louvain-la-Neuve

La sélection des sites d'étude s'est faite suivant le plan de gestion des prés du service GPEX de l'UCLouvain (Service de Gestion du Patrimoine EXterieur de l'UCLouvain) et une visite préalable des sites répertoriés (Annexe 1 et annexe 2).

La sélection des sites se base sur plusieurs critères :

- L'accessibilité du site ;
- Les sites sont en milieu ouvert ;
- Les sites sont contenus dans LLN intramuros ;
- Les sites ont une diversité végétale permettant la présence de pollinisateurs.

Certains sites de l'étude ne sont pas présents dans le plan de gestion des espaces extérieur par le GPEX, mais leurs caractéristiques correspondaient aux critères de sélection.

Chaque site est caractérisé par un type de végétation, et sont séparés dans 4 types de pré en selon un gradient de richesse spécifique de plantes en fleur :

- Les prés de type **tonte** : la végétation est principalement composée d'herbe et de fleurs basses (*Bellis perennis*, *Trifolium repens*, *Plantago lanceolata*, etc...). Ils sont tondues toutes les 2 à 3 semaines (Figure 6).



Figure 6 : Exemple de végétation dans les prés de type tonte (Steven Calesse, juin 2022).

- Les prés de type **graminée** : la végétation est principalement composée de plantes graminées hautes et de certaines plantes à fleurs avec très peu d'herbe (*Heracleum sphondylium*, *Jacobaea vulgaris*, *Cirsium vulgare*, *Daucus carota*, etc...) (Figure 7).



Figure 7 : Exemple de végétation retrouvée dans les prés de type graminées (Steven Calesse, entre juin et juillet 2022).

- Les prés de type **fleuri** : la végétation est composée principalement d'espèces végétales indigènes plus mobiles et hautes (*Crepis capillaris*, *Trifolium pratense*, *Origanum vulgare*, *Hypericum perforatum*, *Lotus corniculatus*, *Centaurea jacea*, *Hypochaeris radicata*, *Prunella vulgaris*, etc...) qui s'installent plus facilement en milieu ouvert (Figure 8).



Figure 8 : Exemple de végétation retrouvée dans les prés de type fleuris (Steven Calesse, juin 2022)

- Les prés de type **semé** : la diversité végétale y est riche, la végétation est composée d'espèces dont les graines se dispersent moins facilement et dont la présence est expliquée par l'action humaine. Ils sont composés de fleurs hautes, de fleurs basses et de graminées (*Knautia arvensis*, *Malva* sp., *Centaurea jacea*, *Rhinanthus* sp., *Leucanthemum vulgare*, *Galium mollugo*, etc...) (Figure 9).



Figure 9 : Exemple de végétation retrouvée dans les prés de type semés (Steven Calesse, juin 2022)

Ainsi, sur base du plan, 112 sites potentiels seul 46 sites sont retenus pour l'étude (Annexe 8 ; Table 1) correspondant à une surface totale de 66197 m² (Figure 10).

Table 1 : Nom des sites et le type de pré associé

Name	Type	Name	Type	Name	Type	Name	Type
AbrisVelo	Tonte	CEI1	Tonte	LacFond	Tonte	Reaumur2	Semé
ACN	Fleuri	CEI2	Graminée	LacPicnic	Tonte	Redime	Semé
AVGLM1	Fleuri	Creche	Semé	Lapin1	Tonte	Robot	Tonte
AVGLM2	Tonte	Ecossem	Semé	Lapin2	Graminée	RondesBosses	Tonte
BancTonte	Tonte	ENCBW	Fleuri	Lauzelle	Graminée	Sciences	Fleuri
Baudouin	Tonte	Esplanade	Fleuri	Lavoisier1	Fleuri	Serres1	Semé
BlancsChevaux	Tonte	GareBus	Tonte	Lavoisier2	Tonte	Serres2	Semé
Blocry	Tonte	Hemptine1	Tonte	Maxwell	Tonte	Source	Tonte
BST1	Fleuri	Hemptine2	Fleuri	Mendell	Tonte	Stevin	Tonte
BST2	Tonte	Herge	Tonte	Mercator	Tonte	ThSchwan	Fleuri
Carnoy	Fleuri	Kellner	Tonte	Palette	Tonte		
CAV	Semé	Lac	Graminée	Reaumur1	Tonte		

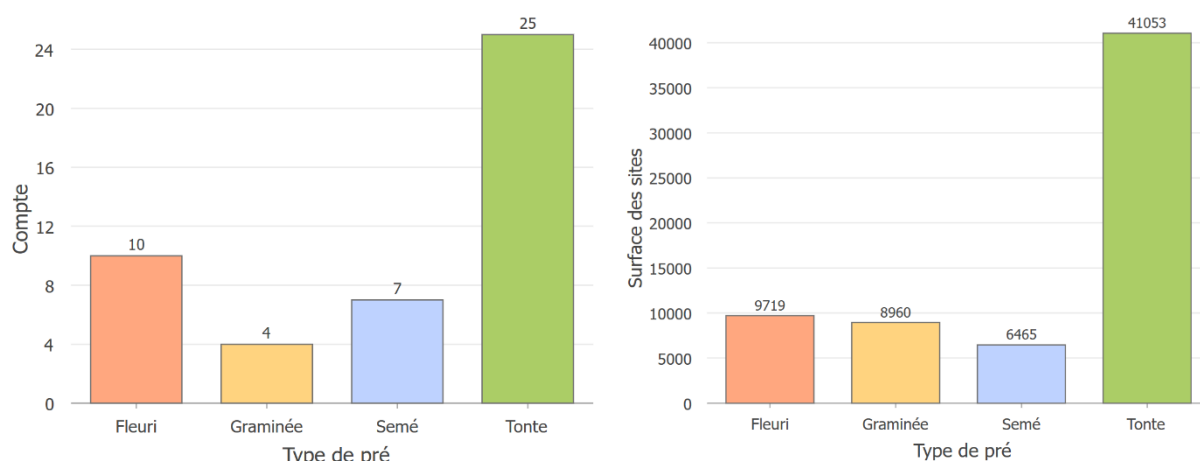


Figure 10 : Nombre et surface des sites des différents types de prés

Deux campagnes d'inventaires ont été réalisées sur les sites sélectionnés. Une première du 20 juin au 29 juin, une seconde du 22 juillet au 27 juillet, le but étant d'étudier le changement dans les populations de plantes en fleur et de pollinisateurs au cours de la saison estivale. Les sites ne sont visités qu'une seule fois par campagne. Au sein de chaque site et pour chaque campagne, les inventaires de plantes en fleur et de pollinisateurs sont réalisés dans un même quadrat car le but de ces inventaires est de lier les ressources florales d'un site à la présence de pollinisateurs. Les échantillonnages sont réalisés lors de journées non pluvieuses, avec un vent faible, entre 9h30 et 18h30, et dans une gamme de température de 14°C à 29°C.

a) Inventaire des plantes en fleurs

Les inventaires de plantes en fleur sont réalisés dans un quadrat de 1m². Étant donné que le site est visité qu'une fois par campagne, le quadrat est déposé sur une zone homogène en termes de densité d'unités florales et de richesse spécifique. Certains sites de type fleuri ou semé ne sont pas homogènes, un seul quadrat ne suffit pas pour estimer au mieux la densité d'unités florales et la richesse spécifique du site. Pour ces sites, 2 à 3 quadrats sont utilisés. Au sein de chaque quadrat, les espèces de plantes dicotylédones en fleurs sont identifiées et les unités florales sont comptées. Une unité florale est définie par « regroupement » visuel et selon la complexité de l'inflorescence. Ainsi, les capitules (P.ex. *Bellis perennis*), les grappes (P.ex. *Origanum vulgare*), les ombelles (P.ex. *Daucus carota*), les corymbes de capitules (P.ex. *Jacobaea vulgaris*) et autres inflorescences complexes

(P.ex. *Trifolium* sp) sont comptées comme une unité florale. L'identification est réalisée avec observations.be, un site de science citoyenne équipé d'une identification par une intelligence artificielle et de validation par des pairs.

b) Inventaires des pollinisateurs

Les inventaires de pollinisateurs sont réalisés dans les mêmes quadrats que les inventaires de plantes afin de lier les observations des pollinisateurs avec les plantes.

Le temps d'observation des pollinisateurs (les visiteurs non pollinisateurs sont exclus à posteriori lors de l'identification) par site est de 30 minutes. Ainsi, lorsqu'un site nécessite plusieurs quadrats pour les inventaires, la durée de 30 minutes d'observation est conservée afin de standardiser les observations. Cette durée de 30 minutes est donc divisée par le nombre de quadrats dans le site.

L'inventaire des pollinisateurs ne nécessite pas de capture active (filet) ou passive (pièges). Les observations sont réalisées à l'aide d'un appareil photo numérique Panasonic® Lumix FZ82 Bridge équipé d'un objectif 60x 20-1200 mm f/2.8 -5.9 permettant un zoom optique rapide.

Il n'est pas possible de photographier (ni capturer) tous les individus passant au-dessus du quadrat, notamment les petits individus rapides, ce qui constitue un biais d'observation. Néanmoins, il reste facile de prendre en photo les individus actifs sur les plantes ou sur les fleurs présentes dans le quadrat (Figure 11).



Figure 11 : Exemple de pollinisateurs pris en photos dans les quadrats lors des inventaires. De gauche à droit et de haut en bas : *Episyrphus balteatus*, *Eristalis tenax*, *Megachile* sp., *Heriades truncorum*, *Apis mellifera*, *Volucella zonaria* (Steven Calesse, entre juin et juillet 2022).

L'avantage principal de cette technique d'observation est le fait que celle-ci ne perturbe ni le milieu ni les individus. Approximativement 1600 photos réussies (non floues) ont été réalisées et sont triées par campagne, puis par date, puis par site, et enfin par quadrat. Les pollinisateurs sont identifiés à posteriori à partir des photos grâce au site observations.be.

Les photos ne permettant pas d'identifier visuellement un individu sont rejetées (Figure 12), ainsi que les photos pour lesquelles le pourcentage de certitude d'identification par observations.be est inférieur à 50% (Figure 13). En cas de certitude de l'observateur, il est possible d'accepter une des propositions (P.ex. *Apis mellifera*).

Également, lorsque l'identification jusqu'à l'espèce est incertaine, il est parfois possible d'identifier le genre. Ainsi certaines observations sont comptées dans une colonne reprenant uniquement le genre (P.ex. *Syrphus* sp. ou *Bombus* sp., etc...) permettant tout de même de rendre compte de la diversité en pollinisateurs sur le site.



Figure 12 : Exemple de photos ratées pour lesquelles l'identification n'est pas certaine.

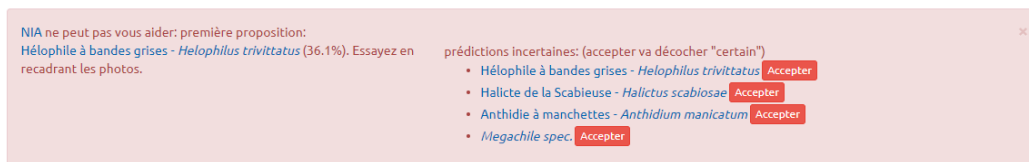


Figure 13 : Exemple d'incertitude d'identification rencontrée sur observations.be. À gauche le résultat de l'identification par l'intelligence artificielle et le pourcentage de certitude (ici 36.1%). À droite les choix possibles proposés par l'IA.

Ainsi, à partir des photos, 1055 individus ont pu être identifiés au genre ou à l'espèce à partir d'environ 1600 photos retenues représentant donc 35 à 40% de photos rejetées.

Les pollinisateurs sont également rassemblés dans des classes fonctionnelles :

- Syrphes rassemblant les genres *Episyrphus*, *Sphearophoria*, *Volucella*, *Syrphus*, *Syritta*, *Sphecodes*, *Scaeva*, *Eupodes*, *Eristalis*, *Helophilus*, *Dasysyrphus*, *Didea*, *Melanostoma*, *Neoascia*, etc... appartenant à la famille des syrphidés ;
- Bourdons rassemblant les genres *Bombus* et *Psithyrus* ;
- Petites abeilles sauvages rassemblant les abeilles de moins de 10mm de long ;
- Les grandes abeilles sauvages de plus de 10mm ;
- L'abeille domestique *Apis mellifera* ;
- Autres pollinisateurs rassemblant autres diptères, papillons et hyménoptères présents sur les fleurs lors des inventaires.

Ces mêmes pollinisateurs sont également rassemblés en type de nichage ou de développement :

- Sol, principalement des Bourdons et abeilles sauvages ;
- Cavité principalement les abeilles sauvages ;
- Prédateurs, majoritairement composé de Syrphes ;
- Parasites d'œufs, contenant quelques genres de Syrphes ;
- Autres types, contenant Papillons, Syrphidés et autres diptères dont les œufs sont déposés sur des plantes ou dans l'eau.

c) Traitement des données et analyses statistiques

L'ensemble des données obtenues sont traitées et analysées dans le logiciel R version 64x 4.2.1. avec l'interface RStudio.

L'analyse des données se concentre essentiellement sur les variables réponses de richesse spécifique, de densité d'unités florales, de richesse spécifique et l'abondance en pollinisateurs. Ces données sont à priori des données de type comptage comprenant uniquement des nombres entiers et nécessiteraient un traitement de type « glm », dit modèle linéaire généralisé de type poisson.

Néanmoins, au vu de la quantité de données récoltées (5576 unités florales et 1055 pollinisateurs identifiés) et de l'étendue de celles-ci (0 à 219 unités florales et 0 à 30 pollinisateurs) parmi les 92 échantillonnages, il est possible, et même préférable de traiter les données récoltées comme des données continues entières. L'analyse de celles-ci peut donc se faire via des modèles plus classiques de type « lm », dit modèle linéaire simple, ou via tests ANOVA (ANalyse Of VAriance). Des tests de students non pairés sont également utilisés pour tester l'effet de la campagne (saisonnalité) sur les différentes variables réponses. Le choix des analyses statistiques pour le traitement des données a été aiguillé et discuté lors d'une consultance personnelle conduite avec le Support en Méthodologie et Calcul Statistique (SMCS) de l'UCLouvain.

La validité des modèles utilisés est évaluée visuellement et par la réalisation de tests quantitatifs sur les différentes conditions d'application du modèle linéaire. Le respect des conditions d'applications nécessite parfois la transformation de données telles que racine carrée. L'homogénéité des variances est testée grâce au test de Fligner-Killeen qui est moins sensible aux écarts à la normalité et aux données non balancées (par exemple, les types de pré). En cas de non-respect des conditions d'applications, il est possible de faire recours à des analyses non paramétriques, notamment le test de Kruskal-Wallis pour comparer l'effet d'un variable avec au moins trois niveaux lorsque la distribution des variables ne suit pas une loi normale, ou encore le test non paramétrique de « Mann-Whitney » qui est un test de Wilcoxon pour les données indépendantes lorsque les données d'une variable de type traitement à deux niveaux ne suit pas une distribution normale. Des analyses de comparaisons entre les différentes populations, ici différents types de pré, sont réalisées, via la méthode de Tukey-Kramer lorsque la distribution des données suit une loi normale ou via le test de Dunn après un test non paramétrique. Ces deux tests sont utilisables en cas de données non balancées.

La multi colinéarité entre les variables explicatives est étudiée à l'aide de facteurs d'inflation de la variance, aucune colinéarité supérieure à 5 n'est retenue dans les modèles. Une optimisation des modèles par minimisation du critère AIC est réalisée pour conserver les modèles les plus performants.

Des analyses multivariées type ACP (Analyse de Composantes Principales) sur l'ensembles des variables environnementales et les données d'inventaires sont réalisées pour visualiser et quantifier simplement les informations traitées, notamment les liens entre les variables et les observations afin de dégager des tendances générales au sein du jeu de données.

2. Caractérisation du paysage urbain

a) Spatialisation et acquisition des données spatiales

Les données spatiales sont traitées sur un logiciel de système d'information géographique, le logiciel ArcGIS Pro version 2.7.0. avec le système de coordonnées WGS 1984 Lambert Belge.

Le but est de caractériser l'influence de la composition urbaine sur la richesse spécifique et l'abondance des différences espèces de plantes et pollinisateurs mais également de faire une étude du déplacement des bourdons.

Une cartographie de la ville de LLN est nécessaire, le choix est fait de récupérer les données disponibles sur OpenStreetMap.org. Ce site en accès libre et permet d'avoir des données simples décrivant le paysage, ces données sont des polygones d'occupation du sol. Il est donc possible de choisir les polygones et de les exporter par catégorie d'occupation du sol. La nature des données étant publiques et gratuites mais de qualité médiocre, certains polygones sont corrigés manuellement dans ArcGIS Pro dans les cas de superposition de formes ou de limites non cohérentes avec la réalité. Des éléments spatiaux comme les surfaces d'eau, les jardins privés, les éléments sous terrains et ou les éléments non identifiés/identifiables sont regroupés dans la catégorie « Autres », et ne seront donc pas utilisés pour l'analyse. On obtient alors une carte de la ville. Enfin des surfaces « blanches » non répertoriées dans OpenStreetMap ne sont malheureusement pas utilisables (Figure 14).

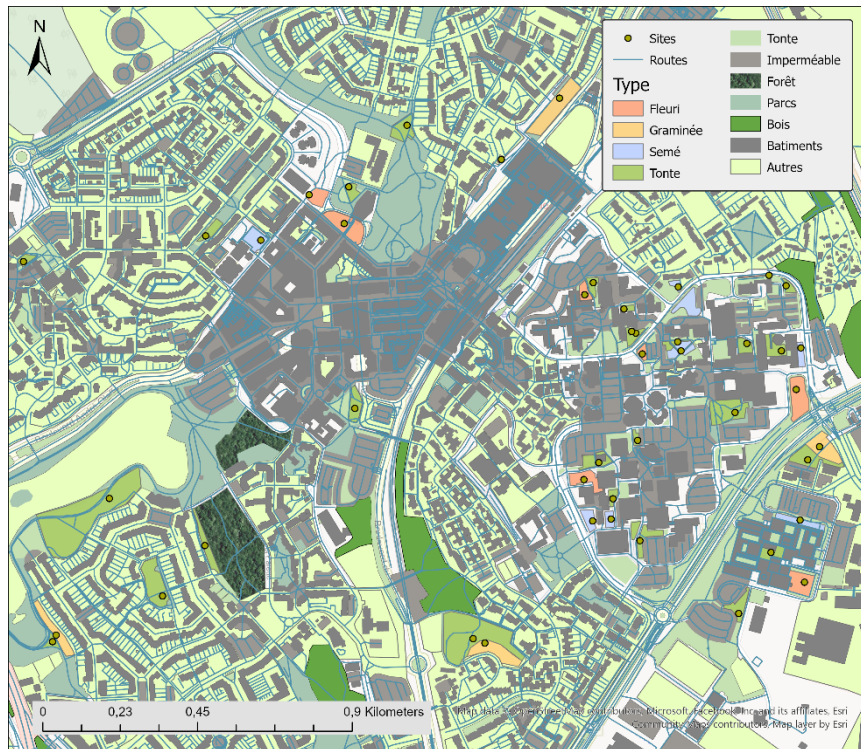


Figure 14 : Cartographie de la ville de Louvain-La-Neuve reprenant l'occupation du sol attribuée selon OpenStreetMap.

b) *Calculs des surfaces dans un rayon de 100m*

La surface des occupations du sol sont calculées dans un rayon de 100m (31 500m²) autour du quadrat, dans le logiciel ArcGIS Pro. À cette échelle en milieu urbain, il a été montré que la diversité en abeilles est plus élevée comparé à des échelles plus larges (200m et plus), et que la diversité en syrphidés est également haute bien que non maximale (Hennig et Ghazoul, 2012). Cette échelle est donc choisie pour étudier les Hyménoptères et Syrphidés, pollinisateurs majoritaires, se déplaçant moins loin que les abeilles domestiques. Des études montrent qu'une échelle d'étude de 200m ou moins avait une haute significativité sur la diversité et l'abondance en pollinisateurs de milieux urbains (Johansson et *al.*, 2018). Ainsi l'effet de la composition « unique » locale autour des sites sera mieux caractérisé avec une étude de 100m de rayon, à plus grande échelle les effets risque d'être dilués d'autant plus que sites sont très proches. Pour la mesure de surface d'occupation du sol il est choisi de créer des catégories qui rassemblent des occupations du sol similaires de la manière suivante :

- Les bâtiments, renommés « Building100 »
- Les parcs et espaces verts publics (dont les prés de type tonte), renommés « Green100 », sont les sites les plus pauvres en diversité florale ;
- Les espaces naturels (forêts, bois et pré de type graminées, fleuris et semés), renommés « Natural100 », sont les sites les plus riches en diversité florale. Les forêts et les bois sont associés dans cette catégorie car ils constituent en partie l'habitat naturel de pollinisateurs ;
- Les surfaces imperméables (routes, parking, surfaces pavées), renommées « Impervious100 ».

3. Étude des mouvements des bourdons

a) Définition de la zone d'étude

Afin de qualifier et quantifier le déplacement des individus sur le terrain, 10 sites contenus dans une même zone parmi l'ensemble des sites sont sélectionnés (Figure 15) principalement sur le critère de proximité, mais aussi par simple curiosité concernant les potentiels mouvements de ces pollinisateurs entre deux zones « riches » (Ex : Réaumur semé et Serres 1 semé) éloignées de 471,2 m à vol d'oiseau mais connectées par des sites « pauvres » (Ex : Abris à vélo tondu, St Barbe tondu ou Banc tonte).

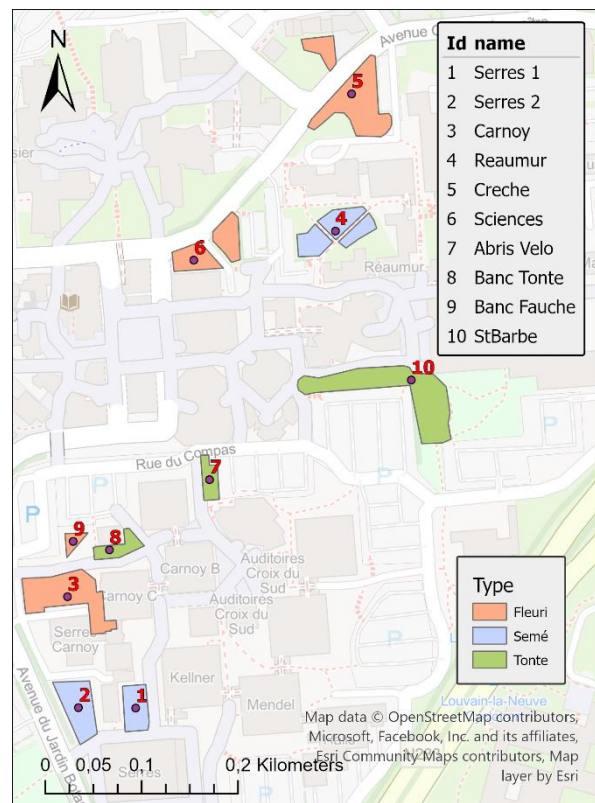


Figure 15: Carte de Louvain-La-Neuve reprenant les sites sélectionnés pour l'étude de la connectivité.

b) Capture – Marquage - Recapture

Afin d'étudier la connectivité réelle entre les sites sélectionnés, il est choisi d'utiliser une méthode de Capture-Marquage-Recapture. Comme son nom l'indique, cette méthode consiste à capturer les individus ciblés par l'étude afin de les marquer via un système de couleur ou un identifiant unique puis de les relâcher. Cette expérimentation est répétée dans le temps et dans l'espace permettant de recapturer des individus précédemment marqués et ainsi de connaître le site d'origine (site où ils sont marqués en premier) mais également le site de destination (site où ils sont recapturés). L'étude de la connectivité est réalisée du 26 juin au 27 juillet 2022.

Le but de cette expérimentation n'est donc pas d'estimer la taille de la population ni la détectabilité des individus comme une CMR « classique » sous-entend, mais bien de décrire les mouvements des pollinisateurs en milieu urbain.

Les individus ciblés par ces études sont les bourdons (*Bombus* sp. et *Psithyrus* sp.). Les espèces regroupées dans le genre *Bombus* et *Psithyrus* concentrent de nombreuses qualités pour cette étude :

- Ils sont facilement repérables dans l'environnement ;
- Ils sont assez gros pour supporter un marquage ;
- Ils sont des pollinisateurs assez généralistes ;
- Ils sont abondants en prés fleuris, tondus et semés ;
- Ils sont relativement calmes lors de la capture ;
- Ils ont une capacité de déplacement dépassant 1500m (Osborne et *al.*, 2008) ;
- Ils ont une durée de vie de 22 à 140 jours selon l'espèce (Smeets et Duchateau, 2003 ; Goldblatt et Fell, 1987).

La capture des individus est réalisée avec un filet à papillon de diamètre 30cm, et le marquage à l'aide d'un « immobilisateur » d'insectes (Figure 16).

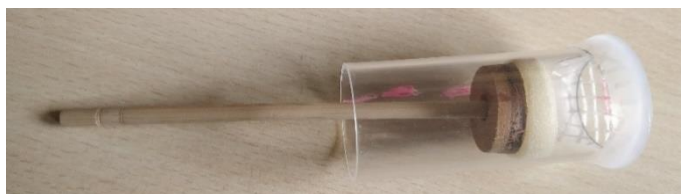


Figure 16 : Immobilisateur d'insectes. Les insectes capturés sont conduits dans le cylindre terminé d'une maille en téflon afin de les marquer. Un piston en mousse permet d'immobiliser les individus sans les blesser (Steven Calesse, mai 2022).

Les individus capturés sont marqués sur le thorax avec un marqueur à base d'eau Posca® PC-1MC de 0.7mm-1mm (Figure 17).



Figure 17 : Photos de bourdons marqués sur le thorax (Jeanne David et Steven Calesse, juillet 2022).

Une expérience préliminaire au marquage est réalisée afin de connaître la durabilité du marquage sur les individus. Il est trouvé que le marquage a au minimum 3 à 4 semaines de durabilité.

Site	Chaque site de l'étude s'est vu attribuer une couleur unique avec laquelle les individus capturés ont été marqués (Figure 18).
Serres1	
Serres2	
Carnoy	La visite des sites est organisée en « circuit » de sites afin de les visiter 2 à 3 fois au cours d'une même journée de manière à intensifier l'effort de marquage sur les sites et diminuer le temps de déplacement entre les sites.
BancFauche	
Creche	
Reaumur	
Sciences	3 circuits de sites ont été établis :
BancTonte	– Serres 1, Serres 2, Carnoy et Banc Fauche ;
AbrisVelo	– Crèche, Réaumur et Sciences ;
StBarbe	– Banc Tonte, Abris Vélo et St Barbe.

Figure 18 : Couleur de marquage associée aux sites.

L'ordre de visite des circuits et des sites au sein des circuits est aléatoire. Au sein de chaque site la session de marquage dure 30 minutes. Les expériences sont réalisées en journées ensoleillées. Chaque site est visité 3 à 4 fois durant la durée totale de l'expérience de CMR.

c) Connectivité réelle et estimée

(1) Connectivité sur le terrain

La représentation de la connectivité fonctionnelle ou de terrain se fait à partir des données récoltées lors des sessions de CMR, c'est-à-dire, le nombre d'individus capturés, le nombre d'individus recapturés, et les mouvements observés. Les sites de CMR sont représentés graphiquement dans RStudio (Figure 28). La fréquence de mouvement entre les sites est calculée comme suit :

$$f(\text{mouvement}) = \frac{\text{Nombre de déplacement entre les paires de patchs}}{\text{Nombre d'individus capturés dans le patch} - \text{Nombre de recaptures}}$$

Pour compléter les résultats de la CMR, une description et analyse structurelle du réseau est réalisée dans RStudio.

(2) Estimation de la connectivité

La méthode d'estimation de la connectivité entre les différents sites de la CMR repose sur le calcul de corridors de couts en fonction de la distance entre sites à travers une matrice de résistance supposée, on calcul donc les « Least Cost Corridors » (LCC). Cette estimation ne prend pas en compte la capacité de déplacement des différentes espèces de bourdons ni leurs préférences ou besoins en ressources. L'article de Johansson et *al.*, 2018 montre qu'utiliser des paramètres de friction (complexité du paysage) permet de mettre en avant des relations significatives pour expliquer la diversité et l'abondance de pollinisateurs à l'échelle du milieu urbain. Cette relation montre que les éléments du paysage urbain (routes, surfaces artificielles et bâtiments) agissent comme barrières aux déplacements des pollinisateurs, et sont donc à prendre en compte lors du calcul.

La littérature ne s'accorde pas sur les valeurs de résistance à attribuer pour les différentes occupations du sol, il est donc choisi de suivre une logique de résistance croissante de manière arbitraire. Dans plusieurs études de calcul de LCC, les valeurs de résistances sont choisies arbitrairement (Schadt et *al.*, 2002 ; Adriaensen et *al.*, 2003), l'objectif étant de correspondre à un gradient de difficulté de déplacement selon le milieu traversé. Cependant, il existe des méthodes statistiques basées sur les variables environnementales et les données biologiques des espèces pour estimer les valeurs de résistance du paysage urbain (Zeller et Whiteley, 2012), mais ces méthodes ne sont pas engagées pour cette étude. Le choix de ces valeurs peut donc représenter un très grand biais.

Il a été choisi arbitrairement d'attribuer des valeurs de 1 à 100 en termes de difficulté croissante de déplacement de la manière suivante :

- Prés type semés = 1
- Prés type fleuris = 5
- Espace de tonte = 20
- Massifs végétaux indéterminés = 30
- Surfaces imperméables = 80
- Bâtiments = 100

Bien que les surfaces imperméables de la zone d'étude ne soient pas composées entièrement de matériaux artificiels, la position ou la présence d'arbres et de haies n'est pas précise dans la modélisation. Les données utilisées sont celles disponibles avec OpenStreetMap et manque donc de précision malgré un effort d'enrichissement manuel. La taille des bâtiments n'est pas disponible non plus. On obtient un raster de résistance de la zone d'étude d'une résolution de 1m x 1m (Figure 19) :

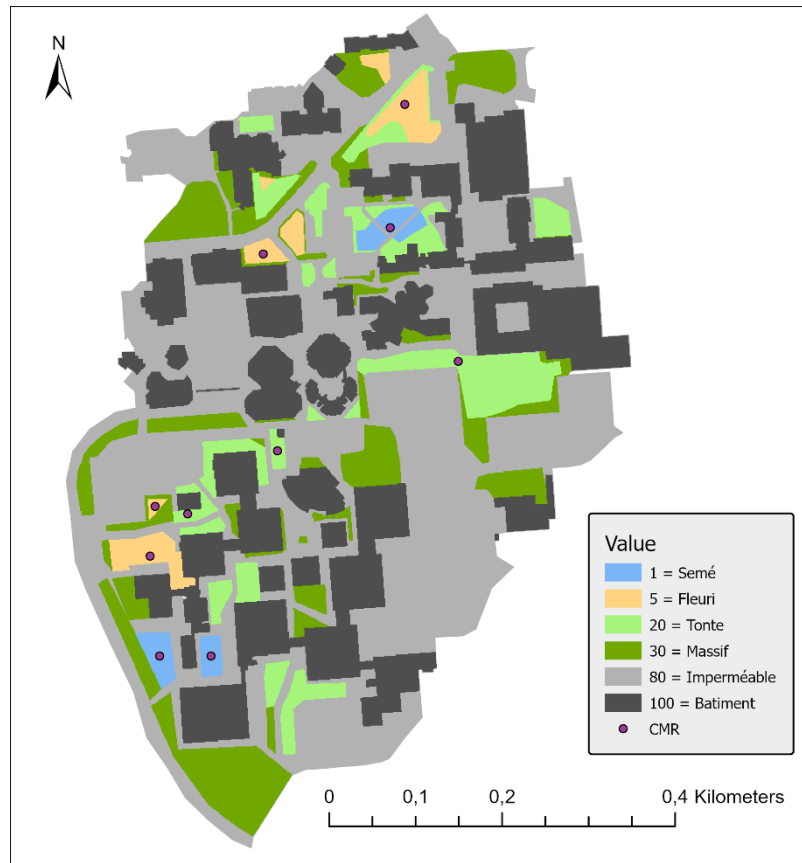


Figure 19 : Raster de coût reprenant les catégories d'occupation du sol et la valeur de friction associée.

À partir de cette matrice de friction générée, il est choisi de représenter les corridors de deux manières, une première consiste à calculer les corridors de déplacement entre tous les sites via la fonction « Cost Connectivity » (Figure 37), une seconde manière consiste à représenter les coûts de déplacements entre les deux sites les plus éloignés (Serres1 et Creche) par un raster de coût via la fonction « Cost Distance » et ensuite « Corridor » (Figure 39).

VI. Résultats

A. Inventaires des prés de Louvain-La-Neuve

1. Description des données

Lors des inventaires 49 espèces de plantes en fleurs ont été identifiées, pour un nombre total de 5576 unités florales, et 77 genres ou espèces de pollinisateurs identifiés pour un nombre total de 1055 individus. Par la suite, la richesse spécifique de plantes en fleur est appelée « DivPlant », la densité d'unités florales « AbPlant », la richesse spécifique en pollinisateurs « DivPoll » et l'abondance en pollinisateurs « AbPoll ».

Une manière simple de visualiser les données fait appel aux courbes d'accumulation des espèces rencontrées sur les sites au cours des inventaires. Une courbe d'accumulation des espèces représente le nombre d'espèces rencontrées en parcourant les sites dans un ordre aléatoire (Figure 20 ; Figure 21).

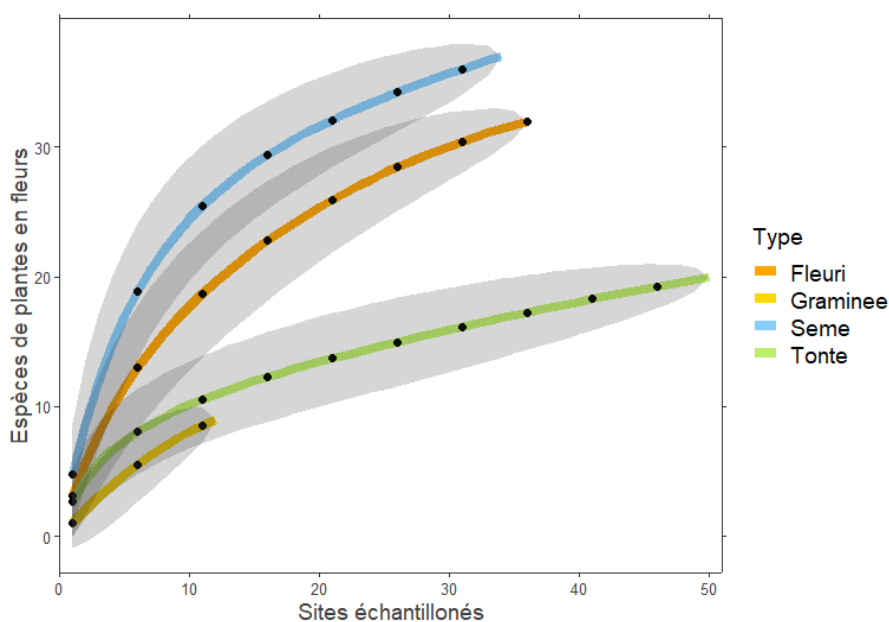


Figure 20 : Courbes d'accumulation d'espèces et genre de plantes en fleur rencontrées dans les différents types de pré lors des échantillonnages.

Concernant les espèces de plantes en fleur, la richesse spécifique rencontrée dépend fortement du type de prés. Malgré un nombre inégal de sites échantillonnés pour tous les types de pré, sur base de la pente des courbes on distingue deux groupes de prés pour lesquels la richesse spécifique diffère.

En effet, lors de l'échantillonnage, nous avons rencontré plus d'espèces différentes de plantes en fleur dans les prés de type fleuri et type semé comparativement aux prés de type graminée et tonte. Lorsque la courbe d'accumulation d'espèce atteint un plateau, alors une grande partie de la richesse spécifique est rencontrée. Il semble donc que peu importe le type de pré plus d'échantillonnages sont nécessaires pour avoir une image plus complète de la richesse spécifique de plantes en fleur, même si on observe une inflexion des courbes des prés de type tonte, fleuri et semé. La comparaison de la richesse spécifique de plantes en fleurs dans les prés de type graminée avec les autres types de pré est difficile.

Concernant les pollinisateurs, la tendance entre les prés n'est pas la même puisqu'il n'est pas possible de distinguer deux groupes comme pour les plantes. Néanmoins, avec le nombre croissant de sites échantillonnés, les courbes des prés type fleuri, tonte et semé se séparent. En effet, il semble que la richesse spécifique de plantes en fleurs dans les prés de type fleuri et semé est supérieure aux prés de type tonte (Figure 21).

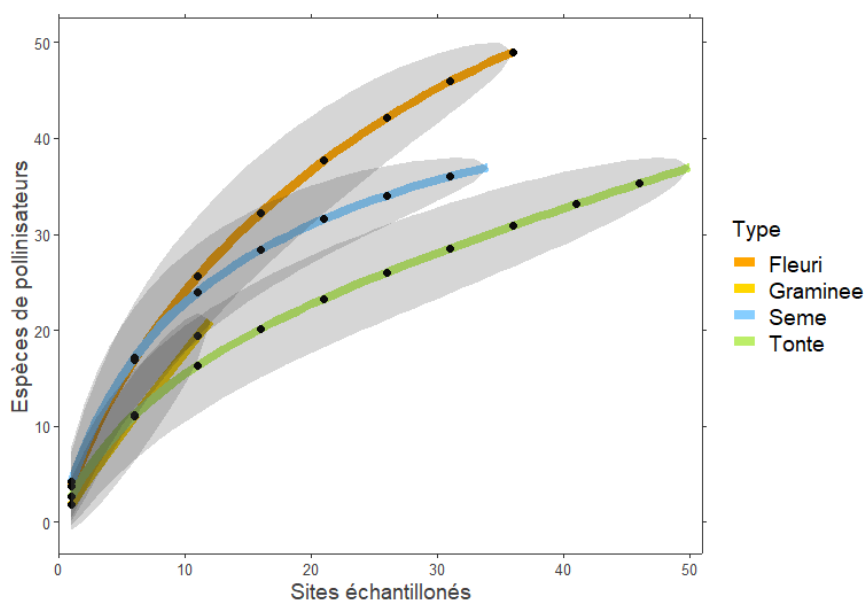
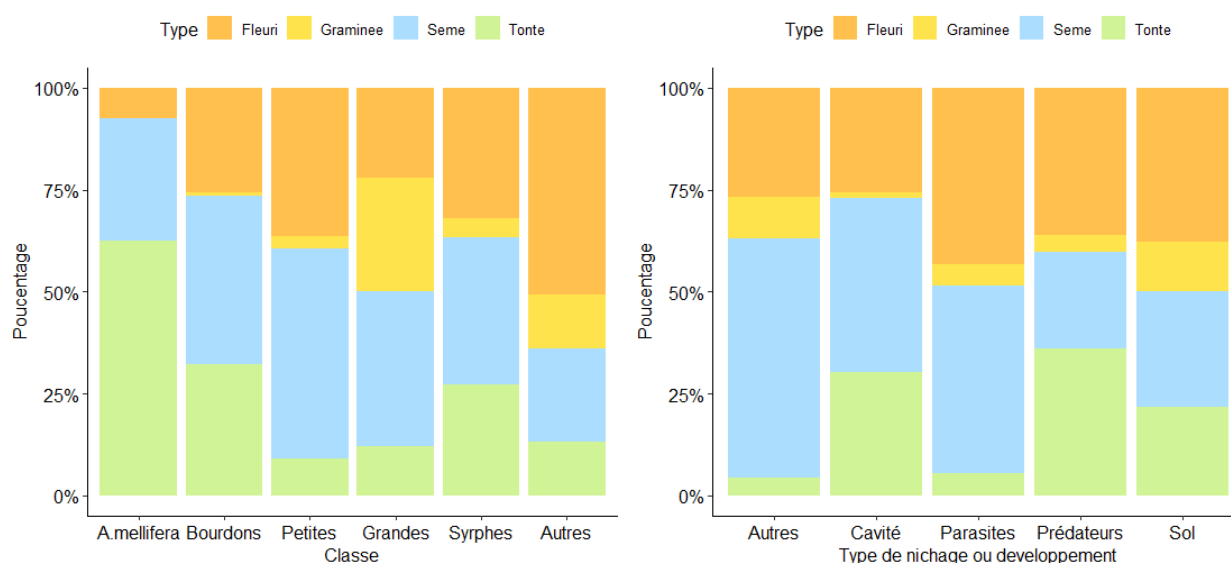


Figure 21 : Courbes d'accumulation d'espèces et genres de pollinisateurs rencontrés dans les différents types de pré lors des échantillonnages.

Il n'est néanmoins pas possible de distinguer les différentes espèces ou encore la densité d'unités florales présentes dans les différents types de prés.

2. Composition fonctionnelle des populations de pollinisateurs dans les prés

Analyser la composition fonctionnelle des pollinisateurs observées lors des campagnes d'échantillonnage est intéressant afin de distinguer, si différence il y a, les catégories de pollinisateurs entre les différents types de pré. Les 77 genres ou espèces de pollinisateurs observés lors des campagnes d'échantillonnages ont été classés en classes fonctionnelles mais aussi en type de nichage ou de développement (Figure 22).



On observe premièrement que toutes les catégories de pollinisateurs sont présentes dans tous les types pré, mais dans des proportions différentes. On observe que certaines catégories de pollinisateurs sont préférentiellement retrouvées dans les prés type semé, c'est le cas des grandes abeilles sauvages (> 1mm, aussi en grande proportion dans les prés de type graminée), des petites abeilles sauvages (< 1mm) ou encore des pollinisateurs parasites (Psithyres et autres Syrphidés), les bourdons et autres types de nichages (Plantes hôtes, eau...). On retrouve préférentiellement les autres types de pollinisateurs (Diptères ou papillons) dans les prés de type fleuri. Les abeilles domestiques (*Apis mellifera*) quant à elles ne sont jamais présentes dans les prés de graminées, l'abondance est majoritairement en prés de tonte contrairement à toutes les autres classes. Le comptage de chaque catégorie de pollinisateurs est disponible dans l'annexe 3.

3. Analyses multivariées

Les données récoltées pour l'ensemble des variables environnementales et spatiales sont quantitatives et continues (sauf campagne, date, heure et type de pré) permettent une analyse des composantes principales (ACP) pour décrire l'ensemble des données.

a) Analyse descriptive

Une première analyse des corrélations entre les variables spatiales et les variables environnementales ne montre pas de résultats très marquants (Figure 23).

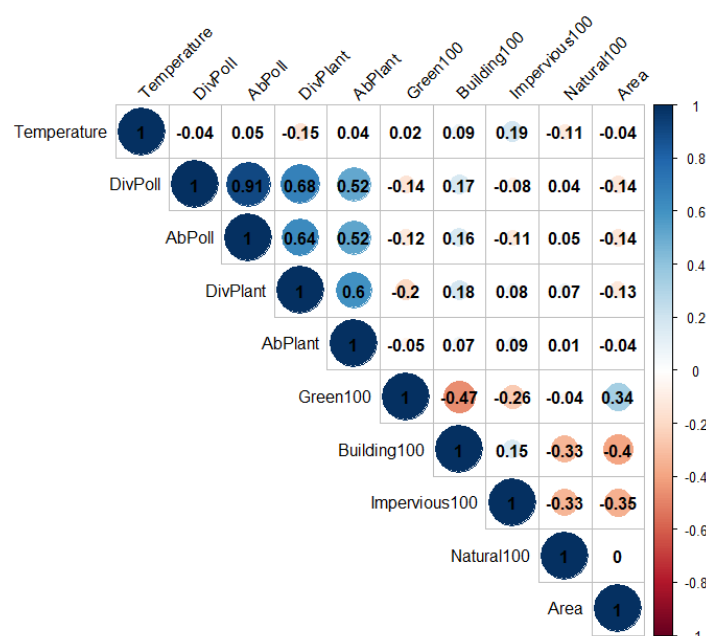


Figure 23 : Corrélations entre les variables environnementales et les variables réponses.

En effet, on observe des corrélations positives entre les variables d'abondances et de diversité. On observe également une corrélation négative entre les différentes catégories d'occupation du sol. Cela est logique puisque les surfaces ne se superposent pas. Néanmoins, on observe une faible corrélation positive entre la surface du sites « Area » et la quantité de surface verte « Green100 » dans un rayon de 100m. Il est nécessaire de rappeler que les mesures de surfaces dans un rayon de 100m comprennent le site lui-même expliquant ainsi une partie des corrélations entre la surface et « Green100 » puisqu'une grande partie des surfaces de cette étude sont des sites de type tonte.

b) Qualité de représentation et cercle de corrélation

Le cercle de corrélation dans le plan 1-2 de l'ACP explique 55,3% des variations dans les données ce qui montre une certaine limitation pour l'interprétation des données dans ce plan (Figure 24).

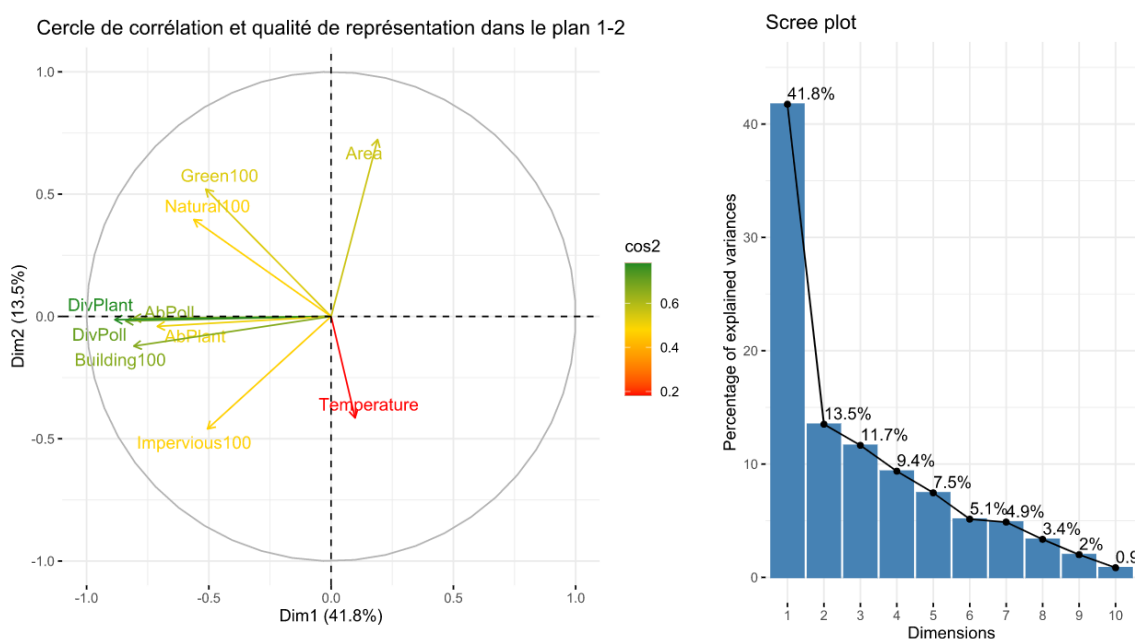


Figure 24 : Cercle de corrélations des variables dans le plan 1-2 de l'ACP (à gauche), la qualité de représentations des variables dans ce plan est caractérisée par le $\cos^2$. Valeurs propres des axes de l'ACP (à droite).

En regardant les autres axes principaux, on voit que les axes 1 à 5 expliquent 83,9 % de la variation dans les données, il faut donc rester prudent quant aux interprétations dans le plan 1-2. Il est possible de décrire les corrélations entre les variables par leurs positions relatives dans le cercle et leurs qualités de représentation. De fortes corrélations positives existent entre la densité d'unités florales, la richesse spécifique en pollinisateurs, l'abondance en pollinisateurs, et la richesse spécifique de plantes en fleur, ce qui est cohérent d'un point de vue écologique. Ici le degré richesse spécifique et l'abondance représentent les différents types de pré. Une forte corrélation existe de même entre les variables « Green100 » et « Natural100 » ou encore entre « Building100 » et les variables réponses. De faibles corrélations positives existent entre « Impervious100 » et la température, ou encore entre « Area » et « Green100 ». Il existe une moyenne anti-corrélation entre les surfaces artificielles (Building et Impervious) et l'aire des sites.

Il ne semble pas avoir de très fortes corrélations positives mais plutôt des corrélations moyennes entre les variables réponses et les autres variables environnementales. Il ne semble pas y avoir de corrélation entre « Green100 » et « Impervious100 ».

Si on intègre les différentes classes de pollinisateurs dans l'ACP, on observe globalement les mêmes tendances. Néanmoins, on observe une forte corrélation positive entre les buildings et les pollinisateurs nichant dans les cavités, ou encore les bourdons et les petites abeilles sauvages. L'abondance des grandes abeilles sauvages et des syrphes semblent fortement corrélées positivement aux surfaces naturelles et les espaces verts (Figure 25).

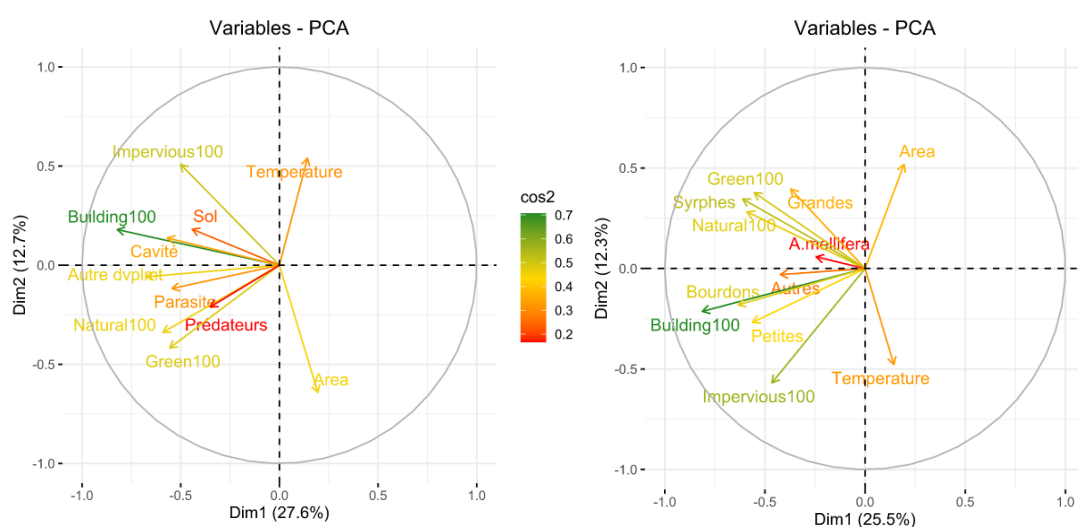


Figure 25 : Cercle de corrélation des variables environnementales et les différentes catégories de pollinisateurs, à gauche les différents types de nichages et développement, à droites les différentes classes fonctionnelles de pollinisateurs.

Il peut être intéressant d'analyser ensemble les petites abeilles sauvages, les bourdons et les espèces qui nichent dans des cavités ou encore les grandes sauvages avec les syrphes qui semblent avoir une sensibilité partagée pour les éléments du paysage. Les cercles de corrélations (Annexe 4) montrent une forte corrélation positive des bourdons, des petites abeilles sauvages et des nicheurs dans les cavités entre eux mais une corrélation positive moyenne avec la présence de building. Les grandes abeilles sauvages montrent quant à elles une moyenne corrélation positive avec les milieux verts et naturels, alors qu'elle est fortement positive pour les syrphes.

c) Analyse de la distribution des points

La position des points dans le plan de l'ACP correspond à la position des sites en fonction des variables de l'ACP. En regroupant les sites par type de pré, on observe une distribution différente des points. On observe 4 groupes distincts de points montrant que chacun de ces groupes a des caractéristiques différentes en fonction des variables environnementales, mais aussi des variables réponses (Figure 26).

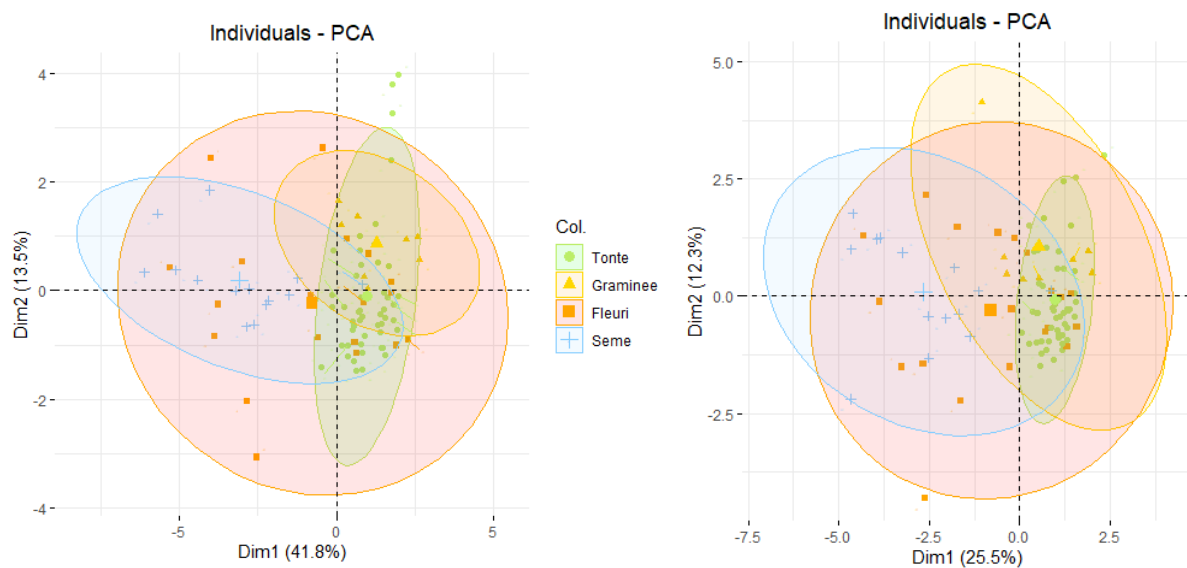


Figure 26 : Distribution des points dans le plan 1-2 de l'ACP, à gauche selon les variables représentées dans la figure 24, à droite selon les variables environnementales et la classe fonctionnelle des pollinisateurs repris dans la figure 25.

On observe en premier lieu que les quatre types de pré forment 4 groupes distincts en termes de caractéristiques spatiales (variables de surfaces) bien que les prés de type fleuri semblent avoir des caractéristiques moyennes mais aussi en termes de diversité en pollinisateurs et de plantes. Les prés de type semé et les prés de type fleuri se définissent plus que les autres types par la richesse spécifique en plantes et en pollinisateurs et aussi en abondances. On observe également que les caractéristiques des prés de tontes se définissent davantage par l'aire, la température, et les surfaces imperméables comparé aux autres types de prés.

Le nuage de points des prés de type fleuri est plus dispersé que les autres types de pré montrant que leurs caractéristiques sont plus diverses, plus mixtes que les autres types.

De la même manière les caractéristiques des prés de type graminée sont très différentes des autres types de pré mais semblent contenir plus de diversité en plantes et pollinisateurs que les prés de tonte.

Enfin, au niveau des catégories de pollinisateurs, dans le même sens que les variables de diversité et d'abondance, les prés de type semé sont plus définis par les différentes catégories que les autres types de pré, bien que les prés de type fleuri semblent aussi plus riches pour ces catégories que les autres types de prés. Les prés de type graminée semblent également être plus riches en différentes classes de pollinisateurs que les prés de type tonte.

4. Analyse des populations de plantes et pollinisateurs

a) Effet de la saisonnalité sur la richesse spécifique

Pour tester l'effet de la saisonnalité sur la richesse spécifique de plantes en fleurs, il est nécessaire de réaliser le test non paramétrique de Mann-Whitney. Cette analyse est réalisée car la variable « DivPlant » ne suit pas une distribution normale, ce test permet donc de comparer la distribution des données entre deux groupes indépendants. Le test donne un résultat non significatif ($W = 1203,5$; $p\text{-valeur} = 0,25$) (Figure 27).

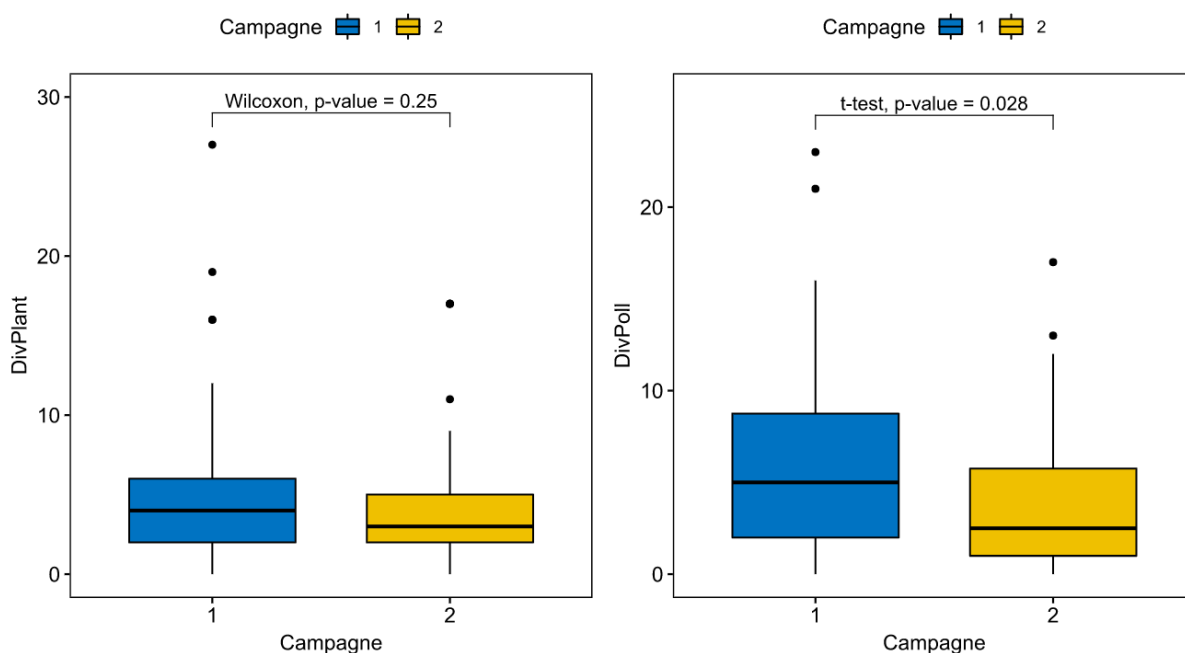


Figure 27 : Richesse spécifique (gauche) de plantes en fleurs, (droite) de pollinisateurs lors des campagnes d'échantillonnage. La p-valeur affichée ne prend pas en compte la transformation racine carrée.

Cela indique que nous devons rejeter l'hypothèse alternative selon laquelle les distributions sont inégales, il n'existe pas de différence significative de richesse spécifique de plantes en fleurs entre les campagnes d'échantillonnage.

Afin de tester l'effet de la saisonnalité sur la richesse spécifique en pollinisateurs, un test de student indépendant est possible après transformation de la variable « DivPoll » en racine carrée. Le test de student indique un résultat significatif ($t = 2,33$; $df = 89,32$; $p\text{-valeur} = 0,022$) (Figure 27). Ce résultat indique qu'il faut rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle il n'existe pas de différence de moyenne entre les groupes. Ainsi, la saisonnalité exerce un effet négatif significatif très faible sur la richesse spécifique en pollinisateurs, il y a en moyenne une richesse spécifique plus faible lors de la campagne 2.

b) Effet de la saisonnalité (Campagne) sur l'« abondance »

L'« abondance » est un terme qui désigne pour les plantes la densité d'unités florales « AbPlant » et le nombre d'individus identifiés pour les pollinisateurs « AbPoll ».

Afin de tester l'effet de la saisonnalité sur la densité d'unités florales, un test de student indépendant est possible après transformation de la variable « AbPlant » en racine carrée. Le test de student indique un résultat significatif ($t = 2,16$; $df = 89,89$; $p\text{-valeur} = 0,033$) (Figure 28).

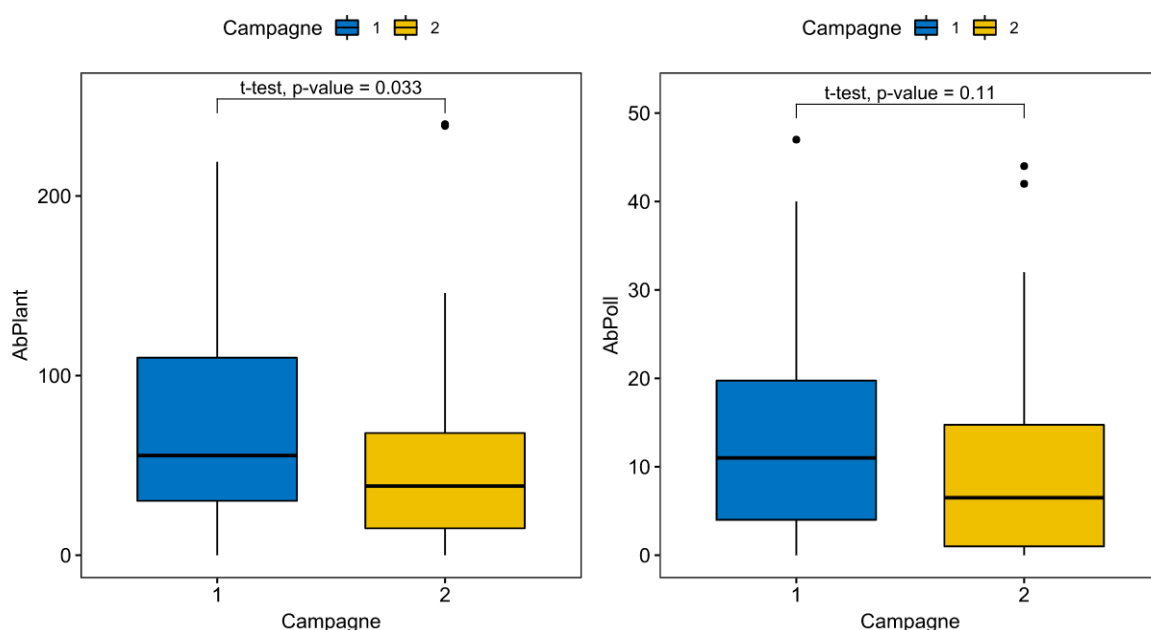


Figure 28 : Densité d'unités florales (gauche) de plantes en fleurs, (droite) d'abondance des pollinisateurs lors des campagnes d'échantillonnage. La p-valeur affichée ne prend pas en compte la transformation racine carrée.

Ce résultat indique qu'il faut rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle il n'existe pas de différence de moyenne entre les groupes. Ainsi, on peut conclure que la saisonnalité exerce un effet négatif significatif sur la densité d'unités florales étant en moyenne plus faible lors de la campagne 2.

Afin de tester l'effet de la saisonnalité sur le nombre d'individus pollinisateurs identifiés, la même démarche est suivie (Figure 23). Le test de student montre un résultat non significatif ($t = 1,60$; $df = 89,94$; $p\text{valeur} = 0,11$). Ainsi, en moyenne, il n'y a pas de différence en termes de nombre d'individus pollinisateurs entre les deux campagnes d'échantillonnage (Figure 28).

À ce stade des analyses, la baisse significative de la richesse spécifique de pollinisateurs semble être une réponse à la baisse significative de la densité d'unités florales avec l'avancée de la saison.

c) Effet du type de pré sur la richesse spécifique

Un test de Kruskal-Wallis est utilisé afin de tester l'effet du type de pré sur la richesse spécifique de plantes en fleur (Figure 29). Le résultat du test montre une différence significative entre les différents types de prés ($H = 34,9$; $df = 3$; $p\text{valeur} < 0,01$). L'analyse des comparaisons montre plusieurs groupes significativement différents. En effet, il y a significativement plus de richesse spécifique de plantes en fleurs dans les prés de type semé que dans les prés de type fleuri eux-mêmes plus riches que les prés de type graminée. Il n'y a pas de différence significative entre les prés de type tonte et de type graminée étant les types de pré les plus pauvres en termes de richesse spécifique de plantes en fleurs.

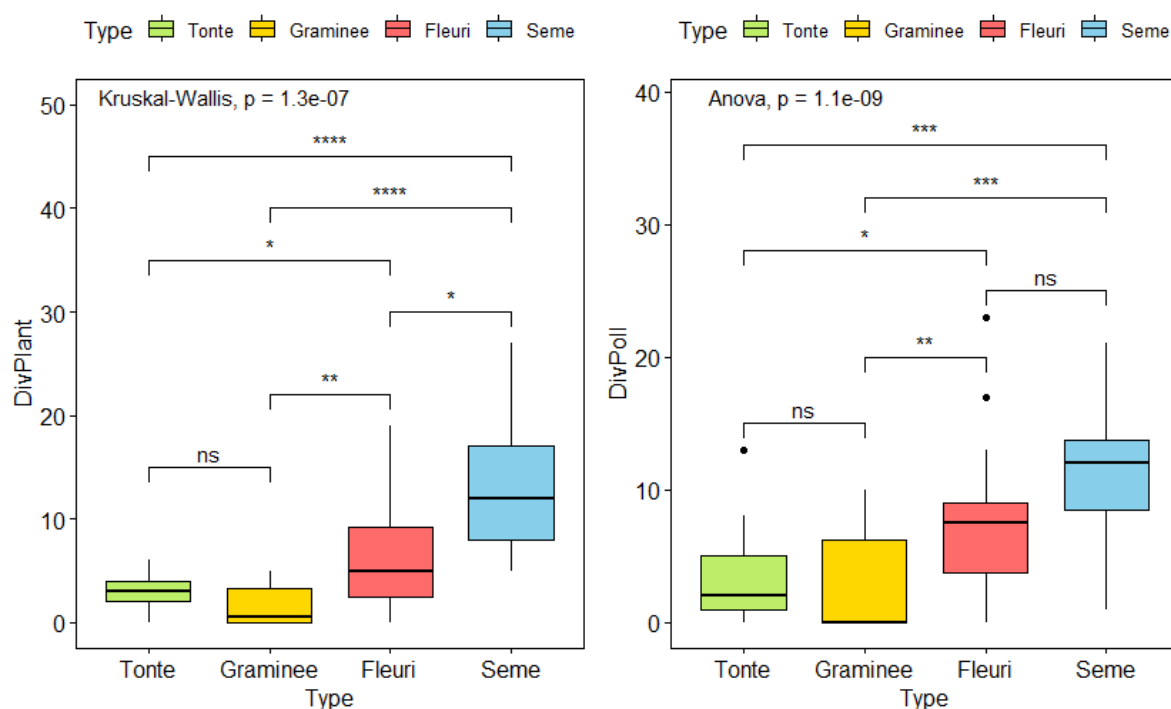


Figure 29 : Richesse spécifique de plantes en fleurs (à gauche) et richesse spécifique de pollinisateurs (à droite) en fonction du type de prés. La pvalue affichée ne prend pas en compte la transformation racine carrée.

Concernant l'effet du type de pré sur la richesse spécifique en pollinisateurs, une ANOVA1 est possible après transformation de la variable « DivPoll » en racine carrée. Le résultat du test montre la moyenne de la richesse spécifique de pollinisateurs est significativement différente entre les différents types de prés ($F = 14,38$; $df = 3$; $pvalue < 0,01$) (Figure 29). Le résultat des contrastes montre que les prés type fleuri et les prés type semé ont en moyenne la même diversité en pollinisateurs. Les prés de type graminée et tonte ont en moyenne la même diversité en pollinisateurs, ce dernier groupe a en moyenne une richesse spécifique en pollinisateurs significativement plus faible que les deux autres types de prés.

À première vue les tests montrent qu'il y a en moyenne autant de richesse spécifique en pollinisateurs entre les prés de type fleuri et les prés de type semé alors que ces prés ont une richesse spécifique de plantes en fleurs différentes.

d) Effet du type de pré sur l'« abondance »

La différence de la densité d'unités florales entre les types de pré est testée après transformation en racine carrée. Le résultat du test montre que le type de pré influence significativement la densité d'unités florales ($F = 9,82$; $df = 3$; $pvalue < 0.01$). Le test de comparaison de Tukey montre des différences significatives entre les différents types de prés (Figure 30). En effet, il semble que les prés type graminée ont l'abondance en plante la plus faible parmi les différents types de prés. Également, il n'y a aucune différence significative en termes de densité d'unités florales entre les prés de type fleuri et tonte, tous deux significativement moins denses en unités florales que les prés de type semé, mais significativement plus dense que les prés de type graminée.

La différence de l'abondance en pollinisateurs entre les types de pré est testée avec une après transformation de la variable « AbPoll » en racine carrée. Le résultat du test montre que la moyenne d'abondance en pollinisateurs est significativement différente entre les types de prés ($F = 12,48$; $df = 3$; $pvalue < 0.01$). Le test de comparaison montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les prés de type graminée et de type tonte pour lesquels l'abondance en pollinisateurs est significativement plus faible que les autres types de prés (Figure 25). Également, il n'y a aucune différence significative en termes d'abondance en pollinisateurs entre les prés de type fleuri et type semé étant les prés ayant en moyenne l'abondance la plus importante en pollinisateurs parmi tous les types de prés

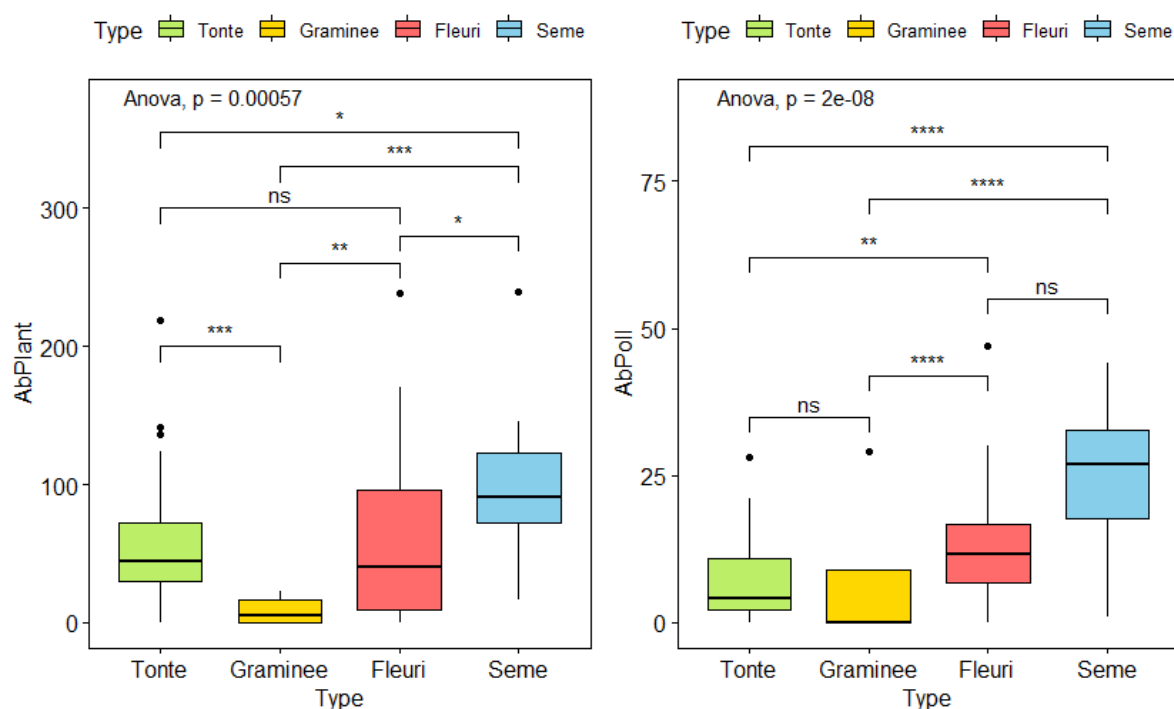


Figure 30 : Densité en unité florale (à gauche) et abondance en pollinisateurs (à gauche) en fonction du type de prés. La p-valeur affichée ne prend pas en compte la transformation racine carrée.

À première vue les tests montrent qu'il y a autant d'abondance en pollinisateurs et de densité d'unités florales entre les prés de type fleuri et les prés de type semé. Les prés de type graminée sont les plus pauvres en termes de densité d'unités florale alors qu'ils ont en moyenne autant d'abondance en pollinisateurs que les prés de type tonte. Également, il est intéressant de noter que malgré une densité d'unités florales semblable aux prés de type fleuri et semé, les prés de type tonte présentent une abondance en pollinisateurs plus faible.

e) Interaction Campagne : Type de pré

Une ANOVA2 est utilisée pour tester l'effet de l'interaction entre la campagne et le type de pré sur les différentes variables réponses. La transformation racine carrée est nécessaire afin de respecter les conditions d'applications. La visualisation des résultats se fait à l'aide de la figure 31.

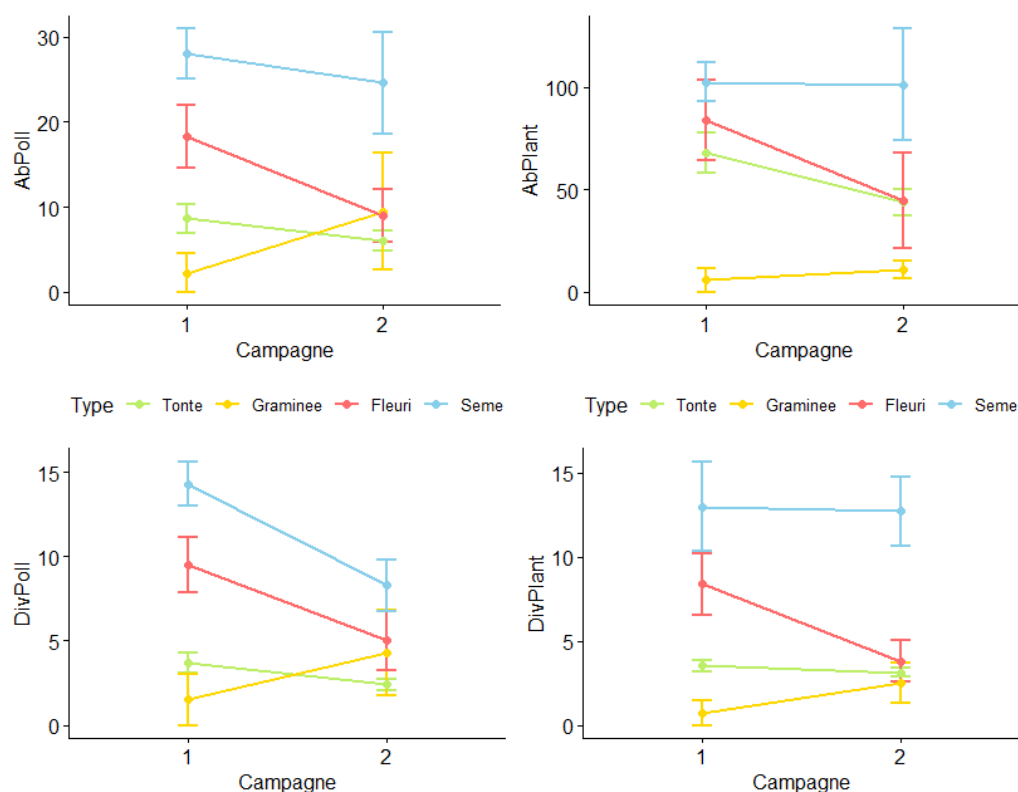


Figure 31 : Effet de l'interaction entre les variables « Type » et « Campagne » sur les différentes variables réponses.

Concernant l'abondance en pollinisateurs, l'interaction est significative entre les types de pré et la campagne ($F = 7,13$; $df = 84$; $pvalue < 0,01$; $R^2_{adj} = 0,32$). Pour certains types de pré l'effet du type de pré sur l'abondance en pollinisateurs est modulé par la saisonnalité, c'est le cas pour les prés de type fleuri qui en moyenne présentent moins de pollinisateurs lors de la seconde campagne. En moyenne les prés de type tonte, graminée et fleuri présentent la même abondance en pollinisateurs lors de la seconde campagne alors qu'ils présentent tous une abondance significativement différente les uns des autres lors de la première campagne. Pour les autres prés, l'abondance de pollinisateurs n'est pas régulée par la campagne.

Concernant la densité d'unités florales, les résultats du test montrent un effet significatif de l'interaction ($F = 6,13$; $df = 84$; $pvalue < 0,01$; $R^2_{adj} = 0,28$). En moyenne, les prés de type semé présentent la même densité d'unités florales lors des deux campagnes, de même pour les prés de type graminée ou encore les prés de type fleuri. Néanmoins, les prés de type tonte semblent présenter une densité d'unités florales significativement plus faible lors de la deuxième campagne. De plus on observe qu'en moyenne la densité d'unités florales lors de la première campagne semble être la même pour les prés de type semé et fleuri mais également pour les prés de type fleuri et tonte alors que les prés type graminée ont une densité d'unités florales significativement plus faible. Cependant lors de la seconde campagne, il semble que les prés de type tonte et fleuri présentent en moyenne la même densité d'unités florales, étant significativement plus faible que dans les prés de type semé mais significativement plus importante dans les prés de type graminée.

Concernant la richesse spécifique de pollinisateurs, l'interaction est également significative ($F = 9,38$; $df = 84$; $pvalue < 0,01$; $R^2_{adj} = 0,39$). Il semble avoir un effet un effet significatif négatif de l'avancer de la saison sur la richesse spécifique de pollinisateurs échantillonnées dans les prés de type semé uniquement. Les autres types de prés ont en moyenne la même richesse spécifique en pollinisateurs au cours de la saison d'échantillonnage. Lors de la première campagne, tous les types de pré présentent une en moyenne richesse spécifique significativement différente les uns des autres. Lors de la seconde campagne les prés de type graminée et fleuri présentent en moyenne la même richesse spécifique, tout comme les prés type graminée et tonte. Les prés de type fleuri ont en moyenne une richesse spécifique en pollinisateurs significativement plus importante que les prés de type tonte. Les prés de type semé ont en moyenne une richesse spécifique en pollinisateurs significativement plus importante que les autres types de pré.

Enfin, concernant la richesse spécifique de plantes en fleurs, les résultats montrent également une interaction significative ($F = 13,3$; $df = 84$, $pvalue < 0,01$; $R^2_{adj} = 0,49$). La tendance des effets du type de pré selon la campagne sur la richesse spécifique de plantes en fleurs est la même que la richesse spécifique en pollinisateurs. Néanmoins, lors de la campagne 2, les prés de type graminée, fleuri et tonte présentent en moyenne la même richesse spécifique de plantes en fleurs étant significativement plus faible que les prés de type semé.

5. Effet des variables environnementales

Dans le but de quantifier les effets des variables environnementales sur la variation des variables réponses « DivPoll », « AbPoll », « DivPlant » et « AbPlant », des modèles linéaires simples sont créés. Afin de respecter les CAs d'un modèle linéaire simple il est nécessaire de transformer les variables réponses en racine carrée. Chacune des variables réponses est testée selon les mêmes variables environnementales et spatiales, sans interactions entre ces variables. Les variables de surface sont divisées par 1000 (Table 3 ; Figure 32).

Table 3 : Résultats des modèles linéaires des variables réponses

Predictors	DivPoll		AbPoll		DivPlant		AbPlant	
	std. Beta	p	std. Beta	p	std. Beta	p	std. Beta	p
(Intercept)	0.87 ***	<0.001	0.83 ***	0.397	0.85 ***	<0.001	1.06 ***	0.107
AbPlant	0.12 *	0.022	0.13 *	0.021				
DivPlant	0.17 *	0.012	0.16 *	0.026				
Campagne2	-0.16	0.057	-0.12	0.179	-0.11	0.134	-0.25 **	0.006
TypeGraminee	-0.15	0.357	-0.19	0.244	-0.40 **	0.004	-0.65 ***	<0.001
TypeFleuri	0.22 *	0.042	0.12	0.278	0.17	0.082	-0.03	0.772
TypeSeme	0.30	0.066	0.35 *	0.045	0.77 ***	<0.001	0.44 **	0.001
Area	-0.07	0.136	-0.08	0.093				
Impervious	-0.08	0.067	-0.13 *	0.011				
Temperature			0.07	0.126			0.08	0.083
Observations	92		92		92		92	
R ² / R ² adjusted	0.536 / 0.492		0.512 / 0.458		0.454 / 0.429		0.324 / 0.285	

*p<0.05 **p<0.01 ***p<0.001

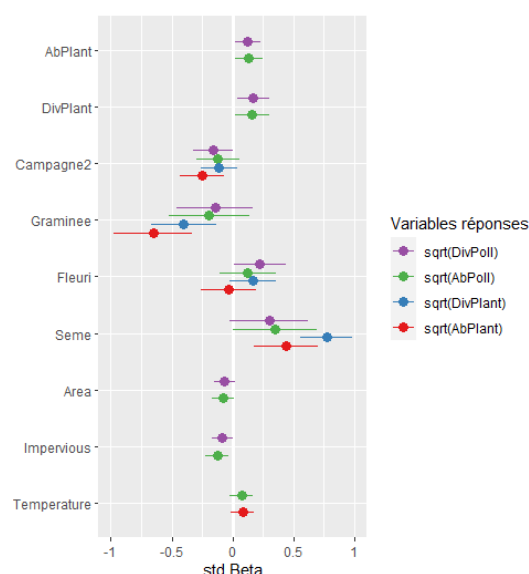


Figure 32 : Visualisation des coefficients des modèles des variables réponses.

Le résumé des modèles montre que les variables « AbPlant », « DivPlant » et les prés de type fleuri (par rapport au pré de type tonte) ont un effet significatif positif sur la variation de la variable « DivPoll » ($\beta = 0,12$; $0,17$; $0,22$) (pvalue = $0,022$; $0,012$; $0,042$). Le type de pré fleuri a un effet significatif plus grand que les variables des plantes. Néanmoins on observe des variables ayant des effets presque significatifs, c'est le cas de la quantité de surfaces imperméables dans un rayon de 100m qui a un effet négatif très faible et peu significatif ($\beta = -0,08$; pvalue = $0,067$) sur la richesse spécifique de pollinisateurs, tout comme la campagne 2 par rapport à la première ($\beta = -0,16$; pvalue = $0,057$). Les prés de type semé ont également un effet positif faible proche de la significativité ($\beta = 0,3$; pvalue = $0,066$).

Pour le modèle de la variable réponse « AbPoll », un effet positif significatif de la variable « AbPlant » ($\beta = 0,13$; $pvalue = 0,021$), « DivPlant » ($\beta = 0,16$; $pvalue = 0,026$) et des prés de type semé ($\beta = 0,35$; $pvalue = 0,045$) est observé. Il y a un effet significatif négatif de la quantité de surfaces imperméables ($\beta = -0,13$; $pvalue = 0,11$).

Pour les variables réponses « DivPlant » et « AbPlant » moins de variables explicatives sont retenues après sélection selon le critère AIC. Il semble que les facteurs environnementaux mesurés et calculés ont moins d'importance pour les populations de plantes en fleur observées.

Concernant le modèle pour la variable réponse « DivPlant » les prés de type graminée ont un effet négatif significatif ($\beta = -0,40$; $pvalue = 0,004$) et les prés de type semé ont un effet positif significatif ($\beta = 0,77$; $pvalue < 0,001$) par rapport aux prés de type tonte.

Enfin, dans le modèle pour la variable réponse « AbPlant », les prés de type graminée ont un effet négatif significatif ($\beta = -0,65$; $pvalue < 0,001$) et les prés de type semé ont un effet positif significatif ($\beta = 0,44$; $pvalue = 0,001$) par rapport aux prés de type tonte.

Les coefficients ajustés de Pearson des modèles sont tous inférieurs à 0.50, ce qui est assez faible pour expliquer les variations des variables réponses par les variables environnementales incluent dans les modèles.

B. Connectivité

1. Connectivité fonctionnelle - CMR

Lors des sessions de CMR parmi les 10 sites échantillonnés, 534 individus ont été capturés et marqués (« Effectifs_SR »), 185 recaptures (« R_Locale ») ont été réalisées dans le site initiale de la capture ce qui représente 34,6% des captures, 58 recaptures ont été faites dans des sites différents du site de capture d'origine (« R_Ext », mouvements observés) représentant 10,9% des captures. La chance de recapture totale est de 45,5 %. (Table 5).

Table 5 : Résumé des données des sites et des données obtenues après les expériences de CMR. La surface des sites (m²), leurs plus proche voisin (m) et le type de pré sont également indiqués.

Site	Type	Surface	Effectifs_SR	Site_proche	Nearest	R_Locale	R_ext
Serres 1	Semé	473	65	Serres 2	18	32	2
Serres 2	Semé	724	71	Serres 1	18	33	4
Carnoy	Fleuri	1285	71	Banc Fauche	10	33	2
Reaumur	Semé	900	72	Sciences	38	21	22
Creche	Fleuri	1590	104	Reaumur	46	31	2
Sciences	Fleuri	802	81	Reaumur	38	10	20
Abris Velo	Tonte	273	27	Banc Tonte	49	5	0
Banc Tonte	Tonte	442	17	Banc Fauche	3	16	2
Banc Fauche	Fleuri	120	18	Banc Tonte	3	0	2
StBarbe	Tonte	1902	8	Abris Velo	73	4	2

On remarque qu'en moyenne il y a 69 captures dans les prés de type fleuri, 69 dans les prés de type semé et 17 dans les prés de tonte. De la même manière, il y a en moyenne 19 recaptures locales dans les prés de type fleuri, 29 dans les prés type semé et 8 dans les prés de tonte. On observe en moyenne 7 mouvements partants des prés type fleuri, 7 des prés type semé, 1 des prés type tonte. Enfin, en moyenne, les prés de type fleuri sont plus grands que les prés de tonte eux-mêmes plus grands que les prés de type semé.

Lors des sessions de CMR, l'identification des espèces de bourdons est parfois difficile, le tableau suivant reprend les données pour les espèces ou genres dont l'identification est quasi-certaine (Table 6).

Table 6 : Résumés des données de CMR par espèces ou genre de bourdons identifiés. %R est le pourcentage de recapture par rapport aux captures, %M est le pourcentage de mouvement par rapport aux recaptures.

Espèce	Capture	Recapture	Mouvement	%R	%M
<i>Bombus terrestris/lucorum</i>	81	34	1	41,98	2,94
<i>Bombus pascuorum</i>	131	45	28	34,35	62,22
<i>Bombus lapidarius</i>	191	55	15	28,80	27,27
<i>Psithyrus</i> sp.	94	51	1	54,26	1,96

Ainsi, lors des CMR 497 individus identifiés ont été marqués dont 185 captures dans le site d'origine et 45 mouvements entre différents sites. L'espèce la plus capturée est *Bombus lapidarius*, la moins capturée étant *Bombus terrestris/lucorum*. L'espèce *Bombus lapidarius* est la plus recapturée, l'espèce *Bombus terrestris/lucorum* est la moins recapturée. L'espèce la plus mobile semble être *Bombus pascuorum*, les bourdons les moins mobiles semblent être les *Psithyrus* sp.

a) Description des mouvements

Les mouvements observés entre les sites de la CMR et le nombre de captures sont représentés dans la figure suivante (Figure 33 ; Table 7) :

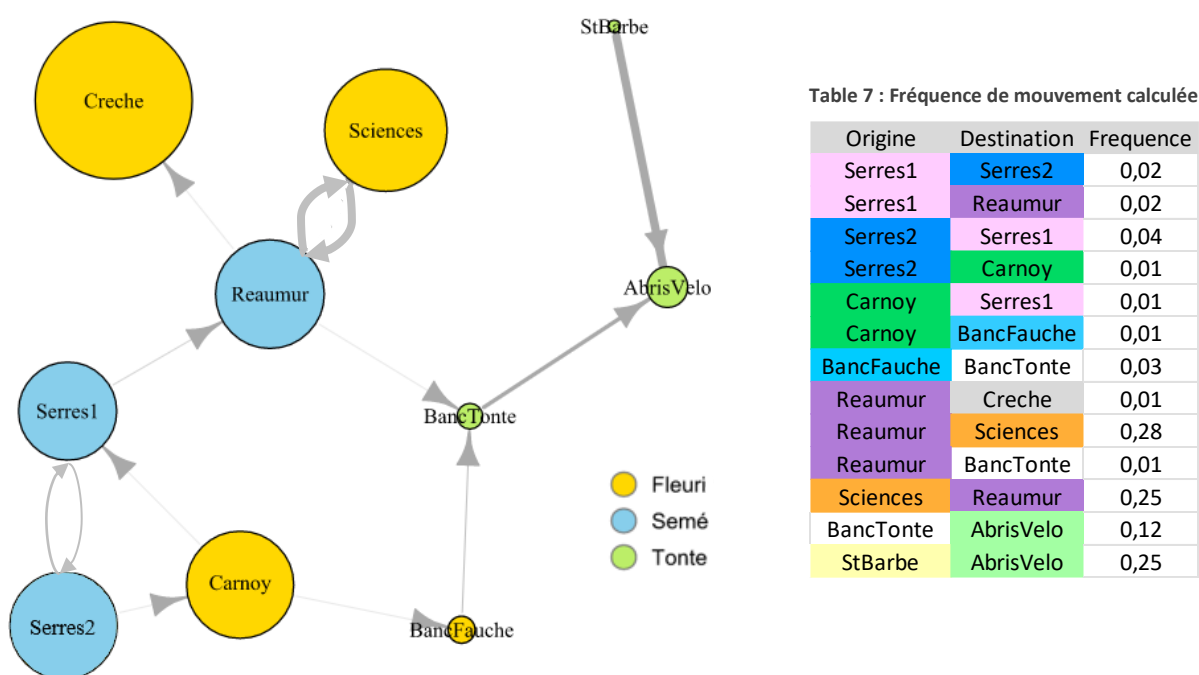


Figure 33 : Représentation du réseau de connectivité après CMR, les flèches représentent le sens de mouvement entre les sites, l'épaisseur de la ligne représente la fréquence de mouvement entre les sites, la couleur représente le type de pré, la taille du cercle représente le nombre de captures dans ce site.

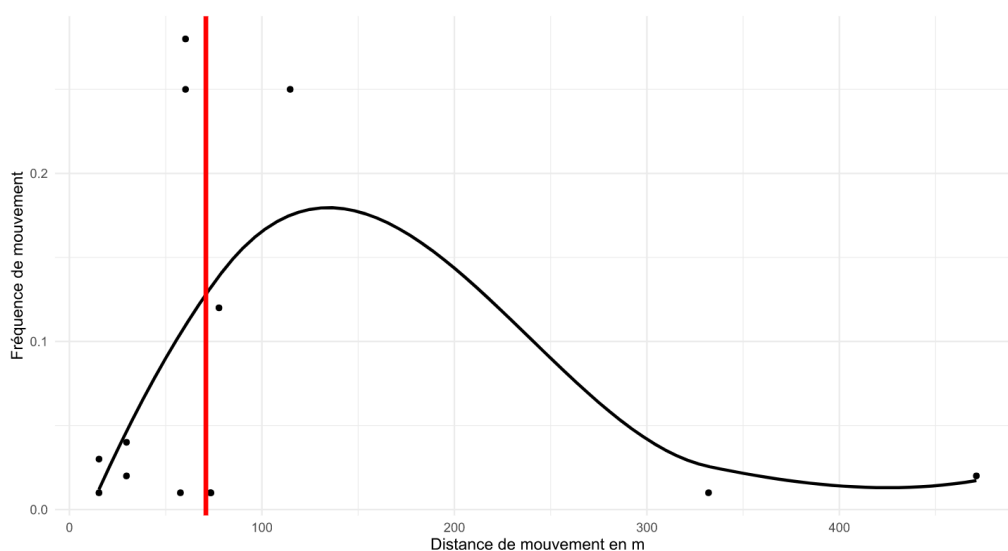
Les résultats de la CMR montre que tous les sites sont connectés directement ou indirectement entre eux ou au reste du réseau, ce qui est un bon signal en termes de connectivité. Le site ayant le plus de connections avec d'autres sites semble être le site « Reaumur » qui possède 5 connections pour 4 sites différents.

On observe certaines interconnexions entre des paires de sites comme entre les sites « Serres1 » et « Serres2 » et entre « Reaumur » et « Sciences ». Néanmoins il n'y a pas forcément de mouvements « aller-retour » pour tous les sites. En effet, certains sites semblent uniquement recevoir des individus comme le site « Creche » ou le site « AbrisVelo » alors que d'autres semblent uniquement « envoyer » des individus comme le site « StBarbe ». Les prés de type semé ont au moins 3 connections, les prés de type fleuri ont entre 1 et 3 connections alors que les prés de type tonte ont entre 1 et 3 connections avec d'autres sites.

Concernant les fréquences de déplacement entre les sites, les fréquences les plus élevées sont entre le site « Sciences » et le site « Reaumur », deux sites riches en diversité en plantes mais également en effectifs. On observe également une forte fréquence de déplacement entre les trois sites de tontes « BancTonte », « AbrisVelo » et « StBarbe », mais cela s'explique par le fait qu'il y a relativement beaucoup de déplacements observés par rapport aux effectifs des sites.

Une représentation selon les coordonnées des sites du réseau de connectivité de CMR peut être retrouvée dans les annexes (Annexe 5).

Pour représenter plus en détails la fréquence de mouvement des individus, il est possible de visualiser comment celle-ci varie avec la distance entre les sites (Figure 34).



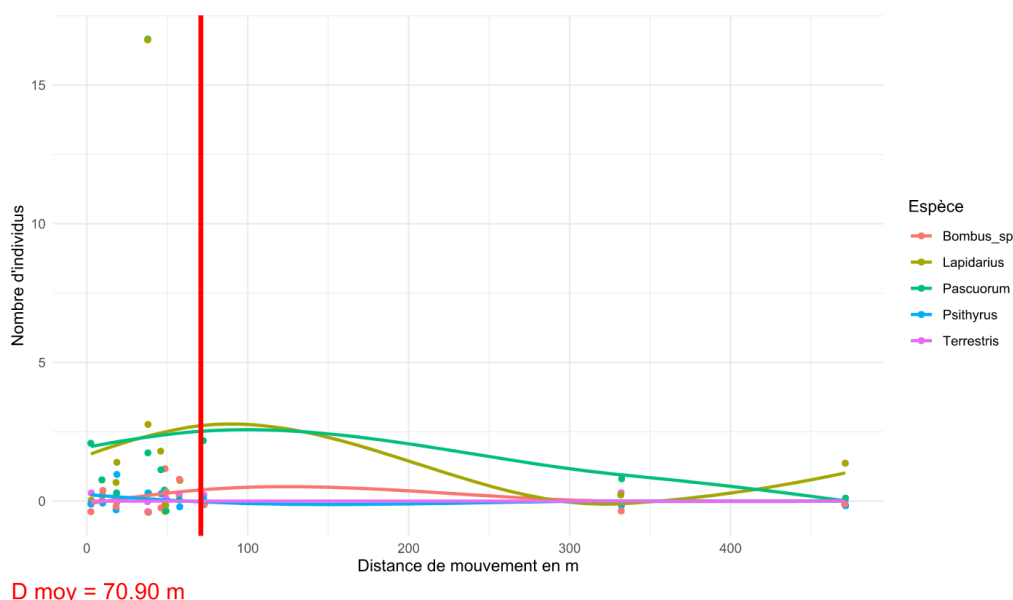
D moy = 70.90 m

Figure 34 : Fréquence de mouvement en fonction de la distance du mouvement toutes espèces confondues.

Tout d'abord, on observe une grande variation dans la distance de mouvement, la distance la plus courte est de 15,34m entre le site « Carnoy » et le site « BancFauche » et la distance moyenne de mouvement est de 70,90m.

Un des résultats les plus réjouissant est de voir qu'un déplacement s'est réalisé entre le site « Serres1 » et le site « Reaumur » distant de 471,2 m à vol d'oiseau, celui-ci a été réalisé par un individu *Bombus lapidarius*, bien que peu surprenant au vu de leurs capacités de déplacement. On voit principalement que les mouvements sont plus fréquents lorsque la distance entre les sites est plus faible suggérant une importance de la proximité des sites pour la connectivité entre les sites de la zone d'étude. Il est néanmoins important de se rappeler qu'il existe plusieurs types de mouvements chez les bourdons, or cette courbe ne différencie pas les différents types de mouvements ou de comportements pouvant être de la recherche de nourriture ou encore de l'exploration. De plus les distances entre les sites sont les distances euclidiennes pour les mouvements observés, il est donc possible que les distances réalisées soient plus importantes.

Il est également possible de regarder le profil de déplacement des différentes espèces ou genre de bourdons (Figure 35).



On observe également que les *Bombus lapidarius* se déplacent à plus grande échelle que les autres espèces ou genre. Enfin, les individus *Psithyrus* sp., *Bombus terrestris/lucorum* et autres bourdons (*Bombus* sp.) ne semblent pas effectuer beaucoup de déplacement ni à de grandes distances, cela est en accord avec leur taux de recapture locale plus élevé.

b) Analyse structurelle du réseau

Une courte analyse structurelle du réseau de connectivité permet de mettre en avant ses caractéristiques.

La densité du réseau, c'est-à-dire le nombre de connections réalisées divisé par le nombre de connections possibles est uniquement de 14,4% relevant un éventuel manque de redondance et de réciprocité dans les liens entre les différents sites.

Si on regarde les connections dans le réseau, il est possible de séparer les nœuds par densité de connexions entre les sites, on distingue donc des modules structurels peu connectés entre eux (Figure 36). Il semble y avoir 3 modules structuraux dans le réseau. Ces modules mettent en avant des populations différentes dans le réseau qui semblent être moins dépendantes les uns des autres en termes de

déplacement. Cela peut aussi mettre en avant la fragilité de connexion entre les différentes populations ou modules. En suivant la direction des mouvements entre les sites et entre les modules, il semble y avoir une tendance globale du mouvement des individus du module 1 vers le module 2 menant in fine au module 3, cela sans retour dans l'autre sens. Le groupe 2 reçoit le plus de connexions des autres modules et semble faire passerelle d'échange au sein du réseau, alors que le module 3 semble être un « cul de sac » structurel dans le réseau.

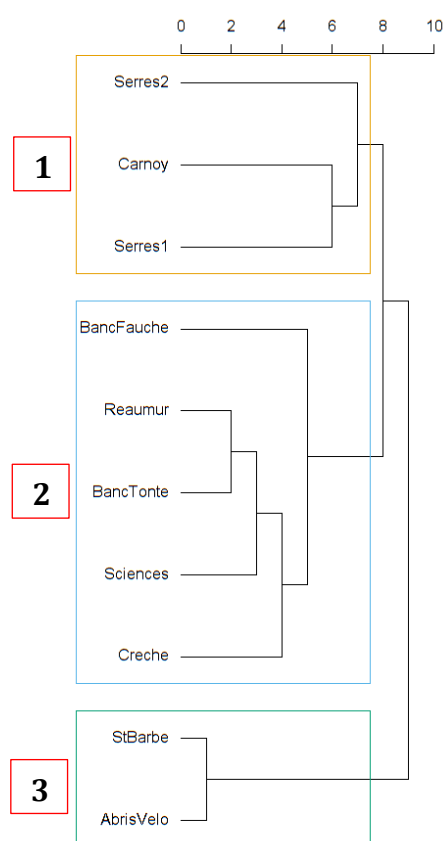


Figure 36 : Modularité du réseau de CMR. Des numéros sont attribués aux modules.

2. Estimation de la connectivité

a) Calcul des corridors

La carte résultante des calculs des Leas Cost Corridors (via « Cost Connectivity ») montre que l'ensemble des sites sont connectés par des corridors (Figure 37).

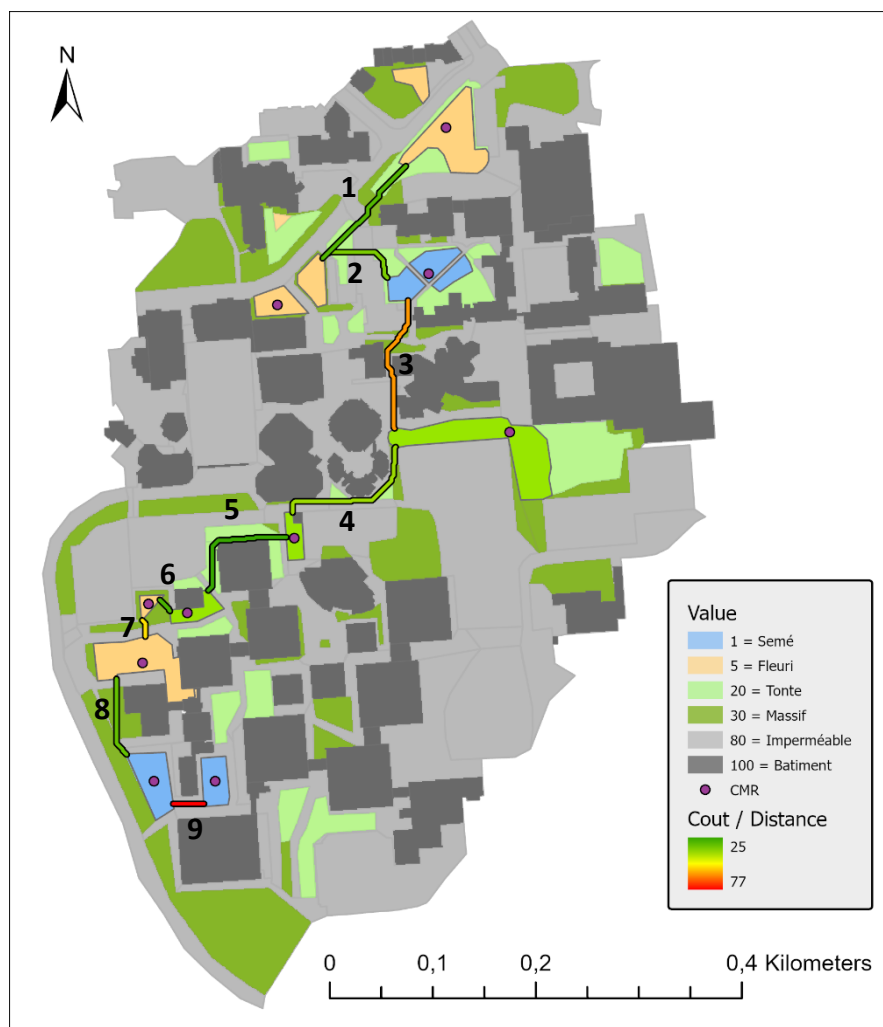


Figure 37 : Carte de la zone d'étude de la connectivité par CMR. Les passages les moins coûteux entre les sites sont représentés par des lignes. Le coût associé à chaque corridor est standardisé par la distance du corridor. Un numéro est associé à chaque corridor calculé.

Étant donné que le coût de déplacement le long d'un corridor dépend de la longueur, la standardisation du coût par la longueur permet d'ajouter un poids aux corridors.

On observe que le coût relatif à la distance est fort lorsque la distance est longue comme pour le corridor n°3 entre le site « StBarbe » et le site « Réaumur », mais aussi entre des sites proches comme « Serres1 » et « Serres2 » pour lesquels la matrice traversée n'est faite que de surfaces imperméables.

Concernant les autres corridors, le coût relatif à la distance est plutôt faible car ils traversent des surfaces de faible friction pour relier les sites.

Les sites « Creche », « Reaumur » et « Sciences » riches en termes de densité d'unités florales et de richesse spécifique de plantes en fleur semblent être connectés par des corridors de faible coût relatif à leurs longueurs, ce qui pourrait faciliter le mouvement des individus entre ces sites. Du point de vue des distances de corridors, le site « StBarbe » est le plus isolé des autres sites, d'autant plus qu'il fait le lien avec d'autres sites riches en plantes « Reaumur », « Sciences » et « Creche ». Les corridors partant de ce site ont les coûts et les distances les plus longues (Figure 38), mettant en avant un point le plus fragile dans le réseau. En plus de son isolation, le pré « StBarbe » est un pré de tonte, offrant peu de ressources aux pollinisateurs, c'est d'ailleurs dans ce site que l'effectifs est le plus faible, ce site est donc peu attractif.

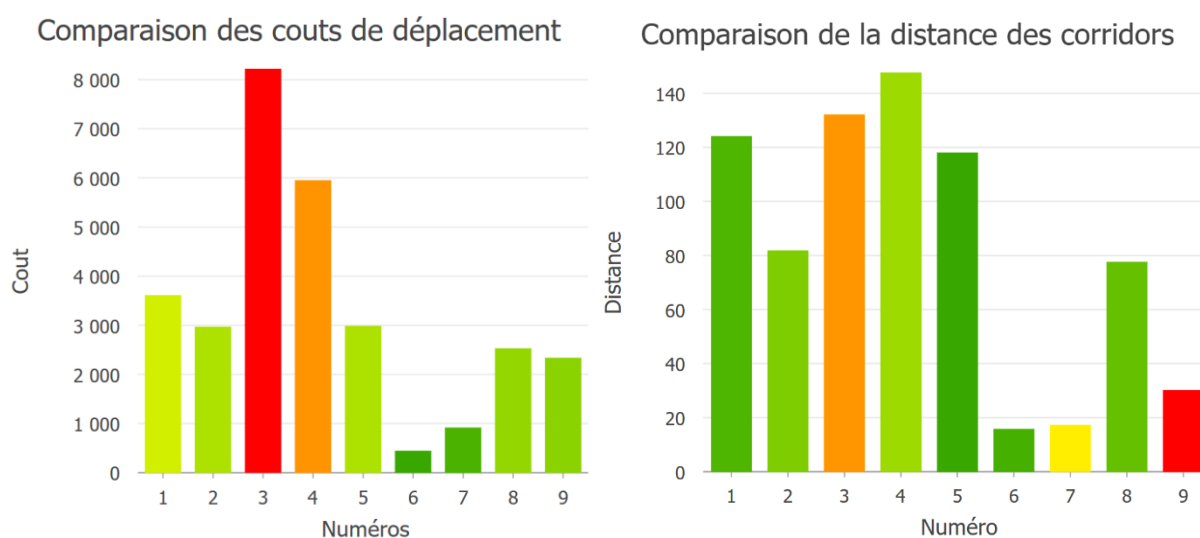


Figure 38 : Comparaison des couts de déplacements entre les corridors, la couleur varie de vert à rouge selon un gradient de cout croissant (à gauche) et comparaison de la distance des corridors, la couleur est associée au cout relatif à la distance de chaque corridor (à droite). Les numéros correspondent aux corridors de la figure 37.

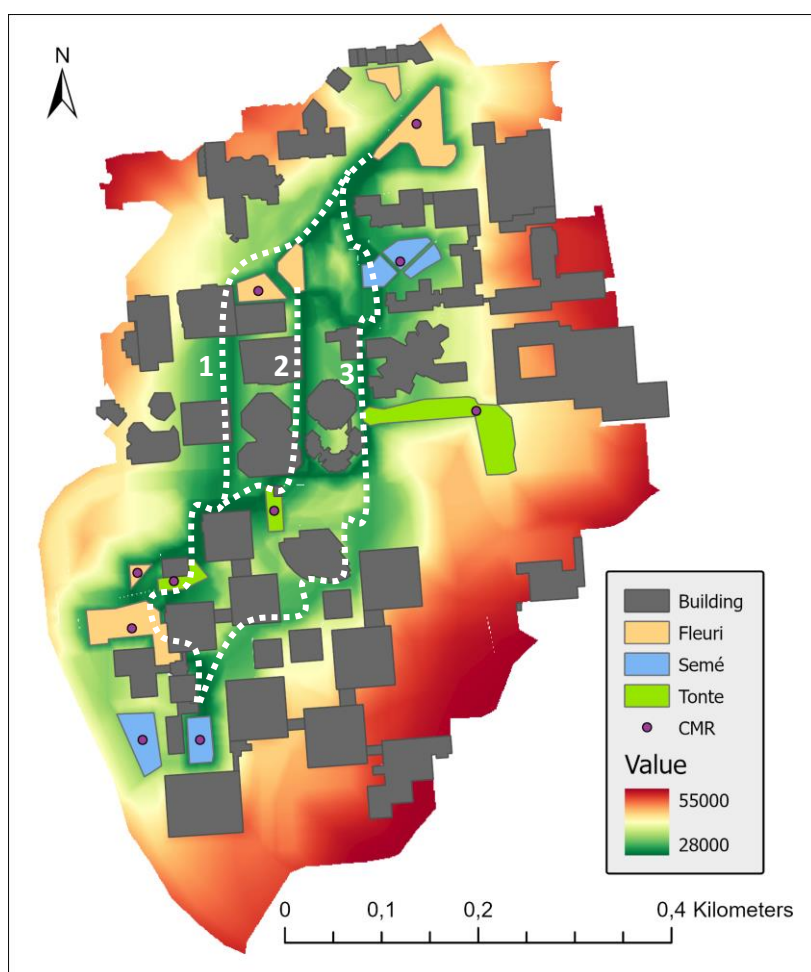
La distance moyenne d'un corridor est de 82,53 m, ce qui est relativement proche de la distance moyenne effectuée par les bourdons (70,90 m) lors de la CMR.

En comparant les fréquences de mouvements calculées après la CMR entre les sites avec la distance et le coût des corridors on observe quelques similitudes.

En effet, la fréquence élevée de mouvement entre les sites « Reaumur » et « Sciences » pourrait être justifiée par leur proximité et leurs richesses en ressources mais également par l'absence de forte résistance entre ces deux sites.

De la même manière, malgré une distance plus longue entre les sites « BancTonte » et « AbrisVelo » ou encore du site « StBarbe » vers le site « AbrisVelo », la présence de parcelles de tontes et de massifs végétaux de faible résistance semble être en accord avec la fréquence de déplacement observée lors de la CMR, mettant en avant l'éventuelle importance de ces éléments lors du déplacement des individus, mais également leur importance dans la connectivité globale entre les différents sites.

La carte de corridors de cout (Figure 39) montre quant à elle l'accumulation de cout de déplacement entre le site « Creche » et le site « Serres1 ». Cette carte permet d'identifier d'autres voies de passages possibles entre ces différents sites.



Les voies de passage les moins coûteuses (pointillés blancs) semblent en accord avec les corridors précédemment calculés. Des voies alternatives semblent alors exister pour relier différents sites, notamment entre les bâtiments, ou encore sans forcément passer par tous les sites étudiés pour la connectivité. Ces résultats permettent de mettre en perspective la connectivité réelle et la connectivité estimée, notamment en posant l'éventualité que les sites ne sont pas tous utilisés lors du déplacement des individus.

VII. Discussion

A. Populations de plantes en fleurs et de pollinisateurs

Les résultats des inventaires de plantes en fleur et des pollinisateurs montrent principalement un effet significatif du type de pré, comme cela était attendu. En effet en termes de richesse spécifique ou d'abondance, les prés type fleuri et semé sont en général plus riches en plantes en fleurs mais aussi en pollinisateurs comparé aux prés de tonte et de graminée. Néanmoins, en termes de densité d'unités florales, les prés type tonte semblent tout être au même niveau que les prés type semé, mais la richesse spécifique en plantes ou pollinisateurs y est toujours plus faible. Les prés type tonte sont principalement fréquentés par des abeilles domestiques (*Apis mellifera*) capables de récolter le nectar des plantes les plus abondantes dans ce type de prés (souvent *Trifolium repens*). Les différents types de pré semblent donc être favorisés par certains types de pollinisateurs, comme les pollinisateurs parasites, les petites abeilles sauvages ou les pollinisateurs nichant dans le sol qui sont relativement plus abondants que les autres catégories de pollinisateurs dans les prés type fleuri ou semé. Néanmoins, au global la réponse des pollinisateurs suit la densité d'unités florales et la richesse spécifique de plantes en fleur des prés. L'abondance en pollinisateur semble être affectée significativement par la densité d'unités florales, alors que la richesse spécifique de pollinisateurs est plus affectée par la richesse spécifique de plantes en fleur.

Il est également important de rappeler qu'on observe une composition différente d'espèces entre le début et la fin de l'été et ce pour les plantes ou les pollinisateurs. Sur le terrain, nous avons observé des espèces différentes de syrphes et de bourdons, bien qu'en termes de richesse spécifique ou d'abondance globale on n'observe pas de différence. Il y a par exemple beaucoup de syrphes *Episyrphus balteatus* lors de la campagne 1 qui se font rares lors de la seconde campagne, ou à l'inverse les *Bombus lapidarius* étaient plus abondants lors de la seconde campagne par rapport à la première.

Les résultats des inventaires de plantes et de pollinisateurs montrent en général un effet de négatif de l'avancé dans la saison, principalement sur la densité d'unités florales et la richesse spécifique de pollinisateurs, bien que pas toujours significatif statistiquement en fonction du type de pré.

Les inventaires sont réalisés lors d'une période chaude et exceptionnellement sèche (Annexe 6), ainsi, la baisse de richesse spécifique et d'abondance peut être liée aux températures croissantes ou le manque d'eau pouvant perturber la production de ressources pour les pollinisateurs comme le nectar (McCombs et *al.*, 2022), même si aucun effet significatif négatif de la température sur l'abondance de pollinisateurs a été trouvé. D'autre part, la fauche en fin de saison (mi-juillet à mi-août) de certains prés de type semé, graminée et fleuri par le service GPEX pourrait aussi expliquer en partie la baisse globale de richesse spécifique et d'abondance.

Les différentes espèces de pollinisateurs mais aussi de plantes en fleurs ont des périodes d'activités différentes ainsi certaines espèces n'ont peut-être pas été observées avant les inventaires (au printemps) mais aussi entre les campagnes. Dans les inventaires, seules les plantes en fleur ont été prises en compte comme ressources pour les pollinisateurs, mais certaines plantes hôtes sans fleurs pourraient expliquer la présence de pollinisateurs, il serait donc plus juste de les prendre en compte.

De plus la méthode de quadrat n'est pas la plus représentative de la communauté plantes-pollinisateurs, car le choix de son emplacement influence grandement les observations qui y sont faites.

Enfin, il est important de noter que la méthode d'observation des pollinisateurs favorise probablement l'identification des plus de grandes espèces par rapport aux petites espèces (Annexe 3), mais il est difficile de déterminer si les observations sont fortement impactées par ce biais ou si les observations représentent réellement la communauté des pollinisateurs. Il serait intéressant de réaliser des échantillonnages complémentaires à l'aide de pièges colorés afin de mieux apprécier la richesse spécifique des abeilles sauvages et des diptères pollinisateurs, puisque ceux-ci peuvent être attirés par ce type de piège (Thompson et *al.*, 2021).

B. Influence du paysage urbain

L'importance des éléments spatiaux semble différente entre les plantes et les pollinisateurs, mais également parmi les pollinisateurs.

En effet, on n'observe jamais d'effets significatifs des éléments spatiaux sur les plantes, néanmoins même si les effets ne se font pas sur la diversité ou l'abondance, ces derniers peuvent porter sur la croissance des plantes via l'ombrage (Chen et *al.*, 2022), mais aucune mesure de la croissance n'a été réalisée et tous les quadrats étaient posés au soleil. Leur présence peut donc être principalement expliquée par leur capacité de dispersion, la nature du sol ou les semis par l'homme.

Parmi les éléments spatiaux ayant des effets sur les pollinisateurs, l'effet négatif des surfaces imperméables dans un rayon de 100m autour des sites sur la diversité et l'abondance en pollinisateurs est confirmée par la littérature. En effet les surfaces imperméables sont inutilisables comme habitat pour les abeilles sauvages nichant dans les sols (Geslin et *al.*, 2016) et représentent des « déserts » de ressources pour les pollinisateurs et peuvent accroître l'isolement entre les habitats. De plus, la proportion de ces surfaces artificielles sont corrélées avec l'accroissement des températures en milieu urbain (Yang et *al.*, 2021) et pourrait avoir un effet sur l'activité des pollinisateurs.

L'analyse multivariée montre une association positive de l'abondance des bourdons, des petites abeilles sauvages et les pollinisateurs nichant dans des cavités avec la quantité (en m²) de bâtiments dans un rayon de 100m. Cela peut être expliqué en partie par le fait que certains bâtiments peuvent offrir des lieux de nichage artificiels (cavités) pour ces pollinisateurs (Banaszak-Cibicka et *al.*, 2016).

Contrairement aux attentes, on n'observe pas autant d'effets concernant les éléments spatiaux sur les pollinisateurs. Il est possible que les ressources présentes parmi l'ensemble des sites soient suffisantes pour les pollinisateurs ou bien qu'ils soient adaptés à ce paysage urbain. Mesurer ou calculer d'autres métriques sur le paysage pourrait donner d'autres résultats.

L'échelle de l'étude spatiale du paysage autour des sites peut également influencer les effets observés sur les variables réponses.

Étudier le contexte spatial en termes de ressources florales pour les pollinisateurs autour d'un site au-delà de 100m, en comprenant les jardins des particuliers, pourrait amener des éléments plus probants pour comprendre la réponse des pollinisateurs car celui-ci impact indirectement les pollinisateurs présents dans les sites d'observations (Matteson et Minor, 2013).

C. Connectivité

1. Comparaison avec les mouvements de terrain

L'objectif principal de l'étude de la connectivité était de comparer la connectivité réelle à la connectivité estimée. Le modèle utilisé (LCC) ne renseigne pas sur la direction des mouvements, ni la quantité ou l'utilisation fonctionnelle des corridors mais sur le cout de déplacement et les passages possibles à travers une matrice de friction. Malgré cela, on retrouve quelques points communs entre le modèle et les mouvements effectifs observés lors de la CMR. Par exemple lors de la CMR une plus grande fréquence de déplacement et un plus grand nombre de liens sont observés entre les sites de type semé et fleuri. Le modèle LCC montre de nombreux corridors de faible cout entre ces différents sites, notamment entre les trois sites les plus au Nord « Creche », « Reaumur » et « Sciences », mais aussi entre les sites les plus au sud « Carnoy », « Serres1 » et « Serres2 » malgré un plus fort cout de déplacement entre les sites « Serres », cela correspond avec le plus grand nombre d'individus retrouvés dans ces sites. On observe également que le site « StBarbe » par sa position plus isolée est lié aux autres sites par des corridors plus longs et plus couteux, cela pourrait correspondre avec le peu d'individus observés dans ce site mais aussi avec le faible nombre de recaptures de couleurs différentes et la forte fréquence de déplacement de ce site vers les autres, laissant penser que ce site n'est qu'une voie de passage pour les individus. Enfin pour les sites « AbrisVelo », « BancTonte » et « Reaumur », leur position plus centrale dans le réseau et les nombreux corridors les traversant dans le modèle est cohérent avec le fait que ces sites ont plus de connections observées lors de la CMR avec les autres sites.

Néanmoins, ces correspondances semblent s'expliquer en grande partie par la relation coût-distance lors des déplacements entre les différents sites.

On observe par-dessus tout une logique d'abondance et de distribution des pollinisateurs entre les sites suivant les ressources florales présentes dans les sites, cela se confirme par les effectifs et le nombre de recapture plus élevée au sein de ces sites plus riches. En effet, les inventaires réalisés dans certains de ces sites peuvent expliquer en partie les effectifs retrouvés en lien avec les ressources et la diversité florale du site en question. Ainsi les ressources florales expliquent mieux la distribution des bourdons que la structure du paysage et jouent un rôle prédominant dans la fréquentation des sites mêmes les plus isolés (Hülsmann et *al.*, 2015).

Puisque les valeurs de friction dans les sites sont attribuées arbitrairement selon le type de végétation, il serait incertain de généraliser le LCC à plus grande échelle pour estimer la connectivité, si on ne connaît pas avec plus de précision les ressources présentes et utilisées dans chaque site. La comparaison des résultats avec un modèle de friction nulle (Annexe 9) montre que les valeurs de résistance attribuées aux différentes catégories du sol permettent de préciser les passages possibles entre les sites dans la zone étudiée (Figure 34). On retrouve de très fortes similitudes des corridors calculés (Figure 32) avec la matrice nulle, ce qui nous indique que les valeurs attribuées ne semblent pas impacter fortement les résultats.

2. Types de mouvement observés

Les mouvements observés dans ce milieu fragmenté ne semblent pas être des mouvements de types dispersion, surtout vu l'échelle de l'étude, mais plutôt des mouvements de recherche de nourriture. Il est fort possible que les mouvements observés se font selon un pattern de « central foraging » selon lequel les bourdons recherchent et récoltent de la nourriture dans un rayon circulaire autour de la colonie. Cette stratégie de recherche de nourriture est plus optimale car elle réduit la distance parcourue. La distance moyenne de 70,90 m et l'étendu de 3m à 472m des mouvements observés entre les sites lors de la CMR correspond à ce type de mouvement (Osborne et *al.*, 1999). L'emplacement de la colonie est donc très stratégique, il a été observé sur le terrain que certains individus de l'espèce *Bombus terrestris* nichaient derrière des briques de bâtiments qui ne sont pas directement entourés d'espaces verts mais qui se trouvent à mi-chemin des plusieurs prés (Annexe 7).

3. Structure du réseau

La redondance des liens entre les sites du réseau est parfois faible. En cas de perturbation dans le réseau, le lien parfois unique entre les sites pourrait disparaître, surtout entre les sites éloignés ou les sites pour lesquels le corridor qui les joint est coûteux. Néanmoins, il semble que les sites de petite taille, offrant peu de ressources peuvent être utilisés comme des « stepping stones » vers d'autres sites plus riches en termes de ressources (Herrera *et al.*, 2017 ; Dearborn et Kark, 2010). Cet aspect est confirmé par la fréquence élevée de mouvements entre les sites de tontes et les autres sites, mais aussi en partie par les faibles effectifs de ces sites bien qu'ils offrent moins de ressources.

4. Améliorations et biais du modèle

Une voie d'amélioration du modèle de l'étude de la connectivité dans le paysage peut être d'attribuer une pondération aux corridors identifiés via la probabilité de déplacement (Parks *et al.*, 2013).

Certains individus capables de voler au-dessus des bâtiments bas ont été observés, la hauteur des bâtiments pourrait donc être une variable importante pour comprendre les barrières du milieu urbain. En effet, lors de la capture et le marquage de bourdons, certains d'entre eux adoptaient un comportement de fuite en volant haut en direction du soleil. J'estime la hauteur de vol lors de la fuite de 5 à 15 m ce qui est suffisant pour passer au-dessus de certains bâtiments. Néanmoins la hauteur de vol lors du foraging des bourdons semble être de 15 à 100 cm au-dessus du sol, mais ces derniers sont capables de comprendre et d'utiliser des repères linéaires pour se déplacer (Brebner *et al.*, 2021) et également d'optimiser leurs parcours de foraging et de recherche de nouveaux sites après apprentissage (Kembro *et al.*, 2019). Il n'est donc pas inimaginable de penser que les bourdons sont capables de voler par-dessus certains bâtiments de hauteur faible et donc que ces bâtiments ne constituent pas une barrière (du moins physique) pour le foraging. Cette assomption pourrait confirmer certains déplacements observés qui semblent passer au-dessus de bâtiments, comme entre le site « Serres1 » et « Carnoy » ou encore entre « Reaumur » et « Creche » séparés par des bâtiments pas très hauts.

Il serait donc judicieux de mesurer la hauteur des bâtiments et de l'intégrer dans le modèle par des valeurs de frictions différentes.

Également, le long des voies de déplacement estimées et réelles on retrouve des tilleuls (*Tilia sp*) qui impactent le déplacement des individus dans le paysage. En effet, ces arbres fleurissent tardivement et offrent donc des ressources abondantes et alternatives en fin de saison, cela génère de la compétition entre les abeilles (Koch et Stevenson, 2017). Il a été observé post expérimentation que beaucoup de bourdons restaient autour des tilleuls et y mourraient. Ce serait donc une bonne chose d'intégrer les différents types d'arbres dans le modèle et de quantifier leurs pouvoir d'attraction. De plus, certaines surfaces comptées comme 100% imperméables peuvent contenir des arbres ou des petits massifs végétaux, il serait utile d'investiguer l'utilisation réelle de ces massifs par les bourdons en zones imperméables afin d'ajuster la valeur de résistance de celles-ci.

Également, il serait judicieux d'intégrer plus de variables environnementales comme la température et l'humidité ambiante qui affectent l'activité des abeilles (Abou-Shaara et al., 2017) ou encore le vent, la capacité de déplacement et la distance de perception des espèces étudiées.

Il serait donc plus judicieux de baser le choix des valeurs de résistance en réalisant des modèles statistiques qui prédisent le mieux la présence des espèces dans les sites en fonction de différentes combinaisons de valeurs de résistances testées et de variables environnementales.

Une des limitations majeures dans l'établissement du modèle est son approche multi spécifique qui brouille les effets et la réalité biologique et écologique de chaque espèce, mais aussi les données utilisées de faible qualité.

Des expériences futures sur le sujet pourraient donc se focaliser sur les abeilles solitaires ayant une plus faible capacité de déplacement ou alors pourraient élargir la zone d'étude des mouvements des bourdons.

5. Biais de l'analyse spatiale

De nombreux biais de l'étude sont intrinsèques aux études du paysage.

Le « boundary effect » ou effet de « frontières » (Getis, 2005) est un problème qui se crée lors d'analyses spatiales et peut affecter les observations car les limites de la zone d'étude sont choisies et définies de manière discrète au sein de laquelle on choisit les sites d'étude plutôt pour des raisons pratiques et pas pour des raisons écologiques alors qu'un paysage est un système ouvert et continue.

Un autre biais important peut être l'échelle de l'étude des effets (100 m), néanmoins il serait intéressant de voir comment les effets observés changent avec une échelle d'étude plus large. De nombreux exemples dans la littérature montrent que les effets observés peuvent changer selon l'échelle utilisée pour les étudier, d'autant plus en étudiant des organismes vivants qui utilisent l'espace à des échelles différentes (Wiens, 1989).

Le choix des 100m n'est pas basé sur les organismes mais le but était de faire des analyses spatiales pour étudier les grandes tendances comme la richesse spécifique et l'abondance de plantes et de pollinisateurs. Les résultats seraient certainement différents en fonction des espèces et de leur écologie.

VIII. Conclusion

L'étude conduite sur les prés de la ville de LLN apporte des éléments de compréhension au sujet de la communauté de plantes et de pollinisateurs ainsi que leurs interactions à l'échelle du paysage. Il manque naturellement beaucoup d'éléments de réponse pour comprendre l'écosystème que représente LLN.

Le type de végétation présente dans les prés comme facteur principal devrait être pris en compte dans la gestion des prés de LLN par l'UCLouvain ou par le service de la commune. En effet les prés de type fleuri ou semé apportent un bénéfice certain en termes de biodiversité. Les prés de type tonte et graminée offrent d'autres ressources, on y retrouve d'autres pollinisateurs. Les prés type tonte sont quant à eux plus abondants que les autres et offrent une forte abondance en ressources bien que peu diverses. Il est donc important de conserver une combinaison de ces différents types de pré dans le paysage, d'autant plus qu'on observe des mouvements multiples entre ces différents sites.

Si les composantes spatiales d'un site ne sont effectivement pas très importantes pour les populations de plantes, ce n'est pas le cas pour l'ensemble des pollinisateurs. L'emplacement d'un site a donc un impact et celui-ci doit d'être réfléchi dans le cas d'un plan de gestion de la diversité, en évitant principalement les surfaces imperméables. Les bâtiments quant à eux ne semblent pas avoir d'effets négatifs, ils sont parfois utilisés comme lieu de nichage pour certains pollinisateurs comme les abeilles sauvages ou encore les bourdons (observation de terrain). Néanmoins il est important de ne pas conclure en faveur de la présence de bâtiments en milieu urbain puisque ces derniers sont utilisés en dépit d'autres lieux de nichage et occupent de la surface du sol anciennement naturelle.

Afin d'améliorer ou conserver la diversité au sein de LLN, des efforts sont à fournir surtout en termes de gestion des prés. En effet, la fréquence de tonte en été est trop forte menant à un retrait important de ressources et favorise la sécheresse de ces prés qui sont ensuite évités par les pollinisateurs. On peut considérer diminuer le nombre de pré de tontes accueillant majoritairement des espèces domestiques au profit de pré type fleuri ou semé accueillant d'avantage d'espèces sauvages. Ainsi, étudier l'effet sur les pollinisateurs et sur la connectivité de l'ajout de sites au sein du réseau serait intéressant.

IX. Références

A. Sites internet

observations.be. Consulté de mai à octobre 2022.

meteoblue.com. Consulté le 20 décembre 2022.

« olln-faits-et-chiffres-2019-fr.pdf ». Consulté le 23 mai 2022. <https://www.tourisme-olln.be/preparez-vous/bons-plans/brochures-et-plans/brochures-docs-et-visuels/olln-faits-et-chiffres-2019-fr.pdf>.

Projet SEBIOREF. « Connaître la biodiversité utile à l'agriculture pour raisonner ses pratiques Fiche 5 : Syrphes ». 1-4 p., 2017. <https://doi.org/10.15454/1.5232663886421606E12>.

B. Littérature scientifique

- Abou-Shaara, H. F., A. A. Owayss, Y. Y. Ibrahim, et N. K. Basuny. « A Review of Impacts of Temperature and Relative Humidity on Various Activities of Honey Bees ». *Insectes Sociaux* 64, n° 4 (novembre 2017): 455-63. <https://doi.org/10.1007/s00040-017-0573-8>.
- Adriaensen, F., J.P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck, et E. Matthysen. « The Application of 'Least-Cost' Modelling as a Functional Landscape Model ». *Landscape and Urban Planning* 64, n° 4 (août 2003): 233-47. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6).
- Albrecht, Matthias, Bernhard Schmid, Yann Hautier, et Christine B. Müller. « Diverse Pollinator Communities Enhance Plant Reproductive Success ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279, n° 1748 (7 décembre 2012): 4845-52. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1621>.
- Andrieu, Emilie, Antoine Dornier, Soraya Rouifed, Bertrand Schatz, et Pierre-Olivier Cheptou. « The Town Crepis and the Country Crepis: How Does Fragmentation Affect a Plant-Pollinator Interaction? » *Acta Oecologica* 35, n° 1 (janvier 2009): 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.07.002>.
- Badeck, Franz-W., Alberte Bondeau, Kristin Böttcher, Daniel Doktor, Wolfgang Lucht, Jörg Schaber, et Stephen Sitch. « Responses of Spring Phenology to Climate Change ». *New Phytologist* 162, n° 2 (mai 2004): 295-309. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01059.x>.
- Balmford, Andrew, Leon Bennun, Ben ten Brink, David Cooper, Isabelle M. Côté, Peter Crane, Andrew Dobson, et al. « The Convention on Biological Diversity's 2010 Target ». *Science* 307, n° 5707 (14 janvier 2005): 212-13. <https://doi.org/10.1126/science.1106281>.
- Banaszak-Cibicka, Weronika, et Michał Żmihorski. « Wild Bees along an Urban Gradient: Winners and Losers ». *Journal of Insect Conservation* 16, n° 3 (juin 2012): 331-43. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9419-2>.
- Banaszak-Cibicka, Weronika, Lucyna Twerd, Monika Fliszkiewicz, Karol Giejdasz, et Aleksandra Langowska. « City Parks vs. Natural Areas - Is it Possible to Preserve a Natural Level of Bee Richness and Abundance in a city park? » *Urban Ecosystems* 21, n° 4 (1 août 2018): 599-613. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0756-8>.
- Bartomeus, Ignasi, Montserrat Vilà, et Luís Santamaría. « Contrasting Effects of Invasive Plants in Plant-pollinator Networks ». *Oecologia* 155, n° 4 (avril 2008): 761-70. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0946-1>.

- Bellard, Céline, Cleo Bertelsmeier, Paul Leadley, Wilfried Thuiller, et Franck Courchamp. « Impacts of Climate Change on the Future of Biodiversity: Biodiversity and Climate Change ». *Ecology Letters* 15, n° 4 (avril 2012): 365-77. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>.
- Bennett, Ashley B., et Sarah Lovell. « Landscape and Local Site Variables Differentially Influence Pollinators and Pollination Services in Urban Agricultural Sites ». Édité par RunGuo Zang. *PLOS ONE* 14, n° 2 (13 février 2019): e0212034. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212034>.
- Bhattacharya, Madhumita, Richard B Primack, et Joel Gerwein. « Are Roads and Railroads Barriers to Bumblebee Movement in a Temperate Suburban Conservation Area? » *Biological Conservation* 109, n° 1 (janvier 2003): 37-45. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00130-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00130-1).
- Blaauw, Brett R., et Rufus Isaacs. « Larger Patches of Diverse Floral Resources Increase Insect Pollinator Density, Diversity, and Their Pollination of Native Wildflowers ». *Basic and Applied Ecology* 15, n° 8 (décembre 2014): 701-11. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.10.001>.
- Black, Scott Hoffman, Matthew Shepherd, et Mace Vaughan. « Rangeland Management for Pollinators ». *Rangelands* 33, n° 3 (juin 2011): 9-13. <https://doi.org/10.2111/1551-501X-33.3.9>.
- Blacqui re, Tjeerd, Guy Smagghe, Cornelis A. M. van Gestel, et Veerle Mommaerts. « Neonicotinoids in Bees: A Review on Concentrations, Side-effects, and Risk Assessment ». *Ecotoxicology* 21, n° 4 (mai 2012): 973-92. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0863-x>.
- Bonte, Dries, Hans Van Dyck, James M. Bullock, Aur lie Coulon, Maria Delgado, Melanie Gibbs, Valerie Lehouck, et al. « Costs of Dispersal ». *Biological Reviews* 87, n° 2 (mai 2012): 290-312. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00201.x>.
- Borden, Jesse B, et S Luke Flory. « Urban Evolution of Invasive Species ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 19, n° 3 (avril 2021): 184-91. <https://doi.org/10.1002/fee.2295>.
- Brebner, Joanna S., James C. Makinson, Olivia K. Bates, Natacha Rossi, Ka S. Lim, Thibault Dubois, Tamara G mez-Moracho, Mathieu Lihoreau, Lars Chittka, et Joseph L. Woodgate. « Bumble Bees Strategically Use Ground Level Linear Features in Navigation ». *Animal Behaviour* 179 (septembre 2021): 147-60. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2021.07.003>.
- Brown, Beverly J., Randall J. Mitchell, et Shirley A. Graham. « Competition for Pollination Between an Invasive Species (Purple loosestrife) and a Native Congener ». *Ecology* 83, n° 8 (ao t 2002): 2328-36. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2328:CFPBAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2328:CFPBAI]2.0.CO;2).
- Cant, E.T, A.D Smith, D.R Reynolds, et J.L Osborne. « Tracking Butterfly Flight Paths across the Landscape with Harmonic Radar ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272, n° 1565 (22 avril 2005): 785-90. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.3002>.
- Carlson, Toby N, et S Traci Arthur. « The Impact of Land Use — Land Cover Changes Due to Urbanization on Surface Microclimate and Hydrology: A Satellite Perspective ». *Global and Planetary Change* 25, n° 1-2 (juillet 2000): 49-65. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(00\)00021-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(00)00021-7).
- Chen, Yixin, Baoying Huang, et Hui Zeng. « How Does Urbanization Affect Vegetation Productivity in the Coastal Cities of Eastern China? » *Science of The Total Environment* 811 (mars 2022): 152356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152356>.
- Chittka, Lars, et Nigel E Raine. « Recognition of Flowers by Pollinators ». *Current Opinion in Plant Biology* 9, n° 4 (ao t 2006): 428-35. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2006.05.002>.
- Cranmer, Louise, Duncan McCollin, et Jeff Ollerton. « Landscape Structure Influences Pollinator Movements and Directly Affects Plant Reproductive Success ». *Oikos* 121, n° 4 (avril 2012): 562-68. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19704.x>.
- Cunningham, S. A. « Depressed Pollination in Habitat Fragments Causes Low Fruit Set ». *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 267, n° 1448 (7 juin 2000): 1149-52. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1121>.

- Dale, Virginia H. « The Relationship Between Land-use Change and Climate Change ». *Ecological Applications* 7, n° 3 (août 1997): 753-69. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0753:TRBLUC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0753:TRBLUC]2.0.CO;2).
- Dearborn, Donald C., et Salit Kark. « Motivations for Conserving Urban Biodiversity ». *Conservation Biology* 24, n° 2 (avril 2010): 432-40. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>.
- Dijkstra J.P., et M.M. Kwak, « A Meta-analysis on the Pollination Service of the Honeybee (*Apis mellifera* L.) for the Dutch Flora ». *Proc. Neth. Entomol. Soc. Meet.* 18 (2007) : 79-87.
- Dirzo, Rodolfo, et Peter H. Raven. « Global State of Biodiversity and Loss ». *Annual Review of Environment and Resources* 28, n° 1 (novembre 2003): 137-67. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>.
- Doyle, Toby, Will L. S. Hawkes, Richard Massy, Gary D. Powney, Myles H. M. Menz, et Karl R. Wotton. « Pollination by Hoverflies in the Anthropocene ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287, n° 1927 (27 mai 2020): 20200508. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0508>.
- Esch, Harald E., Shaowu Zhang, Mandyan V. Srinivasan, et Juergen Tautz. « Honeybee Dances Communicate Distances Measured by Optic Flow ». *Nature* 411, n° 6837 (mai 2001): 581-83. <https://doi.org/10.1038/35079072>.
- European Commission. Directorate General for the Environment. et IUCN (International Union for Conservation of Nature). *European Red List of Bees*. LU: Publications Office, 2014. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/51181>.
- Ewers, Robert M., et Raphael K. Didham. « Confounding Factors in the Detection of Species Responses to Habitat Fragmentation ». *Biological Reviews* 81, n° 01 (1 décembre 2005): 117. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>.
- Fahrig, L. « How Much Habitat Is Enough? » *Biological Conservation* 100, n° 1 (juillet 2001): 65-74. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1).
- Fahrig, Lenore. « Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, n° 1 (novembre 2003): 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- Fahrig, Lenore. « Non-Optimal Animal Movement in Human-Altered Landscapes ». *Functional Ecology* 21, n° 6 (décembre 2007): 1003-15. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x>.
- Feldman, S. Tracy. « Pollinator Aggregative and Functional Responses to Flower Density: Does Pollinator Response to Patches of Plants Accelerate at Low-Densities? » *Oikos* 115, n° 1 (octobre 2006): 128-40. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14493.x>.
- Fiedler, Anna K., Douglas A. Landis, et Michael Arduser. « Rapid Shift in Pollinator Communities Following Invasive Species Removal ». *Restoration Ecology* 20, n° 5 (septembre 2012): 593-602. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00820.x>.
- Foltz Sweat, Jennifer & Thorp, R. « Ecology of Urban Bees: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study ». *Cities and the Environment* (2009) : 2.
- Forrest, Jessica RK. « Complex Responses of Insect Phenology to Climate Change ». *Current Opinion in Insect Science* 17 (octobre 2016): 49-54. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2016.07.002>.
- Fortel, Laura, Mickaël Henry, Laurent Guilbaud, Anne Laure Guirao, Michael Kuhlmann, Hugues Mouret, Orianne Rollin, et Bernard E. Vaissière. « Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient ». Édité par M. Alex Smith. *PLoS ONE* 9, n° 8 (13 août 2014): e104679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>.
- Fründ, Jochen, Karl Eduard Linsenmair, et Nico Blüthgen. « Pollinator Diversity and Specialization in Relation to Flower Diversity ». *Oikos* 119, n° 10 (octobre 2010): 1581-90. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18450.x>.

- Gathmann, Achim, et Teja Tscharntke. « Foraging Ranges of Solitary Bees ». *Journal of Animal Ecology* 71, n° 5 (septembre 2002): 757-64. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>.
- Geslin, Benoît, Benoit Gauzens, Elisa Thébault, et Isabelle Dajoz. « Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation ». *PLoS ONE* 8, n° 5 (22 mai 2013): e63421. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063421>.
- Geslin, Benoît, Violette Le Féon, Morgane Folschweiller, Floriane Flacher, David Carmignac, Eric Motard, Samuel Perret, et Isabelle Dajoz. « The Proportion of Impervious Surfaces at the Landscape Scale Structures Wild Bee Assemblages in a Densely Populated Region ». *Ecology and Evolution* 6, n° 18 (septembre 2016): 6599-6615. <https://doi.org/10.1002/ece3.2374>.
- Getis, Arthur. « Spatial Pattern Analysis ». In *Encyclopedia of Social Measurement*, 627-32. Elsevier, 2005. <https://doi.org/10.1016/B0-12-369398-5/00336-4>.
- Goldblatt, Janet W., et Richard D. Fell. « Adult Longevity of Workers of the Bumble Bees *Bombus Fervidus* (F.) and *Bombus Pennsylvanicus* (De Geer) (Hymenoptera: Apidae) ». *Canadian Journal of Zoology* 65, n° 10 (1 octobre 1987): 2349-53. <https://doi.org/10.1139/z87-354>.
- Grimm, Nancy B., J. Morgan Grove, Steward T. A. Pickett, et Charles L. Redman. « Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems ». *BioScience* 50, n° 7 (2000): 571. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0571:IATLTO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0571:IATLTO]2.0.CO;2).
- Haines, Andy. « Health Effects of Climate Change ». *JAMA* 291, n° 1 (7 janvier 2004): 99. <https://doi.org/10.1001/jama.291.1.99>.
- Hanski, Ilkka. « Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation ». *AMBIO* 40, n° 3 (mai 2011): 248-55. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>.
- Harris, Fabienne, L., et Steven D. Johnson. « The Consequences of Habitat Fragmentation for Plant-Pollinator Mutualisms ». *International Journal of Tropical Insect Science* 24, n° 01 (mars 2004). <https://doi.org/10.1079/IJT20049>.
- Hauer, Melanie, Anne Lisbet Hansen, Barbara Manderyck, Åsa Olsson, Elma Raaijmakers, Bram Hanse, Nicol Stockfish, et Bernward Märlander. « Neonicotinoids in Sugar Beet Cultivation in Central and Northern Europe: Efficacy and Environmental Impact of Neonicotinoid Seed Treatments and Alternative Measures ». *Crop Protection* 93 (mars 2017): 132-42. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.034>.
- Hausmann, Sebastian L., Jana S. Petermann, et Jens Rolff. « Wild Bees as Pollinators of City Trees ». Édité par Simon R. Leather et Matt Heard. *Insect Conservation and Diversity* 9, n° 2 (mars 2016): 97-107. <https://doi.org/10.1111/icad.12145>.
- Hegland, Stein Joar, Anders Nielsen, Amparo Lázaro, Anne-Line Bjerknes, et Ørjan Totland. « How Does Climate Warming Affect Plant-Pollinator Interactions? ». *Ecology Letters* 12, n° 2 (février 2009): 184-95. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01269.x>.
- Herrera, Lorena P., Malena C. Sabatino, Florencia R. Jaimes, et Santiago Saura. « Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America ». *Biodiversity and Conservation* 26, n° 14 (1 décembre 2017): 3465-79. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1416-7>.
- Hülsmann, Marietta, Henrik von Wehrden, Alexandra-Maria Klein, et Sara Diana Leonhardt. « Plant Diversity and Composition Compensate for Negative Effects of Urbanization on Foraging Bumble Bees ». *Apidologie* 46, n° 6 (novembre 2015): 760-70. <https://doi.org/10.1007/s13592-015-0366-x>.
- Hung, Keng-Lou James, Jennifer M. Kingston, Matthias Albrecht, David A. Holway, et Joshua R. Kohn. « The Worldwide Importance of Honeybees as Pollinators in Natural Habitats ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285, n° 1870 (10 janvier 2018): 20172140. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2140>.

- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. VisserenHamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- Johansson, Victor, Anna Koffman, Marcus Hedblom, Giulio Deboni, et Petter Andersson. « Estimates of Accessible Food Resources for Pollinators in Urban Landscapes Should Take Landscape Friction into Account ». *Ecosphere* 9, n° 10 (octobre 2018): e02486. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2486>.
- Jones, Bryony A., Delia Grace, Richard Kock, Silvia Alonso, Jonathan Rushton, Mohammed Y. Said, Declan McKeever, et al. « Zoonosis Emergence Linked to Agricultural Intensification and Environmental Change ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, n° 21 (21 mai 2013): 8399-8404. <https://doi.org/10.1073/pnas.1208059110>.
- Jongman, Robert H.G. « Connectivity and Ecological Networks ». In *Encyclopedia of Ecology*, 366-76. Elsevier, 2019. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10619-0>.
- Kembro, Jackelyn M., Mathieu Lihoreau, Joan Garriga, Ernesto P. Raposo, et Frederic Bartumeus. « Bumblebees Learn Foraging Routes through Exploitation–Exploration Cycles ». *Journal of The Royal Society Interface* 16, n° 156 (juillet 2019): 20190103. <https://doi.org/10.1098/rsif.2019.0103>.
- Koch, Hauke, et Philip C. Stevenson. « Do Linden Trees Kill Bees? Reviewing the Causes of Bee Deaths on Silver Linden (*Tilia Tomentosa*) ». *Biology Letters* 13, n° 9 (septembre 2017): 20170484. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2017.0484>.
- Kuussaari, Mikko, Riccardo Bommarco, Risto K. Heikkinen, Aveliina Helm, Jochen Krauss, Regina Lindborg, Erik Öckinger, et al. « Extinction Debt: A Challenge for Biodiversity Conservation ». *Trends in Ecology & Evolution* 24, n° 10 (octobre 2009): 564-71. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>.
- Leonard, Ryan J., Thomas J. Pettit, Peter Irga, Clare McArthur, et Dieter F. Hochuli. « Acute Exposure to Urban Air Pollution Impairs Olfactory Learning and Memory in Honeybees ». *Ecotoxicology* 28, n° 9 (novembre 2019): 1056-62. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02081-7>.
- Leonhardt, Sara Diana, et Nico Blüthgen. « The Same, but Different: Pollen Foraging in Honeybee and Bumblebee Colonies ». *Apidologie* 43, n° 4 (juillet 2012): 449-64. <https://doi.org/10.1007/s13592-011-0112-y>.
- Lerman, Susannah B., Alexandra R. Contosta, Joan Milam, et Christofer Bang. « To Mow or to Mow Less: Lawn Mowing Frequency Affects Bee Abundance and Diversity in Suburban Yards ». *Biological Conservation* 221 (mai 2018): 160-74. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.025>.
- Levé, Marine, Emmanuelle Baudry, et Carmen Bessa-Gomes. « Domestic Gardens as Favorable Pollinator Habitats in Impervious Landscapes ». *Science of The Total Environment* 647 (janvier 2019): 420-30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.310>.
- Lindenmayer, David, Richard J. Hobbs, Rebecca Montague-Drake, Jason Alexandra, Andrew Bennett, Mark Burgman, Peter Cale, et al. « A Checklist for Ecological Management of Landscapes for Conservation ». *Ecology Letters*, n° 0 (10 octobre 2007): 071010211025003-???. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x>.
- Mantyka-pringle, Chrystal S., Tara G. Martin, et Jonathan R. Rhodes. « Interactions between Climate and Habitat Loss Effects on Biodiversity: A Systematic Review and Meta-Analysis ». *Global Change Biology* 18, n° 4 (avril 2012): 1239-52. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x>.
- Marini, Lorenzo, Hans Henrik Bruun, Risto K. Heikkinen, Aveliina Helm, Olivier Honnay, Jochen Krauss, Ingolf Kühn, Regina Lindborg, Meelis Pärtel, et Riccardo Bommarco. « Traits Related to Species Persistence and Dispersal Explain Changes in Plant Communities Subjected to Habitat Loss: Plant Response to Habitat Fragmentation ». *Diversity and Distributions* 18, n° 9 (septembre 2012): 898-908. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00893.x>.

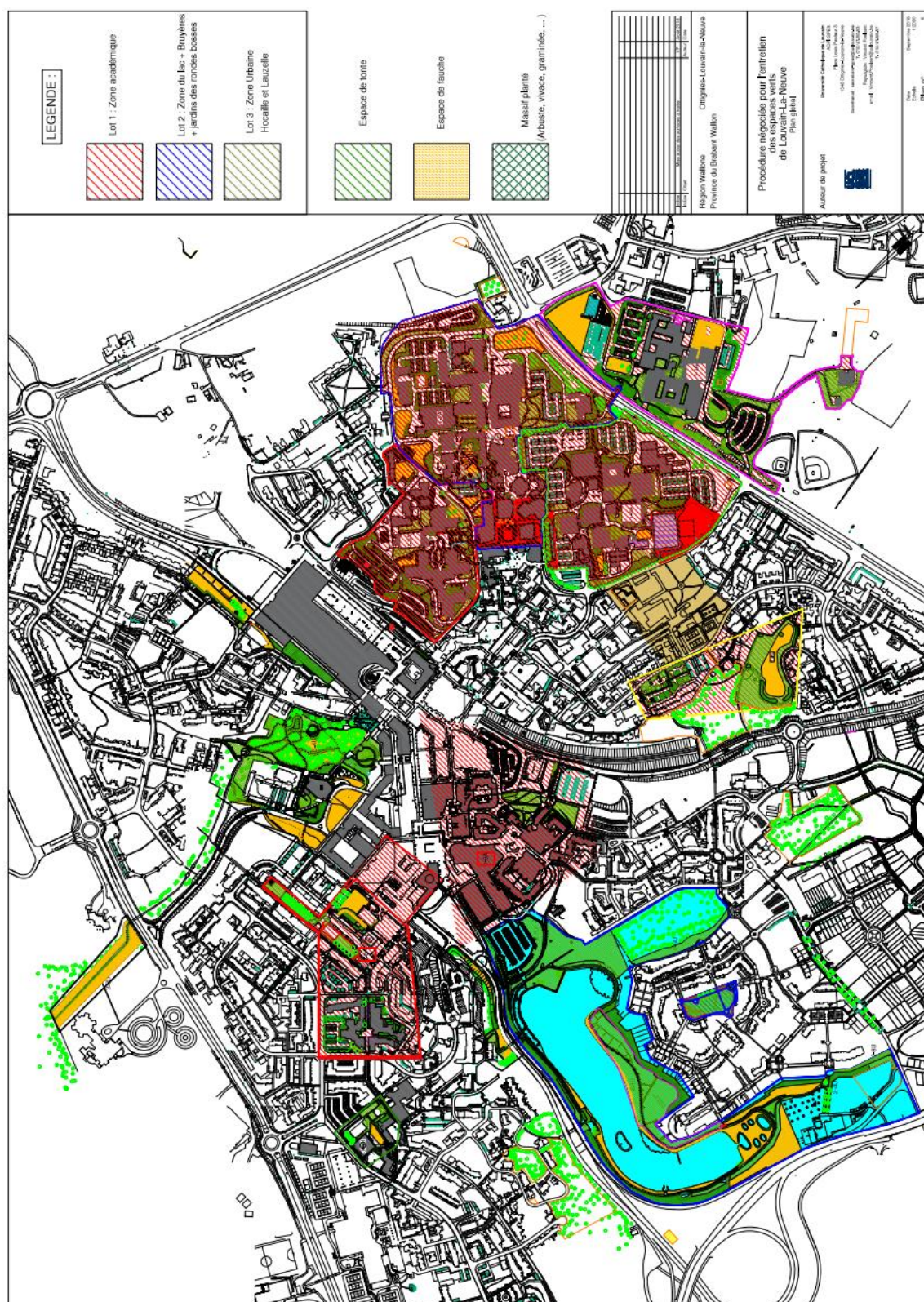
- Marquardt, Melanie, Lydia Kienbaum, Lea Annina Kretschmer, Anja Penell, Karsten Schweikert, Ute Ruttensperger, et Peter Rosenkranz. « Evaluation of the Importance of Ornamental Plants for Pollinators in Urban and Suburban Areas in Stuttgart, Germany ». *Urban Ecosystems* 24, n° 4 (août 2021): 811-25. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01085-0>.
- Matteson, K. C., J. B. Grace, et E. S. Minor. « Direct and Indirect Effects of Land Use on Floral Resources and Flower-Visiting Insects across an Urban Landscape ». *Oikos* 122, n° 5 (mai 2013): 682-94. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20229.x>.
- May, Peter G. « Determinants of Foraging Profitability in Two Nectarivorous Butterflies ». *Ecological Entomology* 13, n° 2 (mai 1988): 171-84. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1988.tb00345.x>.
- McCombs, Audrey L., Diane Debinski, Keith Reinhardt, Matthew J. Germino, et Petrutza Caragea. « Warming Temperatures Affect Meadow-wide Nectar Resources, with Implications for Plant-Pollinator Communities ». *Ecosphere* 13, n° 7 (juillet 2022). <https://doi.org/10.1002/ecs2.4162>.
- McFrederick, Quinn S., James C. Kathilankal, et Jose D. Fuentes. « Air Pollution Modifies Floral Scent Trails ». *Atmospheric Environment* 42, n° 10 (mars 2008): 2336-48. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.033>.
- McKinney, Michael L. « Effects of Urbanization on Species Richness: A Review of Plants and Animals ». *Urban Ecosystems* 11, n° 2 (juin 2008): 161-76. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>.
- Melles, Stephanie, Marie-Josée Fortin, Debbie Badzinski, et Kathryn Lindsay. « Relative Importance of Nesting Habitat and Measures of Connectivity in Predicting the Occurrence of a Forest Songbird in Fragmented Landscapes ». *Avian Conservation and Ecology* 7, n° 2 (2012): art3. <https://doi.org/10.5751/ACE-00530-070203>.
- Mollot, G., J.H. Pantel, et T.N. Romanuk. « The Effects of Invasive Species on the Decline in Species Richness ». In *Advances in Ecological Research*, 56:61-83. Elsevier, 2017. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.002>.
- Mukherjee, Subha Shankar, et Asif Hossain. « Role of Morphological Variables of the Visitor Butterfly Species in Relation to Their Foraging Behaviour on Lantana Camara: Implication for Conservation ». *Acta Ecologica Sinica* 42, n° 3 (juin 2022): 143-48. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.11.003>.
- Neame, Lisa A., Terry Griswold, et Elizabeth Elle. « Pollinator Nesting Guilds Respond Differently to Urban Habitat Fragmentation in an Oak-Savannah Ecosystem: Pollinator Guilds and Fragmentation ». *Insect Conservation and Diversity* 6, n° 1 (janvier 2013): 57-66. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00187.x>.
- Newman, Belinda J., Philip Ladd, Mark Brundrett, et Kingsley W. Dixon. « Effects of Habitat Fragmentation on Plant Reproductive Success and Population Viability at the Landscape and Habitat Scale ». *Biological Conservation* 159 (mars 2013): 16-23. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.009>.
- Osborne, J.L., S.J. Clark, R.J. Morris, I.H. Williams, J.R. Riley, A.D. Smith, D.R. Reynolds, et A.S. Edwards. « A Landscape-Scale Study of Bumble Bee Foraging Range and Constancy, Using Harmonic Radar ». *Journal of Applied Ecology* 36, n° 4 (septembre 1999): 519-33. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00428.x>.
- Osborne, Juliet L., Andrew P. Martin, Norman L. Carreck, Jennifer L. Swain, Mairi E. Knight, Dave Goulson, Roddy J. Hale, et Roy A. Sanderson. « Bumblebee Flight Distances in Relation to the Forage Landscape ». *Journal of Animal Ecology* 77, n° 2 (mars 2008): 406-15. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01333.x>.
- Padayachee, Ashlyn L., Ulrike M. Irlich, Katelyn T. Faulkner, Mirijam Gaertner, Șerban Procheș, John R. U. Wilson, et Mathieu Rouget. « How Do Invasive Species Travel to and through Urban Environments? » *Biological Invasions* 19, n° 12 (décembre 2017): 3557-70. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1596-9>.
- Paini, D. R. « Impact of the Introduced Honey Bee (*Apis Mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on Native Bees: A Review ». *Austral Ecology* 29, n° 4 (août 2004): 399-407. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01376.x>.

- Parks, Sean A., Kevin S. Mckelvey, et Michael K. Schwartz. « Effects of Weighting Schemes on the Identification of Wildlife Corridors Generated with Least-Cost Methods: Weighting Least-Cost Corridors ». *Conservation Biology* 27, n° 1 (février 2013): 145-54. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01929.x>.
- Phillips, Benjamin B., Claire Wallace, Bethany R. Roberts, Andrew T. Whitehouse, Kevin J. Gaston, James M. Bullock, Lynn V. Dicks, et Juliet L. Osborne. « Enhancing Road Verges to Aid Pollinator Conservation: A Review ». *Biological Conservation* 250 (octobre 2020): 108687. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108687>.
- Piqueray, Julien, Emmanuelle Bisteau, Sara Cristofoli, Rodolphe Palm, Peter Poschlod, et Grégory Mahy. « Plant Species Extinction Debt in a Temperate Biodiversity Hotspot: Community, Species and Functional Traits Approaches ». *Biological Conservation* 144, n° 5 (mai 2011): 1619-29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.013>.
- Potts, Simon G., Betsy Vulliamy, Amots Dafni, Gidi Ne'eman, et Pat Willmer. « Lonking Bees and Flowers: How Do Floral Communities Structure Pollinator Communities? » *Ecology* 84, n° 10 (octobre 2003): 2628-42. <https://doi.org/10.1890/02-0136>.
- Potts, Simon G., Jacobus C. Biesmeijer, Claire Kremen, Peter Neumann, Oliver Schweiger, et William E. Kunin. « Global Pollinator Declines: Trends, Impacts and Drivers ». *Trends in Ecology & Evolution* 25, n° 6 (juin 2010): 345-53. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>.
- Rasmont, Pierre et Mersch P. « Première estimation de la dérive faunique chez les Bourdons de la Belgique (Hymenoptera, Apidae) ». *Belgian Journal of Zoology* n° 118 (1988) : 141-147.
- Renner, Susanne S., et Constantin M. Zohner. « Climate Change and Phenological Mismatch in Trophic Interactions Among Plants, Insects, and Vertebrates ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49, n° 1 (2 novembre 2018): 165-82. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062535>.
- Ridding, Lucy E., Stephen C. L. Watson, Adrian C. Newton, Clare S. Rowland, et James M. Bullock. « Ongoing, but Slowing, Habitat Loss in a Rural Landscape over 85 Years ». *Landscape Ecology* 35, n° 2 (février 2020): 257-73. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00944-2>.
- Rösch, Verena, Teja Tschardt, Christoph Scherber, et Péter Batáry. « Landscape Composition, Connectivity and Fragment Size Drive Effects of Grassland Fragmentation on Insect Communities ». Édité par Juliet Osborne. *Journal of Applied Ecology* 50, n° 2 (avril 2013): 387-94. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12056>.
- Rotchés-Ribalta, Roser, Marie Winsa, Stuart P. M. Roberts, et Erik Öckinger. « Associations between Plant and Pollinator Communities under Grassland Restoration Respond Mainly to Landscape Connectivity ». Édité par Jos Barlow. *Journal of Applied Ecology* 55, n° 6 (novembre 2018): 2822-33. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13232>.
- Schadt, Stephanie, Felix Knauer, Petra Kaczensky, Eloy Revilla, Thorsten Wiegand, et Ludwig Trepl. « Rule-based Assessment of Suitable Habitat and Patch Connectivity for the Eurasian Lynx ». *Ecological Applications* 12, n° 5 (octobre 2002): 1469-83. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1469:RBAOSH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1469:RBAOSH]2.0.CO;2).
- Sehrt, Melissa, Oliver Bossdorf, Martin Freitag, et Anna Bucharova. « Less Is More! Rapid Increase in Plant Species Richness after Reduced Mowing in Urban Grasslands ». *Basic and Applied Ecology* 42 (février 2020): 47-53. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.10.008>.
- Settele, Josef, Jacob Bishop, et Simon G. Potts. « Climate Change Impacts on Pollination ». *Nature Plants* 2, n° 7 (juillet 2016): 16092. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.92>.
- Shavit, Ofrit, Amots Dafni, et Gidi Ne'eman. « Competition Between Honeybees (*Apis mellifera*) and Native Solitary Bees in the Mediterranean Region of Israel—Implications for conservation ». *Israel Journal of Plant Sciences* 57, n° 3 (1 décembre 2009): 171-83. <https://doi.org/10.1560/IJPS.57.3.171>.
- Sih, Andrew, et Marie-Sylvie Baltus. « Patch Size, Pollinator Behavior, and Pollinator Limitation in Catnip ». *Ecology* 68, n° 6 (décembre 1987): 1679-90. <https://doi.org/10.2307/1939860>.

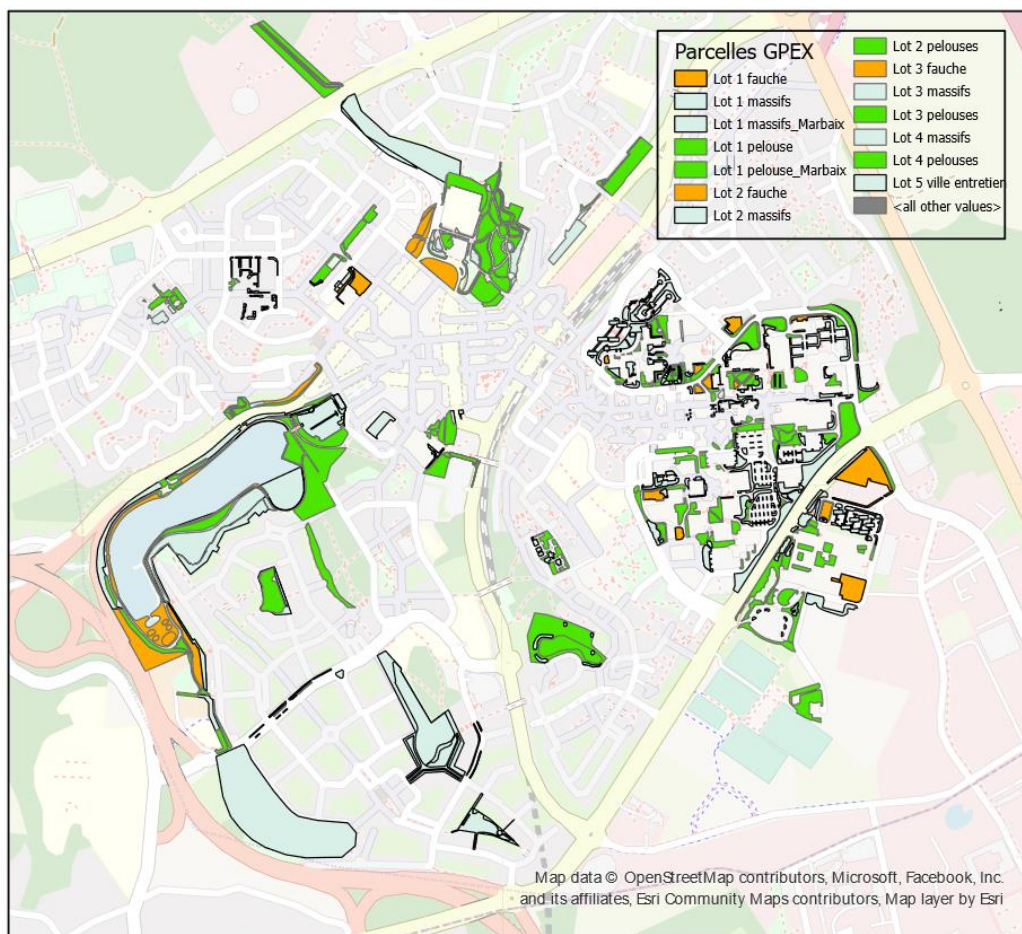
- Sluijs, Jeroen P van der, Noa Simon-Delso, Dave Goulson, Laura Maxim, Jean-Marc Bonmatin, et Luc P Belzunces. « Neonicotinoids, Bee Disorders and the Sustainability of Pollinator Services ». *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, n° 3-4 (septembre 2013): 293-305. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.007>.
- Smeets, Paul, et Marie José Duchateau. « Longevity of *Bombus terrestris* workers (Hymenoptera: Apidae) in relation to pollen availability, in the absence of foraging ». *Apidologie* 34, n° 4 (juillet 2003): 333-37. <https://doi.org/10.1051/apido:2003026>.
- Solga, Michelle J., Jason P. Harmon, et Amy C. Ganguli. « Timing Is Everything: An Overview of Phenological Changes to Plants and Their Pollinators ». *Natural Areas Journal* 34, n° 2 (avril 2014): 227-34. <https://doi.org/10.3375/043.034.0213>.
- Steffan-Dewenter, I., et Teja Tscharntke. « Effects of Habitat Isolation on Pollinator Communities and Seed Set ». *Oecologia* 121, n° 3 (22 novembre 1999): 432-40. <https://doi.org/10.1007/s004420050949>.
- Sutherland, Jamie P., Matthew S. Sullivan, et Guy M. Poppy. « The Influence of Floral Character on the Foraging Behaviour of the Hoverfly, *Episyrphus balteatus* ». *Entomologia Experimentalis et Applicata* 93, n° 2 (novembre 1999): 157-64. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.1999.00574.x>.
- Taki, Hisatomo, et Peter G. Kevan. « Does Habitat Loss Affect the Communities of Plants and Insects Equally in Plant-Pollinator Interactions? Preliminary Findings ». *Biodiversity and Conservation* 16, n° 11 (20 août 2007): 3147-61. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9168-4>.
- Tang, Yu-Chong, Cheng-Li Zhou, Xiao-Ming Chen, et Hua Zheng. « Visual and Olfactory Responses of Seven Butterfly Species During Foraging ». *Journal of Insect Behavior* 26, n° 3 (mai 2013): 387-401. <https://doi.org/10.1007/s10905-012-9358-0>.
- Tano, James. « Ecological effects of pesticides ». In *Pesticides in the Modern World - Risks and Benefits*, édité par Margarita Stoytcheva. IntechPublisher, 129-142. 2011. <https://doi.org/10.5772/20556>.
- Thimmegowda, Geetha G., Susan Mullen, Katie Sottolare, Ankit Sharma, Saptashi Soham Mohanta, Axel Brockmann, Perundurai S. Dhandapany, et Shannon B. Olsson. « A Field-based Quantitative Analysis of Sublethal Effects of Air Pollution on Pollinators ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117, n° 34 (25 août 2020): 20653-61. <https://doi.org/10.1073/pnas.2009074117>.
- Thompson, Amibeth, Mark Frenzel, Oliver Schweiger, Martin Musche, Till Groth, Stuart P.M. Roberts, Michael Kuhlmann, et Tiffany M. Knight. « Pollinator Sampling Methods Influence Community Patterns Assessments by Capturing Species with Different Traits and at Different Abundances ». *Ecological Indicators* 132 (décembre 2021): 108284. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108284>.
- Tischendorf, Lutz, et Lenore Fahrig. « On the Usage and Measurement of Landscape Connectivity ». *Oikos* 90, n° 1 (juillet 2000): 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>.
- Townsend, Patricia A., et Douglas J. Levey. « An Experimental Test of Whether Habitat Corridors Affect Pollen Transfer ». *Ecology* 86, n° 2 (février 2005): 466-75. <https://doi.org/10.1890/03-0607>.
- Uyttenbroeck, Roel. « Functional Diversity and Mowing Regime of Flower Strips As Tools To Support Pollinators and to Suppress Weeds », s. d., 174.
- Van Engelsdorp, Dennis, Jerry Hayes, Robyn M. Underwood, et Jeffery Pettis. « A Survey of Honeybee Colony Losses in the U.S., Fall 2007 to Spring 2008 ». Édité par Nick Gay. *PLoS ONE* 3, n° 12 (30 décembre 2008): e4071. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004071>.
- Wang, Aizhen, Gaga Mahai, Yanjian Wan, Ying Jiang, Qianqian Meng, Wei Xia, Zhenyu He, et Shunqing Xu. « Neonicotinoids and Carbendazim in Indoor Dust from Three Cities in China: Spatial and Temporal Variations ». *Science of The Total Environment* 695 (décembre 2019): 133790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133790>.

- Wei, Na, Rainee L. Kaczorowski, Gerardo Arceo-Gómez, Elizabeth M. O'Neill, Rebecca A. Hayes, et Tia-Lynn Ashman. « Pollinators Contribute to the Maintenance of Flowering Plant Diversity ». *Nature* 597, n° 7878 (30 septembre 2021): 688-92. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03890-9>.
- Wenzel, Arne, Ingo Grass, Vasuki V. Belavadi, et Teja Tscharntke. « How Urbanization Is Driving Pollinator Diversity and Pollination – A Systematic Review ». *Biological Conservation* 241 (janvier 2020): 108321. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321>.
- Wiens, J. A. « Spatial Scaling in Ecology ». *Functional Ecology* 3, n° 4 (1989): 385. <https://doi.org/10.2307/2389612>.
- Wilby, Robert L., et George L.W. Perry. « Climate Change, Biodiversity and the Urban Environment: A Critical Review Based on London, UK ». *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 30, n° 1 (janvier 2006): 73-98. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp470ra>.
- Winfree, Rachael. « The Conservation and Restoration of Wild Bees: Wild Bee Conservation ». *Annals of the New York Academy of Sciences* 1195, n° 1 (mai 2010): 169-97. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05449.x>.
- Xiao, Yian, Xiaohong Li, Yusong Cao, et Ming Dong. « The Diverse Effects of Habitat Fragmentation on Plant–Pollinator Interactions ». *Plant Ecology* 217, n° 7 (juillet 2016): 857-68. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0608-7>.
- Yang, Qiquan, Xin Huang, Jie Yang, et Yue Liu. « The relationship between land surface temperature and artificial impervious surface fraction in 682 global cities: spatiotemporal variations and drivers ». *Environmental Research Letters* 16, n° 2 (1 février 2021): 024032. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abdaed>.
- Zeller, Katherine A., Kevin McGarigal, et Andrew R. Whiteley. « Estimating Landscape Resistance to Movement: A Review ». *Landscape Ecology* 27, n° 6 (juillet 2012): 777-97. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>.
- Zollner, Patrick A. « Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes ». *Landscape Ecology* 15, n° 6 (2000): 523-33. <https://doi.org/10.1023/A:1008154532512>.

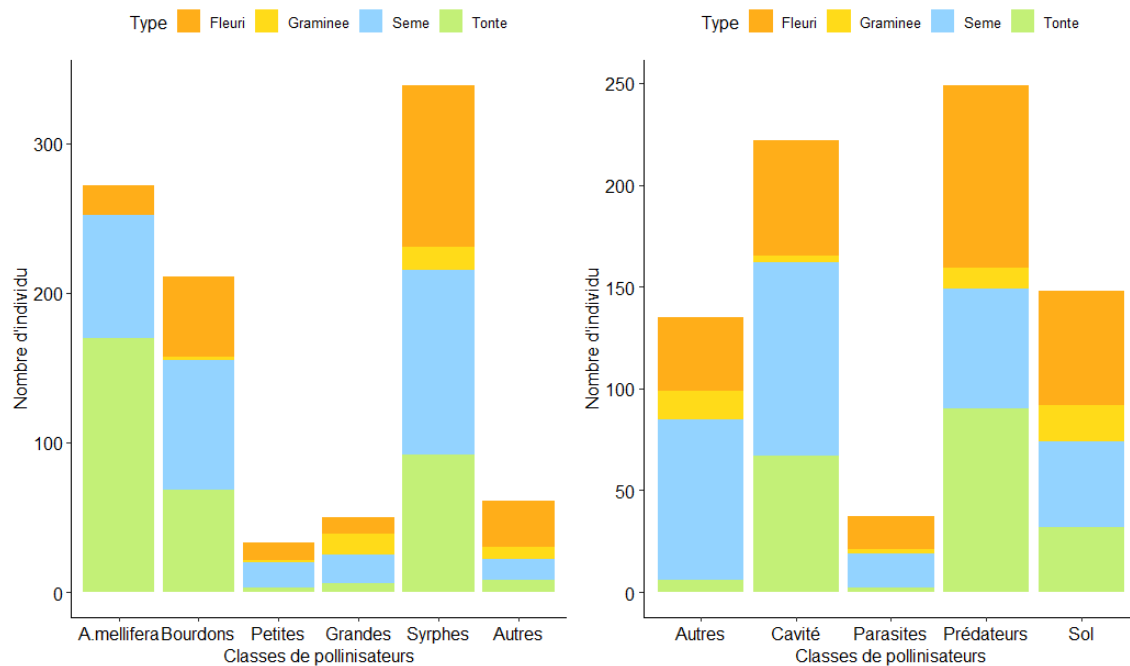
X. Annexes



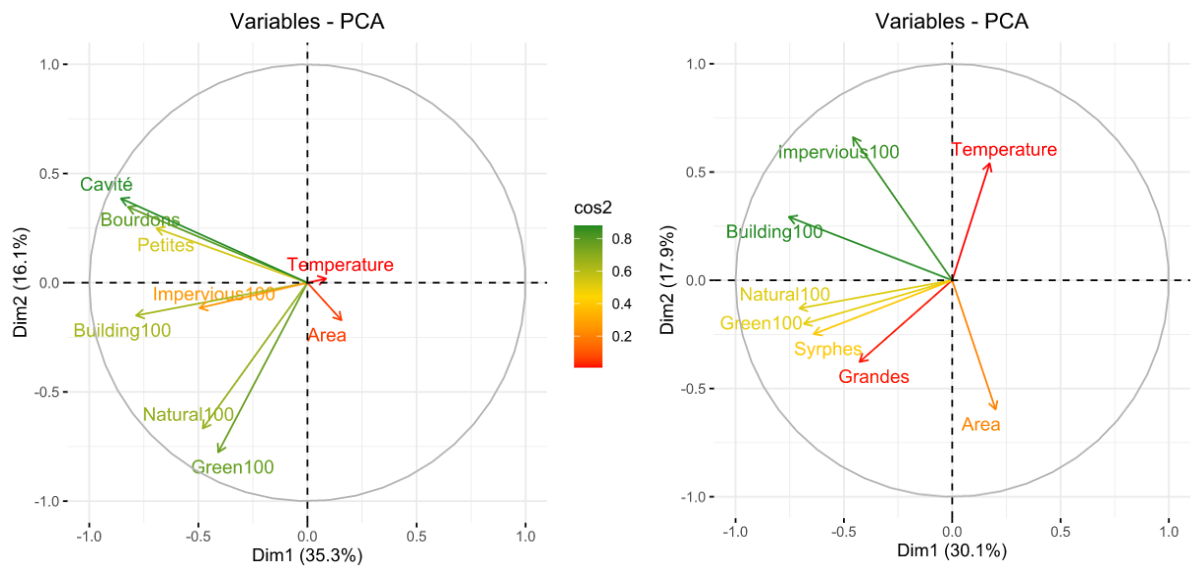
Annexe 1 : Carte d'entretien 2019-2021 des espaces extérieurs gérés par le GPEX de l'UCLouvain. Cette carte reprend les différentes zones de la ville de Louvain-La-Neuve, et également le régime de gestion des parcelles distribuées autour de la ville.



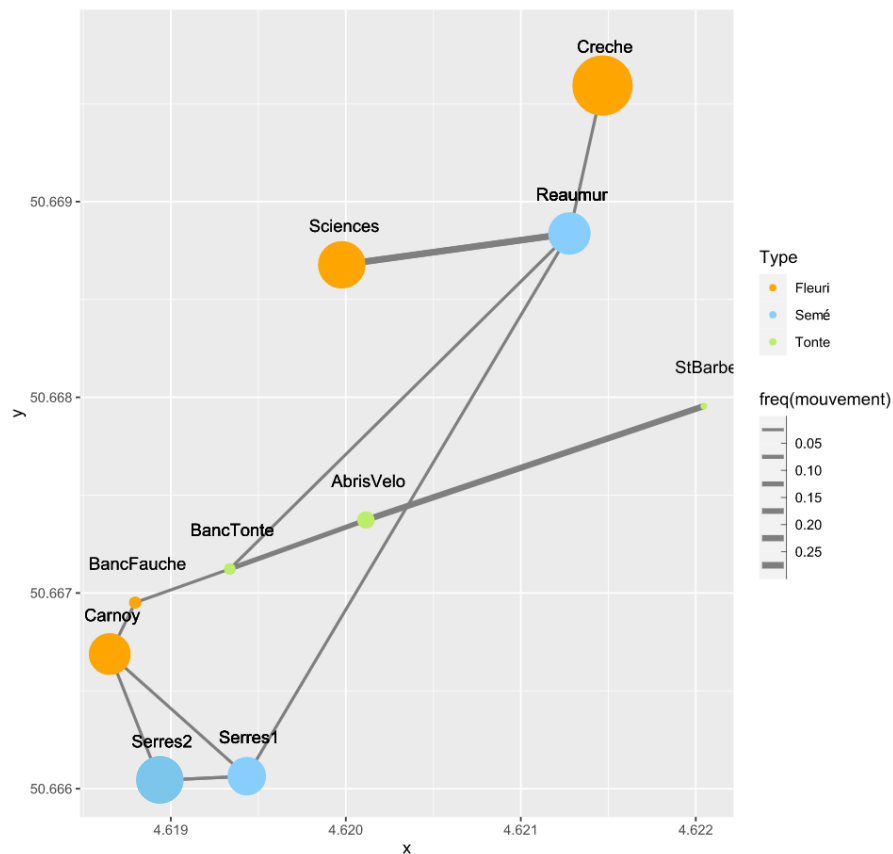
Annexe 2 : Carte reprenant sous forme de polygones les différentes parcelles gérées par le GPEX et le type de gestion par une couleur. Les couleurs regroupent les types de lots définis par le GPEX.



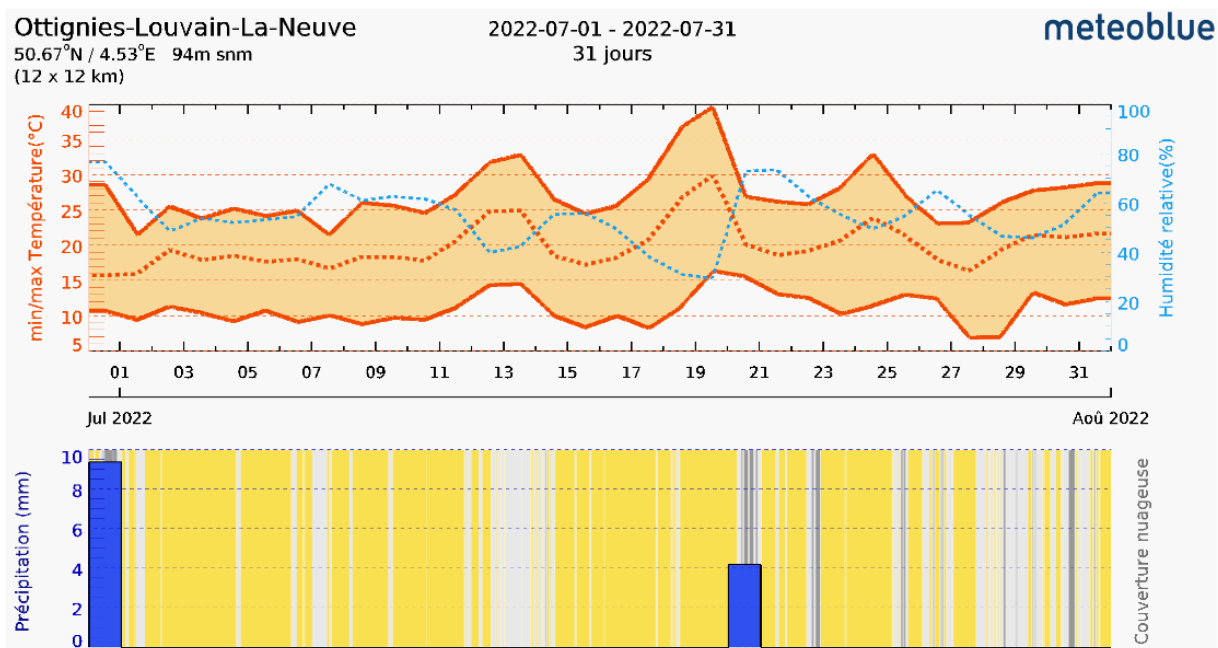
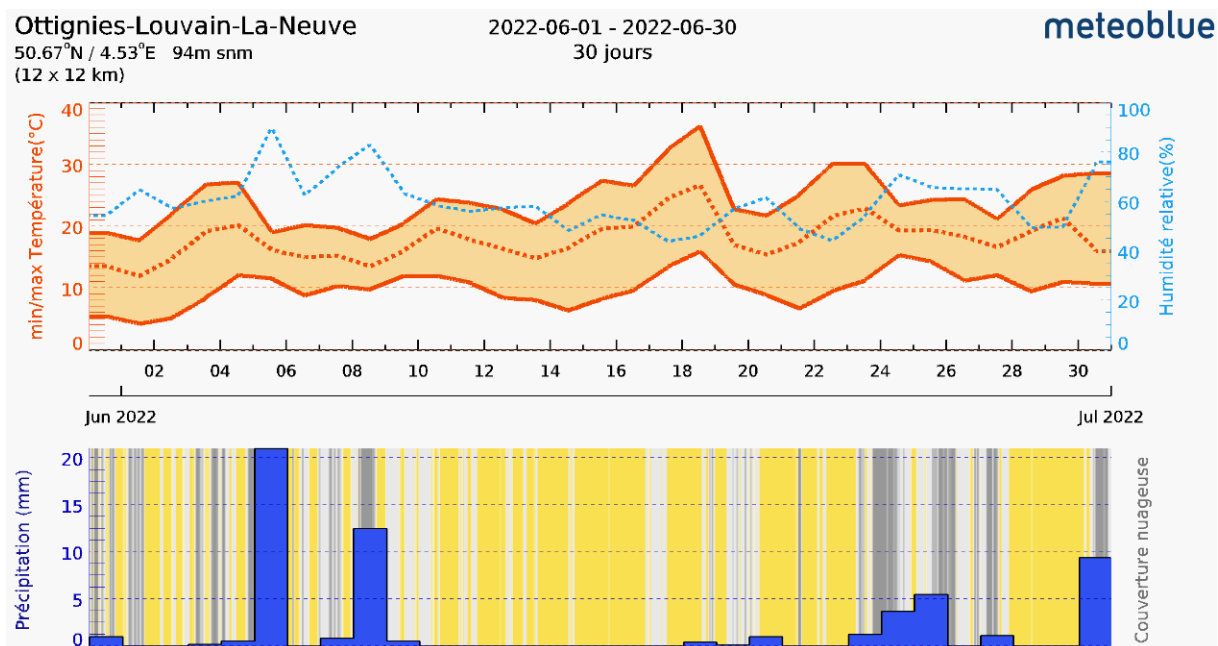
Annexe 3 : Effectifs totaux des catégories de pollinisateurs entre les différents types de prés



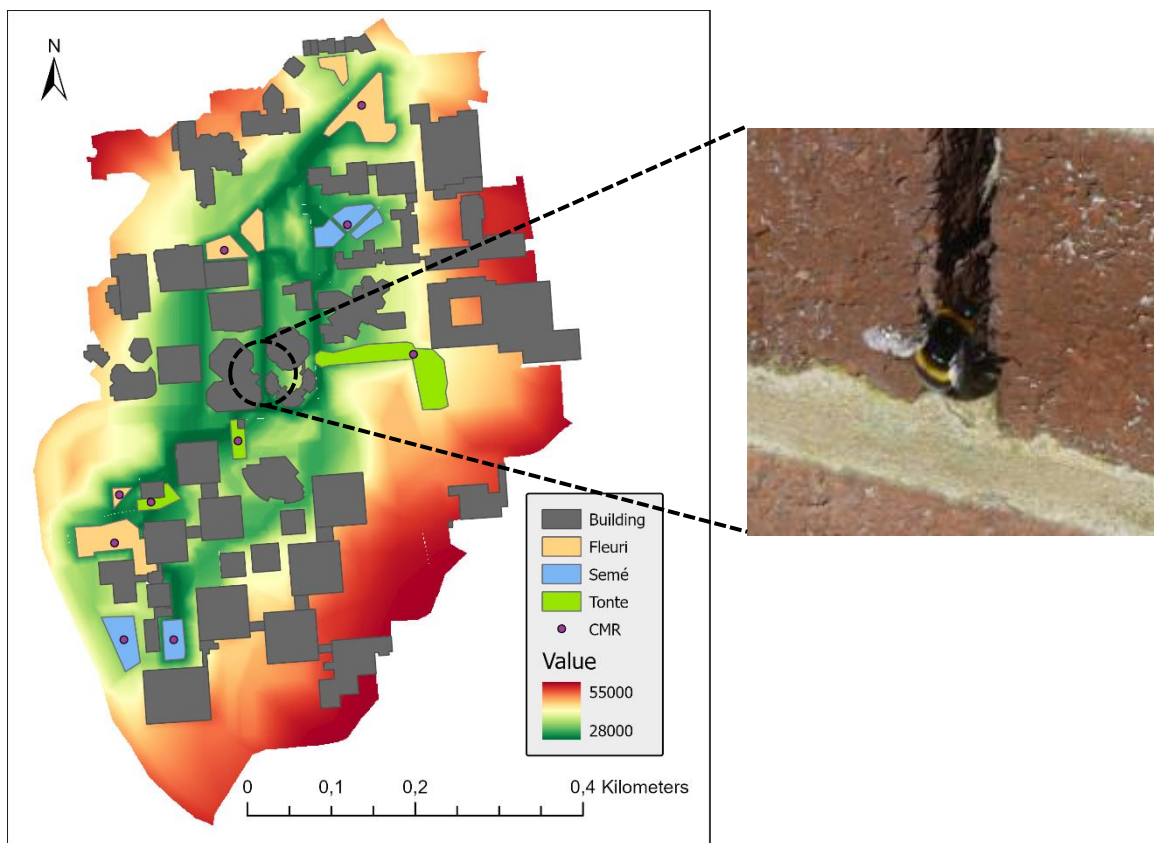
Annexe 4 : Cercles de corrélations des variables environnementales et des catégories de pollinisateurs, à gauche les bourdons, petites abeilles sauvages et « cavity nesters », à droite les grandes abeilles sauvages et les syrphes.



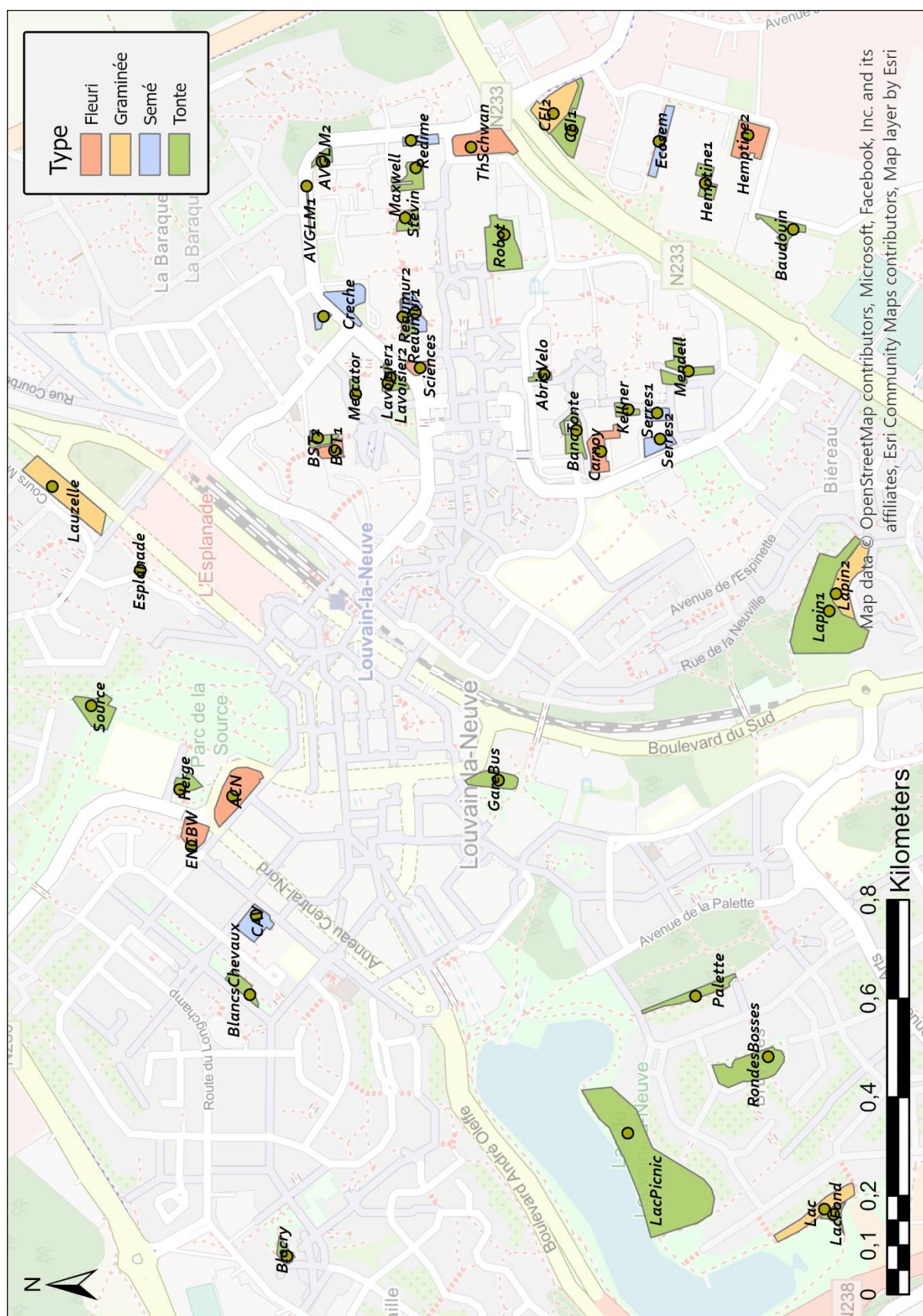
Annexe 5 : Réseau de connectivité selon les mouvements des individus observés lors de la CMR. Les sites sont localisés selon leurs coordonnées.



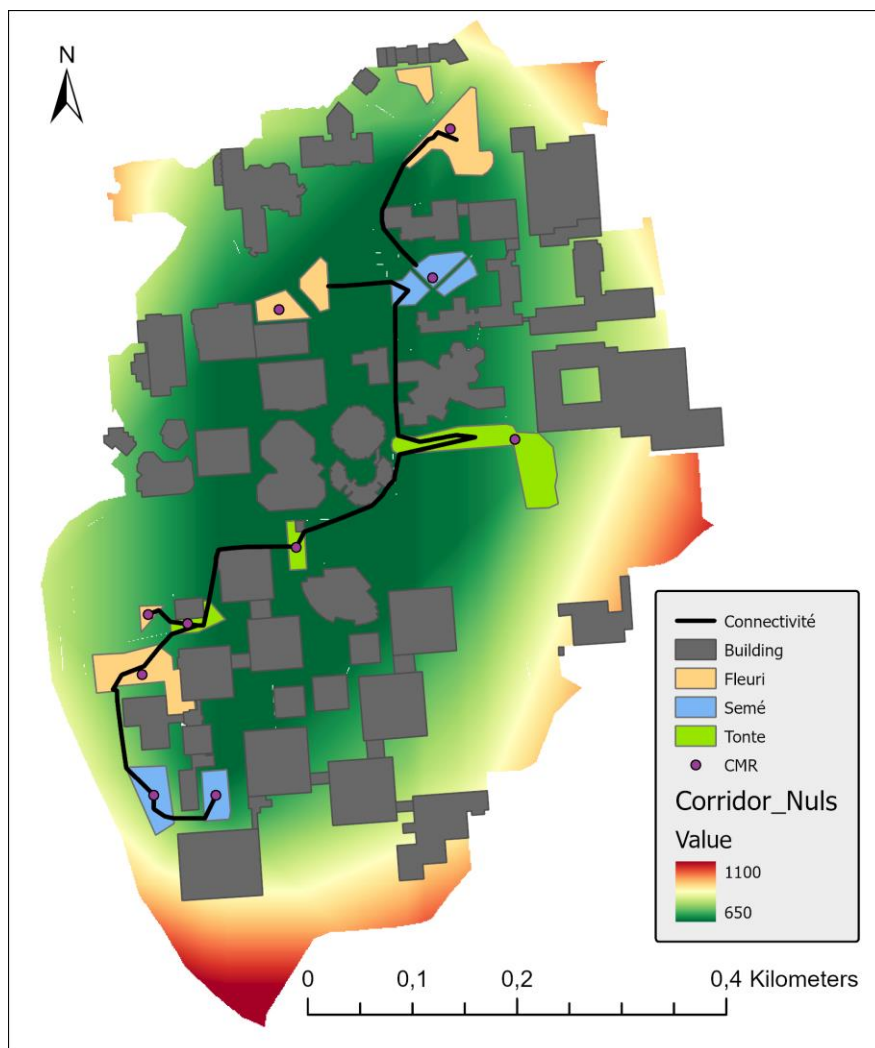
Annexe 6 : Relevés météorologiques des mois de Juin et Juillet 2022 de Louvain-La-Neuve (meteoblue.com).



Annexe 7 : Localisation de *Bombus terrestris* nichant entre des briques (Jeanne David entre juin et juillet 2022).



Annexe 8 : Carte des milieux ouverts sélectionnés pour l'étude des plantes et pollinisateurs.



Annexe 9 : Carte de la connectivité et des corridors de cout lorsque la matrice de résistance est nulle.