



Département AgroBiosciences et Chimie

Rue Paul Pastur, 11 – BP 7800 Ath

☎ : +32 (0)68 26 46 61 📠 : +32 (0)68 26 46 62

@ : info.abc.ath@condorcet.be

www.condorcet.be

Quantification du service écosystémique de pollinisation et caractérisation des potagers urbains et périurbains montois

Travail de fin d'études présenté par

MAXIME BENOIT

en vue de l'obtention du grade académique

de Master en Sciences de l'ingénieur industriel en agronomie

Orientation : Environnement

Option : Environnement

Promoteur(s) : Matthias GOSSELIN

Maître de TFE : Denis MICHEZ

Superviseur : William FIORDALISO

Quantification du service écosystémique de
pollinisation et caractérisation des potagers
urbains et périurbains montois

M. Benoit, 2022. Quantification du service écosystémique de pollinisation et caractérisation des potagers urbains et périurbains montois. Travail de fin d'études en sciences de l'ingénieur industriel en agronomie, orientation environnement, option environnement. HEPH – Condorcet.

Résumé

Aujourd'hui, la perte mondiale de biodiversité est incontestable. De plus en plus d'espèces sont menacées, y compris de nombreux pollinisateurs tels que les abeilles sauvages. L'une des causes principales de ce déclin est la fragmentation et la perte d'habitats, liées entre autre à l'urbanisation croissante. Les abeilles sont indispensables tant d'un point de vue écologique qu'économique. Leur préservation est donc un enjeu actuel majeur. En ville, le développement d'une trame verte est crucial pour y parvenir. Les types d'espaces verts constituant cette trame sont nombreux.

Dans ce travail, nous nous sommes surtout intéressés aux potagers urbains. Nous avons d'abord voulu savoir si leur attrait pour les abeilles sauvages était aussi important que pour un autre type d'espace vert comme les parcs urbains. Nous nous sommes ensuite penchés sur l'influence de la gestion des potagers sur les abeilles et nous avons tenté d'identifier ceux qui leur étaient les plus favorables. Pour ce faire, des collectes d'abeilles ont été réalisées sur les 10 potagers et les 5 parcs urbains étudiés. Ensuite, nous avons mis en place une fiche de caractérisation des potagers afin de les décrire selon différents critères. Des analyses de sols (granulométrie, métaux lourds et azote minéral) ont également été effectuées, dans le but de mettre en avant certaines préférences de nidification des abeilles dans le sol et de voir si la pollution aux métaux lourds et les concentrations d'azote minéral des sols influençaient leur présence. Finalement, nous avons procédé à un important travail de cartographie.

Grâce aux nombreuses données brutes récoltées, nous avons pu réaliser diverses analyses statistiques. Celles-ci nous ont permis de décrire les sites échantillonnés ainsi que les communautés d'abeilles présentes sur ceux-ci. Nous avons ensuite pu effectuer des comparaisons et tenter d'identifier les meilleurs sites. D'autres analyses ont cherché à mettre en évidence un potentiel lien entre la richesse spécifique des abeilles et certaines variables liées aux sols : respectivement la granulométrie, la pollution aux métaux lourds et l'imperméabilisation.

Au total, 101 espèces ont été recensées, dont 3 menacées à l'échelle nationale. Les résultats obtenus ne nous ont pas permis de dire qu'un site avait plus d'intérêt qu'un autre pour les abeilles. Aucun lien entre la richesse spécifique et les variables liées aux sols précitées n'a été trouvé. En revanche, nous avons pu souligner le fait que les potagers et les parcs urbains participent à la trame verte de la ville, ce qui ne peut qu'être bénéfique pour les communautés d'abeilles sauvages.

En parallèle de la caractérisation des potagers, nous avons participé à une étude à grande échelle visant à quantifier le service écosystémique de pollinisation en milieu urbain, mise en place par l'Institut de la Transition Environnementale de l'Université de la Sorbonne.

Mots-clés : Abeilles sauvages – Potagers – Caractérisation – Analyses de sols – Pollinomètre

M. Benoit, 2022. Quantification du service écosystémique de pollinisation et caractérisation des potagers urbains et périurbains montois. Travail de fin d'études en sciences de l'ingénieur industriel en agronomie, orientation environnement, option environnement. HEPH – Condorcet.

Abstract

Today, the global loss of biodiversity is undeniable. More and more species are threatened, including many pollinators such as wild bees. One of the main causes of this decline is fragmentation and loss of habitat, linked to increasing urbanization. Bees are essential from both an ecological and economic point of view. Their preservation is therefore a major current challenge. In cities, the development of a green network is crucial to achieving this. There are many types of green spaces that make up this network.

In this work, we were mainly interested in urban vegetable gardens. First, we wanted to know whether they were as attractive to wild bees as other types of green spaces, such as urban parks. We then looked at the influence of the management of the gardens on the bees and tried to identify which gardens were most favorable to them. To do this, bee collections were carried out in the 10 vegetable gardens and 5 urban parks studied. We then set up a characterization sheet for the vegetable gardens in order to describe them according to different criteria. Soil analyses (granulometry, heavy metals and mineral nitrogen) were also carried out, with the aim of highlighting certain nesting preferences of bees in the soil and to see if heavy metal pollution and mineral nitrogen concentrations in the soil influenced their presence. In the end, we carried out extensive mapping work.

Thanks to the numerous raw data collected, we were able to carry out various statistical analyses. These enabled us to describe the sampled sites and the bee communities present on them. We were then able to make comparisons and try to identify the best sites. Other analyses attempted at highlighting a potential link between bee species richness and certain soil variables: granulometry, heavy metal pollution and sealing, respectively.

In total, 101 species were identified, including 3 threatened species at national level. The results obtained did not allow us to say that one site was more interesting than another for bees. No link was found between species richness and the above-mentioned soil variables. On the other hand, we were able to highlight the fact that vegetable gardens and urban parks are part of the green network of the city, which can only be beneficial for wild bee communities.

In parallel with the characterization of the vegetable gardens, we participated in a large-scale study aimed at quantifying the ecosystem service of pollination in an urban environment, set up by the Institut de la Transition Environnementale of the Sorbonne University.

Keywords : Wild bees – Vegetable gardens – Characterisation – Soil analysis – Pollinometer

Remerciements

Tout d'abord, j'aimerais remercier mon maître de stage, le professeur Denis Michez, de m'avoir accueilli au sein du laboratoire de Zoologie de l'UMons et d'avoir toujours répondu positivement à mes requêtes.

J'adresse mes plus profonds remerciements au doctorant qui m'a supervisé dans les différentes tâches que j'ai dû accomplir dans le cadre de mon stage et de mon travail de fin d'étude, William Fiordaliso. Merci pour sa patience, sa confiance et surtout pour le temps précieux qu'il m'a accordé malgré mes difficultés et malgré sa charge conséquente de travail au quotidien. Sans l'aide qu'il m'a apportée, ce travail ne serait pas le même.

Je remercie tous les membres du laboratoire que j'ai eu l'occasion de côtoyer, toujours souriants et sympathiques, et en particulier le technicien Dimitri Evrard qui s'est, entre autres, occupé de commander le matériel manquant dont j'avais besoin pour mettre en place la salle de culture des moutardes.

Merci à mon promoteur, le professeur Matthias Gosselin pour sa proposition de stage et de sujet de TFE, son suivi et ses conseils, ainsi que pour le prêt de bacs de cultures provisoires.

Je tiens aussi à remercier Florine Pecquereau pour toutes les informations qu'elle m'a fournies afin que je débute correctement mon travail. Merci également à Jordan Benrezkallah, d'abord pour m'avoir introduit à la manipulation pollinomètre et ensuite pour ses réponses à mes questions sur les analyses statistiques. Je remercie Clara Heitzmann de m'avoir assisté tout au long de la seconde session pollinomètre car cela m'a permis de me focaliser sur mon travail principal. J'exprime aussi ma gratitude aux autres mémorants pour leur bienveillance et leur soutien.

Je remercie mes professeurs Madame Fourbisseur, pour le prêt de la tarière pédologique, Madame Wattier pour le prêt de son livre de statistiques et Monsieur Blondiau pour nos discussions concernant les analyses de sols. Merci également à Marie-Yvonne Michez et à son père pour le prêt de la camionnette lors des sessions de terrain concernant la manipulation pollinomètre.

Je tiens tout particulièrement à remercier mon père car il m'a beaucoup aidé, notamment pour le montage de la salle de culture des moutardes. Merci aussi à lui, ma mère et ma marraine pour la relecture attentive de ce travail. Merci à Albelys, à ma famille et à mes amis, qui m'ont toujours soutenu et encouragé durant toutes ces années d'études.

Finalement, je remercie toutes les personnes qui ont pris le temps de répondre à mes questions et aussi celles qui, de près ou de loin, m'ont épaulé tout au long de la réalisation de mon travail de fin d'études.

Table des matières

Contexte.....	9
1. Introduction.....	11
1.1. Les insectes pollinisateurs	11
1.1.1. Généralités.....	11
1.1.2. Focus sur les abeilles sauvages.....	14
1.1.3. Diversité et écologie	15
1.1.4. Le service écosystémique de pollinisation	19
1.1.5. Leur déclin.....	22
1.1.6. Protection et conservation	27
1.2. L'environnement urbain.....	28
1.2.1. Généralités.....	28
1.2.2. Spécificités du milieu urbain.....	30
1.2.3. L'agriculture urbaine	32
2. Objectifs et questions de recherches.....	43
3. Matériel et méthode	46
3.1. Site d'étude : la commune de Mons.....	46
3.2. Choix des sites à étudier.....	48
3.3. Typologie de description des potagers	54
3.4. Prélèvements de sols.....	56
3.4.1. Protocole	57
3.4.2. Analyses de sols	58
3.5. Relevés botaniques.....	59
3.6. Caractérisation des potagers montois.....	60
3.6.1. Mise en place de la fiche de caractérisation	60
3.6.2. Analyses sur les données récoltées au sein des potagers.....	62
3.7. Caractérisation des communautés d'abeilles sauvages	64
3.7.1. Aperçu de la biodiversité des sites.....	64
3.7.2. Indices de diversité	65
3.7.3. Dissimilarité entre les sites	65
3.7.4. Analyses de corrélation.....	66
3.8. Protocole pollinomètre	66

4. Résultats.....	71
4.1. Description et comparaison des potagers urbains	71
4.1.1. Analyses sur les variables quantitatives	71
4.1.2. Analyses sur les variables qualitatives	75
4.1.3. Dissimilarité entre les potagers via les plantes à fleurs.....	77
4.2. Inventaire des abeilles sauvages des potagers et parcs urbains.....	78
4.3. Description des communautés d'abeilles sauvages	79
4.3.1. Complétude de l'échantillonnage.....	79
4.3.2. Description des communautés.....	80
4.3.3. Dissimilarité entre les potagers via les abeilles sauvages	82
4.4. Relations potagers – abeilles sauvages.....	85
4.4.1. Comparaison PCA/MCA potagers et NMDS abeilles	85
4.4.2. Analyses de corrélation.....	86
5. Discussion	88
5.1. Potagers urbains, abeilles sauvages et trame verte	88
5.2. Score potager.....	92
5.3. Préconisations de gestion	94
6. Conclusion	96
7. Perspectives	97
8. Bibliographie	98
9. Annexes.....	113

Liste des figures

Figure 1 : <i>Episyrphus balteatus</i> (Steven Falk, 2022).....	12
Figure 2 : <i>Macroglossum stellatarum</i> (Françoise Touhe, 2022)	13
Figure 3 : <i>Cetonia aurata</i> (Steven Falk, 2019).....	13
Figure 4 : Arbre représentant la classification traditionnelle simplifiée des hyménoptères	14
Figure 5 : Femelle de <i>Dasypoda hirtipes</i> (Steven Falk, 2009).....	16
Figure 6 : Femelle d' <i>Anthophora plumipes</i> (Steven Falk, 2021).....	16
Figure 7 : Femelle d' <i>Osmia cornuta</i> (Steven Falk, 2018)	17
Figure 8 : Femelle d' <i>Andrena flavipes</i> (Steven Falk, 2016).....	17
Figure 9 : Mâle de <i>Specodes albilabris</i> (Steven Falk, 2020)	18
Figure 10 : Femelle de <i>Colletes cunicularius</i> (Steven Falk, 2016)	18
Figure 11 : Services fournis par les écosystèmes aux êtres humains (Eggermont et Szczodry, 2020).....	19
Figure 12 : Effets de la disparition totale des pollinisateurs sur les principales cultures mondiales destinées à l'alimentation humaine (Klein et al., 2007 dans Potts et al., 2016).....	20
Figure 13 : A. Statut de la liste rouge UICN des abeilles de Belgique (Drossart et al., 2019) ; B. Statut de la liste rouge UICN des abeilles d'Europe (Nieto et al., 2014). LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically endangered, RE = Regionally extinct, DD = Data deficient.....	25
Figure 14 : Statut de la liste rouge UICN des papillons d'Europe (Van Swaay et al., 2010). LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically endangered, RE = Regionally extinct, DD = Data deficient	26
Figure 15 : Statut de la liste rouge UICN des coléoptères saproxyliques (Càlix et al., 2018). LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically endangered, DD = Data deficient.....	26
Figure 16 : Complexes résidentiels urbains de Belgique.....	29
Figure 17 : Schéma du domaine de définition de l'agriculture urbaine	35
Figure 18 : La multiplicité des formes d'agricultures urbaines dépend de plusieurs variables : le système économique, le système de distribution, le lieu, les acteurs, la production et le support de production (Daniel, 2013)	36
Figure 19 : Localisations et formes de l'agriculture urbaine (Brulard, 2018).....	37
Figure 20 : Multifonctionnalités de l'agriculture urbaine (Duchemin, 2013)	39
Figure 21 : Carte du taux d'artificialisation de la commune de Mons montrant un centre-ville fortement artificialisé et un étalement urbain diffus (LifeWatch - Ecotopes (v.3.14-2018), Radoux et al. 2019) ..	46
Figure 22 : Carte des zones naturelles de la commune de Mons	47
Figure 23 : Carte de l'emplacement des 15 sites étudiés au sein de la commune montoise	52
Figure 24 : Carte montrant l'occupation des sols dans une zone tampon de 500 mètres autour des sites étudiés	53
Figure 25 : Classification des potagers selon la typologie de Krikser et al. (2016)	54
Figure 26 : Prélèvement en zigzag	58
Figure 27 : Triangle des textures	59

Figure 28 : Partenaires du projet	67
Figure 29 : Photo annotée du dispositif de culture	68
Figure 30 : Schéma du dispositif expérimental à reproduire sur le terrain	69
Figure 31 : PCA sur les variables descriptives des potagers (5 variables).....	72
Figure 32 : PCA sur la granulométrie des différents sites	73
Figure 33 : PCA sur la pollution aux métaux lourds des différents sites.....	74
Figure 34 : MCA sur les variables descriptives des potagers.....	76
Figure 35 : Heatmap représentant l'abondance des espèces d'abeilles sauvages capturées sur les différents sites.....	81
Figure 36 : NMDS sur les potagers en fonction des assemblages d'abeilles sauvages.....	83
Figure 37 : Résultats des analyses de corrélation entre la richesse spécifique et la granulométrie des sites	87
Figure 38 : Résultats des analyses de corrélation entre la richesse spécifique et l'imperméabilisation des sites.....	87
Figure 39 : Participation des sites (potagers et parcs urbains) à la trame verte montoise	91

Liste des tableaux

Tableau 1 : Descriptif et coordonnées géographiques des potagers	50
Tableau 2 : Descriptif et coordonnées géographiques des parcs.....	51
Tableau 3 : Classification des potagers selon la typologie de Krikser et al. (2016).....	55
Tableau 4 : Répartition des individus collectés selon leur famille et leur statut UICN. LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically endangered, DD = Data deficient	78
Tableau 5 : Estimateurs de la richesse spécifique sur l'ensemble des sites échantillonnés	79
Tableau 6 : Tableau du nombre d'espèces et du nombre d'individus observés par site	82
Tableau 7 : Comparaison de la richesse spécifique des familles d'abeilles sauvages à celle de travaux antérieurs.....	88
Tableau 8 : Classement des potagers et parcs urbains selon le système d'abeilles en guise d'étoiles mis en place.....	94

Contexte

A l'heure actuelle, la perte mondiale de biodiversité causée en grande majorité par les activités humaines n'est plus à démontrer. De plus en plus d'espèces sont menacées, dont de nombreux pollinisateurs comme les abeilles sauvages. Cet important déclin est préoccupant car les pollinisateurs jouent un rôle clé dans nos écosystèmes.

Le laboratoire de zoologie de l'Université de Mons, lieu où j'effectue mon stage, est spécialisé dans l'étude des abeilles sauvages. Parmi les différentes études qui y sont menées, plusieurs projets sur leur conservation sont développés. Ceux-ci traitent des questions liées à leur déclin afin d'en comprendre mieux les causes et de les limiter. En effet, les abeilles et les autres pollinisateurs, en tant qu'intermédiaires dans la reproduction des plantes, jouent un rôle primordial pour assurer la pérennisation de notre alimentation et par là même ont une importance non négligeable sur l'économie mondiale. De plus, étant assez bas dans la pyramide alimentaire, ceux-ci garantissent le maintien des populations de leurs espèces prédatrices directes et de tout leur écosystème. A terme, l'objectif de ces projets est d'alimenter les politiques locales de conservation.

Ce travail de fin d'études s'inscrit dans la continuité d'un travail précédent réalisé en 2021 : « Structure des communautés d'abeilles sauvages printanières au sein des potagers montois urbains et périurbains » par Florine Pecquereau. Il se focalisait sur un habitat particulier fréquenté par ces pollinisateurs : les potagers urbains. Ceux-ci, bien que ce ne soit pas leur vocation première, peuvent constituer des zones refuges potentielles pour les abeilles sauvages. En effet, dans nos paysages de plus en plus urbanisés, comme au sein de la commune de Mons, on peut considérer les potagers comme faisant partie d'un réseau écologique. Des collectes d'abeilles ont été effectuées sur dix potagers et cinq parcs urbains de la commune, sélectionnés pour l'occasion. Les données récoltées ont été comparées à celles déjà existantes pour déterminer si ces habitats constituaient un réel intérêt pour la conservation des abeilles. En plus de cela, les sites étudiés ont été classés en trois catégories (potagers productifs, potagers socioculturels et parcs) afin de pouvoir les comparer entre eux. Le but était aussi de déterminer si leur gestion d'un point de vue agronomique avait un impact sur la diversité d'abeilles. Cette année, c'est sur cet aspect plus agronomique que je me focaliserai car il n'avait pas été développé.

L'objectif de ce TFE est de caractériser les potagers selon différents critères sélectionnés au préalable afin, comme précité, de pouvoir les comparer entre eux. Au niveau du sol, il a été décidé que les métaux lourds, l'azote minéral ainsi que la granulométrie seraient analysés. Ces facteurs ont été considérés comme les plus intéressants à mettre en lien avec certains traits fonctionnels des abeilles.

L'azote minéral est fonction de la gestion des sites (plutôt intensive ou extensive) et peut être mis en lien avec les plantes potentiellement pollinisées par les abeilles. La granulométrie, quant à elle, peut être mise en relation avec la nidification des abeilles dans le sol. Concernant les métaux lourds présents dans les sols, ils pourraient avoir un impact sur la survie des abeilles. Quant aux autres critères, ils sont plus descriptifs et reprennent des informations sur l'identité du potager (type d'activité, superficie, ...), la conduite culturale, l'alimentation et la nidification des abeilles.

D'autre part, je participe à une étude à grande échelle visant à quantifier le service de pollinisation en milieu urbain. Dans la première partie de ce TFE, l'objectif principal est de voir si les potagers sont utiles aux abeilles. Ici, c'est l'inverse qui est recherché. Ce projet fut mis en place par l'Institut de la Transition Environnementale de l'Université de la Sorbonne et se déroule dans plusieurs villes de France, de Suisse et de Belgique. Au sein de la commune montoise, les dix potagers ainsi que les cinq parcs seront étudiés. Des plantes mesurant la pollinisation, appelées pollinomètres, seront utilisées. Elles sont toutes de la même espèce : *Sinapis alba*, la moutarde blanche. Ce qui sera mesuré en pratique c'est la diversité et la fréquence de visites d'insectes pollinisateurs sur ces plantes, ainsi que la formation de graines et de fruits (succès reproducteur) qui en résulte. Le protocole nous est fourni par Arthur Fauvau de l'Université de la Sorbonne à Paris. Il comprend la marche à suivre, du semis à la quantification des graines de moutardes.

1. Introduction

1.1. Les insectes pollinisateurs

1.1.1. Généralités

Les insectes sont les principaux pollinisateurs dans le monde. Un pollinisateur peut être défini comme un animal vecteur assurant le transfert de pollen des anthères (partie mâle d'une fleur) vers les stigmates (partie femelle d'une fleur). Sans ce transfert de pollen, la reproduction sexuée des plantes à fleurs ne pourrait pas être assurée (Vereecken et al., 2017).

On considère la plupart du temps que les abeilles mellifères (*Apis mellifera*) sont de bons pollinisateurs. Par exemple, Roubik (2002) a montré que les abeilles mellifères pouvaient augmenter la pollinisation et accroître le rendement des cultures de caféier (*Coffea arabica*) de plus de 50%, par rapport à une telle culture dont les rendements seraient obtenus par simple autopolinisation. Cependant, les abeilles mellifères sont loin d'être les seuls insectes pollinisateurs. On dénombre également beaucoup d'insectes pollinisateurs sauvages jouant un rôle important. Une étude a montré qu'une augmentation de la visite des insectes sauvages améliorerait la nouaison de deux fois plus qu'une augmentation équivalente de la visite des abeilles mellifères. Les visites des insectes sauvages et des abeilles mellifères favorisent la nouaison de manière indépendante, de sorte que la pollinisation par ces dernières complète, plutôt que remplace, la pollinisation par les insectes sauvages (Garibaldi et al., 2013). Chez nous, les ordres d'insectes pollinisateurs les plus représentés sont les hyménoptères, les diptères, les lépidoptères et les coléoptères (Vereecken et al., 2017). Plusieurs traits morphologiques et caractéristiques fonctionnelles les différencient en tant que pollinisateurs.

Les diptères, vulgairement appelés « mouches », sont des insectes présentant une seule paire d'ailes visibles (Vereecken et al., 2017). Ceux-ci, en particulier la famille des Syrphidae, sont parmi les prestataires de services doubles les mieux connus, à savoir la pollinisation et la lutte contre les ravageurs de cultures (principalement les pucerons) (Dunn et al., 2020). Malgré l'appréciation croissante des syrphes en tant que pollinisateurs, il y a un manque d'études à l'échelle communautaire sur la visite des fleurs par les syrphes (Klecka et al., 2018). Ils sont considérés comme des

visiteurs généralistes car ils fréquentent un large éventail d'espèces végétales. Malgré cela, certaines fleurs sont plus attractives que d'autres pour les syrphes du fait de l'accessibilité du pollen et du nectar (Dunn et al., 2020). C'est le cas notamment des grandes inflorescences plates des Apiaceae (Ombellifères) (Doyle et al., 2020). Les diptères possèdent des pièces buccales de types suceuses. Les syrphes ont tendance à avoir une trompe courte, ce qui les empêche de se nourrir sur les fleurs à corolle profonde. Leur proboscis (trompe) fonctionne selon un mode d'alimentation par épongeage et succion (Krenn et al., 2005). Des études démontrent que les syrphes sont généralement attirés par les fleurs jaunes et blanches (Colley et Luna, 2000 ; Hannah et al., 2019). Selon, Klecka et al., (2018), l'attraction des syrphes pour les fleurs dépendrait aussi de la couleur mais de manière spécifique à la sous-famille. Les Eristalinae seraient plus attirées par les fleurs blanches, les Pipizinae par les fleurs blanches et jaunes, tandis que les Syrphinae y seraient plus indifférents. Néanmoins,



Figure 1 : *Episyrphus balteatus*
(Steven Falk, 2022)

d'autres essais sur le terrain suggèrent que la longueur de la corolle est le principal trait floral permettant de déterminer l'abondance des syrphes, plus encore que la couleur de la fleur (Van Rijn et al., 2006 ; Dunn et al., 2020). Bien que les Syrphidae aient une régularité de visite significativement plus grande, les autres diptères sont également très importants pour la pollinisation (Orford et al., 2015).

Les lépidoptères, vulgairement appelés « papillons », sont des insectes dont les ailes sont couvertes d'écailles. Généralement, ils sont divisés en deux groupes : les rhopalocères (papillons de jour) et les hétérocères (papillons de nuit) (Vereecken et al., 2017). Cette distinction est à prendre avec précaution étant donné que beaucoup d'hétérocères ont une activité diurne et que quelques rhopalocères ont une activité nocturne. La grande majorité des papillons (environ 98%) se nourrissent de nectar grâce à leur longue trompe (proboscis) enroulable. La longueur de celle-ci varie de manière considérable d'une espèce à l'autre. Le record est détenu par le Sphingidae *Amphimoea walkeri* qui possède une trompe de 280 mm. Il s'agit du plus long dispositif de succion connu chez les insectes. Chez les papillons européens, la longueur des proboscis varie entre 4,9 et 17 mm (Krenn et al., 2005). Les papillons sont généralement considérés comme des pollinisateurs mineurs par rapport aux abeilles

(Barrios et al. 2016). Cependant leur rôle en tant que pollinisateurs reste important pour certaines espèces végétales, en particulier pour les plantes à fleurs à corolles profondes (Szigeti et al., 2018). En effet, les canaux alimentaires très allongés et tubulaires des papillons ainsi que le mode prédominant d'alimentation par succion sont particulièrement associés à l'extraction du nectar des fleurs tubulaires longues et étroites. Les pièces buccales restent généralement immobiles pendant l'alimentation et aspirent le nectar selon un gradient de pression (principe de la paille). Au vu de la longueur du proboscis, pour des raisons purement biomécaniques le nectar absorbé devrait être peu visqueux et donc peu sucré. Toutefois, le rôle de la salive comme facteur de dilution n'est rarement voire jamais pris en compte et peut être important chez les papillons (Krenn et al., 2005).



Figure 2 : *Macroglossum stellatarum*
(Françoise Touhe, 2022)

Les coléoptères, vulgairement appelés « scarabées », sont des insectes dont les ailes antérieures sont sclérifiées en « élytres » (Vereecken et al., 2017). Bon nombre d'entre eux se nourrissent de tissus floraux, de grains de pollen et/ou de nectar (Karolyi, 2019). Les espèces se nourrissant des tissus floraux peuvent être considérées comme destructrices pour leurs fleurs hôtes et de ce fait plutôt inadaptées en tant que pollinisateurs (Karolyi et al., 2016 ; Karolyi, 2019). Cependant, le succès des angiospermes que côtoient ces coléoptères s'expliquerait en partie par l'évolution d'une fleur destinée à être mangée. On peut donc dire que ces espèces se nourrissent sur des plantes possédant des fleurs « sacrificables » (Karolyi et al., 2019). Par rapport à l'alimentation destructive des tissus floraux, de nombreux coléoptères ont développé des pièces buccales adaptées à l'alimentation en pollen. Des structures de récolte du



Figure 3 : *Cetonia aurata*
(Steven Falk, 2019)

pollen telles que des poils semblables à des peignes et/ou des poils de forme spéciale auxquels adhèrent les grains de pollen, ont également été décrites chez les Scarabaeidae, Oedemeridae, Cerambycidae, Cantharidae, Bruchidae, Meloidae et Mordellidae. Ceux qui possèdent ces structures de récolte peuvent polliniser efficacement toute une série de plantes (Karolyi et al., 2019 ; Krenn et al., 2005). Par ailleurs,

les pièces buccales de la plupart des coléoptères sont courtes et prognathes. Ils se retrouvent donc généralement sur des fleurs dont le pollen est bien exposé (plutôt plates et à corolle courte). Cependant, des coléoptères petits et minces peuvent exploiter des fleurs dont les sources de nourriture sont cachées en rampant ou en poussant pour pénétrer dans la fleur (Krenn et al., 2005).

Les hyménoptères sont des insectes dont l'une des principales caractéristiques est d'être pourvus de deux paires d'ailes membraneuses couplées grâce à des crochets ou « hamules ». Cet ordre est l'un des plus diversifié et compte environ 125000 espèces parmi lesquels on retrouve les guêpes, ichneumons, fourmis, abeilles et bourdons (Lecointre et Le Guyader, 2017). Les abeilles sont sans doute les pollinisateurs les plus célèbres auprès du grand public, en particulier l'abeille domestique (*Apis mellifera*) notamment en raison des différents produits de la ruche qu'elle nous procure (Vereecken et al., 2017). Les hyménoptères se nourrissent de nectar et de pollen et certains collectent du pollen pour nourrir leurs larves (Krenn et al., 2005 ; Michener, 2007). Dans les Apoidea, on distingue les Sphéciformes (guêpes apoïdes) des Anthophila (abeilles). A quelques exceptions près, les Anthophila sont phytophages et possèdent des organes de récolte du pollen, appelé scopa (Michez et al., 2019). L'arbre ci-dessous représente la classification traditionnelle simplifiée des hyménoptères.

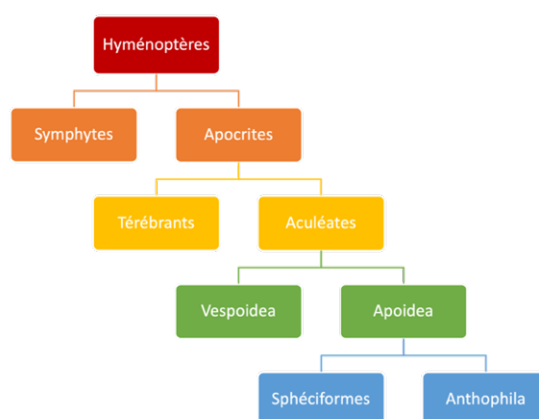


Figure 4 : Arbre représentant la classification traditionnelle simplifiée des hyménoptères

1.1.2. Focus sur les abeilles sauvages

Les abeilles (Anthophila) comptent environ 20000 espèces différentes dans le monde. Leur appareil buccal est de type broyeur-lécheur ce qui leur permet, comme la plupart des autres hyménoptères, de se nourrir de pollen et de nectar. Ceci est

valable aussi bien pour les imagos que pour les larves (Michener, 2007). Les femelles d'un grand nombre d'espèces récoltent ces ressources afin de les stocker dans un nid pour nourrir leur descendance (Michez et al., 2019 ; Vereecken et al., 2017). Au niveau des autres caractéristiques anatomiques, les abeilles possèdent des yeux très développés ainsi que trois ocelles ce qui rend leur vision très bonne. C'est aussi le cas pour beaucoup d'autres insectes. De plus, elles disposent d'une paire d'antennes comportant 12 articles chez les femelles et 13 articles chez les mâles. Cela constitue un premier bon critère pour différencier le sexe (Michener, 2007). La femelle est également responsable de la ponte, et l'ovipositeur ayant été remplacé par un aiguillon (dard) chez les abeilles, cette opération a lieu par un autre orifice (Michez et al., 2019). Le mâle de son côté possède un genitalia lui permettant de s'accoupler. Celui-ci peut servir à l'identification de l'espèce (Michener, 2007). La femelle s'occupant seule de sa descendance, elle dispose d'organes de récolte du pollen, appelés « scopas », dont le mâle n'est pas pourvu. Sur le terrain, il est possible de remarquer les mâles grâce à leur caractère territorial et à l'exécution de parades nuptiales (Michez et al., 2019).

Outre la distinction entre les mâles et les femelles, pour reconnaître les différentes espèces, d'autres éléments sont aussi utilisés. Grâce à la forme des pièces buccales, deux groupes d'abeilles peuvent déjà être établis. Les familles des Andrenidae, des Colletidae, des Halictidae et des Melittidae forment le premier groupe et les celles des Apidae et des Megachilidae forment le deuxième. Ensuite, le nombre de cellules sur les ailes antérieures et la manière dont elles sont disposées sont des critères fiables pour différencier les genres (Michez et al., 2019).

1.1.3. Diversité et écologie

Dans ce point, nous allons présenter les six familles d'Anthophila existant en Belgique et mentionner certaines espèces susceptibles de se retrouver au sein des potagers et des parcs urbains. Au total, ce sont 381 espèces qui sont actuellement présentes en Belgique dont la majorité sont recensées en Wallonie (Drossart et al., 2019).

Commençons par le groupe qui, dans l'état actuel des connaissances, semble être le plus ancien : les Melittidae. Ces abeilles terricoles à langues courtes vivent dans des milieux xériques à tempérés (Michez et al., 2019). Seulement 3 genres (*Dasypoda*,

Macropis et *Melitta*) et neuf espèces ont été recensées en Belgique (Drossart et al., 2019). Parmi celles-ci, l'espèce *Dasypoda hirtipes* est bien reconnaissable sur le terrain, grâce à sa grande taille (13-16 mm) et à sa pilosité caractéristique. Chez les femelles, les pattes postérieures sont couvertes d'une épaisse pilosité orange (brosses de récoltes très développées). Cette espèce est liée aux habitats ouverts et nidifie



Figure 5 : Femelle de *Dasypoda hirtipes* (Steven Falk, 2009)

dans des sols très meubles à sableux. C'est une abeille solitaire mais elle établit régulièrement des bourgades de plusieurs centaines de nids entre d'anciens pavés des trottoirs et des parcs en ville ou plus simplement dans les jardins (Terzo et Vereecken, 2014). Les Melittidae ont des choix floraux restreints (Michez et al., 2008). Par exemple, le genre *Macropis* est inféodé aux fleurs de lysimaque (*Lysimachia vulgaris*).

La famille la plus diversifiée de Belgique avec 13 genres et 101 espèces recensées est celle des Apidae (Drossart et al., 2019). C'est sans doute également la plus célèbre auprès du grand public car elle contient des espèces telles que l'abeille domestique (*Apis mellifera*) et les bourdons (*Bombus* sp.). Ces deux genres bien connus sont sociaux, alors que les autres genres d'Apidae belges sont solitaires. Les Apidae comprennent trois sous-familles : les Apinae (dont font partie *Apis* et *Bombus*), les Nomadinae et les Xylocopinae (Michener, 2007). Chez les Apinae, on retrouve aussi le genre *Anthophora*, des abeilles poilues pouvant parfois être confondues avec les bourdons. Les Nomadinae sont des abeilles cleptoparasites (Michez et al., 2019). Dans cette sous-famille, on retrouve le genre *Nomada* qui, avec son corps dépourvu de pilosité, peut faire penser à une petite guêpe. Enfin, chez les Xylocopinae, on retrouve aussi bien de très grosses abeilles comme les *Xylocopa* (abeilles charpentières), que de très petites comme les *Ceratina* (Michez et al., 2019). Au sein des potagers, l'espèce *Anthophora plumipes* visite surtout les lamiacées (lamiers, lavande, romarin, ...) ainsi que le muscari. L'espèce *Xylocopa violacea* quant à elle, peut être observée sur les légumineuses comme le pois vivace par exemple (Terzo et Vereecken, 2014).



Figure 6 : Femelle d'*Anthophora plumipes* (Steven Falk, 2021)

Les Megachilidae comptent 12 genres et 76 espèces en Belgique (Drossart et al., 2019). Il s'agit de la deuxième famille d'abeilles à langue longue des Anthophila (avec les Apidae). Les femelles sont aisément reconnaissables car elles sont les seules en Europe dont la brosse de récolte du pollen se situe sous l'abdomen, excepté chez les espèces parasites. Pour construire leur nid ou bien cloisonner des cavités (comme des tiges par exemple), ces abeilles exploitent divers matériaux disponibles dans leur milieu. La majorité des espèces que nous pouvons observer dans les hôtels à insectes font partie de cette famille (Michez et al., 2019). Parmi les espèces communes retrouvées dans les jardins, on peut citer *Osmia cornuta* (l'osmie cornue), dénommée



Figure 7 : Femelle d'*Osmia cornuta*
(Steven Falk, 2018)

aussi l'abeille maçonne. C'est une des premières espèces à sortir au printemps. D'un autre genre, il y a également l'espèce *Megachile willughbiella* (la coupeuse des feuilles du jardin), qui se retrouve surtout sur les légumineuses, les épilobes et les campanules, ou encore *Anthidium manicatum* (l'anthidie à manchettes) qui butine principalement les sauges, les digitales et aussi les légumineuses (Terzo et Vereecken, 2014).

Les Andrenidae comprennent 2 genres et 93 espèces en Belgique. Deux sous-familles y sont présentes : les Andreninae et les Panurginae. Les deux genres associés sont *Andrena* et *Panurgus* (Drossart et al., 2019). Les abeilles de cette famille sont assez communes et abondantes dans les parcs et jardins des milieux urbains, surtout au printemps (Michez et al., 2019). Ces abeilles terricoles font leur nid de manière isolée pour la plupart, mais ils peuvent aussi être regroupés en bourgades. Plus occasionnellement, l'entrée principale du nid est partagée par plusieurs femelles qui s'occupent ensuite de galeries différentes pour élever leur progéniture. Les espèces qui nidifient de cette façon sont dites « communales » (Michener, 2007).



Figure 8 : Femelle d'*Andrena flavipes*
(Steven Falk, 2016)

La famille des Halictidae contient 7 genres et 86 espèces en Belgique (Drossart et al., 2019). Ces espèces ont une pilosité assez peu marquée et leur morphologie est relativement homogène. Certaines d'entre elles sont sociales, comme celles du genre

Lasioglossum, et d'autres sont solitaires. Un dimorphisme sexuel se manifeste chez les genres *Halictus* et *Lasioglossum*. En effet, à l'extrémité de l'abdomen chez les femelles, on remarque un sillon glabre, qui n'est pas présent chez les mâles. Cette famille recense aussi des espèces cleptoparasites. Il s'agit du genre *Sphecodes*, identifiables grâce à leur abdomen rouge (Michez et al., 2019). Par exemple, l'espèce



Figure 9 : Mâle de *Sphecodes albilabris* (Steven Falk, 2020)

Sphecodes albilabris (le sphécode à labre blanc) parasite l'espèce *Colletes cunicularius* (la collète lapin) en s'infiltrant dans le nid que cette dernière a creusé afin de pondre ses œufs sur les réserves déjà accumulées par l'espèce hôte. Afin d'assurer le bon développement de sa larve, le sphécode tuera la larve de l'hôte si nécessaire (Terzo et Vereecken, 2014).

Les Colletidae représentent 2 genres (*Colletes* et *Hylaeus*) et 38 espèces en Belgique (Drossart et al., 2019). Cette famille partage une caractéristique morphologique avec les guêpes apoïdes qui est unique chez les abeilles : une langue bifide (Hedtke et al., 2013). Les *Hylaeus* sont de très petites abeilles noires qui ne possèdent pas de brosse de récolte du pollen. En effet, celui-ci est transporté dans le jabot et régurgité dans le nid qui, par ailleurs, est réalisé dans des tiges creuses comme celles des ronces. L'orifice est obstrué à l'aide d'une substance ressemblant à de la cellophane (Michez et al., 2019). Le réséda jaune (*Reseda lutea*) est une plante importante pour certaines espèces du genre *Hylaeus*, notamment *Hylaeus signatus* (le prosopis du réséda) qui s'en nourrit exclusivement (Terzo et Vereecken, 2014). Dans le genre *Colletes*, il y a la collète lapin (*Colletes cunicularius*). Elle est terricole et nidifie de manière isolée mais forme souvent d'importantes bourgades. C'est la seule espèce du genre qui est active au printemps chez nous. Elle a une préférence pour les saules et les prunelliers.



Figure 10 : Femelle de *Colletes cunicularius* (Steven Falk, 2016)

1.1.4. Le service écosystémique de pollinisation

Les services écosystémiques sont définis dans le MEA (Millenium Ecosystem Assessment) comme les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes. Le rapport de synthèse du MEA distingue les services de régulation (dont la pollinisation fait partie), les services de prélèvement (ou d'approvisionnement), les services de soutien (ou d'auto-entretien) et les services culturels. L'être humain est dépendant de tous ces services de manière plus ou moins intense en fonction du service fourni (Reid et al., 2005).



Figure 11 : Services fournis par les écosystèmes aux êtres humains (Eggermont et Szczodry, 2020)

La pollinisation a lieu chez les plantes à fleurs (angiospermes) lorsque du pollen viable provenant des anthères est transporté vers les stigmates compatibles et réceptifs. Elle est suivie d'une fécondation qui aboutira à la production de fruits et de graines nécessaires à la reproduction. La pollinisation peut se produire entre les gamètes mâles et femelles d'un même individu (autopollinisation), ou d'individus différents (allopollinisation ou pollinisation croisée) appartenant à la même espèce (Potts et al., 2017 ; Ollerton, 2021). Il s'agit du mécanisme principal de reproduction sexuée chez les plantes à fleurs. Dans le cas de l'allopollinisation, qui favorise le brassage génétique, les plantes dépendent de vecteurs permettant de déplacer leurs gamètes comme les animaux (zoogamie), le vent (anémogamie) ou encore l'eau (hydrogamie) (Michez et al., 2019 ; Ollerton, 2021).

La productivité de nombreuses cultures bénéficie de la présence d'insectes pollinisateurs (Aizen et al., 2009). On estime que 87,5% des angiospermes sont pollinisées par des animaux dont la majorité sont des insectes (entomogamie) (Ollerton et al., 2011). Selon Klein et al. (2007), 35% de la production mondiale de cultures destinées à l'alimentation humaine dépendent des pollinisateurs. Sur les 107 types de cultures principales dans le monde, 91 sont dépendantes de la pollinisation de manière plus ou moins importante. Le graphique ci-dessous représente les effets qu'entraîneraient la disparition totale des pollinisateurs sur les principales cultures mondiales destinées à l'alimentation humaine. Une baisse de production serait observée dans 85% de celles-ci (Potts et al., 2016). Dans les 43 plantes pour lesquelles l'absence de pollinisateurs entraînerait une réduction de la production de plus de 40% (pollinisation animale obligatoire ou très importante), on retrouve surtout des arbres fruitiers de climats tempérés (poirier, pommier, prunier, ...) ou tropicaux (manguier, cacaoyer, ...) et également des plantes aromatiques (Klein et al., 2007 ; Le Féon, 2011).

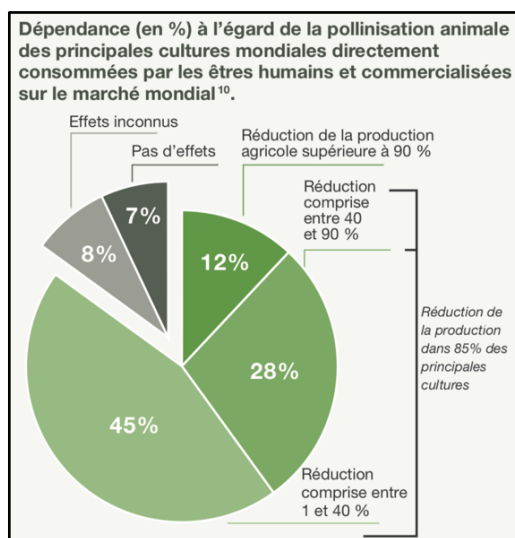


Figure 12 : Effets de la disparition totale des pollinisateurs sur les principales cultures mondiales destinées à l'alimentation humaine (Klein et al., 2007 dans Potts et al., 2016)

Pour évaluer la valeur économique du service procuré par les pollinisateurs, il est plus intéressant de considérer le niveau de dépendance de chaque culture à la pollinisation animale, étant donné que la productivité est seulement réduite pour de nombreuses plantes en l'absence de pollinisateurs (Klein et al., 2007 ; Le Féon, 2011). C'est ce qu'on fait les auteurs suivants. La valeur économique de la pollinisation animale vis-à-vis de la productivité agricole mondiale a été estimée à 153 milliards d'euros pour l'année 2005. Cela équivaut à 9,5% de la valeur de la production agricole

mondiale (Gallai et al., 2009 ; Le Féon, 2011). Pour l'année 2009, cette estimation était comprise entre 235 et 577 milliards de dollars US (Potts et al., 2016). Plus récemment encore, en 2012, la pollinisation des cultures spécifiquement assurées par les insectes a été estimée à 361 milliards de dollars US (Dunn et al., 2020). Pour la Belgique, la valeur de la pollinisation a été approximée à 252 millions d'euros pour l'année 2010. Cela correspond à 11% de la valeur de la production agricole belge (Jacquemin et al., 2017).

Au niveau européen, on considère que 84% des espèces cultivées dépendent de la pollinisation animale (Klein et al., 2007). L'agriculture est donc plus ou moins vulnérable en fonction des cultures produites. Les pays du Sud de l'Europe, qui produisent majoritairement des fruits et des légumes, sont fortement touchés comparés aux pays qui produisent beaucoup de céréales. Les principales cultures européennes sont le blé, le maïs, l'orge et le colza. Cette dernière représente la culture entomophile européenne la plus importante. Même si sa pollinisation peut aussi se faire par le vent, les rendements de cette culture sont augmentés en présence de pollinisateurs (Le Féon, 2011). Plusieurs études récentes vont également dans ce sens. En Irlande, Stanley et al. (2013) ont montré que l'exclusion des pollinisateurs des cultures de colza d'hiver entraînait une diminution de 27 % du nombre de graines produites et de 30 % du poids des graines par gousse, avec des valeurs comparables pour les cultures de colza de printemps. Une revue de la littérature apporte comme conclusion principale que la dépendance à la pollinisation par les insectes diffère selon les cultivars et les régions (Ouvrard et Jacquemart, 2019). Enfin, Fairhurst et al. (2022) ont affirmé que la pollinisation par le vent et les insectes pouvait améliorer le rendement du colza dans diverses conditions environnementales en agissant de manière complémentaire.

Les abeilles sauvages constituent, avec les abeilles domestiques, le principal groupe de pollinisateurs et le plus important sur le plan économique (Kremen et al., 2007 ; Matias et al., 2017). Leur déclin aurait un fort impact sur les autres animaux qui dépendent des plantes à fleurs pour se nourrir ou s'abriter, et sur leurs écosystèmes (Ollerton et al., 2011 ; Michez et al., 2019). Quant à l'être humain, il ne faut pas sous-estimer l'impact que la perte des pollinisateurs aurait sur lui. Selon Smith et al. (2015), une réduction de 50% du service de pollinisation engendrerait une augmentation de la malnutrition et une dégradation de la qualité de vie. Cette malnutrition ne causerait pas

moins de 700000 morts supplémentaires par an. Cette perte de pollinisateurs serait associée à une diminution de 16% de l'approvisionnement en légumes et de 23% en fruits (Smith et al., 2015).

Finalement, une diversité biologique plus grande pourrait améliorer la fourniture de services écosystémiques comme la pollinisation de nos cultures. En effet, ceux-ci seraient plus stables dans l'espace et dans le temps car chaque espèce ne répond pas de la même manière aux conditions environnementales. Le fait de bénéficier d'une biodiversité importante permet aux écosystèmes d'être plus résilients lors de perturbations, vu que certaines espèces sont capables de s'y adapter mieux que d'autres (Winfree et Kremen, 2009).

1.1.5. Leur déclin

Beaucoup d'espèces d'insectes pollinisateurs dans le monde sont en déclin (Biesmeijer et al., 2006 ; Gallai et al., 2009). Cette régression est due au fait qu'ils sont exposés de manière chronique à de multiples facteurs de stress en interaction, liés à l'influence de l'être humain sur la planète (Goulson et al., 2015). Parmi ces stress, la fragmentation et la perte d'habitats est l'une des causes principales de la disparition des espèces. Cette fragmentation et perte d'espaces permettant aux pollinisateurs de se nourrir, de nidifier et de se reproduire, est une conséquence de l'urbanisation croissante et de l'intensification de l'agriculture (Larsen et al., 2005 ; Dellicour et al., 2015 ; Michez et al., 2019).

Le développement de l'agriculture moderne est une cause à part entière du déclin des insectes pollinisateurs (Rasmont, 2006). En effet, depuis son apparition il y a plusieurs milliers d'années, l'agriculture et la manière de produire ont bien changé. L'impact sur les pollinisateurs s'est surtout fait ressentir à partir du milieu du XX^e siècle (Rasmont, 2006), lors de la deuxième révolution agricole, période de généralisation de la mécanisation et de la motorisation ainsi que de l'utilisation régulière des engrais chimiques et des produits phytosanitaires (Regnault et al, 2012). Avant l'apparition des engrais azotés de synthèse, l'azote nécessaire au développement des cultures était majoritairement apporté grâce à des légumineuses capables de fixer l'azote atmosphérique dans le sol. Ces plantes, oligotrophes pour la plupart, produisent de grandes quantités de pollen et de nectar pouvant être utilisées par les abeilles. Dans

l'agriculture conventionnelle telle que nous la connaissons aujourd'hui, cette source d'azote naturelle assimilable par les plantes est devenue inutile. L'avènement des engrais azotés de synthèse a occasionné la disparition des terres recouvertes de légumineuses telles que le trèfle, le sainfoin ou la luzerne, et en parallèle de cela, la régression des espèces pollinisatrices de milieux ouverts (Rasmont et Mersch, 1988 ; Rasmont, 2006). De plus, l'utilisation de ces engrais a fortement enrichi les milieux en plantes nitrophiles, au-delà des terres cultivées. En effet, une partie de ces engrais est lessivé en dehors des cultures, ce qui détruit la flore oligotrophe. Les milieux deviennent alors extrêmement banals, composés seulement de quelques espèces nitrophiles, comme l'ortie (*Urtica dioica*) par exemple, qui prennent le pas sur toutes les autres (Rasmont, 2006 ; Carnevali et al., 2019). D'autre part, la diversité florale a également diminué du fait des monocultures de plus en plus fréquentes et de plus en plus grandes et de l'utilisation d'herbicides afin de lutter contre les adventices (Croxton et al., 2002 ; Rasmont et al., 2005 ; Vray et al., 2019). Finalement, l'utilisation des insecticides a une conséquence directe sur les pollinisateurs qui voient leur succès reproducteur diminuer ou meurent directement (Henry et al., 2012 ; Sandrock et al., 2014). L'effet combiné de différents pesticides peut aussi avoir des conséquences néfastes sur les abeilles (Sgolastra et al., 2017, 2018 ; Carnesecchi et al., 2019 ; Azpiazu et al., 2021).

Un autre élément plus global pouvant être mis en cause dans le déclin des pollinisateurs est le changement climatique. Un des effets potentiels de celui-ci est de provoquer des déplacements d'aires de répartition, conduisant à une mauvaise adéquation spatiale entre les plantes et les pollinisateurs (Goulson et al., 2015). Cela a par exemple été démontré chez les papillons (Forister et al., 2010). En outre, les épisodes météorologiques extrêmes tels que les sécheresses, les inondations et les tempêtes devraient augmenter, avec des impacts majeurs attendus sur les communautés locales de pollinisateurs. Par exemple, les abeilles nichant sous terre seront directement affectées par les inondations (Goulson et al., 2015). Les effets groupés des nombreux stress que subissent les pollinisateurs (perte d'habitats, diminution de la disponibilité des ressources florales, exposition aux parasites et aux pathogènes, intensification de l'agriculture et utilisation de pesticides, ...) sont encore mal compris à l'heure actuelle mais seront probablement accentués par ces changements climatiques à l'avenir (Goulson et al., 2015 ; Michez et al., 2019).

Des listes rouges ont été mises en place au niveau européen afin d'évaluer le statut de conservation d'environ 6000 espèces européennes selon les lignes directrices régionales de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Van Swaay et al., 2010 ; Nieto et al., 2014 ; Càlix et al., 2018). Il n'existe malheureusement pas de liste rouge qui concerne spécifiquement les insectes pollinisateurs (Potts et al., 2017). Nous allons donc nous intéresser ici aux listes rouges qui concernent les abeilles, les papillons, les syrphes et les coléoptères saproxyliques, car elles regroupent une grande partie des insectes pollinisateurs d'Europe.

Commençons par la liste rouge européenne des abeilles. Le nombre total d'espèces évaluées s'élève à 1942 (Nieto et al., 2014). Au niveau de l'Europe géographique, la liste rouge estime que 7 espèces sont en danger critique d'extinction (CR), que 46 espèces sont en danger (EN) et que 24 espèces sont vulnérables (VU). Ces résultats sont sous-estimés. En effet, 56,7% des 1942 espèces évaluées (1101 espèces) ont été classées dans la catégorie « données insuffisantes » car il n'y a pas assez de données pour évaluer leur risque d'extinction. Au total, 77 espèces d'abeilles sont menacées (soit 4%), mais au vu du nombre d'espèces pour lesquelles les données sont insuffisantes, la liste rouge estime que 9,2% des espèces sont menacées en Europe.

En 2019, Drossart et al. publiaient la première liste rouge des abeilles de Belgique. La figure ci-dessous compare les données de la liste rouge de Belgique et celles d'Europe. En Belgique, le nombre total d'espèces évaluées s'élève à 381. Parmi ces 381 espèces, 45 sont régionalement éteintes (RE), 47 sont en danger critique d'extinction (CR), 32 sont en danger (EN) et 34 sont vulnérables (VU). Au total, 113 espèces d'abeilles sont menacées en Belgique (soit 29,6 %). Cependant, pour être cohérent avec les lignes directrices de l'UICN et avec la liste rouge des abeilles d'Europe, une estimation revue à la hausse a été calculée. A cause des espèces pour lesquelles on ne dispose pas d'assez de données afin de pouvoir évaluer leur statut de conservation, on estime que 32,8 % des espèces sont menacées à l'échelle nationale.

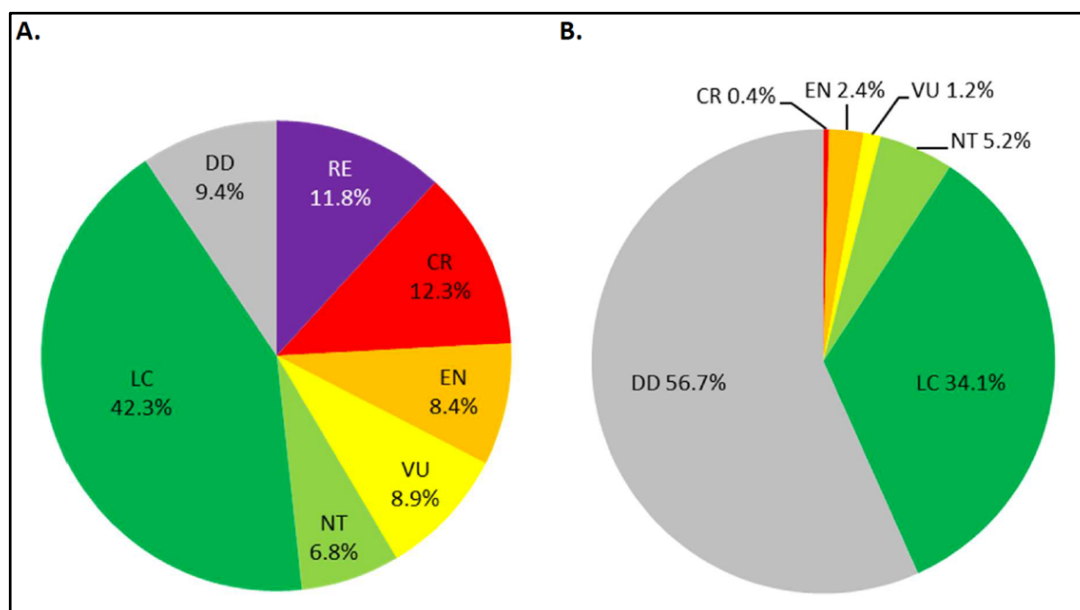


Figure 13 : A. Statut de la liste rouge UICN des abeilles de Belgique (Drossart et al., 2019) ; B. Statut de la liste rouge UICN des abeilles d'Europe (Nieto et al., 2014). LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically endangered, RE = Regionally extinct, DD = Data deficient

Voyons maintenant la liste rouge européenne des papillons. Le nombre total d'espèces évaluées s'élève à 435 (Van Swaay et al., 2010). Au niveau de l'Europe géographique, la liste rouge a identifié une espèce régionalement éteinte (RE) : *Aricia hyacinthus*. Cette liste estime aussi que 3 espèces sont en danger critique d'extinction (CR), que 12 espèces sont en danger (EN) et que 22 espèces sont vulnérables (VU). La part d'espèces non menacées est bien plus élevée dans le cas des papillons avec environ 80% des espèces classées en « préoccupation mineure » (107 espèces) et 10 % en « quasi-menacées » (44 espèces). Au total, 37 espèces de papillons sont considérées comme menacées en Europe (soit 8,5 %). Contrairement aux listes présentées précédemment, il n'y a que 4 espèces pour lesquelles les données sont insuffisantes. Au vu de ce nombre assez faible, aucune estimation supplémentaire n'a été faite. Il faut cependant rester prudent car cette liste rouge date de 2010 et les choses ont assurément évolué depuis. Une liste rouge des papillons de jour de Wallonie a également été publiée en 2008. La figure ci-dessous représente les données que nous venons d'exposer (arrondies à l'unité) sous forme de graphique circulaire.

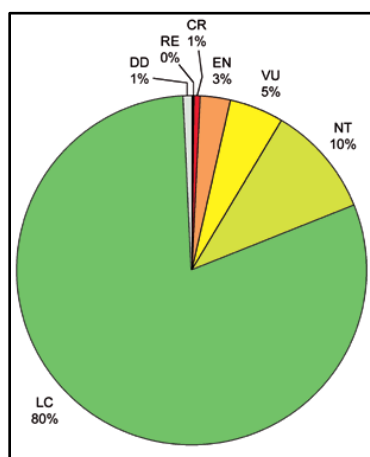


Figure 14 : Statut de la liste rouge UICN des papillons d'Europe (Van Swaay et al., 2010). LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically endangered, RE = Regionally extinct, DD = Data deficient

A présent, passons à la liste rouge européenne des coléoptères saproxyliques. Certaines espèces de coléoptères saproxyliques sont impliquées dans la pollinisation. Le nombre total d'espèces évaluées s'élève à 688 (Càlix et al., 2018). Au niveau de l'Europe géographique, la liste rouge estime que 5 espèces sont en danger critique d'extinction (CR), que 51 espèces sont en danger (EN) et que 37 espèces sont vulnérables (VU). Globalement, 17,9 % des espèces sont considérées comme menacées en Europe. Cette valeur suppose qu'une proportion relative d'espèces dont les données sont insuffisantes (168 espèces sur les 688 évaluées) sont susceptibles d'être menacées.

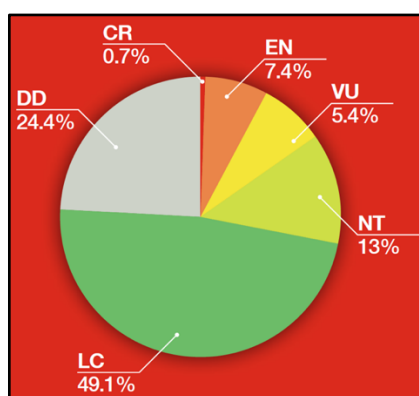


Figure 15 : Statut de la liste rouge UICN des coléoptères saproxyliques (Càlix et al., 2018). LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically endangered, DD = Data deficient

Les syrphes sont également très importants pour nos systèmes alimentaires et notre biodiversité. Ils sont considérés comme le deuxième groupe de pollinisateurs le plus important après les abeilles. En effet, ce groupe joue un rôle clé dans la pollinisation et la lutte contre les parasites, car il se nourrit d'un grand nombre de

pucerons et d'autres parasites agricoles courants. Une liste rouge européenne des syrphes est en cours d'élaboration afin d'évaluer le risque d'extinction de plus de 900 espèces de syrphes européens. Cette liste fournira une vue d'ensemble des menaces auxquelles ils sont confrontés et facilitera l'identification de mesures de conservation efficaces (UICN, 2022). Actuellement, aucune liste rouge européenne ou belge des syrphes n'a donc été publiée. Néanmoins, il existe tout de même une liste rouge des syrphes en Flandre. Comme les autres, celle-ci a été mise en place selon les lignes directrices régionales de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN). La Belgique étant un petit pays, les données présentées dans la liste flamande ne devraient a priori pas trop s'écarter des données wallonnes (ou même plus globalement des données belges).

Le nombre total d'espèces de syrphes évaluées dans la liste flamande s'élève à 288 (Van de Meutter et al., 2021). Parmi celles-ci, 22 espèces sont régionalement éteintes (RE), 29 sont en danger critique d'extinction (CR), 43 sont en danger (EN) et 42 sont vulnérables (VU). Les 152 espèces restantes sont actuellement non menacées. Au total, 44% des espèces sont considérées comme menacées en Flandre. Cette liste rouge examine les espèces en fonction de quatre principaux groupes d'habitats (habitats aquatiques, forestiers, cultivés et ouverts). Ils ont constatés que les espèces disparues étaient relativement plus nombreuses dans le groupe des habitats aquatiques et moins nombreuses dans les habitats cultivés et forestiers. Il n'y a également pratiquement aucune espèce menacée dans les habitats cultivés. Les tendances concernant les syrphes en Flandre sont plus ou moins similaires à celles des Pays-Bas et du Royaume-Uni (Van de Meutter et al., 2021).

1.1.6. Protection et conservation

La protection et la conservation de la biodiversité est un enjeu actuel majeur pour maintenir un certain équilibre au sein des milieux naturels et également conserver les services écosystémiques que les êtres vivants et leurs environnements nous procurent, comme la pollinisation (Vereecken et al., 2017).

Il existe de nombreux projets pour la protection et la conservation des pollinisateurs. Les listes rouges de l'UICN abordées précédemment en font partie car elles permettent d'identifier les menaces auxquelles les pollinisateurs sont confrontés ce qui

facilite grandement la mise en place de mesures de conservation efficaces (Van Swaay et al., 2010 ; Nieto et al., 2014 ; Càlix et al., 2018 ; Van de Meutter et al., 2021). Au niveau international, la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) publie des rapports d'évaluation de la biodiversité. En 2016, elle a publié un rapport sur les pollinisateurs, la pollinisation et la production alimentaire. Au niveau européen, on retrouve les projets LIFE qui ont pour but de restaurer les biotopes et habitats d'espèces pointés par les Directives « Faune-Flore-Habitats » et « Oiseaux ». Le projet SAPOLL est un plan d'actions transfrontalier (Nord de la France – Wallonie – Flandre) en faveur des pollinisateurs sauvages. En Belgique, il existe plusieurs organismes de préservation de la nature comme l'ASBL Natagora en Wallonie et l'ASBL Natuurpunt, son équivalent en Flandre. La Wallonie a mis en place une liste contenant 47 espèces d'abeilles sauvages, toutes protégées.

1.2. L'environnement urbain

1.2.1. Généralités

L'urbanisation peut être définie comme un mécanisme d'accroissement de la population des zones urbaines et par conséquent, d'extension des villes. Ce phénomène a tendance à s'accélérer depuis la première révolution industrielle (fin du XVIIIe siècle). Aujourd'hui, plus de la moitié des habitants de la planète vivent dans des zones urbaines (Dorier et Lecoquierre, 2018).

En Belgique, environ 56 % de la population totale habite en région urbaine. Ce concept de région urbaine existe partout dans le monde mais les critères utilisés pour la définir sont différents en fonction des pays. Dans la majorité des cas, pour délimiter une région urbaine, on retrouve les critères de nombre d'habitants, de densité, de superficie et de distance. Chez nous, on parle d'agglomération, de banlieue et de zone des migrants alternants. On part d'un centre urbain très dense pour aller vers un habitat de plus en plus diffus en sortie de banlieue, considérée en quelque sorte comme la zone de croissance de la ville. La zone des migrants alternants s'étend hors de la banlieue mais se rattache aussi à la ville. Son développement est dû à la mobilité pendulaire, qui désigne les déplacements quotidiens de la population entre le lieu de travail et le domicile. On voit bien sur la figure ci-dessous que ces zones ont tendance

à rattacher plusieurs villes entre elles. C'est l'agglomération et la banlieue qui constitue la région urbaine. En y ajoutant la zone des migrants alternants, cela forme le complexe résidentiel urbain (Vanderstraeten et Van Hecke, 2019).

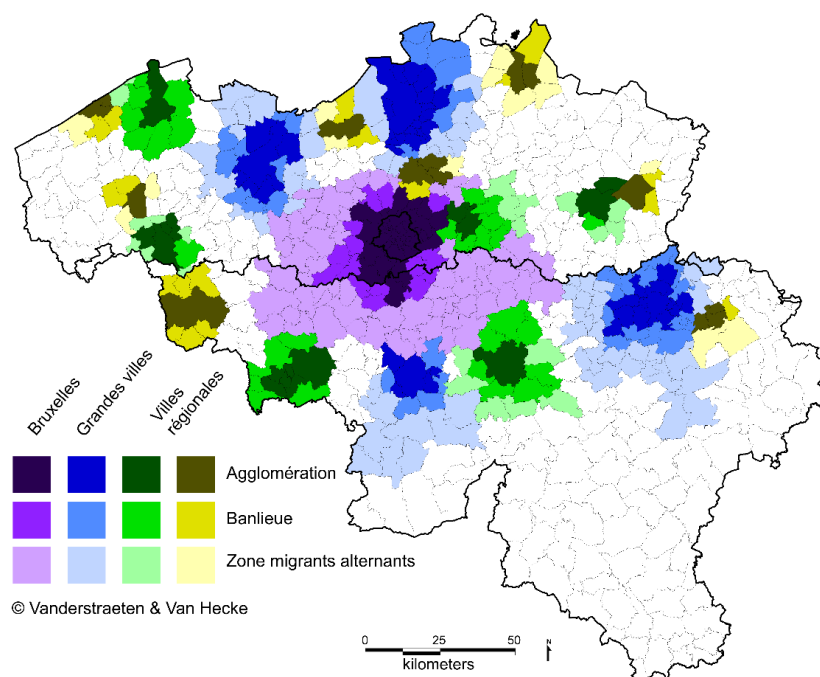


Figure 16 : Complexes résidentiels urbains de Belgique

Bien que cela soit peu pris en compte par les biologistes, la structure des tissus urbanisés est très variée (McIntyre et al., 2000). Les travaux de Le Fort et al. (2014) ont permis d'établir une typologie des tissus urbanisés, basée sur différents critères, et démontrant que l'urbanisation se développe de manière variable et complexe.

Précédemment, l'urbanisation était considérée comme l'expansion des centres urbains grignotant les espaces alentours de campagne pour former des banlieues concentriques (Antrop, 2004). Actuellement, on peut constater une urbanisation « en rubans » le long des grands axes et l'expansion des villages (Verbeek et al., 2014). Les milieux ruraux et urbains ne sont donc plus clairement distincts (McIntyre et al., 2000 ; Pickett et al., 2001 ; Antrop, 2004). La question d'urbanisation en écologie est longtemps restée floue et se basait le plus souvent sur la démographie. Plus rarement, l'imperméabilisation des terres était mesurée, notamment dans le but d'étudier des « gradients d'urbanisation » (Buchholz et Egerer, 2020 ; Francis et Chadwick, 2012 ; McIntyre et al., 2000). D'autres critères comme les aspects culturels et socio-économiques, pourraient également être pris en compte dans l'étude des écosystèmes urbains (McIntyre et al., 2000).

En Wallonie, depuis 1985, l'artificialisation du sol a augmenté de 15,6 km²/an, ce qui représente environ 562 km² du territoire (IWEPS). Bien que la ville présente diverses opportunités pouvant s'avérer bénéfiques pour certaines espèces, cette artificialisation rapide a des répercussions sur la biodiversité. En effet, l'étalement urbain est trop rapide que pour permettre à la biodiversité de s'y adapter correctement (Natagora, 2021). La disponibilité des habitats naturels favorables aux abeilles est réduite (Ahrné et al., 2009 ; Deguines et al., 2016). Nous verrons cependant que certaines zones comme les jardins et les parcs urbains peuvent servir de refuge à certaines espèces. En reliant ces zones ensemble, cela forme un réseau écologique favorable à la biodiversité des villes.

1.2.2. Spécificités du milieu urbain

Le milieu urbain est très spécifique. En effet, les villes exercent une forte influence sur le climat en leur sein et aux alentours. Par exemple, dans certaines conditions, la pollution atmosphérique urbaine et industrielle pourrait supprimer complètement la formation de pluie et de neige dans les nuages (Rosenfeld, 2000). Une autre étude portant sur l'influence des terres urbaines sur le climat en Europe (à l'échelle locale et régionale) a montré que les précipitations hivernales seraient augmentées de ~8% et les précipitations estivales seraient réduites de ~19% dans les villes européennes. Elle fait aussi le constat que l'amplitude thermique diurne serait réduite, aussi bien en été qu'en hiver (Trusilova et al., 2008). Certaines études parlent de l'augmentation de la température en ville en raison de l'effet d'îlots de chaleur (Neil et al., 2010). Ces îlots de chaleur qui se forment en ville auraient plusieurs causes : la couverture importante des surfaces imperméables, un albédo plus faible, une évapotranspiration moins élevée et un surplus de chaleur généré par les activités humaines (Hamdi et al., 2009 ; Pickett et al., 2001 ; Trusilova et al., 2008). Neil et al., (2010) discutent d'une conséquence intéressante de ce microclimat du milieu urbain qui serait que l'effet d'îlot de chaleur urbain est à l'origine des différences de temps de floraison entre les zones urbaines et les zones rurales du monde entier. Ainsi, les fleurs apparaîtraient plus tôt au printemps et les bourgeons apparaîtraient plus tard en automne.

D'autres spécificités du milieu urbain peuvent également être prise en compte : l'hétérogénéité et la taille des habitats, la fragmentation des habitats, une dynamique élevée, la présence humaine, les pollutions multiples et les espèces invasives.

Lorsque l'hétérogénéité des habitats augmente, cela a un effet bénéfique sur la richesse spécifique. Une hétérogénéité optimale serait surtout présente dans les périphéries urbaines moyennement imperméabilisées (Allouche et al., 2012). En ville, les paysages sont très fragmentés, il y a donc une réduction de la taille des surfaces ce qui augmente les probabilités d'extinction car il y a moins de place disponible pour chaque individu. Seules les espèces très mobiles se maintiennent. Ce sont donc surtout celles dites « généralistes » qui profitent de la forte hétérogénéité des agglomérations, tandis que les espèces dites « spécialistes » sont plus à même de se développer dans de grands milieux ouverts (Allouche et al., 2012). En effet, les activités humaines ont modifié le paysage en diminuant la taille des zones naturelles et en créant des barrières au déplacement des espèces entre ces zones. C'est dans une volonté de protection de la biodiversité que depuis quelques temps, les villes développent des réseaux écologiques en conservant et en créant de nouvelles zones naturelles ainsi qu'en favorisant la connectivité entre celles-ci (Bennet et Mulongoy, 2006).

La présence humaine ainsi que les pollutions multiples (chimiques, olfactives, sonores et lumineuses) influent aussi sur les espèces qui doivent s'y adapter. Par exemple, actuellement, malgré le déclin mondial des pollinisateurs, nous manquons de connaissances sur les effets des métaux lourds sur les abeilles sauvages. Des études supplémentaires sont nécessaires pour comprendre ces effets (Moroń et al., 2012 ; Skaldina et Sorvari, 2019). L'étude de Moroń et al. (2012) est la première à se concentrer sur la contamination du pollen collecté par les abeilles sauvages plutôt que par les abeilles domestiques. Dans cette étude, c'est la concentration en métaux lourds (Cadmium, Plomb et Zinc) dans le pollen collecté par l'abeille maçonne rouge *Osmia bicornis* qui a été mesurée. Les auteurs ont constaté qu'avec l'augmentation de la concentration en métaux lourds, il y avait une diminution constante du nombre, de la diversité et de l'abondance des abeilles sauvages solitaires. Ils ont aussi examiné la relation entre la contamination du sol et du pollen et ont trouvé que la concentration de métaux lourds dans le pollen était positivement corrélée avec celle du sol supérieur. Les concentrations élevées de métaux lourds dans les sols sont un problème répandu, et la contamination du pollen est aussi préjudiciable aux abeilles sauvages que la perte ou la fragmentation de l'habitat (Moroń et al., 2012).

Concernant les espèces exotiques, celles-ci prospèrent souvent et deviennent envahissantes dans les écosystèmes urbains. Ces derniers peuvent être considérés comme de véritables points chauds pour les invasions biologiques (Gaertner et al., 2017 ; Santana Marques et al., 2020). Toutes les espèces exotiques ne deviennent cependant pas envahissantes.

Cet ensemble de facteurs que l'on retrouve en ville crée une série de filtres environnementaux sélectionnant les espèces pouvant potentiellement s'y installer. Avant l'établissement d'une espèce, il y a d'abord l'étape de colonisation et celle d'acclimatation. La colonisation est contrainte par un filtre à la dispersion (barrières géographiques). Ensuite, son acclimatation et son établissement sont soumis à un filtre abiotique ou physiologique (ressource, pH, humidité, température, ...) et à un filtre biotique (compétition, prédation, symbiose, ...) (Poulet, 2012). C'est ainsi que toutes les espèces ne sont pas capables de vivre en ville. Les généralistes y sont les plus adaptées (Poulet, 2012).

Finalement, nous pouvons affirmer que les animaux urbains présentent souvent de meilleures capacités d'adaptation que leurs congénères ruraux, ce qui les aide à utiliser de nouvelles ressources dans des environnements modifiés par l'homme (Chow et al., 2021).

1.2.3. L'agriculture urbaine

1.2.3.1. Définitions et historique

L'agriculture urbaine ne date pas d'aujourd'hui. L'agriculture est présente depuis la révolution du néolithique. C'est à partir de cette période que les humains se sont sédentarisés. Cette sédentarisation a fait apparaître les premiers villages et les premières villes, accompagnés par le développement des premières cultures et des premiers élevages (Mazoyer et Roudart, 1997). La production alimentaire et la ville ont toujours été en lien depuis cette époque.

Au Moyen-âge, la ville européenne type comportait une séparation entre intra-muros (à l'intérieur des remparts) et extra-muros. Une grande partie de la production alimentaire se situait à l'extérieur des remparts. Des vergers ainsi que de grands espaces dédiés au maraîchage et au pâturage des animaux entouraient la ville. Néanmoins, à l'intérieur des remparts des zones nourricières étaient également en

place. Par exemple, des abbayes disposaient de vergers et autres espaces sur lesquels ils produisaient des légumes, des plantes aromatiques et médicinales, ce qui permettait aux habitants de celles-ci de vivre en autarcie. D'autres espaces potagers étaient situés derrière les habitations mitoyennes, dans les fonds de vallées urbaines et dans les zones inondables (Leguay, 2009 ; Nourry, 2008 dans Nahmías et Le Caro, 2012). Ce système, dans lequel la ville était nourrie majoritairement par la campagne proche, s'est maintenu pendant plusieurs siècles. Petit à petit, une concurrence s'est installée entre les espaces maraichers et les espaces d'abord industriels et ensuite résidentiels. C'est le cas par exemple de l'industrie du textile, qui dès le XIII^e s., convoite les terres utilisées pour le maraîchage (Billen et al., 2012).

Au XIX^e siècle, la relation entre la ville, l'alimentation et le monde naturel fut rompue (Nahmías et Le Caro, 2012). L'arrêt de l'agriculture en ville fut causé principalement par deux facteurs : le mouvement hygiéniste et l'évolution des modes de transports. Les immondices sont collectées dans des bacs à ordures (invention d'Eugène René Poubelle) et leur traitement ne s'inscrit plus dans une démarche économique de revalorisation (compost, petit élevage). Au niveau des transports, le cheval est peu à peu remplacé, laissant place dans un premier temps au tramway, au vélo et puis à la voiture. De plus, l'apparition du chemin de fer permet d'amener rapidement les aliments en ville depuis l'extérieur (CPDT, 2017). A cela s'ajoute l'urbanisation croissante liée à l'afflux démographique vers la ville. Cette scission géographique de l'habitat humain et de la production alimentaire a fait de la ville un organisme à part entière, s'appuyant désormais sur le monde rural pour l'alimentation (Duchemin, 2013).

Cependant, l'arrivée d'un grand nombre de paysans à la suite de l'exode rural favorisa le développement de « jardins ouvriers » à proximité des logements, ceux-ci ayant pour but de rendre la famille autonome d'un point de vue alimentaire. Après la deuxième guerre mondiale, leur appellation changea en « jardins familiaux ». La grande majorité de ceux-ci finirent par disparaître avec l'arrivée des trente glorieuses. L'agriculture urbaine fut encore une fois rejetée hors de la ville (CPDT, 2017). L'industrialisation et l'intensification de la production entraînèrent une perte de diversité des cultures ainsi qu'une perte d'emplois. Les quantités de fertilisants et de pesticides augmentèrent drastiquement et le paysage fut envahi par les grandes monocultures, ce qui endommagea particulièrement les sols (Nahmías et Le Caro, 2012).

Au fil du temps, le lien entre agriculture et ville change et se renouvelle. Les espaces verts vont progressivement être pris en compte dans le tissu urbain. Aujourd'hui, il y a une volonté commune de reconnexion au vivant dans la ville et de réappropriation de l'espace urbain (Nahmías et Le Caro, 2012). Ce sont généralement des initiatives citoyennes, qui sont à la base des nouveaux espaces verts cultivés en ville. Leur motivation réside entre autres dans une envie de changement au niveau des pratiques de production alimentaire. Cette réappropriation de l'espace public devient une sorte de revendication politique et sociale. Dès lors, le rôle de l'agriculture urbaine dépasse largement la fonction d'approvisionnement alimentaire (Duchemin, 2013). Dans la littérature, les agricultures urbaines sont caractérisées via leurs dimensions économique, environnementale, sociospatiale et sociopolitique (Nahmías et Le Caro, 2012).

Il est très difficile de donner une définition complète de l'agriculture urbaine, tant celle-ci possède une multiplicité de formes. Les nombreuses définitions existantes prennent en compte différents grands éléments : la localisation de l'activité (environnement urbain), le type d'activité (alimentaire ou autre), son objectif économique (par exemple : activité à but lucratif ou non lucratif) et son intégration dans le système alimentaire (système conventionnel ou alternatif). A cela pourraient être ajoutés les acteurs des projets et leurs objectifs (Duchemin, 2013). Parmi toutes ces définitions, en constante variation avec l'évolution des formes d'agricultures urbaines, nous nous intéressons ici à plusieurs d'entre elles.

Tout d'abord, il semble incontournable de mentionner la définition de la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), organisme de référence en matière d'alimentation et d'agriculture dans le monde. La FAO fait la distinction entre l'agriculture urbaine et l'agriculture périurbaine : « L'agriculture urbaine et périurbaine (AUP) se réfère aux pratiques agricoles dans les villes et autour des villes qui utilisent des ressources – terre, eau, énergie, main-d'œuvre – pouvant également servir à d'autres usages pour satisfaire les besoins de la population urbaine. L'agriculture urbaine (AU) se réfère à des petites surfaces (terrains vagues, jardins, vergers, balcons, récipients divers) utilisées en ville pour cultiver quelques plantes, pour élever de petits animaux et des vaches laitières en vue de la consommation du ménage ou des ventes de proximité. » (FAO, 1999).

Cette définition proposée par la FAO est assez simplifiée et ne mentionne pas les acteurs ni les objectifs des projets. L'agriculture urbaine est ici uniquement caractérisée par sa localisation et sa fonction alimentaire. Il convient donc de croiser cette définition avec celle d'autres auteurs.

Nahmías et Le Caro proposent une définition plus complète basée sur trois critères (localisation, fonctionnalités et dynamique d'agglomération) et trois formes de pratiques agricoles (circuits longs, circuits courts et pratiques habitantes). Ils donnent ainsi cette définition : « L'agriculture pratiquée et vécue dans une agglomération par des agriculteurs et des habitants aux échelles de la vie quotidienne et du territoire d'application de la régulation urbaine. Dans cet espace, les agricultures – professionnelles ou non, orientées vers les circuits longs, les circuits courts ou l'autoconsommation – entretiennent des liens fonctionnels réciproques avec la ville (alimentation, paysage, récréation, écologie) donnant lieu à une diversité de formes agri-urbaines observables dans le ou les noyaux urbains, les quartiers périphériques, la frange urbaine et l'espace périurbain. ». La figure ci-dessous schématise le domaine de définition de l'agriculture urbaine (Nahmías et Le Caro, 2012).

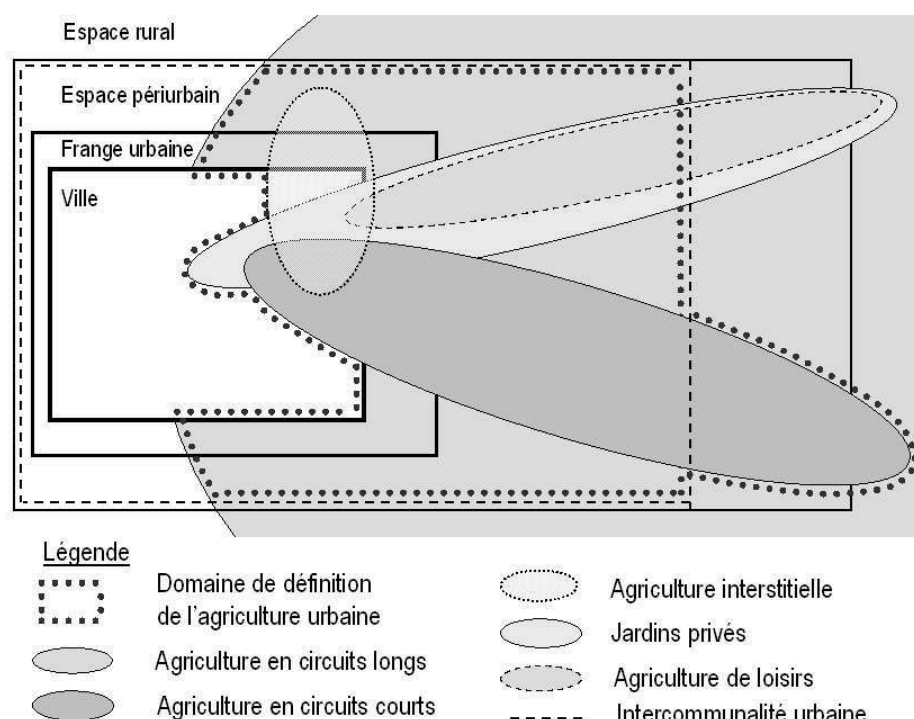


Figure 17 : Schéma du domaine de définition de l'agriculture urbaine

Grâce à ces définitions, on constate aisément que l'agriculture urbaine comprend de multiples possibilités et qu'il est donc plus approprié de parler des agricultures urbaines. Les acteurs doivent en être conscients afin de pouvoir s'approprier leur projet. Chacun favorisera alors divers types de développements tout en répondant à leurs besoins (Duchemin, 2013).

1.2.3.2. Formes et typologies de l'agriculture urbaine

Comme nous venons de le voir, l'agriculture urbaine possède une multiplicité de formes. La figure ci-dessous présente plusieurs critères qui expliquent cette multitude de possibilités : la nature de l'activité économique (but lucratif ou non lucratif), la localisation de l'activité (en intra-urbain ou en périurbain), les produits (alimentaires ou non alimentaires), le support de production (low-tech ou high-tech, hors sol ou pleine terre), le mode de distribution (devenir des produits) et les acteurs impliqués. En croisant tous ces critères, on obtient un panel varié de formes (Daniel, 2013).



Figure 18 : La multiplicité des formes d'agricultures urbaines dépend de plusieurs variables : le système économique, le système de distribution, le lieu, les acteurs, la production et le support de production (Daniel, 2013)

Ces nombreuses formes d'agriculture urbaine peuvent se localiser à beaucoup d'endroits différents au sein de la ville. Cela va des toits, façades ou encore sous-sols des bâtiments dans les centres-villes – où l'espace alloué à ce genre d'activités est plus restreint – aux plus grandes zones industrielles, en passant par les faubourgs et autres espaces résidentiels. Certaines de ces formes et localisations de l'agriculture urbaine sont présentées sur la figure ci-dessous.



Figure 19 : Localisations et formes de l'agriculture urbaine (Brulard, 2018)

Au vu de cette diversité, la réalisation d'une typologie des formes d'agriculture urbaine est souvent bien utile. Ces dernières années, plusieurs typologies ont été avancées en fonction des différents objectifs recherchés. On peut par exemple citer celles proposées par l'équipe agriculture urbaine d'AgroParisTech, l'université de Rennes, l'Ademe (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), l'université de Québec à Montréal, les projets européens COST (Cooperation in Science and Technology) et Urban Green Train, ou encore celles proposées par le Cerema (Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement), l'Exp'AU (Bureau d'expertise en agriculture urbaine) ou l'IAU (Institut d'Aménagement et d'Urbanisme) (Lelièvre et al., 2018).

Trois entrées principales ressortent des typologies proposées en agriculture urbaine. Certaines se basent sur le degré de professionnalisation et l'orientation de l'activité, d'autres sur l'espace utilisé, l'insertion avec le bâti et la technologie utilisée. Plusieurs typologies se basent aussi sur les modèles économiques (Ba et Aubry, 2011 ; Aubry et al., 2011 ; Duchemin, 2013 ; Daniel, 2013 ; Specht et al., 2013).

Cependant, nous avons choisi de nous référer ici à la typologie mise en place par Krikser et al. (2016) car elle est bien adaptée aux objectifs de ce TFE. Celle-ci distingue les types idéaux, les sous-types et les types-mixtes d'agriculture urbaine selon trois aspects : le niveau de distribution des produits, les acteurs impliqués et les intérêts prédominants (auto-alimentation, socioculturel et commercial). Nous la développerons plus en détail par la suite et elle nous servira afin de différencier les potagers étudiés.

1.2.3.3. Enjeux de l'agriculture urbaine

Les définitions que nous avons vues précédemment ne mettent pas assez en avant la dimension sociale de l'agriculture urbaine. Pourtant, cette dimension constitue souvent le moteur principal des projets d'agriculture urbaine. En effet, la plupart du temps, de tels projets émergent grâce à des initiatives citoyennes qui revendiquent des territoires urbains. Ces revendications s'expliquent en partie par le fait que les citoyens veulent s'éloigner de la pollution urbaine. Parmi leurs arguments, on peut par exemple citer la conservation et l'augmentation de la biodiversité en ville, la gestion des déchets organiques urbains ou le développement d'un milieu de vie agréable. Des avantages tels que la lutte contre les îlots de chaleur, la gestion de l'eau, la perméabilité des sols et d'autres services écosystémiques lui sont également attribués (Duchemin, 2013 ; Chalmandrier et al., 2017).

Les enjeux de l'agriculture urbaine qui fédèrent les collectivités et les aménageurs sont généralement ceux qui touchent aux questions de planification urbaine (construction de logements, étalement urbain, ...), de sécurité alimentaire de la ville ou de recherche de bénéfices environnementaux (Nahmías et Le Caro, 2012 ; Daniel, 2013). Depuis quelques temps, on parle également de la notion de durabilité (Duchemin, 2013). La durabilité, la multifonctionnalité et la diversité de l'agriculture urbaine (multitude de formes et d'activités), sont des concepts de bases permettant d'aborder d'autres idées et faisant apparaître les nombreux enjeux de l'agriculture urbaine (Villatte, 2017). Duchemin illustre cette multifonctionnalité sur la figure ci-dessous d'où les grands enjeux ressortent. On retrouve les enjeux de l'environnement urbain, les enjeux sociétaux (santé, éducation, autonomisation sociale et politique) et les enjeux de production alimentaire (sécurité alimentaire, économie sociale, ...) (Duchemin, 2013).

Pour aborder brièvement ces derniers, on peut commencer par dire que l'autonomie alimentaire des villes est très faible. Une étude récente a montré que celle des villes françaises était en moyenne de 2% (Laville et al., 2017). Cependant, une autre thèse avance que l'autoproduction dans les jardins collectifs peut dépasser considérablement la consommation individuelle annuelle de fruits et légumes (168 kg/an/personne), et ce sur des surfaces de 100 à 200 m² (Aubry, Pourias et Daniel, 2014).

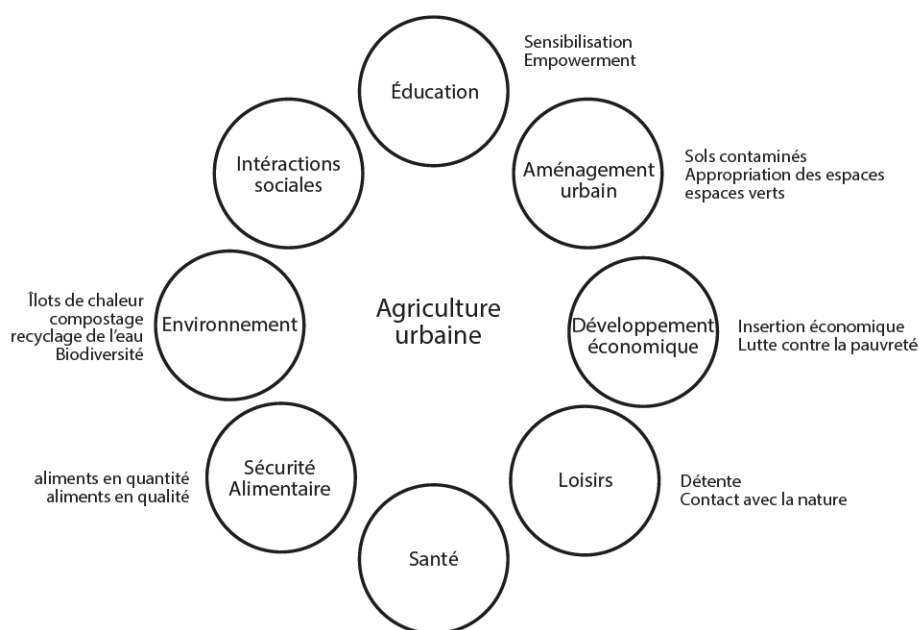


Figure 20 : Multifonctionnalités de l'agriculture urbaine (Duchemin, 2013)

L'agriculture urbaine est donc un élément important à prendre en compte lorsqu'on parle du développement durable des villes. En effet, les divers sujets qui en découlent comme la réduction des gaz à effet de serre, la préservation de la biodiversité, la protection des sols et des eaux, l'amélioration de la santé et du bien-être, le développement économique, la cohésion sociale, etc. amènent un changement de vision concernant le mode de production agricole ainsi que la location de l'activité. Toutes ces problématiques ont aussi tendance à mobiliser les différents acteurs autour de l'agriculture urbaine. A cela peut s'ajouter l'envie d'une maîtrise plus adéquate de l'approvisionnement alimentaire urbain, ou encore simplement la quête de nouveaux espaces afin de recréer du lien social en ville (Nahmías et Le Caro, 2012).

A l'heure actuelle, on parle également beaucoup de résilience urbaine. Toubin et al. (2012) la définissent comme « la capacité d'un système urbain à absorber une perturbation et à retrouver ses fonctions à la suite de cette perturbation. ». Ce concept s'articule avec celui de durabilité. C'est en quelque sorte un moyen de concrétiser un système urbain au fonctionnement idéal : une ville durable (Toubin et al., 2012). La résilience a toute son importance pour préserver la stabilité des communautés humaines. Il convient d'en tenir compte dans la coordination des actions et des réflexions sur l'aménagement des territoires urbanisés. Dans le contexte actuel du déclin de la biodiversité et des changements climatiques, l'agriculture urbaine a certainement son rôle à jouer (Duchemin, 2013).

Elle a également un impact sur le développement de l'économie circulaire en milieu urbain. Ces nombreux projets qui voient le jour permettent la valorisation des déchets (surtout) organiques, le recyclage de l'eau et l'optimisation de l'espace urbain (en réhabilitant le bâti par exemple). Ils permettent aussi de sensibiliser les habitants à consommer de manière plus locale (Morel-Chevillet, 2018). Actuellement, du fait de l'urbanisation croissante partout dans le monde, l'économie circulaire doit s'appliquer en priorité aux zones urbaines. Cependant, de nos jours les villes consomment une grande quantité de ressources (énergétiques, spatiales, alimentaires, ...) et rejettent de grandes quantités de déchets. Ces importants flux de matières et d'énergie sont loin d'être la préoccupation principale. L'agriculture urbaine est à priori en mesure d'influer sur tous ces flux d'intrants et de déchets. Ainsi, réduire et boucler ces flux (afin qu'ils ne soient plus tous linéaires) permettrait d'augmenter le caractère circulaire de l'économie des villes (Aubry et Adoue, 2018).

L'agriculture urbaine a aussi de l'intérêt en terme de santé et de bien-être. Néanmoins, les connaissances dans ces domaines sont encore relativement approximatives, surtout lorsqu'on veut les quantifier. On peut déjà mentionner les enjeux nutritionnels (alimentation saine et nutritive) et ceux de bien-être physique, mental et social. Des organisations en Amérique du Nord et en Europe, comme le PADES (Programme Autoproduction et Développement Social) en France, estiment que les jardins collectifs constituent des moyens de lutte contre la malnutrition, l'exclusion sociale et la dépendance. Ces bienfaits, surtout en ce qui concerne la nutrition, supposent que des espaces sains et de qualité (endroits non pollués et suffisamment éloignés du trafic routier) soient réservés pour l'installation de projets d'agriculture urbaine (Aubry, Pourias et Daniel, 2014). Sinon, un enjeu supplémentaire de l'agriculture urbaine est la capacité de créer de l'emploi et de générer des activités viables et vivables (Aubry et Pourias, 2013).

L'enjeu qui nous préoccupe le plus dans ce travail est bien sûr celui lié à la biodiversité en ville. En effet, par son caractère d'espace vert, l'agriculture urbaine contribue au développement de l'écologie urbaine, grâce au réseau écologique (trame verte, bleue, brune et noire), et de ce fait à la préservation de la biodiversité. Parmi ces espaces dédiés à l'agriculture urbaine, on peut par exemple citer les toits des bâtiments qui sont de plus en plus investis par les entreprises. Celles-ci les transforment en toitures végétalisées ou y installent même des bacs potagers. Dans

un premier temps, le but premier des entreprises est que les employés puissent simplement profiter du cadre de ces aménagements (Duchemin, 2013). Dans un second temps, cela profite à la croissance du réseau écologique et à la biodiversité. En effet, l'agriculture urbaine offre une diversité d'habitats potentiels pour la biodiversité. Différentes études ont démontré que les toitures végétalisées fournissaient un gîte et un couvert adéquats à certaines abeilles sauvages (Colla et al., 2009). Sonnay et Pellet (2016) affirment que ces espaces permettent entre autres d'atténuer la perte d'habitat en ville. Le potentiel de végétalisation des toits et des murs en ville est très élevé. Même si leur contribution à la continuité écologique reste difficile à évaluer, on s'attend à ce que ces milieux accueillent plus de diversité que de simples toits ou murs sans végétation. En outre, il paraît logique que lorsqu'il s'agit de serres sur toits (comme les fermes Lufa de Montréal par exemple), la continuité écologique est compromise (Lagneau et al., 2015).

Outre les toitures et les murs végétalisés, les nombreuses autres formes d'agriculture urbaine participent à la conservation et à l'augmentation de la biodiversité. Celle-ci est prise au sens large, c'est-à-dire qu'elle inclut les espèces animales et végétales, aussi bien cultivées que spontanées (de Bon, 2016). En tant que communautés végétales hautement gérées, l'agriculture urbaine peut présenter des niveaux élevés de biodiversité, dépassant souvent ceux des autres espaces verts de la ville. Une structure végétale variée, une diversité accrue de plantes indigènes et une réduction de la surface imperméable urbaine sont des caractéristiques clés des systèmes d'agriculture urbaine qui contribuent de manière significative à la biodiversité urbaine et fournissent d'importants services écosystémiques tels que la pollinisation, la lutte contre les parasites et la résilience climatique (Lin et al., 2015).

Pour finir de discuter des enjeux de l'agriculture urbaine, parlons plus en détail des trames vertes, aussi appelées corridors écologiques ou encore réseaux écologiques. C'est un concept très récent qu'on peut considérer comme datant du sommet de la Terre de Rio (1992) et dont l'importance est de plus en plus reconnue (Arrif et al., 2011 ; Mehdi et al., 2012).

En matière d'écologie, ces trames forment la somme des habitats naturels connectés et autres connexions biologiques. Grâce à cette connectivité biologique, les espèces sont capables de se déplacer comme elles le feraient si l'homme n'était pas intervenu pour modifier le milieu. De nos jours, les villes doivent se tourner vers des

politiques d'aménagement plus compactes et plus vertes. Le plan de secteur (équivalent du Plan local d'urbanisme en France) est un excellent outil pour aider ces politiques à se mettre en place. Sa révision serait l'occasion d'identifier mais aussi de créer d'éventuels nouveaux espaces dédiés à la nature, comme des projets d'agriculture urbaine. En reconnectant les zones existantes et en en créant de nouvelles, les espèces faunistiques et floristiques peuvent se déplacer plus facilement (Lagneau et al., 2015). Cela permet le passage des insectes pollinisateurs et un meilleur contrôle des maladies (Orsini et al., 2013). De plus, d'après Lanner et al., (2020), les espaces verts au sein des villes ont le potentiel de fournir l'habitat et les ressources de butinage nécessaires. Toujours selon l'étude de ces derniers, les jardins communautaires, bien qu'ils aient été principalement destinés à fournir des aliments frais et régionaux aux habitants, accueillent également un nombre étonnamment élevé d'espèces d'abeilles sauvages. La présence de végétation a aussi un intérêt pour la régulation du microclimat en ville car elle crée des îlots de fraîcheurs (Lin et al., 2015). Selon son emplacement et sa gestion, l'agriculture urbaine s'inscrira ou non dans cette trame verte (Lagneau et al., 2015).

Outre la trame verte, on parle aussi de trames bleue, brune et noire. La trame bleue concerne les cours d'eau et les zones humides, la brune concerne la continuité des sols et s'applique donc à la biodiversité de ceux-ci. Ces derniers sont essentiels au bon fonctionnement des écosystèmes. Enfin, la trame noire se rapporte à l'ensemble des corridors écologiques caractérisés par une certaine obscurité. Ceux-ci ont pour objectifs de préserver les espèces nocturnes de la pollution lumineuse.

2. Objectifs et questions de recherches

L'expansion urbaine est considérée comme l'une des principales menaces pour la biodiversité mondiale. Peu de terres sont allouées au développement des espaces verts en ville. De plus, bon nombre de ces espaces présentent une pollution aux métaux lourds et sont laissés en friche en raison du coût élevé de l'assainissement. Malgré cela, certains êtres vivants sont capables de s'épanouir dans les zones urbaines. C'est le cas de certains groupes de pollinisateurs et en particulier des abeilles sauvages. De récentes études ont révélé que les facteurs locaux et paysagers pouvaient influencer les communautés de pollinisateurs urbains. Notamment, les ressources florales locales et la couverture imperméable dans le paysage affectent l'abondance, la richesse et la composition de ces communautés de pollinisateurs. Le maintien d'une trame verte est crucial pour la conservation des espèces en ville. Outre le rôle écologique des espaces verts qui constituent cette trame, ils doivent également assurer des fonctions économiques et sociales (agriculture, loisirs/détente, ...). De ce fait, on peut se poser la question de savoir si les différents types d'espaces verts en ville sont tous aussi pertinents les uns que les autres d'un point de vue écologique. A l'heure actuelle, il est important de pouvoir identifier les utilisations des sols urbains les plus favorables pour la biodiversité, afin de promouvoir leur inclusion dans le développement des villes (Baldock, 2020).

De notre côté, nous nous sommes penchés sur les potagers urbains et les pollinisateurs, plus particulièrement les abeilles sauvages. Quand on parle de gestion durable des villes, les potagers urbains reviennent de plus en plus souvent sur le devant de la scène. Ceux-ci peuvent contribuer à la régulation des températures locales, au stockage de l'eau et du carbone, être bénéfiques pour la santé et apporter des avantages sociétaux et culturels (Baldock, 2020). Dès lors, nous nous sommes posés les questions suivantes : l'attrait des potagers urbains pour les pollinisateurs est-il aussi important que pour un autre type d'espace verts comme les parcs ? Quelle est l'influence de la gestion des potagers urbains sur les pollinisateurs tels que les abeilles sauvages ? Et dans une perspective de conservation de la biodiversité en ville, peut-on recommander la mise en place de potagers urbains ? Pour tenter de répondre à ces questions, nous nous sommes fixé différents objectifs :

- 1** : Décrire les potagers urbains et périurbains montois en établissant une fiche de caractérisation basée sur différents critères afin de caractériser chaque site ;
- 2** : Décrire les communautés d'abeilles sauvages retrouvées sur 10 potagers urbains au sein de la commune de Mons ainsi que 5 parcs urbains « témoins » issus de la même agglomération ;
- 3** : Comparer les potagers entre eux via les différentes données brutes récoltées et identifier les sites les plus favorables aux abeilles sauvages.

Perspective : Au terme de ce TFE, nous espérons pouvoir conseiller sur des mesures de conservation concrètes à mettre en place dans les espaces verts en faveur des abeilles sauvages. Ce travail pourrait également avoir un intérêt pédagogique et de sensibilisation des gestionnaires des potagers urbains à l'importance des pollinisateurs.

Hypothèse : Les potagers urbains ont déjà été identifiés comme des utilisations des sols urbains importantes pour les pollinisateurs (Baldock, 2020). Notre hypothèse de départ est que la gestion des potagers est susceptible d'affecter les pollinisateurs. Sur les potagers productifs, gérés de manière plus intensive, l'apport d'intrants est plus élevé. Cela favorise le développement uniforme des plantes nitrophiles comme l'ortie, le lamier pourpre, l'alliaire, la consoude, etc. au détriment des plantes oligotrophes. Sur ce type de site, on s'attend donc à retrouver beaucoup d'espèces opportunistes, comme les bourdons, et à ce que la richesse spécifique soit plus faible par rapport aux sites gérés de manière plus extensive. Des actions comme le désherbage ou l'utilisation de produits chimiques pourraient aussi avoir des effets négatifs sur l'abondance des individus et la richesse spécifique des potagers. Au contraire, la présence de zones refuges (non gérées) ainsi que l'augmentation des ressources florales diverses et des sites de nidification dans les potagers devraient être bénéfiques pour les abeilles sauvages. En ce qui concerne la granulométrie et la présence de métaux lourds dans les sols, on les soupçonne d'avoir un impact sur la présence de certaines espèces, notamment les espèces terricoles.

D'autre part, dans le cadre de mon stage, je participe à un projet à grande échelle, porté par l'Institut de la Transition Environnementale de l'Université de la Sorbonne. En effet, après avoir déterminé si les potagers sont favorables aux abeilles, on se demande maintenant si ces dernières peuvent être utiles pour les potagers. Dans ce cadre, notre objectif est d'évaluer le service écosystémique de pollinisation sur différents sites urbains et périurbains montois à l'aide de plants de moutardes (*Sinapis alba*).

Cette expérience se déroulant sur une période de deux ans, à raison de 3 sessions de terrain par an, il n'était pas possible pour moi de participer à la totalité. De ce fait, le traitement des résultats ne fait pas partie des objectifs de ce travail de fin d'étude, bien qu'à terme il pourrait être intéressant de les traiter afin d'apporter un complément au travail de caractérisation des potagers.

3. Matériel et méthode

3.1. Site d'étude : la commune de Mons

Mons est situé en Belgique, dans la Région Wallonne, au centre de la province du Hainaut. La commune montoise fait partie de la zone bioclimatique des Plaines et Vallées Scaldisiennes (SPW, 2018). Sa superficie est de 147,56 km² et sa densité de population est de 654,3 habitants par km² (WalStat, 2022). Cette densité est assez faible par rapport à d'autres villes également situées dans la région agro-géographique du sillon industriel, telles que Charleroi (1966,2 habitants par km²) ou Liège (2844,5 habitants par km²) (WalStat, 2022 ; SPW/SG, 2015 ; WalOnMap, 2009). Une autre donnée importante pour nous est la part de superficie artificialisée de la commune, que l'on peut aussi appeler taux d'imperméabilisation. Celui de Mons est assez élevé comparativement à la moyenne wallonne (25,6% contre 10,9%, WalStat, 2022). Sur la carte ci-dessous, on distingue un centre-ville très artificialisé suivi d'un étalement urbain plus diffus jusqu'aux frontières de la commune.

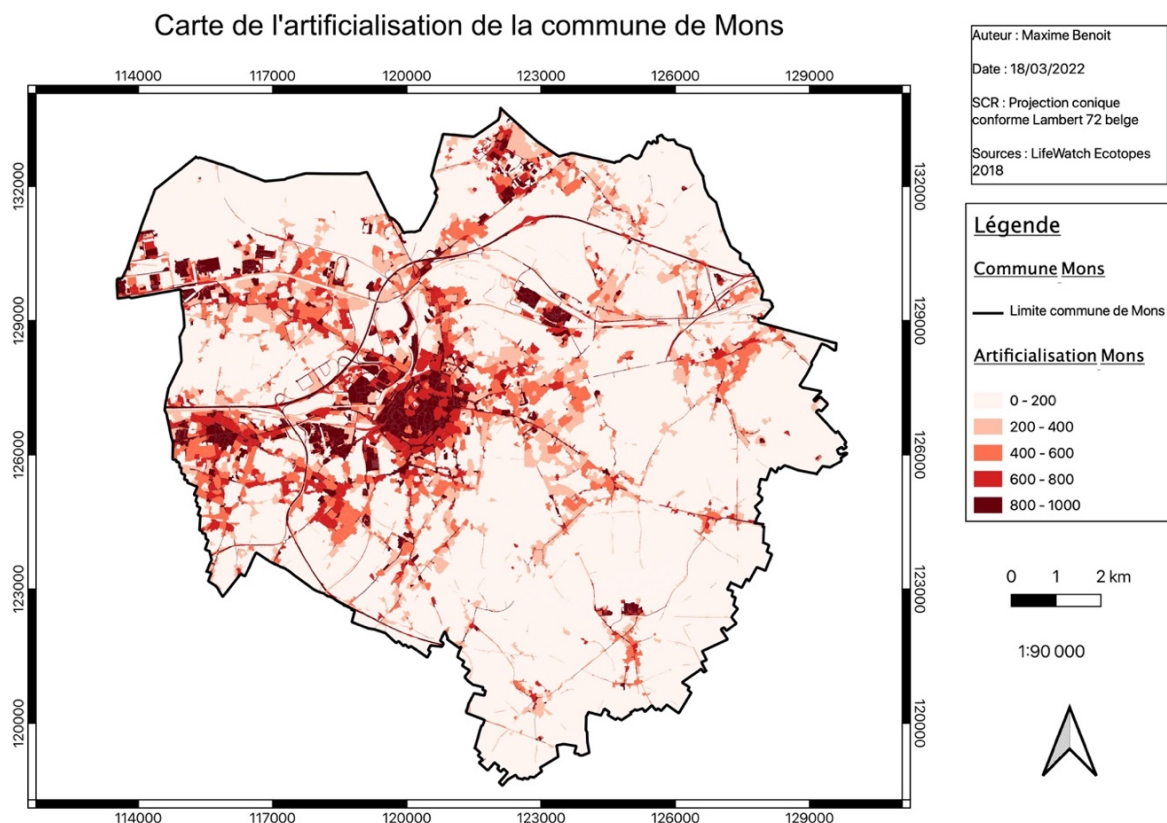


Figure 21 : Carte du taux d'artificialisation de la commune de Mons montrant un centre-ville fortement artificialisé et un étalement urbain diffus (LifeWatch - Ecotopes (v.3.14-2018), Radoux et al. 2019)

Le reste du paysage montois se compose majoritairement de terres agricoles (43,4%, WalStat, 2022) et de forêts (14%, WalStat, 2022). Concernant les zones naturelles de l'entité, la part de la superficie couverte par Natura 2000 est de 8,1% contre 13,1% en moyenne en Wallonie (WalStat, 2018). On y retrouve aussi 39 Sites de Grand Intérêt Biologique (SGIB). Ces sites sont représentés par des carrés bleus sur la figure ci-dessous et les zones Natura 2000 sont hachurées en vert. Les autres espaces verts urbains ne possédant pas de statut d'intérêt biologique (bois, zones humides, cours d'eau, terrils, carrières, parcs, potagers, ...), constituent avec les SGIB et les zones Natura 2000, le réseau écologique de l'entité.

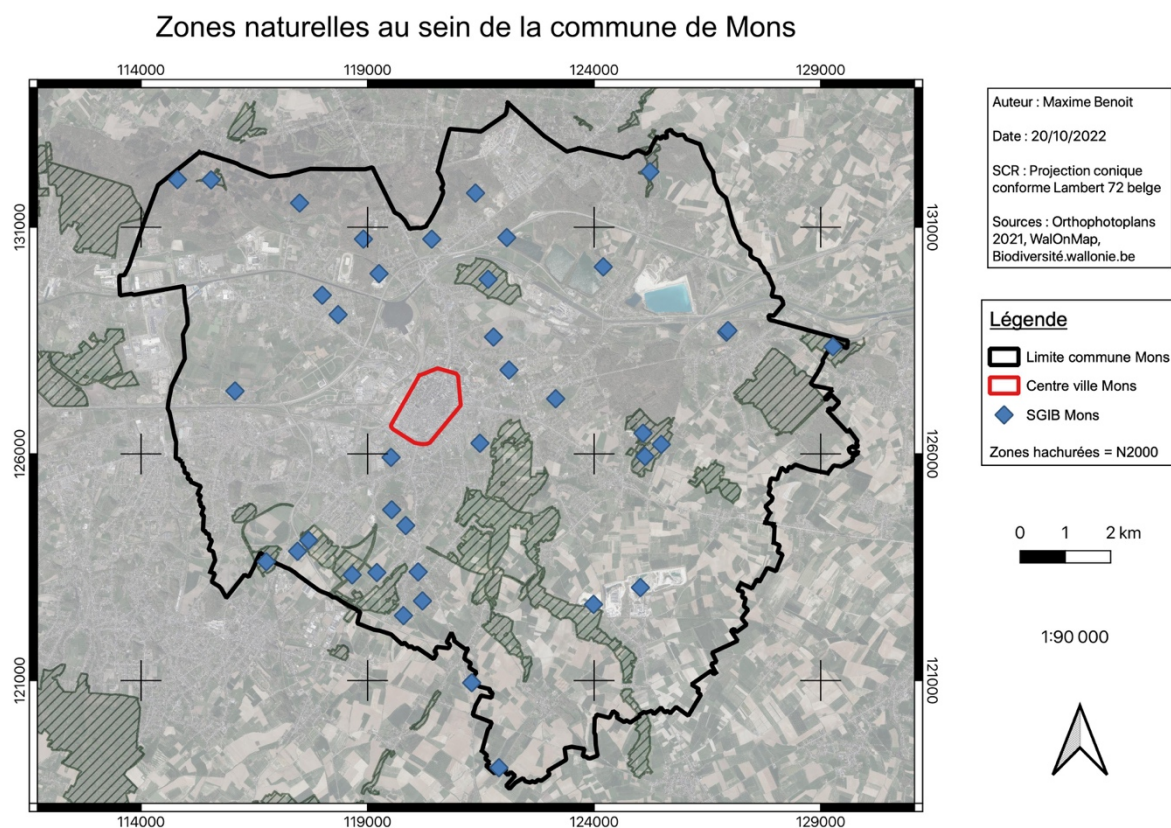


Figure 22 : Carte des zones naturelles de la commune de Mons

Sur WalStat, on trouve aussi d'autres informations intéressantes dans le cadre de notre travail : le nombre de programmes mis en place par la commune en faveur de l'environnement (5 initiatives sur les 10 proposées, WalStat, 2021), le nombre de sites potentiellement les plus pollués et traités par la SPAQuE (Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement) (7 sites sur 94 au total en Wallonie, WalStat, 2016), ou encore le taux de participation globale aux mesures agro-environnementales (38,7% contre 41,2% en moyenne en Wallonie, WalStat, 2010).

Depuis 2019, la commune a également décidé de relancer son PCDN (Plan Communal de Développement de la Nature) dont le but est l'amélioration et la préservation de la biodiversité de la commune. Il rassemble plusieurs acteurs locaux : naturalistes, agriculteurs, chasseurs, responsables communaux, bénévoles, etc. La stratégie principale est de restaurer le maillage écologique afin que la faune et la flore puissent se développer et survivre en ville. Pour y parvenir, cela passe par des actions de sensibilisation de la population ainsi que par la mise en œuvre de projets concrets. A Mons, de nombreux projets en faveur de la biodiversité existent. Par exemple, Mons s'est engagé dans le « plan Maya », en faveur des insectes pollinisateurs. Celui-ci contient plusieurs mesures allant de la sensibilisation des citoyens à la biodiversité, à la plantation de haies mellifères indigènes. La commune adhère aussi à la convention « Bords de route – fauchage tardif ». Le fauchage réalisé en fin de saison permet aux plantes de se développer totalement, de la germination à la fructification. Ainsi, les fleurs attirent une grande quantité de pollinisateurs se nourrissant de pollen et de nectar. Les graines et fruits produits ensuite permettent aux plantes de se reproduire mais également à tout un tas d'autres espèces de se nourrir. Le projet « Zero-phyto » est aussi soutenu par la commune. Celui-ci vise à gérer les espaces verts urbains de manière différenciée, c'est-à-dire sans produits phytopharmaceutiques. D'autres projets en faveur de la biodiversité existent dans la commune. Nous pouvons par exemple citer : l'opération « Combles et clochers », le contrat Rivière Haine, le micro-projet « BIOOSS » (la BIODiversité, une Offre de Service Social) ou encore la semaine de l'arbre (PCDN 2019-2024).

3.2. Choix des sites à étudier

Les sites choisis se situent au sein de la commune de Mons. Beaucoup d'études récentes sur les communautés d'abeilles sauvages ont été réalisées dans ce milieu urbain. Les données que nous produirons pourront donc être facilement comparées à celles des années précédentes. Ce travail étant une suite, le choix s'est donc porté de manière assez logique sur les mêmes sites que ceux sélectionnés en 2021 par Florine Pecquereau. Les 10 sites potagers se trouvent en milieu urbain et également périurbain, le centre-ville de Mons étant assez limité en terme de surface et fortement urbanisé. Il est donc plus compliqué d'y trouver des potagers. En plus de ces 10 potagers, 5 parcs urbains servant de « témoins » ont été ajoutés à la liste afin de

pouvoir les comparer aux potagers. Ils ont aussi leur importance dans l'étude sur la quantification du service de pollinisation de l'Université de la Sorbonne, celle-ci demandant que ces sites reflètent autant que possible la diversité de gestion des espaces verts de la ville.

Différents critères ont conduit à la sélection de ces 15 sites. Les 10 potagers font de la production maraîchère, la plupart en pleine terre, dans des bacs potagers ou en pots. En effet, il est plus probable de retrouver une flore intéressante pour les abeilles au sein de ce type d'agriculture urbaine plutôt qu'au sein d'une production hydroponique hyper automatisée, par exemple. Malgré cela, nous avons quand même essayé d'être représentatif de la diversité des formes d'agriculture urbaine. C'est pourquoi, les potagers ont également été choisis en fonction de leur finalité : productive (pour l'autosuffisance alimentaire ou la vente), socioculturelle ou pédagogique. Concernant les parcs, des sites déjà étudiés selon une méthode similaire ont été choisis (Cosse, 2019 ; Fiordaliso, 2020). L'un d'entre eux a une superficie plus grande et est situé à Ghlin, reculé du centre. Deux autres se situent dans le centre-ville, en milieu très urbanisé. Les deux derniers font partie du campus de l'UMons et sont gérés de sorte à favoriser les abeilles sauvages. Par exemple, le Village des abeilles est situé sur le campus de la plaine de Nimy juste à côté du laboratoire de zoologie. Différents aménagements pour l'alimentation et la nidification des abeilles sauvages y sont installés : toutes sortes de plantes mellifères, des hôtels à insectes, des tas de sables, etc. Ci-dessous, vous trouverez deux tableaux comprenant une brève description des potagers et des parcs étudiés au sein de la commune de Mons.

Tableau 1 : Descriptif et coordonnées géographiques des potagers

POTAGERS	Coordonnées WGS 84		Type	Superficie arrondie (m²)	Description
	N°	Nom du site	Latitude	Longitude	
	1	Abbaye Saint Denis	50°29'38.2"	4°1'12.148"	
	2	Rue de l'Égalité	50°28'27.716"	3°57'50.919"	
	3	Chasse Cambier	50°28'7.288"	3°57'13.086"	
	4	Mel Légumes	50°28'14.331"	3°52'53.94"	
	5	Gourmandes de la Procession	50°27'33.309"	3°58'19.461"	
	6	Jean d'Avesnes	50°27'6.136"	3°58'0.709"	
	7	Parc du bois de Mons	50°26'54.233"	3°59'26.31"	
	8	Jardin Suspendu	50°26'48.681"	3°57'0.35"	
	9	École de l'Espérance	50°26'37.336"	3°57'0.978"	Potager pédagogique dans une école primaire
	10	Fond du petit marais	50°27'18.002"	3°53'27.91"	Potager collectif en permaculture au sein d'un habitat groupé

Tableau 2 : Descriptif et coordonnées géographiques des parcs

		Coordonnées WGS 84					
	N°	Nom du site	Latitude	Longitude	Type	Superficie arrondie (m²)	Description
PARCS	1	Village des abeilles	50°27'45.739"	3°57'19.035"	Parcelle du campus de l'UMons	500	Jardin universitaire aménagé pour les abeilles
	2	Siège social	50°27'29.658"	3°57'7.563"	Parc urbain	2500	Parc urbain situé dans le centre-ville
	3	Parc du Beffroi	50°27'15.678"	3°56'57.579"	Parc urbain	5800	Parc urbain touristique au plus haut point de la ville
	4	Stievenart	50°26'42.587"	3°57'28.594"	Parcelle du campus de l'UMons	19500	Parcelle fleurie au sein d'un campus universitaire
	5	Parc Bonaert	50°28'34.3"	3°54'26.6"	Parc urbain	38700	Parc urbain de grande surface et arboretum

Les superficies des différents sites sont très variables, allant de 361 m² (petit potager) à 38727 m² (grand parc urbain), pour une superficie moyenne de 7840 m². La distance entre les sites a aussi son importance. En effet, les abeilles sauvages se déplacent pour rechercher leur nourriture et certaines parcourent de plus grandes distances que d'autres. Les petites espèces peuvent parcourir quelques centaines de mètres et les grandes peuvent se déplacer de plus d'un kilomètre (Zurbuchen et al., 2010). Ainsi, afin d'éviter la superposition des données, nous souhaitons que les sites soient distants d'au moins 500 mètres entre eux. Cependant, au vu de la configuration étroite du centre-ville et d'un manque de disponibilité des sites éligibles à notre étude, cette condition n'a pas toujours pu être respectée. Les sites 3 et 4 sont éloignés d'environ 200 mètres et les 8 et 9 d'environ 350 mètres. Tous les autres sont éloignés de minimum 500 mètres. Ci-dessous, vous trouverez une carte montrant l'emplacement des sites et une autre carte plus détaillée montrant l'occupation des sols dans une zone tampon de 500 mètres autour des sites ainsi que les SGIB et les zones Natura 2000 de la commune.

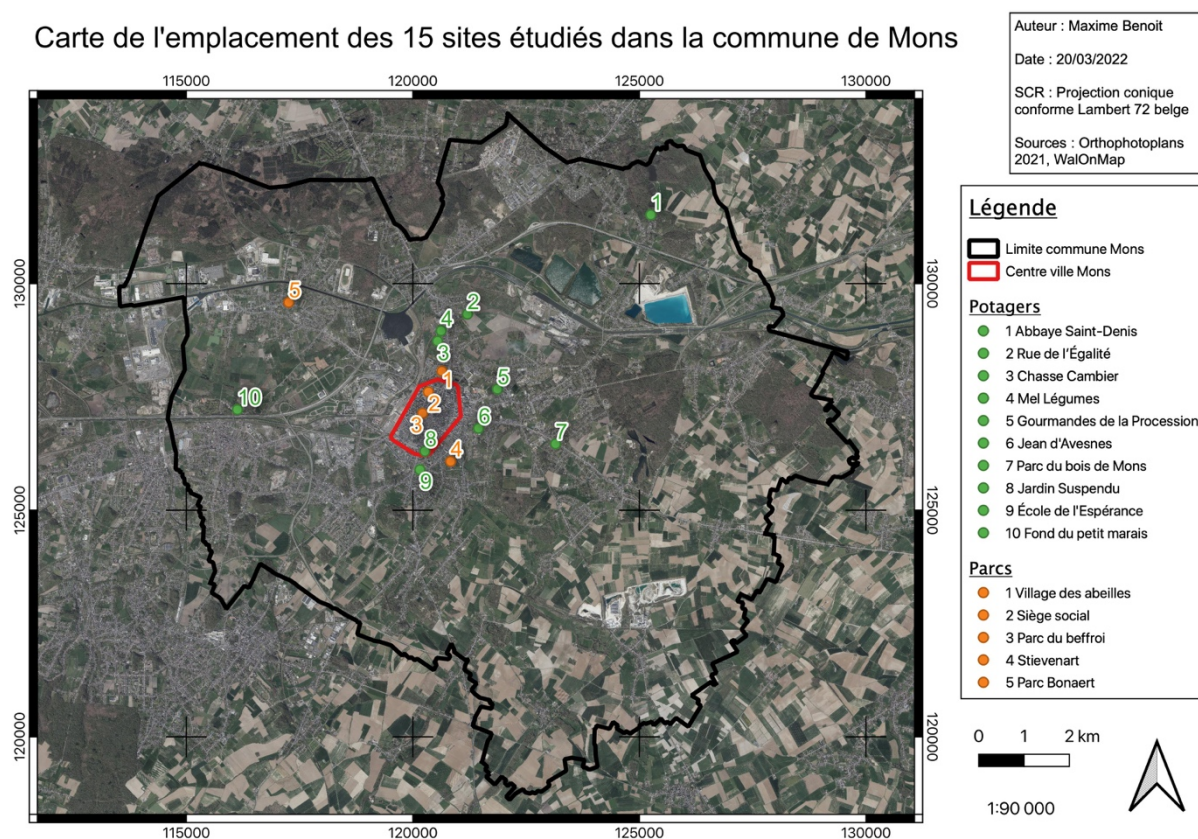


Figure 23 : Carte de l'emplacement des 15 sites étudiés au sein de la commune montoise

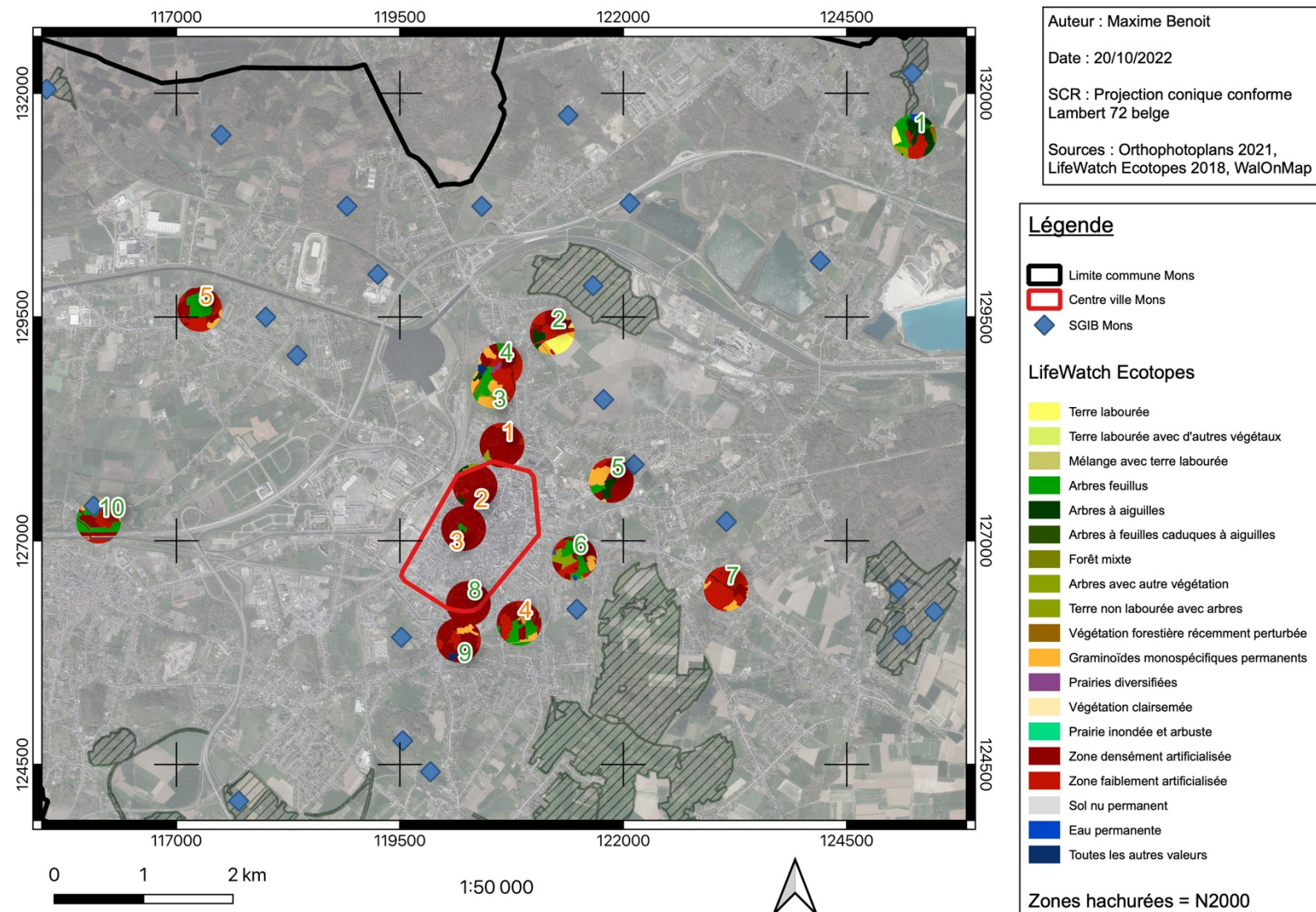


Figure 24 : Carte montrant l'occupation des sols dans une zone tampon de 500 mètres autour des sites étudiés (LifeWatch - Ecotopes (v.3.14-2018), Radoux et al. 2019 ; Biodiversité.wallonie.be)

3.3. Typologie de description des potagers

L'année passée, la typologie de base utilisée pour distinguer les potagers était celle développée par Krikser et al. (2016). Elle est basée sur trois critères : le niveau de distribution des produits (micro, méso, macro), les acteurs impliqués (individuels, associations, entreprises) et leurs intérêts (auto-approvisionnement, socioculturel, commercial). Ces trois critères font ressortir une multitude de formes d'agriculture urbaine. Cette typologie distingue neuf types d'AU, divisés en trois groupes : les types idéaux, les sous-types idéaux et les types mixtes.

La figure ci-dessous est un schéma montrant les neufs types d'AU qui ressortent des trois critères exposés dans la typologie. Cette figure permet aussi de visualiser le classement de nos potagers en fonction de la typologie : trois sont de type idéal socioculturel, trois sont de sous-type auto-approvisionnement, deux sont de sous-type socioculturel et deux sont de type mixte non-auto-approvisionné.

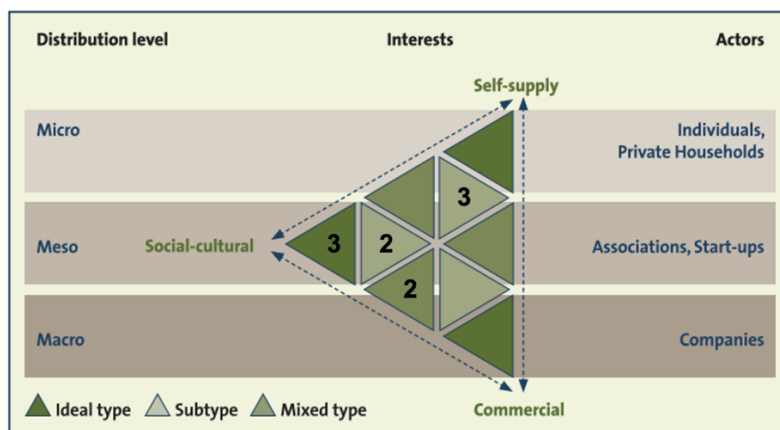


Figure 25 : Classification des potagers selon la typologie de Krikser et al. (2016)

L'objectif premier des acteurs du type idéal d'auto-approvisionnement est la production personnelle. Ce sont des individus généralement installés au sein d'espaces privés qu'ils utilisent uniquement pour leur production, sans aucun échange culturel ni commercial. Le type idéal socioculturel rassemble des acteurs qui prônent les échanges culturels ou éducatifs ainsi que l'inclusion et la réinsertion sociale. La consommation des aliments découlant de la production n'est qu'un avantage secondaire. Cette catégorie regroupe des associations (des ASBL, par exemple) ainsi que des institutions scolaires. Finalement, le but des acteurs du type idéal commercial est clairement lucratif. Leurs produits sont destinés à la vente dans un commerce professionnel.

Le sous-type d'auto-approvisionnement diffère du type idéal lié par les terres cultivées. En effet, les acteurs de ce sous-type ne cultivent pas sur des espaces privés comme ceux du type idéal. L'espace destiné à la production est généralement loué et les acteurs sont dépendant d'une association. Ils sont principalement motivés par une production locale de leurs aliments et un équilibre entre loisirs et travail. Concernant le sous-type socioculturel, ce ne sont plus les échanges sociaux ou éducatifs qui sont au premier plan. La production de biens a plus d'importance.

Les types mixtes, quant à eux, se caractérisent par le fait qu'ils combinent plusieurs intérêts. Ci-dessous, vous pouvez apercevoir un tableau reprenant la classification de nos potagers selon la typologie de Krikser et al. (2016).

Tableau 3 : Classification des potagers selon la typologie de Krikser et al. (2016)

N°	Nom du site	Type	Superficie arrondie (m2)
7	Parc du bois de Mons	Idéal socioculturel	360
8	Jardin Suspendu	Idéal socioculturel	2650
9	École de l'Espérance	Idéal socioculturel	2950
1	Abbaye Saint-Denis	Sous-type auto-approvisionnement	2100
2	Rue de l'Égalité	Sous-type auto-approvisionnement	11600
3	Chasse Cambier	Sous-type auto-approvisionnement	10300
5	Gourmandes de la Procession	Sous-type socioculturel	5700
10	Fond du petit marais	Sous-type socioculturel	2000
4	Mel Légumes	Type mixte non-auto-approvisionné	3700
6	Jean d'Avesnes	Type mixte non-auto-approvisionné	9200

Les potagers ont finalement été triés en deux catégories au lieu de quatre. En effet, utiliser trop de catégories pour le faible nombre de potagers étudiés affaiblirait les tests statistiques. Les potagers à vocation productive ont été distingués des potagers socioculturels. Ces derniers ont un but purement social, culturel ou éducatif et n'ont pas d'objectif particulier de production contrairement aux potagers productifs dont le but premier est de produire des biens soit destinés à la vente soit pour s'auto-approvisionner. La répartition a déjà été réalisée dans le tableau 1. Les potagers pédagogiques peuvent être placés dans la catégorie socioculturelle.

3.4. Prélèvements de sols

L'objectif des prélèvements était d'essayer de voir s'il y avait un lien entre les conditions du sol et certains traits fonctionnels des abeilles sauvages. En effet, la majorité des espèces belges (soit 49%) nichent dans le sol (Drossart et al., 2019). Ces abeilles dites terricoles sont proportionnellement bien moins étudiées que celles nichant dans des cavités, bien que cette stratégie de nidification au sol soit observée dans toutes les familles d'abeilles (Winfree, 2010). Au vu du nombre important d'espèces terricoles existantes, les préférences de nidification varient énormément. La texture du sol, la compaction, la température, l'humidité, les caractéristiques de la surface du sol et la proximité des ressources florales ou des congénères sont tous des facteurs qui peuvent varier d'une espèce à l'autre (Antoine et Forrest, 2021).

Concernant leur alimentation, les abeilles se nourrissent du nectar et du pollen des fleurs (Michener, 2007). L'azote présent dans les sols joue un rôle sur les plantes qui se retrouvent dans le milieu. Sur les sols riches en azote, on retrouve beaucoup de plantes nitrophiles, contrairement aux sols pauvres qui abritent une biodiversité plus importante et qui peuvent potentiellement fournir des ressources plus rares aux abeilles spécialisées (Carvell et al., 2006 ; Rasmont, 2006 ; Kleijn et al., 2009). L'intensification des pratiques agricoles avec l'avènement des engrais azotés de synthèse et le changement de l'utilisation des terres, a engendré une grande perte de plantes locales (Preston et al., 2011). Les milieux sont devenus banals, dépourvus de leur flore oligotrophe et dominés par les espèces nitrophiles (Rasmont, 2006). Dès lors, la gestion des sites (potagers et parcs), qu'elle soit plus extensive ou carrément intensive, influence les communautés d'abeilles sauvages présentes sur ces sites. Nous pouvons notamment avancer que l'azote minéral présent dans les sols a un effet indirect sur les abeilles vu qu'il impacte le type de plantes qui s'y développent.

Nous avons donc décidé d'effectuer plusieurs analyses sur les différents échantillons de sol que nous avons prélevés (un échantillon par site étudié) afin de vérifier nos hypothèses et de compléter notre description des potagers. Ces analyses sont les suivantes : granulométrie, métaux lourds et azote minéral. Comme nous venons de le voir, la granulométrie peut être mise en relation avec la nidification des abeilles dans le sol, l'azote minéral présent dans les sols est fonction de la gestion des sites (extensive à intensive) et peut être mis en lien avec les plantes potentiellement pollinisées par les abeilles, quant aux métaux lourds présents dans les sols, ils

pourraient avoir un impact sur la survie des abeilles. Les traits fonctionnels auxquels nous nous sommes intéressés ici sont la nidification et le régime alimentaire. Quant à la socialité, nous ne nous en sommes pas préoccupés.

3.4.1. Protocole

Le protocole des prélèvements de sols a été réalisé sur base de la norme AFNOR NF X 31-100 ainsi que des bulletins de prélèvements trouvés sur le site internet du C.A.R.A.H (Centre pour l'agronomie et l'agro-industrie de la province de Hainaut). D'autres informations et protocoles ont également été consultés et une comparaison de ces différentes informations a été réalisée afin de pouvoir mettre en place le protocole qui répondrait au mieux à notre question de recherche.

La norme AFNOR NF X 31-100 s'adresse aux personnes devant prélever des échantillons de sol sur terrain agricole. Elle sert de base à la plupart des protocoles de prélèvements de sols. Celle-ci propose une série de règles concernant l'échantillonnage en vue d'analyses destinées à une interprétation agronomique. Elle parle de « 14 à 16 prélèvements élémentaires » en précisant que le nombre de prélèvements élémentaires n'est pas fonction de la surface. Pour simplifier, 15 prélèvements par site ont été réalisés.

Une profondeur de prélèvement de 40 cm a été choisie. Cela se justifie surtout par la profondeur racinaire des plantes retrouvées sur les différentes zones de prélèvements (légumes pour la plupart). On suppose aussi que la grande majorité des espèces d'abeilles sauvages terrioles de Belgique ne nichent pas plus profondément que 40 cm. En effet, selon Cane et Neff (2011), la profondeur maximale moyenne des cellules de nidification des abeilles terrioles est de 35 cm. Une autre étude se déroulant à Bruxelles a montré la présence d'*Andrena barbilabris* (2 individus vivants) à 20 et 27 cm de profondeur (Noël et al., 2021).

Les prélèvements de sols ont été réalisés hors excès climatiques, c'est-à-dire en évitant les périodes à risque climatique (trop humide, trop gelé ou trop sec). Les zones de prélèvements choisies étaient homogènes et représentatives des sites de nidification déjà identifiés sur certains sites. En effet, les prélèvements devaient être réalisés dans une zone homogène pour éviter que l'analyse ne soit biaisée par l'un ou l'autre prélèvement effectué hors de cette zone.

Les zones ont été sélectionnées selon cet ordre :

1. Sites de nidification connus
2. Ensemble du site de collecte si aucun site de nidification n'a été identifié (les nids pouvant être partout dans la zone de collecte)

Nous avons fait un carottage d'environ 40 cm de profondeur à l'aide d'une tarière. Le prélèvement a ensuite été émietté dans un seau propre en évitant les matières végétales et les cailloux de diamètre supérieur à 2 cm. L'opération a été répétée 15 fois (prélèvements à 15 endroits différents) en veillant à parcourir l'ensemble de la zone homogène délimitée au préalable en zigzag (cfr figure ci-dessous).

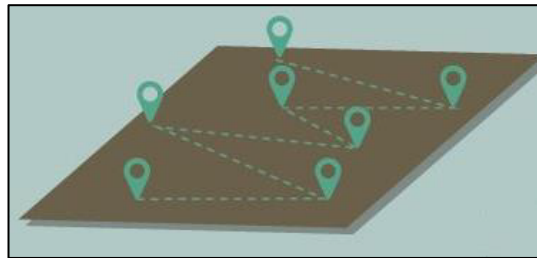


Figure 26 : Prélèvement en zigzag

Les différents prélèvements ont été homogénéisés entre les prises et à la fin de l'échantillonnage. L'échantillon final devait peser 1,5 kg et être placé dans un sac de congélation sur lequel la date, le nom du site et le nom de l'échantillonneur avaient été inscrits. Il devait être conservé au froid à environ 4°C jusqu'au dépôt au laboratoire d'analyse muni d'un bulletin de prélèvement complété (maximum une semaine après l'échantillonnage).

3.4.2. Analyses de sols

C'est le service pédologie du C.A.R.A.H qui a effectué nos analyses de sols. Celles-ci comprennent l'ensemble des métaux lourds (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni et Zn), l'azote (NO_3 , NH_4 et N_{total}) et la granulométrie du sol (% argile, % limon, %sable). Des exemples de feuilles de résultats obtenues pour les différentes analyses sont disponibles en annexes. Les résultats de l'analyse granulométrique sont présentés sur un triangle des textures comme sur la figure ci-dessous. Chaque côté du triangle correspond à un pourcentage soit de sable, de limon ou d'argile.

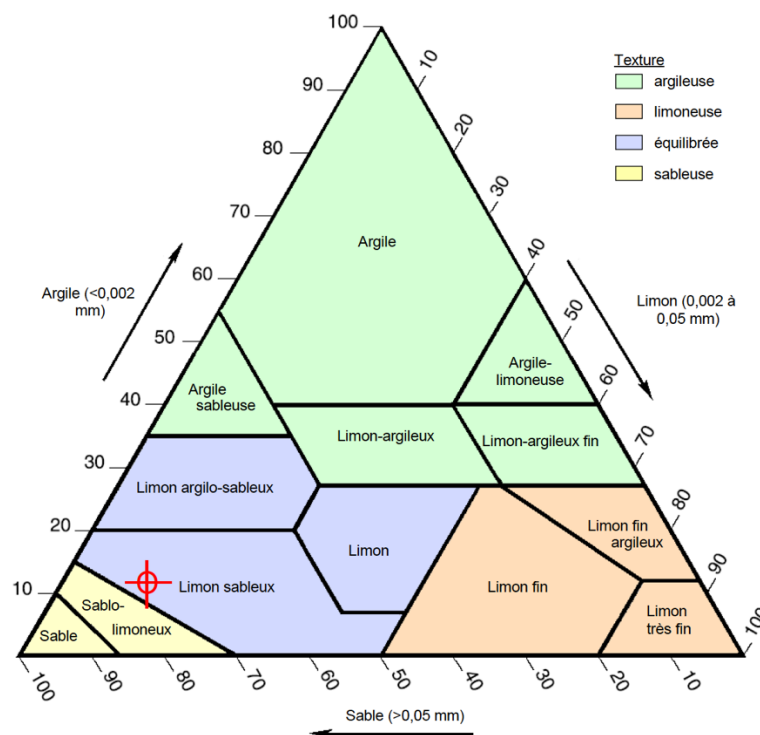


Figure 27 : Triangle des textures

3.5. Relevés botaniques

La description des potagers nécessitait d'effectuer des relevés botaniques sur chacun de ceux-ci. Ces relevés ont tous été effectués à la même période, au début du mois de mai, le printemps déjà bien entamé et la végétation suffisamment développée pour permettre la plupart des identifications. Nous avons tenté d'identifier un maximum d'espèces, majoritairement les espèces en fleurs, mais également toutes celles qui ne l'étaient pas encore, afin d'essayer de couvrir aussi la période estivale. Nous avons essayé d'être le plus exhaustif possible. Les relevés ont été réalisés suivant la méthode de Braun-Blanquet (Delassus, 2015 ; Adam, 2015) et grâce à des fiches de relevés phytosociologiques. Selon cette méthode, chaque espèce identifiée se voit attribuer un coefficient en fonction de son abondance sur le site. Malgré le fait qu'elle soit très utilisée pour les relevés phytosociologiques, elle reste assez approximative et même subjective. En effet, la valeur d'abondance attribuée est qualitative et n'est que le reflet de la quantité exacte de plantes présentes. C'est pourquoi, cette valeur d'abondance ne sera pas utilisée comme variable explicative (Fiordaliso, 2020).

Différentes flores nous ont aidés à identifier les espèces sur le terrain : la Flore écologique de Belgique (Jacquemart et Descamps, 2019), la Flore de la Belgique

(Bastin et al., 2007), le guide Delachaux : les plantes par couleur (Schauer et al., 2020). D'autres ressources, notamment la Flore Bleue de Belgique (Lambinon et al., 2012), ont été utilisées pour récupérer des informations telles que le caractère mellifère des plantes ou leur indigénat. Les plantes qui ne constituaient pas des ressources alimentaires pour les pollinisateurs ont pu être écartées de notre jeu de données. Ces relevés nous ont permis de compléter notre « fiche potager » concernant la diversité des cultures (nombre de familles cultivées) et le pourcentage de cultures entomophiles par rapport à l'ensemble de la production. Vous trouverez un exemple de relevé botanique dans les annexes.

3.6. Caractérisation des potagers montois

3.6.1. Mise en place de la fiche de caractérisation

La fiche de caractérisation est une sorte de questionnaire permettant de décrire et de caractériser les potagers urbains de la ville de Mons. Plusieurs critères ont été sélectionnés sur base de travaux similaires réalisés dans d'autres villes européennes, grâce à la littérature et à quelques ouvrages de vulgarisation. Rappelons que le but de cette fiche était de collecter un maximum de données brutes afin de pouvoir effectuer des analyses comparatives entre les potagers et d'identifier par la suite les plus favorables pour accueillir une grande diversité d'abeilles sauvages. Les données récoltées sur les potagers sont donc majoritairement liées à certains traits fonctionnels des abeilles, à savoir leur type de nidification et leur régime alimentaire.

Un premier outil sur lequel nous nous sommes appuyés pour réaliser cette fiche est le « Guide pratique Diag' pollinisateurs espaces verts » mis en place par l'association naturaliste Arthropologia. Celle-ci est établie en région Lyonnaise et a pour but de protéger les insectes et la biodiversité. L'objectif de ce document est d'évaluer la qualité d'un espace vert donné pour les pollinisateurs afin d'adapter sa gestion et d'effectuer des aménagements en conséquence. Pour ce faire, le guide se divise en quatre parties : zones d'alimentation, habitat de nidification, utilisation de pesticides et informations/sensibilisation. Chaque partie renvoie un score en fonction de différents critères de qualité du site (gestion et aménagements favorables aux pollinisateurs) et le score total est ensuite calculé (Arthropologia, 2020).

Dans cet esprit de score reflétant la qualité écologique d'un milieu, la ville de Lyon a lancé un diagnostic de la valeur écologique de ses espaces verts. Leur protocole a été élaboré en s'appuyant sur six critères permettant in fine de distinguer cinq catégories de valeur écologique des espaces verts, allant de mauvaise à excellente (Levointurier-Vadja et Bouvin, 2014).

A Bruxelles, il existe aussi l'écopotential, également appelé coefficient de potentiel de biodiversité ou coefficient de biodiversité par surface. Les différents types de surfaces sont classés par intérêt écologique. Toutefois, l'écopotential ne prend pas en compte la gestion des espaces verts. Or c'est une donnée essentielle pour évaluer leur intérêt écologique (Truong et Vesters, 2018). Cet aspect est également très important dans notre cas.

Nous avons également consulté le « Guide de gestion écologique pour favoriser les abeilles sauvages et la nature en ville » (Coupey et al., 2014). Enfin, plusieurs idées ont été piochées dans des ouvrages de vulgarisation tels que « Un jardin pour les abeilles sauvages » de Terzo et Vereecken (2014), « Vers un fleurissement favorable aux pollinisateurs » de Vereecken et al. (2017), ou encore « Abeilles sauvages, bourdons et autres insectes pollinisateurs » de Gosselin et al., (2018).

Grâce à tous ces outils, nous avons donc pu mettre en place notre propre fiche relative aux abeilles sauvages. Nous l'avons divisée en cinq grandes parties pouvant se recouper entre elles : identité du site, sol, conduite culturale, alimentation et nidification. Dans la partie « identité du site », on retrouve le type d'activité (productif ou socioculturel), la superficie et le pourcentage d'urbanisation dans un rayon d'un kilomètre. La partie « sol » nous indique s'il y a une utilisation d'engrais verts, des apports (amendements calciques et organiques, engrais minéraux) et si le sol est travaillé manuellement ou mécaniquement. Cette partie contient également les résultats des analyses de sol qui ont été effectuées (granulométrie, métaux lourds et azote minéral). Dans « conduite culturale », on s'intéresse à la production (intensive/extensive, alimentaire/non alimentaire, légumière/fruitière/mixte), à la diversité des cultures (nombre de familles cultivées), à l'utilisation de pesticides et au pourcentage de cultures entomophiles par rapport à l'ensemble de la production. La partie « alimentation » reprend des informations en rapport avec le régime alimentaire des abeilles : pourcentage de recouvrement par la végétation fleurie, tonte, diversité de la ressource alimentaire (haies, zones refuges, couvre sol, pelouse fleurie, parterre

fleuri, diversité des plantes mellifères). Enfin, la dernière partie concerne la nidification des abeilles. Est-ce qu'il y a des habitats pour les abeilles nichant sous terre et dans des cavités (sol nu, haies, ronces, vieux murs, bois mort, étendue d'eau stagnante) ? Est-ce que des hôtels à insectes sont installés ? La fiche fournit aussi des informations sur les potentiels contrats, chartes, règlements de base liés aux potagers. Vous trouverez dans les annexes la fiche de caractérisation utilisée comprenant les différents critères à évaluer pour chaque potager.

3.6.2. Analyses sur les données récoltées au sein des potagers

Les données récoltées sont aussi bien qualitatives que quantitatives et alimenteront les analyses statistiques. Les questions soulevées grâce à ces fiches permettront de déterminer si les actions (travaux agricoles et autres) menées par les gérants des sites ont un impact sur la diversité d'abeilles les visitant. Bons nombres de critères évalués sont des appréciations générales et leur utilisation nécessite donc une certaine prudence. C'est généralement le cas pour tout ce qui concerne la végétation ou bien les pourcentages de recouvrement. Par exemple, au niveau de la conduite culturale ce ne sont pas toujours les mêmes plantes qui sont cultivées. Le pourcentage de culture entomophile par rapport à l'ensemble de la production peut donc varier dans le temps. Il en est de même pour le pourcentage de recouvrement par la végétation fleurie. Celle-ci est approximée à un instant t et évolue au fil du temps.

Les données recueillies sur les potagers ont été encodées dans des tableurs Excel (version 16.54). Ceux-ci ont ensuite été manipulés dans l'environnement de développement RStudio (version 1.3.1093), fonctionnant avec le langage de programmation R (version 4.0.3). Cela nous a permis de générer des tests statistiques et des graphiques afin de comparer les sites selon nos nombreuses variables et selon la diversité d'abeilles sauvages collectées sur ceux-ci.

Nous avons principalement réalisé des analyses d'ordination. L'ordination est un outil qui permet d'explorer les données en les représentant dans un nouvel espace composé d'un nombre inférieur de dimensions (deux dans notre cas). Il s'agit d'un changement de point de vue nous permettant d'observer un maximum de dispersion ou de « contraste » dans les données. Chaque axe est une combinaison des axes originaux (Legendre et Legendre, 2012 ; Husson et al., 2016 ; Borcard et al., 2018).

Dans un premier temps, nous avons réalisé une PCA (Principal Component Analysis), sur les variables descriptives des potagers. Pour ce faire, nous avons utilisé la fonction *PCA()* du package *FactoMineR*. Dans un jeu de données il y a autant de composantes que de variables. La PCA préserve les distances euclidiennes entre les objets. Le jeu de données doit être uniquement composé de variables quantitatives continues et homogènes entre elles (exprimées dans la même unité ou centrées et réduites). Nous avons également effectué des PCA sur les résultats des analyses granulométriques, ceux des métaux lourds et ceux de l'azote.

Dans un second temps, nous avons réalisé une MCA (Multiple Correspondence Analysis). Pour ce faire, nous avons utilisé la fonction *MCA()* également contenue dans le package *FactoMineR*. Il s'agit simplement d'une extension de la PCA à des variables qualitatives (Borcard et al., 2018). Le but de ces analyses était de détecter les sites ayant de fortes ressemblances et ceux qui s'opposaient totalement, avant de les confronter aux données relatives aux abeilles sauvages.

Ensuite, nous avons utilisé une autre méthode d'ordination appelée NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) sur les relevés botaniques. Celle-ci nous a permis de visualiser les dissemblances entre les sites via les assemblages de plantes mellifères. Ici, c'est la fonction *metaMDS()* du package *vegan* qui a été utilisée. Contrairement à la PCA et à la MCA qui imposent le choix de la distance euclidienne comme indice de dissimilarité, la NMDS n'impose pas de choix et préserve la distance fournie au programme. Cela rend possible l'utilisation de la dissimilarité de Bray-Curtis, plus robuste dans l'analyse de données environnementales. Cette méthode d'ordination est basée sur un algorithme heuristique fonctionnant par essai-erreur, dont le but est de minimiser une valeur de « stress ». Cette dernière mesure en fait la corrélation entre les distances représentées sur le graphique par rapport aux distances fournies dans la matrice initiale. Plus cette valeur de stress est faible plus la représentation sera fidèle (Borcard et al., 2018). Elle est considérée comme relativement fidèle lorsque la valeur de stress est inférieure à 0,2 (Dexter et al., 2018). Une manière plus précise d'évaluer le stress est d'utiliser un diagramme de Shepard (représenté grâce à la fonction *stressplot()* du package *vegan*). Il oppose les distances obtenues avec la NMDS aux distances initiales. Il en ressort un R^2 (régression linéaire) et également un R^2 non métrique pour lequel la relation ne doit pas forcément être linéaire (Borcard et al., 2018).

Les résultats des analyses granulométriques ont également été visualisés sur un triangle des textures. Nous avons aussi conçu plusieurs histogrammes à l'aide d'Excel afin de mieux appréhender les résultats des analyses de la pollution aux métaux lourds ainsi que ceux concernant l'azote minéral présent dans les sols.

3.7. Caractérisation des communautés d'abeilles sauvages

Les abeilles ont été collectées par Florine Pecquereau et Jordan Benrezkallah du printemps à l'été 2021, dans le cadre de leur mémoire respectif : « Structure des communautés d'abeilles sauvages printanières au sein des potagers montois urbains et périurbains » et « Effet des facteurs pédologiques sur les communautés d'abeilles sauvages dans les potagers de la commune de Mons ». Les données récoltées ont été encodées dans la base de données de Data Fauna-Flora. Le logiciel Excel (version 16.54) nous a permis d'utiliser ces données et de les traiter plus en profondeur grâce à l'environnement de développement RStudio (version 1.3.1093), qui fonctionne avec le langage de programmation R (version 4.0.3).

3.7.1. Aperçu de la biodiversité des sites

Tout d'abord, nous avons cherché à décrire de manière simple les assemblages d'abeilles sauvages retrouvés sur les 10 potagers et sur les 5 parcs urbains de l'agglomération de Mons. Une des premières questions que nous nous sommes posée : combien d'individus ont été capturés sur chaque site et combien d'espèces ont été observées ? Cela nous a permis d'effectuer une première comparaison entre les sites. Nous avons également voulu savoir quel était le nombre d'individus (noté N) observés par famille et par genre et quel était le nombre d'espèces par famille. Un graphique représentant la totalité des espèces collectées selon leur d'abondance a été conçu. Ainsi, nous avons pu mieux visualiser les espèces dominantes dans notre jeu de données. Afin de décrire l'abondance des différentes espèces présentes sur chaque site, nous avons également réalisé une heatmap à l'aide de la fonction *ggplot()* du package *ggplot2*.

La méthode la plus intuitive afin de décrire une communauté d'abeilles d'un site réside dans un simple comptage du nombre d'espèces présentes sur celui-ci. C'est ce

qu'on appelle la richesse spécifique (noté S). Cependant, il est tout à fait possible que deux groupes d'individus de même taille aient le même nombre d'espèces mais dans des proportions différentes. On comprend donc que lorsqu'on travaille avec des communautés de plusieurs milliers d'individus, la richesse spécifique n'est pas suffisante pour évaluer la diversité. C'est pourquoi, d'autres indices peuvent être utilisés. Ceux-ci sont cités dans le paragraphe suivant à titre informatif.

3.7.2. Indices de diversité

Comme la richesse spécifique ne précise pas l'abondance relative des espèces, il existe de nombreux autres indices permettant de pallier ce manque. Un des plus connus est l'**indice de Shannon (H)** qui prend en compte l'équitabilité de la distribution des espèces (Legendre et Legendre, 2012). L'**indice de Simpson (λ)** est également populaire auprès des écologistes, ainsi que son inverse ($D = 1/\lambda$) et son complément, l'indice de Gini-Simpson ($D = 1-\lambda$). En réalité, selon Hill, tous ces indices sont des cas particuliers de l'équation généralisée de l'entropie de Rényi : H_a . Hill a également établi les nombres de diversité, exprimés de la façon suivante :

$$N_a = e^{H_a}$$

L'avantage des **nombres de Hill (N)** par rapport aux autres indices de diversité est qu'ils représentent une quantité d'espèces. Dans l'évaluation de la biodiversité, les nombres de Hill sont plus facilement interprétables en comparaison à l'indice de Shannon (Ellison, 2010). Ainsi, lorsque $a = 0$, N_0 correspond simplement à la richesse spécifique (Legendre et Legendre, 2012). Pour nos analyses, nous avons estimé que l'utilisation de la richesse spécifique était suffisante.

3.7.3. Dissimilarité entre les sites

Une NMDS a été réalisée sur les données relatives aux abeilles sauvages. Il s'agit de la même méthode que celle utilisée sur les assemblages de plantes mellifères. Dans ce cas-ci, cela nous a permis de visualiser les dissemblances entre les sites en fonction des communautés d'abeilles sauvages s'y retrouvant. Le diagramme de Shepard s'y rapportant a également été créé.

3.7.4. Analyses de corrélation

Nous avons voulu savoir s'il existait une corrélation entre la richesse spécifique et la granulométrie des différents sites. Pour ce faire, nous avons fait une analyse de corrélation selon la méthode de Spearman en utilisant la fonction *correlation()* contenue dans le package *agricolae*. Celle-ci permet d'obtenir les coefficients de corrélation et les p-value entre toutes les variables d'un tableau de données. Le coefficient de corrélation de Spearman est utilisé pour mesurer la relation de monotonie entre deux variables. Cela signifie qu'il mesure le degré auquel une variable augmente ou diminue de manière proportionnelle à l'autre variable. Ce coefficient varie de -1 à 1, avec 0 indiquant l'absence de corrélation. Un coefficient de 1 indique une corrélation parfaite et positive (c'est-à-dire que les deux variables varient de manière proportionnelle), tandis qu'un coefficient de -1 indique une corrélation parfaite et négative (Legendre et Legendre, 2012).

Dès lors, notre hypothèse nulle est qu'il n'existe aucune corrélation entre la richesse spécifique et la granulométrie des sites. Lors de la réalisation de plusieurs tests de significativité statistique simultanément, des erreurs peuvent apparaître. Pour cette raison, un ajustement des p-value est nécessaire. La méthode d'ajustement employée ici est celle de Holm car celle-ci sanctionne moins les p-value basses que les hautes (Borcard et al., 2018). Pour corriger ces p-value, nous avons adopté la fonction *p.adjust()* qui fait partie du package *stats*.

Nous avons procédé de la même manière afin de trouver une potentielle corrélation entre la richesse spécifique et l'imperméabilisation des sites. Notre hypothèse nulle est qu'il n'existe aucune corrélation entre la richesse spécifique et l'imperméabilisation des sites.

3.8. Protocole pollinomètre

Aujourd'hui, une biodiversité non-négligeable d'insectes pollinisateurs est présente en ville. La pollinisation constitue un service écosystémique primordial : elle conditionne la reproduction de nombreux végétaux, bases des chaînes trophiques. Avec l'expansion des milieux urbains à venir, une évaluation du service de pollinisation au sein de ceux-ci est nécessaire. Ce protocole, élaboré en collaboration avec des

chercheurs d'Europe, a pour objectifs d'évaluer l'intensité ainsi que l'efficacité du service de pollinisation en milieux urbains européens (France, Belgique et Suisse). Ce projet, unique de par l'échelle considérée, permettra également d'identifier les caractéristiques les plus importantes des villes affectant ce service de pollinisation. Des plantes « pollinomètres » (mesurant la pollinisation) sont utilisées. Elles permettent de mesurer, dans chaque ville, la diversité et la fréquence de visites d'insectes pollinisateurs les butinant, ainsi que leur succès reproducteur (formation de fruits et de graines) en résultant.

Ce projet, porté par l'Institut de la Transition environnementale de Sorbonne Université est en partenariat avec l'institut d'Ecologie et des Sciences de l'Environnement de Paris, l'INRAE d'Avignon, le GDR Pollinéco et l'association Arthropologia.



Figure 28 : Partenaires du projet

Cette expérience s'est déroulée sur une période de deux ans à raison de trois répétitions par an. En 2021, elle était menée par une étudiante de Condorcet Ath qui faisait son stage au laboratoire de zoologie de l'UMons.

Pour commencer, il a fallu aménager la salle de culture. L'année passée, cela se faisait en serre mais celle-ci était en assez mauvais état et n'était pas idéalement hermétique aux insectes. Ce paramètre est important car les plantes ne doivent pas être pollinisées avant leur acheminement sur les sites. Si elles l'étaient, les calculs de quantification du service de pollinisation serait faussés. C'est pourquoi cette année, nous avons décidé de cultiver les moutardes dans une des salles du bâtiment Chaville 5, dont une aile est occupée par les membres du laboratoire de zoologie. Malgré tous nos efforts pour rendre la salle de culture hermétique, de petites mouches de terreau de la famille des Sciaridae se sont développées. Ces « moucherons fongiques » (fungus gnats en anglais) sont considérés comme des pollinisateurs occasionnels. Néanmoins, des études ont démontré que ceux-ci n'ont pas d'impact sur la pollinisation des moutardes blanches (Mochizuki et Kawakita, 2018 ; Funamoto, 2019).

Une structure en bois a été construite afin d'accueillir les lampes (barres LED). Les LED utilisés sont de la marque Vegeled™, série Eos avec un spectre lumineux de type U-N1 (Colasse SA, 2020). Une personne du laboratoire ayant déjà utilisé ces barres LED préconisait un espacement de 8 cm entre elles afin d'approcher des conditions optimales de culture. Cela permettait d'avoir une intensité lumineuse d'environ 110 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ au niveau de la canopée. Cette mesure a été extrapolée à partir d'autres analyses et est approximative car nous ne disposons pas d'appareil pour mesurer l'intensité lumineuse. Cependant, vu le nombre restreint de lampes dont je disposais et la grande quantité de plantes à faire pousser, elles ont été placées tous les 10 cm. Ci-dessous, vous pouvez voir une photo annotée de la salle de culture.

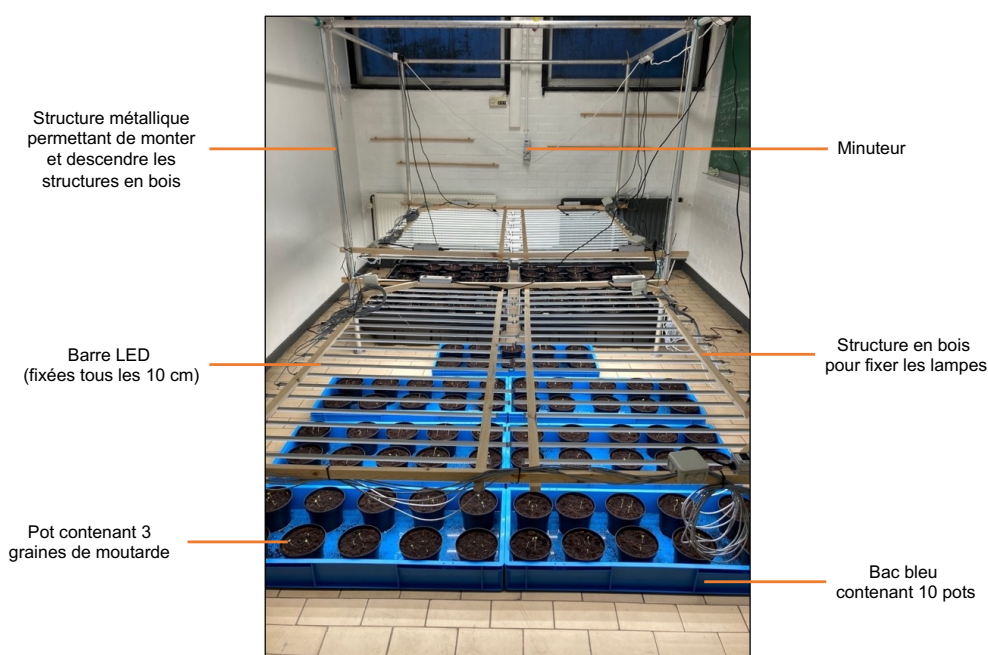


Figure 29 : Photo annotée du dispositif de culture

Le choix de la plante s'est porté sur la moutarde blanche (*Sinapis alba*). Il s'agit d'une plante indigène de la famille des Brassicaceae ne possédant pas de statut de protection particulier. Ses fleurs sont jaunes et sa pollinisation est entomogame. Ses fruits sont des siliques très étalées, courtes et oblongues, hérissées de poils blancs. Elle est présente partout en Europe mais surtout dans les lieux cultivés (eFlore, Tela Botanica). En effet, elle est souvent cultivée comme plante fourragère et est utilisée en automne et en hiver comme engrais vert. Elle forme un couvert végétal dense qui protège les sols et leur fournit de la matière organique une fois détruite. Elle permet aussi d'absorber les nitrates du sol pour éviter leur lixiviation et la pollution des eaux souterraines. Ces derniers peuvent alors être restitués à la culture suivante.

La moutarde blanche a été choisie pour plusieurs raisons : c'est une plante auto-incompatible, ce qui est pratique pour mesurer son succès reproducteur lié à la pollinisation ; elle est facile à cultiver, pousse vite et fleurit longtemps, également important pour ce type d'expérience ; elle attire une large gamme de pollinisateurs exceptés les spécialistes (Zaninotto et al., 2020) ; elle a déjà fait ses preuves dans plusieurs études (Zaninotto et al., 2020, 2021 ; Ropars et al., 2022).

Déroulement de l'expérience

La première session de terrain s'est déroulée du 11 au 15 avril. Nous avons sélectionné les 8 meilleurs sites parmi les 15 que nous avons initialement choisis car le nombre de plantes était insuffisant pour tous les couvrir. Cela est, entre autre, dû au manque de place et aussi au fait que les plantes étaient dans le début de leur phase de déhiscence. En effet, l'expérience aurait dû commencer deux semaines plus tôt mais les conditions météorologiques ne le permettaient pas.

Après avoir cultivé les plantes sur une période de 6 à 8 semaines, nous avons dû les préparer au terrain. Cela a consisté à étiqueter chacune des plantes, à marquer une des ramifications florales avec un bout de ficelle et à remplir le bordereau avec les informations de chaque plante. Elles ont ensuite pu être acheminées vers les différents sites. Ci-dessous, vous pouvez apercevoir un schéma du dispositif expérimental à reproduire sur le terrain. Six plantes sont disposées en hexagone avec 25 cm de distance entre elles et à minimum 5 m de tous massifs floraux. La 7^e est le témoin et est placée à proximité des autres sous un filet hermétique aux insectes.

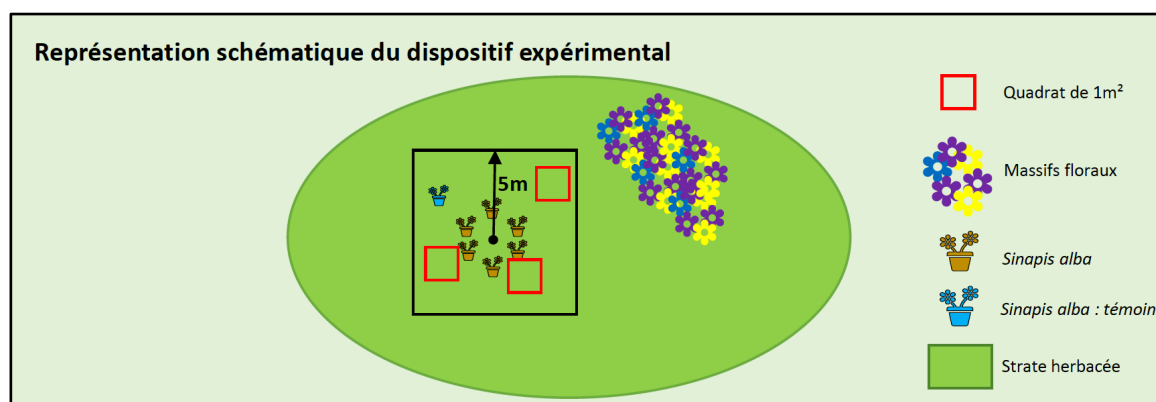


Figure 30 : Schéma du dispositif expérimental à reproduire sur le terrain

Une fois les plantes disposées, le comptage du nombre de visites a été effectué. Une visite est définie comme un insecte insérant ses pièces buccales dans une fleur. Les individus ont été identifiés selon leur morphotype. 11 catégories de pollinisateurs ont été distinguées : abeilles domestiques, bourdons, grandes abeilles sauvages, petites abeilles sauvages, guêpes, syrphes, bombyles, autres diptères, coléoptères, lépidoptères et autres insectes pollinisateurs. Le comptage prenait fin au bout de 100 visites et les plantes étaient laissées sur le terrain pendant 1h (que les 100 visites aient été atteintes ou non). Les 3 quadrats d'1 m² permettaient la quantification de l'écran floral autour du dispositif. Il s'agissait d'identifier les espèces fleuries dans chaque quadrat et de mesurer la taille de 3 unités florales par espèce fleuries par quadrat. A la suite de cela, différents bordereaux ont été complétés : comptage des insectes, écran floral et gestion des sites. Cette marche à suivre a été répétée pour chaque site. Après l'expérience sur le terrain, les plantes ont été rapatriées vers la salle de culture ou la fructification a eu lieu. Après 3 à 4 semaines, nous avons procédé au comptage des fruits présents sur la ramification précédemment marquée. Le bordereau reprenant les informations relatives à chaque plante a alors pu être complété. La partie de ramification marquée a ensuite été placée dans un sachet étiqueté et envoyé à l'Université de la Sorbonne accompagné des bordereaux remplis.

Lors de la première session de terrain, un seul site a atteint les 100 visites en moins d'une heure (Siège social) et un site n'a obtenu que 5 visites en une heure (Village des abeilles). Pour la plupart des sites, une majorité de petites abeilles sauvages de la famille des Halictidae (sans doute du genre *Lasioglossum*) ont été observées. Nous avons aussi observé des grandes abeilles sauvages, des bourdons, des syrphes et d'autres diptères. Seulement 11 hampes florales marquées sur 56 possédaient des fruits, certainement à cause du faible nombre de visites général. La seconde session de terrain s'est déroulée du 30 mai au 2 juin. Lors de celle-ci, les 8 sites ont atteint les 100 visites en moins d'une heure. Une majorité de syrphes a été observée sur la plupart des sites, suivi des petites abeilles sauvages et des bourdons. D'autres diptères et quelques coléoptères ont été observés sur certains sites. Aucune grande abeille sauvage n'a été observée lors de cette session. Après fructification, nous avons dénombré 37 hampes florales marquées possédant des fruits sur 56. Sur l'ensemble des deux sessions, ni abeilles domestiques, ni guêpes, ni bombyles, ni lépidoptères n'ont visité les moutardes.

4. Résultats

4.1. Description et comparaison des potagers urbains

4.1.1. Analyses sur les variables quantitatives

Pour commencer, nous avons effectué une première analyse en prenant les variables descriptives des potagers qui nous paraissaient les plus pertinentes, récoltées grâce à notre fiche de caractérisation. On peut considérer que le pourcentage de culture entomophile par rapport à l'ensemble de la production ainsi que le pourcentage de recouvrement par la végétation fleurie ont été résumés en une seule variable, à savoir la diversité des plantes mellifères. Une première analyse en composantes principales (PCA) a été menée avec 8 variables : la superficie cultivée, l'imperméabilisation des sols, le pH KCl, le rapport Carbone/Azote (C/N), la Capacité d'Echange Cationique (CEC), la diversité des cultures, la diversité des plantes mellifères et le pourcentage de surface possédant une végétation éparse. Le pourcentage d'inertie représenté par les deux premiers axes est de 61,3 %. Cette valeur n'étant pas très élevée, nous avons considéré que la représentation des données n'était pas assez importante. Le graphique ne sera donc pas utilisé dans la suite des analyses mais nous y avons tout de même jeté un œil.

Sur ce graphique (disponible en annexe I), on voit que les sites de Jean d'Avesnes et du Jardin Suspendu sont un peu plus isolés. Jean d'Avesnes est une école d'horticulture qui se démarque par sa superficie cultivée. Le site du Jardin suspendu semble quant à lui se démarquer par sa forte imperméabilisation des sols, celui-ci étant situé en plein centre-ville, et par le pourcentage de surface possédant une végétation éparse. Nous avons choisi de retirer le pH KCl de l'analyse car il ne variait que très peu entre les sites. Les conclusions sont les mêmes pour le graphique de la PCA à 7 variables, dont les deux axes représentent un pourcentage d'inertie de 70 % (également présent en annexe I). Finalement, nous avons également retiré le rapport C/N et la CEC car ils n'apportaient pas beaucoup d'informations sur les sites. Ceux-ci peuvent varier au cours d'une année en raison de différents facteurs tels que les pratiques culturales, les conditions climatiques et l'ajout de matière organique au sol. La CEC diminue aussi lorsque l'acidité est plus élevée (pH diminue). Ces variations peuvent cependant être relativement faibles et dépendent de nombreux autres facteurs comme le type de sol, par exemple.

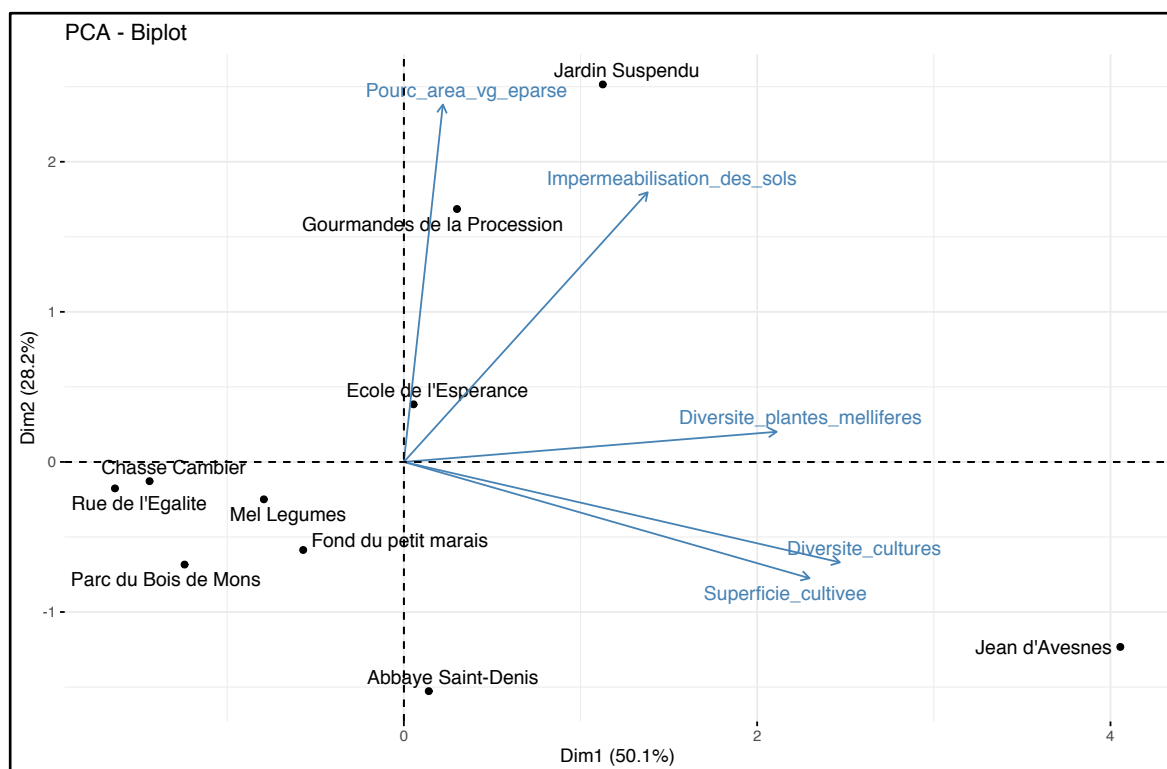


Figure 31 : PCA sur les variables descriptives des potagers (5 variables)

Sur le graphe de la PCA à 5 variables présent ci-dessus, en plus de Jean d'Avesnes et du Jardin Suspendu, on distingue un peu plus deux autres sites : l'Abbaye Saint-Denis, situé en zone périurbaine, se démarque par sa faible imperméabilisation des sols, et les Gourmandes de la Procession par le pourcentage de surface possédant une végétation éparse. On voit ici que le pourcentage d'inertie représenté par les deux axes est égal à 78,3 %. C'est donc celui-ci qui sera réutilisé dans la suite des analyses (relations potagers – abeilles sauvages).

Des PCA ont été menées sur les résultats des analyses de sol. Ces dernières ayant aussi été effectuées sur les parcs urbains, ils ont été repris dans les PCA. La texture des sols varie peu entre les sites : 4/15 sont sablo-limoneux, 7/15 sont en limono-sableux, 2/15 sont limoneux et 2/15 sont finement limoneux. On constate sur le graphe ci-dessous que les deux premières composantes représentent très bien les données (92,2 %). On voit ensuite que les sites sablo-limoneux (Chasse Cambier, Gourmandes de la Procession, Parc Bonaert et Parc du bois de Mons) sont situés les plus à gauche, suivis de près du site de la Rue de l'Egalité, du Village des abeilles, de Jean d'Avesnes et de Mel Légumes qui sont 4 sites limono-sableux. Sur la droite du graphique, on retrouve les sites limoneux (École de l'Espérance et Siège social) et finement limoneux (Jardin Suspendu et Stievenart).

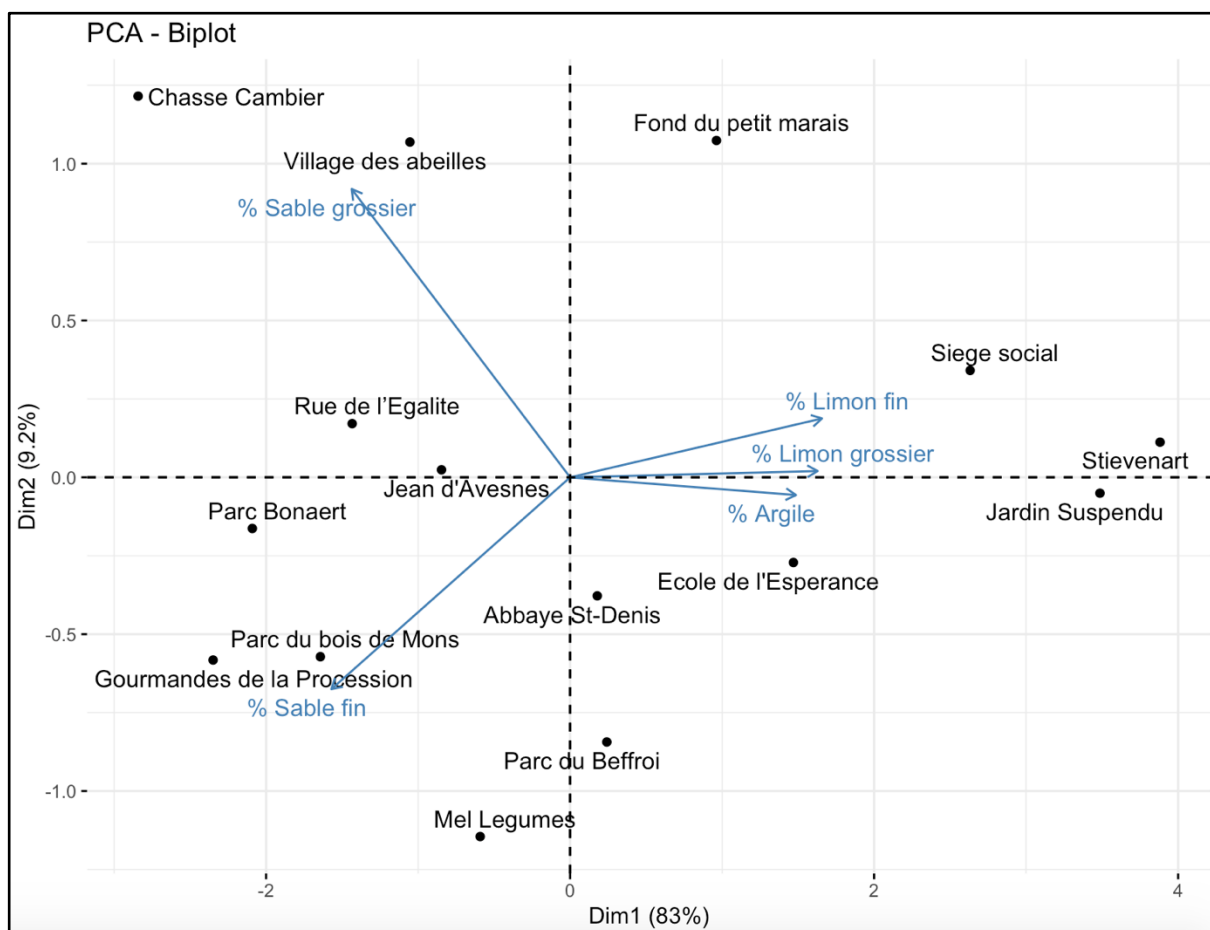


Figure 32 : PCA sur la granulométrie des différents sites

La PCA sur les résultats des analyses granulométriques ne nous révèle pas grand-chose. Ces résultats sont également représentés sur un triangle des textures (cfr annexe II).

La PCA sur les résultats des analyses de la pollution des sols aux métaux lourds (cfr figure ci-dessous) présente un pourcentage de variance cumulée pour les deux premiers axes assez correct (80,8 %). Le graphique fait ressortir deux sites : Village des abeilles et Jean d'Avesnes. Le Village des abeilles présente des quantités de métaux lourds élevées dans son sol et dépasse plusieurs valeurs seuils (pour le type d'usage agricole) : le cuivre, le plomb et le zinc. Jean d'Avesnes, quant à lui, dépasse les valeurs seuils du cuivre, du mercure et du plomb. Ces résultats sont aussi visualisables sur différents histogrammes présents en annexes reprenant les valeurs seuils des différents métaux lourds pour le type d'usage II (Agricole). On s'aperçoit grâce à ces histogrammes que la valeur seuil du chrome est dépassée sur le site de Mel Légumes.

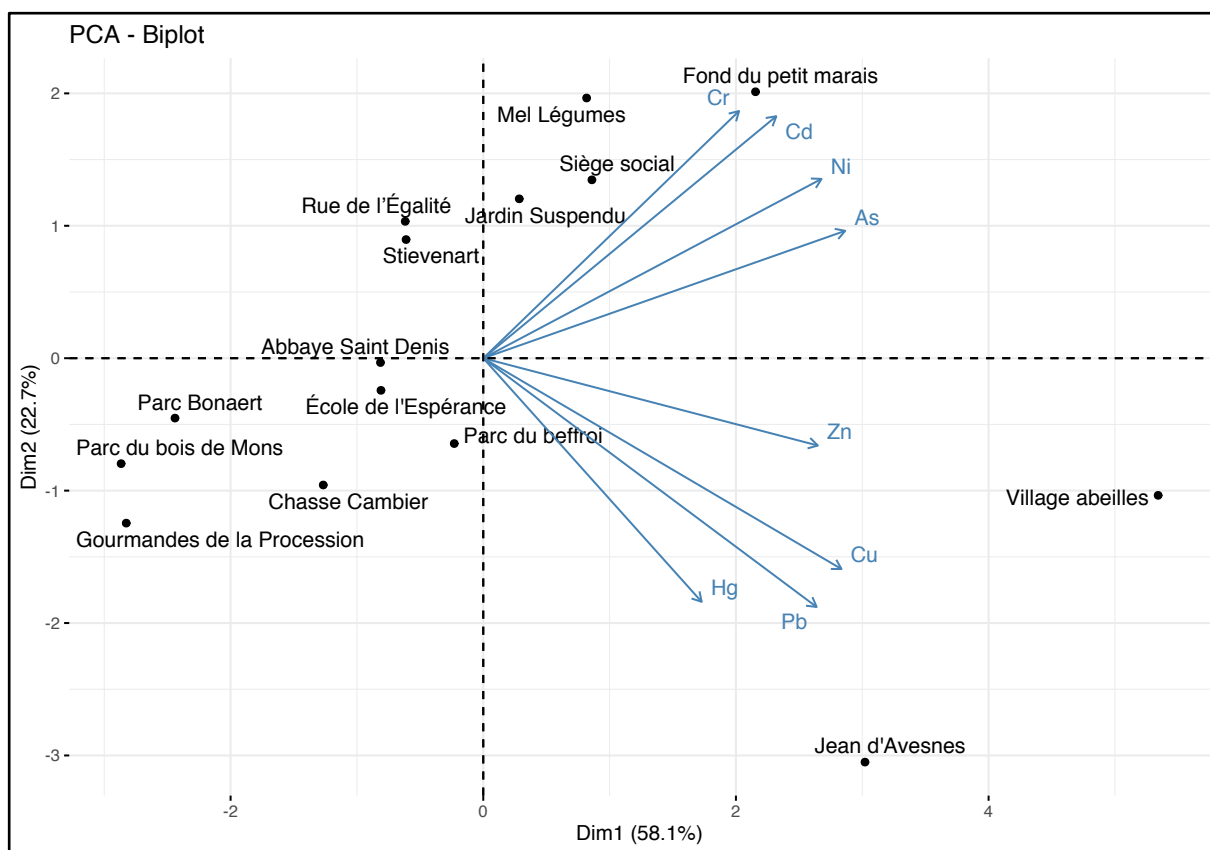


Figure 33 : PCA sur la pollution aux métaux lourds des différents sites

Des histogrammes des quantités d'azote présents dans les sols ont aussi été réalisés dans le but de mieux visualiser les données. On remarque qu'il n'y a pas de grosses différences entre les sites. A priori, aucun apport n'est effectué au sein des parcs urbains. Les Gourmandes de la Procession utilisent des engrais bio pour leurs tomates ainsi que du Patenkali, un engrais minéral utilisable en agriculture biologique contenant de l'oxyde de potassium et de magnésium ainsi que de l'anhydride sulfurique. L'école d'horticulture de Jean d'Avesnes utilise du Copron et de l'Antagon, qui sont deux types d'amendements organiques du sol enrichis en azote, phosphore et potassium, tous deux utilisables en agriculture biologique. Outre cela, au niveau des apports, les produits naturels sont privilégiés. La plupart utilisent du compost et/ou du fumier (cheval, vache, porc, ...). Certains utilisent aussi des orties, des algues marines ou des fientes de poules. La fréquence des apports est généralement d'une fois par an ou bien d'une fois tous les deux ans. Le site possédant le plus haut taux d'azote dans son sol est le Fond du petit marais (62,3 kg/ha). Cela est sans doute dû au fait qu'ils apportent un compost de toilettes sèches (riche en azote). D'ailleurs lorsqu'on se rend sur ce site, on est tout de suite marqué par la forte présence de plantes

nitrophile telles que l'ortie (*Urtica dioica*) ou la chelidoine (*Chelidonium majus*). Le site avec le plus faible taux d'azote dans son sol est le Parc du bois de Mons (9,8 kg/ha). Il s'agit d'un site dédié à l'apprentissage d'élèves de primaire sur lequel il n'y a aucun apport. Une autre tendance semble légèrement se marquer en ce qui concerne l'utilisation d'engrais verts (moutarde, sainfoin, vesce, lin, phacélie, trèfle, avoine, ...). Les 3 sites qui en utilisent (Chasse Cambier, Gourmandes de la Procession et Jean d'Avesnes) ont des teneurs en azote similaires et « relativement élevées » comparés aux autres sites.

Nous pouvons conclure en disant que l'utilisation d'azote est parcimonieuse sur la plupart des sites. Toutefois, ces résultats restent difficilement interprétables compte tenu du grand nombre de facteurs desquels ils dépendent. En effet, le stock d'azote minéral présent dans les sols est extrêmement labile car il vient en majorité de la dégradation de l'azote organique. Il dépend aussi de la texture du sol – un sol plus sableux étant plus lixiviable – et des plantes qui s'y trouvent (Hofman et Van Cleemput, 2004 ; Baize et al., 2008). Les quantités d'azote minéral présent dans les sols sont mesurées à un instant t et la meilleure période pour effectuer ces analyses est entre fin février et début mars, quand les plantes qui peuvent absorber l'azote minéral ne sont pas encore trop développées.

Les tableaux de données présentant les résultats pour la granulométrie, les métaux lourds et l'azote sont également disponibles dans les annexes.

4.1.2. Analyses sur les variables qualitatives

Grâce à la fiche de caractérisation des potagers que nous avons mise en place, nous avons également récolté un grand nombre de variables qualitatives. Celles-ci ont été traitées grâce à une analyse des correspondances multiples (MCA). Nous avons procédé de la même manière que pour la PCA sur les variables quantitatives, c'est-à-dire en testant avec toutes les variables qualitatives (22) et en réduisant ensuite afin que cela soit plus lisible. Le graphique à 22 variables était vraiment trop désordonné pour pouvoir être interprété. Le seul site qui semblait se démarquer légèrement est l'École de l'Espérance. Nous en avons donc retiré 9 qui ne variaient pas (ou peu) entre les sites ou qui avaient déjà été utilisées dans d'autres analyses.

Les 13 variables conservées sont les suivantes : utilisation d'engrais verts, apports, travail du sol, tonte, haies, zones refuges, couvre sol, pelouse fleurie, parterre fleuri, pentes, vieux murs, bois mort et hôtel à insectes. L'absence de vieux murs, la présence de haies et la tonte sont les éléments qui contribuent le plus à la dimension 1. L'absence d'apports, la présence de bois mort, l'utilisation d'engrais verts, l'absence de zones refuges et la présence de pelouse fleurie sont ceux qui contribuent le plus à la dimension 2. En termes d'individus, on voit sur la figure ci-dessous que la Rue de l'Égalité et Chasse Cambier sont un peu séparés des autres. Cela s'explique entre autres par l'absence de vieux murs, de haies et de zones refuges sur ces sites. Les sites de l'École de l'Espérance et des Gourmandes de la Procession semblent également se démarquer, par l'absence d'apports pour le premier et par la présence de bois mort et de pelouse fleurie pour le deuxième. Le pourcentage de variance cumulée pour les deux premiers axes n'est pas très élevé (49,1%). Dans ce cas, il serait utile d'inspecter le troisième axe pour obtenir un pourcentage de variance cumulée acceptable (65,4%).



Figure 34 : MCA sur les variables descriptives des potagers

L'absence de parterre fleuri, suivi de leur présence sont les facteurs contribuant le plus à la dimension 3. Au niveau des individus, cette contribution est mise en avant par quatre sites : le Parc du bois de Mons et le Fond du petit marais (absence de parterre fleuri), ainsi que l'École de l'Espérance et Jean d'Avesnes (présence de parterre fleuri).

Même en réduisant le nombre de variables à 11, nous ne sommes pas parvenus à mettre en évidence d'autres structures. Finalement, on constate que le graphe à 11 variables (annexe VIII) n'apporte pas de conclusions supplémentaires. L'écart entre les sites semble même légèrement plus visible sur celui à 13 variables bien que la différence entre eux reste très maigre.

4.1.3. Dissimilarité entre les potagers via les plantes à fleurs

La NMDS que nous avons réalisée nous a permis de visualiser les dissemblances entre les potagers via les assemblages de plantes mellifères. Elle a produit une représentation graphique dans laquelle une proximité spatiale traduit une similarité dans la composition des assemblages. Certaines plantes ont été relevées uniquement sur certains potagers. C'est la raison pour laquelle il y en a qui se détachent du centre. Les sites de la Rue de l'Égalité et de Chasse Cambier sont ceux possédant la plus faible diversité de plantes mellifères (33). Ce sont aussi les deux sites avec la plus petite superficie échantillonnée. Cependant, quelques espèces sont respectivement propres à chacun de ces sites. Le site de Jean d'Avesnes possède un jardin de plantes horticoles ornementales et beaucoup d'espèces ont été retrouvées uniquement sur ce site. Le Fond du petit marais, Mel Légumes et le Parc du bois de Mons ont eux aussi pas mal d'espèces qui leur sont propres. Les autres sites se ressemblent plus.

La représentation est considérée comme fidèle car la valeur de stress est de 0,09, ce qui est inférieur à 0,2 (Dexter et al., 2018). De plus, le diagramme de Shepard nous donne un R^2 de 0,95 et un R^2 non métrique de 0,992. Les différents graphiques se trouvent en annexe IX.

4.2. Inventaire des abeilles sauvages des potagers et parcs urbains

Au total, un échantillon de 1973 individus a été prélevé, parmi lesquels 1902 ont été identifiés. Parmi les 381 espèces présentes actuellement en Belgique (Drossart et al., 2019), 101 différentes ont été distinguées, soit 26,6 % des espèces belges. En raison d'un manque de temps, 71 spécimens, principalement de petites tailles et répartis sur l'ensemble des sites, n'ont pas pu être identifiés. Le tableau ci-dessous reprend la répartition des individus collectés sur les différents sites selon leur famille et leur statut UICN évalué par la liste rouge des abeilles de Belgique (Drossart et al., 2019). Un individu capturé est en danger critique d'extinction. Il s'agit de l'espèce *Halictus quadricinctus*. Aucune abeille de l'inventaire ne possède le statut « en danger » mais deux autres espèces, capturées chacune en trois exemplaires, sont vulnérables : *Halictus sexcinctus* et *Bombus campestris*. Tous les autres individus capturés ne sont pas considérés comme menacés en Belgique.

Tableau 4 : Répartition des individus collectés selon leur famille et leur statut UICN. LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically endangered, DD = Data deficient

Famille	CR	EN	VU	NT	LC	DD	TOTAL
Andrenidae	0	0	0	7	222	24	253
Apidae	0	0	3	57	775	0	835
Colletidae	0	0	0	0	96	0	96
Halictidae	1	0	3	0	347	0	351
Megachilidae	0	0	0	1	328	0	329
Melittidae	0	0	0	1	37	0	38
TOTAL	1	0	6	66	1805	24	1902

A l'échelle de la Wallonie, plusieurs espèces bénéficient d'un statut de protection. Celles-ci sont listées dans l'annexe IIb de la loi sur la conservation de la nature du 12 juillet 1973, mise à jour par le décret du 6 décembre 2001. Dans notre inventaire, les espèces concernées sont *Coelioxys inermis*, *Colletes cunicularius*, *Dasypoda hirtipes*, *Macropis fulvipes*, *Osmia bicolor* et *Panurgus calcaratus*. A l'exception de *Dasypoda hirtipes* qui a été retrouvée au sein de quatre potagers et d'un parc (19 individus au parc du Beffroi), très peu de spécimens des autres espèces citées ci-dessus ont été collectées. *Coelioxys inermis*, une espèce cleptoparasite, a été observée une fois sur le site de la Rue de l'Égalité et une fois au parc du Beffroi. *Panurgus calcaratus* et *Colletes cunicularius* sont des espèces de milieux sableux. Un et quatre individus ont respectivement été capturés sur le site de la Rue de l'Égalité (sol limono-sableux). Un

spécimen de *Panurgus calcaratus* a aussi été capturé sur le site de l'École de l'Espérance (sol limoneux). *Macropis fulvipes* est oligolectique des fleurs du genre *Lysimachia* et a été observée une seule fois sur le site des Gourmandes de la Procession. Enfin, l'espèce *Osmia bicolor* a été collectée en un seul exemplaire sur le site de Mel Légumes. Celle-ci a la particularité de faire son nid dans des coquilles d'escargots vides.

Néanmoins, la publication de la liste rouge des abeilles de Belgique par Drossart et al. (2019) souligne la nécessité d'actualiser cette liste d'espèces strictement protégées en Wallonie. En effet, les six espèces de notre inventaire bénéficiant du statut de protection en Wallonie sont classées en « préoccupation mineure » dans la liste rouge. De plus, cette protection interdit notamment de collecter, de perturber ou de détruire les spécimens (Drossart et al., 2019).

4.3. Description des communautés d'abeilles sauvages

4.3.1. Complétude de l'échantillonnage

Concernant la complétude de l'échantillonnage, qui nous informe sur la qualité de l'effort de collecte, elle peut être évaluée grâce à des estimateurs de la richesse spécifique, qui permettent d'extrapoler le nombre maximal d'espèces qui auraient pu être observées.

Tableau 5 : Estimateurs de la richesse spécifique sur l'ensemble des sites échantillonnés

Espèces observées	Chao $\pm$ se	Jack1 $\pm$ se	Jack2	Bootstrap $\pm$ se
101	130 $\pm$ 15	125 $\pm$ 8	139	112 $\pm$ 4

Les estimateurs et leur marge d'erreur repris dans le tableau ci-dessus ont été calculés grâce à la fonction *specpool()* du package *vegan*. Ceux-ci indiquent qu'entre 72 et 90% des espèces attendues ont été capturées. Les chiffres du tableau ont été arrondis à l'unité.

La complétude peut également être estimée grâce à une courbe d'accumulation (annexe X) sur laquelle l'asymptote ne paraît pas avoir été atteinte.

4.3.2. Description des communautés

Différentes figures ont été réalisées afin de représenter la diversité et l'abondance de l'ensemble des espèces collectées. Tout d'abord, une figure représentant le nombre d'espèces par famille a été réalisée (annexe XI). On constate que la famille des Apidae est la plus représentée en termes d'espèces dans notre jeu de données (27). C'est également le cas en termes d'abondance d'individus (835 collectés). En revanche, le nombre d'espèces par famille et le nombre d'individus par famille ne concordent pas toujours. Ces différences peuvent être visionnées en mettant en parallèle la figure précitée et la figure de l'abondance par famille trouvée en annexe XII. Vous pouvez aussi retrouver en annexe une figure de l'abondance par genre.

La distribution de l'abondance des espèces d'abeilles sauvages sur les différents sites est illustrée ci-dessous à l'aide d'une heatmap (carte de chaleur). Les trois espèces les plus abondantes, à savoir *Bombus pascuorum*, *Terrestribombus* sp. et *Osmia bicornis*, ont été volontairement enlevées du graphique pour permettre une meilleure visualisation de l'abondance des autres espèces sur les sites. La heatmap reprenant toutes les espèces est disponible annexe XIII. A première vue, quatre espèces ressortent du lot : *Osmia cornuta* (Village des abeilles), *Halictus scabiosae* (Parc du bois de Mons), *Lasioglossum morio* et *Dasypoda hirtipes* (Parc du Beffroi). On voit aussi qu'*Halictus scabiosae* est très abondante sur une majorité de sites à l'exception de trois parcs (Siège social, Parc Bonaert et Parc du Beffroi) où elle est absente. On peut également déduire de cette figure que l'abondance est plus faible au sein du Parc Bonaert et du site de Chasse Cambier (cela sans compter les trois espèces les plus abondantes). Pour finir, on voit que le Village des abeilles accueille un nombre important d'espèces caulicoles : *Heriades truncorum*, *Osmia cornuta*, *Osmia caerulea* et surtout 72 individus d'*Osmia bicornis*.

Abondance des abeilles sauvages

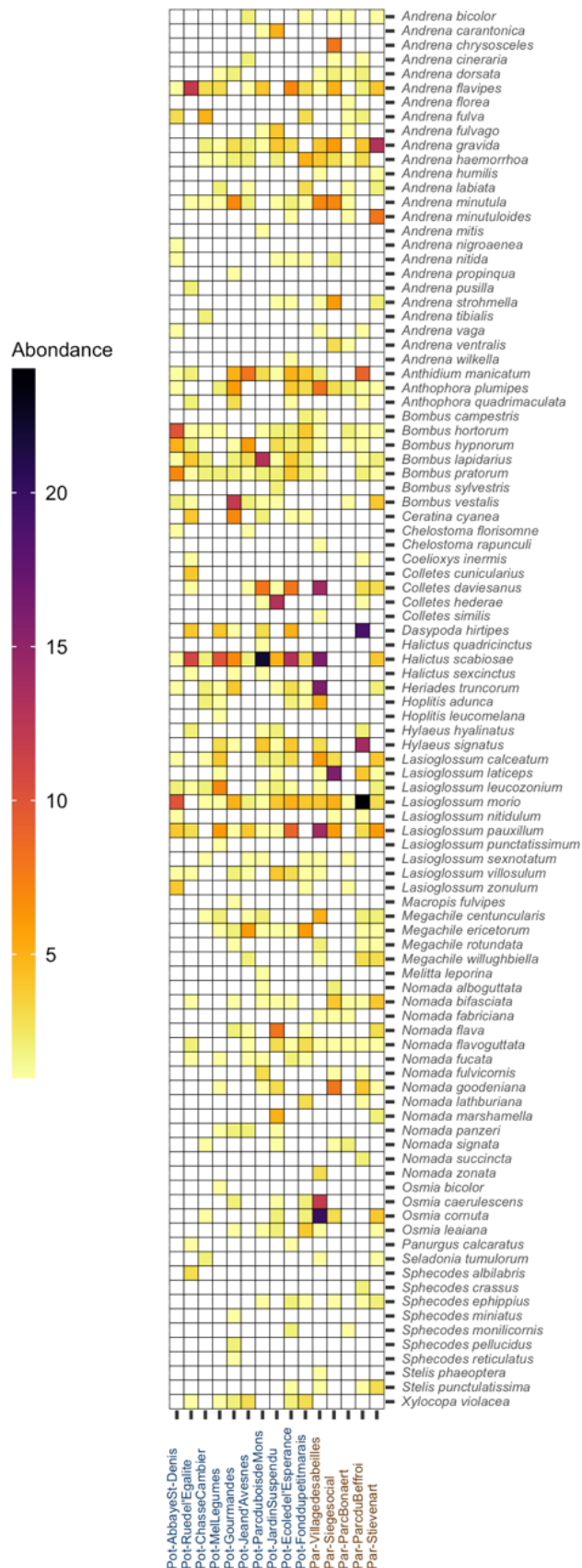


Figure 35 : Heatmap représentant l'abondance des espèces d'abeilles sauvages capturées sur les différents sites

La figure des espèces représentées par rang d'abondance (annexe XIV) permet aussi de distinguer celles qui dominent dans l'échantillon. On observe que plus de 50% de l'effectif total (955/1902) est représenté par seulement huit espèces, avec *Bombus pascuorum* qui y contribue à un peu moins de 20% (379/1902) à elle seule. Le graphique nous montre aussi les espèces qui ont été capturées en un ou en deux exemplaires (respectivement 16 et 10 espèces).

Le tableau ci-dessous met en parallèle le nombre d'espèces observées par site et le nombre d'individus observés par site.

Tableau 6 : Tableau du nombre d'espèces et du nombre d'individus observés par site

Sites	Nombre d'espèces observées par site	Nombre d'individus observés par site
Abbaye Saint-Denis	25	109
Chasse Cambier	22	63
Ecole de l'Esperance	38	166
Fond du petit marais	35	120
Gourmandes de la Procession	36	144
Jardin Suspendu	40	118
Jean d'Avesnes	30	111
Mel Legumes	30	107
Parc Bonaert	25	39
Parc du Beffroi	40	147
Parc du bois de Mons	37	132
Rue de l'Egalite	30	121
Siege social	29	108
Stievenart	37	144
Village des abeilles	43	273

4.3.3. Dissimilarité entre les potagers via les abeilles sauvages

Nous avons réalisé une deuxième NMDS afin de visualiser les dissemblances entre les potagers via les assemblages d'abeilles sauvages. Sur le graphique ci-dessous, on remarque que globalement les sites ne semblent pas se distinguer réellement. Les sites les plus au centre ont beaucoup d'espèces en commun, avec des abondances similaires, tandis que les sites en périphérie ont plus d'espèces qui leur sont propres, ou bien certaines sont présentes en plus grand nombre. Au centre, on constate la présence de *Bombus pascuorum*, *Terristribombus* sp. et *Osmia bicornis*.

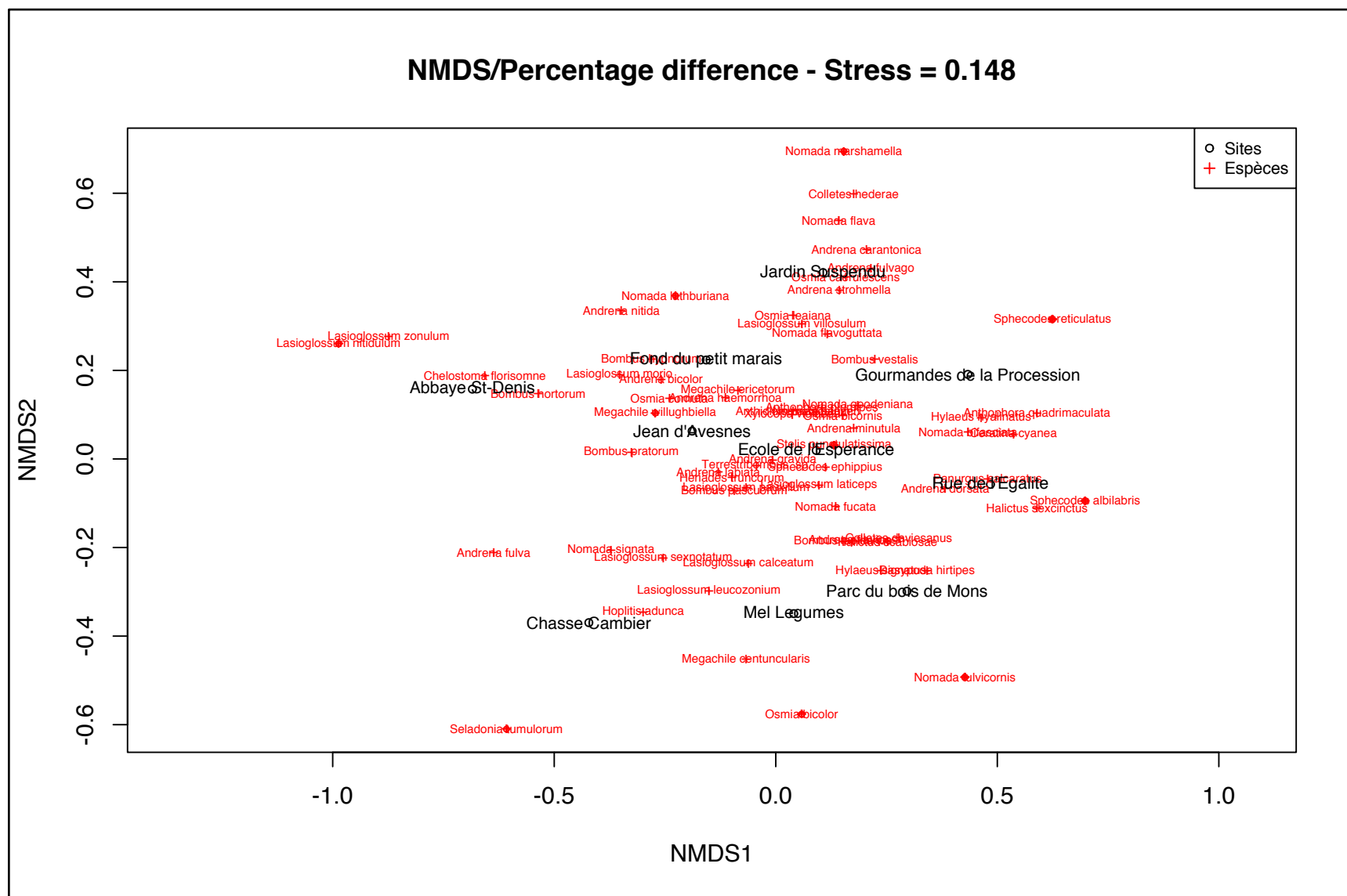


Figure 36 : NMDS sur les potagers en fonction des assemblages d'abeilles sauvages

On voit que le site de l'Abbaye Saint-Denis se démarque un peu et que quatre espèces sont représentées à proximité. En analysant un peu plus en profondeur les données, on voit que 10 spécimens de *Bombus hortorum* ont été capturés sur ce site (pour 1 ou 2 spécimens sur la plupart des autres sites). *Lasioglossum nitidum* est uniquement présent sur ce potager, *Lasioglossum zonulum* est présent en quatre exemplaires (un autre sur le site du Fond du petit marais) et *Chelostoma florisomne* est présent en un exemplaire (un autre sur le site de Jean d'Avesnes).

Le site de Chasse Cambier est tiré dans une direction, principalement par la présence de *Seladonia tumulorum*. *Hoplitis adunca* pèse aussi dans la balance avec deux spécimens observés (au même titre que sur le site de l'École de l'Espérance). Un spécimen de cette espèce est également observé sur les sites de Mel Légumes et du Fond du petit marais. *Andrena fulva* apparaît cinq fois sur le site de Chasse Cambier (3 sur les sites de l'Abbaye Saint-Denis et du Fond du petit marais) et *Nomada signata* une fois (1 sur le site du Jardin Suspendu).

Le site de Mel Légumes est caractérisé par la présence de l'espèce *Osmia bicolor*. Le seul spécimen capturé se retrouve sur ce potager. Le potager du Parc du bois de Mons est le seul sur lequel trois spécimens de *Nomada fulvicornis* ont été observés. Il est aussi le seul à accueillir l'espèce *Halictus quadricinctus*, en danger critique d'extinction. Le site de la Rue de l'Egalité, quant à lui, abrite trois individus de l'espèce *Sphecodes albilabris*, un de l'espèce *Panurgus calcaratus* (comme le site de l'École de l'Espérance) et un de l'espèce vulnérable *Halictus sexcinctus* (de même pour les sites des Gourmandes de la Procession et du Parc du bois de Mons). L'autre espèce vulnérable, *Bombus campestris*, a été observée deux fois sur le site du Fond du petit marais et une fois sur le parc du Village des abeilles.

Le site du Jardin Suspendu se démarque grâce aux espèces *Andrena carantonica*, *fulvago* et *strohmeilla* ainsi que *Colletes hederæ* (13 individus), *Nomada flava* et *Nomada marshamella* (respectivement 8 et 5 individus). Enfin, le potager des Gourmandes de la Procession se distingue légèrement par la présence de *Bombus vestalis* (12 spécimens), de *Ceratina cynea* (7 spécimens) et de plusieurs singletons tels que *Sphecodes reticulatus* et *miniatus* ainsi que *Macropis fulvipes*.

En conclusion, on peut dire que les communautés sont relativement homogènes et qu'on n'observe pas vraiment de gradient bien marqué. Il y a cependant un groupe d'espèces qui semble s'associer à une texture de sol plus sablonneuse. En effet, *Halictus sexcinctus*, *Sphecodes albilabris*, *Panurgus calcaratus*, *Dasygaster hirtipes* et *Colletes daviesanus*, des espèces sabulicoles, sont toutes localisées sur la droite du graphique. Il faut cependant rester très prudent car le contraste entre les sites est faiblement marqué (sites majoritairement sablo-limoneux ou limono-sableux). On ne peut pas avancer que la granulométrie est la raison principale de leur présence car on retrouve aussi des espèces de ce type (comme *Andrena fulva* ou *Nomada lathburiana*) ailleurs sur le graphique.

La représentation que fournit la NMDS est considérée comme fidèle car la valeur de stress est de 0,148, ce qui est inférieur à 0,2 (Dexter et al., 2018). Sur le diagramme de Shepard disponible en annexe XV, on voit aussi que le R^2 est égal à 0,847 et le R^2 non métrique à 0,978.

4.4. Relations potagers – abeilles sauvages

4.4.1. Comparaison PCA/MCA potagers et NMDS abeilles

Afin d'essayer de faire le lien entre la gestion des potagers et les populations d'abeilles sauvages et d'identifier les sites qui leur sont les plus favorables, nous avons décidé de mettre en relation la PCA sur la matrice des variables quantitatives des potagers (figure 31) et la NMDS sur la matrice d'abondance des abeilles (figure 36).

Lorsqu'on regarde les deux graphiques en parallèle, on s'aperçoit d'un petit nombre de correspondances. Les sites de Chasse Cambier, de l'École de l'Espérance, des Gourmandes de la Procession et du Jardin Suspendu se trouvent plus ou moins dans les mêmes zones sur les deux graphiques. Le Jardin suspendu sort du lot par sa forte imperméabilisation des sols ainsi que par le pourcentage de surface possédant une végétation éparse. Le site des Gourmandes de la Procession se démarque aussi par ce dernier critère. Les espèces présentes sur ces sites semblent être associées à des milieux plutôt sableux. C'est le cas de l'espèce vulnérable *Halictus sexcinctus* et de quelques autres espèces du genre *Andrena*. Sur le potager du Parc du bois de Mons, qui possède la granulométrie que celui des Gourmandes de la Procession (sablo-

limoneux), nous avons aussi retrouvé l'espèce *Halictus quadricinctus*, en danger critique d'extinction. La texture des sols pourrait donc expliquer la présence d'espèces sur certains sites et pas sur d'autres mais on ne peut pas l'affirmer étant donné que celle du Jardin Suspendu est différente (limon fin).

Nous avons également mis en relation la NMDS et la matrice d'abondance des abeilles et la MCA avec la matrice des variables qualitatives des potagers. La comparaison s'est faite avec le graphique de la MCA à 13 variables car sa variance cumulée est proportionnellement meilleure que celle réalisée avec 11 variables.

Il y a également très peu de correspondances entre les deux graphiques. Le site de la Rue de l'Égalité et encore une fois du Jardin Suspendu sont les deux seuls qui se retrouvent environ dans les mêmes zones sur les deux graphiques. Le site de la Rue de l'Égalité se démarque par l'absence de vieux murs, de haies et de zones refuges. Nous avons aussi vu que plusieurs espèces sabulicoles avaient été retrouvées sur ce site : *Sphecodes albilabris*, *Panurgus calcaratus* et *Halictus sexcinctus*. Encore une fois nos analyses ne nous permettent pas de déduire leur présence par la granulométrie du site (limon-sableux).

4.4.2. Analyses de corrélation

La figure ci-dessous montre les résultats des analyses de corrélation (selon la méthode de Spearman) entre la richesse spécifique et la granulométrie des différents sites. Nous avons posé comme hypothèse nulle qu'il y avait absence de corrélation. Or, dans un premier temps, lorsqu'on s'intéresse aux p-values, on observe une valeur significative au seuil de 5 % (0,0344) entre la richesse spécifique et le pourcentage de limon fin. Dans ce cas, l'hypothèse nulle doit être rejetée. Cependant, rappelons que lors de la réalisation de plusieurs tests de significativité statistique simultanément, il est nécessaire d'ajuster les p-values car de « fausses significativités » peuvent apparaître. La dernière ligne expose les p-values après leur ajustement selon la méthode de Holm. On voit qu'il n'y a plus rien de significatif donc on conserve l'hypothèse nulle qui dit qu'il n'y a pas de corrélation entre la richesse spécifique et la granulométrie des sites.

Les analyses de corrélations effectuées par Jordan Benrezkallah (2022) sur les mêmes données, confirment le fait qu'il n'y pas de corrélations entre la granulométrie des sites et la diversité des abeilles sauvages.

```
$correlation
% Argile % Limon fin % Limon grossier % Sable fin % Sable grossier
N      0.22      0.55      0.42      -0.32      -0.41

$pvalue
% Argile % Limon fin % Limon grossier % Sable fin % Sable grossier
N      0.4286      0.0344      0.1152      0.2503      0.1294

$n.obs
[1] 15

[1] -0.41  0.55
[1] 0.0344 0.4286
[1] 0.5006 0.1720 0.4608 0.5006 0.4608
```

Figure 37 : Résultats des analyses de corrélation entre la richesse spécifique et la granulométrie des sites

La même méthode a été utilisée pour trouver une potentielle corrélation entre la richesse spécifique et l'imperméabilisation des sols sur les différents sites. L'hypothèse nulle est qu'il n'existe aucune corrélation entre la richesse spécifique et l'imperméabilisation des sols. On remarque que même sans ajustement de la p-value, il n'y a rien de significatif. On peut donc conserver l'hypothèse nulle précitée.

```
$correlation
Impermeabilisation_des_sols
N      0.53

$pvalue
Impermeabilisation_des_sols
N      0.112
```

Figure 38 : Résultats des analyses de corrélation entre la richesse spécifique et l'imperméabilisation des sites

Des analyses de corrélations entre les abeilles et les métaux lourds ont également été menées par Jordan Benrezkallah (2022). Celles-ci n'ont montré aucun résultat significatif. Il n'y a donc pas de corrélation entre la pollution aux métaux lourds des sols et la diversité d'abeilles.

5. Discussion

5.1. Potagers urbains, abeilles sauvages et trame verte

Nous avons vu lors de la comparaison des différents sites, via les nombreuses données brutes récoltées avec à la fiche de caractérisation, la diversité des plantes à fleurs et les populations d'abeilles sauvages, qu'aucun ne ressortait vraiment du lot. Dès lors, le petit nombre de sites étudiés et le fait qu'on remarque peu de différences entre eux, rend la mise en place de catégories plus précises que celles définies à la base (potagers productifs, potagers socioculturels, parcs) relativement compliquée.

Concernant l'assemblage d'abeilles sauvages, 1902 spécimens appartenant à 101 espèces ont été identifiés sur 15 sites urbains et périurbains. Cela représente 26,6 % des 381 espèces présentes actuellement en Belgique (Drossart et al., 2019). Un peu moins de 3 % des espèces sont menacées dans l'assemblage (3/101). A titre de comparaison, Fiordaliso a collecté 2269 spécimens appartenant à 122 espèces dont 9,8 % étaient menacées, au sein de la commune de Mons en 2020. Ces chiffres sont similaires pour d'autres villes comme Louvain (140 espèces dont 3,8 % menacées) (D'Haeseleer, 2014) et Bruxelles (2507 spécimens appartenant à 127 espèces dont 7,0 % menacées) (Vereecken et al., 2021).

A Mons, la proportion d'espèces menacées reste assez faible en comparaison à des zones plus rurales comme le village d'Han-sur-Lesse (131 espèces dont 26,4 % menacées) (Pauly et Vereecken, 2018). Les potagers et parcs urbains montois possèdent la plus faible proportion d'espèces menacées avec deux espèces vulnérables (*Halictus sexcinctus* et *Bombus campestris*) et une espèce en danger critique d'extinction (*Halictus quadricinctus*). Concernant les espèces rares, les singletons représentent 15,8 % de l'assemblage, ce qui coïncide avec de précédents résultats : 25 % (Cosse, 2019), 16 % (Fiordaliso, 2020), 17,6 % (Ruelle, 2021).

Tableau 7 : Comparaison de la richesse spécifique des familles d'abeilles sauvages à celle de travaux antérieurs

Sources	Richesse spécifique par famille						TOTAL
	Andrenidae	Apidae	Colletidae	Halictidae	Megachilidae	Melittidae	
Fiordaliso (2020)	30	42	12	38	26	5	153
Ruelle (2021)	14	15	10	22	21	4	86
Lefebvre (2021)	10	19	9	23	22	4	87
Benoit (2022)	26	27	6	21	18	3	101

Le tableau ci-dessus compare la richesse spécifique des différentes familles d'abeilles sauvages retrouvées au sein des potagers et des parcs urbains à celle de travaux antérieurs. Dans notre échantillon, les familles des Apidae et des Andrenidae sont les plus diversifiées. Elles comportent respectivement 27 et 26 espèces. Viennent ensuite les Halictidae avec 21 espèces et les Megachilidae avec 18 espèces. La famille des Colletidae n'est composée que de 6 espèces et la famille des Mellitidae que de 3. Par rapport aux sites investigués dans les études précédentes, les potagers et les parcs urbains semblent être équivalents d'un point de vue de la richesse spécifique.

En termes de textures des sols, les analyses de corrélation entre la richesse spécifique et la granulométrie n'ont pas montré de significativité. Cela pourrait s'expliquer par la réalisation des prélèvements de sols. Quinze prélèvements ont été effectués et ensuite mélangés pour chaque site. Malgré l'homogénéité des zones échantillonnées, il se pourrait que les résultats soient biaisés par une différence de texture entre ces zones (ensemble de la zone de collecte pour la plupart des sites) et les zones de nidifications. Identifier les sites de nidification préalablement et prélever ensuite sur ceux-ci pourrait donc être judicieux et apporter des résultats différents. En effet, une revue d'études antérieures a montré que la plupart des espèces d'abeilles étaient souvent associées à des textures de sol sablonneuses avec une tendance pour les espèces de plus grande taille à nicher dans des sols plus riches en argile. Cependant, il existe quand même beaucoup de variations quant aux exigences de nidification (Antoine et Forrest, 2021). Cette absence de significativité est sans doute simplement liée au fait que la différence entre les sites est peu marquée en termes de granulométrie.

Concernant la corrélation entre la pollution des sols aux métaux lourds et la diversité d'abeilles, aucun résultat significatif n'a été obtenu. Cette absence de corrélation peut s'expliquer par les mêmes raisons que celles données ci-dessus pour la granulométrie. En effet, les métaux lourds pourraient ne pas être répartis de manière uniforme sur l'ensemble du site. Il est aussi tout à fait possible que les concentrations en métaux lourds retrouvées dans nos sols n'aient pas d'effets sur les abeilles. Moroń et al. (2012) ont constaté qu'une augmentation de la concentration en métaux lourds dans le pollen entraînait une diminution du nombre, de la diversité et de l'abondance des abeilles sauvages. Ils ont également trouvé que la concentration de métaux lourds dans le pollen était positivement corrélée à celle du sol supérieur. Or, l'étude a été

réalisée à proximité de fonderies et les concentrations de métaux lourds dans les sols étaient bien plus élevées qu'au sein des espaces verts montois, excédant parfois 350 mg/kg de Cadmium, 25000 mg/kg de Plomb et 12000 mg/kg de Zinc (respectivement 0,92, 491 et 460 mg/kg sont les valeurs maximales mesurées sur les sites montois).

Ensuite, bien que les analyses de corrélation entre la richesse spécifique et l'imperméabilisation des sols au niveau des différents sites n'aient pas montré de résultats significatifs, les vastes étendues de surfaces imperméables des zones urbaines sont connues pour avoir un impact négatif sur la biodiversité des insectes en général (Lanner et al., 2020). De plus, il faut prendre en compte que nous n'avons pas investigué de site vraiment peu urbanisé. Malgré une différence peu marquée entre les sites étudiés, on peut tout de même avancer que ceux-ci présentent un intérêt comparable pour la biodiversité. En effet, les espaces verts urbains ont le potentiel de fournir l'habitat et les ressources alimentaires nécessaires aux abeilles sauvages. Un intérêt grandissant est observé pour les jardins et les potagers en tant que refuge pour la biodiversité en ville (Foster et al., 2017). Plusieurs études récentes ont indiqué la présence d'une importante diversité d'abeilles au sein des potagers et jardins communautaires urbains. En examinant de nombreux jardins communaux, Lanner et al. (2020) ont conclu qu'ils permettaient de valoriser et préserver les abeilles sauvages indépendamment de leur emplacement dans la ville ou de leur taille. Toutes ces études s'accordent sur le fait que ces espaces verts sont favorables pour une grande variété d'abeilles en ville (Matteson et al., 2008 ; Baldock et al., 2019 ; Lanner et al., 2020).

Enfin, les espaces verts urbains étudiés, qu'ils soient des parcs ou des potagers, contribuent au développement de la trame verte montoise. Assurer des corridors écologiques au sein des villes, notamment en reconnectant les zones naturelles existantes et en en créant de nouvelles, permet de favoriser le déplacement des insectes pollinisateurs ainsi que d'autres espèces faunistiques et floristiques (Lagneau et al., 2015 ; Tripon et al., 2020). La préservation de la biodiversité en ville via le développement du réseau écologique est un enjeu actuel majeur.

Sur la carte ci-dessus, on voit bien que les potagers et parcs urbains forment une continuité avec les Sites de Grand Intérêt Biologique et les autres zones naturelles, surtout dans la zone du centre-ville.

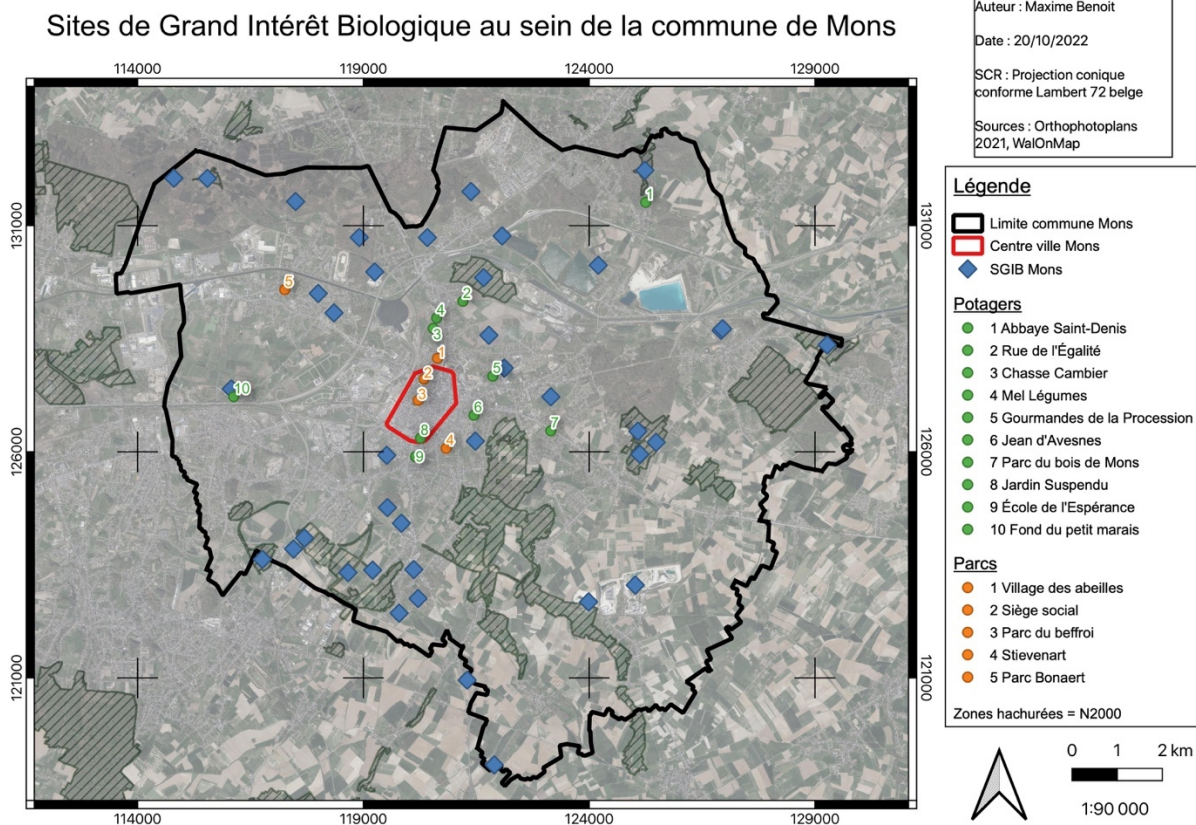


Figure 39 : Participation des sites (potagers et parcs urbains) à la trame verte montoise

Cette trame est particulièrement importante pour la conservation des espèces menacées. Bien que nos chiffres suggèrent que les sites inventoriés ont un intérêt limité pour la conservation des espèces rares, un aménagement adéquat des espaces verts urbains pourrait potentiellement leur être bénéfique (Fiordaliso, 2022).

Un spécimen de l'espèce *Halictus quadricinctus* (CR) a été retrouvé sur le potager urbain du Parc du bois de Mons sur une fleur du genre *Centaurea*. L'halicte quatre-bandes est une espèce solitaire. Elle est également polylectique mais montre une préférence pour les plantes de la famille des Asteraceae. Les nids seraient principalement creusés dans des sols compacts argileux ou sableux, dans des surfaces verticales. Cependant, des surfaces plates à végétation clairsemée peuvent être suffisantes (Fiordaliso et al., 2022). Une gestion visant à promouvoir l'espèce devrait inclure un grand nombre de chardons et de cirses pour les ressources florales. Des talus sableux abrupts bien exposés au soleil et présentant un couvert végétal lâche voir absent, serait aussi recommandés pour les sites de nidification (Peeters et al., 2012 ; Westrich, 2015).

Trois individus de l'espèce *Halictus sexcinctus* (VU) ont également été collectés sur les potagers de la Rue de l'Égalité, des Gourmandes de la Procession et du Parc du bois de Mons (un spécimen par site). L'halicte six-bandes est une espèce polylectique montrant une affinité pour les Asteraceae. Elle semble apprécier particulièrement *Carduus nutans* et *Cirsium vulgare* (Fiordaliso et al., 2022). Elle vit souvent dans des milieux xérophile comme des terrils, des carrières ou des talus ensoleillés par exemple. (Peeters et al., 2012 ; Westrich, 2015). Habituellement, la nidification s'opère en grand nombre, sur un substrat sablonneux abrupt et sans couvert végétal. Des pratiques similaires à celles favorisant *Halictus quadricinctus* peuvent aussi bénéficier à cette espèce (Fiordaliso et al., 2020).

Enfin, deux spécimens de l'espèce *Bombus campestris* (VU) ont été observés sur le potager du Fond du petit marais et un autre sur le parc du Village des abeilles. Il s'agit d'une espèce parasite de *Bombus pascuorum*, l'un des bourdons les plus abondants à l'échelle nationale. C'est aussi une espèce polylectique qui semble préférer les Asteraceae. La diminution de l'échardonnage ou le semis de plantes appropriées pourrait avoir un effet positif sur celle-ci (Fiordaliso et al., 2022).

Au total, ces espèces ont été retrouvées sur quatre potagers pour seulement un parc. Dans ce sens, on peut dire que certains potagers urbains semblent avoir une gestion plus appropriée pour la conservation des espèces menacées, par rapport à la majorité des parcs urbains. De plus, le village des abeilles est un site spécialement géré de manière à favoriser les abeilles sauvages, via la fourniture de sites de nidifications (hôtels à insectes et tas de sable) et de plantes attrayantes.

5.2. Score potager

Nous avons voulu mettre en place un système de score à attribuer aux différents potagers en fonction de leur capacité à accueillir les abeilles. Nous avons d'abord pensé à développer ce score en mixant les quelques outils qui nous ont servis pour la mise en place de notre fiche de caractérisation. Nous avons voulu nous baser sur la même méthode que celle proposée dans le « Guide pratique Diag' pollinisateurs espaces verts » de Arthropologia (2020) en piochant des éléments dans le diagnostic de la valeur écologique des espaces verts mis en place à Lyon (Levointurier-Vadja et Bouvin, 2014) ainsi que dans l'écopotentiel ou coefficient de potentiel de biodiversité

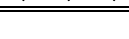
de la ville de Bruxelles (Truong et Vesters, 2018). Notre objectif était de réaliser trois niveaux de description des potagers, correspondants aux nécessités suivantes :

1. Recueillir un maximum de données brutes afin d'alimenter les analyses (cette étape a bien été réalisée).
2. Agréger ces données en rubriques pour pouvoir mettre en évidence les aspects positifs et négatifs des pratiques agricoles employées.
3. Agréger l'ensemble des rubriques en une cote globale permettant d'évaluer le potager dans son ensemble.

La différence entre les sites étant maigre, nous avons réfléchi à un système de score potager plus adapté. Nous avons alors pensé à un système d'abeilles en guise d'étoiles, comme pour noter un restaurant, un logement ou un lieu touristique par exemple, un potager possédant plus d'abeilles/étoiles étant plus favorable aux abeilles. Ce système pourrait être établi simplement à partir de la richesse spécifique (N_0) des différents sites. La médiane du N_0 serait utilisée pour définir les « mauvais sites » (fraction basse) et les « bons sites » (fraction haute). Une seule abeille serait attribuée à la fraction basse et deux abeilles à la fraction haute. Une abeille supplémentaire serait octroyée aux potagers accueillant des espèces rares ou menacées. Le même système avec cinq abeilles au lieu de trois pourrait aussi fonctionner. Dans ce cas, on utiliserait les quartiles pour définir quels sites prendraient une, deux, trois ou quatre abeilles. Comme la plupart de nos potagers se valent, nous avons trouvé plus judicieux de n'utiliser que trois abeilles.

Voici un exemple de classement de nos sites utilisant ce système. Dans notre cas la médiane de la richesse spécifique est de 35 :

Tableau 8 : Classement des potagers et parcs urbains selon le système d'abeilles en guise d'étoiles mis en place

Site	N ^o	< ou ≥ à la médiane	Présence d'espèces rares ou menacées	Score
Chasse Cambier	22	<	Non	
Abbaye Saint-Denis	25	<	Oui	
Parc Bonaert	25	<	Oui	
Siege social	29	<	Non	
Jean d'Avesnes	30	<	Non	
Mel Légumes	30	<	Oui	
Rue de l'Egalite	30	<	Oui	
Fond du petit marais	35	≥	Oui	
Gourmandes de la Procession	36	≥	Oui	
Parc du bois de Mons	37	≥	Oui	
Stievenart	37	≥	Non	
École de l'Esperance	38	≥	Oui	
Jardin Suspendu	40	≥	Non	
Parc du Beffroi	40	≥	Non	
Village des abeilles	43	≥	Oui	

5.3. Préconisations de gestion

Les préconisations de gestion diffèrent selon l'échelle et le milieu considéré, si bien que les objectifs de conservation ne sont pas les mêmes pour une forêt et pour une zone urbaine. Au niveau des parcs et des jardins urbains, ajouter et maintenir des plantes connues pour attirer les abeilles est très important. Les associations de conservation nationales et locales recommandent souvent l'installation de plantations dans les jardins afin de favoriser les insectes pollinisateurs (Buchmann et Nabhan, 2012 ; Mizejewski, 2019). A l'échelle locale, la préservation d'une diversité végétale indigène ainsi que de zones de sol nu, sont les principales recommandations afin de maintenir une certaine abondance et diversité d'abeilles (Ballare et al., 2019). Selon Ballare et al. (2019), les interactions entre la gestion locale de l'habitat et la composition du paysage ont une influence sur les communautés d'abeilles sauvages au sein des systèmes régionaux urbains. Ces résultats semblent concorder avec les nôtres puisque les potagers dont la gestion paraît plus favorable aux abeilles, à savoir ceux qui possèdent une riche diversité florale indigène ainsi qu'un faible niveau de

tonte, présentent une richesse spécifique plus élevée. Il s'agit majoritairement des potagers socioculturels pour lesquels aucun objectif de production n'est défini : Fond du petit marais, Parc du bois de Mons, École de l'Espérance et Jardin Suspendu. Le Fond du petit marais est géré en permaculture et possède un bon nombre de plantes sauvages variées. Sur le site de l'École de l'Espérance, de grandes buttes exposées au soleil et ornées de massifs floraux sont aménagées. Selon Neumüller et al. (2022), une structure de nidification en butte peut s'avérer être une précieuse ressource pour de nombreuses espèces d'abeilles sauvages. Le potager productif des Gourmandes de la Procession semble également être géré de manière à mieux accueillir une certaine diversité d'abeilles.

En termes de tonte, Wastian et al. (2016) ont souligné qu'une fréquence de tonte plus élevée était associée à une diminution de l'abondance et du nombre d'espèces d'abeilles. Dans cette même optique, Baldock (2020) a également montré que l'augmentation des ressources florales dans les espaces verts publics pourrait être obtenue en réduisant la fréquence de tonte ou en ajoutant des fleurs par la plantation.

Dans les jardins et les potagers, on peut facilement améliorer la qualité du gîte et du couvert des abeilles, en tenant compte de leurs préférences écologiques. Il est très important d'y inclure des ressources florales diverses (Terzo et Vereecken, 2014 ; Foster et al., 2017). En ce qui concerne le choix des espèces végétales, il convient de privilégier les plantes vivaces plutôt que les plantes annuelles et bisannuelles, d'éviter les plantes exotiques et aussi les variétés horticoles peu intéressantes pour les pollinisateurs. D'autres installations favorisant les pollinisateurs, comme des hôtels à insectes ou des zones sablonneuses et en torchis, peuvent être mises en place aussi bien dans les endroits publics que privés (Terzo et Vereecken, 2014 ; Vereecken et al., 2017 ; Michez et al., 2019).

Finalement, l'apiculture est de plus en plus présente dans les zones urbaines. Les abeilles domestiques peuvent avoir un effet négatif sur les abeilles sauvages en exerçant une concurrence sur les ressources alimentaires (Mallinger et al., 2017). Cependant, ces effets de compétition peuvent être minimisés via l'ajout de ressources florales permettant d'améliorer le paysage local (Baldock, 2020). C'est par exemple le cas sur le site des Gourmandes de la Procession.

6. Conclusion

Nous avons trouvé au sein des potagers et des parcs étudiés, une partie significative des abeilles de la région. Une espèce en danger critique d'extinction (*Halictus quadricinctus*) et deux espèces vulnérables (*Halictus sexcinctus* et *Bombus campestris*) ont aussi été observées. La comparaison des différents sites via les nombreuses données brutes récoltées avec la fiche de caractérisation, via les analyses de sols et via l'assemblage d'abeilles, ne nous a pas vraiment permis d'identifier les plus favorables à l'apifaune de la commune de Mons.

Au niveau des potagers étudiés, les méthodes de gestion employées sont équivalentes. Nous n'avons pas observé de pratiques particulières pouvant avoir un impact négatif sur les abeilles. Nos résultats suggèrent que les potagers urbains et périurbains sur lesquels nous avons travaillé, constituent un tout qui est homogène. Nous n'avons pas pu mettre en lien leur gestion et la diversité d'abeilles sauvages s'y trouvant.

De plus, contrairement à ce qui était prédit, les analyses n'ont pas montré de lien significatif entre la granulométrie et la richesse spécifique des abeilles. Néanmoins, nous avons quand même pu constater la présence d'espèces menacées sur certains potagers urbains possédant des sols plus sablonneux. C'est le cas des espèces terricoles *Halictus quadricinctus* et *Halictus sexcinctus*. Les résultats sont les mêmes concernant la pollution des sols aux métaux lourds ainsi que leur imperméabilisation.

En conclusion, les résultats que nous avons obtenus ne nous permettent pas vraiment de dire qu'un potager ou qu'un parc a plus d'intérêt qu'un autre pour les abeilles. En revanche, nous pouvons quand même souligner le fait que ce sont des éléments importants pour la biodiversité. Un espace vert sera toujours plus intéressant qu'une zone bétonnée. Les potagers et les parcs urbains et périurbains participent à la trame verte montoise ce qui ne peut qu'être bénéfique pour les communautés d'abeilles sauvages. Ces sites pourraient constituer un réservoir secondaire pour certaines espèces, dont des espèces rares, et permettre une connexion entre les habitats.

7. Perspectives

Pour aller plus loin, le protocole pourrait être amélioré. En effet, si on voulait vraiment avoir une idée de l'influence de la gestion des sites, de la granulométrie, de la pollution aux métaux lourds ou encore de l'imperméabilisation des sols sur les communautés d'abeilles sauvages, il faudrait faire une sélection préalable d'un grand nombre de sites et regarder si le contraste entre eux est assez fort, avant de réaliser les collectes. Nous aurions pu prendre une réserve naturelle et une friche industrielle très polluée comme témoins. Le problème qui s'est posé ici est que c'est l'inverse qui a été fait : les sites ont été choisis, les collectes d'abeilles ont été effectuées et ensuite seulement leurs caractéristiques ont été relevées. Il s'est malheureusement avéré que le contraste entre les sites était peu marqué. Nous dépendions des potagers déjà en place et il y en avait peu. Leur faible nombre n'a sans doute pas non plus joué en notre faveur.

Il pourrait aussi être intéressant d'identifier les endroits de nidification des abeilles terrioles sur tous les sites afin de les cartographier, capturer quelques spécimens provenant des nids et effectuer nos analyses de sols sur ceux-ci. En procédant ainsi, nous aurions peut-être obtenu des résultats différents.

Le score potager pourrait également être révisé. Si celui-ci est pertinent et fonctionne bien, il pourrait par exemple avoir un intérêt pédagogique et/ou intervenir dans une opération de sensibilisation des agriculteurs. Les communes pourraient décerner un label aux potagers les plus favorables aux abeilles sauvages ou plus largement aux pollinisateurs. En parallèle, des fiches de bonnes pratiques de gestion pourraient être développées. L'augmentation de la diversité des plantes et du nombre de fleurs est susceptible d'être un facteur clé pour les pollinisateurs.

8. Bibliographie

- Adam, Y., Béranger, C., Delzons, O., Frochot, B., Gourvil, J., Lecomte, P., Parisot-Laprun, M. (2015). *Guide des méthodes de diagnostic écologique des milieux naturels – Application aux sites de carrière*. UNPG, 3 rue Alfred Roll 75849 - Paris Cedex 17 - environnement@unicem.fr
- ADEME, Villatte, M. (2017). *Agriculture urbaine, quels enjeux de durabilité ?* 24 p.
- Ahrné, K., Bengtsson, J., & Elmqvist, T. (2009). Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization. *PLOS ONE*, 4(5), e5574. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005574>
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A., & Klein, A. M. (2009). How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103(9), 1579-1588. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp076>
- Allouche, O., Kalyuzhny, M., Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., & Kadmon, R. (2012). Area–heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(43), 17495-17500. <https://doi.org/10.1073/pnas.1208652109>
- Antoine, C. M., & Forrest, J. R. K. (2021). Nesting habitat of ground-nesting bees : A review. *Ecological Entomology*, 46(2), 143-159. <https://doi.org/10.1111/een.12986>
- Antrop, M. (2004). Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67(1), 9-26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- Arrif, T., Blanc, N., & Clergeau, P. (2011). Trame verte urbaine, un rapport Nature – Urbain entre géographie et écologie. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.24862>
- Arthropologia (2020). Guide pratique Diag' pollinisateurs espaces verts, Évaluer pour adapter sa gestion et ses aménagements, 36 p.
- Artificialisation du sol en Wallonie. (s. d.). *Iweps*. Consulté 8 avril 2022, à l'adresse <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/artificialisation-du-sol/>
- Aubry, C., & Adoue, C. (2018). « Agricultures urbaines et économie circulaire ». *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 31, Art. Hors-série 31. <https://doi.org/10.4000/vertigo.21594>
- Aubry, C., & Pourias, J. (2012). L'agriculture urbaine fait déjà partie du "métabolisme urbain". In *Déméter 2013* (432 p.). Club Déméter. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01198075>
- Aubry, C., Ramamonjisoa, J., Dabat, M.-H., Rakotoarisoa, J., Rakotondraibe, J., & Rabeharisoa, L. (2012). Urban agriculture and land use in cities : An approach with the multi-functionality and sustainability concepts in the case of Antananarivo (Madagascar). *Land Use Policy*, 29(2), 429-439. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.08.009>

- Azpiazu, C., Bosch, J., Bortolotti, L., Medrzycki, P., Teper, D., Molowny-Horas, R., et Sgolastra, F. (2021). Toxicity of the insecticide sulfoxaflor alone and in combination with the fungicide fluxapyroxad in three bee species. *Scientific Reports*, 11(1) : 6821.
- Ba, A., & Aubry, C. (2011). Diversité et durabilité de l'agriculture urbaine : Une nécessaire adaptation des concepts ? *Noréis. Environnement, aménagement, société*, 221, Art. 221. <https://doi.org/10.4000/noréis.3739>
- Baize, D., Girard, M. et coordinateurs. (2008). Référentiel pédologique 2008. Association française pour l'étude du sol (Afes). Éditions Quae.
- Baldock, K. C. (2020). Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Current Opinion in Insect Science*, 38, 63-71. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.01.006>
- Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Morse, H., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Staniczenko, P. P. A., Stone, G. N., Vaughan, I. P., & Memmott, J. (2019). A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution*, 3(3), Art. 3. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0769-y>
- Ballare, K. M., Neff, J. L., Ruppel, R., & Jha, S. (2019). Multi-scalar drivers of biodiversity: local management mediates wild bee community response to regional urbanization. *Ecological Applications*, 29(3), 1–16. <https://doi.org/10.1002/eap.1869>
- Barrios, B., Pena, S. R., Salas, A., & Koptur, S. (2016). Butterflies visit more frequently, but bees are better pollinators: The importance of mouthpart dimensions in effective pollen removal and deposition. *AoB PLANTS*, 8, plw001. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plw001>
- Barthod, C., Graffin, V., & Deshayes, M. (2011). Les trames verte et bleue. Un projet du Grenelle de l'environnement qui concerne les forestiers. *Revue Forestière Française*. <https://doi.org/10.4267/2042/45560>
- Bastin, B., De Sloover, J. R., Evrard, C., Moens, P. (2007). *Flore de la Belgique* (5^e édition, entièrement revue). Éditions Érasme.
- Bennett, G., Mulongoy, K. J., & Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2014). *Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones*. <http://www.deslibris.ca/ID/242856>
- Benrezkallah, J. (2022). *Effet des facteurs pédologiques sur les communautés d'abeilles sauvages dans les potagers de la commune de Mons*. Master's thesis, UMONS.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., & Kunin, W. E. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>
- Billen, C., Roels, M., Van Belle, L., Dattola, F., Maes, A., Hellebaut, L., Bourdeau, F., Sterling, A. (2012) Résumé atelier : L'agriculture urbaine à Bruxelles. Centre d'écologie urbaine – Centrum voor stadecologie – Urban ecology centre, 18 p.

- Brulard, N. (2018). *Outils d'aide à la conception de systèmes de production maraîchers urbains optimisés pour la vente en circuits courts et de proximité* [Theses, Communauté Université Grenoble Alpes]. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01741853>
- Buchholz, S., & Egerer, M. H. (2020). Functional ecology of wild bees in cities : Towards a better understanding of trait-urbanization relationships. *Biodiversity and Conservation*, 29(9), 2779-2801. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02003-8>
- Buchmann, S. L. et Nabhan, G. P. (2012). *The forgotten pollinators*. Island Press.
- Cálix, M., Alexander, K.N.A., Nieto, A., Dodelin, B., Soldati, F., Telnov, D., Vazquez-Albalade, X., Aleksandrowicz, O., Audisio, P., Istrate, P., Jansson, N., Legakis, A., Liberto, A., Makris, C., Merkl, O., Mugerwa Pettersson, R., Schlaghamersky, J., Bologna, M.A., Brustel, H., Buse, J., Novák, V. and Purchart, L. (2018). European Red List of Saproxyllic Beetles. Brussels, Belgium: IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/47296>
- Cane, J. H., & Neff, J. L. (2011). Predicted fates of ground-nesting bees in soil heated by wildfire : Thermal tolerances of life stages and a survey of nesting depths. *Biological Conservation*, 144(11), 2631-2636. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.019>
- Carnesecchi, E., Svendsen, C., Lasagni, S., Grech, A., Quignot, N., Amzal, B., Toma, C., Tosi, S., Rortais, A., Cortinas-Abrahantes, J., Capri, E., Kramer, N., Benfenati, E., Spurgeon, D., Guillot, G., et Dorne, J. L. C. M. (2019). Investigating combined toxicity of binary mixtures in bees : Meta-analysis of laboratory tests, modelling, mechanistic basis and implications for risk assessment. *Environment International*, 133 :105256.
- Carvalho, L. G., Biesmeijer, J. C., Franzén, M., Aguirre-Gutiérrez, J., Garibaldi, L. A., Helm, A., Michez, D., Pöyry, J., Reemer, M., Schweiger, O., Leon van den, B., WallisDeVries, M. F., & Kunin, W. E. (2020). Soil eutrophication shaped the composition of pollinator assemblages during the past century. *Ecography*, 43(2), 209-221. <https://doi.org/10.1111/ecog.04656>
- Carvell, C., Roy, D. B., Smart, S. M., Pywell, R. F., Preston, C. D., & Goulson, D. (2006). Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological conservation*, 132(4), 481-489.
- Chalmandrier, M., Canavese, M., Petit-Berghem, Y., & Rémy, É. (2017). « L'agriculture urbaine », entre concept scientifique et modèle d'action. *Géographie et cultures*, 101, Art. 101. <https://doi.org/10.4000/gc.5052>
- Cheptou, P-O., Carrue, O., Rouifed, S. and Cantarel, A. (2008). Rapid evolution of seed dispersal in an urban environment in the weed *Crepis sancta* | Proceedings of the National Academy of Sciences. PNAS. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708446105>
- Chow, P. K. Y., Uchida, K., von Bayern, A. M. P., & Koizumi, I. (2021). Characteristics of urban environments and novel problem-solving performance in Eurasian red squirrels. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1947), 20202832. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2832>
- Colla, S., Willis, E., & Packer, L. (2009). Can green roofs provide habitat for urban bees (Hymenoptera : Apidae) ? *Cities and the Environment (CATE)*, 2(1). <https://digitalcommons.lmu.edu/cate/vol2/iss1/4>

- Colley, M. R., & Luna, J. M. (2000). Relative Attractiveness of Potential Beneficial Insectary Plants to Aphidophagous Hoverflies (Diptera : Syrphidae). *Environmental Entomology*, 29(5), 1054-1059. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-29.5.1054>
- Conférence Permanente du Développement Territorial (CPDT). Agriculture urbaine (2017). Fiche 1 : Un phénomène récent, vraiment – Fiche 2 : Durable et multifonctionnelle – Fiche 3 : Quelques initiatives d'agriculture urbaine – Fiche 4 : Elements juridiques sur l'occupation du sol, 27 p.
- Cosse, M. (2019). *Etude des communautés d'abeilles sauvages en fonction d'un gradient d'urbanisation au sein de la commune de Mons, Hainaut, Belgique*. Master's thesis, UMONS, 99 p.
- Coupey, C., Mouret, H., Fortel, L., Visage, C., Aubert, M., & Vaissiere, B. E. (2014). *Guide de gestion écologique pour favoriser les abeilles sauvages et la nature en ville*, 127 p.
- Croxton, P., Carvell, C., Mountford, J., et Sparks, T. (2002). A comparison of green lanes and field margins as bumblebee habitat in an arable landscape. *Biological Conservation*, 107(3) : 365–374.
- Daniel, A-C. (2013). Aperçu de l'agriculture urbaine, en Europe et en Amérique du Nord. AgroParisTech – Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement, 79 p.
- Daniel, A-C., Giacchè, G., Collé, G., Bezicot, C., Benoist-Mouton, M., Pouvesle, C. (2019). *L'agriculture urbaine dans les EcoQuartiers*. Expertises en Agricultures Urbaines (Exp'AU) et Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema), 123 p.
- De Bon, H. (2016). *Agro-écologie et agriculture urbaine et périurbaine*. In Organisation des agriculteurs et des systèmes agricoles dans les territoires urbains et périurbains, 45-55.
- Deguines, N., Julliard, R., de Flores, M., & Fontaine, C. (2016). Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecology and Evolution*, 6(7), 1967-1976. <https://doi.org/10.1002/ece3.2009>
- Delassus, L. (2015). *Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques*. Conservatoire botanique national de Brest, 52 p.
- Dellicour, S., Michez, D., & Mardulyn, P. (2015). Comparative phylogeography of five bumblebees : Impact of range fragmentation, range size and diet specialization. *Biological Journal of the Linnean Society*, 116(4), 926-939. <https://doi.org/10.1111/bij.12636>
- D'Haeseleer, J. (2014). Wilde bijen in leuven. onderzoek naar voorkomen van wilde bijensoorten in het leuvense stadscentrum. Rapport Natuurpunt Studie, 15.
- Dorier, E., et Lecoquierre, M. (2018). L'urbanisation du monde. *Géographie document photographique*. Dépôt 8125, 65 p.
- Doyle, T., Hawkes, W. L. S., Massy, R., Powney, G. D., Menz, M. H. M., & Wotton, K. R. (2020). Pollination by hoverflies in the Anthropocene. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1927), 20200508. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0508>

- Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrêne, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N. J., Vray, S., Zambra, E., D'Haeseleer, J., et Michez, D. (2019). Belgian Red List of Bees. Presse universitaire de l'Université de Mons, Mons.
- Duchemin, E. (2013). *Agriculture urbaine : Aménager et nourrir la ville*. VertigO (VertigO ed.). <https://doi.org/10.4000/vertigo.16513>
- Dunn, L., Lequerica, M., Reid, C. R., & Latty, T. (2020). Dual ecosystem services of syrphid flies (Diptera : Syrphidae): pollinators and biological control agents. *Pest Management Science*, 76(6), 1973-1979. <https://doi.org/10.1002/ps.5807>
- EFlore. (s. d.). *Tela Botanica*. Consulté 11 mars 2022, à l'adresse <https://www.tela-botanica.org/eflore/>
- Ellison, A. M. (2010). Partitioning diversity. *Ecology*, 91(7) : 1962–1963.
- Fairhurst, S. M., Jackson, G. E., Evans, A., & Cole, L. J. (2022). The effect of pollination on the growth and reproduction of oilseed rape (Brassica napus). *Basic and Applied Ecology*, 63, 164-174. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.06.007>
- Féon, V. L. (2010). *Insectes pollinisateurs dans les paysages agricoles : Approche pluri-échelle du rôle des habitats semi-naturels, des pratiques agricoles et des cultures entomophiles* [Phdthesis, Université Rennes 1]. <https://theses.hal.science/tel-00566660>
- Fiordaliso, W. (2020). *Structure des communautés d'abeilles sauvages au sein du paysage montois : Etude en vue de l'élaboration d'un plan d'action*. Master's thesis, UMONS.
- Fiordaliso, W., Reverté Saiz, S., Wood, T., Barbier, Y., Rasmont, P., Lefèbre, A., Loox, M., Reese, A., Ruelle, E., & Michez, D. (2022). Inventaire et conservation des abeilles sauvages (Hymenoptera : Anthophila) du sillon industriel hainuyer (Belgique). *Belgian Journal of Entomology*, 132, 1-64.
- Food and Agriculture Organization (FAO) (1999). Questions relatives à l'agriculture urbaine. *Focus*. Département de l'Agriculture et de la Protection des Consommateurs.
- Forister, M. L., McCall, A. C., Sanders, N. J., Fordyce, J. A., Thorne, J. H., O'Brien, J., Waetjen, D. P., & Shapiro, A. M. (2010). Compounded effects of climate change and habitat alteration shift patterns of butterfly diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(5), 2088-2092. <https://doi.org/10.1073/pnas.0909686107>
- Foster, G., Bennett, J., & Sparks, T. (2017). An assessment of bumblebee (Bombus spp) land use and floral preference in UK gardens and allotments cultivated for food. *Urban Ecosystems*, 20(2), 425–434. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0604-7>
- Francis, R. A., & Chadwick, M. A. (2012). What makes a species synurbic? *Applied Geography*, 32(2), 514-521. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.06.013>
- Funamoto, D. (2019). Plant-pollinator interactions in East Asia : A review. *Journal of Pollination Ecology*, 25, 46-68. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2019\)532](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2019)532)

- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810-821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>
- Garbuzov, M. et Ratnieks, F. L. W. (2014). Listmania : The Strengths and Weaknesses of Lists of Garden Plants to Help Pollinators. *BioScience*, 64(11) :1019–1026.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhofer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., ... Klein, A. M. (2013). Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, 339(6127), 1608-1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Gosselin, M., Moerman, R., Terzo, M., Vereecken, N., Rasmont, P. (2018). Abeilles sauvages, bourdons et autres insectes pollinisateurs. Collection Agrinature n°9. Service Public de Wallonie – DGARNE, 155 p.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229), 1255957. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- Hamdi, R., Deckmyn, A., Termonia, P., Demarée, G. R., Baguis, P., Vanhuyse, S., & Wolff, E. (2009). Effects of Historical Urbanization in the Brussels Capital Region on Surface Air Temperature Time Series : A Model Study. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48(10), 2181-2196. <https://doi.org/10.1175/2009JAMC2140.1>
- Hannah, L., Dyer, A. G., Garcia, J. E., Dorin, A., & Burd, M. (2019). Psychophysics of the hoverfly : Categorical or continuous color discrimination? *Current Zoology*, 65(4), 483-492. <https://doi.org/10.1093/cz/zoz008>
- Hedtke, S. M., Patiny, S., & Danforth, B. N. (2013). The bee tree of life : A supermatrix approach to apoid phylogeny and biogeography. *BMC Evolutionary Biology*, 13(1), 138. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-13-138>
- Henry, M., Béguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.-F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., et Decourtye, A. (2012). A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science*, 336(6079) : 348–350.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness : a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hofman, G., & Van Cleemput, O. (2004). *Soil and Plant Nitrogen*. International Fertilizer Industry Association (IFA), Paris, 48 p.
- Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., Nelson, A. L., Martin, C., & Kinzig, A. (2003). Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(15), 8788-8792. <https://doi.org/10.1073/pnas.1537557100>

- IWEPS. (s. d.). *Catalogue des indicateurs statistiques – WALSTAT*. Consulté le 17 novembre 2022, à l'adresse <http://walstat.iweeps.Be/walstat-catalogue.php>
- IWEPS. (s. d.). *Régions urbaines en Wallonie – Iweeps*. Consulté le 8 avril 2022, à l'adresse <https://www.iweeps.be/indicateur-statistique/regions-urbaines/>
- Jacquemart, A-L. et Descamps, C. (2019). *Flore écologique de Belgique suivant la classification APG IV (Ptéridophytes et Spermatophytes)* (2^e édition). Éditions érasme. UCLouvain, AgroLouvain Bioingénieurs, Jardin botanique de Meise.
- Jacquemin, F., Violle, C., Rasmont, P., & Dufrêne, M. (2017). Mapping the dependency of crops on pollinators in Belgium. *One Ecosystem*, 2, e13738. <https://doi.org/10.3897/oneeco.2.e13738>
- Karolyi, F. (2019). What's on the Menu : Floral Tissue, Pollen or Nectar ? Mouthpart Adaptations of Anthophilous Beetles to Floral Food Sources. In H. W. Krenn (Éd.), *Insect Mouthparts : Form, Function, Development and Performance*, 419-442. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-29654-4_13
- Karolyi, F., Hansal, T., Krenn, H. W., & Colville, J. F. (2016). Comparative morphology of the mouthparts of the megadiverse South African monkey beetles (Scarabaeidae : Hopliini): feeding adaptations and guild structure. *PeerJ*, 4, e1597. <https://doi.org/10.7717/peerj.1597>
- Klecka, J., Hadrava, J., Biella, P., & Akter, A. (2018). Flower visitation by hoverflies (Diptera : Syrphidae) in a temperate plant-pollinator network. *PeerJ*, 6, e6025. <https://doi.org/10.7717/peerj.6025>
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y. & Kovács, A. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the royal society B : biological sciences*, 276(1658), 903-909.
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L. G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.-M., Kremen, C., M'Gonigle, L. K., Rader, R., Ricketts, T. H., Williams, N. M., Lee Adamson, N., Ascher, J. S., Báldi, A., Batáry, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J. C., Blitzer, E. J., ... Potts, S. G. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications*, 6(1), Art. 1. <https://doi.org/10.1038/ncomms8414>
- Klein, A., Vaissière, B., Cane, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 274, 303-313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A.-M., Regetz, J., & Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms : a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10(4), 299-314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>
- Krenn, H. W., Plant, J. D., & Szucsich, N. U. (2005). Mouthparts of flower-visiting insects. *Arthropod Structure & Development*, 34(1), 1-40. <https://doi.org/10.1016/j.asd.2004.10.002>

- Krikser, T., Piorr, A., Berges, R., & Opitz, I. (2016). Urban Agriculture Oriented towards Self-Supply, Social and Commercial Purpose : A Typology. *Land*, 5(3), 28. <https://doi.org/10.3390/land5030028>
- Lagneau, A., Debacq, K., & Barra, M. (2014). Agriculture urbaine et biodiversité : Deux mots qui vont très bien ensemble ? *Pour*, 224(4), 315-321. <https://doi.org/10.3917/pour.224.0315>
- Lambinon, J., Delvosalle, L., Duvigneaud, J. & Verloove, F. (2012). Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du nord de la France et des régions voisines ptéridophytes et spermatophytes. Sixième édition. Meise : Editions du Patrimoine du Jardin botanique national de Belgique.
- Lanner, J., Kratschmer, S., Petrović, B., Gaulhofer, F., Meimberg, H., & Pachinger, B. (2020). City dwelling wild bees : How communal gardens promote species richness. *Urban Ecosystems*, 23(2), 271-288. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00902-5>
- Larsen, T. H., Williams, N. M., & Kremen, C. (2005). Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 8(5), 538-547. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00749.x>
- Laville, E., Florentin, A., Chabanel, B. (2017). Autonomie alimentaire des villes – État des lieux et enjeux pour la filière agro-alimentaire française. Utopies. Note de position n°12, 16 p.
- Lecointre, G., & Le Guyader, H. (2017). *Classification phylogénétique du vivant : Vol. Tome 2*.
- Le Fort, B., Vanderstraeten, P., & Hanin, Y. (2014). « Typologie des tissus urbanisés wallons-Méthode d'identification des tissus urbanisés wallons appliquée à la commune d'Ath ». Territoire (s): revue scientifique en ligne spécialisée en développement territorial et en aménagement du territoire, Vol. 0, no.3, p. 1-27 (octobre 2014)
- Lelièvre, A., Grand, B., Aubry, C., & Saint-Ges, V. (2018). Agriculture urbaine en France, le jeu des sept familles. *The Conversation*, np.
- Lemoine, G. (2015). Les carrières de sable : une opportunité pour les abeilles solitaires. Établissement Public Foncier Nord – Pas de Calais & UNPG, Paris, 140 p.
- Levoiturier-Vajda, C., & Bouvin, T. (2014). *Lancement d'un diagnostic écologique des espaces verts*. Échos – paysage. Ville de Lyon, Direction des Espaces Verts, Pôle Développement Durable.
- Lin, B. B., Philpott, S. M., & Jha, S. (2015). The future of urban agriculture and biodiversity-ecosystem services: Challenges and next steps. *Basic and Applied Ecology*, 16(3), 189-201. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.01.005>
- Litt, J. S., Soobader, M.-J., Turbin, M. S., Hale, J. W., Buchenau, M., & Marshall, J. A. (2011). The Influence of Social Involvement, Neighborhood Aesthetics, and Community Garden Participation on Fruit and Vegetable Consumption. *American Journal of Public Health*, 101(8), 1466-1473. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2010.300111>
- Mallinger, R. E., Gaines-Day, H. R., et Gratton, C. (2017). Do managed bees have negative effects on wild bees ? : A systematic review of the literature. *PLOS ONE*, 12(12) :1–32.

- Marcon, E. (2015) *Mesures de la Biodiversité*. Master. Kourou, France. <https://hal-agroparistech.archives-ouvertes.fr/cel-01205813v5>
- Matteson, K. C., Ascher, J. S., & Langellotto, G. A. (2008). Bee richness and abundance in New York City urban gardens. *Annals of the Entomological Society of America*, 101(1), 140–150. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2008\)101\[140:BRAAIN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2008)101[140:BRAAIN]2.0.CO;2)
- Mazoyer, M., & Roudart, L. (2002). *Histoire des agricultures du monde. Du néolithique à la crise contemporaine*. Editions Points. 736 p.
- McIntyre, N. E., Knowles-Yáñez, K., & Hope, D. (2008). Urban Ecology as an Interdisciplinary Field : Differences in the use of “Urban” Between the Social and Natural Sciences. In J. M. Marzluff, E. Shulenberg, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Éds.), *Urban Ecology* (p. 49-65). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_4
- Mehdi, L., Weber, C., Pietro, F. D., & Selmi, W. (2012). Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert a la trame verte. *VertigO, Volume 12 Numéro 2*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.12670>
- Michener, C. D. (2007). *The bees of the world* (2nd edition). Baltimore : Johns Hopkins University Press.
- Michez, D., Patiny, S., Rasmont, P., Timmermann, K., & Vereecken, N. (2008). Phylogeny and host-plant evolution in Melittidae s.l. (Hymenoptera: Apoidea). *Apidologie*, 39, 146-162. <https://doi.org/10.1051/apido:2007048>
- Michez, D., Rasmont, P., Terzo, M., et Vereecken, N. J. (2019). *Abeilles d'Europe*. Verrières-le-Buisson (Essonne) : NAP éditions, Mons. 547 p.
- Mizejewski, D. (2019). *National Wildlife Federation : Attracting Birds, Butterflies, and Other Backyard Wildlife*. Fox Chapel Publishing.
- Mochizuki, K., & Kawakita, A. (2018). Pollination by fungus gnats and associated floral characteristics in five families of the Japanese flora. *Annals of Botany*, 121(4), 651-663. <https://doi.org/10.1093/aob/mcx196>
- Morel-Chevillet, G. (2018). L'économie circulaire : Une source d'innovation pour les agriculteurs urbains. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement, Hors-série 31*, Art. Hors-série 31. <https://doi.org/10.4000/vertigo.21753>
- Moroń, D., Grześ, I. M., Skórka, P., Szentgyörgyi, H., Laskowski, R., Potts, S. G., & Woyciechowski, M. (2012). Abundance and diversity of wild bees along gradients of heavy metal pollution. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 118-125. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02079.x>
- Mougeot, L. J. A. (2000). *Urban Agriculture : Definition, Presence, Potentials and Risks, and Policy Challenges*. International Development Research Centre. Ottawa, Canada. 62 p.
- Nahmías, P., & Le Caro, Y. (2013). Pour une définition de l'agriculture urbaine : Réciprocité fonctionnelle et diversité des formes spatiales. *Environnement urbain*, 6, 1-16. <https://doi.org/10.7202/1013709ar>

- Natagora. (2021). *Position sur la nature en ville*. Consulté 8 avril 2022, à l'adresse <https://www.natagora.be/position-sur-la-nature-en-ville>
- Neil, K., Landrum, L., & Wu, J. (2010). Effects of urbanization on flowering phenology in the metropolitan Phoenix region of USA: Findings from herbarium records. *Journal of Arid Environments*, 74, 440-444. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.10.010>
- Neumüller, U., Burger, H., Mayr, A. V., Hopfenmüller, S., Krausch, S., Herwig, N., Burger, R., Diestelhorst, O., Emmerich, K., Haider, M., Kiefer, M., Konicek, J., Kornmilch, J.-C., Moser, M., Saure, C., Schanowski, A., Scheuchl, E., Sing, J., Wagner, M., Witter, J., Schwenninger, H. R., et Ayasse, M. (2022). Artificial nesting hills promote wild bees in agricultural landscapes. *Insects*, 13(8).
- Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J.C., Bogusch, P., Dathe, H.H., De la Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A., Ortiz-Sánchez, F.J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S.G., Praz, C., Quaranta, M., Radchenko, V.G., Scheuchl, E., Smit, J., Straka, J., Terzo, M., Tomozii, B., Window, J. and Michez, D. (2014). European Red List of bees. Luxembourg: Publication Office of the European Union.
- Noël, G., Van Keymeulen, V., Barbier, Y., Smets, S., Van Damme, O., Colinet, G., Ruelle, J., & Francis, F. (2021). *Nest aggregations of wild bees and apoid wasps in urban pavements : A "street life" to be promoted in urban planning* [Preprint]. Ecology. <https://doi.org/10.1101/2021.12.15.472743>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H. B. A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. J., et Weedon, J. (2022). *vegan : Community Ecology Package*. R package version 2.6-4.
- Ollerton, J. (2021). *Pollinators & pollination : nature and society*. Pelagic Publishing, Exeter.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals ? *Oikos*, 120(3), 321-326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Orford, K. A., Vaughan, I. P., & Memmott, J. (2015). The forgotten flies : The importance of non-syrphid Diptera as pollinators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1805), 20142934. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2934>
- Ouvrard, P., & Jacquemart, A.-L. (2019). Review of methods to investigate pollinator dependency in oilseed rape (Brassica napus). *Field Crops Research*, 231, 18-29. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.11.006>
- Pauly, A. et Vereecken, N. (2018). Les abeilles sauvages des pelouses calcaires de Han-sur-Lesse (hymenoptera : Apoidea). *Belgian Journal of Entomology*, 61 :1-39.
- Peeters, T. M., Nieuwenhuijsen, H., Smit, J., van deMeer, F., Raemakers, I., Heitmans, W. R., vanAchterberg, C., Kwak, M., Loonstra, A., deRond, J., et al. (2012). *De nederlandse bijen*.

- Pecquereau, F. (2021). *Structure des communautés d'abeilles printanières au sein des potagers montois urbains et périurbains*. Travail de fin d'études, HEPH Condorcet, Ath.
- Pellissier, V., Muratet, A., Verfaillie, F., & Machon, N. (2012). Pollination success of *Lotus corniculatus* (L.) in an urban context. *Acta Oecologica*, 39, 94-100. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.01.008>
- Phillips, B., Williams, A., Osborne, J., & Shaw, R. (2018). Shared traits make flies and bees effective pollinators of oilseed rape (*Brassica napus* L.). *Basic and Applied Ecology*, 32. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2018.06.004>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., & Costanza, R. (2001). Urban Ecological Systems : Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 127-157. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012>
- Plan Communal de Développement de la Nature – Ville de Mons. PCDN 2019 – 2024. Consulté le 21 novembre 2022, à l'adresse <https://www.mons.be/vivre-a-mons/environnement/biodiversite/pcdn>
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., et Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines : trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6) : 345–353.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V. L., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., Vanbergen, A. J., Aizen, M. A., Cunningham, S. A., Eardley, C., Freitas, B. M., Gallai, N., Kevan, P. G., Kovács-Hostyánszki, A., Kwapong, P. K., Li, J., Li, X., Martins, D. J., Nates-Parra, G., Pettis, J. S., Rader, R., and Viana, B. F. (2016). IPBES. Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 36 p.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V. L., and Ngo, H. T. (2017). IPBES. The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 p.
- Poulet, N. (2012). *Utilisation des modèles de niche pour l'évaluation des risques d'établissement des espèces exotiques*. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2012.6.17>
- Preston, C. D., McClean, C. J., Van Den Berg, L., & Ashmore, M. (2011). Atmospheric nitrogen deposition explains patterns of plant species loss. *Global Change Biology*, 2882–2892. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02462.x>
- Rader R., Howlett B. G., Cunningham S. A., Westcott D. A., Newstrom-Lloyd L. E., Walker M. K., Teulon D. A. J., & Edwards W. (2009). Alternative pollinator taxa are equally efficient but not as effective as the honeybee in a mass flowering crop. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1080-1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01700.x>

- Radoux, J., Bourdouxhe, A., Coos, W., Dufrêne, M., & Defourny, P. (2019). Improving Ecotope Segmentation by Combining Topographic and Spectral Data. *Remote Sensing*, 11(3), 354. <https://doi.org/10.3390/rs11030354>
- Radoux, J., De Vroey, M., Coppée, T., Bourdouxhe, A., Dufrêne, M., Defourny, P. (2018). Lifewatch – WB geodatabase (v3.14) : attribute description. 11p.
- Rasmont, P. (2006). La régression massive des espèces d'abeilles sauvages et de bourdons d'europe : un effet de la perturbation mondiale du cycle de l'azote. In Actes Colloque Insectes et Biodiversité, volume 6, pages 43-60.
- Rasmont, P. et Mersch, P. (1988). Première estimation de la dérive faunique chez les bourdons de la Belgique (Hymenoptera, Apidae). *Belgian Journal of Zoology*, 118 : 141-147.
- Rasmont, P., Pauly, A., Terzo, M., Patiny, S., Michez, D., Iserbyt, S., Barbier, Y., & Haubruge, E. (2005). The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France by. 1-18.
- Regnault, H., Arnauld de Sartre, X., Regnault-Roger, C. (2012). Les révolutions agricoles en perspective – Introduction. Les révolutions agricoles en perspective, Editions France agricole, pp.204. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00768291>
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R. M., McMichael, T., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R. T., Zakri, A. H., Shindong, Z., Ash, N. J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M. J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J., & Zurek, M. B. (2005). Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being : Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Remisz, R., Van De Voorde, S., et Berra P. (2020). Fiche communale Mons, Édition 2020. Hainaut développement – Observatoire de la santé du Hainaut, 29 p.
- Rényi, A. et al. (1961). On measures of entropy and information. In Proceedings of the fourth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability, volume 1. Berkeley, California, USA.
- Ropars, L., Affre, L., Thébault, É., & Geslin, B. (2022). Seasonal dynamics of competition between honey bees and wild bees in a protected Mediterranean scrubland. *Oikos*, 2022(4), e08915. <https://doi.org/10.1111/oik.08915>
- Rosenfeld, D. (2000). Suppression of Rain and Snow by Urban and Industrial Air Pollution. *Science*, 287(5459), 1793-1796. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1793>
- Roubik, D. W. (2002). The value of bees to the coffee harvest. *Nature*, 417(6890), 708-708. <https://doi.org/10.1038/417708a>
- Ruelle, E. (2021). Impact du paysage sur les communautés d'abeilles sauvages dans la province du hainaut, belgique. Master's thesis, UMONS.
- Rundlöf, M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J., & Smith, H. G. (2015). Seed coating with a

- neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, 521(7550), 77-80.
<https://doi.org/10.1038/nature14420>
- Sandrock, C., Tanadini, L. G., Pettis, J. S., Biesmeijer, J. C., Potts, S. G., et Neumann, P. (2014). Sublethal neonicotinoid insecticide exposure reduces solitary bee reproductive success. *Agricultural and Forest Entomology*, 16(2) : 119-128.
- Santana Marques, P., Resende Manna, L., Clara Frauendorf, T., Zandonà, E., Mazzoni, R., & El-Sabaawi, R. (2020). Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *Journal of Animal Ecology*, 89(10), 2345-2355. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13293>
- Sarthou, J-P. et Speight, C. D. (2005). Les Diptères Syrphidés, peuple de tous les espaces. *Insectes* n°137, 8 p.
- Schauer, DR. T., Caspari, C., & Caspari, S. (2020) *Les plantes par couleurs – Fleurs, graminées, arbres et arbustes* (7^e édition revue et augmentée). Guide Delachaux. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Service Public de Wallonie (2015). Carte des régions agro-géographiques et principaux cours d'eau de Wallonie. DGO3/DGO4. SPW Éditions.
- Sgolastra, F., Arnan, X., Cabbri, R., Isani, G., Medrzycki, P., Teper, D., et Bosch, J. (2018). Combined exposure to sublethal concentrations of an insecticide and a fungicide affect feeding, ovary development and longevity in a solitary bee. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 285(1885) : 20180887.
- Sgolastra, F., Medrzycki, P., Bortolotti, L., Renzi, M. T., Tosi, S., Bogo, G., Teper, D., Porrini, C., Molowny-Horas, R., et Bosch, J. (2017). Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Management Science*, 73(6) : 1236-1243.
- Skaldina, O., & Sorvari, J. (2019). Ecotoxicological Effects of Heavy Metal Pollution on Economically Important Terrestrial Insects. In K. K. Kesari (Éd.), *Networking of Mutagens in Environmental Toxicology* (p. 137-144). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96511-6_7
- Smith, M. R., Singh, G. M., Mozaffarian, D., & Myers, S. S. (2015). Effects of decreases of animal pollinators on human nutrition and global health : A modelling analysis. *The Lancet*, 386(10007), 1964-1972. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)61085-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)61085-6)
- Sonnay, V., & Pellet, J. (2016). Inventaire des pollinisateurs d'une toiture végétalisée urbaine. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 95, 15p.
- Specht, K., Siebert, R., Hartmann, I., Freisinger, U. B., Sawicka, M., Werner, A., Thomaier, S., Henckel, D., Walk, H., & Dierich, A. (2014). Urban agriculture of the future : An overview of sustainability aspects of food production in and on buildings. *Agriculture and Human Values*, 31(1), 33-51.
<https://doi.org/10.1007/s10460-013-9448-4>

- Stanley, D. A., Gunning, D., & Stout, J. C. (2013). Pollinators and pollination of oilseed rape crops (*Brassica napus* L.) in Ireland: Ecological and economic incentives for pollinator conservation. *Journal of Insect Conservation*, 17(6), 1181-1189. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9599-z>
- Szczodry, O., Eggermont, H., Paquet, J-Y., Herremans, M., Luyten, S. (2020). Rapport Planète Vivante - La Nature en Belgique. WWF, Brussels, Belgium
- Szigeti, V., Kőrösi, Á., Harnos, A., & Kis, J. (2018). Temporal changes in floral resource availability and flower visitation in a butterfly. *Arthropod – Plant Interactions*, 12(2), 177-189. <https://doi.org/10.1007/s11829-017-9585-6>
- Terzo, M., & Rasmont, P. (2007). MALVAS Méthodes AgroEnvironnementales Liées à la Valorisation des Abeilles Sauvages - Suivi, étude et vulgarisation sur l'interaction entre les MAE et les abeilles sauvages. Université de Mons – Hainaut – Région Wallonne – Direction Générale de l'agriculture, Mons, Namur, 77p.
- Terzo, M. et Vereecken, N. (2014). Un jardin pour les abeilles sauvages : Comment les accueillir, les observer et les protéger.
- Toubin, M., Lhomme, S., Diab, Y., Serre, D., & Laganier, R. (2012). La Résilience urbaine : Un nouveau concept opérationnel vecteur de durabilité urbaine ? *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, Vol. 3, n°1, Art. Vol. 3, n°1. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9208>
- Tripon, M., Boccanfuso, D., Yergeau M-E. (2020). *Agriculture urbaine, pratiques agricoles et impacts environnementaux et de santé publique*. Groupe de Recherche en Économie et Développement International. Université de Sherbrooke, Canada. 40p.
- Truong, S., et Vesters, M. (2018). Ecopotential – Coefficient de potentiel de biodiversité. Rapport technique espaces verts – Biodiversité. Bruxelles environnement, 69 p.
- Trusilova, K., Jung, M., Churkina, G., Karstens, U., Heimann, M., & Claussen, M. (2008). Urbanization impacts on the climate in Europe: Numerical experiments by the PSU–NCAR Mesoscale Model (MM5). *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47(5), 1442-1455. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1624.1>
- Van de Meutter F, Opdekamp W, Maes D (2021). IUCN Rode Lijst van de zweefvliegen in Vlaanderen 2021. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (56). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. <https://doi.org/10.21436/inbor.54514812>
- Van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., López Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. and Wynhof, I. 2010. European Red List of Butterflies Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Van Rijn, P., Kooijman, J., & Wäckers, F. (2006). The impact of floral resources on syrphid performance and cabbage aphid biological control. *IOBC/wprs Bulletin*, 29(6), 149-152.

- Vanderstraeten, L., & Van Hecke, E. (2019). Les régions urbaines en Belgique. *Belgeo. Revue belge de géographie*, 1, Art. 1. <https://doi.org/10.4000/belgeo.32246>
- Veenhuizen, R. van, RUAF Foundation, International Institute of Rural Reconstruction, & International Development Research Centre (Canada) (Éds.). (2006). *Cities farming for the future : Urban agriculture for green and productive cities*. RUAF Foundation : International Institute of Rural Reconstruction ; International Development Research Centre.
- Verbeek, T., Boussauw, K., & Pisman, A. (2014). Presence and trends of linear sprawl : Explaining ribbon development in the north of Belgium. *Landscape and Urban Planning*, 128, 48-59. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.022>
- Vereecken, N. J., Appeldoorn, M., et Colomb, P. (2017). Espaces verts n°2. Vers un fleurissement favorable aux pollinisateurs.
- Vereecken, N. J., Weekers, T., Marshall, L., D'Haeseleer, J., Cuypers, M., Pauly, A., Pasau, B., Leclercq, N., Tshibungu, A., Molenberg, J.-M., et De Greef, S. (2021). Five years of citizen science and standardised field surveys in an informal urban green space reveal a threatened eden for wild bees in brussels, belgium. *Insect Conservation and Diversity*, 14(6) :868–876.
- Vray, S., Rollin, O., Rasmont, P., Dufrêne, M., Michez, D., & Dendoncker, N. (2019). A century of local changes in bumblebee communities and landscape composition in Belgium. 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00139-9>
- Wastian, L., Andreas, P. U., et Betz, O. (2016). Influence of the reduction of urban lawn mowing on wild bee diversity (hymenoptera, apoidea). *Journal of Hymenoptera Research*, 49 :51–63.
- Winfree, R. (2010). The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, 169-197. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05449.x>
- Winfree, R., & Kremen, C. (2009). Are ecosystem services stabilized by differences among species ? A test using crop pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1655), 229-237. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0709>
- Zaninotto, V., Perrard, A., Babiari, O., Hansart, A., Hignard, C., & Dajoz, I. (2021). Seasonal Variations of Pollinator Assemblages among Urban and Rural Habitats : A Comparative Approach Using a Standardized Plant Community. *Insects*, 12(3), Art. 3. <https://doi.org/10.3390/insects12030199>
- Zaninotto, V., Raynaud, X., Gendreau, E., Kraepiel, Y., Motard, E., Babiari, O., Hansart, A., Hignard, C., & Dajoz, I. (2020). Broader phenology of pollinator activity and higher plant reproductive success in an urban habitat compared to a rural one. *Ecology and Evolution*, 10(20), 11607-11621. <https://doi.org/10.1002/ece3.6794>
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees : Only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669-676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>

9. Annexes

Annexe I : PCA sur les variables descriptives des potagers

Annexe II : Représentation des résultats des analyses granulométriques sur un triangle des textures

Annexe III : Histogrammes des quantités de métaux lourds dans les sols (mg/kg de matière sèche) avec les valeurs seuils pour le type d'usage II (Agricole)

Annexe IV : Histogrammes des quantités d'azote dans les sols (kg/ha)

Annexe V : Tableaux de résultats des analyses granulométriques (en %)

Annexe VI : Tableaux de résultats des analyses de la pollution des sols aux métaux lourds (en mg/kg de matière sèche)

Annexe VII : Tableau de résultats des quantités d'azote dans les sols (en kg/ha)

Annexe VIII : MCA sur les variables descriptives des potagers (11 variables)

Annexe IX : NMDS sur les potagers en fonction des assemblages de plantes à fleurs

Annexe X : Courbe d'accumulation des espèces pour l'ensemble des sites

Annexe XI : Richesse spécifique par famille

Annexe XII : Abondance par famille et par genre

Annexe XIII : Heatmap représentant l'abondance des abeilles capturées sur les différents sites

Annexe XIV : Représentation des espèces par rang d'abondance

Annexe XV : NMDS sur les potagers en fonction des assemblages d'abeilles

Annexe XVI : Préférences florales des abeilles à langue longue

Annexe XVII : Préférences florales des abeilles à langue courte

Annexe XVIII : Nid d'une abeilles terricole (1), rubicole (2), à résine (3), maçonne (4), hélicicole (5)

Annexe XIX : Bulletin de prélèvement

Annexe XX : Calendrier des prélèvements de sols

Annexe XXI : Exemple de résultats d'analyse azote

Annexe XXII : Exemple de résultats d'analyse métaux lourds

Annexe XXIII : Exemple de résultats d'analyse granulométrique

Annexe XXIV : Exemple de relevé botanique selon la méthode de Braun-Blanquet

Annexe XXV : Fiche de caractérisation des potagers

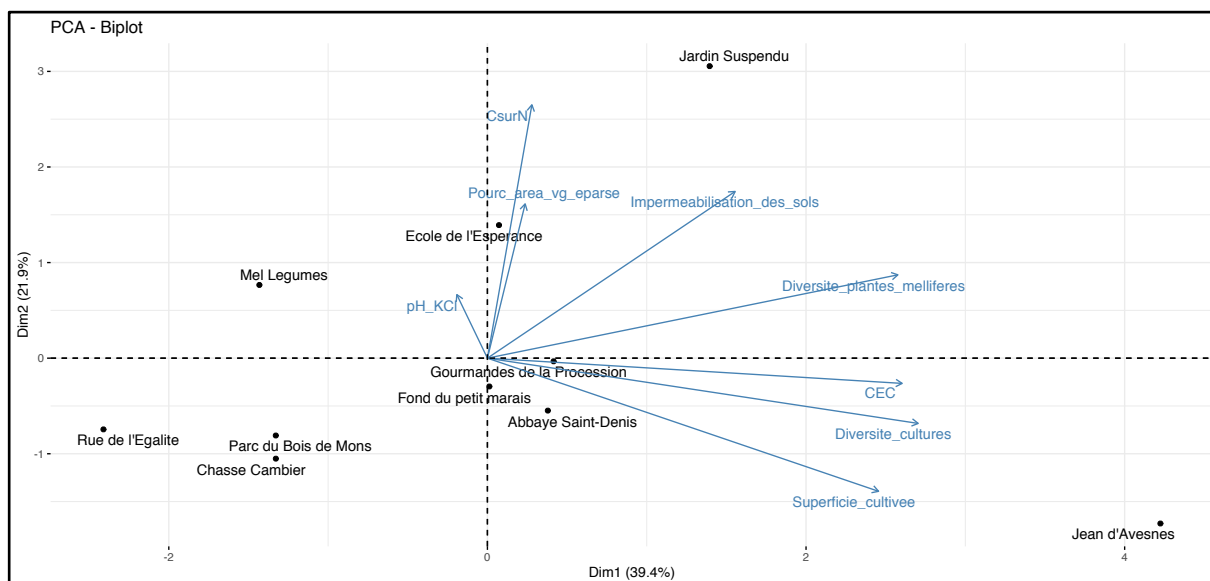
Annexe XXVI : Cartes diverses

Annexe XXVII : Schémas potagers

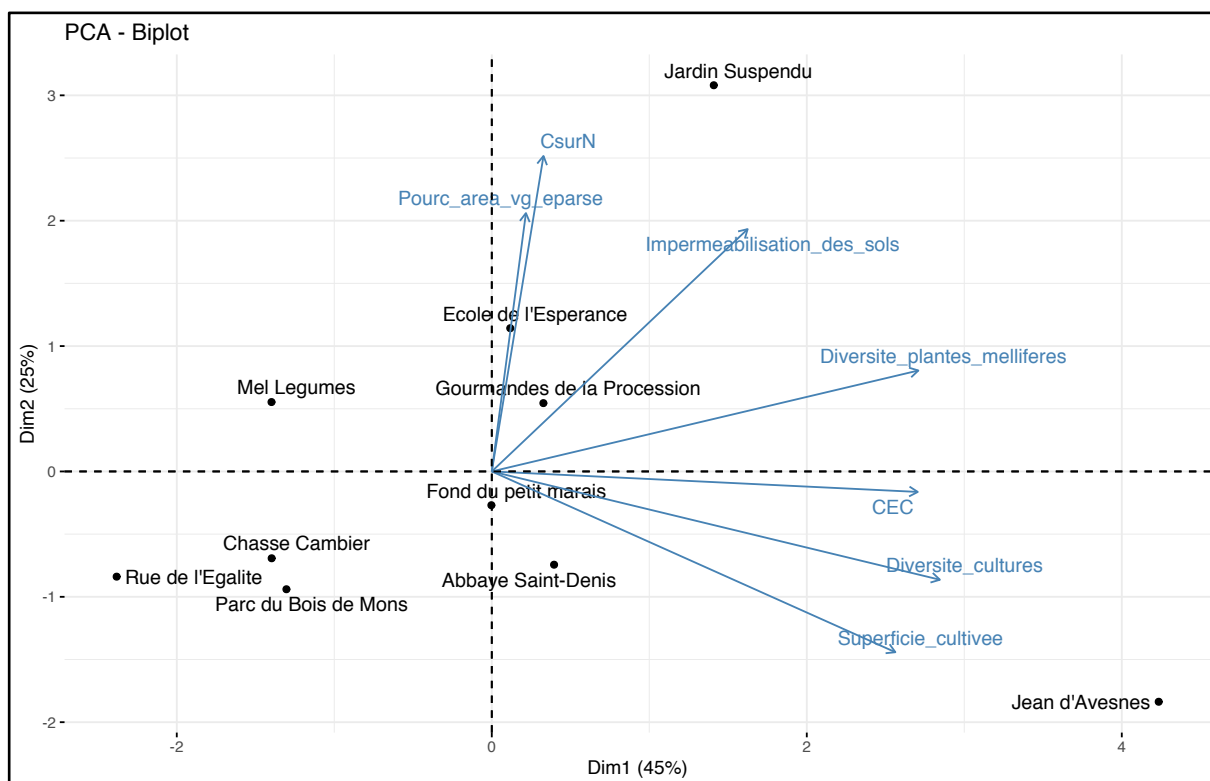
Annexe XXVIII : Zones de prélèvements de sol

Annexe I : PCA sur les variables descriptives des potagers

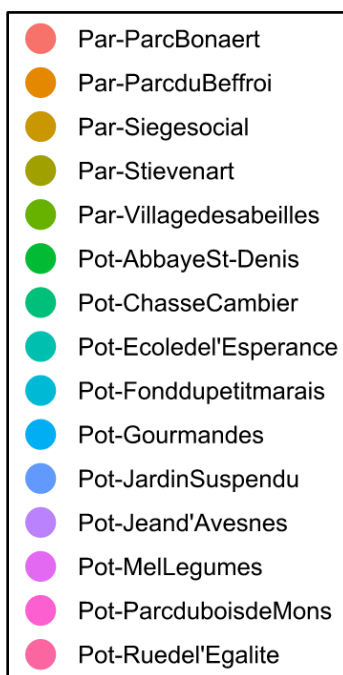
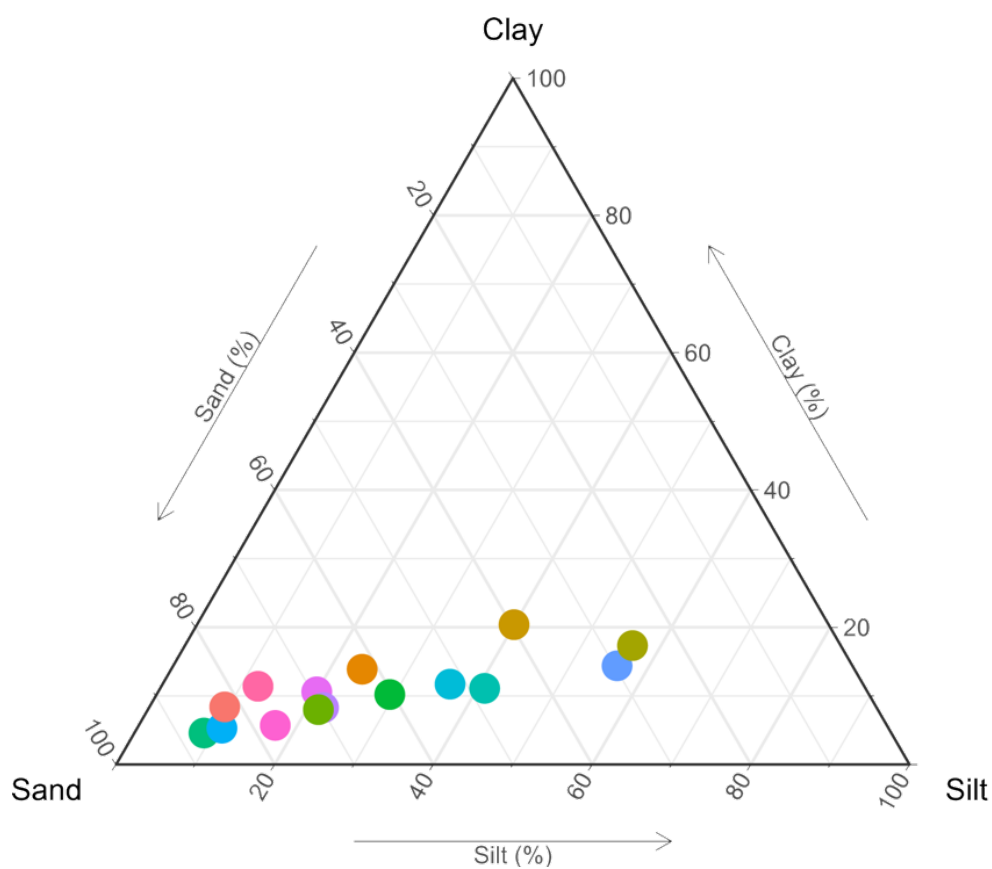
8 variables



7 variables

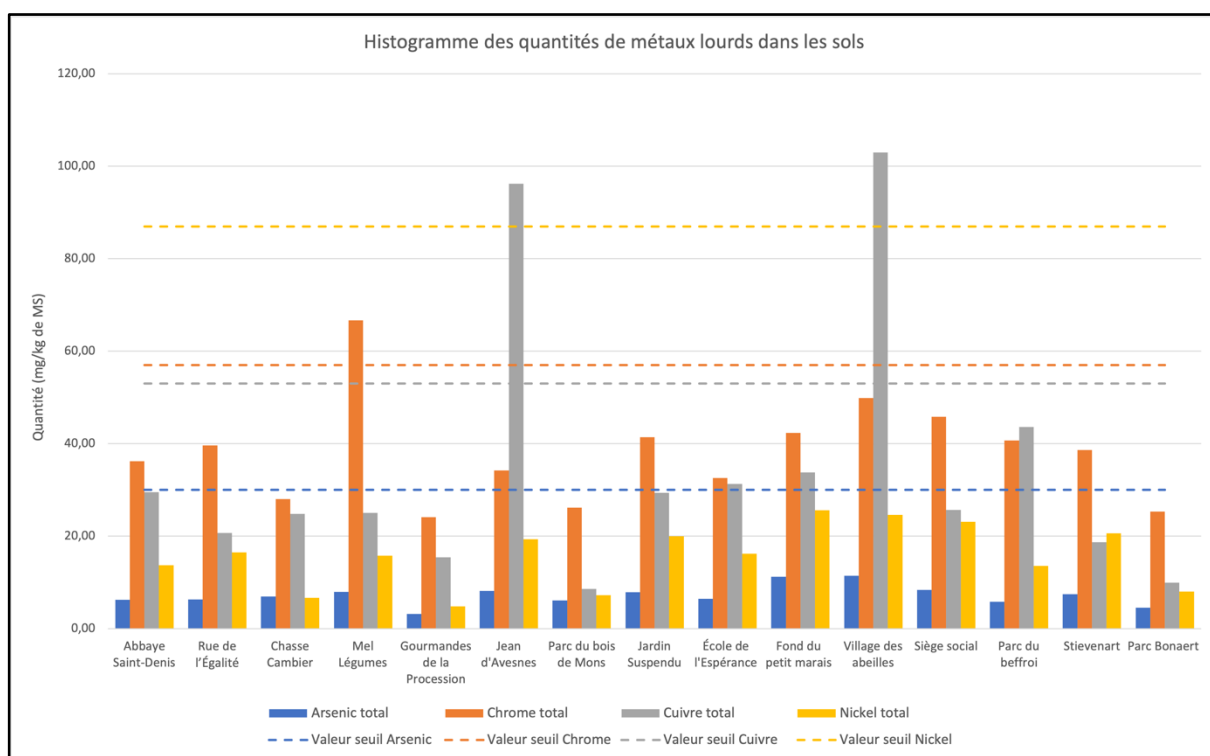
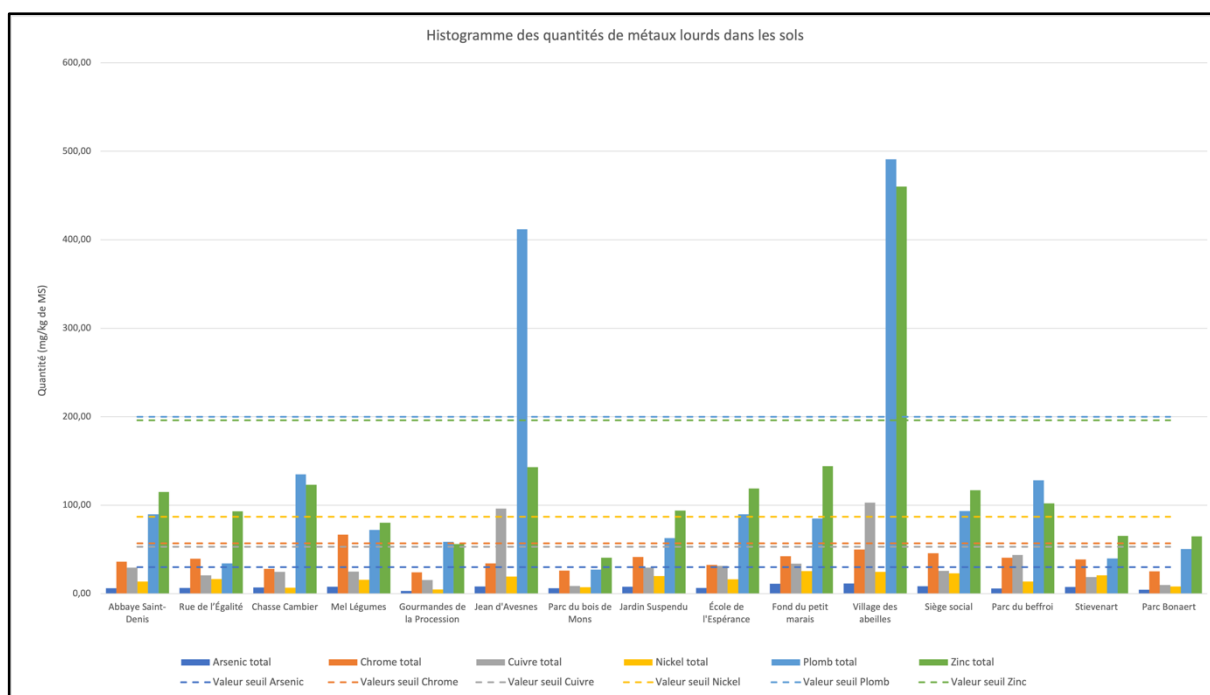


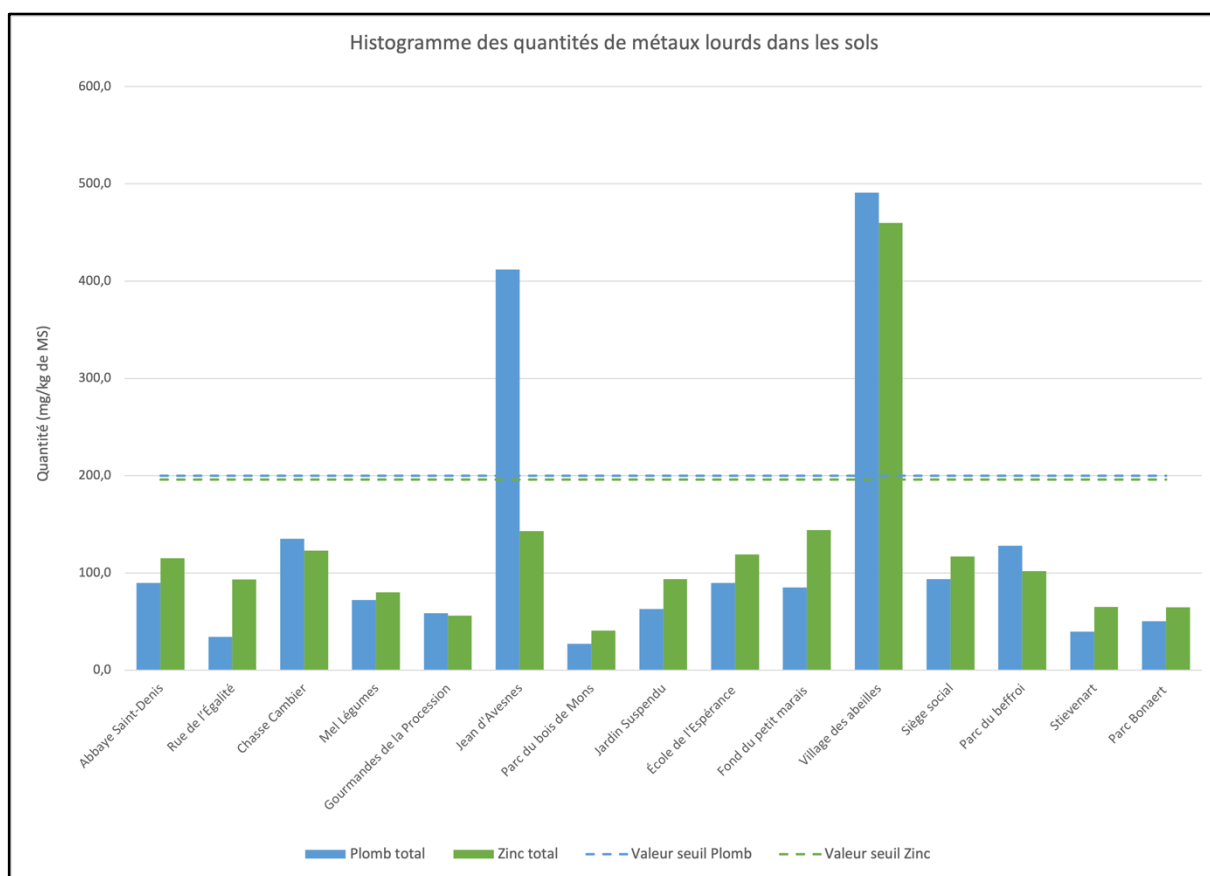
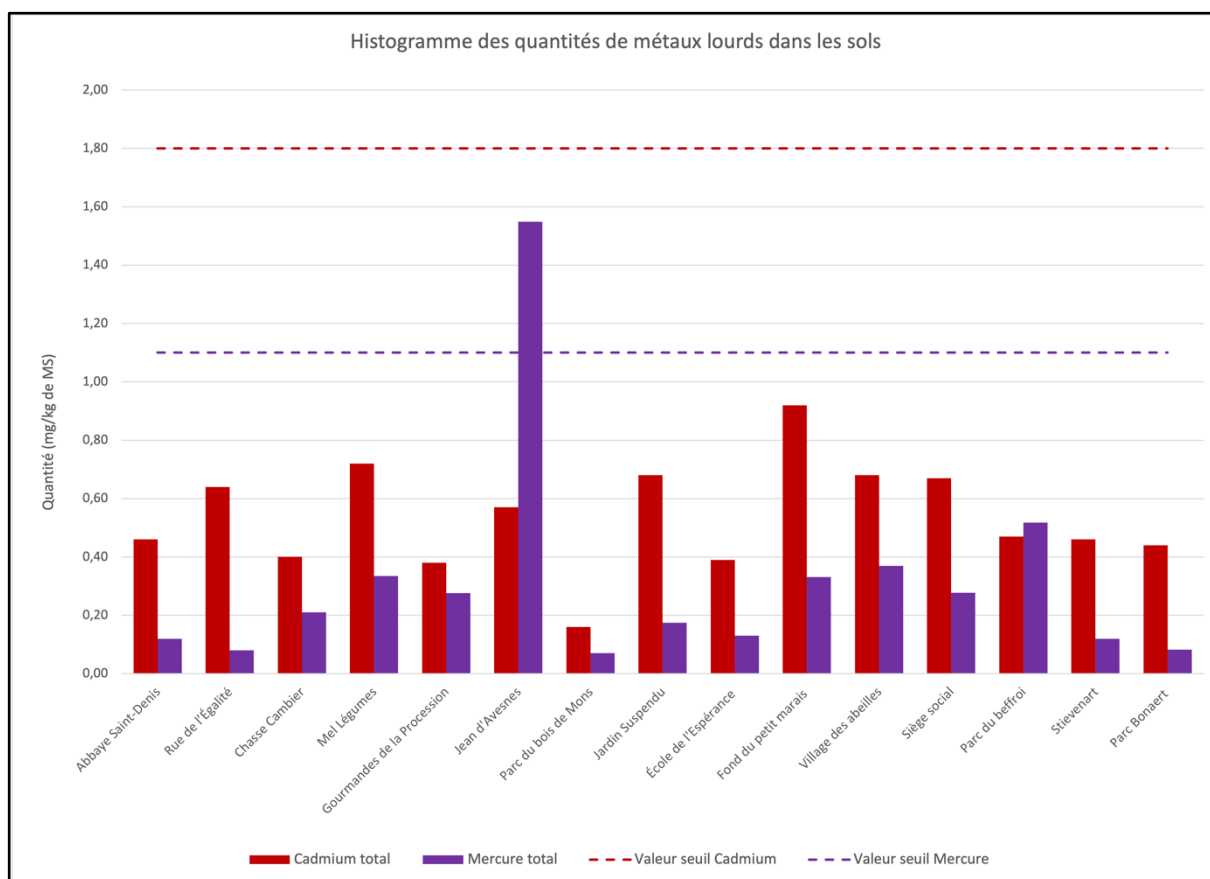
Annexe II : Représentation des résultats des analyses granulométriques sur un triangle des textures



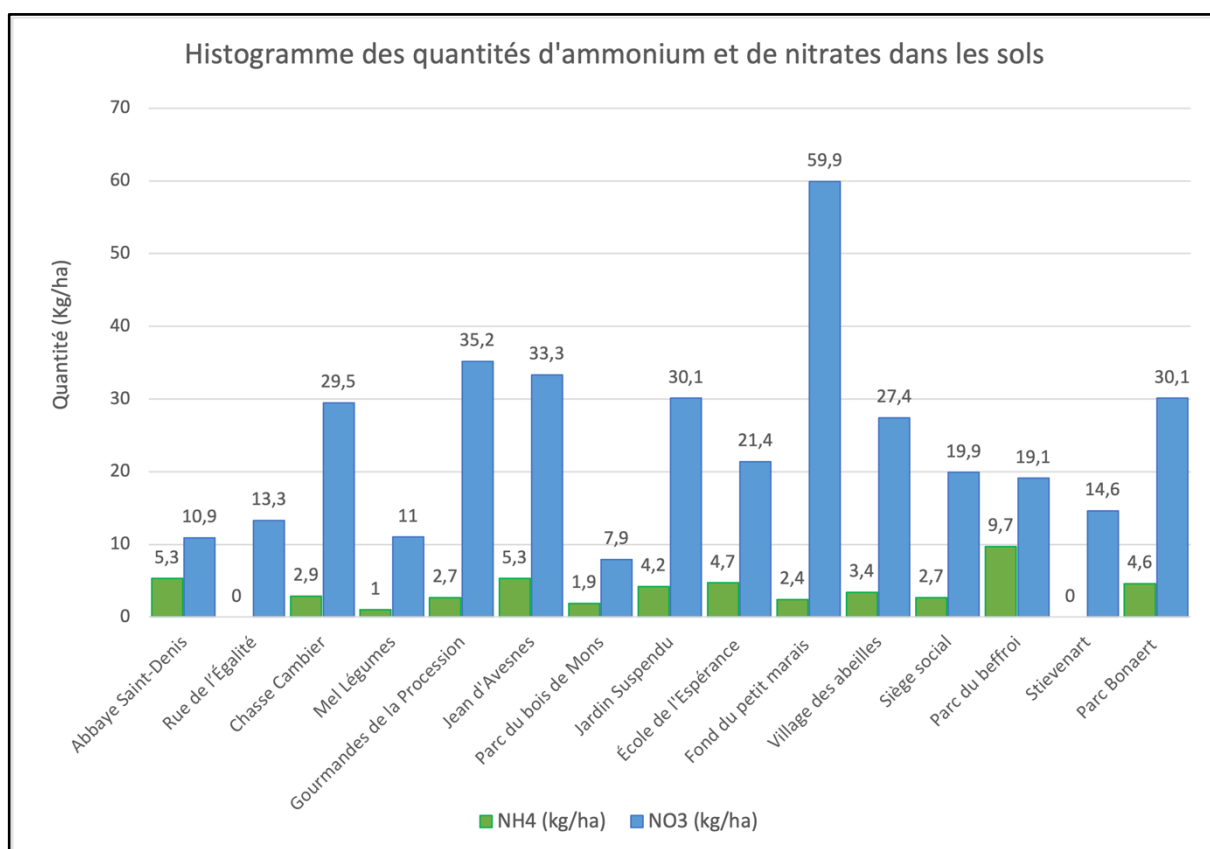
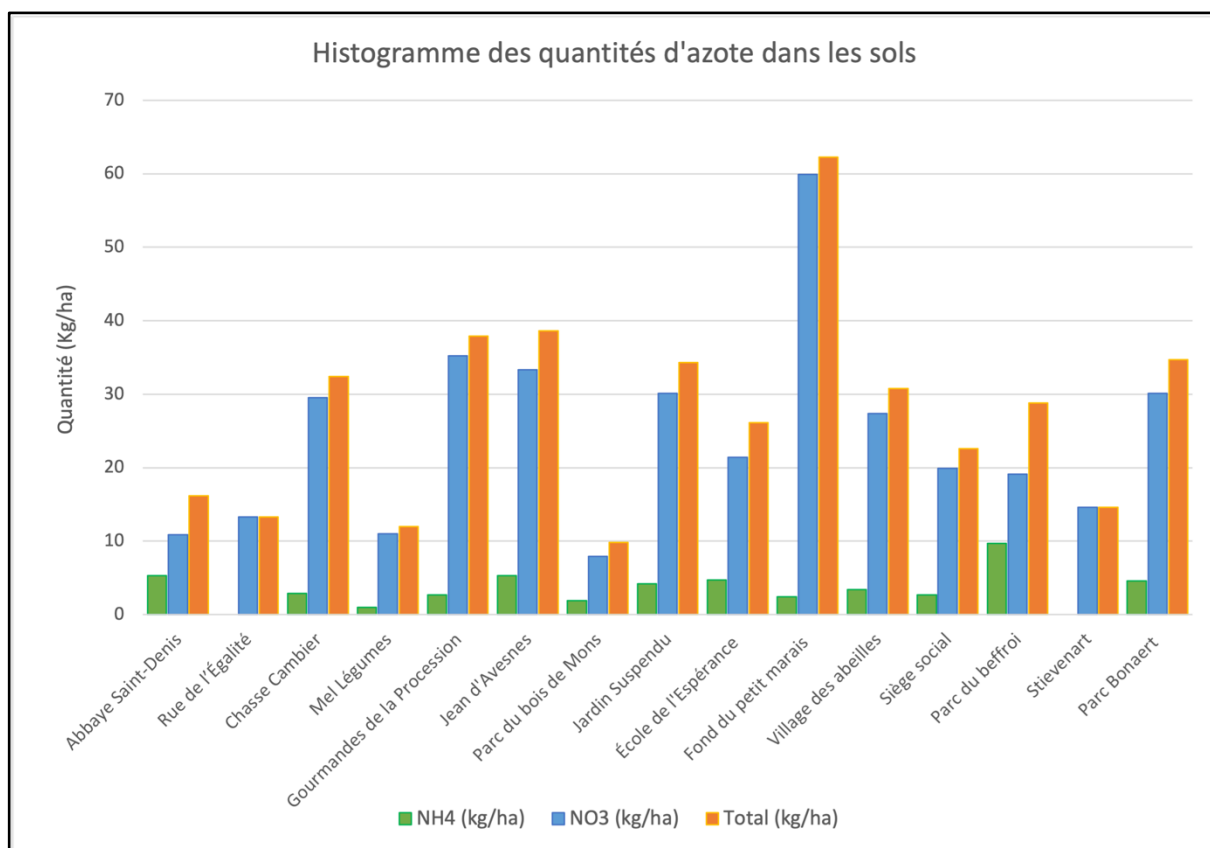
Source : Jordan Benrezkallah (2022)

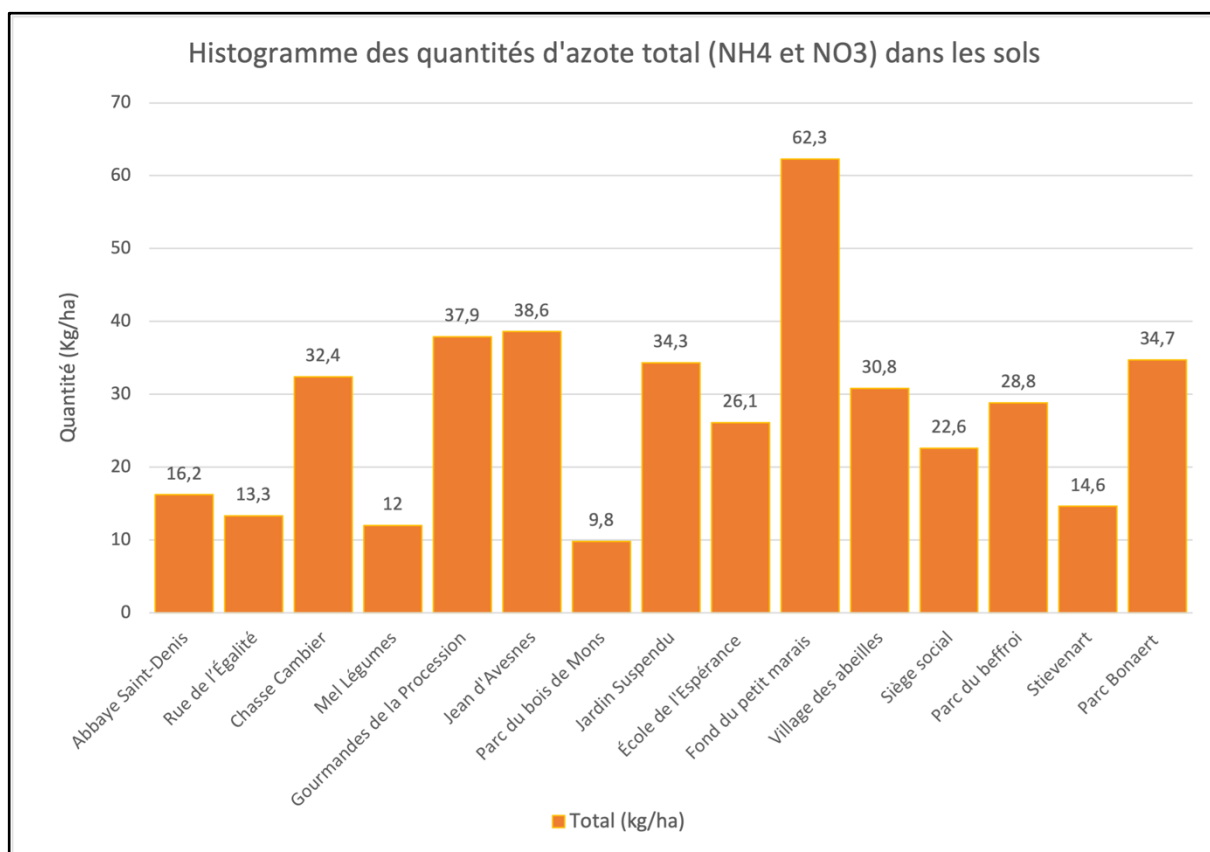
Annexe III : Histogrammes des quantités de métaux lourds dans les sols (mg/kg de matière sèche) avec les valeurs seuils pour le type d'usage II (Agricole)





Annexe IV : Histogrammes des quantités d'azote dans les sols (kg/ha)





Annexe V : Tableaux de résultats des analyses granulométriques (en %)

Site	Argile	Limon	Sable	Type
Abbaye St-Denis	10,2	29,4	60,4	Potager
Rue de l'Egalite	11,4	12,2	76,4	Potager
Chasse Cambier	4,6	8,8	86,7	Potager
Mel Legumes	10,6	20	69,4	Potager
Gourmandes de la Procession	5,3	10,7	84	Potager
Jean d'Avesnes	8,3	22	69,7	Potager
Parc du bois de Mons	5,7	17,2	77	Potager
Jardin Suspendu	14,4	56	29,7	Potager
Ecole de l'Esperance	11,1	40,9	48	Potager
Fond du petit marais	11,7	36,2	52	Potager
Village des abeilles	8,0	21,5	70,5	Parc
Siege social	20,4	40	39,7	Parc
Parc du Beffroi	13,9	24,1	62,1	Parc
Stievenart	17,3	56,3	26,2	Parc
Parc Bonaert	8,4	9,5	82,1	Parc

Site	Argile	Limon fin	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier	Texture
Abbaye St-Denis	10,2	9,4	20,0	41,6	18,8	Limon-sableux
Rue de l'Egalite	11,4	5,1	7,1	47,8	28,6	Limon-sableux
Chasse Cambier	4,6	3,8	5,0	47,9	38,8	Sablo-limoneux
Mel Legumes	10,6	9,8	10,2	53,0	16,4	Limon-sableux
Gourmandes de la Procession	5,3	4,2	6,5	58,6	25,4	Sablo-limoneux
Jean d'Avesnes	8,3	10,0	12,0	45,3	24,4	Limon-sableux
Parc du bois de Mons	5,7	5,7	11,5	54,0	23,0	Sablo-limoneux
Jardin Suspendu	14,4	28,0	28,0	20,9	8,8	Limon fin
Ecole de l'Esperance	11,1	15,5	25,4	33,3	14,7	Limon
Fond du petit marais	11,7	17,3	18,9	26,8	25,2	Limon-sableux
Village des abeilles	8,0	10,1	11,4	38,6	31,9	Limon-sableux
Siege social	20,4	19,2	20,8	23,1	16,6	Limon
Parc du Beffroi	13,9	11,3	12,8	45,9	16,2	Limon-sableux
Stievenart	17,3	24,8	31,5	16,7	9,5	Limon fin
Parc Bonaert	8,4	3,4	6,1	54,0	28,1	Sablo-limoneux

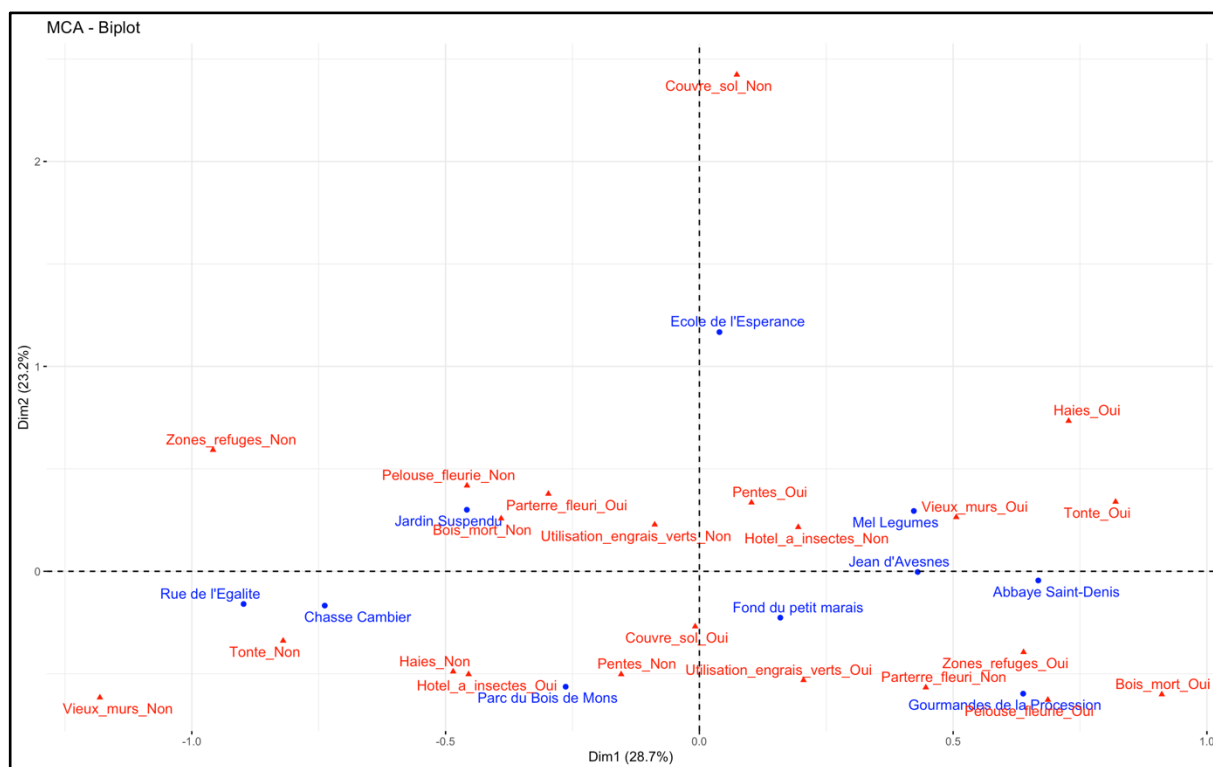
Annexe VI : Tableaux de résultats des analyses de la pollution des sols aux métaux lourds (en mg/kg de matière sèche)

Site	Arsenic	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc
Abbaye St-Denis	6,27	0,46	36,2	29,5	0,120	13,7	89,6	115
Rue de l'Egalite	6,33	0,64	39,6	20,7	0,080	16,5	34,1	93,2
Chasse Cambier	6,97	0,400	28,0	24,8	0,2100	6,69	135	123
Mel Legumes	7,91	0,720	66,7	25,0	0,3350	15,8	72,1	80,1
Gourmandes de la Procession	3,18	0,380	24,1	15,4	0,276	4,79	58,7	56,1
Jean d'Avesnes	8,14	0,570	34,2	96,2	1,549	19,3	412	143
Parc du bois de Mons	6,06	0,16	26,2	8,56	0,070	7,20	27,2	40,6
Jardin Suspendu	7,87	0,680	41,4	29,4	0,1740	20,00	62,8	93,8
Ecole de l'Esperance	6,44	0,39	32,6	31,3	0,130	16,2	89,6	119
Fond du petit marais	11,2	0,920	42,3	33,8	0,3310	25,6	84,9	144
Village des abeilles	11,4	0,68	49,9	103	0,370	24,6	491	460
Siege social	8,38	0,670	45,8	25,7	0,2780	23,1	93,5	117
Parc du Beffroi	5,80	0,470	40,7	43,6	0,5180	13,6	128	102
Stievenart	7,46	0,460	38,6	18,7	0,120	20,6	39,7	65,2
Parc Bonaert	4,53	0,440	25,3	9,91	0,0820	7,99	50,4	64,7

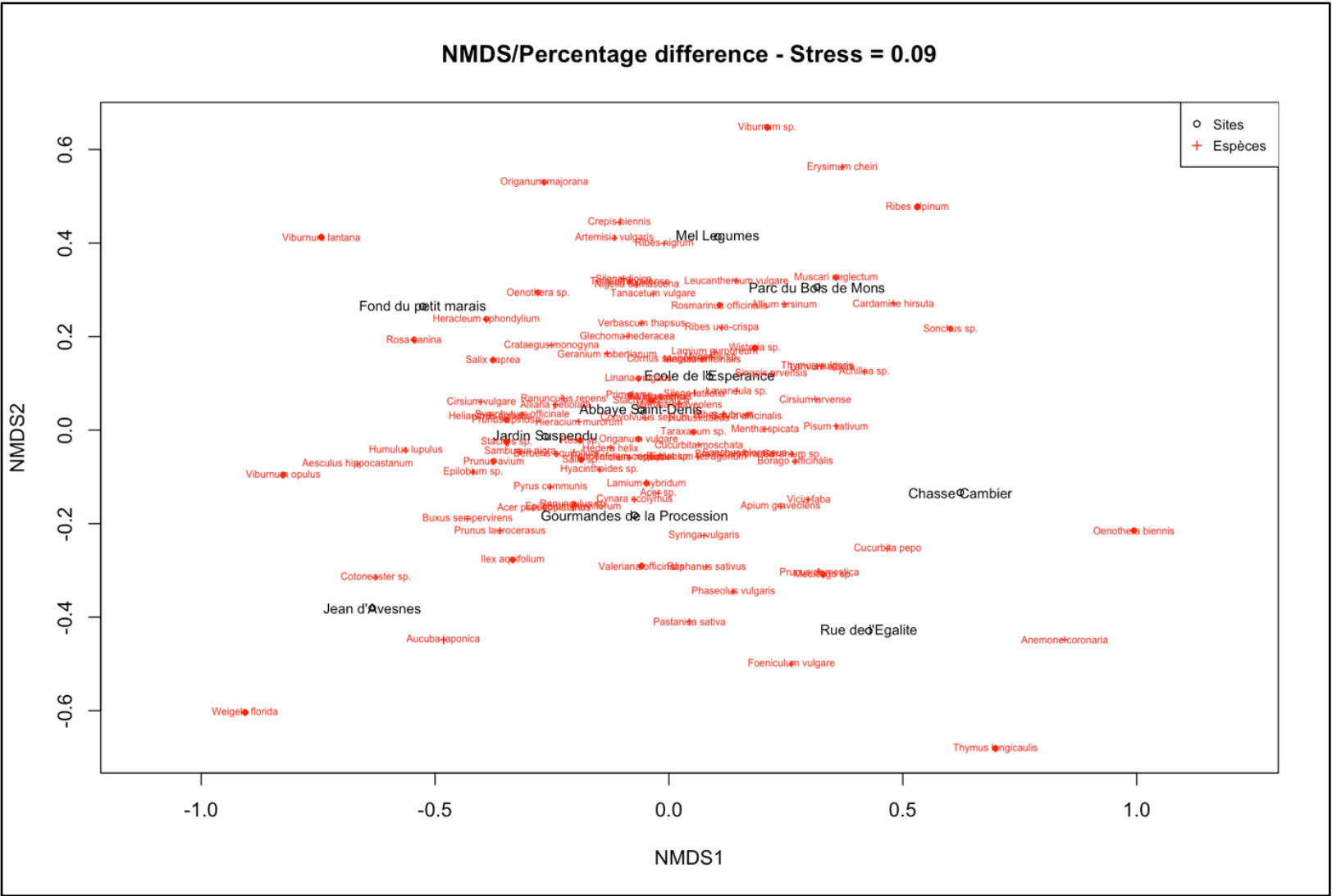
Annexe VII : Tableau de résultats des quantités d'azote dans les sols (en kg/ha)

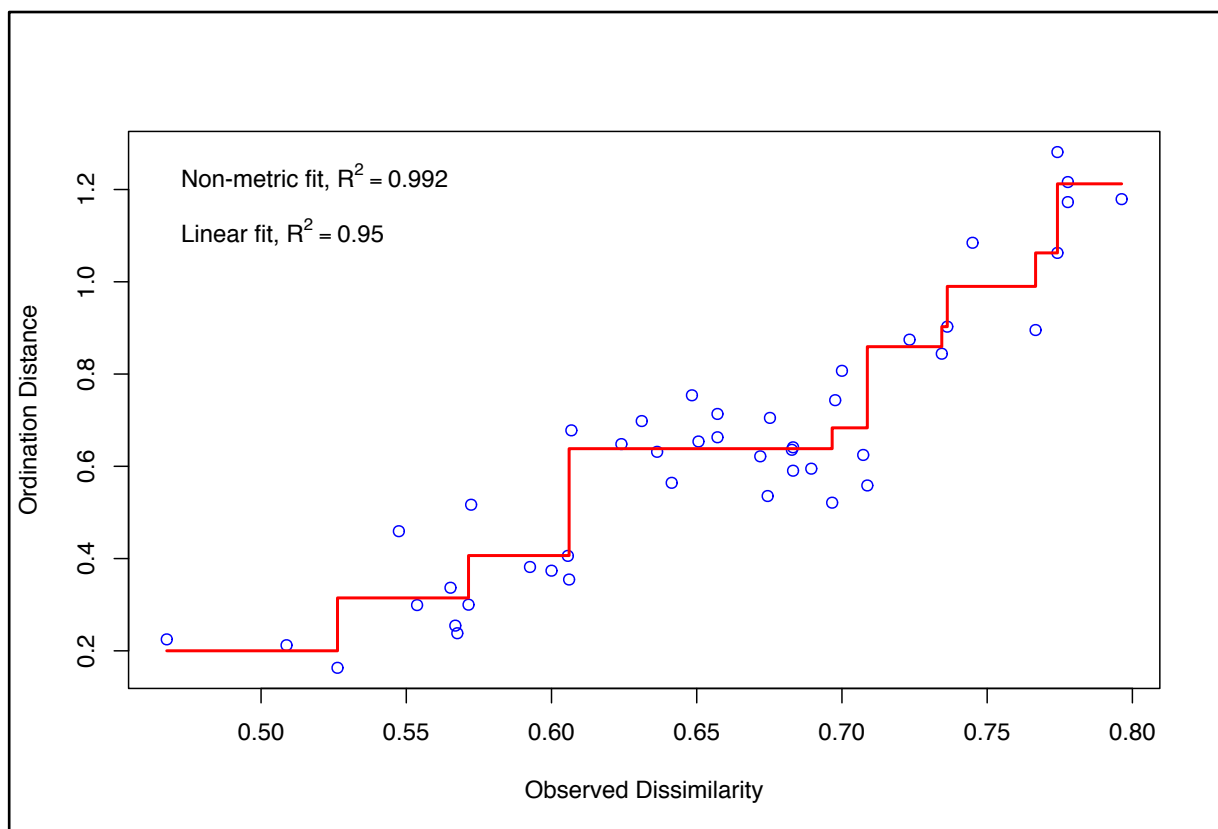
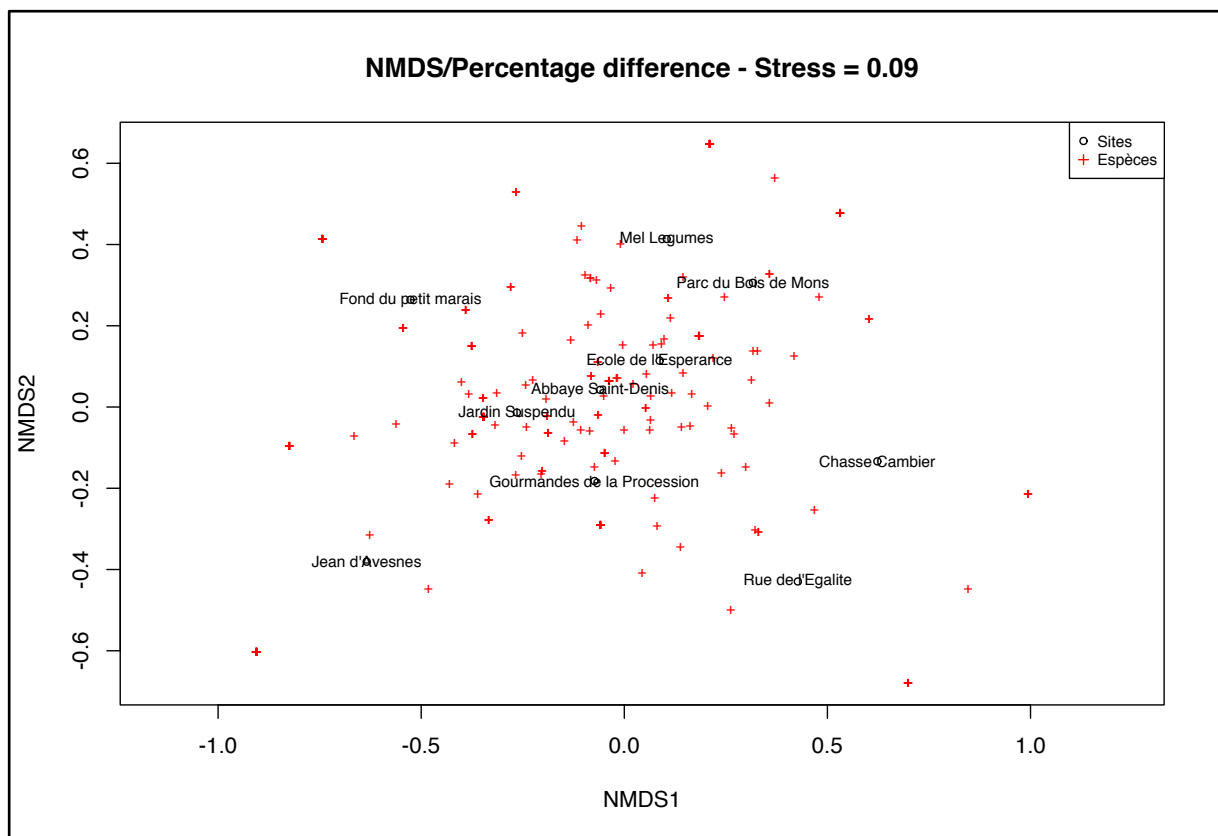
Site	NH4	NO3	Total
Abbaye St-Denis	5,3	10,9	16,2
Rue de l'Egalite	0	13,3	13,3
Chasse Cambier	2,9	29,5	32,4
Mel Legumes	1	11	12
Gourmandes de la Procession	2,7	35,2	37,9
Jean d'Avesnes	5,3	33,3	38,6
Parc du bois de Mons	1,9	7,9	9,8
Jardin Suspendu	4,2	30,1	34,3
Ecole de l'Esperance	4,7	21,4	26,1
Fond du petit marais	2,4	59,9	62,3
Village des abeilles	3,4	27,4	30,8
Siege social	2,7	19,9	22,6
Parc du Beffroi	9,7	19,1	28,8
Stievenart	0	14,6	14,6
Parc Bonaert	4,6	30,1	34,7

Annexe VIII : MCA sur les variables descriptives des potagers (11 variables)

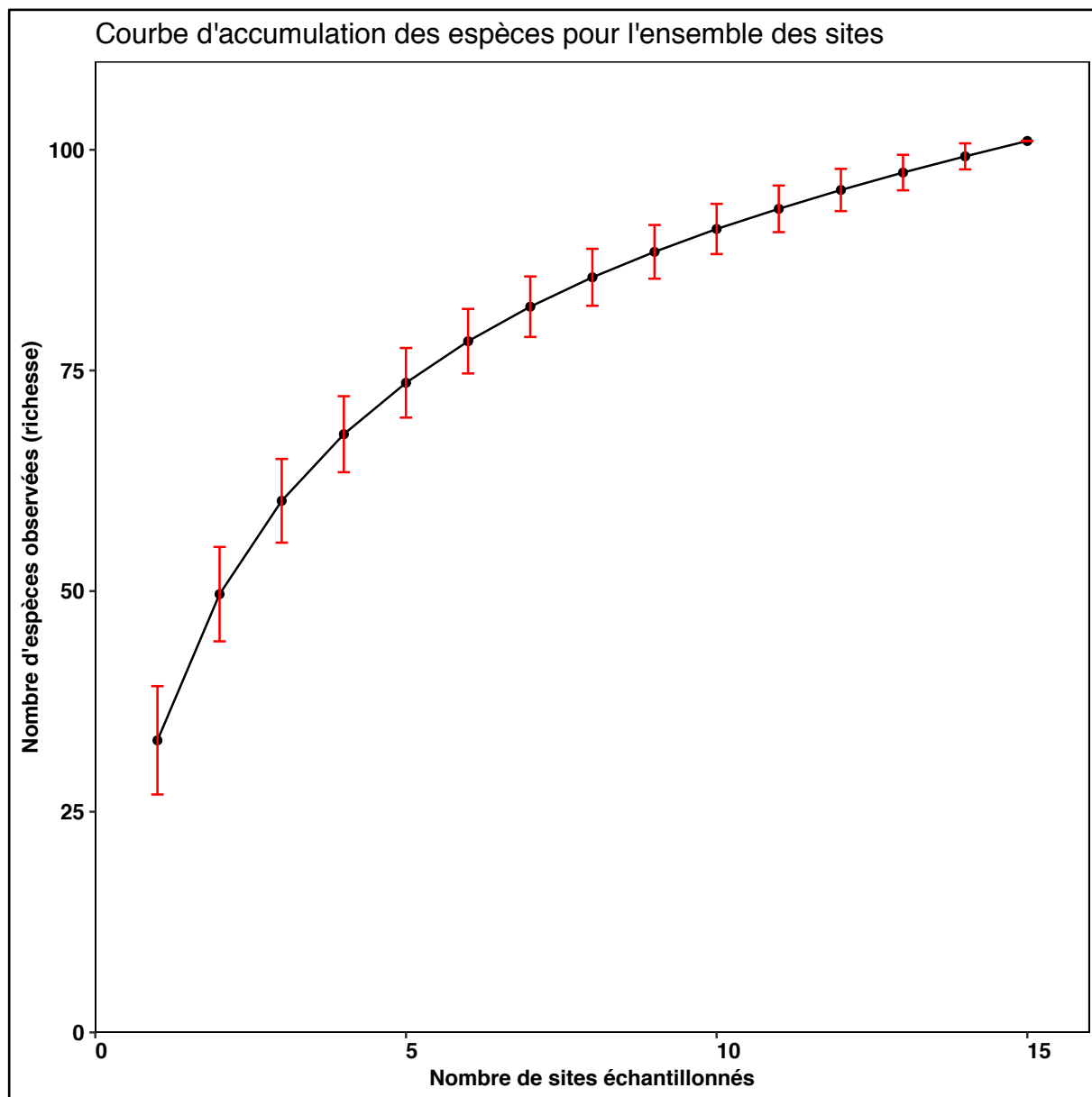


Annexe IX : NMDS sur les potagers en fonction des assemblages de plantes à fleurs

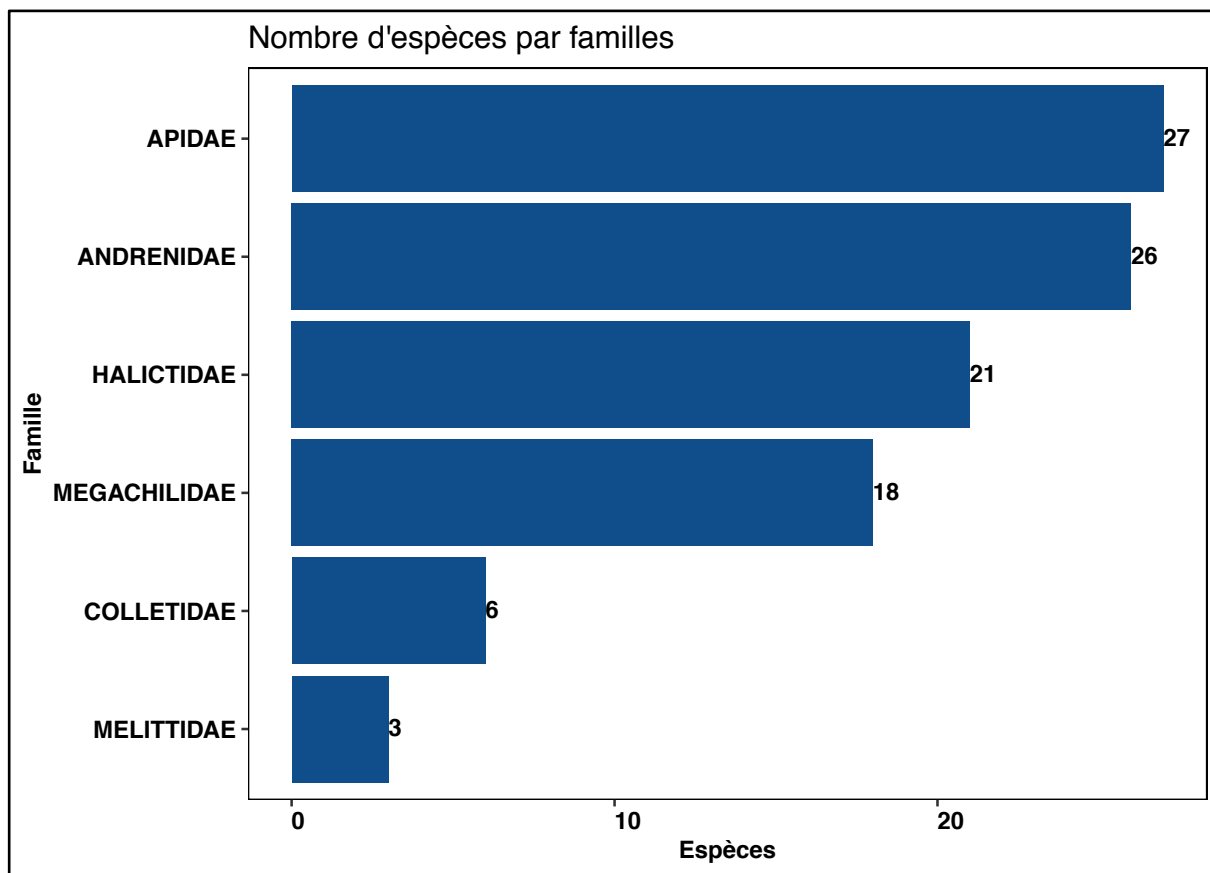




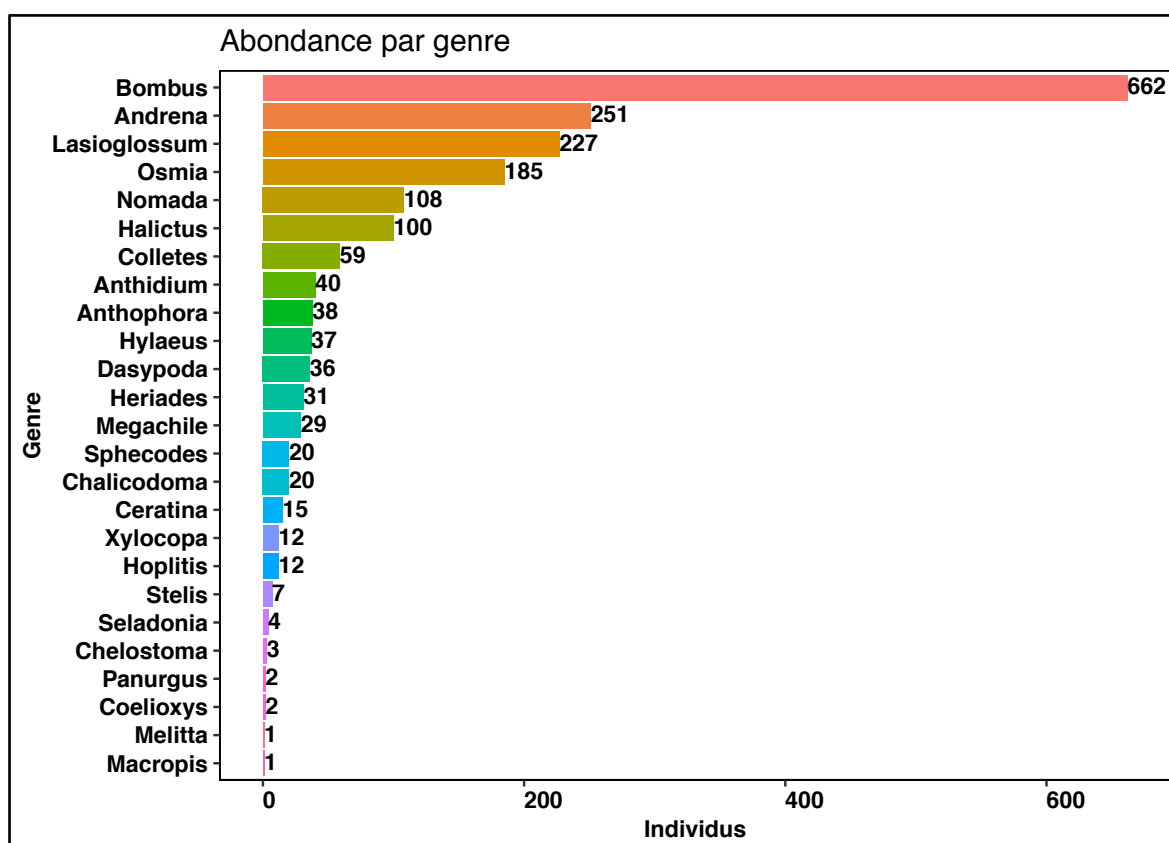
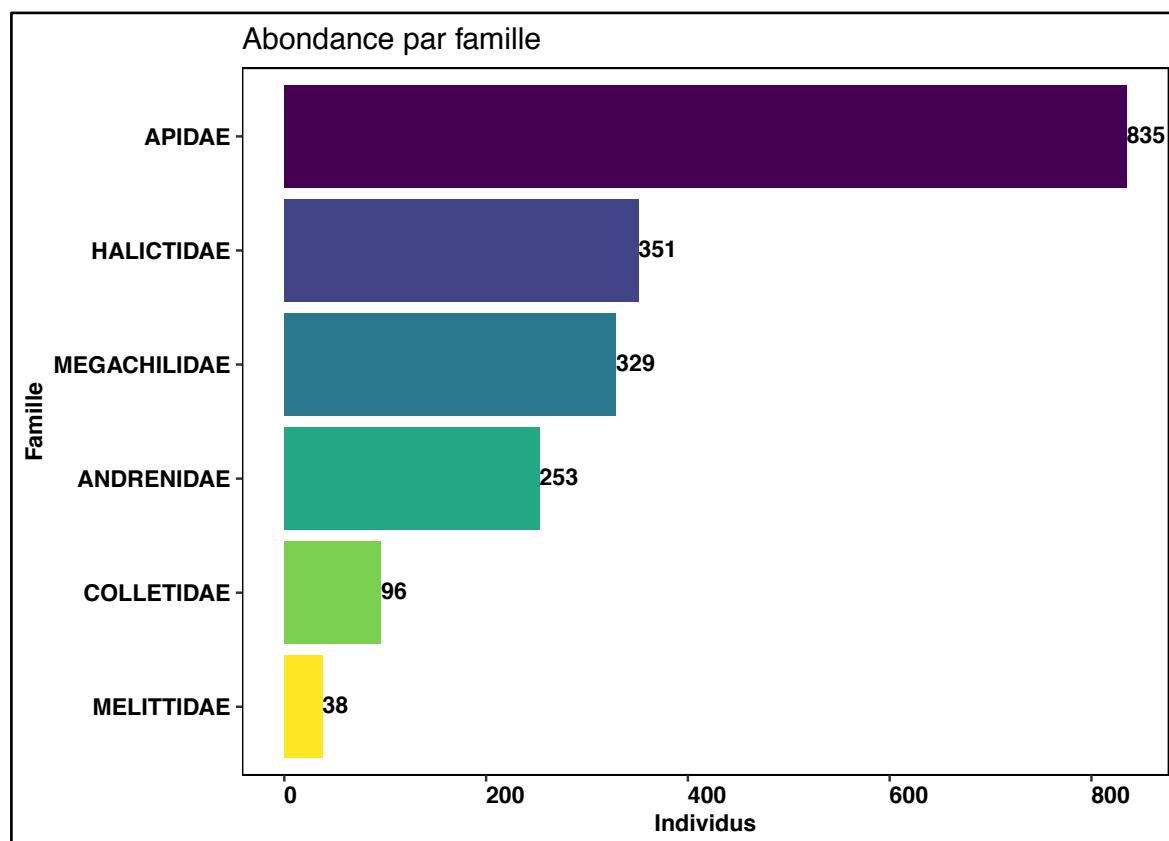
Annexe X : Courbe d'accumulation des espèces pour l'ensemble des sites



Annexe XI : Richesse spécifique par famille

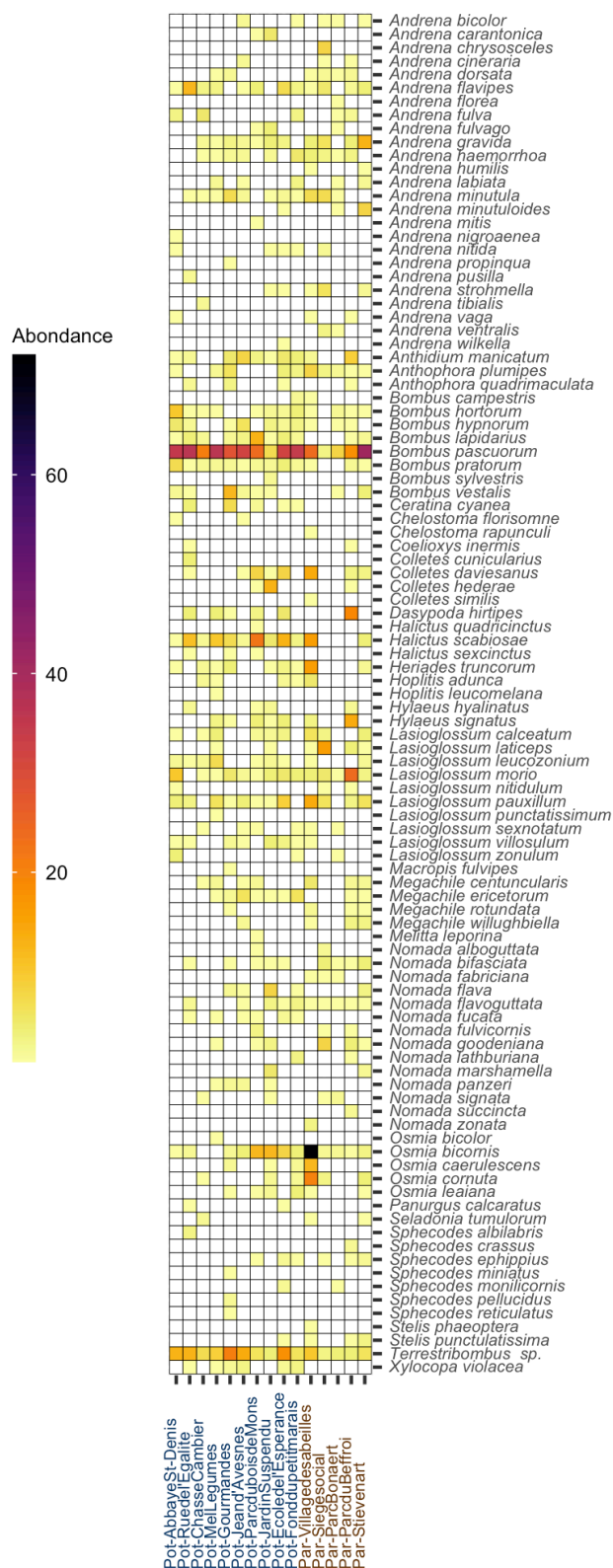


Annexe XII : Abondance par famille et par genre

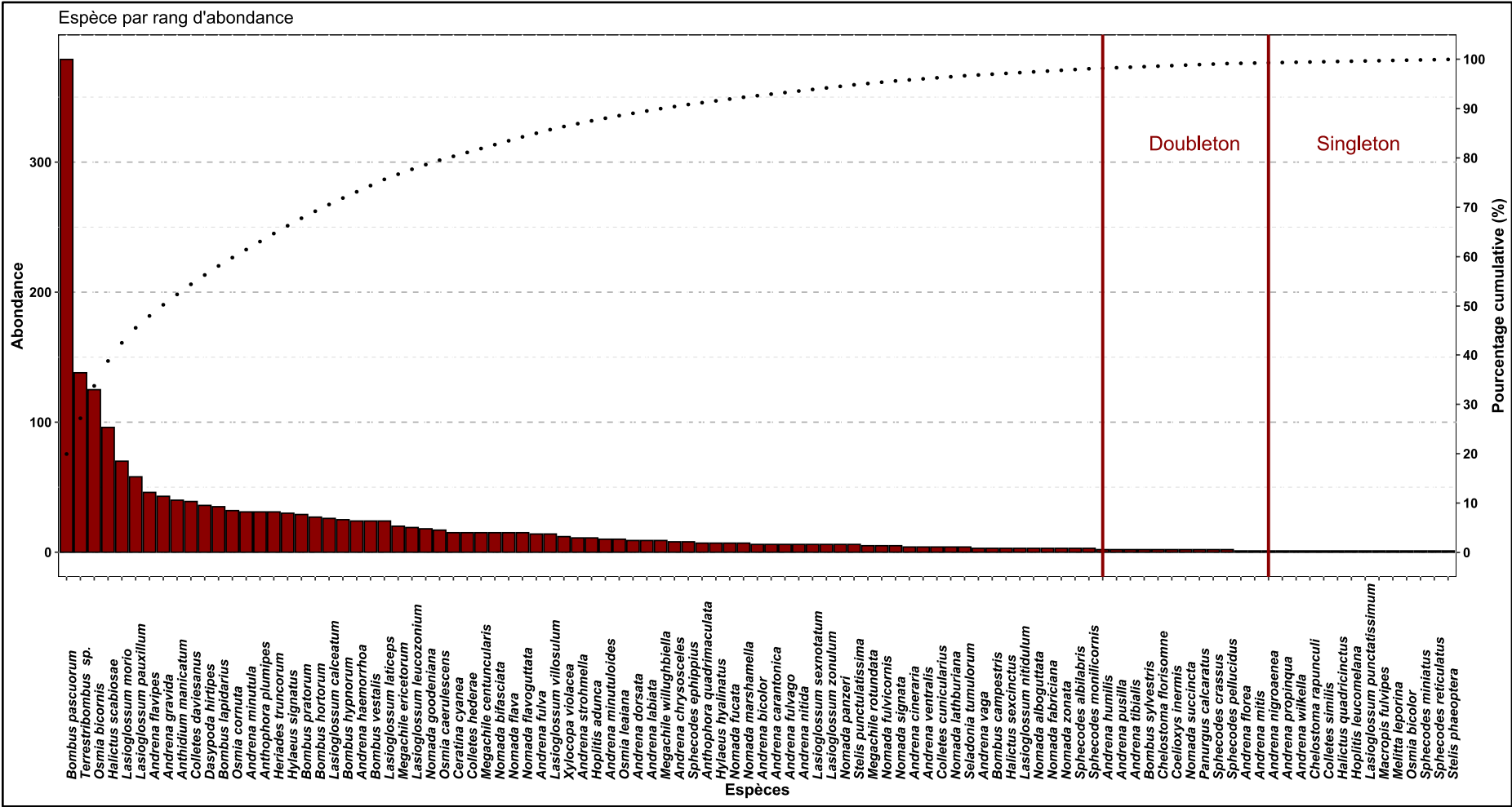


Annexe XIII : Heatmap représentant l'abondance des abeilles capturées sur les différents sites

Abondance des abeilles sauvages

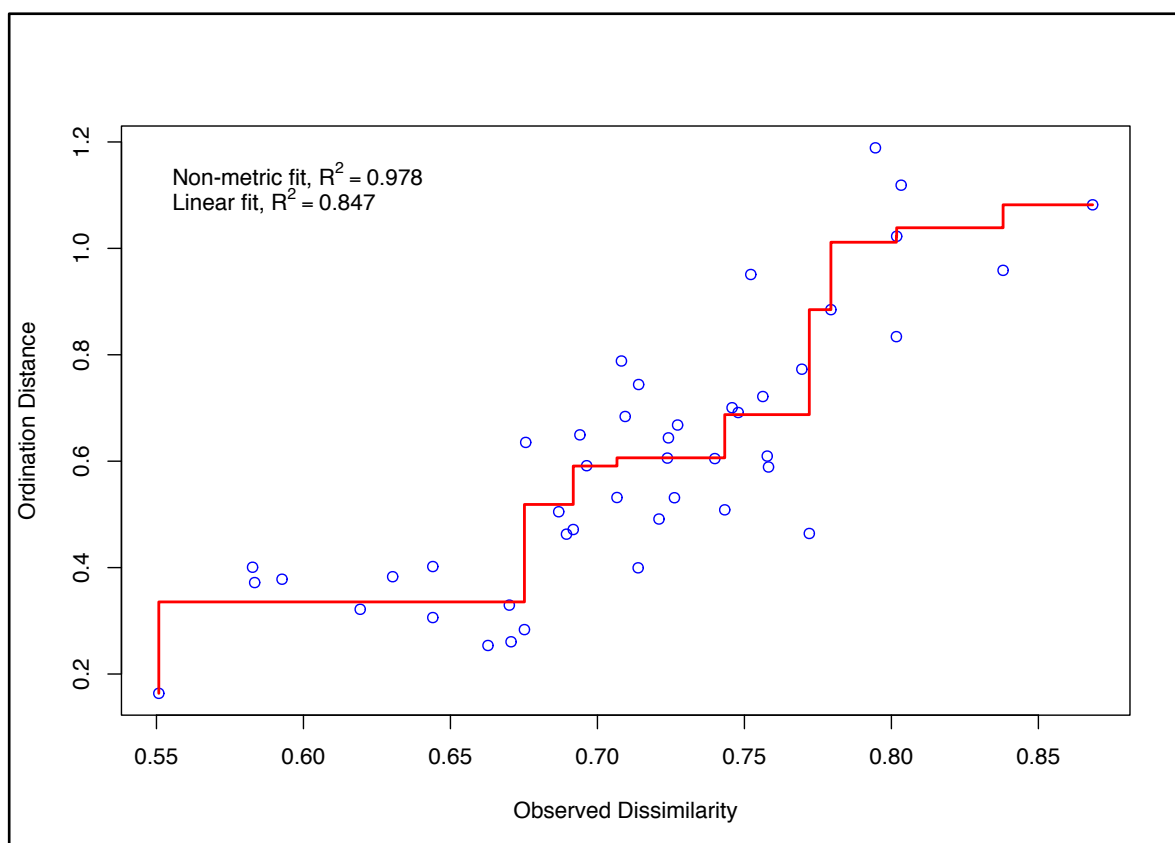
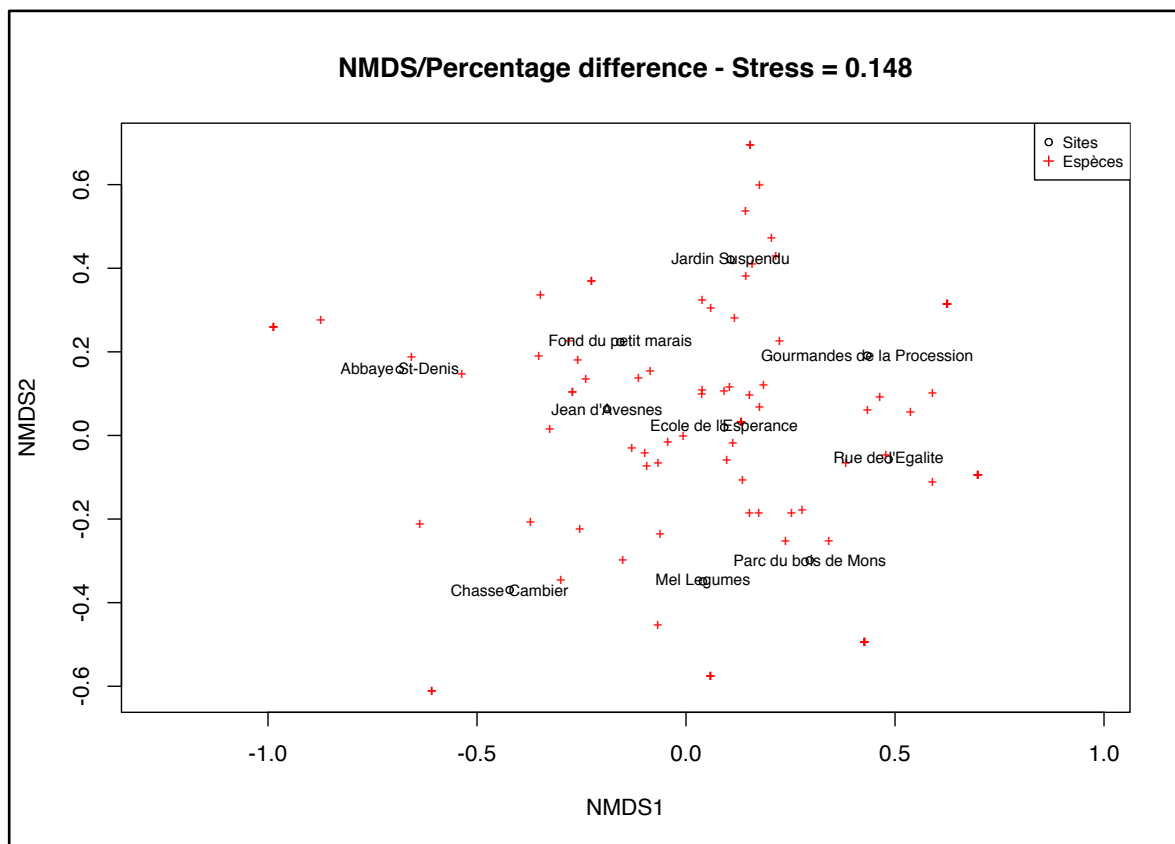


Annexe XIV : Représentation des espèces par rang d'abondance

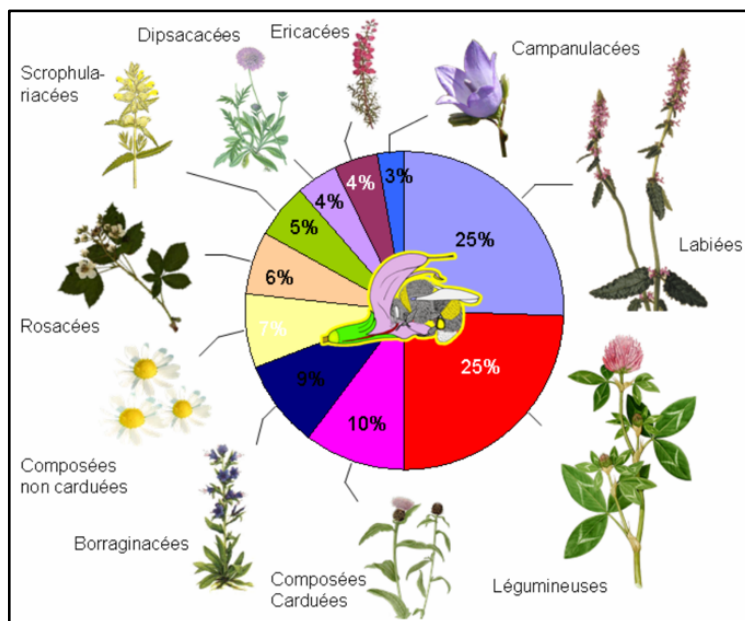


Source : Jordan Benrezkallah (2022)

Annexe XV : NMDS sur les potagers en fonction des assemblages d'abeilles

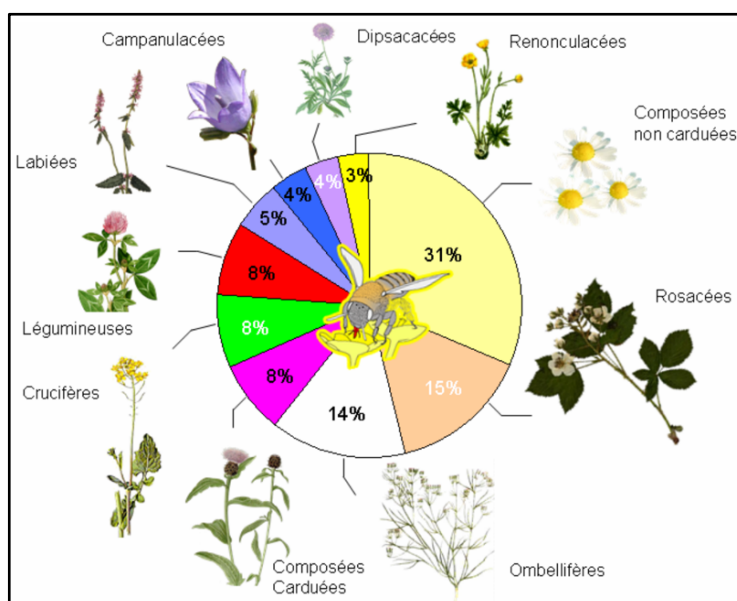


Annexe XVI : Préférences florales des abeilles à langue longue



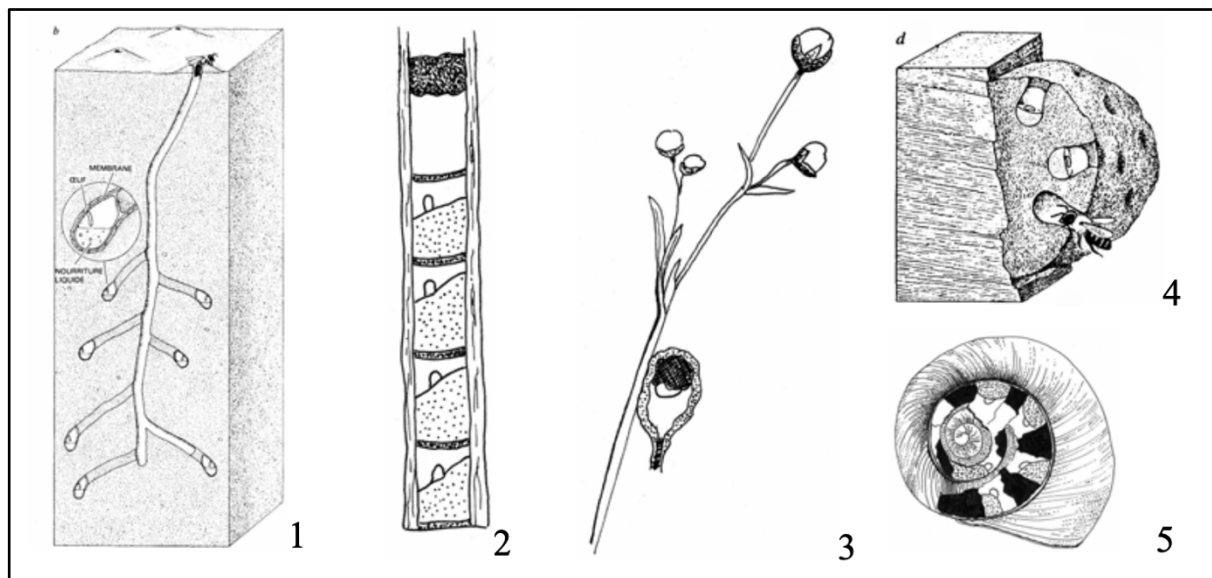
Source : MALVAS (2007)

Annexe XVII : Préférences florales des abeilles à langue courte



Source : MALVAS (2007)

Annexe XVIII : Nid d'une abeilles terricole (1), rubicole (2), à résine (3), maçonne (4), hélicicole (5)



Source : MALVAS (2007)

Annexe XIX : Bulletin de prélèvement

ANALYSE DE SOL

FEUILLE DE RECEPTION : POTAGER / SERRE / VERGER



INTERMEDIAIRE : **ECHANTILLONNEUR :**

IDENTIFICATIONS AGRICULTEUR :

Prière d'inscrire vos coordonnées complètes (si vous êtes déjà client, veuillez à utiliser votre nom de client habituel)

[illegible]

ECHANTILLON : Date de prélèvement :/.../.... Date d'arrivée au laboratoire :/.../....

La précision du conseil est liée à la pertinence des renseignements complétés sur cette feuille.

RENSEIGNEMENTS SUR LA PARCELLE

Village où est situé la parcelle et/ou code postal	
Nom usuel de la parcelle ou référence	
Superficie	 m ²

SERVICES DEMANDES (à cocher)

- ☐ **ANALYSE CLASSIQUE**
 - pH KCl (ISO 10390)
 - C, N, CEC, % Argile - Méthode NIR
 - P, K, Mg, Ca, Na et S (assimilables-extraction EDTA)
- ☐ Pack Oligo-éléments (assimilables)
 - = Cuivre, Zinc, Manganèse, Fer
- ☐ Autres (préciser) :
- ☐ Soufre
- ☐ Bore (soluble eau)
- ☐ Risque de phytotoxicité du sol
 - = Analyse terre de vigne (pack horizon 0-30 cm)
- ☐ Autre demande (préciser) :

PAS DE BONNE ANALYSE, SANS UN BON ECHANTILLON

1. Au moyen d'une sonde
Prélever à 20 endroits différents sur l'ensemble de la parcelle, et au hasard, en évitant les endroits anormaux.
Profondeur : - 25 à 30 cm en terre travaillée
(= profondeur du labour)
- 15 cm en prairie ou pelouse.
2. Au moyen d'une bêche
Procéder de la même façon et mélanger les « prises » pour en prélever 500 grammes = 1 échantillon.
Remarque(s) : Si la parcelle est hétérogène, prendre 1 échantillon dans la bonne partie et 1 échantillon dans la mauvaise.

Etiquette
calypso

- [illegible]

Etiquette pédo
Classique

Etiquette pédo
Profil

REDIGE PAR	VERIFIE PAR	APPROUVE PAR	INTITULE
F Amorisor et C. Vandermiers	L-M Blondiau	AL Plaitin	Feuille de réception : PED_FREQ_HOR
14/11/2019	15/11/2019	05/12/2019	Version 9 Page 1 sur 2

TEXTURE DU SOL			
☐	Z	Sable	8% (1)
☐	S	Limon léger	12% (2)
☐	P	Limon sableux	12% (3)
☐	L	Limon moyen	15% (4)
☐	A	Limon lourd	25% (5)
☐	E	Argileux	36% (6)
☐	U	Argileux (lourd)	45% (7)
☐		Calcaire	25% (8)

CHARGE CAILLOUTEUSE	
☐	Absence (0)
☐	0 à 5 % (1)
☐	5 à 15 % (2)
☐	15 à 50 % (3)

DONNEES CULTURALES			
		Code culture (voir ci-dessous)	
PFQCM1	Année - 1		
PFQC	Année 0 = Année concernée par le conseil		
Code culture (à recopier)			
500	Potager	520	Plantes ornementales
580	Pelouse	521	Arbustes ornementaux
581	Pelouse de sport	561	Rosiers
505	Serre	600	Vergers
503	Tomates en serre	900	Pépinières horticoles
515	Fraisiers	237	Prairie pâturée extensive
610	Hautes tiges	71	Pré fleuri
620	Basses tiges	Autre	(à préciser) :
630	Vignes		

APPORTS							
N°indiquer que les apports réalisés endéans les 6 mois							
1° APPORT D'AMENDEMENTS CALCIQUES ☐ Oui ☐ Non							
	Amendements	Quantité en kg/a	Date apport Mois/année				
PFQO1	☐ Chaux magnésienne 9000 ☐ Algues marines 9300						
2° APPORTS D'AMENDEMENTS ORGANIQUES ☐ Oui ☐ Non							
Fréquence : Nombre d'année(s) entre 2 apports			ans				
Type d'apport organique	Quantité en kg/a	Date apport Mois/année					
☐ Compost de déchets verts 7200							
☐ Compost urbain 8000							
☐ Effluent d'élevage : Nature							
Exemple : fumier de cheval	100 kg/a	Novembre 2014					
☐ Autres (à préciser) :							
3° APPORT D'ENGRAIS MINERAL ☐ Oui ☐ Non							
Type d'engrais	Quantité en kg/a	Date apport Mois/année	Equivalent Unité (réservé au labo)				
			N	P	K	Mg	Autre (préciser)

REMARQUE (maladies, anomalies de récoltes, sous-sols particulier, motif de la demande) :

En complétant la feuille de réception, le client accepte que le laboratoire puisse le cas échéant sous-traiter certaines analyses dans le respect des conditions prévues dans le manuel qualité et dans le meilleur intérêt du client. Les conditions de sous-traitance sont disponibles sur demande au secrétariat des laboratoires ou par mail: ha.labo-ath@hainaut.be.
Le maître de l'ouvrage s'engage à communiquer aux préleveurs la présence d'impétrants sur sa parcelle.

Signature client :

Signature préleveur :

Annexe XX : Calendrier des prélèvements de sols

	Potagers										Parcs				
Station /Date	Abbaye Saint Denis	Rue de l'Égalité	Chasse Cambier	Mel Légumes	Gourmandes de la Procession	Jean d'Avesnes	Parc du bois de Mons	Jardin Suspendu	École de l'Espérance	Fond du petit marais	Village des abeilles	Siège social	Par du Beffroi	Stievenart	Parc Bonaert
22/02/22															
23/02/22															
24/02/22															
25/02/22															
26/02/22															
27/02/22															
28/02/22															
1/03/22															

Annexe XXI : Exemple de résultats d'analyse azote



C.A.R.A.H. asbl
CCB : BE-93 1993 7489 3167
tva : 412.404.111

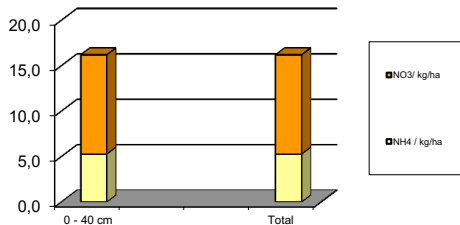


Michez Denis
Place du Parc, 20
7000 MONS

Conseil de fumure azotée

Réf. Analyse	Terr	3047	Date échantillonnage	23/02/2022
Echantillonneur		Client	Date analyse	3/03/2022
Dénomination de la parcelle		Abbaye Saint Denis	Nbre prélèvement	15
Parcelle	N°	0	Localisation GPS	Non renseignée
Type de sol de la parcelle		Limon moyen	pH KCl ¹	7,36
Surface de la parcelle/ ha			% C ²	2,45
Précédent cultural			C/N	9,72
			%Argile ²	16,6
			Culture principale	
			Variété	Non renseignée
			Rendement	Tonnes

L'échantillonnage a été réalisé selon SOP_PED_PRL

Résultats de l'analyse				Bilan Azoté	
Profondeur	Azote s.f. NH4 / kg/ha	Azote s.f. NO3/ kg/ha	Azote/ horizon kg/ha	Besoins azotés culture	kg/ha
0 - 40 cm	5,3	10,9	16	Azote post récolte	kg/ha
				Pertes potentielles/ pH	
				Pertes potentielles/structure	kg/ha
Total	5,3	10,9	16	Besoins Totaux (A)	kg/ha
Répartition du profil 				Reliquats azotés utiles	kg/ha
				Minéralisation de l'humus	kg/ha
				Effet précédent cultural	kg/ha
				Effet culture intermédiaire	kg/ha
				Effet prairie	kg/ha
				Effet des amendements	kg/ha
					kg/ha
					kg/ha
				Total des apports (B)	kg/ha
				Correctif éventuel (C)	kg/ha
				Stade culture	
				Bilan azoté = A - B + C	kg/ha

Conseil de fumure Azotée: kg/ha

Commentaire(s):

Calcul réalisé sur base d'un besoin en fonction du rendement

ISO 10390 : 2005	
Spectrométrie proche infra-rouge	
NF ISO14256-2. Analyse accréditée (HA) TEST-652	

Ing. L. Blondiau

Annexe XXII : Exemple de résultats d'analyse métaux lourds




UNIVERSITE DE MONS

Départ. Affaires Financières
Place du Parc, 20
7000 MONS
BELGIQUE

Dossier n° : UMH2-220225-217
 Echantillon n° : BTA-220225-00959
 Origine : UNIVERSITE DE MONS - MONS
 Destinataire(s) : UNIVERSITE DE MONS

Emis le mercredi 09/03/2022

RAPPORT D'ESSAI			
ANALYSES		RESULTATS	
Date de réception : 24/02/2022 à 09:04		Date-Heure de prélèvement : 23/02/2022	
Prélevé : Par le client et acheminé par le client		Remarque :	
Lieu de prélèvement : MICHEZ Denis Terr-220224-03047		Culture précédente : /	
Point de prélèvement : MONS Référence client ** : Parcelle: Abbaye Saint-Denis Superficie 0,20 Ha Culture concernée : / Etat à la réception : Température ambiante Date début d'analyse : 28/02/2022 Date fin d'analyse : 02/03/2022			
ANALYSES		RESULTATS	
Oligoéléments et métaux lourds			
Arsenic total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11885	4,57	mg/kg	
Arsenic total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11885	6,27	mg/kg de matière sèche	
Cadmium total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11885	0,34	mg/kg	
Cadmium total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11885	0,46	mg/kg de matière sèche	
Chrome total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11885	26,4	mg/kg	
Chrome total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11885	36,2	mg/kg de matière sèche	

Hainaut Analyses, site d'Ath
 Rue Paul Pastur, 11 - 7800 ATH
 Tél : +32(0)68 26 46 90 - Fax : +32(0)68 26 46 99
 ha.labo-ath@hainaut.be
 www.hainaut.be/analyses

Les essais et prélèvements ne mentionnant pas le symbole Belac ne sont pas couverts par l'accréditation. Le résultat du rapport ne se rapporte qu'à l'échantillon soumis à l'essai. Le document ne peut être reproduit partiellement, sans l'autorisation écrite du laboratoire.

Les incertitudes de mesure sont disponibles sur demande pour les essais accrédités.

La liste des essais accrédités est disponible sur le site internet de BELAC : <http://belac.fgov.be/>

Le laboratoire n'est pas responsable des informations fournies par le client.

En cas de déclaration de conformité, le résultat ne tient pas compte de l'incertitude de mesure sauf lorsque les autorités le demandent.



Membre de REQUASUD

Dossier n° : UMH2-220225-217
Echantillon n° : BTA-220225-00959

Emis le 09/03/2022

RAPPORT D'ESSAI				Page 2 sur 2
ANALYSES	RESULTATS	VALEURS PARAMETRIQUES		
Cuivre total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	21,5	mg/kg		
Cuivre total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	29,5	mg/kg de matière sèche		
Mercure total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	0,090	mg/kg		
Mercure total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	0,120	mg/kg de matière sèche		
Nickel total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	10,0	mg/kg		
Nickel total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	13,7	mg/kg de matière sèche		
Plomb total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	65,3	mg/kg		
Plomb total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	89,6	mg/kg de matière sèche		
Zinc total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	84,0	mg/kg		
Zinc total NF ISO 12914 et NF EN ISO 11883	115	mg/kg de matière sèche		


Dr C. Vandermeiers
Responsable chimie de l'environnement

Les résultats concernent l'échantillon tel que reçu par le laboratoire
Note **: Information(s) reçue(s) du client

Hainaut Analyses, site d'Ath

Rue Paul Pastur, 11 - 7800 ATH
Tél : +32(0)68 26 46 90 - Fax : +32(0)68 26 46 99
ha.labo-ath@hainaut.be
www.hainaut.be/analyses



Membre de REQUASUD

Les essais et prélèvements ne mentionnant pas le symbole Belac ne sont pas couverts par l'accréditation.
Le résultat du rapport ne se rapporte qu'à l'échantillon soumis à l'essai. Le document ne peut être reproduit partiellement, sans l'autorisation écrite du laboratoire.
Les incertitudes de mesure sont disponibles sur demande pour les essais accrédités.
La liste des essais accrédités est disponible sur le site internet de BELAC : <http://belac.fgov.be/>
Le laboratoire n'est pas responsable des informations fournies par le client.
En cas de déclaration de conformité, le résultat ne tient pas compte de l'incertitude de mesure sauf lorsque les autorités le demandent.

Annexe XXIII : Exemple de résultats d'analyse granulométrique



CENTRE PROVINCIAL DE L'AGRICULTURE ET DE LA RURALITE.

17, rue Saint-Nicolas B-1310 La Hulpe
Tél: 02/658 08 70
Membre de REQUASUD

C.A.R.A.H.

Rue Paul Pastur, 11

7800 Ath

BULLETIN D'ANALYSE GRANULOMETRIQUE DE TERRE

BA N° G22/0259

Date d'échantillonnage :	25/02/2022	Echantillonneur :	Le demandeur	N° d'analyse chimique :	T22/1375
Date de réception :	4/03/2022			N° d'analyse granulométrique :	G22/0259
Date d'édition :	8/04/2022	Profondeur de prélèvement :	25 cm		
Dates d'analyses :	Du 4/03/2022 au 8/04/2022 Etat de l'échantillon à la réception : Bon				

1. Renseignements concernant la parcelle

Nom de la parcelle : TERR-220224-03047- Michez Denis Abbaye Saint Denis
Superficie : Non communiqué Texture : Limon-sableux

2. Renseignements concernant l'échantillonnage

Echantillonnage réalisé par le demandeur

3. Renseignements phytotechniques

Culture précédente : POTAGER - LEGUMES
Culture projetée : POTAGER - LEGUMES

4. Résultats de l'analyse

» Analyses réalisées sous accréditation BELAC.

PTCPS2 : Prétraitement des échantillons. Méthode dérivée de NF ISO 11464 : sol séché ($T^{\circ} < 40^{\circ}C$) et broyé à 2 mm. Utilisation d'un broyeur à brosses.
L'incertitude de mesure sur les résultats d'analyses et d'échantillonnage peut être obtenue sur simple demande.
Résultats d'analyse granulométrique exprimés sur matière minérale sèche décarbonatée.

Argile % < 0,002 mm	Limon fin % 0,002 - 0,02 mm	Limon grossier % 0,02 - 0,05 mm	Sable fin % 0,05 - 0,2 mm	Sable grossier % 0,2 - 2 mm
» 10,2	» 9,4	» 20,0	» 41,6	» 18,8

Méthode : PTPS1 : Granulométrie - Dérivée de NF X 31-107.

Résultats d'analyses chimiques de caractérisation.

pH KCl 1N	pH_eau	Carbone organique	Humus	Indice de battance ¹ calculé	Le sol est : ¹
	» 7,8	» 40,2 g/kg	» 8,0 %	0,15	non battant
PTCS3-NF ISO 10390		Valeur calculée.	Valeur calculée. Carbone organique x 2. D.W. Pribyl-2010	Valeur calculée. Non couvert par l'accréditation.	

¹Calculé et interprété à partir d'une formule établie par la Station Agronomique de L'Aisne à Laon. INRA-FRANCE

» Carbone total : 43,7 g/kg PTCS8-Dérivée de NF ISO 10694
» CaCO₃ : PTCS17-Dérivée de NF EN 15936



» Analyses réalisées sous accréditation BELAC.

Les données présentées en gris souligné dans ce bulletin ont été communiquées par le client. Si celles-ci affectent la validité des résultats, le laboratoire ne peut en être tenu responsable.

N° 280-TEST

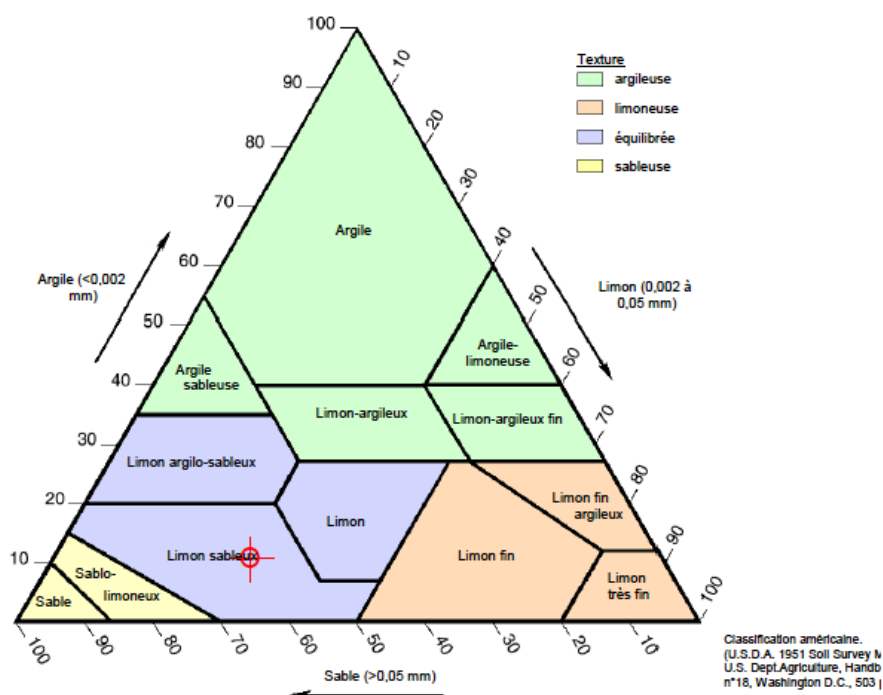
Ce rapport ne concerne que l'échantillon soumis aux analyses. Les résultats s'appliquent à l'échantillon tel qu'il a été reçu. Ce rapport doit être reproduit dans son intégralité.

Page 1/3

5. Triangle textural

La texture (ou composition granulométrique) exprime les proportions relatives des particules minérales de la terre fine tamisée à 2 mm et classée par catégorie de grosseurs conventionnelles.

Les résultats sont reportés sur le triangle ci-contre afin de déterminer la zone d'appartenance de la terre soumise à l'analyse. Ce report est effectué sans tenir compte de l'incertitude de mesure.



Argile % < 0,002 mm	Limon fin et grossier % 0,002 - 0,05 mm	Sable fin et grossier % 0,05 - 2 mm
» 10,2	» 29,4	» 60,4

» Analyses réalisées sous accréditation BELAC.

La Responsable du pôle Laboratoires d'analyses agricoles,
Dr. Ir. M. Renneson.



» Analyses réalisées sous accréditation BELAC.

Les données présentées en gris souligné dans ce bulletin ont été communiquées par le client. Si celles-ci affectent la validité des résultats, le laboratoire ne peut en être tenu responsable.

N° 280-TEST

Ce rapport ne concerne que l'échantillon soumis aux analyses. Les résultats s'appliquent à l'échantillon tel qu'il a été reçu. Ce rapport doit être reproduit dans son intégralité.

Page 2/3

6. Avis

Les avis et interprétations ne sont pas couverts par l'accréditation. Ils sont communiqués sans tenir compte de l'incertitude de mesure sur les résultats.

Le sol est : **Limon-sableux non battant**

Le sol se situe au cœur de la texture équilibrée (point reporté sur le triangle), ce qui est parfait.

Le sol est non battant et ne présente donc pas de problème de stabilité structurale.

Pour toute question complémentaire, n'hésitez pas à nous contacter au 02/656.09.70.

La Responsable du pôle Laboratoires d'analyses agricoles,
Dr. Ir. M. Renneson.

Les informations obtenues ou générées au cours des activités des laboratoires ainsi que les informations obtenues par d'autres sources que le client sont maintenues confidentielles entre les laboratoires et le client. Les données à caractère personnel sont recueillies et traitées dans le but de répondre à la demande d'analyse et de conseil. Elles ne seront pas utilisées à des fins commerciales. Par demande écrite, vous pouvez faire rectifier ou supprimer les données vous concernant via l'adresse mail dpo@brabantwallon.be. Les coordonnées géographiques couplées aux résultats d'analyses de vos parcelles agricoles peuvent être transmises à l'asbl REQUASUD afin d'établir des statistiques rendues anonymes, sur l'état des sols wallons.

► Analyses réalisées sous accréditation BELAC.

Les données présentées en gris souligné dans ce bulletin ont été communiquées par le client. Si celles-ci affectent la validité des résultats, le laboratoire ne peut en être tenu responsable.

Ce rapport ne concerne que l'échantillon soumis aux analyses. Les résultats s'appliquent à l'échantillon tel qu'il a été reçu. Ce rapport doit être reproduit dans son intégralité.

Page 3/3

Annexe XXIV : Exemple de relevé botanique selon la méthode de Braun-Blanquet

Nom de la station : Fond au puits mauvais

Date de relevé : 06/05/2022

Auteurs du relevé : Benoit M.

Strate arborée ^{OK}			
N°	Espèce	Ab.	Soc.
1	<i>Fraxinus excelsior</i>	1	
2	<i>Tilia platyphyllos</i>	+	
3	<i>Hebea helix</i>	1	
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			

Strate arbustive ^{OK}			
N°	Espèce	Ab.	Soc.
1	<i>Rhamnus fraxinea</i>	1	
2	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	
3	<i>Hebea helix</i>	1	
4	<i>Sorbus nigra</i>	1	
5	<i>Bryonia cretica</i>	+	
6	<i>Conium maculatum</i>	1	
7	<i>Symphoricarpos albus</i>	2	
8	<i>Cystopteris medietatis</i>	1	
9	<i>Fraxinus excelsior</i>	1	
10	<i>Tilia platyphyllos</i>	1	

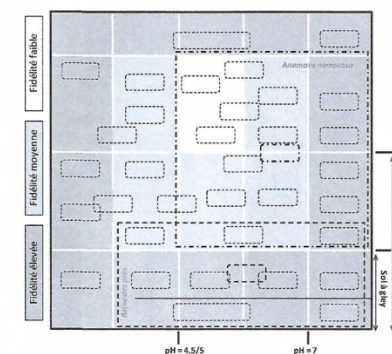
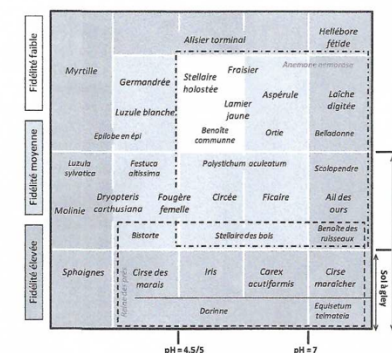
Coefficients de Braun-Blanquet

Abondance-Dominance		Sociabilité	
1	Individus rares	0	Plantation (lignes visibles)
2	Individus nombreux	1	Distribués au hasard
3	Nombre quelconque	2	Touffes, coussinets, cépées
4	Nombre quelconque	3	Plages, groupes
5	Nombre quelconque	4	Tapis ou peuplement interrompu
6	Nombre quelconque	5	Tapis ou peuplement continu

Strates herbacée et muscinale ^{OK}			
N°	Espèce	Ab.	Soc.
1	<i>Torilis sp.</i>	2	
2	<i>Rumex crispus</i>	1	
3	<i>Chelidonium majus</i>	2	
4	<i>Glechoma hederacea</i>	1	
5	<i>Rumex sp. lobus (olium)</i>	1	
6	<i>Urtica dioica</i>	4	
7	<i>Hebea helix</i>	2	
8	<i>Alisma plantago</i>	1	
9	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	1	
10	<i>Onosmodium vulgare</i>	1	
11	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	
12	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	
13	<i>Galium aparine</i>	2	
14	<i>Prunella vulgaris</i>	1	
15	<i>Anthriscus sp. (minima?)</i>	+	
16	<i>Epilobium sp.</i>	1	
17	<i>Myosotis sp.</i>	1	
18	<i>Artemisia vulgaris</i>	2	
19	<i>Geranium robertianum</i>	1	
20	<i>Geranium robertianum</i>	1	
21	<i>Aster sp. (nouveau commun?)</i>	1	
22	<i>Eupatorium cannabinum</i>	1	
23	<i>Viola tricolor</i>	+	
24	<i>Convolvulus sepium</i>	1	
25	<i>Fraxinus excelsior</i>	1	
26	<i>Conium maculatum</i>	1	
27	<i>Conium maculatum</i>	1	
28	<i>Aster maculatus</i>	1	
29	<i>Symphoricarpos officinalis</i>	1	
30	<i>Cypripedium calceolus</i>	1	

31	<i>Geranium robertianum</i>	1	
32	<i>Artemisia vulgaris</i>	2	
33	<i>Trifolium repens</i>	1	
34	<i>Hebea helix</i>	1	

Interprétation phytosociologiques



Annexe XXV : Fiche de caractérisation des potagers

Critère évalué	Nom du site	
Identité du site	Données	Commentaires
Type d'activité		
Productif		
Socioculturel		
Superficie (m ²)		
Totale		
Cultivée		
Échantillonnée (sol)		
Imperméabilisation des sols		
% d'urbanisation dans un rayon d'1Km (à regarder avec LW-écotopes)		
Commentaire : Champs à proximité (250m) ?		

Sol	Données	Commentaires
Historique de pollution (BDES)		
Bon état		
Inconnu		
Pollution non traitée		
Types de sol avant analyses		
Carte des principaux types de sols de Wallonie		
Analyses classiques		
pH KCl		
C/N		
CEC		
Granulométrie		
%argile %limon %sable		
Métaux lourds (mg/kg de matière sèche)		
Arsenic		
Cadmium		
Chrome		
Cuivre		
Mercuré		
Nickel		
Plomb		
Zinc		
Azote minéral		
NH ₄ , NO ₃ , Total (kg/ha)		

Utilisation d'engrais verts (N)		
Oui/Non		
Type d'engrais verts		
Fréquence d'utilisation		
Apports		
Type d'apports (amendements calciques, amendements organiques, engrais minéral)		
Quantité apportée (kg/a)		
Fréquence des apports		
Travail du sol		
Travail manuel/travail mécanique		

Conduite culturale	Données	Commentaires
Production		
Intensif/Extensif		
Alimentaire/Non alimentaire/Les deux		
Légumière/Fruitière/Mixte		
Diversité des cultures (nombre de familles cultivées)		
Utilisation de pesticides		
Oui/Non		
Fréquence d'utilisation		
Pourcentage de cultures entomophiles par rapport à l'ensemble de la production (potager uniquement)		

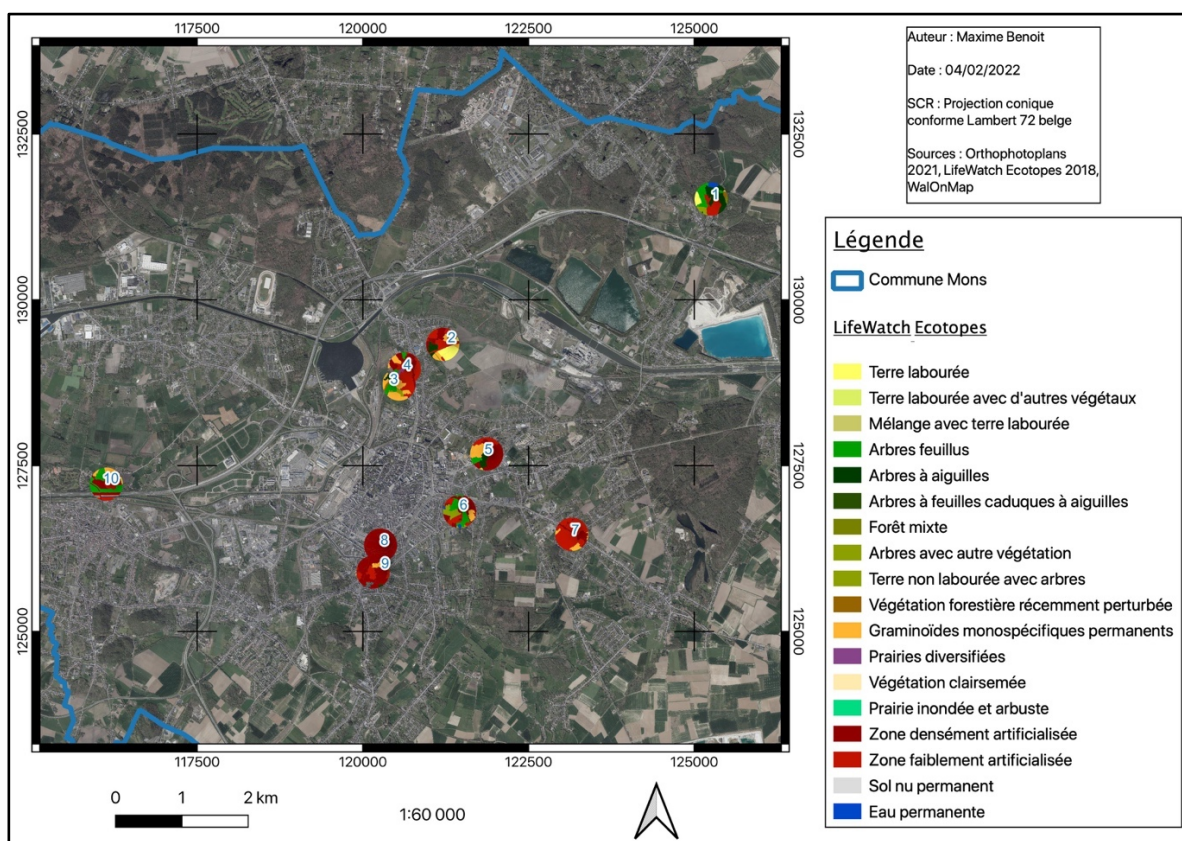
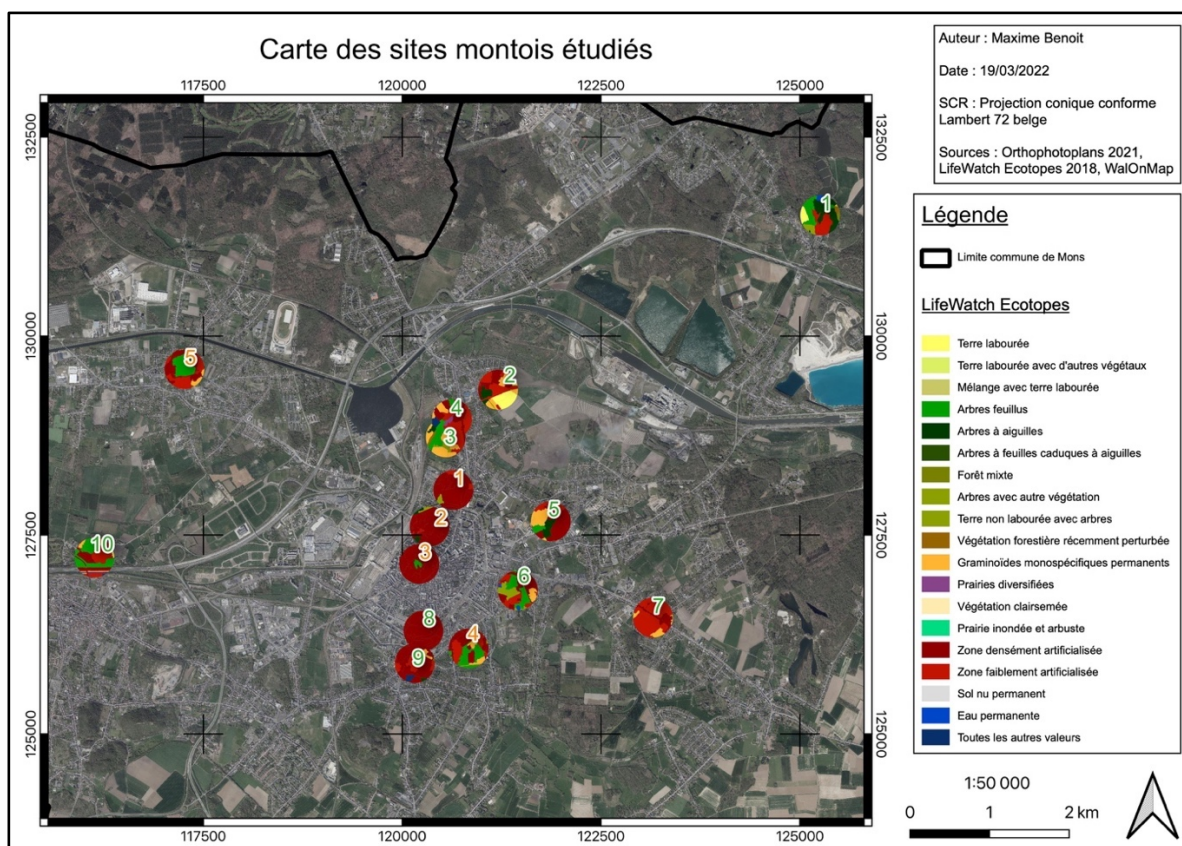
Alimentation	Données	Commentaires
Pourcentage de recouvrement par la végétation fleurie		
Herbacée		
Arbustive		
Arborescente		
Pourcentage de recouvrement par la végétation fleurie non indigène		
Végétation fleurie non indigène Oui/Non		
% de recouvrement		
Tonte		
Oui/Non		
Surface		
Fréquence		
Diversité de la ressource alimentaire		
Haies		
Fleurs Oui/Non		

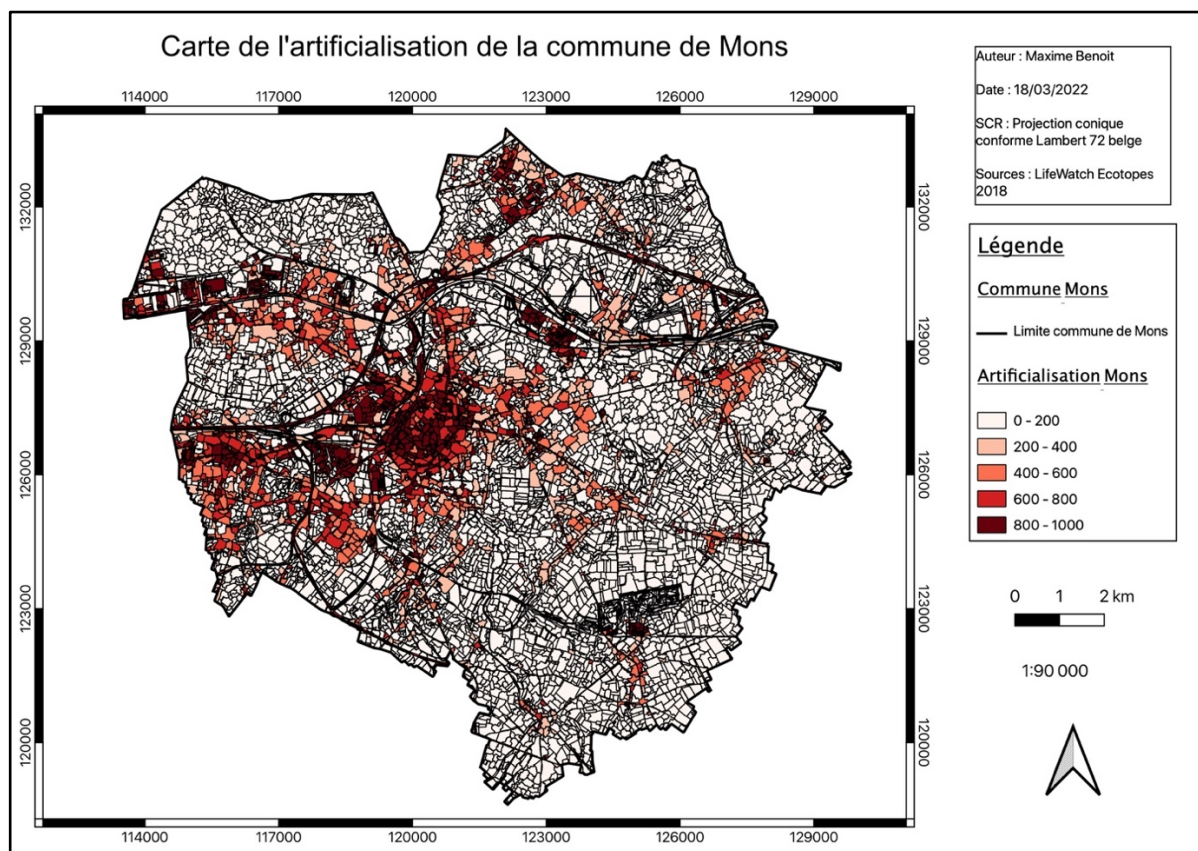
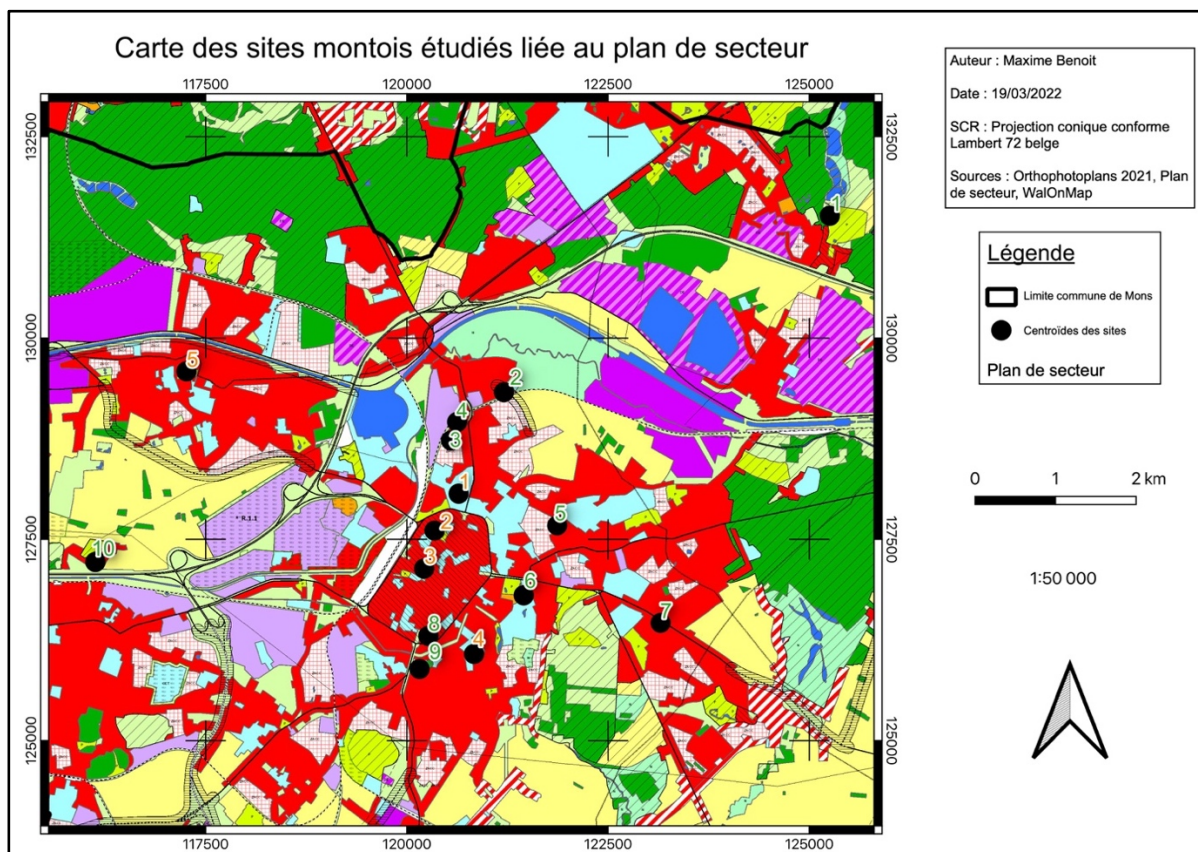
Longueur cumulée		
Zones sans entretien/zones refuges		
Oui/Non		
Surface		
Couvre sol		
Oui/Non		
Surface		
Pelouse fleurie		
Oui/Non		
Surface		
Parterre fleuri (plantation)		
Oui/Non		
Surface		
Diversité des plantes mellifères		

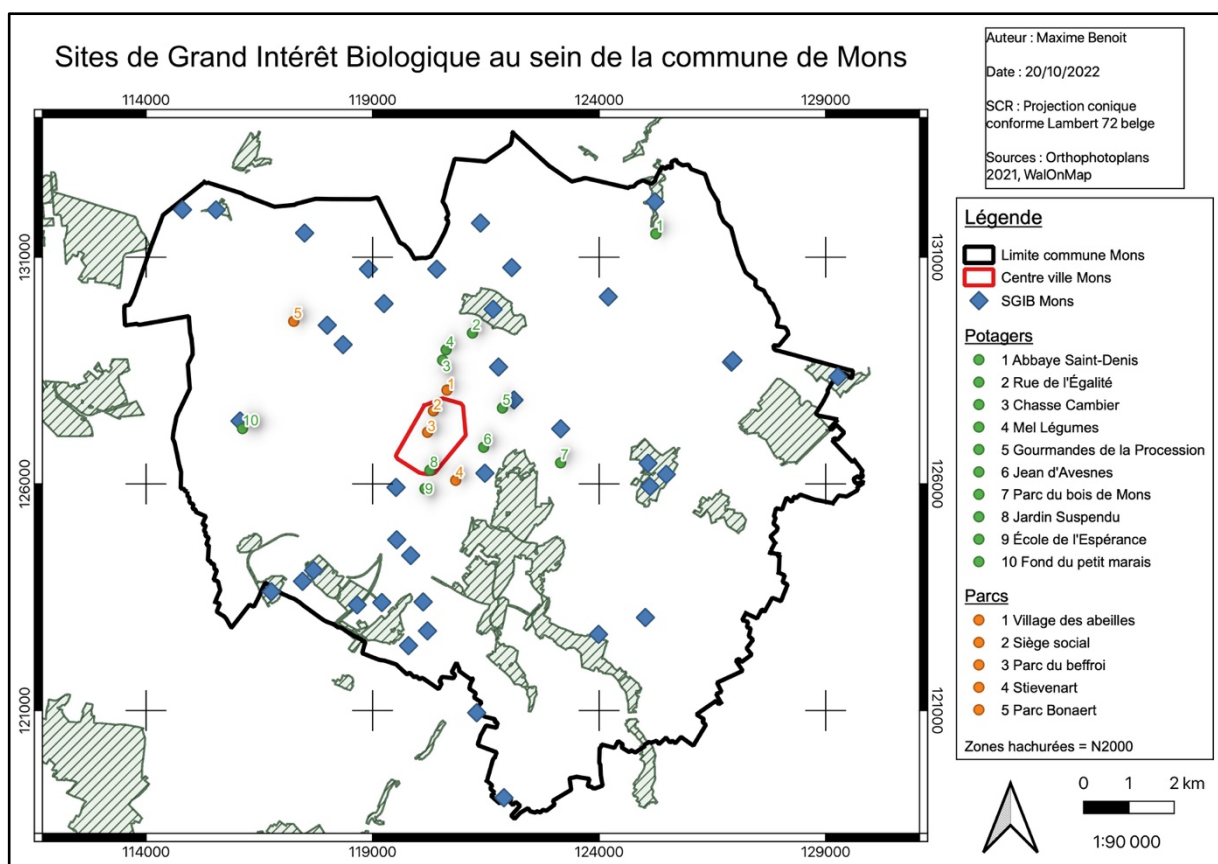
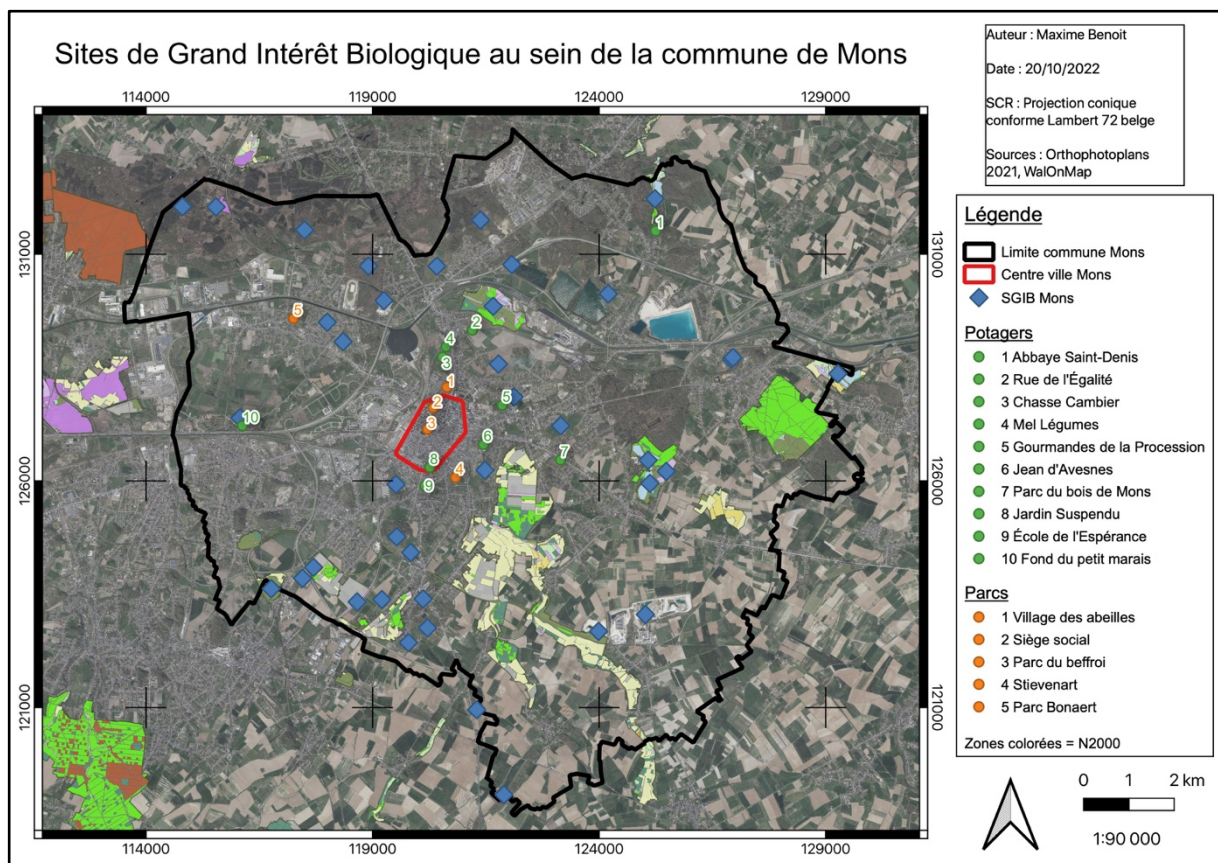
Nidification	Données	Commentaires
Habitats pour les abeilles qui nichent sous terre		
% de surface dont la végétation est éparse		
Commentaire : sol nu ou partiellement ?		
Reliefs		
Pente		
LifeWatch (Pente moyenne en %)		
Exposition (N, S, O, E)		
Surface que ça représente		
Habitats pour les abeilles qui nichent dans des cavités		
Haies		
Ronces		
Vieux murs		
Bois mort		
Étendue d'eau stagnante		
Présence de nichoirs à abeilles sauvages (hôtel à insectes)		
Oui/Non		

Informations complémentaires	Données	Commentaires
Contrat(s), charte/règlement de base, ...		

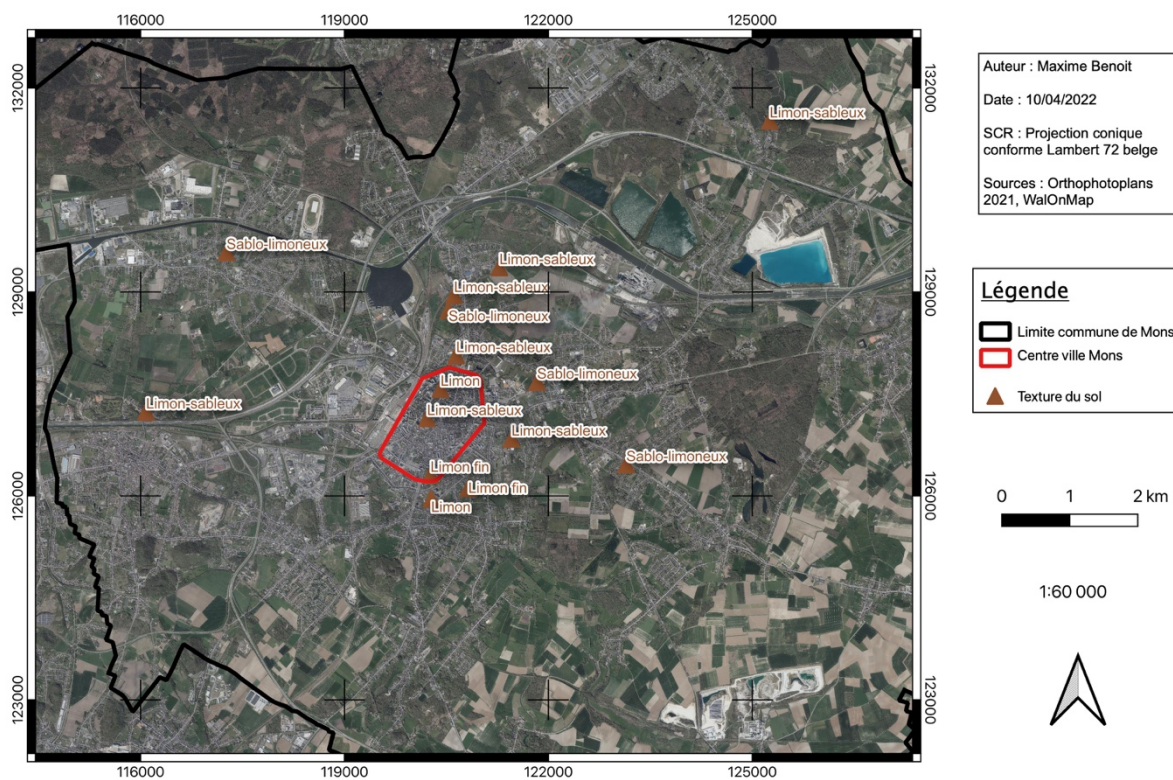
Annexe XXVI : Cartes diverses







Carte de la granulométrie des 15 sites étudiés



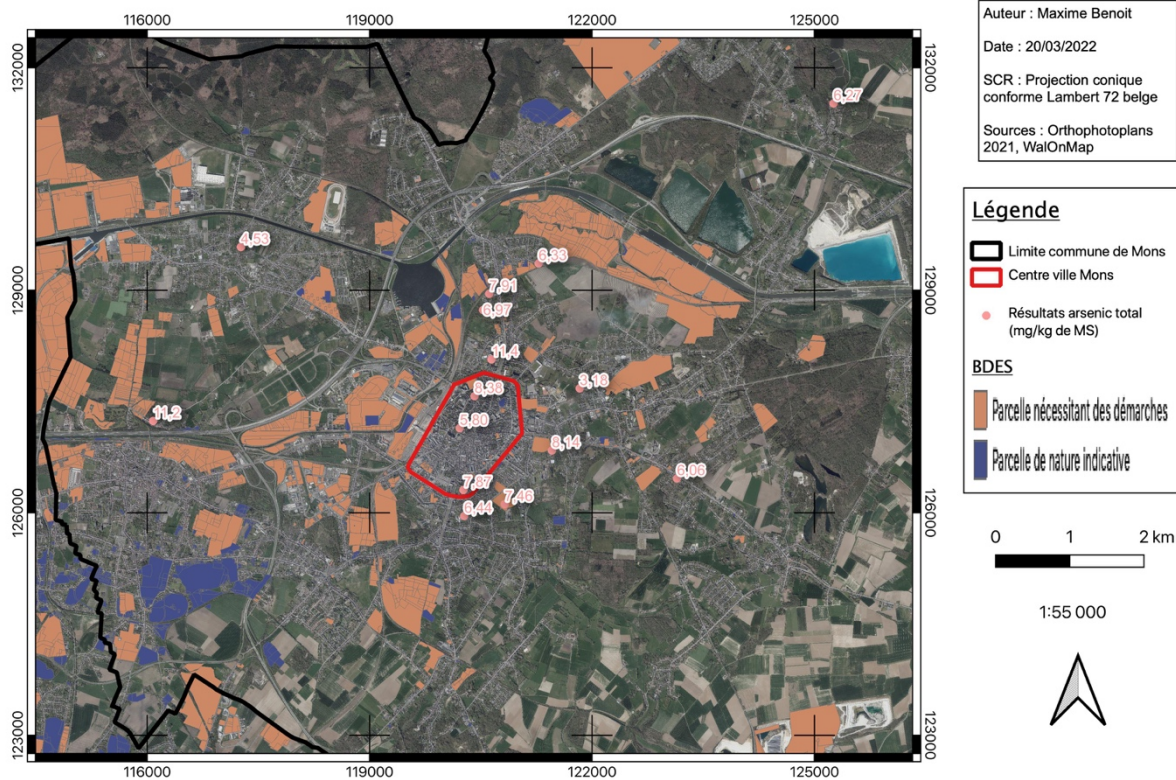
Carte de l'azote minéral des 15 sites étudiés



Carte de l'arsenic total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés



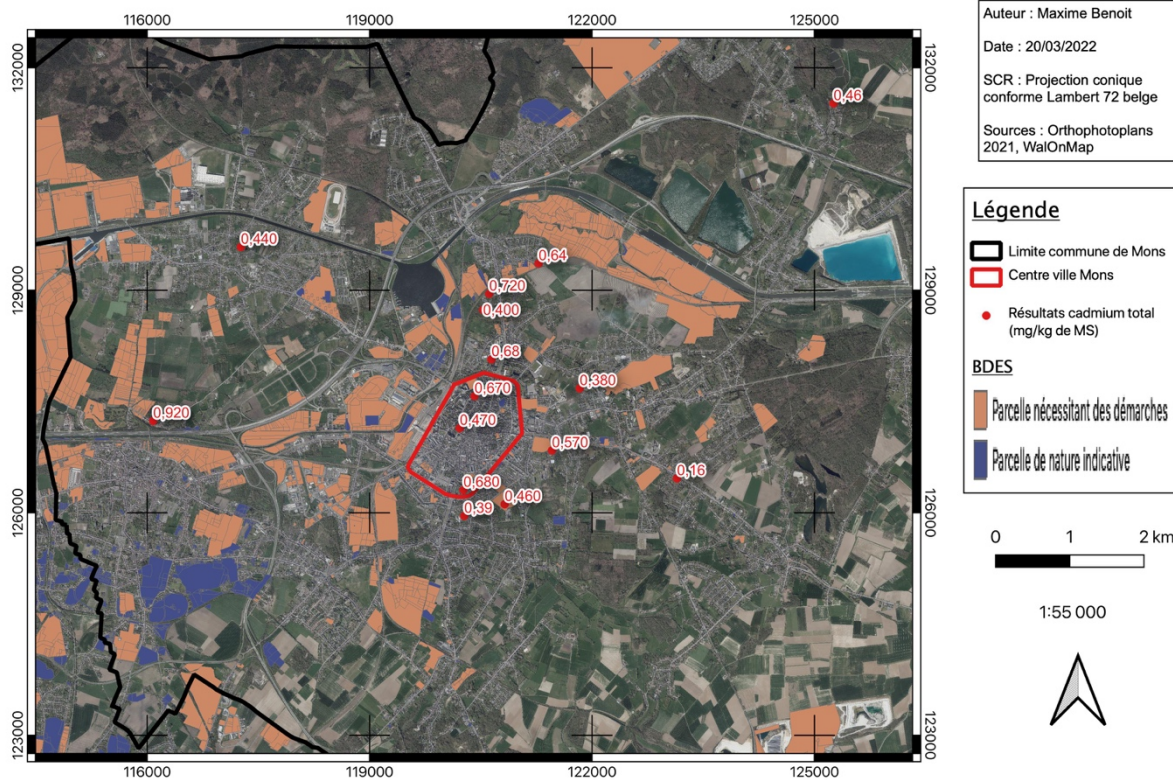
Carte de l'arsenic total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés



Carte du cadmium total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés



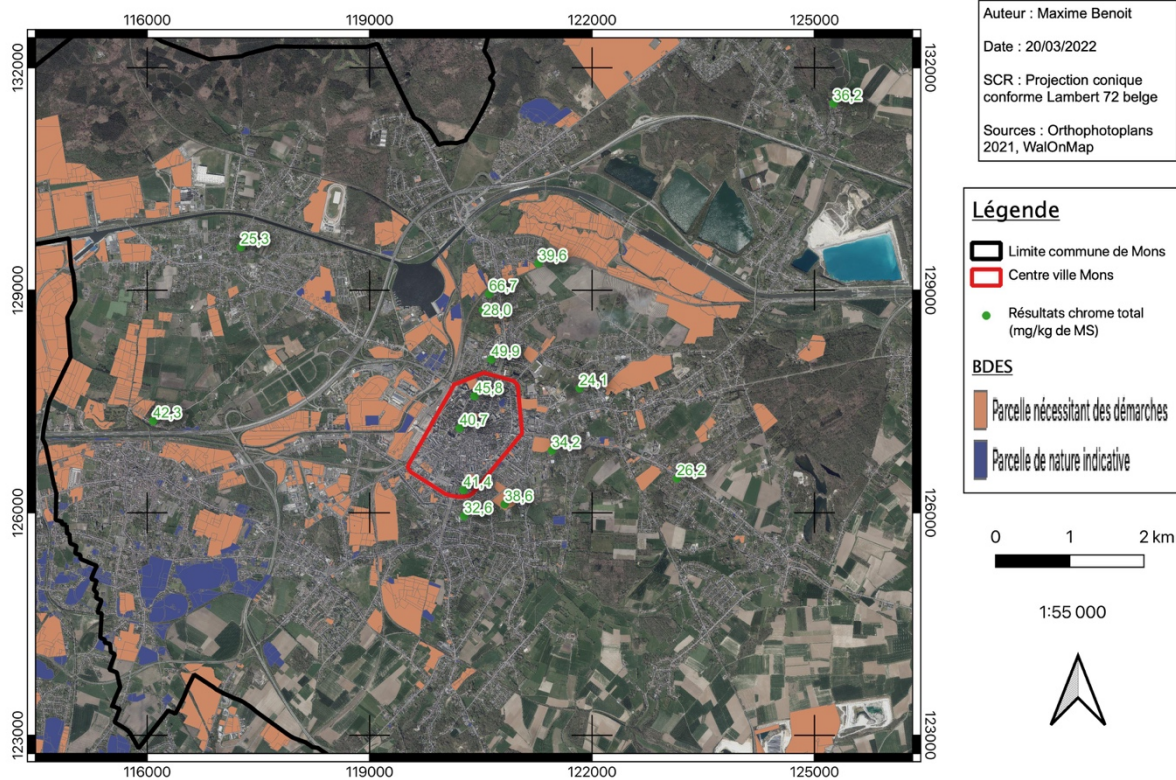
Carte du cadmium total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés

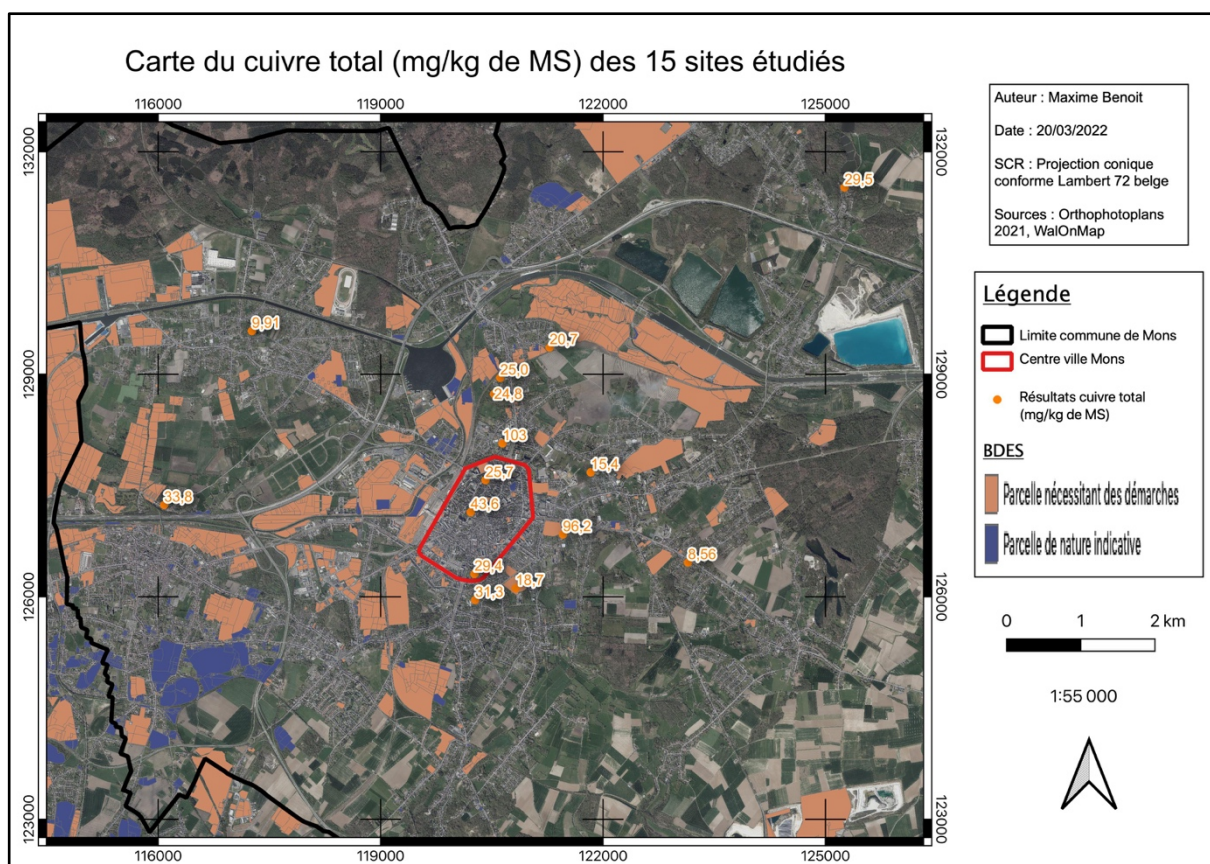
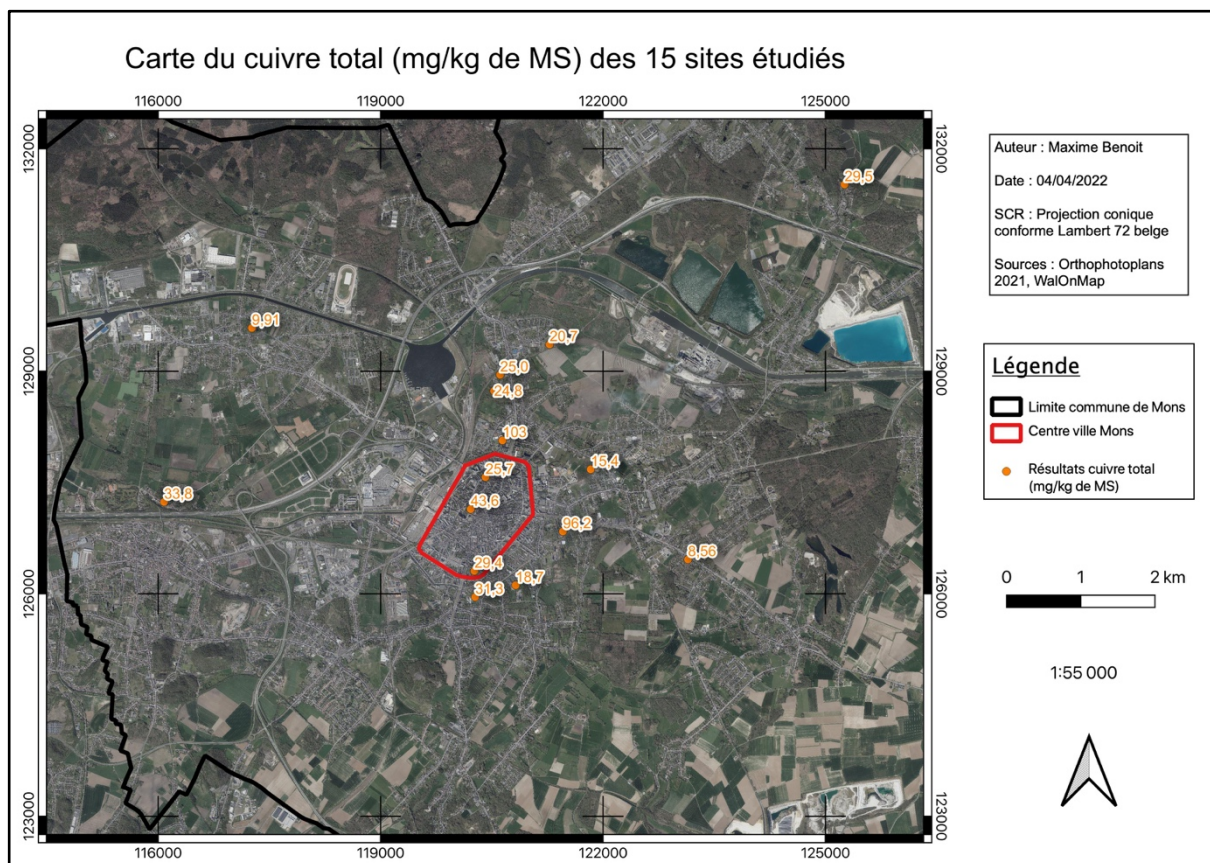


Carte du chrome total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés



Carte du chrome total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés

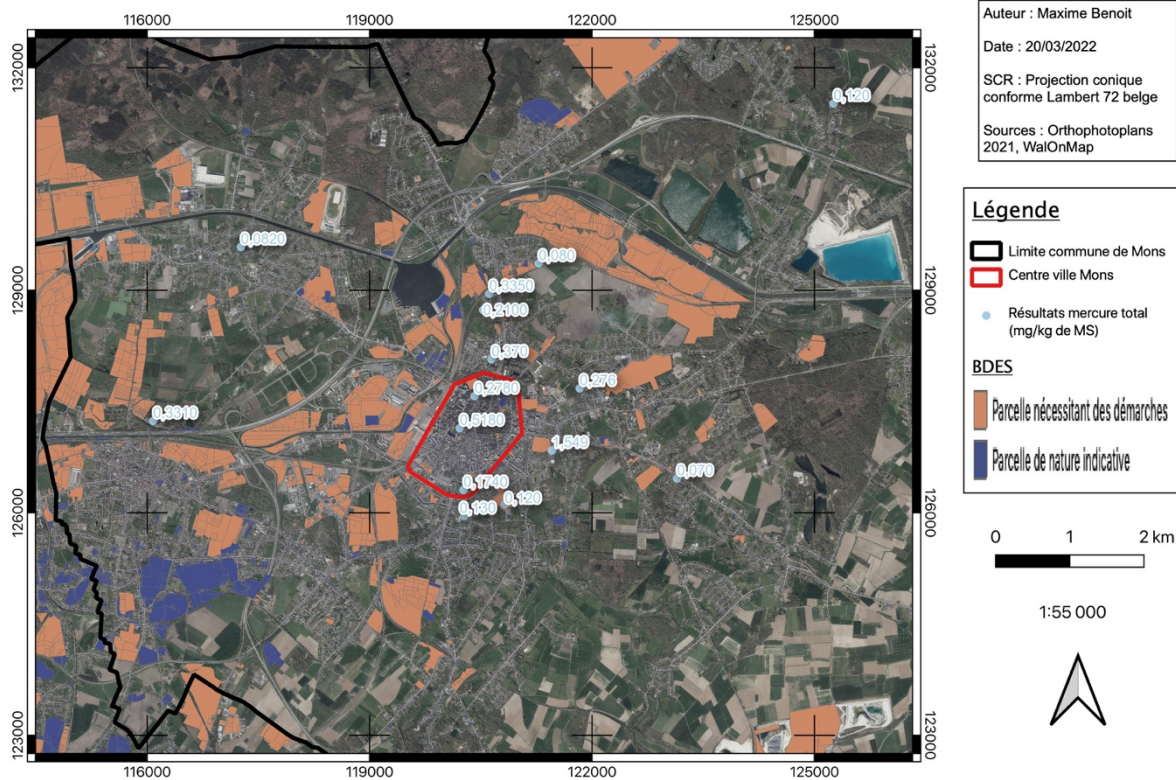




Carte du mercure total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés



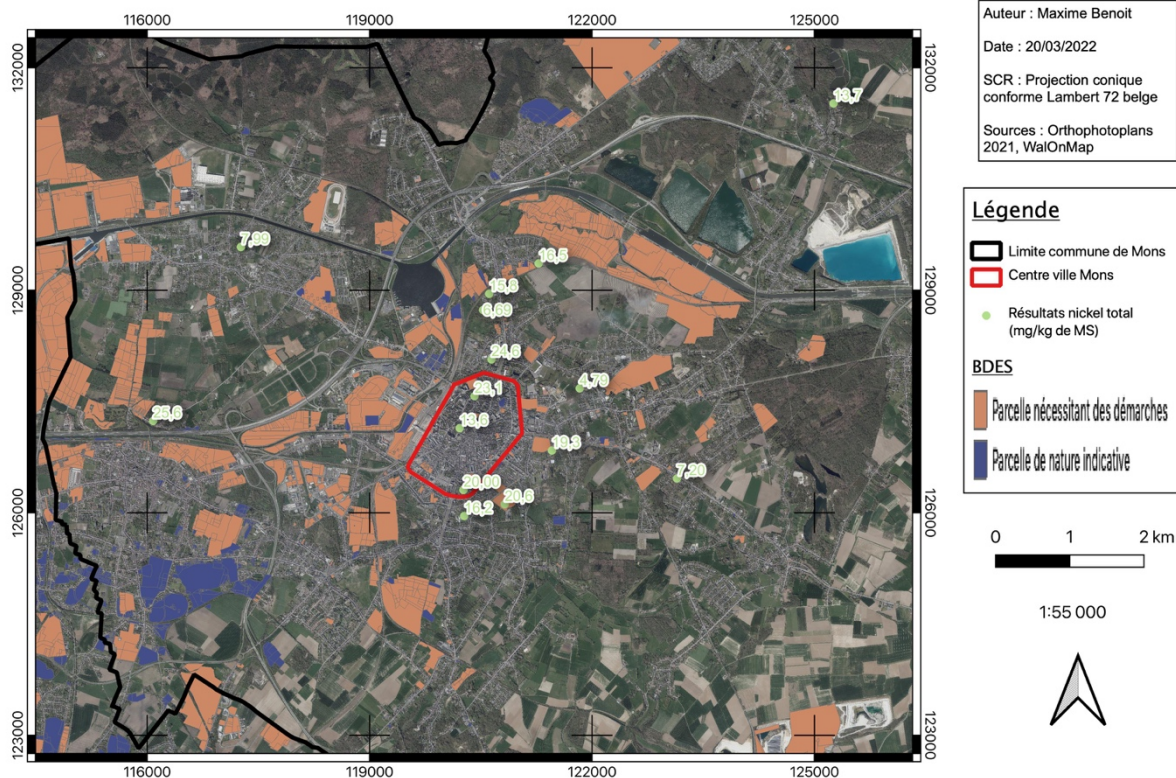
Carte du mercure total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés

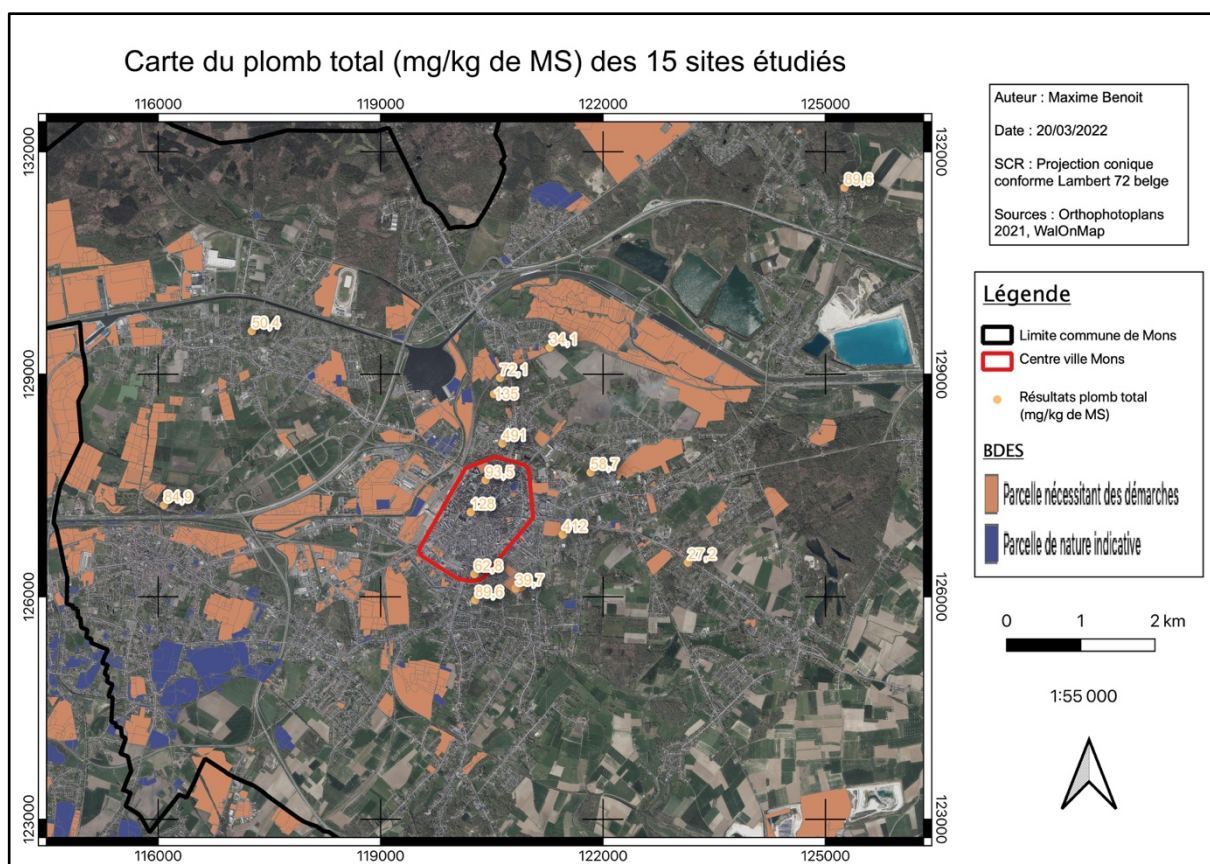
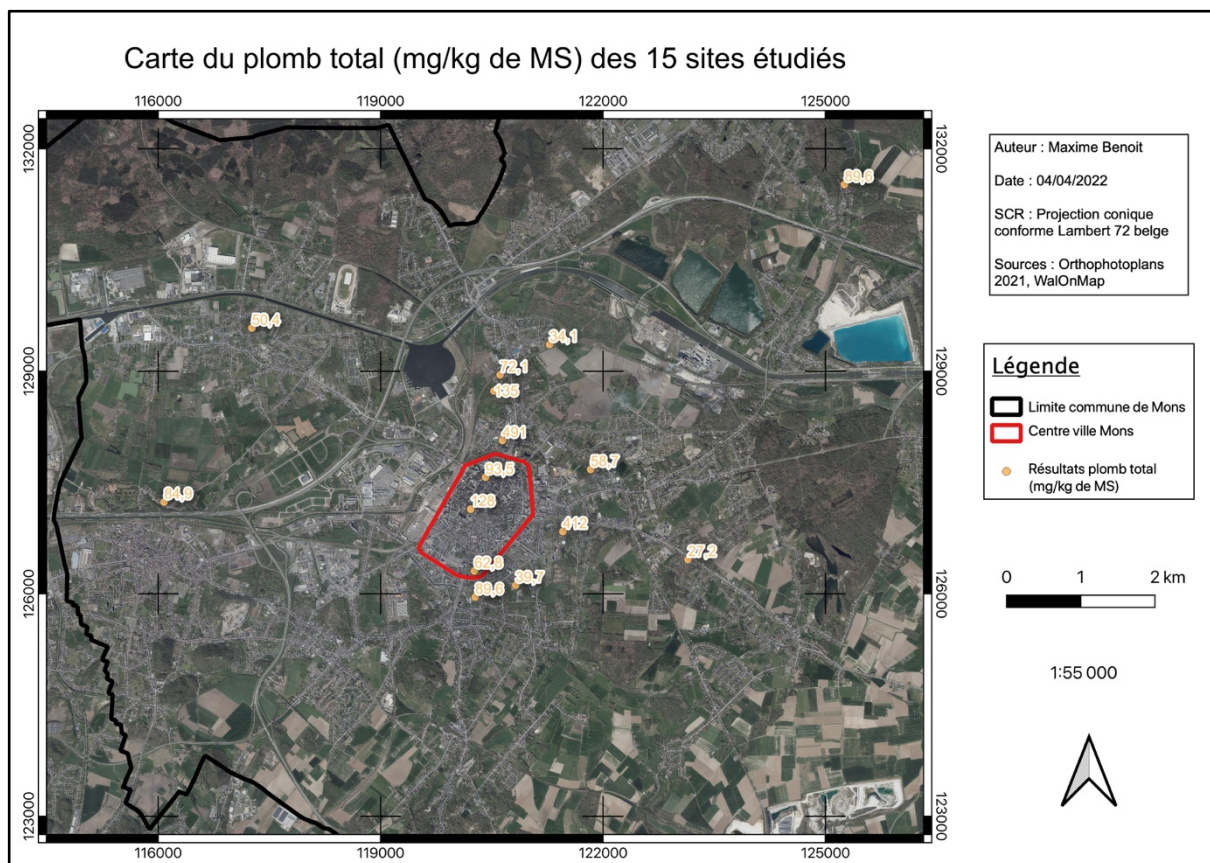


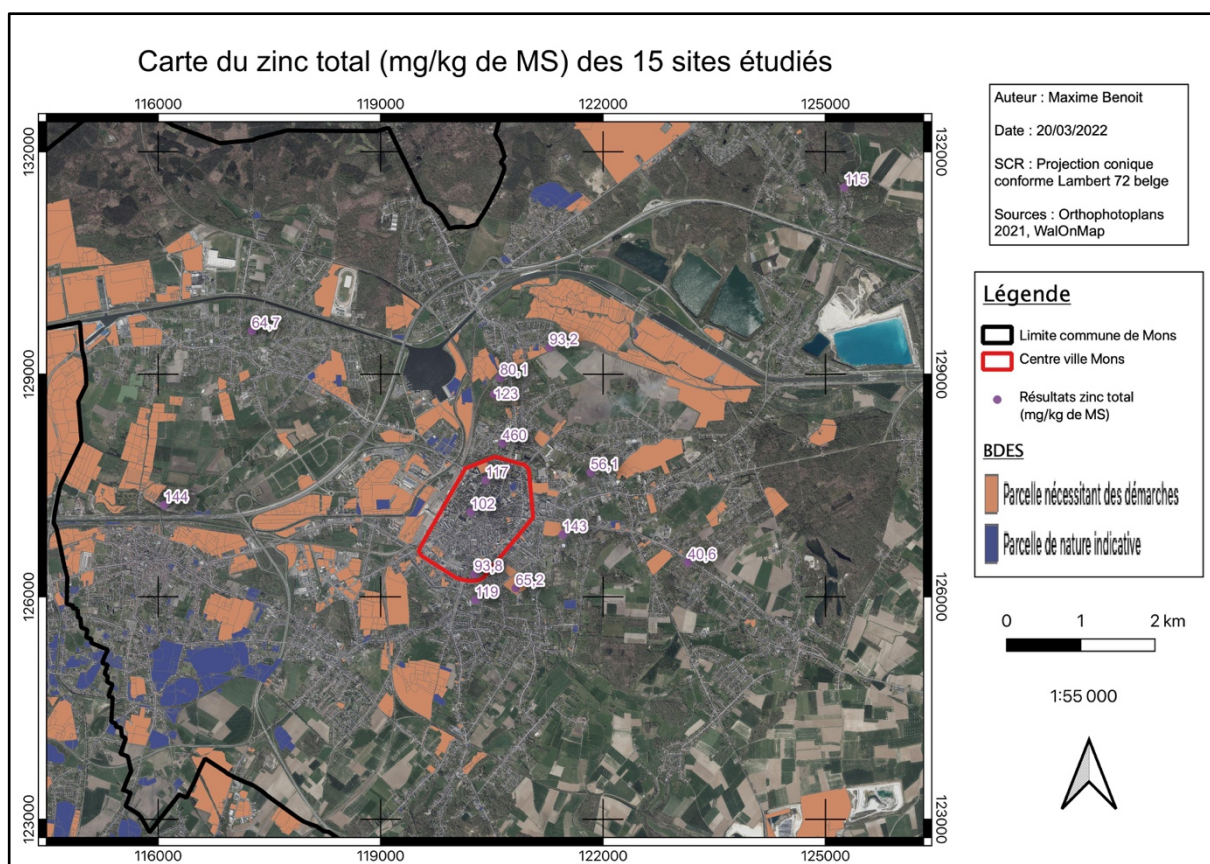
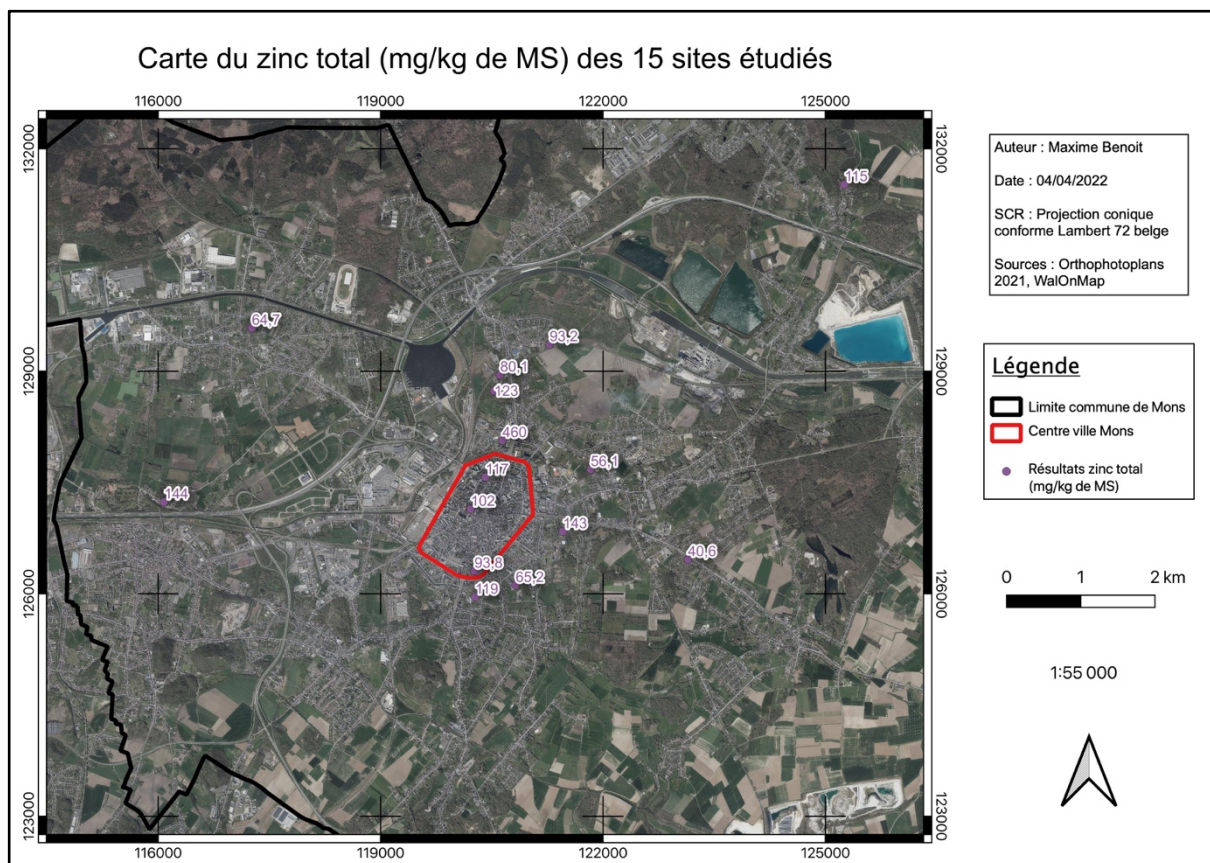
Carte du nickel total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés



Carte du nickel total (mg/kg de MS) des 15 sites étudiés



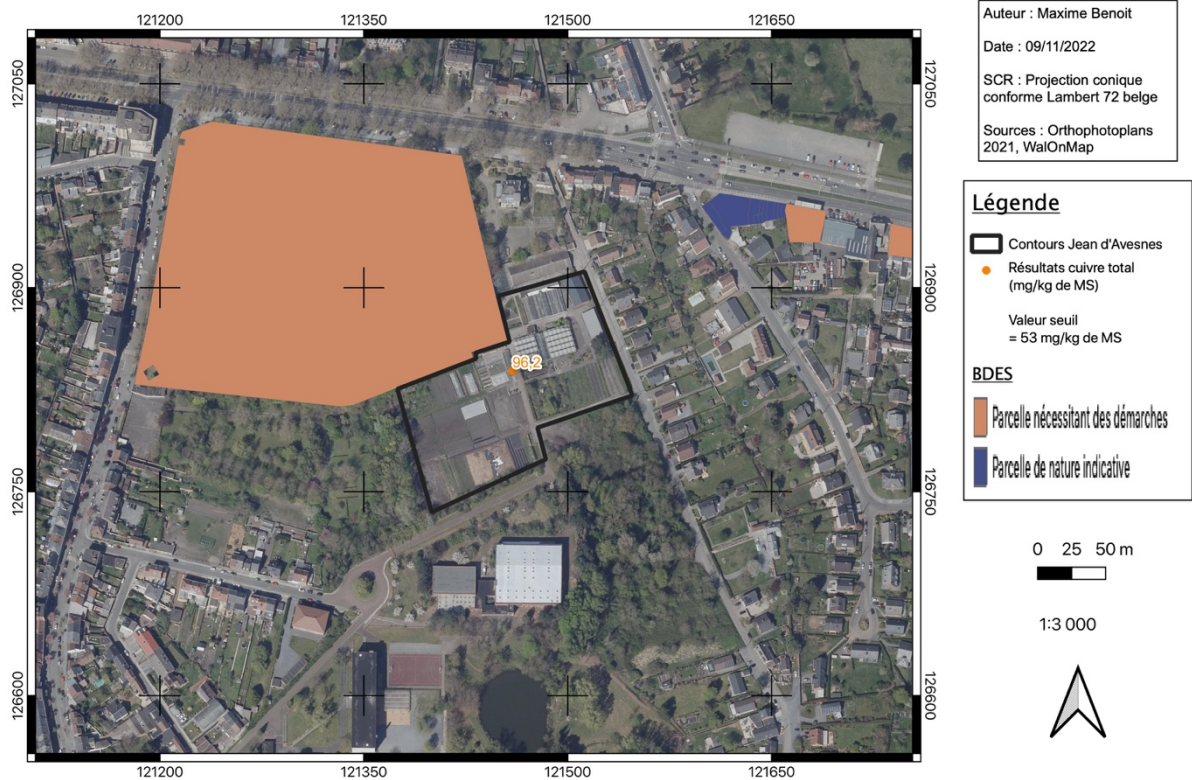




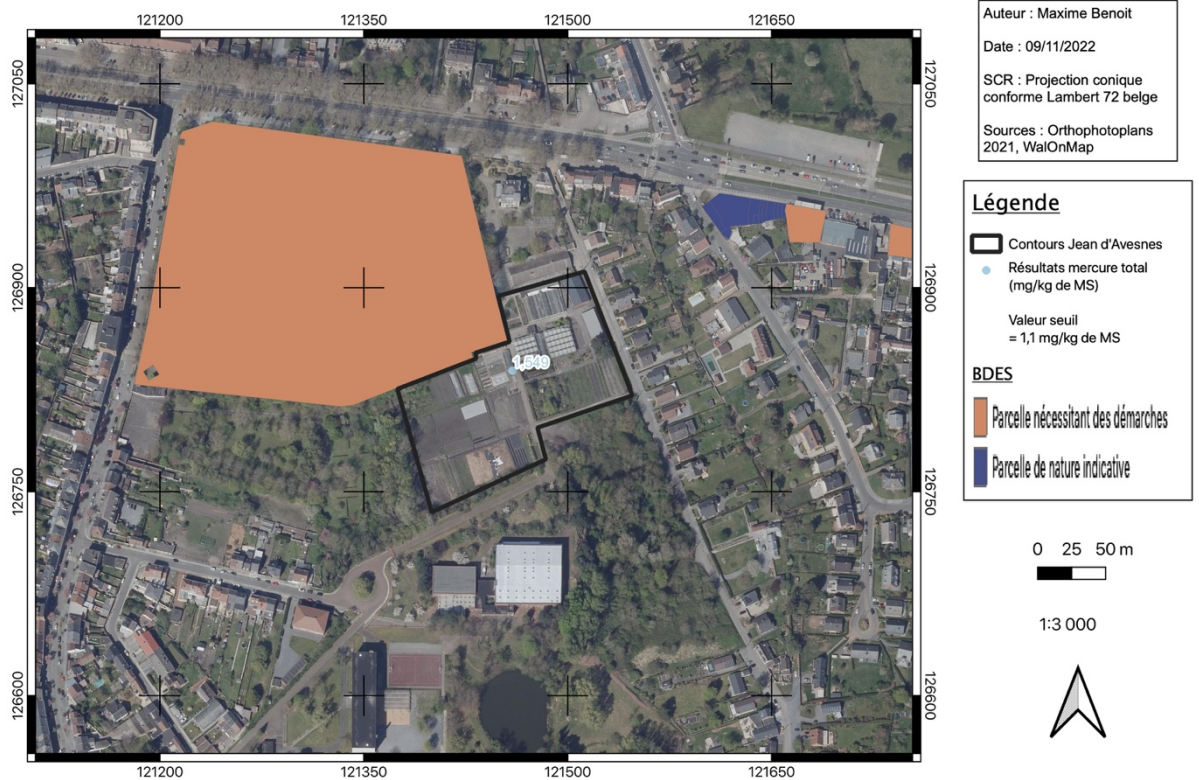
Carte du chrome total (mg/kg de MS) sur le site de Mel Légumes



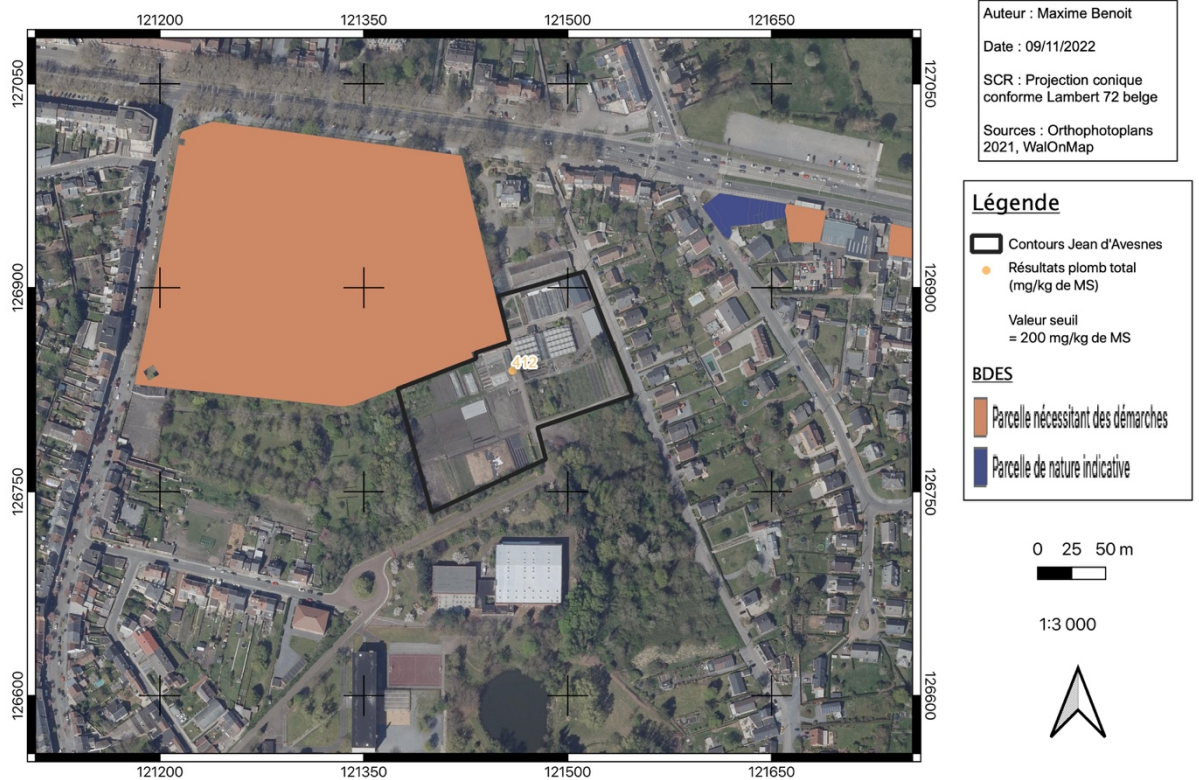
Carte du cuivre total (mg/kg de MS) sur le site de Jean d'Avesnes



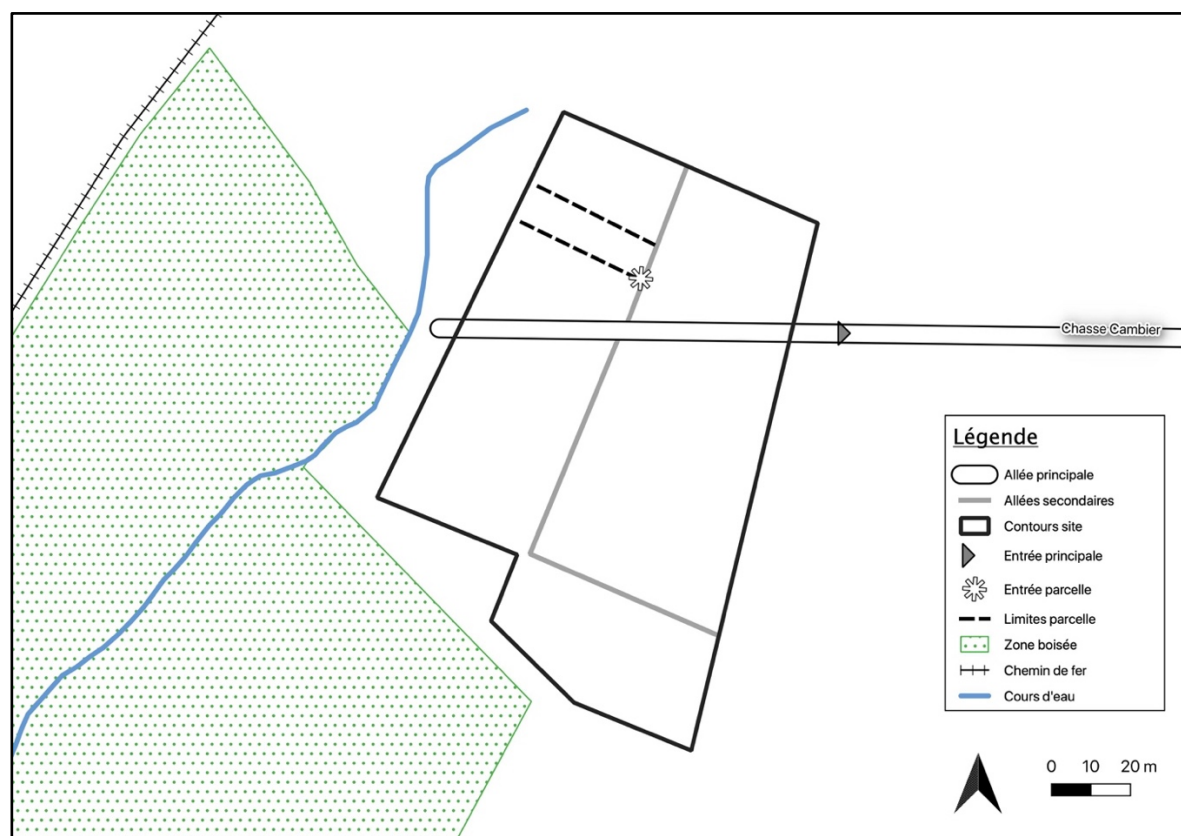
Carte du mercure total (mg/kg de MS) sur le site de Jean d'Avesnes



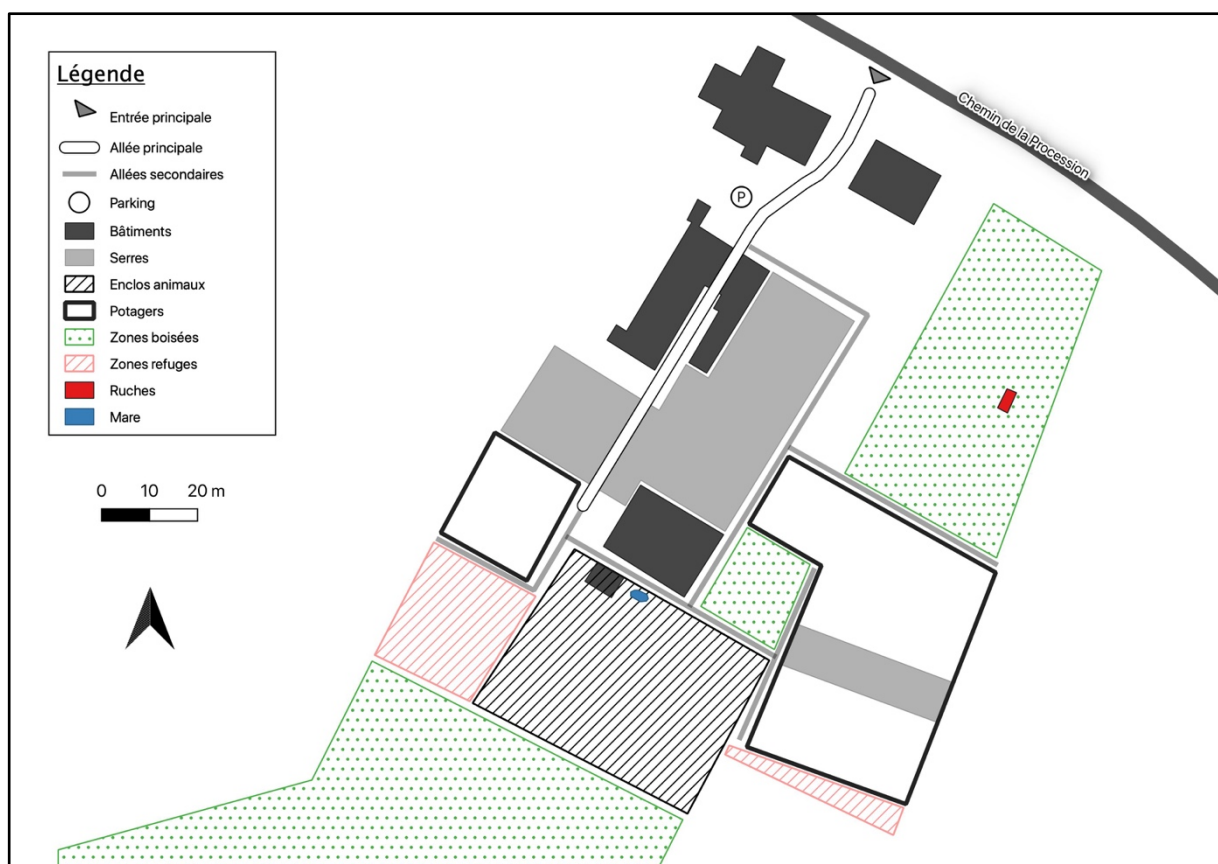
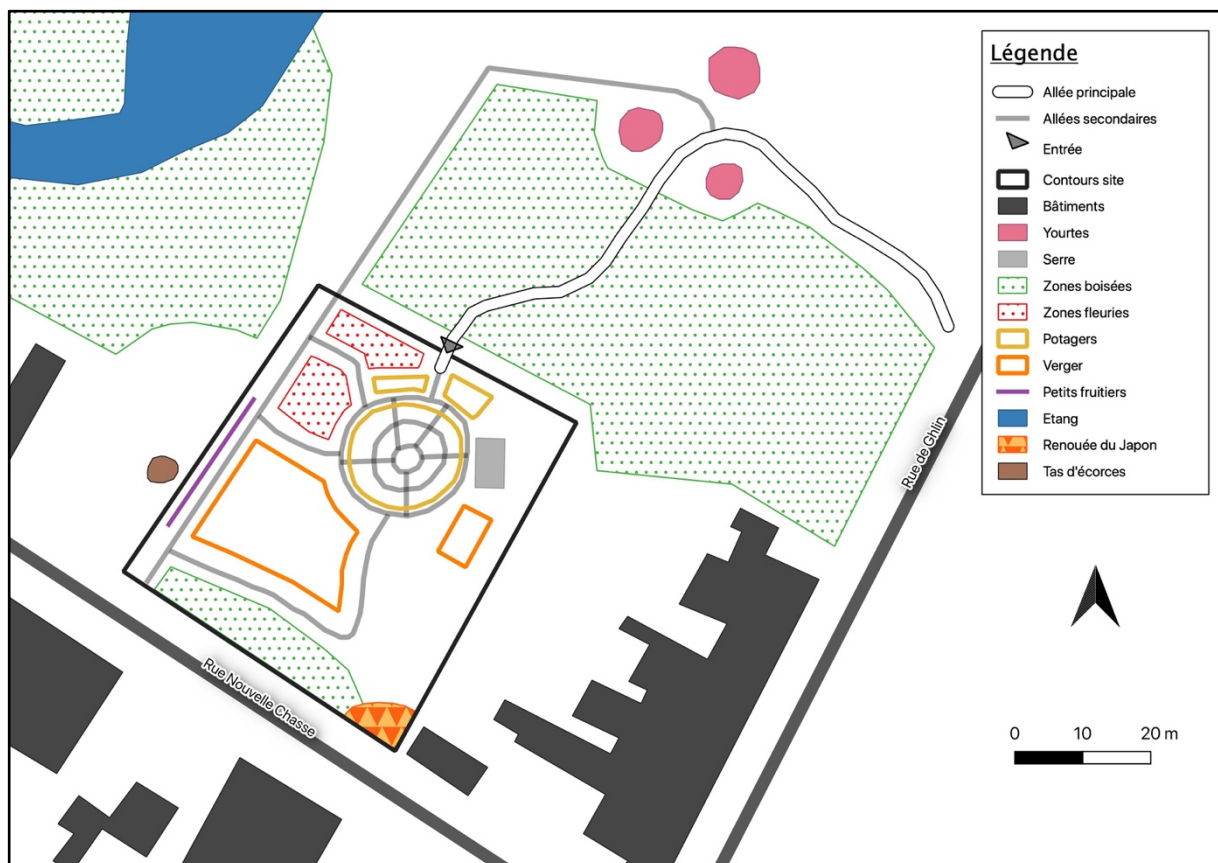
Carte du plomb total (mg/kg de MS) sur le site de Jean d'Avesnes

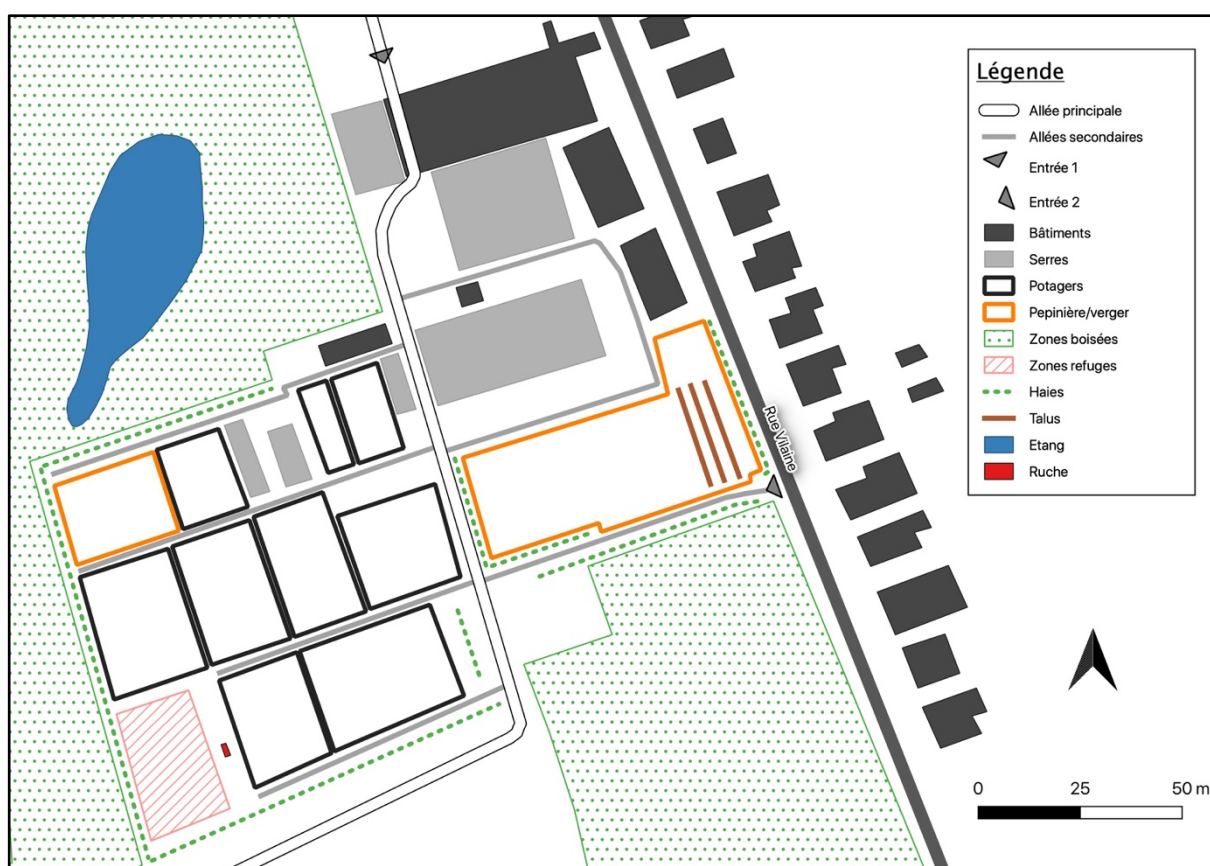
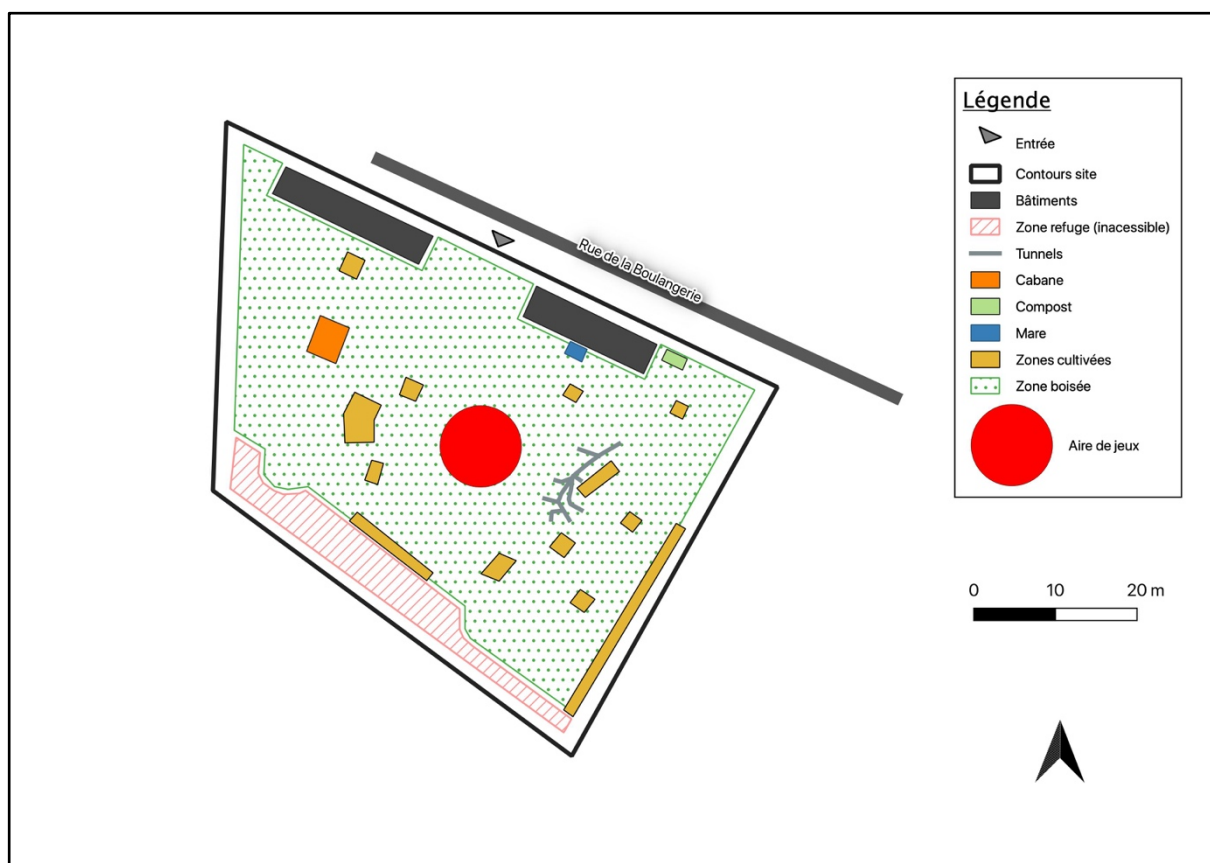


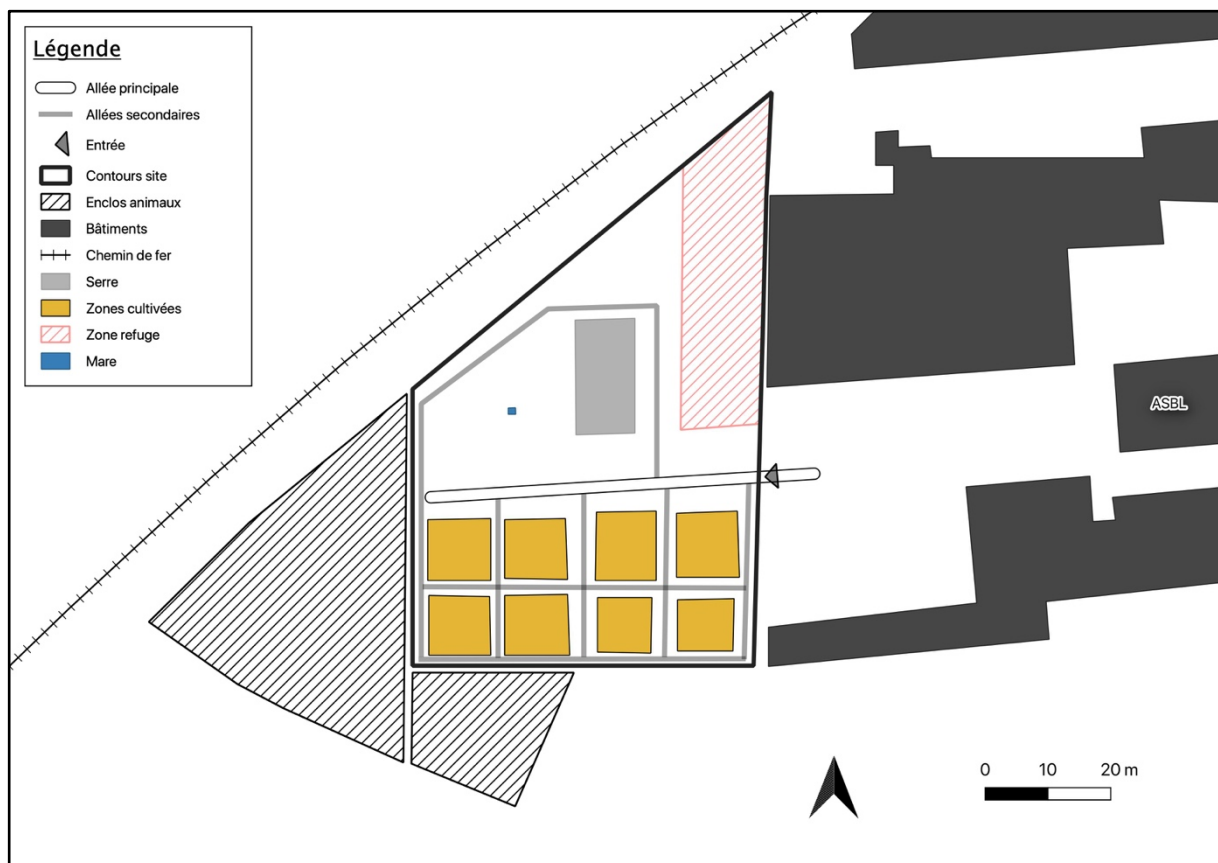
Annexe XXVII : Schémas potagers

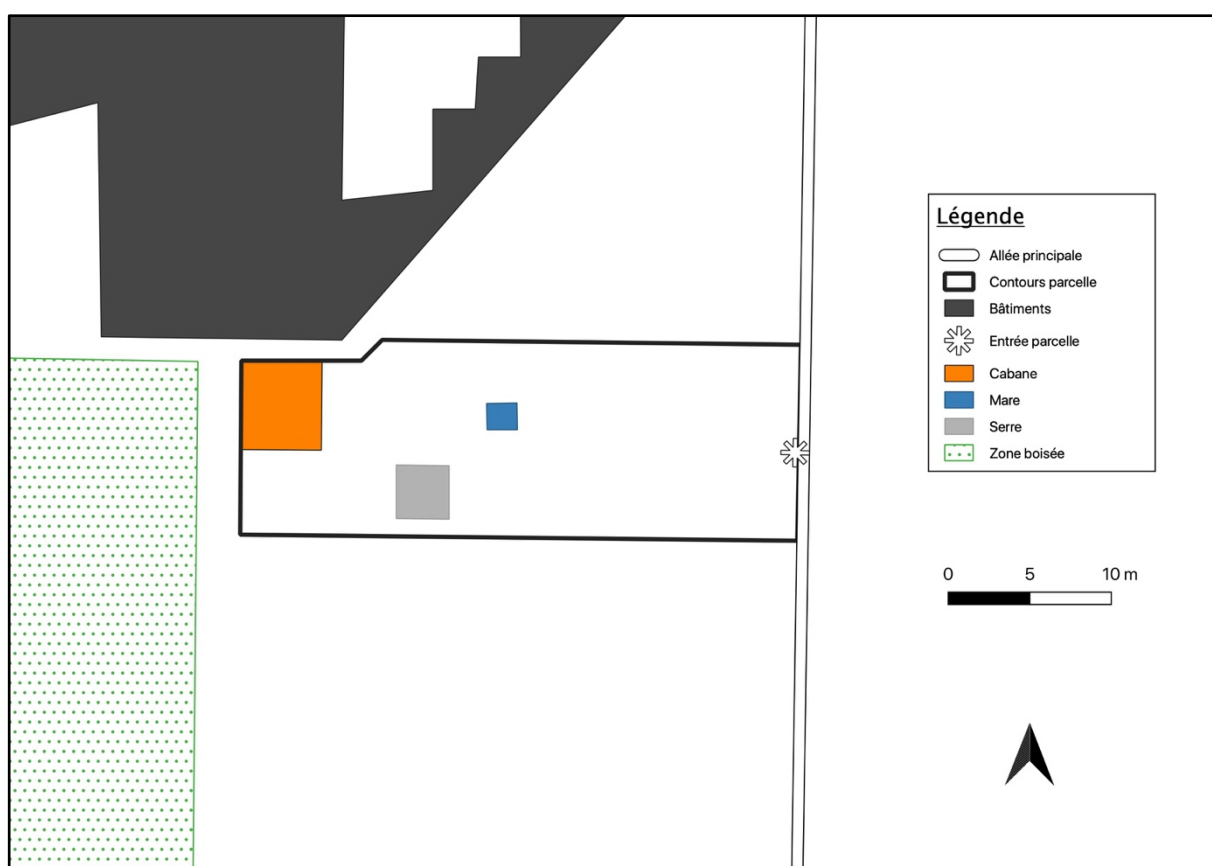
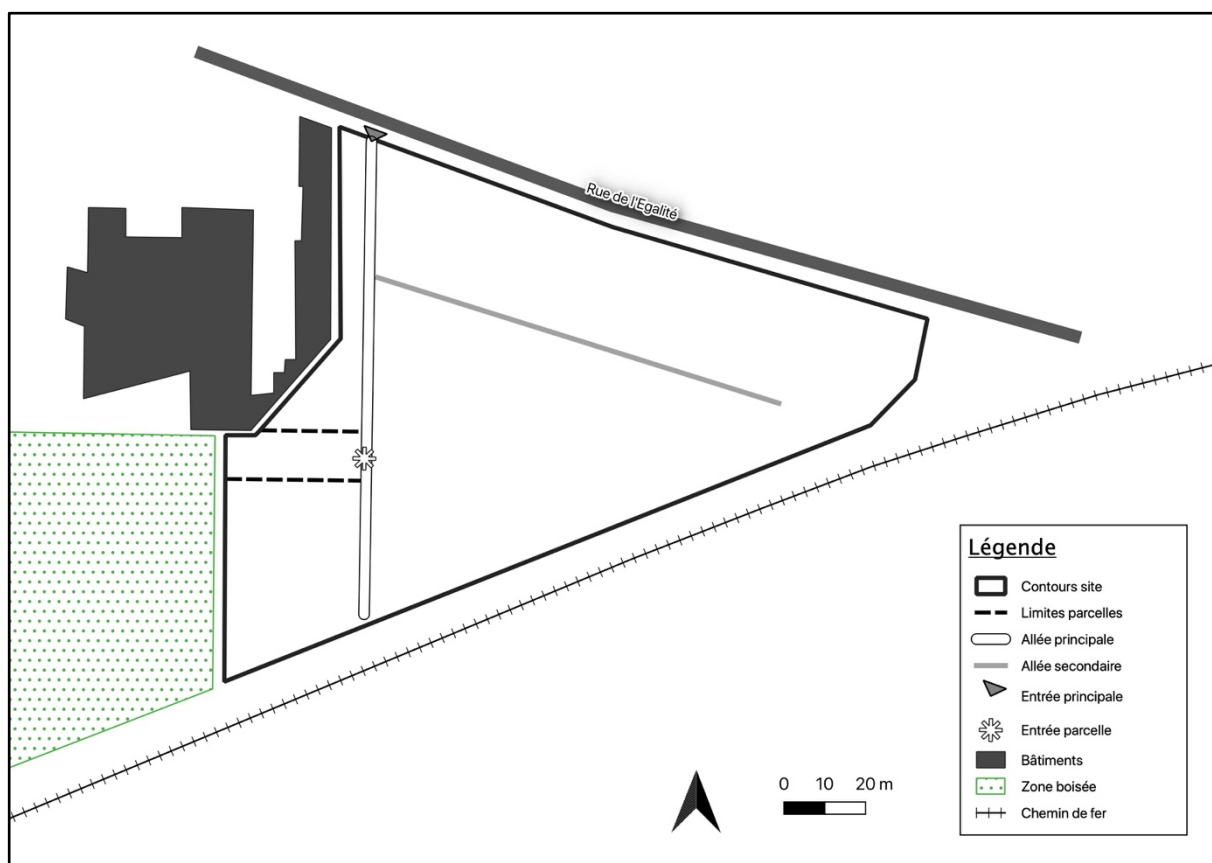












Annexe XXVIII : Zones de prélèvements de sol

