

Université de Mons
Laboratoire de Zoologie

Communautés d'abeilles sauvages des terrils des
régions de Mons et Charleroi :
Proposition de plans de gestion

Mémoire de fin d'études présenté par

Alexandre Lefebvre

En vue de l'obtention du diplôme de

**Master en Biologie des Organismes et Ecologie à Finalité Spécialisée
dans les métiers de l'éco-conseil**

Directeur de mémoire :
Denis Michez

2020 - 2021

Résumé :

Bien que le déclin des abeilles sauvages soit le sujet d'un grand nombre d'études et que le facteur principal de la disparition de certaines espèces soit la perte d'habitat, l'aménagement efficace de certaines zones non exploitées telles que les terrils en faveur des pollinisateurs reste encore à développer.

Les terrils sont les vestiges d'un âge d'or industriel de la région d'Hennuyère qui témoignent de la déformation et de la pollution de notre paysage engendrées par les exploitations charbonnières. Cependant, ces éléments du patrimoine de Wallonie sont aujourd'hui, indissociables de notre paysage et peuvent être des acteurs majeurs dans la conservation de la biodiversité en Wallonie. En effet, certains terrils sont devenus des sites à hauts intérêts biologiques et possèdent une faune et une flore unique. Malheureusement, l'entomofaune des terrils, en particulier les communautés d'abeilles sauvages, reste encore peu connue et son étude représente une charge de travail considérable. En effet, 543 terrils ont été recensés en Wallonie et chacun d'entre eux est unique et nécessiterait une étude à part entière. C'est pourquoi, l'objectif principal de cette étude tend à apporter un maximum d'informations sur les communautés d'abeilles sauvages et de mettre en lumière le rôle important que peuvent avoir les terrils dans la conservation de la biodiversité. Lors de cette étude, 87 espèces d'abeilles sauvages ont été recensées pour 1216 individus collectés sur 17 terrils visités entre Hensies et Charleroi, représentant une zone d'échantillonnage d'environ 60 km. Parmi ces espèces, 13 % sont considérées comme menacées en Belgique et certains terrils possèdent des communautés originales comprenant des espèces rares en abondance.

Différentes analyses ont été réalisées dans le but d'identifier les éléments des terrils influençant la diversité des abeilles sauvages. Cependant, malgré une certaine tendance à une augmentation du nombre d'espèces dans les milieux fleuris et légèrement boisés, aucune d'entre elles n'a décelé une potentielle influence significative de l'ouverture du milieu, de la diversité végétale et de la position du site par rapport au terril. Enfin, cette étude apporte également quelques éléments ainsi que des observations qui pourraient être intéressants à prendre en considération dans l'optique de réaliser un plan de gestion des terrils pour la conservation des abeilles sauvages.

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont aidé lors de la réalisation de mon mémoire qui n'aurait jamais vu le jour sans elles.

Tout d'abord, j'aimerais remercier le professeur Denis Michez qui a initié le projet et qui m'a donné de précieux conseils pour la rédaction de ce document. J'aimerais également remercier le Professeur Pierre Rasmont pour m'avoir donné l'ambition de travailler dans l'écologie à travers ses cours qui resteront pour moi, inoubliables. Viennent ensuite, William Fiordaliso, Thomas Wood et une nouvelle fois, le Professeur Pierre Rasmont, qui ont passé de nombreuses heures à identifier les abeilles collectées au cours de cette étude. Je remercie également tous les membres du laboratoire pour leur accueil. De nouveau, je tiens à remercier William Fiordaliso qui, malgré son emploi du temps extrêmement chargé, m'a aidé dans l'utilisation de R et QGis pour la réalisation des tests statistiques et des nombreuses cartes présentes dans ce document. Je dresse également une pensée à Alexandre Reese, Eulalie Ruelle et Martin Loochs, mes camarades de mémoire avec qui j'ai, malgré la crise du covid19, passé cette épreuve difficile dans l'entraide et la bonne humeur.

Je tiens également à citer Thierry Paternoster, Biagio Carà, Emilien Burlet, Jérôme Degreef, Julien Preud'homme, Yves Carlier pour m'avoir donné des informations/l'accès ou aidé à obtenir l'accès aux différents terrils visités durant cette étude. Mais également à Philippe Ancia qui a pris le temps de me montrer comment réaliser une analyse granulométrique même si celle-ci n'a pas fonctionné et a dû être abandonnée

Enfin, l'effort de travail réalisé sur le terrain n'est pas l'œuvre d'une seule personne. De ce fait, j'adresse mon éternelle gratitude à Anne-Lise Gryspeert, Jérôme Hily, Jonathan Liévin, Thomas Wood, Sébastien Gennaux et à Emmanelle De Moura pour m'avoir accompagné pendant des journées entières sur les terrils et aidé à collecter les abeilles dans des conditions parfois difficiles.

Enfin, un grand merci à tous mes proches pour leur soutien ainsi qu'à Anne-Lise Gryspeert, Christelle De Boe et Gilles Devleeschouwer d'avoir pris le temps de relire et de m'aider dans l'écriture de ce mémoire.

Sommaire

1. Introduction	6
1.1. Les abeilles sauvages.....	6
1.1.1. Généralités.....	6
1.1.2. Diversité des abeilles sauvages en Belgique	6
1.1.3. L'écologie des abeilles sauvages	9
1.1.4. L'importance écologique des abeilles sauvages : La pollinisation.....	13
1.1.5. Les principales causes du déclin des abeilles sauvages	14
1.1.6. Stratégies de conservation.....	21
1.2. Les Terrils en Wallonie.....	23
1.2.1. Généralités.....	23
1.2.2. La biodiversité associée aux terrils de Wallonie.....	26
1.2.3. Menaces	28
1.3. Gestion des terrils comme espaces semi-naturels.....	29
2. Questions de recherches et hypothèses.....	31
3. Matériels et méthodes.....	32
3.1.1. Choix et description des sites	32
3.2. Méthode d'échantillonnage des communautés d'abeilles sauvages	38
3.3. Mise en collection et Détermination.....	40
3.4. Description des communautés sur base des traits écologiques	40
3.5. Description des communautés d'abeilles sauvages	41
3.5.1. Efficacité de l'échantillonnage	41
3.5.2. Indices de biodiversité	42
3.4.3. Standardisation par la raréfaction	44
3.6. Comparaison entre les communautés des différents sites.....	45
3.7. Comparaison entre terril et d'autres habitats du Hainaut.....	46
4. Résultats	47
4.1. Inventaire des abeilles sur les terrils étudiés	47

4.1.1.	Description de l'inventaire selon les familles.....	48
4.1.2.	Composition des communautés	51
4.1.3.	Analyse de la complétude de l'échantillonnage	53
4.1.4.	Diversité des sites selon les nombres de Hill raréfiés	54
4.1.5.	Description des différentes communautés d'abeilles sauvages sur les terrils selon leur écologie et leur status UICN.	56
4.2.	Facteurs environnementaux et topologiques structurant l'assemblage sur les terrils	58
4.2.1.	Couverture végétale	59
4.2.2.	Localisation et l'orientation du site d'échantillonnage par rapport au terril.....	60
4.3.	Comparaison des communautés et analyse du paysage	61
4.4.	Comparaison entre les communautés d'abeilles sur les terrils et les communautés venant d'autres habitats du Hainaut.	65
5.	Discussion.....	68
5.1.	Inventaire des abeilles sur les terrils de la région d'Hennuyère	68
5.1.1.	Répartition des espèces à travers les communautés des terrils.....	70
5.1.2.	Caractéristiques des communautés d'abeilles sauvages étudiées	71
5.1.3.	Evolution des communautés sur le terril de l'Héribus, le terril Saint-Antoine et le Terril d'Hensies72	
5.1.4.	Comparaison des communautés d'abeilles sauvages sur les terrils étudiés avec les communautés des autres habitats du Hainaut	73
5.2.	Facteurs environnementaux et topologiques structurant les communautés d'abeilles sur les terrils 74	
5.2.1.	Influence de la végétation.....	74
5.2.2.	Localisation et orientation des sites par rapport à leur terril respectif	76
5.3.	Gestion des terrils.....	77
5.3.1.	Principales espèces végétales invasives à contrôler sur les terrils.	78
5.3.2.	Eléments à favoriser pour la conservation des abeilles.....	80
5.3.3.	Exemple de gestion entreprise dans certains terrils visités.....	82
6.	Conclusion.....	82

7. Perspective.....	83
8. Références Bibliographiques	85
9. Annexes.....	97
9.1. Cartographie des sites et de la distribution des espèces.....	97
9.1.1. Cartographie des sites	97
9.1.2. Répartition des espèces menacées à travers la zone d'échantillonnage	104
9.2. Inventaire complet des espèces collectées	113
9.3. Répartition des traits écologiques et morphologique des espèces recensées ainsi que leur statut UICN	114
9.4. Statuts de conservation des espèces d'abeilles recensées	118
9.5. Phénologies des espèces recensées.....	119
9.6. Matrice de dissimilarité entre les différents communautés	129
9.7. Répartition des trait écologique et morphologique sur l'ensemble des sites.....	129
9.8. Données environnementales	131

1. Introduction

1.1. Les abeilles sauvages.

1.1.1. Généralités

Les abeilles font partie de l'ordre des hyménoptères qui compte plus de 125 000 espèces connues (Lecointre & Le Guyader, 2017) et sont caractérisées par deux paires d'ailes membraneuses couplées à l'aide d'hamuli. Par leur nombre d'espèces dont une grande partie nous est encore inconnue, les hyménoptères représenteraient le groupe le plus diversifié de tout le règne animal (Forbes et al. 2018). En effet, ce clade, regroupe toutes sortes de taxons aux morphologies et aux comportements différents. On passe des espèces pollinisatrices telles que les abeilles qui se nourrissent uniquement de nectar et de pollen à des espèces prédatrices comme les guêpes ainsi qu'à des espèces parasites telles que les ichneumons. Dans ce vaste groupe, nous retrouvons les abeilles appartenant à la super-famille des apoïdea qui regroupent près de 17.000 espèces (Michener, 2007). On y distingue majoritairement les abeilles des guêpes par la présence de soies plumeuses ainsi qu'à la consommation de pollen comme unique source de protéine chez les larves (Michener, 2007). Enfin, ce taxon semblerait s'être détachés des sphégiens (le groupe d'hyménoptères le plus proche phylogénétiquement), il y a environ 128 millions d'années. De plus, cette période coïnciderait avec la diversification et la domination des plantes angiospermes durant la fin du crétacé (Cardinal & Danforth, 2013 ; Sann et al., 2018).

1.1.2. Diversité des abeilles sauvages en Belgique

Les anthophiles ou abeilles vraies comportent plus de 20.000 espèces dans le monde (Goulet et al 1993), classées en 7 familles distinctes et regroupées en 2 guildes selon le rapport de tailles des articles constituant leur langue. Parmi les langues dites « courtes », on retrouve les Halictidae, Andrenidae, les Colletidae, les Melittidae et les Stenotritidae (groupe se retrouvant uniquement en Australie) tandis que chez les langues qualifiées de « longues », on distingue les Apidae et les Megachilidae. En Belgique, on répertorie environ 403 espèces d'abeilles dont 366 espèces se distribuent en Wallonie (Drossart et al. 2019). Selon Drossart et al. (2019) on observerait plus d'espèces en Wallonie car cette dernière comporte une

altitude et une diversité d'habitats plus élevées, ainsi qu'une densité de population humaine moins importante que dans les autres régions en Belgique.

Table 1 Répartition du nombre d'espèces d'anthophiles par familles à travers les régions en Belgique (source : Drossart et al. 2019).

Familles	Belgique	Bruxelles	Flandre	Wallonie
Andrenidae	93	59	80	81
Apidae	101	77	92	97
Colletidae	38	16	30	31
Halictidae	86	55	71	82
Megachilidae	76	32	61	67
Melittidae	9	7	7	8
Totale	403	246	341	366

Commençons avec la famille des Colletidae (2 genres pour 38 espèces en Belgique selon Drossart et al. 2019). Ce taxon est représenté dans nos régions par les genres *Hylaeus* et *Colletes* dont les caractéristiques principales proviennent de leur langue fourchue ainsi que la forme en S de la deuxième nervure récurrente de leurs ailes antérieures. Les espèces du genre *Colletes* sont difficilement identifiables en se basant uniquement sur leur morphologie mais peuvent être déterminées en fonction de leur phénologie et des plantes nectarifères dont elles sont spécialistes. Ce sont des espèces solitaires qui volent majoritairement en été et en automne. Elles établissent leurs nids sous forme de galeries dans des sols sablonneux et la paroi des cellules est tapissée d'une sorte de soie (Amiet et al., 1999). Contrairement aux *Colletes*, les *Hylaeus* sont de petites abeilles annuelles noires qui ne possèdent pas de soies et les mâles de chaque espèce portent des dessins distinctifs sur la face. Ne possédant pas scopa, les femelles transportent le pollen et le nectar dans leur jabot en direction de leur nid. Celui-ci peut être établi dans une tige creuse de plante ou dans des galeries creusées par l'abeille ou d'autres insectes (Amiet et al., 1999; Michez et al., 2019).

Les Andrenidae (2 genres pour 93 espèces en Belgique selon Drossart et al. 2019) regroupent les genres *Andrena* et *Parnurgus* qui ont la particularité de stocker le pollen

récolté sur des scopa appelées *floculus*, situées au niveau de leurs trochanters postérieurs. Les abeilles du genre *Andrena* sont solitaires ou vivent regroupées en communautés comptant plus d'une centaine d'individus (Amiet et al., 2010). Leurs nids sont construits dans des sols sablonneux selon l'espèce et sont constitués de galeries principales ainsi qu'une série de galeries secondaires terminées par les cellules (Amiet et al., 2010). La majorité des espèces volent au printemps tandis que d'autres espèces sont bivoltines ou émergent en Août (Amiet et al., 2010). Les panurges, bien que moins diversifié, sont un groupe de petites abeilles noires, majoritairement estivales faisant leur nid dans des sols sablonneux et qui sont spécialistes des astéracées (Amiet et al., 2010).

Les Megachilidae (12 genres pour 76 espèces selon Drossart et al. 2019) ont la particularité de posséder une scopa sur le côté ventral de leur abdomen et des ailes antérieurs avec deux cellules submarginales. Dans cette famille, on retrouve des abeilles solitaires du genres *Osmia*, *Hoplitis*, *Megachile*, *Chelostoma*, *Heriades* et *Anthidium* ainsi que deux genres parasites comme les *Coelioxys* et les *Stelis* (Michez et al., 2019). Parmi ces différents genres, les osmies et les megachiles font partie des groupes les mieux adaptés au milieu urbain puisqu'elles peuvent nicher dans des cavités dans les structures humaines (barrières, murs, hôtels à insectes, ...)

Les Apidae sont quant à elles la famille qui regroupe les espèces les plus connues du grand public à savoir l'abeille domestique (*Apis mellifera*) et les bourdons du genre *Bombus*. Cependant, il ne faut pas résumer ce taxon uniquement par ces espèces. En effet, selon Drossart et al. 2019, en Belgique, cette famille concerne 101 espèces regroupées en 13 genres avec des morphologies et comportements totalement différents. Parmi ceux-ci, nous retrouvons des grandes abeilles comme les genres *Anthidium*, *Bombus*, *Anthophora*, *Eucera* et surtout les xylocopes mais aussi des petites espèces aux reflex métalliques comme le genre *Ceratina*, en passant par des espèces parasites comme les *Nomada* et *Epeolus* (Michez et al., 2019).

La famille des Halictidae comprend 7 genres pour 86 espèces en Belgique et regroupe, comme les apidae, des espèces solitaires, sociales et parasites (Drossart et al.2019 ; Michez et al., 2019). Les genres *Halictus* et *Lasioglossum* sont les groupes les plus communs de la famille. Ils partagent une architecture morphologique globale relativement similaire et se différencient principalement selon leur taille et la position des bandes de poils sur les tergites. On observe dans ce taxon, un dimorphisme sexuel caractéristique, un abdomen plus allongé

pour les mâles et un sillon glabre sur les derniers tergites de l'abdomen pour les femelles (Michez et al., 2019). Les mâles émergent en été et meurent en automne tandis que les femelles apparaissent au printemps et passent l'hiver dans leur nid composé de longues galeries ramifiées (Amiet et al., 2001). Les *Halictus* sont des abeilles solitaires ou vivant en communauté au début de leur vie tandis que les *Lasioglossum* possèdent un degré de sociabilité plus important. En effet, chez certaines espèces, on observe une collaboration des femelles lors de la création du nid, tandis que d'autres espèces forment des colonies avec une reine fondatrice et ses ouvrières de différentes générations (Amiet et al., 2001).

Enfin, la famille des Mellitidae regroupe 3 genres (*Macropis*, *Melitta* et *Dasypoda*) pour 9 espèces en Belgique selon Drossart et al. 2019. Les abeilles du genre *Macropis* sont spécialistes des lysimaques dont les femelles collectent le pollen et l'huile. Les *Melitta* quant à elles, visitent plusieurs familles de fleurs mais ont une préférence pour les fabacées. Enfin, les *Dasypoda* dont les femelles sont facilement identifiables par la longue pilosité située sur les tibias postérieurs, visitent en été les fleurs à symétries radiaires comme les astéracées et dipsacacées (Amiet et al., 2007 ; Michez et al. 2008).

1.1.3. L'écologie des abeilles sauvages

Au sein même des anthophiles, nous retrouvons une grande diversité morphologique ainsi qu'une importante diversité comportementale. Il est toutefois possible de classer les abeilles en fonction de certaines caractéristiques appelées traits écologiques tels que : le lectisme, les degrés de sociabilité, les stratégies de nidification, les périodes d'activités, l'espace inter-tégulaire, etc... Ces traits fonctionnels sont combinés au sein des communautés d'abeilles de sorte à exploiter les ressources florales d'un même écosystème selon différentes modalités telles que le temps et l'espace (Gibson et al., 2006).

Dans cette étude, certains de ces traits écologiques (en particulier le lectisme et la stratégie de nidification) ont été utilisés pour caractériser les communautés d'abeilles présentes sur les terroirs à partir des données récoltées.

1.1.3.1. Le Lectisme

Le pollen récolté sur les fleurs est la principale source en lipides et en protéines des abeilles et est indispensable pour le développement des larves (Vanderplanck et al., 2014 ; Westerkamp, 1996). Il existe différentes façons pour classifier les abeilles selon leurs préférences florales lors de la récolte de ce pollen.

La première classification est une répartition plus simplifiée des espèces selon Dötterl & Vereecken (2010), distingue les abeilles qualifiées de « spécialistes » (visitant une seule espèce ou un seul genre de fleur) et les abeilles dites « généralistes » (visitant une grande variété d'espèces florales). Une autre classification plus complexe sépare les abeilles en 3 groupes : 1) les monolectiques (abeilles spécialisées à une seule espèce de fleur), 2) les Oligolectiques (spécialisées dans une famille de fleur) et 3) les Polylectiques (visitant plus d'une famille de fleur) (Cane & Sipes 2006). Enfin, une troisième classification (Müller & Kuhlmann 2008) qui synthétise les deux premières en distinguant : 1) les abeilles spécialistes qui regroupent les monolectiques et les oligolectiques (concerne 87 espèces en Belgique soit 21 % selon Drossart et al. ,2019), 2) les abeilles opportunistes avec une forte préférence pour certaines fleurs (concerne 11 espèces en Belgique soit 2,7% selon Drossart et al. ,2019) et 3) les abeilles opportunistes qui regroupent les polylectiques (concerne 184 espèces en Belgique soit 45,6 % selon Drossart et al. ,2019).

1.1.3.2. Le degré de sociabilité

Les abeilles sauvages ne suivent pas toutes le même schéma social que l'abeille domestique ou les bourdons. En effet, les d'abeilles sauvages possèdent un degré de sociabilité qui varie selon les espèces. La majorité d'entre elles (245 espèces, soit 61% selon Drossart et al. 2019) sont solitaires et sont capables de construire leur propre nid et de se reproduire par elles-mêmes. Ensuite, il y a les espèces sociales qui ont développé une vie en communauté plus ou moins complexe (46 espèces soit 11, 5% selon Drossart et al. 2019). Parmi celles-ci, on distingue les espèces eusociales dont les communautés sont divisées en statuts ouvrières-reines permanentes et les espèces coopératives parmi lesquelles les individus endossent des rôles temporaires (Danforth, 2019). Enfin, certaines espèces appelées cleptoparasites, exploitent le nid et les ressources d'autres espèces pour élever leurs progénitures à la place des larves de l'hôte. (Danforth, 2019).

1.1.3.3. La stratégie de nidification

Les nids des abeilles solitaires sont constitués de cellules individuelles dans lesquelles la femelle va pondre un seul œuf. Après l'éclosion, la larve se nourrit des réserves de pollen et de nectar accumulées dans sa cellule et sortira du nid une fois le stade adulte atteint. (Eickwort et Ginsberg 1980; Vereecken 2017). De plus, certaines espèces comme les abeilles domestique et les bourdons secrètent de la cire pour construire et renforcer leurs nids tandis que d'autres prélèvent des matériaux dans leur environnement comme de la boue, des feuilles, des pétales de fleurs ou de la résine (Michener 2007; Vereecken 2017 ; Falk 2015 ; Danforth, 2019). Enfin, il existe 2 grands groupes d'abeilles qui diffèrent selon leurs méthodes pour faire leur nid : les abeilles creusant leurs nids dans le sol et les abeilles occupant des cavités existantes.

Les abeilles qui établissent leur nid en creusant un réseau de galeries plus ou moins complexes. Ce groupe concerne 197 espèces, soit 49% des espèces en Belgique selon Drossart et al. (2019). Ces espèces sont dépendantes de la texture et la composition du sol, de l'exposition au soleil, de la pente du site (Stephen 1960 ; Osgod, 1972 ; Potts et al. 2005). Parmi ces abeilles, nous retrouvons les andrenidae, les colletidae, les halictidae, les mellitidae (Amiet et al. 2007).

Les espèces qui nichent dans des cavités existantes sur le sol ou au-dessus du sol comme des cavités dans les structures humaines, des fissures sur des arbres morts, dans les tiges des fleurs (Falk 2015; Vereecken 2017). Cette méthode de nidification concerne 99 espèces en Belgique, soit 24% selon Drossart et al. (2019).

1.1.3.4. La distance de vol

La distance de vol que peut parcourir une abeille est positivement corrélée avec la taille de l'individu et varie énormément entre les espèces (Cane, 1987 ; Greenleaf et al., 2007). De ce fait, les grosses espèces comme les bourdons ou les Xylocopes ont la capacité à parcourir de larges distances à la recherche de nourriture tandis que les petites espèces sont limitées à des zones plus restreintes (Gathlann & Tschardtke 2002 ; Greenleaf et al., 2007). La distance que peut parcourir une espèce est vitale car elle influence sa capacité à coloniser les milieux et à trouver des ressources alimentaires (Gathlann & Tschardtke 2002). En effet, une abeille a besoin de 3 éléments relativement proches les uns des autres pour s'installer

dans une zone : une source de nourritures, des matériaux de construction pour le nid et un emplacement adéquat pour la nidification (Gathlann & Tschardtke 2002 ; Lonsdorf et al. 2009). De ce fait, les milieux nouvellement formés, les milieux couramment perturbés et les zones avec des ressources dispersées ont tendance à être colonisés par des espèces plus larges capables de parcourir des distances plus importantes pour trouver leur nourriture (Gathmann *et al.*, (1994) ; Gathmann, 1998 ; Steffan-Dewenter & Tschardtke 1999). À l'inverse, les milieux plus développés avec une grande quantité de ressources seraient principalement occupés par des petites espèces (Gathmann *et al.*, 1994 ; Gathlann & Tschardtke 2002).

1.1.3.5. *La taille de la langue*

La langue des abeilles est composée de plusieurs éléments de tailles et de morphologies différentes selon les espèces. La taille globale d'une de ces pièces, la glosse, permet de séparer les différentes familles d'abeilles en 2 guildes. Celle-ci est plus longue chez les Apidae et les Megachilidae et plus courte chez les Andrenidae, les Colletidae, les Mellitidae et les Halictidae. Il existe toutefois, quelques exceptions chez certaines espèces (Houston, 1983). Cette glosse est la partie de la langue qui rentre en contact avec le nectar et joue un rôle important dans sa récupération lors du processus de « lapping » (Harder, 1982; Harder, 1983a ; Harder, 1983b). Cette variation de la taille de la glosse permet aux différentes espèces d'avoir des caractéristiques écologiques différentes. En effet, les espèces généralistes ont généralement une langue plus longue leur donnant l'accès à une diversité florale plus large et une capacité plus efficace à trouver de la nourriture que les espèces à langues courtes (Ranta & Lundberg, 1980 ; Harder 1985). Cependant, il semblerait que les espèces ayant une langue plus longue que la profondeur de la corolle soient moins compétitrices que les espèces ayant une langue de taille adaptée (Inouye 1980). En effet, n'ayant pas une langue adaptée à la profondeur de la corolle, ces espèces prennent plus de temps et dépensent donc plus d'énergie lors de la collecte du nectar influençant ainsi leur compétitivité par rapport aux autres pollinisateurs. Enfin, le temps d'ingestion du nectar est positivement corrélé par la taille de la glosse et de la morphologie de l'animale qui influencent le volume de nectar récolté par lapping ainsi que la fréquence de lapping (Harder 1983a ; Balfour et al., 2013).

La taille de la langue peut être un trait intéressant dans la caractérisation d'une communauté d'abeilles sur les terrils. En effet, les proportions d'espèces à langues de différentes tailles dans les communautés peuvent être liées par la flore présente sur le terril. Cette observation a déjà eu lieu sur les terrils Saint antoine et de Hensies dans l'étude de

Barbier et al. (1990). A cette époque, la communauté d'abeilles sur le terrier Saint Antoine était composée majoritairement d'espèces à langues longues car la zone était riche en espèces florale à corolle profonde (Lamiaceae, Fabaceae,..) tandis que la communauté du terrier d'Hensies était majoritairement à langues courtes.

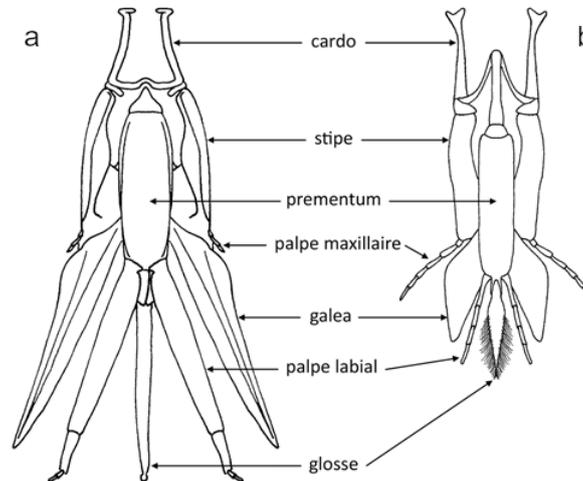


Figure 1 Représentation des proboscis (a) d'une abeille à langue longue (Apidae et Megachilidae) et (b) d'une abeille à langue courte (Andrenidae, Colettidae, Halictidae, Melittidae) (Source : Michez et al., 2019).

1.1.4. L'importance écologique des abeilles sauvage : La pollinisation

La pollinisation est le transfert du pollen d'une étamine d'une fleur vers le stigmate des carpelles d'une autre fleur. À cause de leur incapacité à se déplacer pour trouver un partenaire potentiel, les plantes ont recouru à différents vecteurs comme le vent, l'eau et les animaux pour déplacer leurs pollens. Parmi ceux-ci, la pollinisation entomophile semble dominer (Buchmann & Nabhan, 1996 ; Allen-Wardell et al., 1998). En effet, plus de 80 % des angiospermes sont dépendant des insectes pour se reproduire (Burd, 1994 ; Buchmann & Nabhan, 1996 ; Allen-Wardell et al, 1998 ; Michener, 2000 ; Ollerton et al., 2011) et les abeilles sont les animaux très efficaces dans ce domaine de par leurs comportements et par leur morphologie (Michener 2000). En effet, contrairement aux autres pollinisateurs, les abeilles rentrent directement dans la fleur pour récolter le pollen et pour se nourrir du nectar. Le transfert de pollen d'une plante à une autre, se fait via les soies plumeuses présentes sur la plupart des espèces d'abeilles. Le pollen s'y accroche lors du passage de la bête et est transporté par celle-ci vers une autre fleur que l'abeille visite. La fécondation aura lieu quand le pollen sera en contact avec le gynécée d'une autre fleur compatible. Il existe donc, par ce

processus, un lien très étroit entre les fleurs et les abeilles surtout pour certaines espèces florales dont une partie de leur morphologie est conçue spécifiquement pour que le pollen s'attache sur une zone spécifique du corps de l'abeille. De plus, les fleurs utilisent également diverses stratégies pour attirer les abeilles. Certaines espèces développent des organes appelés nectaires produisant le nectar, une substance hautement sucrée servant de récompense pour l'abeille. La fleur peut également adopter au cours de l'évolution, une morphologie spécifique de la corolle pour que les nectaires soient accessibles uniquement à certains groupes d'abeilles. Par exemple, les fleurs développant une corolle profonde se feront principalement visiter par des abeilles de la guilde des langues longues (Apidae et Megachilidae). (Willmer 2011 ; Rasmont et al. 1990).

En Belgique, la valeur économique de la pollinisation des cultures engendrée par les insectes a été estimée à 251 millions d'euros en 2010 (Jacquemin et al. 2017). Représentant 11% de l'agriculture en Belgique. A l'international, ce chiffre monte à 153 milliards d'euro (Gallai et al., 2009). Par ailleurs, selon les résultats de Garibaldi et al. (2013), la visite des abeilles sauvages, améliorerait significativement les productions en terme quantitatif et qualitatif. Enfin, une pollinisation effectuée par des abeilles de différentes espèces de phénologie variée permet d'occuper l'espace et le temps de manière complémentaire (Blüthgen & Klein, 2011 ; Blitzer et al., 2016 ; 1993 ; Hoehn et al., 2008). De ce fait, augmenter la diversité en pollinisateur peut améliorer en termes de rendement et de qualité, la production de fruits et de légumes dont l'homme a besoin pour rester en bonne santé. Enfin, il ne faut pas considérer les services qu'apportent les abeilles aux hommes comme unique argument pour leur conservation. En effet, si tel était le cas, seules les espèces (communes ou non) apportant le plus de services seraient les cibles des plans de conservation pouvant ainsi, affecter négativement les autres espèces qui ne contribuent peu ou pas du tout (Kleijn et al. 2015).

1.1.5. Les principales causes du déclin des abeilles sauvages

En 2019, la liste rouge des abeilles de Belgique a été mise à jour par Drossart et al. 2019. Cette liste répertorie la situation de toutes les espèces d'abeilles de Belgique selon les indications UICN de 2016. Grâce à cette étude, 32.8% des espèces Belges ont été considérées comme étant menacées. Ce pourcentage regroupe les espèces sous le statut vulnérable (8.9% soit 34 espèces), en dangers (8.4% soit 32 espèces) et en danger critique (12.3% soit 47 espèces). Cependant, ce nombre reste une estimation car 9.4% des espèces de Belgique ne

bénéficient pas de statuts UICN à cause d'un manque d'informations suffisantes. De ce fait, la proportion des espèces menacées en Belgique peut varier entre 29.7% et 39.1%. Ce déclin est provoqué par différents facteurs comme la disparition des habitats, le changement climatique, l'utilisation de pesticides, l'introduction d'espèces invasives ainsi que d'autres facteurs dont les impacts réels restent encore inconnus (ondes électromagnétiques, la présence de métaux lourds dans l'environnement,..). Ces facteurs ont tous un impact significatif sur les communautés d'abeilles et doivent être prise en compte dans leur conservation. Cependant, à travers ce document, nous nous concentrons uniquement sur la disparation progressive des habitats qui est l'un des facteurs le plus impactant en Wallonie (Drossart et al., 2018) et pouvant être atténués par une gestion efficace des terrils.

Selon Drossart et al. (2019), 31.2% sur 82 espèces d'abeilles spécialistes sont considérées comme en danger dont 13.5% en danger critique. Tandis que pour les abeilles opportunistes, 31.6% sur 173 espèces sont en danger dont 12.7% en danger critique.

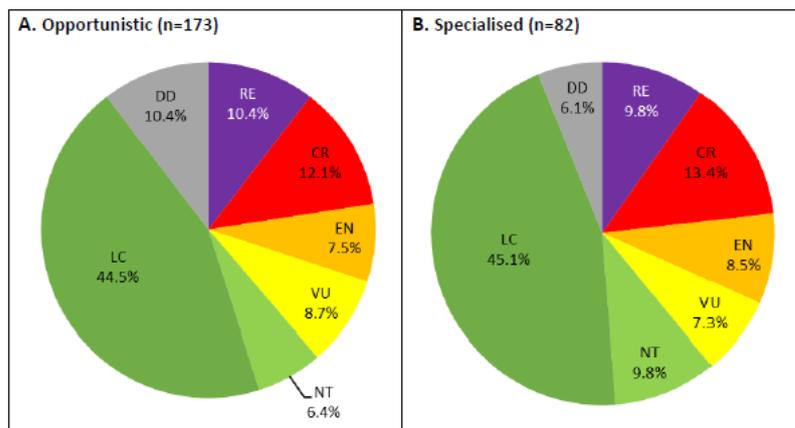


Figure 2 Statut UICN des abeilles sauvages Belgique selon le lectisme : Abeilles généralistes (A) et abeilles spécialistes (B) (Drossart et al. 2019)

En considérant la nidification : 32.5% sur 185 espèces d'abeilles nidifiant dans les sols et 23.6% sur 67 espèces nidifiant dans des cavités au-dessus du sol sont en danger dont respectivement 12.4% et 4.5% sont en danger critique.

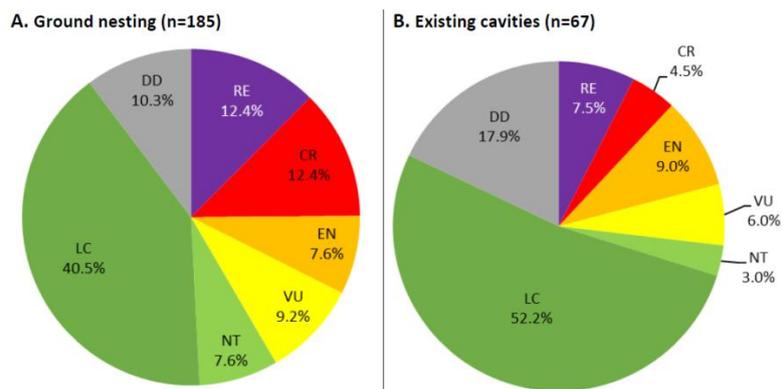


Figure 3 Statut UICN des abeilles sauvages Belgique selon leur stratégie de nidification : Abeilles nichant dans des galeries souterraines (A), Abeilles vivant dans des cavités dans ou au-dessus du sol (B) (Drossart et al., 2019).

Enfin, en considérant le degré de socialité des abeilles de Belgique : 31 % des espèces solitaires sur 232, 33.3 % des espèces sociales sur 46 (dont 21.7% sont éteintes) et 36% des espèces cleptoparasites sur 104 sont considérées comme menacées au niveau du territoire.

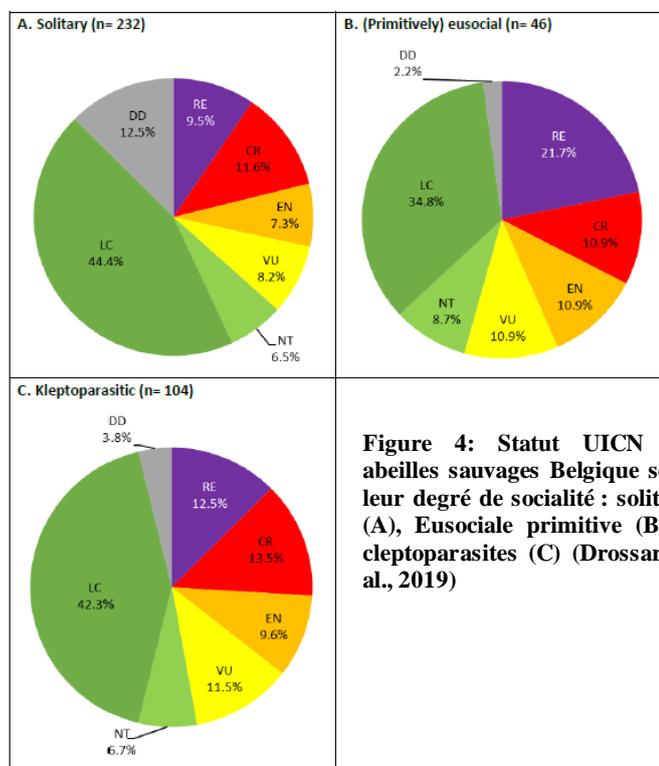


Figure 4: Statut UICN des abeilles sauvages Belgique selon leur degré de socialité : solitaire (A), Eusociale primitive (B) et cleptoparasites (C) (Drossart et al., 2019)

1.1.5.1. Perte d'habitats

La principale cause du déclin des abeilles est liée à la perte et à l'altération d'habitats liées principalement à la fermeture progressive des milieux ainsi qu'à l'intensification de l'agriculture et à l'urbanisation (Rasmont & Mersch 1988; Carvell 2002; Williams & Osborne 2009; Danforth et al. 2019 ; Drossart et al. 2018). Dans le cas de la Belgique, un petit pays densément peuplé (environs 11,492,641 habitants pour un territoire de 30.689 km² en 2020 selon Belgian Federal Government 2020a), les terres agricoles occupent 932.854 ha, les prés : 649.609 ha, les bâtis : 419.930 ha et les forêts : 604.172 ha (Belgian Federal Government 2020b). Cette fragmentation du territoire diminue progressivement la surface d'habitats viables pour les animaux sauvages et en particulier les abeilles limitant ainsi la disponibilité des ressources, de zones propices à la nidification et aux flux de gènes entre les communautés. Prenons par exemple, les milieux sablonneux qui sont devenus l'un des habitats les plus rares en Europe suite à leur disparition progressive notamment à cause du recouvrement végétal (Hoekstra et al., 2005; Riksen et al., 2006; Fanta and Siepel, 2010). La biodiversité liée à ce type de substrat en est donc fortement impactée. En effet, un grand nombre d'espèces d'hyménoptères aculéates sont inféodées aux substrats sablonneux (New, 2012), à tel point que certaines d'entre elles ne se retrouvent nulle part ailleurs (Riksen et al., 2006; Exeler et al., 2009; Fanta and Siepel, 2010). La raréfaction de certaines espèces serait également liée à la régression de l'abondance de certaines fleurs comme dans le cas des bourdons dont le déclin serait influencé par la diminution de plantes à longues corolles comme les Fabaceae, les Lamiaceae, ou les Boraginaceae (Rasmont et al. 2005).

1.1.5.2. Intensification agricole

Dans le passé, les cultures proposaient un grand nombre d'habitats car elles étaient plus hétérogènes et étaient séparées par des haies (Robinson & Sutherland 2002 ; Mazoyer & Roudart 2006). L'intensification des procédés agricoles actuels comme l'utilisation massive d'engrais chimiques, la standardisation de monocultures et la perte des arbres ou des haies, mène actuellement à l'eutrophisation du sol et à l'uniformisation du paysage diminuant ainsi fortement le nombre d'habitats possibles pour les animaux (Williams 1988; Cane & Tepedino 2001 ; Carvell 2002; Rasmont et al. 2005 ; Goulson et al. 2006; Le Féon et al. 2010 ; Christians 1998). De plus, les terres agricoles sont en générales, de mauvais écosystèmes pour les abeilles. En effet, ces zones subissent divers actions humaines néfastes pour les abeilles

telles que le labourage, des rotations de plantations annuelles et des traitements chimiques (Danforth et al. 2019). Le labourage détruit les nids peu profonds des espèces fouisseurs, la rotation de plantes cultivées entraîne une instabilité de la communauté végétale et les traitements chimiques sont toxiques pour la plupart des espèces ou diminuent la diversité végétale de la zone (Danforth 2019). Enfin, selon Kleijn et al. (2015), les communautés d'abeilles présentes dans le milieu agricole sembleraient différentes en termes d'abondance et de diversité par rapport au milieu naturel. En moyenne, seulement 12.6 % des espèces connues dans une région dans le monde seraient retrouvées dans des « écosystèmes » agricoles et seraient constituées principalement d'espèces communes. L'intensification des pratiques agricoles s'accompagne également de l'utilisation de différents produits phytopharmaceutiques (herbicides, insecticides, fongicides, etc...) qui ont des impacts directs et indirects sur les abeilles (Devillers & Pham-Delègue 2003; Brittain & Potts 2011 ; Woodcock et al. 2016). En effet, ces pesticides semblent affecter leurs comportements de recherche de nourritures (Morandin et al. 2005, Mommaerts et al. 2006, Feltham et al. 2014), leur sociabilité (Brittain & Potts 2011) ainsi que le développement des reines chez les bourdons (Whitehorn et al. 2012; Woodcock et al. 2017). En Belgique, environ 5 kg de pesticides par hectare sont déversés chaque année dans la majorité des champs agricoles (Eurostat 2018; Wallonie Environnement SPW 2018). Les pesticides les mieux connus pour leurs impacts significatifs sur les abeilles proviennent de la classe des néonicotinoïdes qui sont des substances neurotoxiques provoquant une paralysie et la mort de l'insecte (Tomizawa & Casida 2005 ; Goulson, 2013). De plus, les néonicotinoïdes s'accumulent et persistent dans le sol et dans les plantes (Krupke et al. 2012; Goulson et al. 2015 ; Woodcock et al. 2016).

1.1.5.3. L'urbanisation

Le développement des villes est un autre élément majeur dans la perte massive d'habitats menant au déclin des pollinisateurs (Ahrne et al 2009, Deguines et al. 2016). De plus, le milieu urbain est constamment perturbé, les ressources florales dispersées et le sol majoritairement bétonné, le rendant imperméable. Cette artificialisation des sols augmente chaque année et la Belgique est le 3^e pays en Europe ayant un rapport d'artificialisation des sols les plus élevés. Enfin, le milieu urbain a également des effets négatifs sur les interactions entre les plantes et les pollinisateurs comme des décalages dans leur phénologie (Geslin et al. 2013). Cependant, certaines caractéristiques du milieu urbain peuvent avoir des effets positifs pour des espèces d'abeilles (Wilson & Jamieson, 2019). En effet, des études ont montré que

les zones urbaines ayant une diversité et une abondance florale importante peuvent avoir une diversité importante d'abeilles et dans certains cas, une diversité plus importante que le milieu naturel qui les entoure (Pardee & Philpott, 2014 ; Pawelek et al. 2009). Par exemple, les abeilles solitaires généralistes et nichant dans les cavités telles que les osmies s'intègrent mieux au milieu urbain en ayant plus de chance de trouver de la nourriture et des emplacements propices à la nidification. Au contraire, les espèces spécialistes semblent être plus impactées par l'urbanisation. En effet, la présence d'abeilles spécialistes dans un milieu urbain dépend de la disponibilité de l'espèce ou de la famille florale hôte. Les abeilles sociales comme les bourdons et les *Lasioglossum*, ont quant à elles, besoin de beaucoup plus de ressources sur de plus longues périodes pour entretenir leurs communautés et se retrouvent généralement en périphérie des villes (Fiordaniso, 2020 ; Glaum et al., 2017). La présence des abeilles fouisseuses en milieu urbain dépend également de la disponibilité et de la texture du sol dans les espaces verts (parcs, jardins, terrains vagues etc). Il est donc évident que les zones urbaines avec beaucoup d'espaces verts, des sols disponibles et une communauté végétale diversifiée et en fleur toute l'année, peuvent accueillir une importante diversité d'abeilles. (Fortel, 2014 ; Pardee & Philpott, 2014 ; Pawelek et al. 2009).

1.1.5.4. Changements climatiques

Le réchauffement climatique a également un impact significatif sur les pollinisateurs sur différentes échelles. En effet, ces effets peuvent impacter directement les pollinisateurs, les fleurs et les interactions plantes-pollinisateurs (Ferard et al., 2020). Cependant, d'autres paramètres climatiques semblent également avoir des effets sur les interactions fleurs-pollinisateur tels que : la concentration en CO₂, l'Ozone, la fréquence des précipitations (Minckley et al., 2013). Au niveau des abeilles, l'élévation de la température semble avoir des effets négatifs sur la taille de certaines espèces (Gérard et al., 2018a). En effet, celle-ci diminuerait avec l'augmentation de la température ambiante pour des raisons d'un taux métabolique plus important et un développement plus rapide (Gérard et al., 2018a ; Kingsolver & Huey, 2008 ; Oliveira et al., 2016). Naturellement, cette modification de la température pousse certaines espèces à migrer dans des zones plus propices. Par exemple, depuis une centaine d'année, les bourdons, généralement plus adaptés à des climats froids, semblent migrer dans des régions à plus hautes altitudes et à des latitudes plus au nord. (Kerr et al., 2015 ; Pyker et al., 2016). Enfin, la phénologie de certaines espèces semble être perturbée par l'augmentation de la température engendrant des émergences précoces (Dalin,

2011 ; Duchenne et al., 2020a et b). En effet, Sur 70 ans, l'émergence de 40 % des espèces d'abeilles semble être avancée mais les raisons spécifiques de ces changements ne sont pas encore connues (Duchenne et al., 2020). L'augmentation de la température semble également impacter la quantité et la qualité des ressources florales (Pacini et al., 2003). En effet, selon certaines études, une diminution du diamètre des fleurs (Hoover et al., 2012), du nombre de fleurs (Morisson & Stewart, 2002) et de la taille des plantes (De Frenne et al., 2011 ; Qader et al., 2012) ainsi que des périodes de floraisons précoces (Menzel et al., 2006) sont observées avec l'élévation de la température. Cependant, selon d'autres études, ce constat semblerait ne pas être systématiquement le cas partout (Willmer et al., 1981 ; Schweiger et al., 2010). Le pollen et le nectar sont également affectés par l'augmentation de la température entraînant ainsi une diminution de la qualité nutritionnelle et de l'attractivité des plantes (Sato et al., 2006 ; Paupière & Van Heusden, 2014 ; Pressman et al., 2014 ; Descamps et al., 2018). Enfin, l'augmentation de la température modifie le réseau d'interactions entre les plantes et les pollinisateurs en créant des décalages temporels ou spatiaux pouvant dans certains cas, mener à l'extinction locale des fleurs et des insectes concernés (Scheffers et al., 2016). En effet, les plantes qui fleurissent précocement n'ont pas systématiquement la visite de leurs pollinisateurs principaux (Kehrberger & Holzschuh, 2019) impactant leur reproduction sur la production de fruits/graines (Kudo & Cooper., 2019) pouvant ainsi mener à une diminution de la diversité végétale (Fontaine et al., 2006). De plus, l'émergence précoce de certaines espèces d'abeilles peut entraîner une diminution de la complémentarité fonctionnelle des assemblages (Duchenne et al., 2020) réduisant ainsi l'efficacité et la stabilité des réseaux pollinisateur–plantes (Memmot et al., 2007). Enfin, l'augmentation de la température impacte également les signaux chimiques émis par les fleurs en modifiant la composition ou l'abondance des molécules de ces composés volatiles embrouillant ainsi le pollinisateur ou l'empêchant de reconnaître la fleur hôte (Farré-Armengol et al., 2014).

1.1.5.5. L'introduction d'espèces invasives, des pollinisateurs domestiqués et des parasites

L'introduction de pollinisateurs domestiqués notamment l'abeille domestique (*Apis mellifera*) dans le milieu naturel peut avoir des impacts négatifs sur les communautés de pollinisateurs sauvages (Vereecken et al. 2015 ; Geslin et al. 2017). En effet, les abeilles domestiques sont une espèce eusociale et ont besoin d'une grande quantité de ressources sur de longues périodes pour subvenir aux besoins de leur communauté. C'est pourquoi, elles

vont occuper généralement les zones possédant le plus de nourriture rentrant ainsi en compétition avec les abeilles sauvages locales moins compétitrices. Cette situation est très nocive pour les communautés sauvages. En effet, l'accès aux ressources florales est limité et les espèces sauvages doivent dépenser plus de temps et d'énergies à la recherche de nourriture affectant ainsi les ressources disponibles pour leur descendance et augmentant de ce fait, le taux de mortalité chez les larves pendant l'hiver (Tepedino & Torchio 1982). Une absence prolongée provoquée par l'augmentation du temps de collecte et peut également engendrer une augmentation des risques liés au parasitisme et aux attaques des prédateurs sur les nids. De plus, le sex-ratio de la communauté peut être altéré. En effet, les femelles en manque de ressources semblent produire plus de mâles que de femelles dans ces conditions (Peterson & Roitberg 2006). Les espèces introduites peuvent également accentuer la dispersion de maladies et de parasites dans les communautés sauvages et influencer la diversité florale ainsi que la qualité des ressources de la zone d'introduction. En effet, certaines plantes invasives semblent être favorisées par les visites des abeilles généralistes modifiant ainsi la composition florale d'une zone (Chapin et al., 2000; Richardson et al., 2000; Levine et al., 2003). A l'inverse, les plantes natives voient leur efficacité de reproduction diminuée en l'absence de leurs pollinisateurs spécifiques remplacés par des pollinisateurs moins efficaces ou parce qu'elles rentrent directement en compétition avec des plantes exotiques et invasives (Levine et al., 2003). La mise en place de ruches et l'introduction de plantes exotiques dans les milieux naturels ou sur les terrils ne sont donc absolument pas bénéfiques pour la conservation des abeilles sauvages.

1.1.6. Stratégies de conservation

Comme énoncé précédemment, le déclin des abeilles sauvages en Belgique est majoritairement lié à la fragmentation, la perte et la dégradation de leur habitat menant à la réduction de la diversité et de l'abondance des ressources florales (Steffan-Dewenter et al. 2002 ; Thomas et al. 2004 ; Morón et al. 2009 ; Darvill et al. 2010 ; Mayer et al. 2012). Le moyen le plus facile et le plus efficace pour aider les pollinisateurs serait donc de créer et entretenir un maximum d'habitats. De ce fait, des milieux non utilisés tels que les terrils seraient idéals pour combler cette diminution d'habitats s'ils sont aménagés efficacement. Pour se faire, un habitat adéquat pour une abeille doit être pourvu d'une source de nourriture, d'un site de nidification et de matériaux de construction (Gathlann & Tschardtke 2002). Ces

éléments doivent être relativement proches les uns des autres selon la capacité de vol des différentes espèces (Westrich 1996). Parmi ceux-ci, Les sources de nourritures semblent être le paramètre le plus influent et le plus facile à aménager. En effet, plusieurs études, notamment certaines menées sur les espaces verts urbains, ont démontré que la biodiversité en pollinisateur s'améliore drastiquement avec l'augmentation de fleur en termes d'abondance et diversité (Fortel, 2014 ; Goddard et al., 2012 ; Pardee & Philpott, 2014 ; Pawelek et al. 2009 ; Persson et al., 2020). Enfin, il est également important que ces habitats soient connectés les uns aux autres dans le but d'établir des réseaux écologiques permettant de favoriser le flux de gènes entre les communautés ainsi que les colonisations de différents milieux (Buchholz et al. 2019).

C'est pourquoi, les terrils peuvent représenter des sources d'habitats extrêmement intéressants et devraient être d'avantages mise en avant dans la protection de la biodiversité. En effet, il existe des centaines de terrils en Wallonie constituant une large surface d'habitats variés et pouvant représenter une surface d'espaces verts non négligeable pour les zones urbaines notamment à Charleroi qui en compte plusieurs dizaines représentant plus de 500 Ha. De plus, un seul terril peut comporter différents microclimats et habitats pouvant être absents dans les paysages qui les entourent. Cette différence est liée par les caractéristiques propres aux terrils qui seront décrites plus tard dans ce document. Enfin, les terrils peuvent représenter des zones clés dans un réseau écologique à grand échelle. En effet, comme nous pouvons le voir à la figure 2, les terrils de Wallonies sont proches les uns des autres et se distribuent majoritairement entre les régions de Mons et de Liège. De plus, certains terrils sont connectés les uns aux autres par le réseau de RAVEL qui pourraient être aménagés comme corridors biologiques idéaux.

Les terrils plats qui furent les premiers à être édifiés entre le XVIIIe et XIXe siècles. A cette époque, les déchets miniers étaient déposés par wagonnets tirés par des chevaux ou par la force humaine. A cause de cette contrainte technique, les premiers terrils ne dépassent pas les 30 m de haut pour une dimension entre 100 et 300 m de long contenant moins d'un million de mètres cube de déchets. Les schistes de ces terrils ont généralement été utilisés comme matière première pour la réalisation de certains travaux comme la construction de route et comme remblais d'anciennes carrières

Les terrils les plus hauts ayant une forme conique datent du XIXe et début XXe siècle. Contrairement à la première génération de terrils, les déchets miniers ont été amassés par des systèmes mécaniques plus perfectionnés (par rampes mécaniques et par téléphériques), permettant ainsi l'édification de terrils beaucoup plus imposants. Ces terrils peuvent atteindre les 100 m d'altitudes pour un rayon variant entre 100 et 200m et pouvant contenir entre 1 et 3 million de mètres cubes de déchets miniers

Les terrils qualifiés de « modernes » ont été remaniés durant la seconde moitié du XXe siècle pour extraire les résidus de charbons présents dans le substrat. Ce type de terril est caractérisé par des pentes moins importantes et d'un relief présentant différents plateaux à différentes altitudes ainsi que la présence de bassins de décantation ou bassin à schlamms (Rasmont et Barbier, 2000). La surface de ces terrils peut atteindre une centaine d'hectares et peut contenir plus de 20 millions de mètres cubes de déchets. Ils comportent une végétation introduite plus importante et l'absence de zones de combustion. (Rasmont et Barbier, 2000).

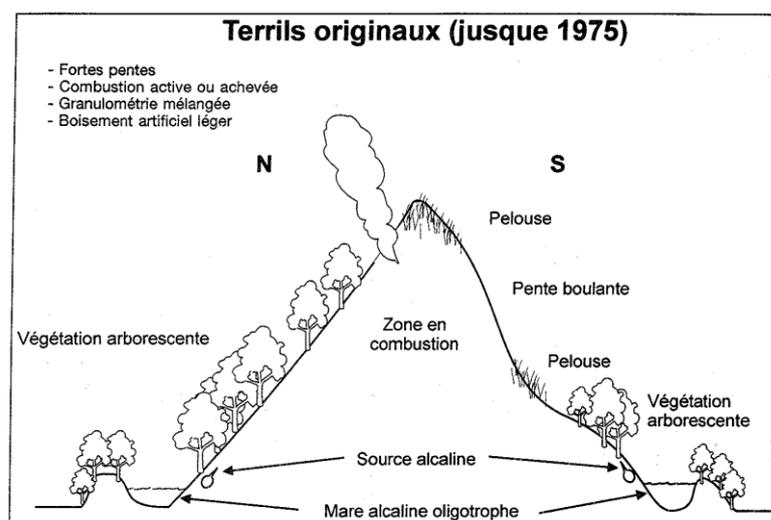


Figure 6 : Profil d'un terril d'origine jusqu'en 1975 (source : Rasmont & Barbier, 2000)

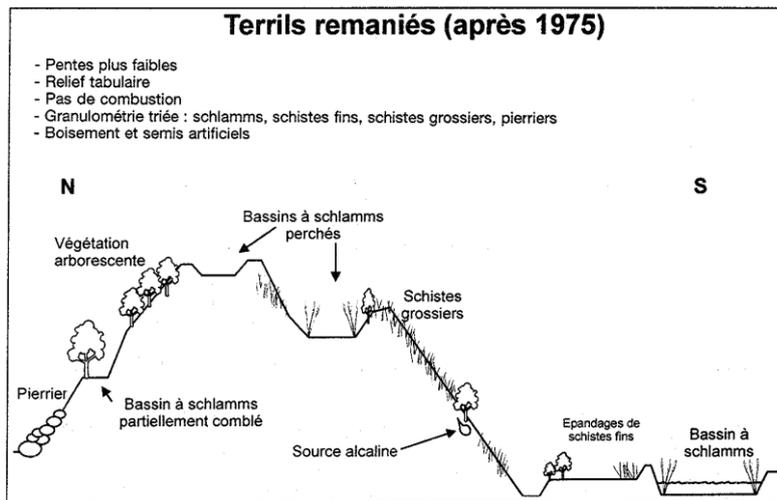


Figure 7 : Profil d'un terril remanié (source : Rasmont & Barbier, 2000)

1.2.1.2. Caractéristiques des terrils

Le substrat des terrils est issu des différents dépôts de schistes et de déchets provenant des industries du charbonnage. De ce fait, la composition et la texture du sol varient entre les terrils et le terril lui-même. Cependant, le substrat de la plupart des terrils ne comprend pas suffisamment de matières organiques pour être qualifié comme un véritable sol mais devrait plutôt être considéré comme une roche mère. En effet, seuls les sols des terrils ayant développés une couverture végétale suffisamment importante depuis un certain nombre d'années, peuvent contenir assez de matières organiques pour former une légère couche de sol (Frankard, 2000). Les roches qu'on retrouve généralement sur les terrils proviennent du carbonifère supérieur et peuvent contenir du grès psammite, des schistes, des nodules de pyrites, des scories, des cendres et des concrétions pélitiques du type septaria (Housen ; MBM CPIE Chaîne des Terrils ; Destination terril.com). Cependant, pour la plupart des terrils, le schiste reste le composant principal du substrat. Pour la texture du substrat, on retrouve des schistes grossiers dont la taille moyenne avoisine le centimètre ainsi que des schistes fins dont la taille est inférieure ou égale au centimètre. Parmi les schistes fins, on distingue les « schlammes » comme des particules dont la taille est inférieure à 0.1 mm et se retrouvent généralement dans des anciens bassins de décantations d'eaux usées provenant du remaniement des terrils. En général, les terrils de grandes tailles sont principalement composés de schistes grossiers et peuvent contenir des zones de schistes fins ou de bassins à schlammes tandis que les terrils plats peuvent être composés de schiste fin. La texture des particules rend le substrat des terrils aéré et hautement perméable à l'eau, limitant sa rétention et rendant ainsi le sol relativement sec (Frankard, 2000). De plus, si le terril a été édifié sur un

sol imperméable (avec une teneur en argile très élevée), l'eau de pluie va percoler à travers le terril et s'accumuler à sa base pouvant mener à l'apparition de mares autour du site. Ces mares contiennent généralement une grande quantité de sels dissous et attirent une faune et une végétation halophile associée (Frankard, 2006). Mise à part les matières minérales (schistes, grès,..), le substrat peut contenir d'autres matériaux comme des matières plastiques, de la ferraille et/ou des produits chimiques provenant des cokeries (MBM CPIE Chaîne des Terrils). Enfin, le substrat comporte généralement une forte concentration en magnésium ainsi qu'une carence en phosphate et en azote (Frankard, 2006). Le pH, quand-à lui, varie entre 3 et 9 d'un terril à l'autre et parfois au sein même du terril (Frankard, 2006).

1.2.2. La biodiversité associée aux terrils de Wallonie.

La biodiversité présente sur les terrils peut varier drastiquement entre différents terrils. En effet, la faune et la flore des terrils sont fortement influencées par plusieurs paramètres physico-chimiques et topologiques qui rendent le terril unique. Ces éléments sont : le paysage environnant (champs, forêts, milieu urbain, etc), l'humidité et la température à la surface du sol, le pH et la concentration de certains minéraux ou de métaux lourds, etc.

1.2.2.1. La Flore sur les terrils wallons

La température à la surface du terril semble être un des facteurs limitant les plus importants dans la répartition nombreuses espèces herbacées surtout sur le versant sud dont la température à la surface du sol peut varier entre 25 et 50° en été (Acheroy, 1985). On observe donc un effet de versant influençant la répartition des différents milieux. En effet, sur le versant sud (adret), on retrouve généralement des milieux ouverts avec une végétation plus herbacée, thermophile et xérophile comprenant majoritairement des annuelles à cycle de vie court ainsi que des chaméphytes (sédums) dans les zones les plus chaudes. A l'inverse, sur le versant nord (ubac), on retrouve généralement des milieux plus fermés avec végétation plus dense et forestière (Acheroy 1985). Selon Frankard (2006), on retrouve sur les terrils des espèces végétales rares en Belgique mais également de nombreuses espèces introduites en généralement invasives (*Robinia pseudoacacia*, *Senecio inaequalis*, *Buddleja davidii*, *Prunus serotina*,...). On note également la présence de mousses ainsi qu'une importante flore mycologique dont deux espèces thermophiles essentielles dans la mycorrhization des bouleaux pionniers et exclusives aux terrils en Belgique.

Comme pour les sols perturbés, la végétation sur les terrils s'est développée suivant en plusieurs stades allant d'un stade de colonisation jusqu'à un état climax (Frankard, 2006) : Lors de la colonisation, la répartition des espèces végétales pionnières (Principalement : *Rumex scutatus*, *Tussilago farfara*, *Clematis vitalba*, *Senecio inaequidens* et *Betula pendula*) varient généralement selon l'exposition au soleil, au pH et/ou à l'hygrométrie du sol. De plus, le substrat nu est très instable, limitant ainsi le développement de certaines espèces végétales. Ces espèces sont accompagnées par des plantes xérophytes telles qu'*Echium vulgare*, *Picris hieracioides*, *Reseda lutea* et contribuent à la stabilisation des pentes du terril. Après la colonisation et la stabilisation des pentes, la végétation laisse place à des pelouses sèches, des graminées ou à des forêts de bouleaux. Il existe différents types de pelouses selon l'espèce végétale dominante présente. On retrouve des pelouses dominées par des *Echium vulgare* et *Berteroa incana*, par des *Melica ciliata*, par des *Vulpia myuros* et par des *Hieracium*. Les pelouses sèches se développent et se maintiennent généralement sur les zones les plus xériques. Les prairies quant à elles, sont dominées par les graminées et se développent sur des sols plus humides et frais, peu ou non acides. Avec le temps, les prairies laissent place à des bois occupant le dernier stade de développement de la végétation dominés généralement par des *Betula pendula* et des *Salix caprea* ou par des *Robinia pseudoacacia*. Enfin, à l'état climax de la végétation, d'autres arbres tels que *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus* et *Quercus robur* se développent et donnent aux terrils une allure forestière commune dans le paysage de la région. Cette nouvelle forêt s'accompagne de plantes herbacées que l'on retrouve aux lisières et dans le milieu forestier (*Eupatorium cannabinum*, *Epilobium angustifolium*, *Geranium* sp, *Geum urbanum*,...).

1.2.2.2. La Faune sur les terrils

De par leur nombre varié d'habitats différents, les terrils peuvent être un refuge pour la faune dans un paysage de plus en plus uniformisé et urbanisé. On retrouve des animaux communs du milieu forestier comme des renards, des mustélidés, des rapaces, et du gibier dans les zones boisées des terrils. Dans les zones humides et les mares, on y retrouve des espèces rares d'amphibiens comme le crapaud calamite ou l'alyte accoucheur, deux espèces menacées sur notre territoire qui se retrouvent dans les milieux rocaillieux et ouverts (Lemoine 2012). Enfin, dans les zones herbacées, nous retrouvons majoritairement des oiseaux, de petits rongeurs et des insectes. Pour l'entomofaune, un inventaire mené par Hauteclair et al., (2006), a apporté énormément d'information sur l'entomofaune de 24 terrils en Wallonie. Les résultats de cette étude ont montré que les terrils comportent des communautés très

diversifiées de lépidoptères rhopalocères (43 espèces recensées), de coccinelles (23 espèces recensées) et d'orthoptères (21 espèces recensées). De plus, certains terrils semblent avoir une entomofaune bien plus intéressante que d'autre avec une concentration d'espèces rares que l'on ne trouve pas dans les autres habitats de la région. Dans le cas des hyménoptères, d'anciennes études menées dans le Hainaut sur les vespiformes et sur les abeilles sauvages ont montré que certains terrils semblent abriter en abondance des espèces rares (Bouchat, 1985 ; Barbier 1989 ; Rasmont et al., 1990 ; Barbier et al. 1990). Les terrils semblent être des refuges pour l'entomofaune en Belgique car ils sont dépourvus de l'utilisation de pesticides et possèdent une végétation caractéristique (Bouchat, 1985). Parmi, les éléments propres aux terrils, la texture du substrat semble être le facteur le plus important dans la répartition des espèces rares. En effet, on retrouve un grand nombre d'espèces psammophiles sur les terrils possédant des zones à schistes fins tandis qu'on retrouve généralement, des espèces calcicoles dans les milieux à schistes grossiers (Rasmont et al., 1990). Le schiste fin est un habitat très intéressant pour les hyménoptères car il est proche du milieu sablonneux et attire un grand nombre d'espèces (Barbier 1989 ; Tropek et al. 2013). Ces milieux doivent être une cible prioritaire dans la gestion du terril car ce type d'habitat est actuellement le milieu le plus rare en Europe. De plus, les espèces qui y sont associées telles que le *Bembix rostrata* ne se retrouvent sur aucun autre substrat (Hoekstra et al., 2005; Riksen et al., 2006; Fanta & Siepel, 2010). Ensuite, la végétation du terril semble également, être un autre facteur influençant fortement la composition des communautés des abeilles. En effet, on observe la présence d'une majorité d'espèces d'abeilles à langue longue dans les milieux dominés par des espèces végétales à corolles profondes telles que les lamiaceae et boraginaceae (Rasmont et al., 1990). Enfin, chaque terril est unique et peut receler une biodiversité totalement différente à celle de ses voisins (Barbier 1989 ; Rasmont et al., 1990 ; Barbier et al., 1990 ; Hauteclair et al., 2006).

1.2.3. Menaces

Le risque majeur pour la diversité des abeilles sur le terril est le développement de la végétation à son état climax (milieu forestier). En effet, le développement de forêts engendre une fermeture du milieu ainsi qu'à l'uniformisation du terril diminuant de ce fait, le nombre d'habitats et la diversité locale. Cette fermeture progressive peut être accélérée par des espèces végétales invasives telles que le *Buddhlejia davidii* et le *Prunus serotina* ou par des espèces locales comme *Calamagrostis epigejos* et *Betula pendula* (Lemoine 2011 ; Danforth

et al. 2019). La non-gestion d'un terril conduit donc inévitablement à une banalisation des milieux et enlève la possibilité d'avoir des habitats variés

1.3. Gestion des terrils comme espaces semi-naturels

1.3.1. Les généralités sur la gestion des espaces naturels

Actuellement, il n'existe pas de plan global pour l'aménagement des terrils en faveur de la biodiversité et sont généralement laissés à l'abandon. Cependant, les différents milieux que l'on retrouve sur les terrils peuvent bénéficier des différentes méthodes entreprises dans la gestion des espaces naturels. Ces méthodes varient en fonction du type de milieu que nous voulons maintenir (pelouses sèches et humides, forêts, tourbières, sablières, etc) qui ont des propriétés écologiques ainsi que des dynamiques qui leur sont propres. Cependant, l'objectif principal du gestionnaire reste le même et consiste au maintien plus ou moins stable du milieu dans le but de préserver ses propriétés écologiques (eg. Pirotte 2010 ; Lemoine 2011, McEvoy et al. 2004, Davidson et al., 2020). Ces gestions peuvent être entreprises dans le but de préserver un patrimoine ou pour attirer et maintenir des espèces animales ou végétales considérées comme rares dans nos régions. A travers ce document, nous nous concentrons uniquement sur la gestion des milieux ouverts composés de pelouses sèches (sur sol schisteux) qui sont des milieux caractérisés par un sol pauvre en nutriments mais possédant une très grande diversité végétale et animale (Frankard 2006). D'une manière générale, pour favoriser une grande diversité d'abeilles, il est important de maintenir le milieu ouvert avec une grande diversité végétale mellifère. Les principales menaces qui entourent ces milieux sont la fermeture du milieu par le développement de la végétation, l'eutrophisation du sol et la destruction du milieu par l'homme. La fermeture progressive du milieu reste cependant, la plus grande menace pour les milieux protégés et est la principale cible des gestionnaires (eg. Pirotte 2010 ; Lemoine 2011 ; Davidson et al., 2020). En effet, cette fermeture se déroule naturellement suite au développement d'espèces ligneuses qui provoque un changement total du milieu engendrant ainsi la disparition des espèces animales et végétales inféodées aux pelouses. Ce phénomène est extrêmement rapide et une forêt peut se développer au bout de quelques dizaines d'années en fonction du milieu (Henaut 2008). La gestion de ce phénomène représente également le facteur le plus coûteux dans la gestion du milieu et doit être réalisée chaque année.

1.3.2. *La restauration du milieu*

Il existe différentes pratiques de restaurations de pelouse qui visent à ré-ouvrir le milieu en détruisant l'ancien. Une des méthodes les plus efficaces, appelée étrépage, consiste à racler la surface du sol à l'aide de machines (eg. Delvingt 2011, Hauguel 2008). Ces méthodes permettent de retirer la végétation de la zone dans l'optique de favoriser le développement d'espèces pionnières à partir de la banque de graines située dans des couches plus profondes du sol. Cependant, il est important de garder quelques structures comme des arbustes, arbres ainsi que des tas de pierres dans les parcelles à entretenir. En effets, ces éléments peuvent servir de refuges et/ou de sources de nourritures pour la faune locale.

1.3.3. *Gestion du milieu*

Dans le cas de la gestion des pelouses sèches, l'objectif principal est de maintenir le milieu ouvert en empêchant la colonisation végétale de le refermer. Cependant, l'entretien des pelouses est également nécessaire pour limiter le développement de certaines espèces végétales sociales comme certaines graminées (*Calamagrostis epigejos*) qui provoquent une compétition entre les végétaux pour la lumière, les nutriments et l'eau (Pirotte et al. 2010 ; Lemoine 2011). Dans le cas des terrils étudiés, certaines plantes invasives comme la renoué du japon (*Reynoutria japonica*), l'arbre à papillons (*Buddleja davidii*), le robinier (*Robinia pseudoaccacia*) et le Cerisier tardif (*Prunus serotina*) ont la capacité de se reproduire très rapidement et occupent donc, plus facilement les ressources de la zone. Ces plantes empêchent de ce fait, le développement d'autres espèces et mènent à la fermeture du milieu. L'entretien des pelouses est un processus répétitif qui doit se faire au moins chaque année. Dans le cas contraire, un abandon du milieu pourrait conduire à un recouvrement total de celui-ci par des graminées (Adam, 1990). Enfin, l'entretien du milieu est généralement réalisé en reproduisant certaines pratiques agricoles comme la fauche, le débroussaillage et le pâturage (Génot, 2008). Le fauchage tardif se réalise une fois dans l'année après le 1^{er} août ou le 1^{er} septembre afin de laisser le temps aux plantes de réaliser leur cycle de reproduction et leur dispersion (Plan Sapoll 2019-2029). Cependant, certaines espèces semblent ne pas supporter le fauchage et finissent par disparaître de la zone (Delescaille, 2006). De plus, une fauche trop intense (varie en fonction du milieu) peut diminuer la diversité et l'abondance florale et de ce fait impacter les abeilles sauvages (Davidson et al. 2020). Cette méthode est généralement réalisée à l'aide de machines ou à la main et reste le moyen de gestion le plus pénible car demande une organisation plus importante. De ce fait, dans certaines situations,

l'utilisation d'animaux d'élevage est privilégiée car cette méthode permet d'entretenir le milieu sur le long terme. Selon les objectifs de la gestion du milieu, Il existe le pâturage intensif et le pâturage extensif. Le pâturage intensif permet de garder un sol nu en exerçant une pression intense sur la végétation tandis que le pâturage extensif permet à la végétation de se régénérer (Hauteclair 2010). Les résultats de cette pratique varient en fonction de différents paramètres tels que l'espèce utilisée, l'âge des animaux, la durée du pâturage et le nombre de jours. Enfin, le nombre d'animaux utilisé influence la pression (ou la charge) qu'exerce le bétail sur le milieu et est exprimé en unité de gros bétail ou UGB pouvant être calculé par l'équation ci-dessous:

$$\text{Nombre d'animaux} = \frac{\left(\frac{\text{Charge}}{\text{ha.an}}\right) \times \text{surface}}{\text{UGB}(\text{spécifique})} \times \frac{365}{\text{nombre de jours}}$$

Où la *charge/ha.an* correspond à une valeur de référence pour le pâturage extensif qui varie en fonction du milieu. Dans le cas des pelouses sèches, la valeur égale 0.5 UGN/ha.an.

L'UGB spécifique correspond à une valeur spécifique à l'espèce utilisée et à sa catégorie (Bovin, équin, etc). Dans le cas des abeilles, le pâturage intensif peut être utilisé pour créer et/ou maintenir de potentiels sites de nidification pour les abeilles souterraines. Cette méthode est utilisée sur le terri d'Hensies qui est un site visité durant cette étude. Cependant, un pâturage peut altérer les propriétés de la surface du sol et impacter un potentiel site de nidification d'abeilles (Wuellner, 1999 ; Vulliamy et al., 2006; Davidson et al.,2017)

2. Questions de recherches et hypothèses

L'objectif principal de cette étude est de réaliser un inventaire des communautés d'abeilles sauvages que l'on peut retrouver sur certains terrils du Hainaut. En effet, trop peu d'études ont été réalisées sur ce sujet et certaines d'entre-elles datent de plusieurs dizaines d'années (Lefebvre 1970 ; Badot, 1989 ; Barbier, 1989 ; Rasmont et al., 1990 ; Barbier et al. 1990 ; Rasmont et Barbier 1998 ; Lemoine 2012). D'autres objectifs ont également été fixés à travers cette étude, à savoir :

- 1) Décrire les différentes communautés selon leur diversité, les différents traits écologiques et du statut UICN des espèces qui les composent. Lors de ces comparaisons, nous nous attendons à ce que ces communautés soient différentes en termes de diversité et d'originalité sur tous les terrils étudiés. En effet, chaque terri possède des facteurs écologiques et topologiques uniques

pouvant influencer la composition des communautés d'insectes. De telles différences entre les communautés d'insectes ont déjà été observées sur des terrils proches les uns des autres (Barbier, 1989 ; Rasmont et al, 1990 ; Hauteclair et al., 2006).

- 2) Comparer les communautés d'abeilles des terrils visités par rapports à celles venant d'autres habitats étudiés dans la région durant la même période. En effet, nous nous attendons à ce que les communautés d'abeilles sur les terrils soient originales et comportent des espèces rarement présentes dans les autres habitats de la région. Ceci a déjà été observé chez les abeilles sauvage (Barbier, 1989 ; Rasmont et al., 1990), chez les vespiformes (Barbier et al.,1990) ainsi que les orthoptères, les coccinelles et les Lépidoptères (Hauteclair et al., 2006), présents sur les terrils de la région d'Hennuyère.
- 3) Mettre en évidence les facteurs influençant la diversité des communautés d'abeilles sauvages sur les terrils tels que : la diversité végétale, l'ouverture du milieu, la position géographique du site sur le terril et le paysage autour des sites d'échantillonnage. Ces analyses ont pour but d'isoler les zones les plus propices à aménager pour la conservation des abeilles. On pourrait s'attendre à des communautés d'abeilles sauvages soit plus abondantes et plus diversifiées dans les milieux ouverts (les pelouses, les végétations pionnières et les friches) que dans les milieux boisés à cause d'une diversité florale plus importantes.

Enfin, à travers cette étude, nous proposerons des éléments et des observations qui pourraient servir dans l'élaboration de plans de gestion des terrils pour la conservation des abeilles sauvages.

3. Matériels et méthodes

3.1.1. Choix et description des sites

Les terrils les plus éloignés géographiquement sont les terrils d'Hensies situé dans la commune d'Hensies et le terril n°8 Pays-Bas situé à Châtelet, représentant une zone d'échantillonnage d'environ 60 km.

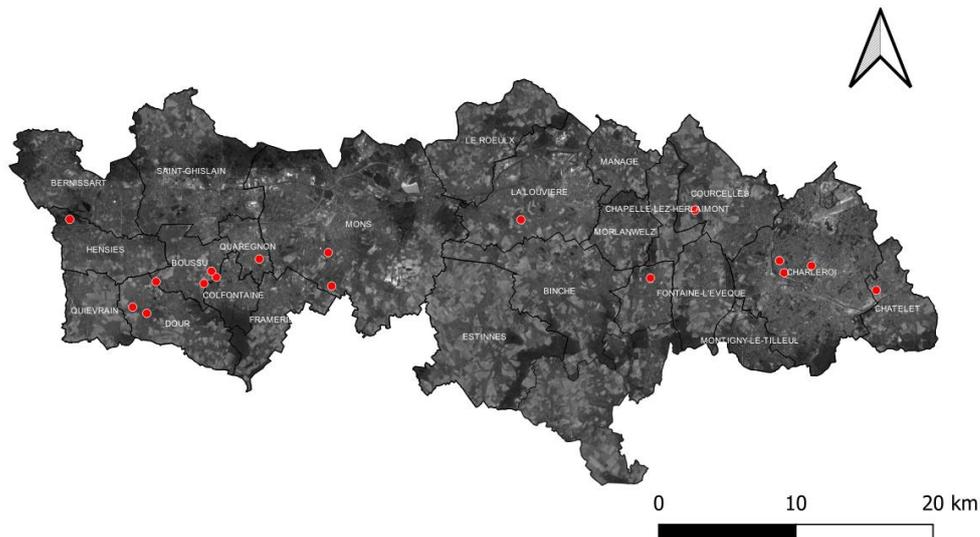


Figure 8 Répartition des 17 terrils visités entre Hensies et Charleroi

Au cours de cette étude, les 26 sites situés sur les 17 terrils visités ont permis de regrouper un maximum d'informations sur les communautés d'abeilles sauvages présentes sur ces terrils. En effet, peu de terrils belges ont été le sujet d'études scientifiques et l'entomofaune actuelle de ces milieux reste encore peu connue. C'est particulièrement le cas pour les hyménoptères pour lesquels les derniers inventaires complets ont été réalisés plusieurs décennies avant cette étude et se concentraient sur quelques terrils (Badot, 1989 ; Barbier 1989 ; Toubeau, 1989 ; Barbier et al. 1990 ; Rasmont et al. 1990).

Le terril Saint antoine, le terril Hensies et le Terril de l'Héribus ont été sélectionnés, car ils ont déjà été des sujets d'inventaires d'abeilles sauvages dans le passé (Badot, 1989 ; Toubeau, 1989 ; Barbier 1989 ; Rasmont et al. 1990). De ce fait, les données concernant ces anciennes communautés pourront être comparées avec les données actuelles. Ensuite, certains terrils comme le terril de Cibly, Belle-vue-du-Huit, le Ferrand n°1, le Rieux du cœur n°2c, le n°5 Trazegnies, le Grand buisson n°1, le Dix-huit, le Naves-à-bois, le Sacré-Français et N°8 Pays-Bas ont été sélectionnés, car ils possèdent des zones ouvertes estimées intéressantes pour les abeilles. Enfin, Le terril 7-8 Hornu Wasmes et le terril Bayemont Saint Charles ont été choisis suite à des observations d'espèces intéressantes. Ensuite, plusieurs sites ont été sélectionnés sur un même terril dans le but d'étudier la distribution des communautés par rapport à leur ouverture afin d'identifier le type de milieu à privilégier pour la conservation des abeilles. Par exemple, sur le terril Saint-Antoine, 3 sites ont été sélectionnés en fonction de différents degrés d'ouvertures du milieu (ouvert, semi-ouvert et fermé). Le périmètre de

chaque site a ensuite, été défini (au possible) sur un périmètre de 250 m de rayon correspondant à la distance de vol des petits spécimens. Leurs délimitations ont été déterminées par la présence d'obstacles paysagers (pentes, rangées d'arbres, ...) et par l'ensemble des zones d'intérêts définies lors de la phase de repérage. Leurs étendues variaient selon l'homogénéité du paysage (petite dans un milieu fermé et plus grande pour un milieu ouvert). Enfin, la surface des différents sites visités a été calculée à l'aide du logiciel QGIS (version 3.16). Une cartographie des différents terrils et sites visités peut être consultés aux figures 24 à 37 à l'annexe 9.1 « Cartographie des sites et de la distribution des espèces ».

Table 2 Tableau regroupant les informations générales concernant les 17 terrils et les 26 sites visités durant cette étude. Les informations présentes dans ce tableau proviennent d'observations menées sur le terrain et de la série de couches de données thématiques « Terrils (version 2018) –série » (SPW, 2018).

Nombre d'espèces	Habitats présents sur le terril	Ouverture du milieu sur	position-orientation
40	fourrés-végétation pionnière-roselières-pentes mobiles-	ouvert	Base-Sud
26	fourrés-végétation pionnière-roselières-pentes mobiles-	ouvert	Sommet-
36	fourrés-végétation pionnière-roselières-pentes mobiles-	fermé	Base-Est
24	Pelouse sèche-fourrés-boulaie	semi-ouvert	Base-Nord
29	friches-boulaies-fourrés	ouvert	Base-Nord
41	Boulaies-friches-végétation pionnière-roselières	fermé	Base-Ouest
30	Boulaies-friches-végétation pionnière-roselières	ouvert	Base-Sud
30	pelouse sèches - pentes mobiles-boisé	ouvert	Base-Est
33	fourrés-roselière-friche	semi-ouvert	Sommet-
36	friches-fourrés-boulaies	ouvert	Base-Sud
16	friches-fourrés-boulaies	fermé	Sommet-Sud
15	fourrés-boulaies	fermé	Sommet-
29	fourrés-roselières-pentes mobiles-végétation pionnière	ouvert	Base-Est
35	fourrés-roselières-pentes mobiles-végétation pionnière	semi-ouvert	Sommet-Sud
13	fourrés-roselières-pentes mobiles-végétation pionnière	semi-ouvert	Sommet -
24	fourrés-friches-pentes mobiles-boulaies	ouvert	Base-Nord
33	boulaie-pente mobile-fourrés	ouvert	Base-Nord
31	pentes mobiles-fourrés-végétation pionnière	ouvert	Base-Est
26	pentes mobiles-fourrés-végétation pionnière	fermé	Base-Est
30	Boulaie-pentes mobiles-fourrés-végétation pionnière-	fermé	Sommet-
34	friche-fourrés	ouvert	Base-Sud
31	pentes mobiles-fourrés-végétation pionnière-boulaies	semi-ouvert	Base-Sud
18	pentes mobiles-fourrés-végétation pionnière-boulaies	ouvert	Sommet-Sud
44	fourrés-boulaies-pentes mobiles-friche-roselières	fermé	Sommet-
15	fourrés-boulaies-pentes mobiles-friche-roselières	ouvert	Base-Nord
7	boulaie-végétation pionnière	ouvert	Base-Sud

Code du site	Terril	Commune	Statut administratif	Coordonnées (X-Y)	Surface site (ha)	Surface du terril (ha)	Nombre d'espèces
ALM01	terril 7-8 Hornu Wasmes	Boussu	SGIB	50.421 3.8216	0.87	27.07	37
ALM02	terril 7-8 Hornu Wasmes	Boussu	SGIB	50.425 3.8187	1.98	27.07	25
ALM03	terril 7-8 Hornu Wasmes	Boussu	SGIB	50.425 3.821944	0.77	27.07	32
ALM04	terril du Dix-Huit	Boussu	SGIB	50.417 3.826639	0.8	7.1	21
ALM05	Terril du Grand Buisson	Boussu	Site à réaménager	50.413 3.814333	0.55	4.58	24
ALM06	Terril de la Cokerie	Anderlues	N/A	50.418 4.267389	1.08	29.23	38
ALM07	Terril de la Cokerie	Anderlues	N/A	50.416936	1.62	30.23	26
ALM08	Terril Naye à Bois	Charleroi	Site à réaménager	50.428 4.402944	1.61	14.61	26
ALM09	Terril Bayemont-st-Charles	Charleroi	Site à réaménager	50.421 4.4065	1.36	25.96	29
ALM10	Terril Sacré Français	Charleroi	Site à réaménager	50.425 4.4343	1.05	17.15	32
ALM11	Terril Sacré Français	Charleroi	Site à réaménager	50.426 4.4334	0.82	17.15	13
ALM12	Terril n°8 Pays-Bas	Charleroi	Site à réaménager	50.409 4.5004	0.75	12.64	13
ALM13	Terril saint Antoine	Boussu	SGIB	50.414 3.7723	1.3	48.16	25
ALM14	Terril saint Antoine	Boussu	SGIB	50.411 3.7724	0.87	48.16	30
ALM15	Terril saint Antoine	Boussu	SGIB	50.415 3.7651	0.53	48.16	12
ALM16	Terril du Ferrand n°1	Dour	Site à réaménager	50.398 3.7414	1.01	12.49	21
ALM17	Terril belle vue du huit	Dour	Parcs naturels	50.394 3.7552	0.25	5.15	29
ALM18	Terril de Cibly	Mons	SGIB	50.412 3.9447	0.4	4.94	27
ALM19	Terril de Cibly	Mons	SGIB	50.413 3.9449	0.21	4.94	23
ALM20	Terril de l'héribus	Mons	SGIB	50.434 3.9408	0.4	27.03	26
ALM21	Terril Rieu-du-Cœur n°2c	Quaregnon	Site à réaménager	50.43 3.8709	1.19	17.7	27
ALM22	Terril du Quesnoy	La Louvière	SGIB	50.455 4.1376	1.04	33.75	25
ALM23	Terril du Quesnoy	La Louvière	SGIB	50.456 4.1356	0.96	33.75	14
ALM24	Terril n°5 de Trazegnig	La Louvière	N/A	50.462 4.3151	0.52	33.75	38
ALM25	Terril n°5 de Trazegnig	Courcelle	N/A	50.462 4.3168	0.43	29.92	12
ALM26	Terril de Hensies	Hensies	Natura2000	50.455 3.6768	1.91	42.43	5

D'une manière générale, l'ensemble des sites possèdent un substrat à texture grossière alors que le terril d'Hensies est composé majoritairement d'un substrat fin qui est fortement

intéressant pour la nidification des abeilles. Cependant, des sites de nidification ont également été localisés sur les terrils Saint-Antoine, Dix-huit, Belle vue du Huit, n°5 Trazegnie et Ferrand n°1, dans des zones en pentes où la texture de substrat semblait plus fine. De plus, les terrils de la Cokerie, n°5 Trazegnie, Saint-Antoine comportent d'anciens bassins de décantation abandonnés qui ont été recouverts par des roselières ou transformés en mares. Ensuite, on observe une fermeture nette du milieu sur les terrils Bayemont-Saint-Charles, Sacré-Français, Cokerie, Saint-Antoine, Héribus et Dix-huit causé par principalement par le *Buddleja davidii* et *Prunus serotina*. Enfin, vers la fin de la période de collecte, la végétation des sites situés aux sommets des terrils de la Cokerie, 7-8 Hornu Wasmes, du Sacré-Français, du Bayemont-Saint-Charles et du Quesnoy, était morte et aucune abeilles sauvage n'y a été collectée. Ce phénomène a probablement été causé par des sécheresses intenses survenues pendant l'années 2020 durant lesquelles, les précipitations étaient nettement inférieures à la moyenne.

3.1.1.1. *Relevé botanique*

Pour réaliser le relevé phytosociologique de chaque site (un exemple peut être consulté dans le tableau 23 à l'annexe 9.8. « Données environnementales »), nous avons utilisé l'échelle d'abondance-dominance de Braun-Blanquet afin d'assigner un indice d'abondance aux espèces végétales selon la place qu'elles occupent sur le site (Delassus, 2015). Les différentes valeurs possibles sont : + quand quelques individus sont présents sur la station, 1 pour 0 à 5% de la surface du site est couverte, 2 pour 5-25%, 3 pour 25-50%, 4 pour 50-75% et enfin, 5 pour 75-100%. Enfin, le pourcentage de recouvrement des strates de la végétation intéressantes pour les abeilles (arborée, arbustive et herbacée) a également été noté tout en précisant l'origine (native ou non) des différentes espèces végétales présentes sur le site.

3.1.1.2. *Cartographie des terrils*

L'analyse de la composition du paysage entourant les différents terrils a été menée à l'aide du logiciel QGIS (version 3.16). Les différents sites de récoltes ont été délimités et un centroïde a été calculé pour chacune de ces zones. À partir de ces points, des zones tampons de 500m de rayon ont été calculées. Les dimensions de ces zones ont été choisies en tenant compte de la capacité d'une espèce à parcourir la distance entre son nid et les différentes ressources (Hall *et al.*, 2019). Cette dernière varie en fonction de la taille de l'abeille et plus

précisément de l'espace inter-tégulaire (Cane, 1987 ; Greenleaf et al., 2007). De ce fait, le milieu de vie des petits spécimens serait probablement localisé dans la zone couverte par le tampon tandis que celui des grands spécimens serait potentiellement localisé au-delà. Enfin, la couche de référence contenant toutes les informations géographiques provient de la base de données « LifeWatch-WB ecotope 2018, v2.9 » dont la résolution équivaut à 2 m sur 2 m.

Pour les données environnementales concernant les sites et les zones dans un rayon de 500m entourant les terrils, les surfaces et les proportions de 10 catégories de terrain (consultables dans le tableau 3) ont été calculées en utilisant les données présentes dans cette couche :

Table 3 : Ensemble des variables retenues lors de l'analyse topologique des sites visités.

Code	Description
Artif	Sols imperméabilisés
Bare	Roche nue
BroadLV	Arbres feuillus
COpen	Prairies en voie de recolonisation forestière
MGramin	Couverture monospécifique de graminées
NeedLV	Conifères
NOpen	Prairies sèches
Plowed	Terres arables
Water	eau
WOpen	Prairies humides
Slope_mean	Pente moyenne
Elev_mean	Altitude moyenne
H_1To4m	proportion de la végétation entre 1 et 4 m
H_4To7m	proportion de la végétation entre 4 et 7 m
H_7To50m	proportion de la végétation entre 7 et 50 m
H_L1m	proportion de végétation ne dépassant pas le mètre et au dessus de 25 cm
Couverture de la végétation	$(H_1To4m + H_4To7m + H_7To50m_1) / 10$

3.1.1.3. Ouverture des sites

L'ouverture du site devrait jouer un rôle important dans la quantité d'espèces que l'on peut découvrir puisque la diversité végétale est plus importante dans les milieux ouverts que dans les milieux fermés (Frankard 2000). Cette ouverture peut être déterminée en utilisant les données provenant de la couche écotope utilisée précédemment. Enfin, les seuils utilisés pour définir les différentes catégories d'ouvertures ont été choisis en suivant cette même couche écotope qui considère les milieux comme étant :

- Ouverts : recouvrement par la strate arbustive et la strate arborée < 15%
- semi-ouverts : recouvrement par la strate arbustive et la strate arborée entre 15 et 40 %
- fermés : recouvrement par la strate arbustive et la une strate arborée >40%

3.1.1.4. Influence des pentes sur les communautés

Les zones en pentes sont des éléments du paysage intéressants pour l'établissement des nids d'abeilles pour des raisons thermiques et hydrique. En effet, ces emplacements empêchent l'accumulation de l'eau par ruissellement permettant ainsi d'avoir un sol relativement humide en surface sans être saturé en eau. (Potts & Willmer, 1997 ; Sakagami & Michener, 1962). De plus, les sols en pente exposent une surface plus grande et reçoivent donc plus d'énergies venant des rayons du soleil (Potts & Willmer 2003). Ce paramètre contribue à l'augmentation de la température du sol permettant ainsi à l'abeille de réguler plus rapidement sa température interne. Ce phénomène donne un avantage sélectif aux abeilles en leur permettant d'être actives même si la température ambiante est froide et d'émerger plus rapidement (Willmer, 1982). Enfin, l'humidité et la température du sol sont des facteurs importants pour le développement des œufs et des larves des abeilles (Miyano, 1981). L'analyse des pentes sur les terrils peut être intéressante pour la conservation des abeilles, car certains d'entre eux possèdent un grand nombre de ces zones avec parfois une granulométrie est une exposition favorable à la nidification des abeilles. Cependant, à cause du manque de matériel, il était difficile de mesurer sur le terrain les pentes présentes sur chaque site. De ce fait, une moyenne des pentes sur chaque site visité a été calculée en utilisant les données de la variable « Slope_mean » de la couche LifeWatch-WB ecotope 2018, v2.9 utilisée pour l'analyse du paysage.

3.2. Méthode d'échantillonnage des communautés d'abeilles sauvages

Pour connaître la composition de l'assemblage des abeilles sur un site, la méthode la plus optimale serait de coupler la collecte au filet avec l'utilisation de pièges colorés remplies d'eau savonneuse (Westphal et al., 2008 ; Nielsen et al., 2011). Cependant, pour des raisons logistiques et éthiques, la collecte réalisée lors de cette étude n'a été menée uniquement à l'aide de filet. Cette technique permet de collecter un grand nombre de taxon (Nielsen et al., 2011) mais elle repose sur l'expérience du collecteur (Westphal et al., 2008 ; Nielsen et al., 2011) et certaines espèces de petites tailles semblent généralement être moins représentées

(Westphal et al., 2008). Un autre avantage de cette technique repose sur les possibilités de mettre en évidence les espèces florales les plus intéressantes pour les abeilles. D'une manière générale, la collecte consistait au balayage de chaque site dans le but de repérer les zones jugées intéressantes pour les abeilles. Lors de celle-ci, nous regardions à la fois les fleurs pour récolter les abeilles qui les visitent et le sol à la recherche d'éventuels nids. Afin de standardiser nos résultats avec ceux d'autres études réalisées dans la région (Fiordaliso, 2020 ; Looockx 2021 ; Reese, 2021 et Ruelle, 2021), nous avons standardisé nos échantillons en utilisant la même méthode et la même durée de collecte. Une session d'échantillonnage sur une station a duré en moyenne 20 min avec 2 récolteurs munis de filets. Les trajets entre les points d'intérêts, la mise à mort et la prise de notes n'ont pas été comptés dans cet intervalle de temps. Si après une période de 10 min aucun spécimen n'a été retrouvé sur une station, la collecte devait être arrêtée et être considérée comme nulle. Toutes les abeilles rencontrées sauf *Apis mellifera* (non comptabilisée dans notre étude) ont été collectées et tuées à l'aide d'acétate d'éthyle et ont été placées quelques heures au congélateur pour éliminer de potentiels parasites. La période de collecte s'est déroulée entre mi-mai et mi-septembre 2020. Malheureusement, à cause des conditions sanitaires liées à la pandémie du COVID-19, la récolte n'a pas pu être réalisée à partir du mois de mars. De ce fait, les espèces printanières n'ont pas pu être récoltées. Chaque site a été visité une fois par mois entre 9h et 17h avec en moyenne un intervalle d'un mois d'écart entre chaque collecte. Enfin, lors de la visite, la météo devait être si possible ensoleillée avec une température supérieure à 16°C et l'absence de vents forts. Cependant, à cause du nombre de sites à visiter et de différents problèmes logistiques, il était parfois impossible de respecter ces conditions engendrant de ce fait, plusieurs biais qui seront considérés dans l'analyse des résultats. Au final, tous les sites ont été visités 4 fois à l'exception du terrier d'Hensies qui a été visité 3 fois à cause d'un retard dans l'obtention des autorisations d'accès à la réserve naturelle. L'effort de collecte est donc de 4x20 min par site sauf pour le terrier d'Hensies qui est de 3x20 min. Enfin, pour améliorer notre étude, la période de collecte sur chaque site aurait dû être composée de deux visites par jour avec un intervalle de temps réduit entre chaque collecte. Cette disposition nous aurait permis de contrer les variabilités liées à la météo et aux différentes périodes d'activités de certaines espèces dans la journée. (Levermann et al., 2001, Williams et al., 2001). Cependant, à cause des problèmes logistiques, il aurait été difficile de mettre en place un tel procédé. Les différents biais émis par l'organisation des récoltes seront pris en compte dans la partie discussion.

3.3. Mise en collection et Détermination

Tous les spécimens collectés ont été épinglés et placés dans des boîtes de collections avec des étiquettes contenant la localisation et l'altitude du site, la date d'échantillonnage, les noms de l'espèce de l'abeille et de la fleur. Pour faciliter leur identification, chaque spécimen a été étalé de sorte à mettre en évidence les détails anatomiques. Ensuite, les spécimens ont été classés par famille et par genres en utilisant la clé dichotomique de Michez et al. (2019). La détermination au niveau spécifique a ensuite été effectuée en utilisant les clés : Fauna Helvetica (Amiet et al., 1999 ; Amiet et al., 2001 ; Amiet et al., 2004 ; Amiet et al., 2007 ; Amiet et al., 2010) et la clé des Halictidae d'Alain Pauly (Pauly, 2015). Enfin, les identifications ont été confirmées par différents experts : Pierre Rasmont pour les bourdons et Thomas Wood. À noter que les abeilles ouvrières de *Bombus Terristris* et de *Bombus lucorum* n'ont pas pu être identifiées et ont été regroupées dans *Terrestrisbombus sp.* Après leur identification, les spécimens ainsi que leurs informations ont été encodés dans une base de données du logiciel Data Fauna-Flaura (Barbier et al., 2000) à partir duquel une matrice de communauté (tableau de contingence qui regroupe le nombre d'individus collectés par espèce et par station) a été réalisée et consultable au tableau 16 dans l'annexe 9.5.

3.4. Description des communautés sur base des traits écologiques

Afin de caractériser les communautés d'abeilles présentes sur les terrils visités, nous avons regroupé toutes les données concernant différents traits écologiques de chaque espèce récoltée (voir tableau n°8). Les tableaux 17 à 19 regroupant l'ensemble des données liées à ces traits, peuvent être consultés dans l'annexe 9.3. Ces données ont été récoltées à partir de Peeters et al., (2012), Drossart et al. (2019) et Duchenne et al. (2020).

Table 4 Tableau regroupant l'ensemble des traits écologiques utilisés dans la description des communautés d'abeilles présentes sur les terrils étudiés.

Traits écologiques utilisés	Description
Strategie de nidification	Abeille nichant dans le sol, dans des cavités au-dessus du sol ou les deux
Espace inter-tegulaire (ITD)	Espace entre les tegula varie en fonction de la taille de l'individu et permet d'avoir une estimation sur la distance que peut parcourir l'abeille
Lectisme	Classe les espèces en fonction de leur degré de Polylectique = visitent une grande variété d'espèces florale Oligolectique = espèces restreinte à quelques espèces ou à une espèce florales

Sociabilité	Classe les espèces en fonction de leur degré de sociabilité : Solitaire, eusociale primitif ou cleptoparasite
Longueur de la langue	Langue longue ou langue courte. Cette catégorie est basée sur la famille de l'espèce

La mesure de la taille des espèces permettrait de savoir si les sites prospectés sont potentiellement compris dans l'espace de vie des petites espèces collectées. En effet, la distance que peut parcourir une espèce est corrélée avec sa taille et plus précisément, avec l'espace qui sépare les points d'interception (ou tegula) des ailes (Cane, 1987 ; Gathlann & Tschardt 2002). De ce fait, les grandes espèces comme les bourdons ou les xylocoptes sont capables de parcourir de longues distances et ont, en général, des espaces de vie beaucoup plus grandes et plus difficiles à aménager. À l'inverse, les petites espèces ne sont pas capables de parcourir de longues distances et ont donc un espace de vie plus restreint. Les données concernant l'espace inter-tégulaire (ITD) de chacune des espèces ont été, soit trouvées dans la littérature (Fortel, 2014 ; Duchenne *et al.*, 2020 ; Gérard *et al.*, 2018b), soit mesurées en réalisant la moyenne de l'ITD de plusieurs abeilles récoltées de chaque espèce.

3.5. Description des communautés d'abeilles sauvages

3.5.1. Efficacité de l'échantillonnage

L'efficacité de nos collectes peut être mesurée en analysant la complétude de l'échantillonnage qui représente la proportion d'espèces observées dans un lieu donné. Cette complétude dépend donc de l'effort et de la qualité de l'échantillonnage. Pour réaliser cette analyse, il est nécessaire de réaliser une courbe d'accumulation qui prend en compte chacune des étapes réalisées lors de l'échantillonnage, dont la croissance dépend du nombre d'espèces différentes récoltées à chacune d'entre elles (Gotelli & Colwell, 2001). De ce fait, la croissance de la courbe augmente fortement lors des premières collectes, car l'ensemble des communautés n'est pas encore connue. Ensuite, à partir d'un certain seuil d'espèces recensées, la probabilité d'en découvrir de nouvelles devient de plus en plus faible. On estime que l'on a découvert l'ensemble des espèces d'un lieu quand la courbe atteint une asymptote (Gotelli & Colwell, 2001 ; Pardee & Philpott, 2014). Enfin, pour lisser la courbe, la fonction `specaccum()` provenant du package `vegan` peut être utilisée pour itérer de manière aléatoire, la

construction de la courbe d'accumulation un grand nombre de fois (Oksanen et al., 2007). Du fait de notre protocole et de l'effort d'échantillonnage réalisé lors de cette étude, l'ensemble des espèces présentes sur les terrils visités n'est certainement pas représenté. Cependant, il est possible de déterminer le nombre d'espèces correspondant à l'asymptote de la courbe par une extrapolation qui se base sur le nombre d'espèces en fonction de leur abondance (Chao & Chiu, 2014). Les estimateurs Jackknife1 (avec erreur), Jackknife2 (sans l'erreur associée), l'estimateur de Chao (avec son erreur) et l'estimateur bootstrap (avec son erreur) peuvent être utilisés pour ce type d'extrapolation et sont régis par la fonction `specpool()` du package `vegan` (Oksanen et al., 2007).

3.5.2. Indices de biodiversité

Il existe plusieurs catégories d'indices permettant d'évaluer la diversité des communautés d'abeilles. Parmi celles-ci, nous retrouvons la diversité alpha et la diversité bêta. Les indices de diversité alpha mesurent la biodiversité à l'échelle locale et sont indépendants des résultats venant d'autres échantillons tandis que les indices bêta sont généralement utilisés pour comparer les similarités entre les différentes stations. (Legendre et Legendre, 2012)

3.5.2.1. La diversité alpha

La méthode la plus simple pour mesurer la diversité d'un assemblage se base sur le calcul de la richesse spécifique qui représente le nombre total d'espèces collectées lors de l'échantillonnage. Cet indice est simple mais n'apportent pas suffisamment d'informations permettant de caractériser des communautés telles que l'abondance et poids de chacune de ces espèces. D'un point de vue de la conservation, les sites comptants un grand nombre d'espèces communes sont moins intéressantes que les sites ayant peu d'espèces mais comportant des espèces rares. L'un des indices les plus souvent utilisés par les écologistes est l'indice de Shannon H. Celui-ci prend en compte l'équitabilité de la distribution des fréquences p_i .

$$H = - \sum_{i=1}^q p_i \log(p_i)$$

Où q équivaut au nombre d'espèces observées dans l'échantillon et p_i = la fréquence relative de l'espèce i ($p_i = n_i/N$). H atteint son maximum quand toutes les espèces possèdent la même abondance. Au contraire, H atteint son minimum quand une seule espèce domine toute la population (Borcard et al., 2018). L'indice de Shannon peut être retrouvé dans un cas particulier d'une équation plus générale

$$H_a = \frac{1}{1-a} \log \sum_{i=1}^q p_i^a$$

D'où a représente l'ordre de mesure de la diversité. Quand $a=0$, $H_0 = \log q$ et quand $a = 2$, $H_2 = -\log \lambda$. Enfin, quand la limite de $H_a \rightarrow 1$ alors l'indice de Hill équivaut à l'indice de Shannon (Legendre & Legendre, 2012). L'indice λ représente l'indice de Simpson qui permet de mesurer la conspécificité de deux spécimens collectés de manière aléatoire et s'exprime comme :

$$\lambda = \sum_{i=1}^q \frac{n_i(n_i - 1)}{n(n - 1)}$$

La valeur de λ est donc élevée quand la conspécificité entre les individus est importante. Cette équation se simplifie quand le nombre d'espèces devient suffisamment grand

$$\lambda = \sum_{i=1}^q p_i^2$$

Cet indice n'est pas un indice de diversité mais il est utilisé dans celui de Gini-Simpson : ($D = 1 - \lambda$) qui lui, est un véritable indice de diversité. Dans celui-ci, D représente la probabilité que deux individus appartiennent à d'espèces différentes et est plus fortement influencé par les fréquences des espèces dominantes que H (Legendre & Legendre, 2012). Enfin, pour représenter la diversité de nos sites, nous avons choisi d'utiliser le nombre de Hill comme variable réponse. Ce nombre de Hill regroupe les indices vus précédemment et permet de représenter la diversité du site selon le nombre d'espèces et non plus par des probabilités liées à l'entropie informationnelle. Cet indice s'exprime comme :

$$N_a = e^{H_a}$$

Où a quantifie l'importance de la fréquence de distribution de chaque espèce dans une population. N_0 représente la richesse spécifique du milieu, $N1$ correspond au nombre d'espèces qui seraient retrouvées dans des échantillons ayant le même indice de Shannon dont

l'équitabilité serait parfaite et $N2$ correspond au nombre d'espèces d'échantillons ayant le même indice de Simpson (Legendre & Legendre, 2012).

3.5.2.2. Diversité Bêta

Contrairement à la diversité alpha, la diversité bêta nous permet de comparer les communautés d'abeilles sauvages présentes sur les différents sites étudiés et évaluer les variations de leur composition. Ce type d'analyse peut être réalisé à l'aide d'indices de dissimilarité comme l'indice de Bray-Curtis qui s'exprime :

$$BrayCurtis(A, B) = 1 - \frac{2 \sum_{i=1}^q \min(n_{iA}, n_{iB})}{\sum_{i=1}^q n_{iA} + \sum_{i=1}^q n_{iB}}$$

Où q correspond au nombre total d'espèces observées dans l'ensemble des sites, n_{iA} et n_{iB} représentent l'abondance de l'espèce i aux sites A et B. La valeur de cet indice varie entre 0 pour des communautés totalement identiques et 1 pour des communautés totalement dissimilaires. (Legendre et Legendre, 2012). Cette valeur diminue avec l'ajout d'une espèce commune aux deux sites mais ne varie pas si on ajoute une espèce absente dans les deux sites. Cependant, cet indice ne permet pas d'évaluer la similarité des écosystèmes des différents sites (Legendre et Legendre, 2012). Cette distance peut être calculée grâce à la fonction `vegdist()` de `vegan` (Oksanen et al., 2007).

3.4.3. Standardisation par la raréfaction

Les valeurs des indices de diversité vus précédemment, dépendent la taille et l'effort de l'échantillonnage. De ce fait, il est essentiel de standardiser les données si nous voulons comparer les assemblages sur base d'échantillons de différentes tailles. Il existe différentes façons de standardiser les données, mais seule une interpolation via une courbe de raréfaction a été utilisée dans cette étude. Celle-ci consiste à réduire de façon aléatoire, la taille des échantillons les plus riches en espèces afin qu'elle corresponde avec celle des échantillons les plus pauvres (Chao & Jost, 2012 ; Gotelli & Colwell 2001). La richesse spécifique de ces différents échantillons est ensuite mesurée. Cependant, les échantillons standardisés de cette façon perdent de l'information et ne représentent pas nécessairement les caractéristiques ni la richesse des assemblages étudiés. En effet, un assemblage riche en espèces est plus difficile à représenter dans un échantillon de petite taille contrairement aux assemblages pauvres (Chao

& Jost, 2012). De ce fait, il est important de raréfier nos communautés en se basant sur le principe de la couverture qui utilise les proportions du nombre total d'individus des espèces présents dans une communauté. Une standardisation par raréfaction utilisant la couverture permettrait aux échantillons d'avoir une taille suffisamment importante pour représenter plus fidèlement les communautés (Chao & Jost, 2012). La fonction utilisée pour raréfier les indices de diversités (Nombre de Hill) en fonction de la couverture des échantillons est `estimateD()` du package `iNEXT` (Hsieh et al., 2020). Enfin, le troisième site du terriil Saint-Antoine n'a pas été retenu dans la raréfaction ainsi que les analyses de diversités. En effet, le site était trop pauvre en espèce et les différents indices standardisés ne représentaient plus fidèlement les autres communautés, car la raréfaction était trop importante (Chao & Jost, 2012).

3.6. Comparaison entre les communautés des différents sites

Des comparaisons des médianes entre les différentes communautés selon différents critères ont été réalisées à l'aide de l'analyse de Kruskal-Wallis, car la distribution des données ne suivait pas une loi normale violant une des conditions d'application de l'Anova. Des graphiques quantiles-quantiles et des tests de Shapiro ont été réalisés afin de vérifier si les distributions suivaient ou non une loi normale. Une p-value inférieure à 0.1 du test de Shapiro signifie que les données suivent une distribution normale (Royston, 1995). Le test de Shapiro peut être réalisé grâce à la fonction `shapiro.test` tandis que le graphique quantile-quantile peut être réalisé par la fonction `qqPlot()` du package « `car` ». Le test Kruskal-Wallis est un test non-paramétrique qui permet de comparer des médianes observées et les considère comme significativement identiques sous son hypothèse nulle (Millot, 2018). Enfin, si l'hypothèse nulle peut être rejetée, le test de Fligner-Killeen peut être utilisé pour comparer les variances des différents groupes (Millot, 2018). Ce test peut être utilisé quand les conditions d'application du test de Bartlett ne sont pas remplies (Millot, 2018). Ces analyses ont pour but de comparer les richesses spécifiques (nombre de Hill raréfié) et les abondances d'abeilles entre les différents sites en fonction de l'ouverture du milieu (ouvert, semi-ouvert et fermé), de l'orientation du site par rapport au terriil (Nord, sud, est, ouest) et enfin la position du site sur le terriil (base, sur terriil).

Ensuite, afin de comparer visuellement les dissimilarités entre les communautés d'abeilles venant d'habitats de couvertures végétales différentes, nous avons choisi d'utiliser

la méthode d'ordination du « non-metric multidimensional scaling » ou NMDS. Cette analyse nous permet de représenter graphiquement de façon la plus précise possible, toute l'information venant d'un espace à multiples dimensions dans un espace à dimensions réduite. Elle nous permettra donc de déceler visuellement d'éventuels patterns de distribution de certaines espèces en relations des données géographiques, écologiques, etc. L'intérêt du NMDS réside dans sa flexibilité et sa dépendance à la signification biologique ainsi que sa propriété à conserver les distances entre les données en réalisant des ordres par rangs en fonction de la dissimilarité de Bray-Curtis des données (Clarke, 1993). Les espèces représentées 1 seul individu n'ont pas été retenus dans cette analyse. L'ordination des données NMDS peut être réalisé par la fonction MetaMDS du package vegan (Faith et al. 1987). Cette analyse est réalisée de façon itérative dans le but de fidéliser les distances représentées par le graphique par rapport aux distances initiales (Borcard et al., 2018). La mesure de cette fidélité est fournie par la fonction metaNMDS sous un indice de « stress ». Une valeur de cet indice inférieure à 0.2 témoigne d'une fidélité entre les distances représentées et les distances initiales (Dexter et al., 2018). Dans le cas contraire, une augmentation des dimensions du nmDS peut être réalisée pour améliorer la fidélité des distances (Borcard et al., 2018). Enfin, celle-ci peut être représentée par le diagramme de Shepard qui confronte les distances initiales à celle des distances représentées via la fonction stressplot(). Une fois l'ordination réalisée via le NMDS, il est possible de correspondre la distribution des espèces récoltées avec les données environnementales du tableau 3 grâce à la fonction envfit du package vegan. Cette fonction permettra de connaître une potentielle corrélation entre la distribution des espèces et les variables environnementales.

3.7. Comparaison entre terril et d'autres habitats du Hainaut

Dans cette partie, différentes comparaisons seront effectuées entre les communautés d'abeilles sauvages des terrils, les communautés provenant des carrières, un habitat proche de celui des terrils et les communautés venant d'autres habitats de la région (milieux semi-naturels, milieux urbains, bords de routes, cimetières,) qui ont été étudiées durant la même période (Loockx, 2021 ; Ruelle, 2021 ; Reese 2021). Dans l'objectif de pouvoir comparer nos résultats et de limiter le nombre de potentiels biais, nous avons choisi d'adopter le même protocole d'échantillonnage (consultable dans la partie « Méthode d'échantillonnage des communautés d'abeilles sauvages » de ce document). Une raréfaction du nombre d'espèces collectées sur chaque site a ensuite été effectuée avant les analyses. Une première

comparaison entre la richesse spécifique (nombre de Hill raréfié) des différents jeux de données a été effectuée à l'aide du test de Kruskal-wallis. Ensuite, à l'aide d'un test de Chi-carré, d'autres comparaisons ont été réalisées entre les jeux de données selon les proportions d'espèces partageant les traits écologiques étudiés dans cette étude (Lectisme, Sociabilité, Nidification et la taille de la langue) ainsi que le statut UICN des différentes espèces. Cette analyse peut être réalisée par la fonction `chisq.test()` (Borcard *et al.*, 2018) avec une hypothèse nulle correspondant à une différence non significative entre les distributions de fréquences de chaque état du trait étudié, entre deux jeux de données.

4. Résultats

4.1. Inventaire des abeilles sur les terrils étudiés

Au cours de cette étude, nous avons récolté 1216 abeilles sauvages représentant 87 espèces différentes sur 26 sites situés sur 17 terrils. Le nombre d'individus et d'espèces récoltés sont répartis par familles dans le tableau 5 ci-dessous. Celui-ci représente également la répartition des espèces observées selon leur statut UICN belge ainsi que la proportion des espèces menacées (Drossart *et al.*, 2019).

Table 5 Répartition du nombre d'espèces recensées par familles et par statuts UICN (Drossart *et al.*, 2019). DD = Data deficient, LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically Endangered. Les pourcentages des espèces menacées ont été calculées selon : $((VU+EN+CR)/(Ntot-DD))*100$.

Famille	Nombre d'individus récoltés	nombre espèces observées	DD	LC	NT	VU	EN	CR	Espèces menacées
ANDRENIDAE	85	10	1	6	2	1	0	0	10 %
APIDAE	651	19	0	12	3	1	2	1	21 %
COLLETIDAE	127	9	2	7	0	0	0	0	0 %
HALICTIDAE	188	23	0	20	0	3	0	0	13 %
MEGACHILIDAE	146	22	0	18	2	1	0	1	9 %
MELITTIDAE	19	4	0	2	1	1	0	0	25 %
totale	1216	87	3	65	8	7	2	2	13 %

Comme nous pouvons le voir dans le tableau 5, les familles les plus représentées en termes d'espèces et de nombre d'individus collectés, sont les Halictidae (23 espèces dont 13 % sont menacées), les Megachilidae (22 espèces avec 9.1 % qui sont menacées) et les Apidae

(19 espèces avec 21 % d'espèces menacées). Ensuite, nous avons les Andrenidae (10 espèces dont 11.1 % menacées), les Colletidae (9 espèces dont aucune n'est menacée) et les Melittidae (4 espèces dont 1 est menacée) qui sont les familles les moins représentées dans l'inventaire. Nous constatons également que 13 % des espèces collectées au total sont considérées comme étant menacées en Belgique parmi lesquelles, les Apidae sont la famille la plus représentée avec 21% des espèces collectées qui sont menacées. Parmi les espèces menacées, deux d'entre elles sont en danger critique : *Megachile pilidens* et *Anthophora bimaculata*. Deux spécimens d'*Anthophora bimaculata* ont été collectés exclusivement sur le terrier 7-8 Hornu Wasmes et 10 spécimens de *Megachile pilidens* ont été collectés sur 6 terrils différents (Hensies, Trazegnies n°5, Cokerie, Bayemenont Saint-Charles, n°8 Pays bas et Saint-Antoine). Concernant les espèces appartenant à la catégorie « en danger » : *Anthophora retusa* a été recensé 1 fois sur le terrier 7-8 Hornu Wasmes et *Nomada distinguenda* a été observée 2 fois sur le terrier du Ferrand n°1. Pour la catégorie vulnérable : 1 individu d'*Andrena nitidiuscula* a été trouvé sur le terrier 7-8 Hornu Wasmes, *Bombus campestris* (2 individus sur le terrier Saint-Antoine), *Halictus confusus* (1 individu au Terrier d'Hensies), *Halictus sexcinctus* (13 individus sur le terrier d'Hensies), *Hoplitis claviventris* (2 individus sur le terrier du Quesnoy) et *Melitta tricincta* (2 individus sur le terrier de Ciplly). L'ensemble des espèces collectées ainsi que leur abondance et leur répartition peuvent être consultées dans les tableaux 13 & 14 à l'annexe 9.3.

4.1.1. Description de l'inventaire selon les familles

Chez les Apidae, 19 espèces ont été observées. Parmi celles-ci, les espèces les plus abondantes appartiennent au genre *Bombus* telles que : *Bombus pascorum* (276 individus), *Bombus terrestris* (189 individus) et *Bombus lapidarius* (114 individus). Ensuite, les Apidae non bourdons les plus abondantes sont : *Epeolus varieagatus* (16 individus dont la majorité a été retrouvée sur le terrier de Ciplly) et *Ceratina cyanea* (10 individus répartis sur 5 terrils). Pour le genre anthophore, 4 espèces ont été recensées dont *Anthophora quadrimaculata* est l'espèce la plus présente (9 individus collectés sur 5 terrils). Enfin, seules 3 espèces de *Nomada* ont été collectées alors que ce genre semble être le groupe de cléptoparasite le plus répandu dans la région de Mons (Fiordaliso, 2020). Parmi la famille des Andrenidae, 9 espèces ont été collectées et seules *Andrena flavipes* (80 individus sur 11 terrils) et *Andrena dorsata* (14 individus sur 8 terrils) ont été retrouvées en quantité sur les sites visités. Pour les Halictidae, 5 espèces d'*Halictus* et 11 espèces de *Lasioglossum* ont été collectées. Parmi celles-ci, *Halictus scabiosae* (80 individus sur 16 terrils) et *Lasioglossum pauxillum* (28

individus sur 11 terrils) sont les espèces les plus communes sur les sites. Cependant, *Hallictus sexcinctus* est l'espèce récoltée ayant la plus grande concentration sur un seul site. En effet, cette espèce rare a été retrouvée uniquement sur le terril de Hensies qui présente un site de nidification remarquable. Pour le genre sphécodes, 7 espèces ont été observées, mais peu d'individus ont été collectés. Parmi celles-ci, *Sphecodes albilabris* est l'espèce la plus collectée et a été retrouvée essentiellement sur le Terril d'Hensies. Pour les mégachilidae, *Osmia spinulosa* (32 individus), *Hoplitis adunca* (20 individus) semblent être les espèces les abondantes sur les terrils. En effet, ces espèces sont réparties respectivement sur 10 et 8 terrils. Enfin, nous constatons également la présence de *Trachusa byssina* (4 individus) sur deux terrils de la région de Charleroi (Sacré-Français et le n°5 Trazegnies) tandis qu'elle a été recensée 1 seule fois dans les autres milieux du Hainaut (Loockx, 2021 ; Ruelle, 2021). Ensuite, pour les Colletidae, *Colletes hederæ* (40 individus sur 10 terrils) et *Colletes daviesanus* (31 individus sur 7 terrils), des sites de nidification de *Colletes* ont été retrouvés sur les terrils dix-huit, Saint-Antoine et un important dans le terril du Ferrand. Enfin, pour les Melitidae, 4 espèces appartenant aux genres *Dasypoda*, *Macropis* et *Melitta* ont été recensées. Parmi celles-ci, *Melitta leporina* (10 individus) et *Dasypoda hirtipes* (6 individus) sont les espèces les plus représentées et sont répartis sur 5 et 3 terrils différents.

Espèces récoltées en fonction de leur rang d'abondance



Figure 8 Représentation du rang d'abondance et de la courbe de Pareto pour l'intégralité des espèces récoltées ainsi que le pourcentage cumulé de leur effectif. Parmi les 87 espèces recensées, 24 ont été retrouvées en 1 seul exemplaire (singletons) et 13 en 2 exemplaires (doubletons).

La figure 8 répartit les 87 espèces recensées au cours de cette étude selon le nombre d'individus récoltés sur l'ensemble des sites visités. Nous constatons que seulement 6 espèces (*Bombus pascorum*, *TerrestrisBombus sp.*, *Bombus lapidarius*, *Halictus scabiosae*, *Andrena flavipes* et *Colletes hederæ*) représentent à elles seules, 60 % du nombre total d'abeilles récoltées. Le graphique présent à la figure 9 regroupe, quant à lui, le nombre d'individus collectés repartis dans les 26 genres recensés au cours de cette étude. Nous constatons que les genres qui dominent le jeu de données sont les genres *Bombus*, *Colletes* et *Halictus*.

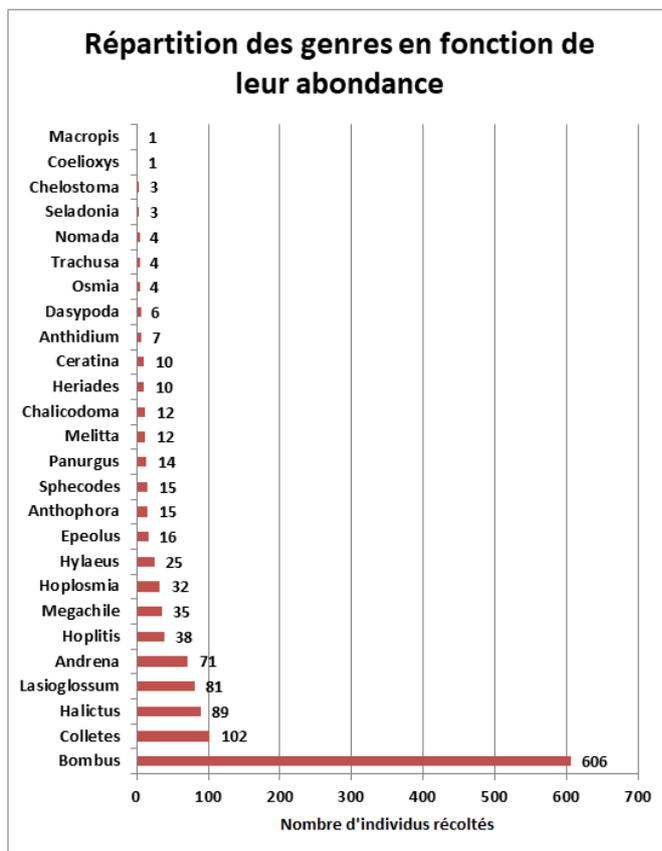


Figure 9 Répartition du nombre d'individus récoltés dans les 26 genres observés au cours de cet inventaire.

4.1.2. Composition des communautés

Nous pouvons visualiser la distribution des espèces collectées à travers les différentes stations à l'aide d'une carte de chaleur représentée ci-dessous à la figure 10. Grâce à celle-ci, nous constatons une nouvelle fois que le genre *Bombus* est le genre plus représenté parmi nos échantillons en particulier 3 espèces : *Bombus pascorum floralis* (276 individus), *TerrestrisBombus sp.* (189 individus) et le *Bombus lapidarius* (114 individus). De plus, nous retrouvons ces espèces sur l'ensemble des sites visités.

Abondances des abeilles sur toutes les stations

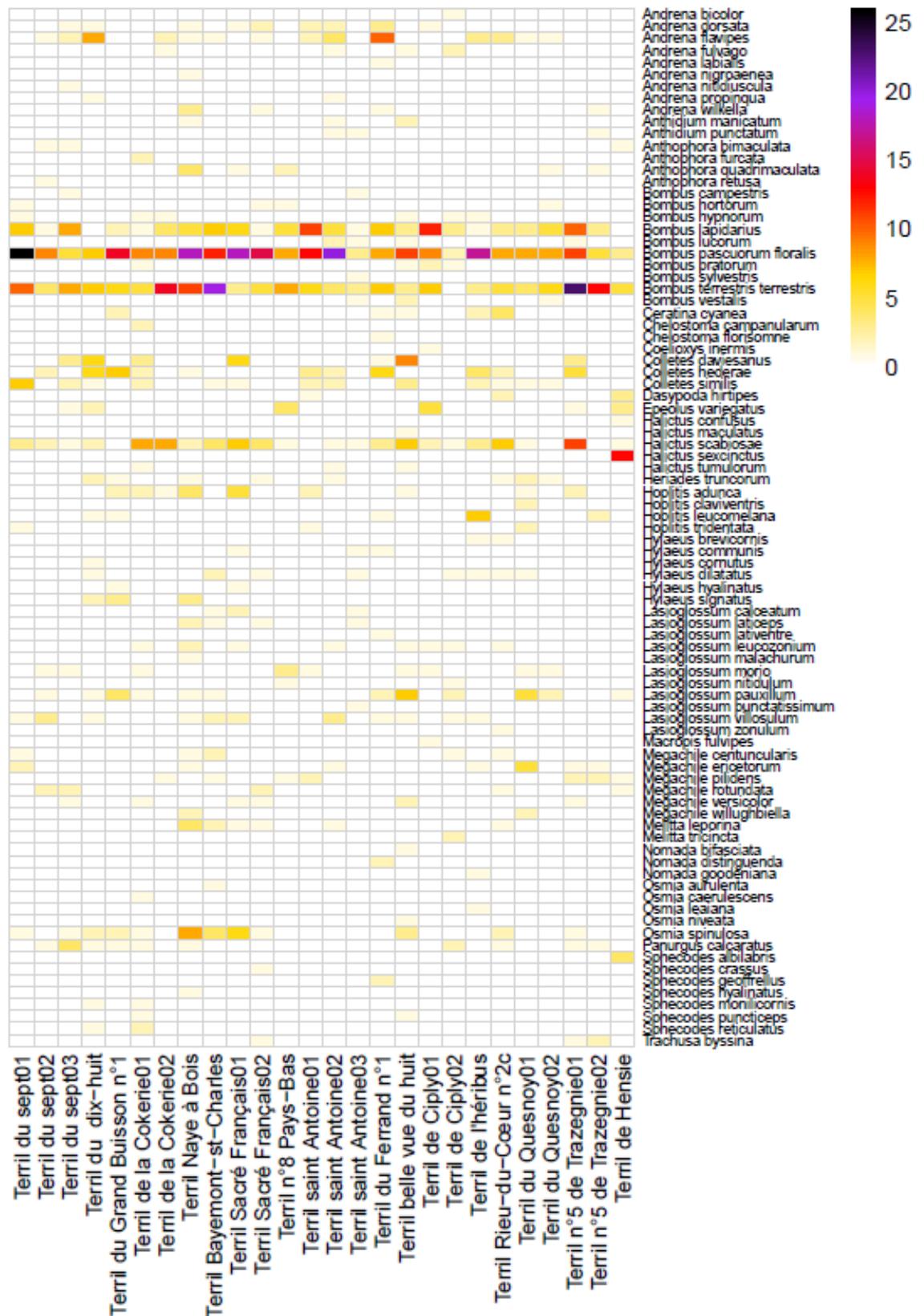


Figure 10. Carte de chaleur représentant l'abondance des espèces collectées sur chacun des sites visités selon un gradient de couleurs. Celui-ci représente les espèces les plus abondantes par des couleurs foncées et des couleurs claires pour des espèces plus rares. Ce graphique a été réalisé à l'aide de la fonction `heatmap` du package « `heatmap` » (Kolle, 2018)

4.1.3. Analyse de la complétude de l'échantillonnage

La qualité de notre échantillonnage sur les terrils peut être visualisée grâce à la courbe d'accumulation représentée ci-dessous à la figure 10. Comme nous pouvons le constater, la courbe n'atteint pas d'asymptote. De ce fait, il est fort probable que d'autres espèces puissent être découvertes.

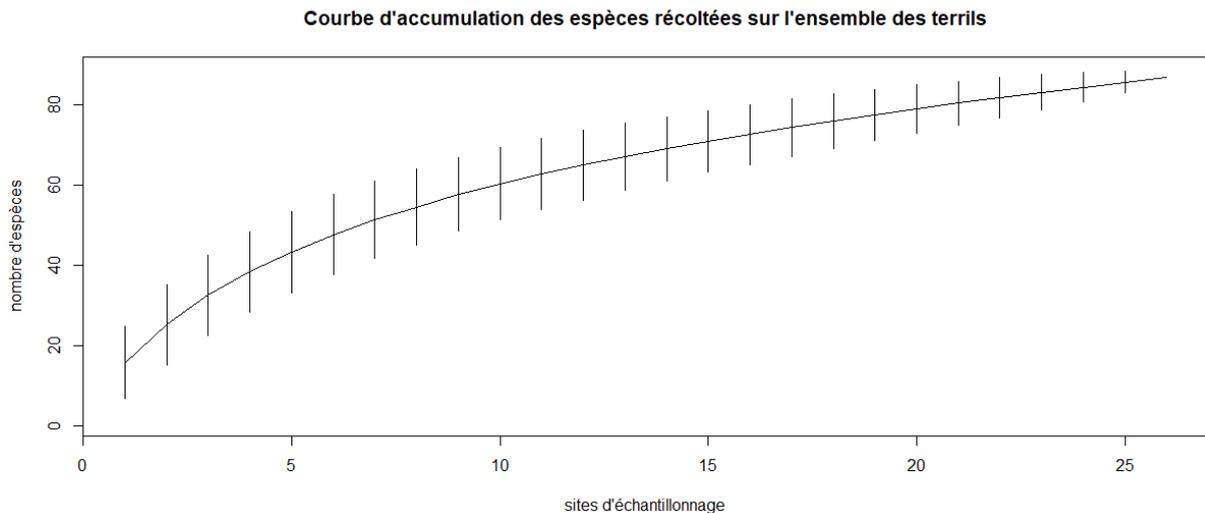


Figure 11 Courbe d'accumulations des espèces récoltées en fonction du nombre de sites d'échantillonnage permettant d'évaluer la complétude de l'échantillonnage sur l'ensemble des terrils étudiés (999 permutations aléatoires des unités d'échantillonnages ont été effectuées pour obtenir l'intervalle de confiance). Cette courbe a été réalisée à l'aide la fonction *specaccum*.

Le tableau 6 ci-dessous représente la complétude de l'échantillonnage à l'aide de différents estimateurs accompagnés de leur erreur-type. Via cette analyse, on estime qu'entre 61 et 87 % des espèces présentes sur l'ensemble des terrils visités ont été collectées durant cette étude. En effet, l'estimateur de Chao estime que l'ensemble des communautés d'abeilles sur les terrils visités contiendraient 142 \pm 28 espèces.

Table 6 Estimation de la richesse spécifique théorique des communautés d'abeilles sauvages que le retrouve sur l'ensemble des terrils visités selon différents estimateurs.

	Nombre d'espèces observées	Chao \pm se	Jack1 \pm se	Jack2 \pm se	Boostrap \pm se	Proportion d'espèces observées
Totale	87	142 \pm 28	118 \pm 9	139	100 \pm 4	61-87%

4.1.4. Diversité des sites selon les nombres de Hill raréfiés

Les différents indices de diversités bruts et raréfiés des sites visités au cours de cette étude sont représentés dans le tableau 7 ci-dessous. Les sites visités ayant le plus grand nombre d'espèces récoltées pendant cette étude sont : le terriil Naye à bois (26 espèces), le terriil Belle vue du Huit (25 espèces), le premier site du terriil de la Cokerie (23 espèces) et terriil du Dix-Huit (21 espèces). Tandis que les sites les plus riches en espèces d'abeilles sauvages selon les nombres de Hills raréfiés sont : le premier site du terriil de la Cokerie ($H0r = 15$), le deuxième site du Terriil Cibly ($H0r = 15$), le terriil Belle vue du Huit ($H0r = 12$) et le terriil Naye à Bois ($H0r = 11$). Enfin, le taux de couverture semble être relativement stable et correct sur l'ensemble des sites avec une médiane de 84 %. Cependant, 2 sites possèdent une valeur de couverture médiocre et nettement inférieure aux autres : le deuxième site du terriil de Cibly 61 % et le deuxième site du terriil sacré-Français 70 %.

Table 7 Représentation de la diversité des abeilles sauvages sur les 26 sites par les nombres de Hill obtenus via la fonction inext() ainsi que les nombres de Hill raréfiés obtenus par la fonction estimateD selon les trois premiers ordres de l'entropie ($a = 0,1,2,..$). $H0$ correspond à la richesse spécifique, $H1$ au nombre d'espèces abondantes dans la communauté et $H2$ au nombre d'espèces abondantes dans toutes les communautés de l'échantillon. $H0r$, $H1r$ et $H2r$ correspondent à ces mêmes indices ayant subi une raréfaction. (Hill, 1973).

Sites	Couverture	H0	H1	H2	H0r	H1r	H2r
T. 7-8 Hornu Wasmes01	0.90	12	6	4	3	3	3
T. 7-8 Hornu Wasmes02	0.77	13	9	7	8	7	6
T. 7-8 Hornu Wasmes03	0.79	17	12	9	9	8	7
T. du dix- huit	0.80	21	15	11	11	9	8
T. du Grand Buisson n°1	0.92	13	9	6	6	5	4
T. de la Cokerie01	0.74	23	16	12	15	12	10
T. de la Cokerie02	0.90	9	6	5	3	3	3
T. Naye à Bois	0.84	26	16	10	11	9	8
T. Bayemont- st-Charles	0.89	16	9	6	6	5	4
T. Sacré Français01	0.87	17	11	7	7	6	5
T. Sacré Français02	0.70	17	10	6	9	7	5

T. n°8 Pays-Bas	0.88	10	7	6	5	4	4
T. saint Antoine01	0.94	12	8	6	5	4	4
T. saint Antoine02	0.82	19	11	6	9	7	5
T. du Ferrand n°1	0.85	19	13	10	9	8	7
T. belle vue du huit	0.79	25	17	12	12	10	9
T. de Ciply01	0.88	11	7	6	5	4	4
T. de Ciply02	0.61	15	14	13	15	14	13
T. de l'héribus	0.84	16	10	6	7	6	5
T. Rieu-du- Cœur n°2c	0.79	19	14	11	11	9	8
T. du Quesnoy01	0.85	15	12	9	9	8	7
T. du Quesnoy02	0.75	11	8	6	5	5	4
T. n°5 de Trazegnio 1	0.91	15	8	6	5	4	4
T. n°5 de Trazegnio 2	0.85	11	7	5	5	4	3
T. de Hensies	0.84	12	8	6	6	5	4

Une comparaison des espèces observées sur les différents sites en fonction de l'abondance peut être effectuée à l'aide de courbes de raréfactions représentée à la figure 12. Les courbes 08, 22, 06 et 24 (correspondant respectivement au Terril Naye à Bois, au terril Belle vue du Huit, au premier site du terril de la Cokerie et au second site du terril du Quesnoy) sont les sites où des croissances des courbes sont les plus élevées signifiant un nombre important d'espèces recensées pour un nombre important d'individus collectés. Ensuite, nous observons que les courbes 20 et 24 correspondant au troisième site du terril Saint-Antoine et au deuxième site du terril de Ciply ont une croissance rapide, mais où le nombre d'individus a été le plus faible parmi les autres échantillons. Enfin, aucune courbe n'atteint d'asymptote et aucune communauté n'a donc été totalement recensée.

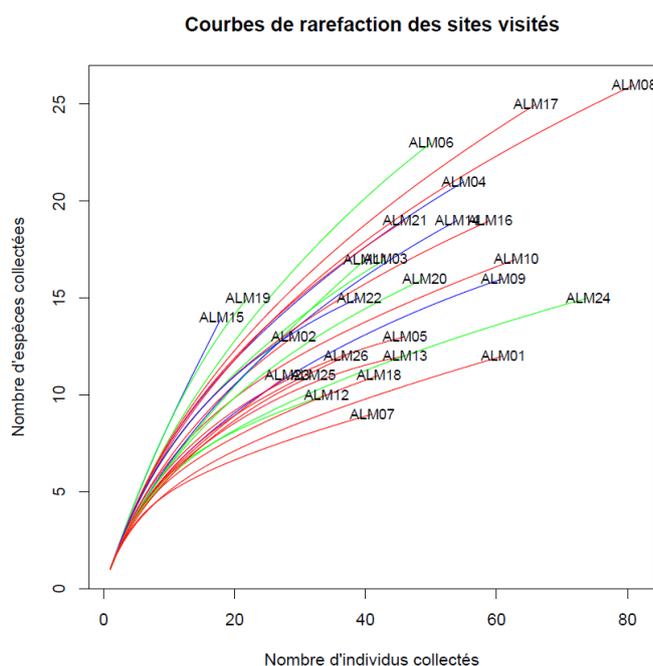


Figure 12 Courbes de rarefaction représentant l'évolution des espèces découvertes sur chaque site visité selon le nombre d'individus collectés. Ce graphique a été réalisé à l'aide de la fonction rarecurve(). La répartition des sites d'études selon les différents codes des courbes peut être consultée dans la description des sites dans le tableau 2. Les couleurs ont été attribuées aux courbes uniquement pour améliorer la lisibilité et ne représentent aucune valeur descriptive du jeu de données.

4.1.5. Description des différentes communautés d'abeilles sauvages sur les terrils selon leur écologie et leur status UICN.

Le tableau n°8 présent ci-dessous, fournit le nombre et la proportion d'espèces ainsi que le nombre d'individus collectés partageant les états de caractères des traits et caractéristiques écologiques étudiés.

Table 8 Répartition du nombre et la proportion d'espèces recensées ainsi que le nombre d'individus collectés dans les différents états de caractère.

Traits	Etats de caractère	Nombres d'espèces	Nombres d'individus	Proportions d'espèces
Stratégie de nidification	Au-dessus du sol	20	144	23.0
	Variable	18	639	20.7
	Souterrain	49	433	56.3
Lectisme	Oligolectique	22	229	25.3
	Polylectique	65	987	74.7
Socialité	Cleptoparasite	12	36	13.8
	Eusociale primitive	18	752	20.7
	Parasite sociale	3	7	3.4
	Solitaire	53	408	60.9
Taille de la langue	Solitaire et sociale	1	13	1.1
	Longue	41	797	47.1
	Courte	46	419	52.9

Dans le cas de la stratégie de nidification, nous observons une plus grande diversité et une plus grande abondance chez les espèces terricoles que les espèces faisant leur nid dans des cavités au-dessus du sol. Cependant, les espèces avec une nidification variable ont le plus grand nombre d'individus collectés, mais sont également moins diversifiées. En termes de socialité, les abeilles solitaires représentent la grande majorité des espèces récoltées au cours de cette étude (61 % des espèces récoltées) tandis que les abeilles sociales représentent le plus grand nombre d'individus récoltés. Enfin, 12 espèces de cleptoparasites ont été collectées, mais en faible nombre d'individus. Pour la taille relative de la langue, il n'y a pas de différences significatives entre le nombre d'espèces à langue longue (41 espèces) et le nombre d'espèces à langue courte (46 espèces) mais pas en termes d'abondance d'individus récoltés. En effet, un nombre bien plus important d'individus à langues longues ont été collectés. Enfin, la majorité des espèces et des individus collectés sont polylectique (65 espèces soit 74 %). Une répartition des différents traits a également été effectuée sur la communauté de chaque terril visité durant cette étude et peut être consulté dans les tableaux 13 et aux annexes 9.3 et 9.5.

Enfin, la répartition du nombre d'espèces recensées sur chacun des terrils selon leur statut UICN en Belgique a été représentée dans le tableau 9. En analysant ce tableau, nous pouvons constater que certains terrils notamment les terrils d'Hensies et 7-8 Hornu Wasmes sont plus intéressants pour la conservation des abeilles que les autres puisqu'ils présentent des espèces menacées. En effet, 5 terrils sur les 17 étudiés (terril du Naye-à-Bois, Rieu-du-cœur n°2c, Sacré-Français, Dix-huit et du Grand Buisson n°1) ne présentent aucune espèce menacée au sein de leur communauté. Parmi les espèces menacées nous avons recensé des espèces en danger critique (*Megachile pilidens* et *Anthophora bimaculata*) sur 7 terrils (terril d'Hensies, Terril Bayemont-Saint-Charles, Terril de la Cokerie, Terril 7-8 Hornu Wasmes, Terril Saint-Antoine, Terril N°5 Trazegnies et Terril N°8 Pays-Bas) et des espèces en Danger (*Anthophora retusa* et *Nomada distinguenda*) sur 2 terrils (Terril 7-8 Hornu Wasmes, et Terril du Ferrand n°1). Un descriptif des habitats où l'on retrouve les espèces menacées retrouvées durant cette étude, est consultable dans la partie « Perspectives » de ce document.

Table 9 Répartition des espèces collectées sur chaque terril selon leur statut UICN en Belgique en 2019 (Drassort et al., 2019). DD = Data deficient, LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically Endangered. Les pourcentages des espèces menacées ont été calculées selon : $((VU+EN+CR)/(Ntot-DD))*100$.

Terril	CR	DD	EN	LC	NT	VU	Espèces menacées (%)
T.							
Bayemont-Saint-Charles	1	1	0	11	3	0	6.67
T. Belle vue du huit	0	0	0	21	3	1	4
T. de Ciply	0	1	0	19	0	1	5
T. de la Cokerie	1	0	0	24	1	0	3.85
T. de l'Héribus	0	2	0	14	0	0	0
T. d'Hensies	2	0	0	8	0	2	33.33
T. du Dix-huit	0	2	0	18	1	0	0
T. du Ferrand n°1	0	0	1	16	2	0	5.26
T. du Grand Buisson n°1	0	0	0	12	1	0	0
T. du Quesnoy	0	1	0	14	2	1	5.88
T. du 7-8 Hornu Wasmès	1	0	1	20	2	1	12
T. n°5 de Trazegnies	1	0	0	15	3	0	5.26
T. n°8 Pays-Bas	1	0	0	8	1	0	10
T. Naye-à-bois	0	0	0	23	3	0	0
T. Rieu-du-Coeur n°2c	0	2	0	15	2	0	0
T. Sacré-Français	0	1	0	21	4	0	0
T. Saint-Antoine	1	2	0	25	3	0	3.45

4.2. Facteurs environnementaux et topologiques structurant l'assemblage sur les terrils

Composition végétale

La composition de la végétation semble être similaire sur tous les terrils visités et est composée en moyenne de 85 % d'espèces indigènes. Dans la strate arborée, *Betula pendula*, *Robinia pseudoaccacia* et *Salix caprea* sont les arbres les plus communs. Ensuite, dans la strate arbustive, on retrouve principalement des *Crataegus monogynas*, des *Rosa canina* et *Genista scoparia*. Enfin, dans la strate herbacée, nous retrouvons généralement des pelouses sèches riches en *Echium vulgare*, en *Lotus corniculatus*, en *Melilotus albas & officinalis*, en *Hypericum perforatum*, en *Picris hieracioides*, des *Tanacetum vulgare*, des *Senecio inaequidens & jacobea*, *Dipsacus fullonum* et *Rubus sp.* Les sites avec une végétation les plus

diversifiées sont : les premiers sites des terrils n°5 de Trazegnies (44 espèces), de la Cokerie (41 espèces) et 7-8 Hornu Wasmes (40 espèces). À l'inverse, les stations ayant une végétation moins riche sont le terril de Hensies (5 espèces), le deuxième site du terril n°5 de Trazegnies (15 espèces) et le troisième site du terril Saint Antoine (13 espèces).

Les espèces végétales qui ont attiré le plus d'espèces d'abeilles pendant cette étude sont respectivement *Lotus corniculatus* (29 espèces, soit 33 %), *Echium vulgare* (23 espèces, soit 26 %) et *Picris hieracioides* (22 espèces, soit 25 %). En terme d'abondance d'abeilles collectées, l'*Echium vulgare* (406 abeilles collectées, soit 33 %), *Picris hieracioides* (91 abeilles collectées, soit 7 %), *Mellilotus albas* (81 abeilles soit 6 %) et *Tanacetum vulgare* (68 abeilles, soit 5 %). Enfin, *Echium vulgare* semble être l'espèce végétale ayant le plus de succès chez les abeilles (406 abeilles collectées, soit 33 % de l'effectif total et 23 espèces, soit 26 % du nombre total d'espèces). Une représentation de l'ensemble des interactions entre les espèces abeilles et les espèces florales est disponible à la figure 55 dans l'annexe 9.8. Celui-ci n'a pas de valeurs statistiques, mais permet de visualiser l'importance de certaines fleurs sur les terrils.

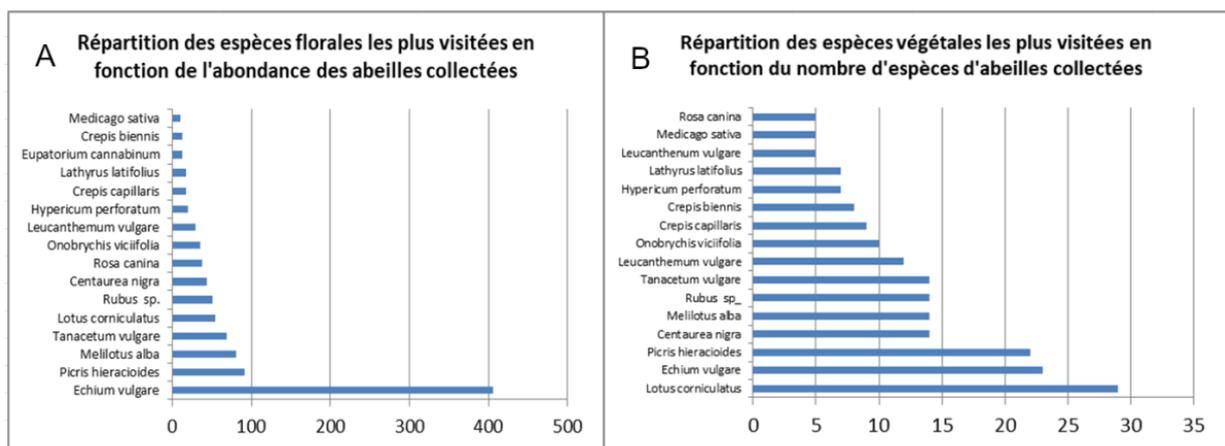


Figure 13 Répartition des espèces végétales en fonction de l'abondance des abeilles collectées (A) et selon le nombre d'espèces d'abeilles récoltées (B). Seules les espèces florales ayant attiré plus de 5 espèces d'abeilles ont été représentées dans les différents graphiques pour des soucis de visibilité.

4.2.1. Couverture végétale

Une comparaison de la diversité des communautés a été réalisée entre les sites de milieux appartenant aux trois catégories de couvertures végétales définies dans la partie « matériels et méthodes » (milieux ouverts, semi-ouverts et fermés). Sur les 26 prospectés, 14

sont des milieux ouverts avec 677 abeilles récoltées pour 68 espèces recensées, 5 milieux semi-ouverts avec 227 abeilles récoltées pour 46 espèces observées et enfin, 7 milieux fermés avec 312 abeilles récoltées pour 53 espèces observées. La comparaison entre les sites pour diversité des communautés, a été réalisée sur les nombres de Hill raréfiés (H0r) à l'aide du test de Kruskal-Wallis, car la distribution des nombres d'espèces ne suivait pas une loi normale (test de Shapiro-Wilk : $P = 4.413e-06$). La distribution de l'abondance des espèces suit quant à elle, une loi normale et une Anova à un facteur a pu être effectuée. Aucune des deux analyses n'a permis de déceler une différence significative ni en termes d'abondance (Anova : $F = 0.14284$, $p\text{-value} = 0.8687$), ni en termes de diversité (Kruskal-Wallis : $H = 1.7661$, $P = 0.4135$) entre les différents types de milieux.

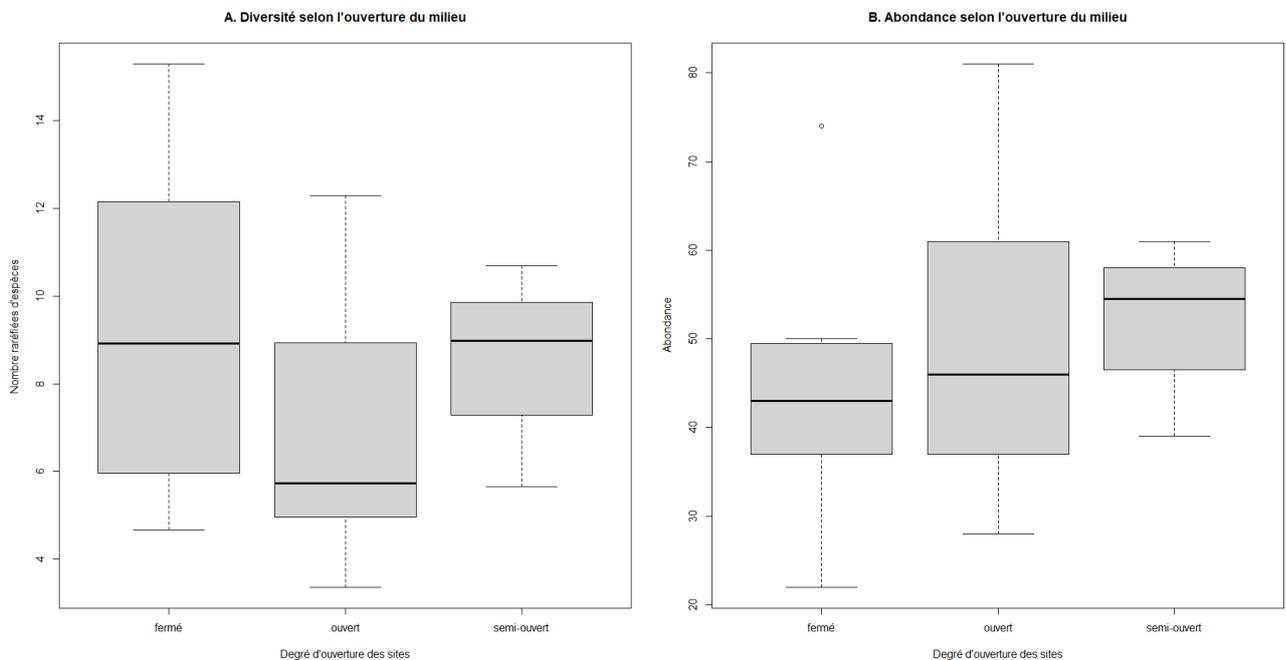


Figure 14 Boîtes à dispersions représentant la distribution de la richesse spécifique (a) et de l'abondance des abeilles (b) à travers les sites en fonction du degré d'ouverture des sites.

4.2.2. Localisation et l'orientation du site d'échantillonnage par rapport au terril

Des analyses similaires à celle réalisée pour la couverture végétale, ont été effectuées sur la position (sommet ou à la base des terrils) et l'orientation (Nord, Sud, Est et Ouest) des sites visités par rapport au terril. Ces analyses ont été une nouvelle fois, réalisées à l'aide du test de Kruskal-Wallis et de l'Anova pour comparer les nombres de Hill raréfiés et le nombre d'abeilles collectées. Pour la position des sites : 9 d'entre eux sont localisés au sommet et 17 sur des zones à la base de leur terril respectif. Pour l'orientation des sites : 5 sont localisés à

l'est, 9 au nord, 3 à l'ouest et 9 au sud de leur terril respectif. De nouveau, aucune différence significative pour la diversité et l'abondance des abeilles, n'a été trouvée pour la position (Kruskal Wallix : chi-squared = 0.52959, p-value = 0.4668 et Anova : F = 0.69713, p-value = 0.4183) et l'orientation (Kruskal Wallix : chi-squared = 2.823, p-value = 0.4197 et Anova : F = 0.70703, p-value = 0.575) des sites par rapport à leur terril respectif.

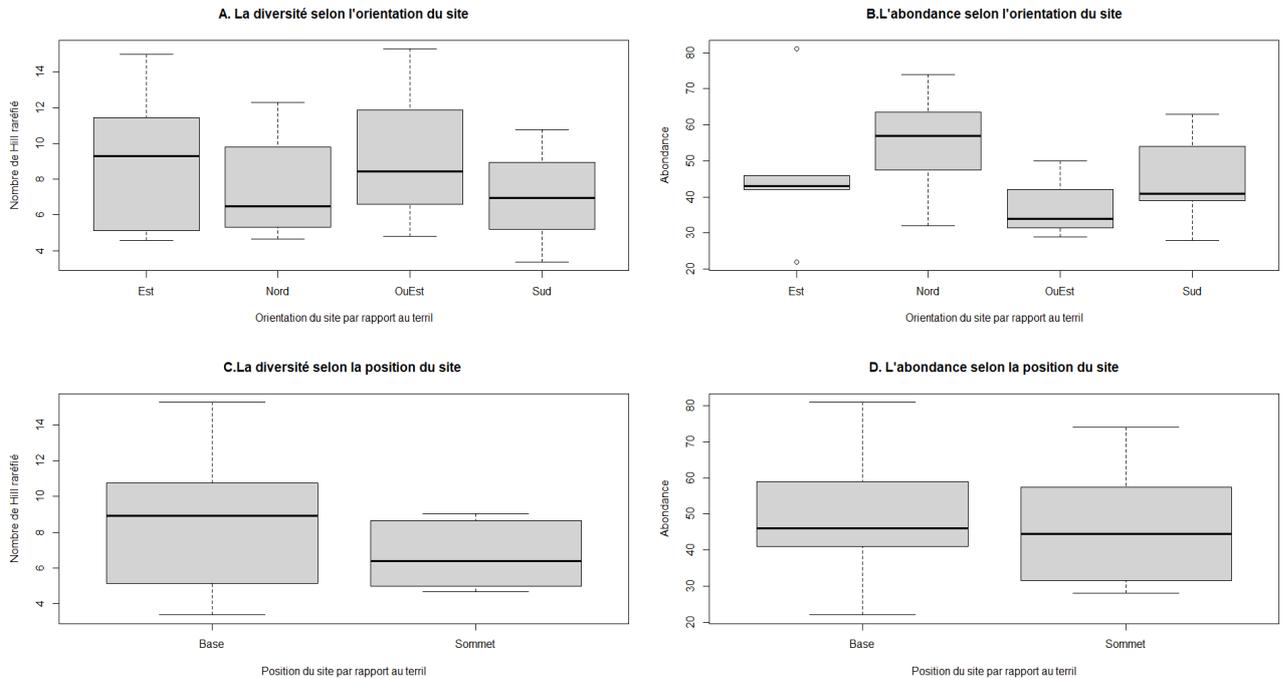


Figure 15 Boîtes à dispersions représentant la répartition du nombre d'espèces (A et C) et du nombre d'individus collectés (B et D) sur les sites en fonction de l'orientation des sites (9 au Nord, 9 au sud, 5 à l'est et 3 à l'ouest) ainsi que la position des sites (17 à la base et 9 au sommet) (C et D) par rapport à leur terril respectif.

4.3. Comparaison des communautés et analyse du paysage

La carte de chaleur consultable à la figure 16 et l'ordination via un NMDS aux figures 17, 19 et 20 permettent de visualiser les dissimilarités entre les différentes communautés évaluées à l'aide du calcul des distances de Bray-Curtis.

Comme nous pouvons le constater sur la carte de chaleur de la figure 16, les communautés étudiées sont toutes différentes les unes des autres. Parmi celles-ci, les communautés les plus dissimilaires des autres sont le terril d'Hensies, le deuxième site du terril de Cibly et le troisième site du terril Saint Antoine. La dissimilarité entre les différents sites est représentée par un gradient de couleur qui représente en couleurs sombres, une dissimilarité forte entre

deux sites et en couleur claire, une dissimilarité faible entre deux sites. Enfin, une matrice de dissimilarité entre les sites calculée avec l'indice de Bray-Curtis peut être consultée à la table 17 à l'annexe 9.6.

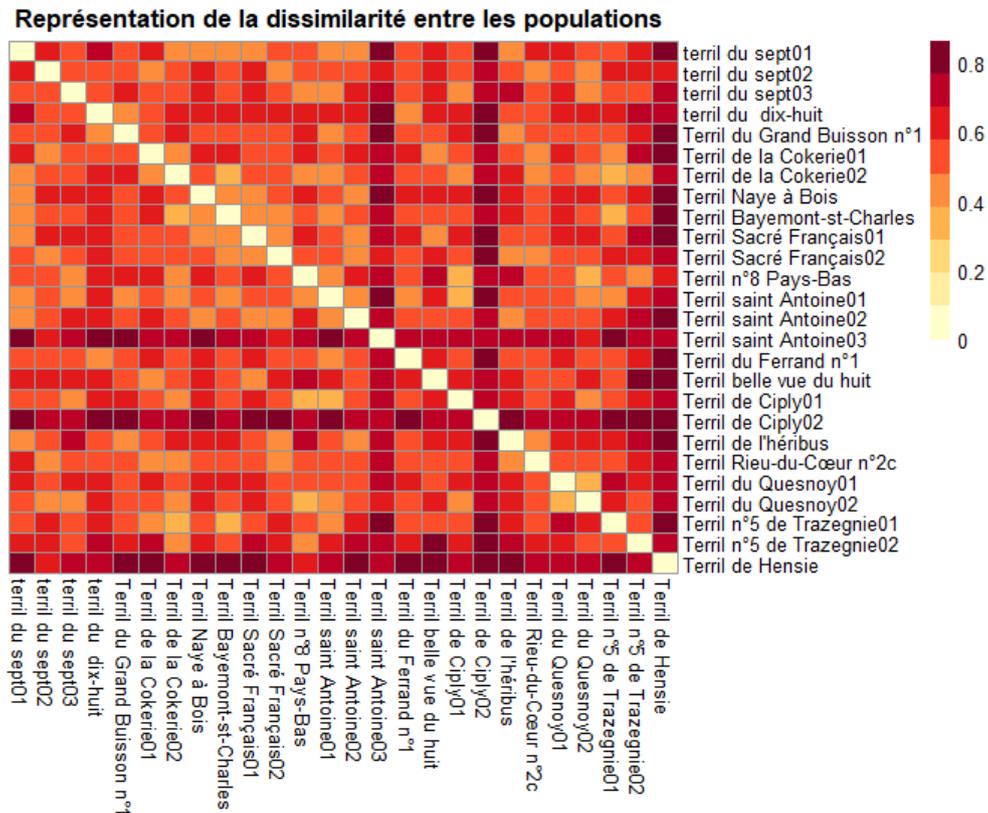


Figure 16 Carte de Chaleur représentant la dissimilarité entre les communautés d'abeilles des sites visités. Les couleurs représentent des valeurs de la dissimilarité entre deux communautés.

Une analyse NMDS a ensuite été réalisée pour visualiser la diversité bêta entre les communautés dans une autre perspective et selon le type de milieu (milieu ouvert, semi-ouvert, fermé) des sites visités. De plus, des analyses ont été réalisées sur l'ordination des communautés pour tester l'influence des données environnementales sur le jeu de données à l'aide de la fonction Envfit. Marquée par une valeur de stress supérieure à 0.2, la représentation en 2 dimensions des distances entre les points, n'était pas suffisamment fidèle pour être interprétée correctement (Kruskal 1964 ; Clarke 1993). De ce fait, une troisième dimension a été ajoutée pour rendre ces distances plus fidèles avec une valeur de stress égalant 0.18. Les liens entre les 3 dimensions de l'ordination (dimension 1 en fonction de dimension 2 et dimension 1-dimension 3) ont été représentés séparément dans les figures 19 et 20 dans lesquelles les données environnementales y ont été également testées sur chacun d'entre eux.

Comme dans toutes les analyses effectuées précédemment, nous ne constatons aucune différence significative entre les communautés appartenant aux différents types des milieux. De plus, nous ne distinguons pas de patterns visibles des communautés selon le type d'ouverture du milieu sur l'ensemble des représentations de l'ordination.

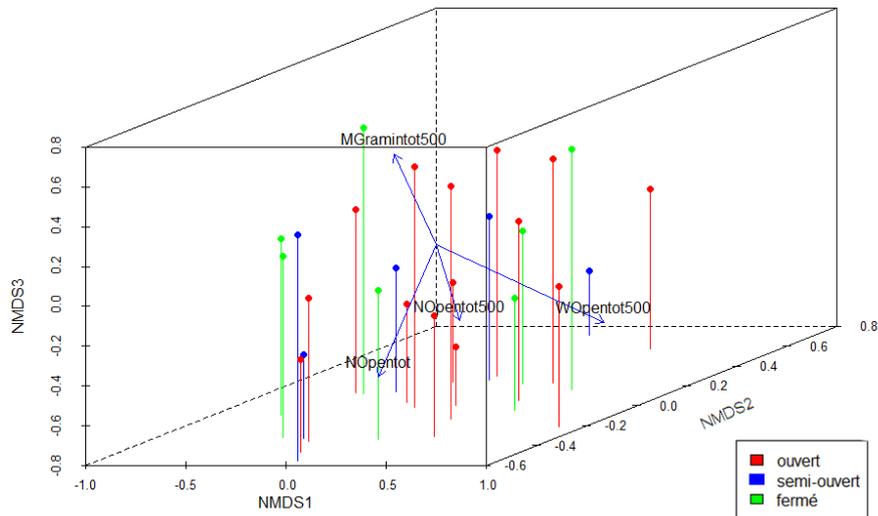


Figure 17 Résultats du NMDS effectué avec l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis à 3 dimensions, dans lequel les sites les plus proches possèdent des communautés moins dissimilaires que les points éloignés. Le code couleurs représente les catégories d'ouverture du milieu dont appartiennent les sites : le rouge pour les milieux ouverts, le bleu pour les milieux semi-ouverts et le vert pour les milieux fermés. NOpentot : proportion de prairie sèche sur le site, MGramintot500 : proportion de couverture mono-spécifique de graminées dans un rayon de 500m, WOpentot500 : proportion de pelouse humide dans un rayon de 500 m

Le diagramme de Shepard ci-dessous (figure 18) permet également d'évaluer la représentation de nos données au sein de notre NMDS. Les valeurs du R^2 de celui-ci nous indiquent que notre ordination en 3 dimensions est acceptable.

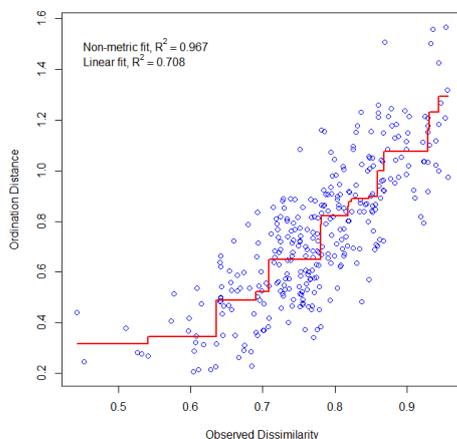


Figure 18 Diagramme de Shepard permettant d'illustrer la qualité de représentation des données du NMDS en comparant les distances entre les données sur le graphique et leur dissimilarité. Cette relation peut être mesurée via des regression R^2 linéaires et non linéaires.

La projection des données paysagères sous forme de vecteurs via la fonction *enfit()* dans l'ordination avec une 999 permutations, a permis de mettre en évidence une influence significative des variables environnementales « Pelouses sèches ouvertes » (NOpentot : $p=0.017$), « couverture monospécifique de graminées » (MGraminttot500 : $p=0.015$), « prairies humides dans un rayon de 500m » (WOpentot500 : $p=0.032$) sur nos données. De plus, « Pelouses sèches ouvertes dans un rayon de 500m » (NOpentotale500) semble également avoir une très légère influence car la Pvalue = 0.092. De plus, les gradients générés par les données environnementales sont illustrés par les différentes flèches présentes sur la figure 19 dont la longueur et l'orientation influencent la force et la direction de ces gradients. Ainsi, les évolutions de deux variables opposées comme Mgramintot500 et NOpentot500 sont inversement proportionnels l'une de l'autre.

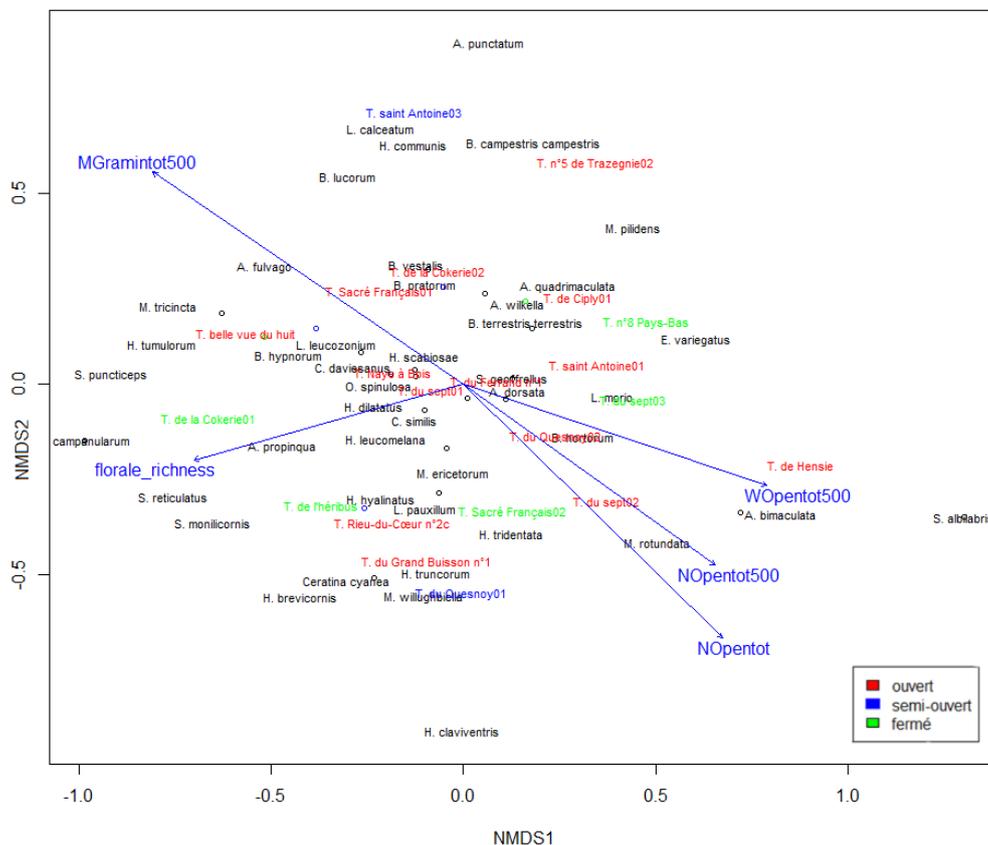


Figure 19 Représentation de la première dimension du NMDS dans lequel les données environnementales ayant une influence significative sur le jeu de données, ont été projetées dans l'ordination par la fonction *Enfit*. Le code couleurs représente les catégories d'ouverture du milieu dont appartiennent les sites : le rouge pour les milieux ouverts, le bleu pour les milieux semi-ouverts et le vert pour les milieux fermés. NOpentot : proportion de prairie sèche sur le site, NOpentot : proportion de prairie sèche sur le site dans un rayon de 500 m, MGramintot500 : proportion de couverture mono-spécifique de graminées dans un rayon de 500m, WOpentot500 : proportion de pelouse humide dans un rayon de 500 m

La projection des données environnementales sur la première dimension du NMDS (figure 19) a permis de déceler les variables ayant une influence significative sur le jeu de données.

Parmi ces variables, nous retrouvons une nouvelle fois : « WOpentot500 » (Pvalue = 0.004), « NOpentot » (0.003) et « MGramintot500 » (0.008) qui ont une forte influence tandis que nous observons cette fois une influence significative de la variable « NOpentot500 » (Pvalue = 0.031) mais légèrement plus faible que les autres. Enfin, la variable diversité florale (florale_richness : Pvalue = 0.081) semble avoir une influence sur le jeu de données, mais celle-ci n'est pas significative, car la P value est inférieure à 0.05. Nous constatons également une distribution de la majorité des espèces d'abeilles recensées le long de la variable « florale_richness » bien qu'elle ne soit pas significative.

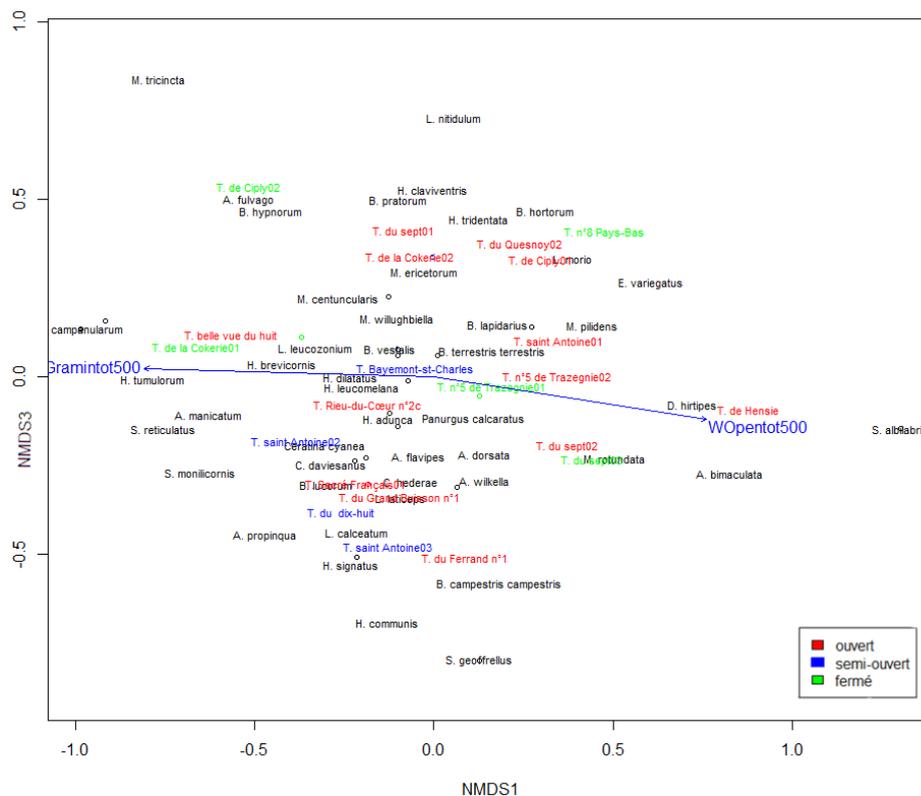


Figure 20 Représentation de la première dimension en fonction de la troisième dimension du NMDS dans lequel les données environnementales MGramintot500 et WOpentot500 ont influence significative sur le jeu de donnée et ont été projetées dans l'ordination par la fonction Envfit. Le code couleurs représente toujours les catégories d'ouverture du milieu dont appartiennent les sites : le Rouge pour les milieux ouvert, le bleu pour les milieux semi-ouverts et le vert pour les milieux fermés.

4.4. Comparaison entre les communautés d'abeilles sur les terrils et les communautés venant d'autres habitats du Hainaut.

4.4.1. Comparaison de la richesse spécifique entre les différents habitats

A l'aide des différents inventaires menés en 2020, 136 espèces d'abeilles sauvages ont été recensées dans le Hainaut au niveau des régions de Mons et de Charleroi (Ruelle, 2021 ;

Loockx 2021 ; Reese, 2021 et cette étude). Ces études ont été menées sur différents milieux tels que les milieux urbains, les espaces semi-naturels, les carrières et les terrils. Parmi ces espèces, 14 espèces ont été retrouvées exclusivement sur les terrils: *Andrena fulva*, *Andrena mitis*, *Andrena nitidiuscula*, *Andrena nigroaenea*, *Anthophora retusa*, *Halictus maculatus*, *Hylaeus cornutus*, *Nomada bifasciata*, *Nomada goodeniana*, *Osmia aurulenta*, *Sphecodes hyalinatus*, *Anthophora furcata*, *Hoplitis claviventris*, *Nomada distinguenda*. Enfin, ces données peuvent être combinées avec celles de Fiordaliso (2020) pour dresser un inventaire de 184 espèces d'abeilles sauvages observées dans le Hainaut entre 2018 et 2020. De plus, en comparant nos 4 inventaires, 6 des espèces de l'inventaire régional ont été recensées uniquement sur les terrils visités durant cette étude : *Andrena nitidiuscula*, *Andrena nigroaenea*, *Hylaeus cornutus*, *Osmia aurulenta*, *Sphecodes hyalinatus* et *Hoplitis claviventris*. Enfin, *Trachusa Byssina* a été recensée que 5 fois parmi les 4 études : 1 spécimen a été retrouvé dans les carrières tandis que les 4 autres ont été trouvés sur les terrils n°5 de Trazegnies et sur le Terril sacré-Français (Loockx 2021).

Un test de Kruskal-Wallis a de nouveau été effectué pour comparer les diversités (nombres de Hill raréfiés) entre les communautés d'abeilles sauvages venant des milieux étudiés (terrils, carrières, milieux semi-naturels, le long de chemins, ...) dans la région en 2020. Les résultats de ce test ont décelé une différence significative de la richesse spécifique (chi-squared = 28.962, df = 2, p-value = 5.141e-07) entre les communautés venant des différents milieux. Cette différence est visible à la figure 21 où les communautés d'abeilles sauvages sur les terrils semblent être plus diversifiées que celles présentes dans les carrières mais moins diversifiées que celles venant des autres habitats du Hainaut.

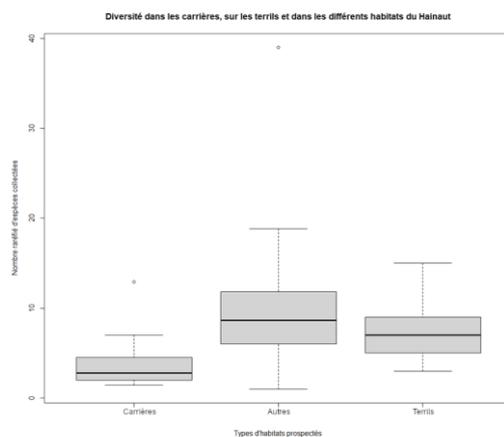


Figure 21 Boîte à dispersion représentant la répartition de la richesse spécifique raréfiée des inventaires menés dans les carrières (19 sites), sur les terrils (26 sites) et dans les autres milieux du Hainaut (54 sites dans des espaces semi-naturels, le long de routes, espaces urbains, ...) étudiés en 2020 (source des données : Loockx, 2021 ; Ruelle, 2021 ; Reese 2021 et cette étude).

Des analyses ont été effectuées à l'aide de test de Chi-carré, pour comparer les caractéristiques des communautés d'abeilles des terrils visités durant cette étude et celles des communautés venant d'autres milieux de la région qui ont été étudiées en 2020. La répartition du nombre d'espèces et du nombre d'abeilles collectées durant les inventaires selon les différents états de caractères écologiques ainsi que leurs proportions peut être consultée dans le tableau n°10. Grâce à celui-ci (tout en tenant compte de la différence du nombre d'abeilles collectées dans chaque inventaire), nous ne constatons pas de différence significative dans les proportions d'espèces au niveau de la répartition des états de caractères écologiques au sein des communautés des terrils par rapport à celles venant des autres milieux. Cette observation est renforcée par les résultats des tests de Chi-carré qui ne révèlent également pas différences significatives entre les communautés en termes de diversité. En revanche, les tests ont montré des différences significatives dans l'abondance d'abeilles récoltées dans chacun des milieux pour les différents traits.

Table 10. Comparaison du nombre et de la proportion d'espèces (en noir) et d'individus (en rouge) récoltés dans les milieux différents du Hainaut selon leur caractère social, la taille de leur langue, leur stratégie de nidification, du lectisme. Ces données proviennent de 3 études menées simultanément sur les terrils, dans des carrières et dans différents milieux du Hainaut : milieux semi-naturel, le long de routes et espaces urbain (Source des données : Loockx, 2021 ; Ruelle, 2021 ; Reese, 2021 et cette étude).

Habitats	Etat de caractère	Carrières	Autres habitats du Hainaut	Terrils
Nombre d'espèces\Nombre d'individus	-	54\1167	113\3730	87\1216
Lectisme	Oligolectique	13\126 (24.1\10.8)	27\692 (23.9\18.6)	22\229 (25.3\18.8)
	Polylectique	41\1041 (75.9\89.2)	86\3038 (76.1\81.4)	65\987 (74.7\81.2)
Taille de la langue	Longue	29\965 (53.7\82.7)	48\2122 (42.5\56.9)	41\797 (47.1\65.5)
	Courte	25\202 (46.3\17.3)	66\1609 (58.4\43.1)	46\419 (52.9\34.5)
Stratégie de nidification	Au-dessus du sol	9\219 (16.7\18.8)	29\325 (25.7\8.7)	20\144 (23\11.8)
	Variable	15\643 (27.8\55.1)	22\1284 (19.5\34.4)	18\639 (20.7\52.5)
	Souterrain	30\305 (55.6\26.1)	63\2074 (55.8\55.6)	49\433 (56.3\35.6)
	Cleptoparasite	4\6 (7.4\0.5)	16\113 (14.2\3)	12\36 (13.8\3.0)
Socialité	Eusocial primitif	15\938 (27.8\80.4)	19\2143 (16.8\57.5)	18\752 (20.7\61.8)
	Parasite sociale	3\36 (5.6\3.1)	4\58 (3.5\1.6)	3\7 (3.4\0.6)
	Solitaire	32\187 (59.3\16.0)	73\1363 (64.6\36.5)	53\408 (60.9\33.6)
	Solitaire et sociale	0\0 (0\0)	2\54 (1.8\1.4)	1\13 (1.2\1.0)

Enfin, une dernière comparaison entre les différentes communautés a été réalisée selon la répartition du nombre d'espèces et du nombre d'individus partageant les différents statuts

UICN en Belgique. Ces répartitions sont représentées dans le tableau 11 ainsi que les proportions selon le nombre d'espèces et d'abeilles collectées :

Table 11 tableaux répertoriant le nombre et la proportion des espèces d'abeilles (noir) et d'individus (rouge) collectés dans différents habitats du Hainaut (terrils, carrières, milieux semi-naturel, long de routes et espaces urbain) en fonction du statut UICN. (Drossart et al., 2019; Loockx, 2021 ; Ruelle, 2021 ; Reese, 2021). DD = Data deficient, LC = Least concern, NT = Near threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically Endangered. Les pourcentages des espèces menacées ont été calculés selon : $((VU+EN+CR)/(N_{tot}-DD))*100$

Statut UICN	Autres habitats du Hainaut	Carrières	Terrils
CR	2\10 (1.8\0.3)	2\16 (3.7\1.4)	2\13 (2.3\1.1)
DD	7\32 (6.2\0.9)	1\1 (1.9\0.1)	3\13 (3.4\1.1)
EN	1\3 (0.9\0.1)	0\0 (0\0)	2\3 (2.3\0.2)
LC	85\3448 (75.2\92.4)	43\1077 (79.6\92.3)	65\1102 (74.7\90.6)
NT	10\172 (8.8\4.6)	7\69 (13\5.9)	8\63 (9.2\5.2)
VU	4\60 (3.5\1.6)	1\1 (1.9\0.1)	7\22 (8\1.8)
RE	1\6 (0.9\0.2)	1\3 (1.9\0.3)	0\0 (0\0)
% d'espèces menacées	6.6	5.7	13.1

On observe une proportion plus grande d'espèces menacées sur les terrils par rapport aux autres milieux. Enfin, plus d'espèces appartenant à la catégorie « vulnérable » (*Andrena nitidiuscula*, *Bombus campestris*, *Halictus confusus*, *Halictus sexcinctus*, *Hoplitis claviventris* et *Melitta tricincta* et la catégorie « en danger » (*Anthorpha retusa* et *Nomada distinguenda*) ont été trouvées sur les terrils par rapport aux autres milieux.

5. Discussion

5.1. Inventaire des abeilles sur les terrils de la région d'Hénnuyère

Au cours de cette étude, nous avons collecté 1216 abeilles réparties en 87 espèces sur 17 terrils situés entre les régions de Mons et de Charleroi. Parmi ces espèces, 13 % sont considérées comme étant menacées en Belgique (Drossart et al., 2019). Cependant, malgré le nombre important d'abeilles collectées, l'échantillonnage effectué au cours de cette étude n'a pas été suffisamment important pour recenser l'intégralité des espèces dans les communautés des terrils étudiés. En effet, selon nos estimations entre 61 % et 87 % des espèces sur l'ensemble des terrils étudiés, ont été recensées et la couverture estimée pour chaque site est comprise entre 61 % et 93 %. De plus, notre courbe d'accumulation servant à représenter notre échantillonnage n'atteint pas d'asymptote. De ce fait, tout porte à croire qu'il reste un grand nombre d'espèces à découvrir sur les terrils de la région. En effet, en consultant la

littérature, il semble difficile de représenter toute une communauté même avec un échantillonnage intensif mené sur plusieurs années (Fortel, 2014 ; Russo et al., 2015, Pardee & Philpott, 2014).

De telles valeurs de complétude parmi les sites peuvent être expliquées par plusieurs biais apparus lors de l'échantillonnage qui auraient engendré un effort de collecte plus important sur certains sites par rapport à d'autres.

Un premier biais serait lié à la prospection des sites par différentes personnes ayant des expériences et des connaissances sur les abeilles totalement différentes. En effet, durant certaines collectes l'auteur était accompagné soit par un expert, soit par des personnes ayant aucune expérience dans le domaine. De ce fait, certains sites ont été mieux prospectés que d'autres. De plus, à cause de problèmes logistiques, certaines collectes ont été menées malgré de mauvaises conditions climatiques (des températures limites, des vents importants, un ciel couvert, des menaces de pluie,...) qui ont influencé l'observation de nombreuses espèces d'abeilles (Russo et al. 2015). Ensuite, la méthode et la durée d'échantillonnage ont également impacté le nombre d'abeilles et d'espèces collectées. En effet, l'efficacité de l'échantillonnage au filet dépend exclusivement de l'expérience et des connaissances du collecteur. De plus, un nombre plus important de petites espèces notamment des *Lasioglossum* et des cleptoparasites auraient pu être collectées en utilisant des bacs de couleurs en plastiques remplies d'eau savonneuse (Westphal et al., 2008 ; Nielsen et al., 2011). Cependant, l'efficacité de ces pièges diminue en présence d'une forte abondance de fleur (Mayer, 2005 ; Mayer & Kuhlmann, 2009). Ensuite, vers la fin de la période de collecte, les sites situés au sommet des terrils et dans des milieux ouverts non boisés, étaient dépourvus de fleurs et très peu, voir aucune abeille y a été collectée. Ces fleurs ont certainement été impactées par la sécheresse qui s'est déroulée durant l'année 2020 (ce phénomène a été observé sur les sommets des terrils de la Cokerie, 7-8 Hornu Wasme, Sacré-Français, Bayemont-Saint-Charles et Quesnoy). Enfin, l'incomplétude des résultats pourrait également être expliquée par le fait que la période de collectes a commencé à la fin du mois de mai et que certaines espèces printanières n'ont pas pu être échantillonnées. Celles-ci représenteraient 5% de la diversité totale de la région si on se base sur nos résultats combinés avec ceux de Firodaliso (2020).

5.1.1. Répartition des espèces à travers les communautés des terrils

Comme nous l'avons vu, 47 % des espèces collectées ont été représentées par des singletons ou des doubletons. Ces abeilles peuvent soit être des espèces rares appartenant à la communauté de la zone prospectée, soit être simplement de passage et leur capture serait le fruit du hasard. De telles proportions semblent également apparaître dans d'autres habitats du Hainaut : 54 % pour les carrières ainsi que 41 % pour les autres habitats du Hainaut en 2020 et 37% en 2019 (Fiordaliso 2020 ; Loockx 2021 ; Ruelle 2021). Les écarts entre les différentes proportions seraient liés au nombre de spécimens collectés (Williams et al., 2001). Cependant, la proportion d'espèces rares semble être élevée quel que soit le milieu étudié et quelle que soit la méthodologie d'échantillonnage utilisée. A l'inverse, 6 espèces représentent à elles seules 60 % des spécimens récoltés durant cette étude et se distribuent dans la majorité des sites étudiés. Des espèces du genre *Bombus* telles que *Bombus pascorum floralis* (276 individus soit 23 %), *TerrestrisBombus sp.* (189 individus soit 15 %), *Bombus lapidarius* (114 individus soit 9 %) que l'on retrouve sur tous les sites ainsi que *Halictus scabiosae* (80 individus soit 6 %), *Andrena flavipes* et *Colletes hederæ* représentant chacune 3% de l'effectif total que l'on retrouve sur une majorité des sites.

Le nombre important de bourdons observés sur certains terrils semble être lié à l'abondance massive de ressources florales composées majoritairement de légumineuses (Rasmont & Mersch 1988 ; Carvell et al. 2006 ; Rollin et al. 2013). C'est le cas sur les terrils de Naye-à-bois et Saint-Antoine, où la présence massive de Sainfoin et de luzerne a été observée. Cette hypothèse coïncide avec les résultats de Glaum et al., (2017) et de Wilson & Jamieson (2019), qui mettent en évidence le besoin important en ressources florales des espèces vivant en colonie. De plus, en regardant le paysage, nous constatons que la majorité des terrils sont entourés de champs agricoles qui sont des milieux peu propices aux abeilles à cause de l'uniformisation de la flore provenant des intrants azotés, des traitements chimiques et de la destruction du sol. (Devilleers & Pham-Delègue 2003 ; Rasmont, 2006 ; Kleijn et al. 2009 ; Brittain & Potts 2011 ; Woodcock et al. 2016 ; Dantorth 2019).

L'observation d'un nombre important d'*Halictus scabiosae* sur les terrils serait liée à son caractère thermophile et ses préférences pour les fleurs appartenant aux Compositae telles que les chardons, les centaurées ou les Picridés (Michez et al. 2019), une famille florale très présente sur les sites visités. Pour les Megachilidae, le nombre d'espèces recensées serait

due à la présence massive de fleurs appartenant aux Fabaceae telles que *Melilotus alba et officinalis* ainsi que de *Lotus corniculatus* qui sont des espèces très attractives pour les Megachilidae (Tasei 1978 ; Pauly & Verecken 2018).

Le manque d'observations d'espèces du genre *Andrena*, même les plus abondantes dans la région telles qu'*Andrena gravida* ou *Andrena vaga* (Fiordaliso, 2020), provient du fait que la collecte s'est déroulée à la fin du mois de mai et que la phénologie de ces espèces se situe au printemps (Peteers et al., 2014 ; Michez et al., 2019).

Enfin, outre les espèces ubiquistes, on remarque que les terrils ont généralement des communautés fortement dissimilaires (voir la carte de chaleur à la figure 15) avec peu d'espèces en commun donnant ainsi un aspect qualitatif aux différentes communautés. Dans le cas de cette étude, des populations remarquables de *Trachusa byssina* et *Epeolus variegatus* ont été recensées sur quelques terrils alors que ces mêmes espèces ont été retrouvées que très rarement dans les autres habitats de la région (Fiordaliso, 2020 ; Loockx, 2021 ; Ruelle, 2021). La présence de certaines espèces en abondance sur les terrils par rapport aux autres habitats du Hainaut, pourrait être due à la non-utilisation de pesticides ainsi qu'à la diversité de la végétation sur les terrils (Bouchat, 1985). Enfin, cette répartition d'espèces rares localisées uniquement sur certains terrils a déjà été observée pour les hyménoptères par Barbier (1989), Rasmont et al. (1990) et Barbier et al. (1990) mais également pour les Lépidoptères, les coccinelles et les Orthoptères selon Hauteclair et al. (2006). Ces observations confirment notre hypothèse que la biodiversité diffère d'un terril à l'autre et que certains d'entre eux sont plus intéressants que d'autres pour la conservation de la biodiversité.

5.1.2. Caractéristiques des communautés d'abeilles sauvages étudiées

En comparant les différents terrils visités, nous observons une différence dans la répartition des traits écologiques des espèces d'abeilles entre les communautés. Cependant, d'un point de vue général, au niveau de la stratégie de la nidification, 56 % des espèces collectées durant cette étude, sont des espèces qui établissent leur nid dans le sol. On observe également une telle proportion dans les carrières qui sont des habitats similaires aux terrils. Cette observation est autant plus importante pour les terrils de Charleroi (Naye-à-Bois, Bayemont-Saint-Charles, Sacré-Français et n°8 Pays-Bas), sur lesquels 51 % des espèces collectées dépendent du sol pour faire leur nid. En effet, parmi les 17 terrils choisis, ceux-ci

sont entourés d'un milieu plus urbanisé que les autres et plusieurs études ont montré que les espèces terricoles sont moins favorisées dans ces milieux à cause de l'artificialisation du sol (Pardee & Philpott 2014 ; Cane et al. 2006 ; Matteson et al. 2008 ; Ahrné et al. 2009 ; Neame et al. 2013). Des constatations similaires sur ces mêmes terrils, ont été observées au niveau de la socialité des espèces recensées au cours de cette étude. En effet, 23 % des bourdons (représentant 40 % des espèces recensées au total) et 27 % des *Lasioglossum* (73 % des espèces) ont été collectés sur les terrils de Charleroi. Ces proportions sont originales, car plusieurs études ont montré que les espèces sociales, en particulier les *Bombus* et les *Lasioglossum*, sont moins représentées dans le milieu urbain (Vray et al. 2019 ; Wilson & Jamieson, 2019 ; Fiordaliso 2020). L'abondance des ressources florales sur ces terrils, pourrait expliquer ce phénomène en fournissant suffisamment de nourriture pour maintenir ces espèces vivant en colonies (Glaum et al., 2017 ; de Wilson & Jamieson 2019). Grâce à ces observations, on pourrait donc supposer que les terrils jouent un rôle bien plus important dans les zones urbaines en apportant des éléments parfois rares dans ces milieux tels des ressources florales abondantes et de potentielles zones de nidifications. Ensuite, peu d'espèces cleptoparasites ont été recensées durant cette étude (13.8 %). Selon Wcislo & Cane (1996), la proportion d'espèces cleptoparasites diminuerait dans les habitats transformés. Ceci a également été observé dans les carrières qui fournissent des habitats similaires aux terrils (Loocks, 2021 ; Krauss *et al.* 2009). Enfin, en ce qui concerne le régime alimentaire, seul 25 % des espèces récoltées sur les terrils sont oligolectiques. Cette proportion proviendrait du fait que les espèces oligolectiques sont bien plus dépendantes à la présence de certaines espèces végétales que les polylectiques (Moquet et al. 2017 ; Ritchie *et al.*, 2016 ; Twerd *et al.* 2019). Des lors, les espèces spécialistes d'une fleur non-observée sur un site, ont peu de chances d'être recensées lors de l'échantillonnage, mais peuvent être présentes sur une autre partie du terril où la fleur serait présente. De ce fait, il est important de réaliser des études sur l'ensemble du terril et non dans des zones restreintes à celui-ci.

5.1.3. Evolution des communautés sur le terril de l'Héribus, le terril Saint-Antoine et le Terril d'Hensies

En comparant nos résultats avec d'anciens inventaires réalisés sur les terrils d'Hensies, de l'Héribus et du Saint-Antoine (Badot, 1989 ; Toubeau, 1989 ; Rasmont et al., 1990), nous constatons que les différentes communautés semblent avoir changées au cours des années.

Pour le terril d'Hensies, outre les espèces ubiquistes comme les bourdons, seules quelques espèces (*Dasygaster hirtipes*, *Halictus sexcinctus* et *Sphecodes albilabris*) semblent

se maintenir depuis l'étude de Rasmont et al. (1990). Les autres espèces recensées il y a 30 ans, ne semblent plus se trouver dans la zone. En effet, alors que 56 espèces ont été recensées par Rasmont et al. (1990), seulement 12 ont été observées durant cette étude ainsi que dans un autre inventaire réalisé par les gestionnaires du site. Parmi celles-ci, 4 espèces n'ont pas été observées à l'époque (*Anthophora bimaculata*, *Megachile pilidens*, *Megachile rotundata* et *Epeolus variegatus*). Une observation similaire a également eu lieu pour le terril Saint-Antoine et le terril de l'Héribus où un nombre plus important d'espèces ont été recensées dans les études de Rasmont et al. (1990), de Badot (1989) et de Toubeau (1989). Cependant, pour les deux terrils, de nouvelles espèces ont été recensées durant cette étude (16 pour le terril Saint-Antoine et 8 pour l'Héribus) par rapport aux inventaires précédents. Les écarts entre les nombres d'espèces observées dans les inventaires actuels et les anciens, devraient être engendrés par des différents. En effet, les inventaires précédents étaient concentrés uniquement sur ces terrils et avaient donc, la possibilité d'étudier les communautés d'abeilles en profondeur. A l'inverse, il était impossible pour nous de déployer autant d'efforts d'échantillonnages pour les 17 terrils différents. Enfin, malgré le fait que les communautés actuelles semble être différentes de celles d'il y a 30 ans, on observe toujours la présence d'un nombre important d'espèces rares d'hyménoptères sur le terril d'Hensies et une dominance d'espèces ubiquistes sur le terril Saint Antoine comme dans les études de Barbier (1989) et de Rasmont et al. (1990). De plus, le terril d'Hensies demeure pauvre en espèces florales, mais reste un site de nidification très intéressant pour la conservation des abeilles sauvages. Enfin, l'abondance et les périodes d'activités des abeilles sauvages peuvent être influencées par les conditions météorologiques lors des récoltes ainsi que la dynamique de leurs populations et du milieu au fil des ans (Oertli et al., 2005 ; Russo et al., 2015 ; Williams et al., 2001). En effet, durant cette étude, nous avons observé le développement massif de *Buddleja davidii* sur les terrils de l'Héribus et Saint-Antoine qui recouvre de larges zones et empêche le développement d'autres espèces florales.

5.1.4. Comparaison des communautés d'abeilles sauvages sur les terrils étudiés avec les communautés des autres habitats du Hainaut

En combinant nos résultats avec ceux d'autres inventaires menés entre 2019 et 2020, dans la commune de Mons et de ses alentours (Fiordaliso 2020 ; Loox 2021 ; Reese 2021 et

Ruelle 2021), 183 espèces ont été observées, soit la moitié des espèces de Wallonie (Drossart et al., 2019). Parmi celles-ci, 47.5 % ont été aperçues sur les terrils visités au cours de cette étude. En comparant les différents inventaires, nous avons identifié 6 espèces qui ont été recensées uniquement sur les terrils et une espèce, *Trachusa byssina*, qui a été observée uniquement sur les terrils et dans les carrières. Enfin, contrairement à ce que nous nous attendions, les communautés d'abeilles présentes sur les terrils ne diffèrent pas significativement dans leur écologie par rapport à celles venant des autres habitats du Hainaut (voir tableau 10), malgré les micro-climats que l'on retrouve sur les terrils. Cette ressemblance peut être liée au fait que la distribution des caractéristiques écologiques dans les communautés d'abeilles sauvages, serait majoritairement déterminée par le climat général de la région (Danforth et al. 2019). Il est toutefois, important de tenir compte que les milieux ont bénéficié d'un effort d'échantillonnage différent, ce qui pourrait biaiser nos observations. En effet, les terrils ont été prospectés sur 26 sites tandis que les carrières ont bénéficié de 19 sites et 54 sites pour les autres habitats du Hainaut. Cependant, d'un point de vue conservation, on remarque une proportion plus importante d'espèces menacées qui ont été recensées sur les terrils par rapport aux autres communautés de la région. En effet, 11 espèces, soit 13% du nombre total d'espèces observées sur les terrils, sont considérées comme étant menacé en Belgique, alors que 3 espèces menacées (5.7%) ont été recensée dans les carrières et 7 espèces (6.6%) dans les autres habitats du Hainaut.

5.2. Facteurs environnementaux et topologiques structurant les communautés d'abeilles sur les terrils

5.2.1. Influence de la végétation

Les différentes analyses réalisées à l'aide du test de Kruskal-Wallis et du NMDS sur la richesse spécifique raréfiée n'ont pas permis d'identifier d'éventuelles différences significatives entre les communautés d'abeilles venant de milieux de degrés d'ouvertures différents (milieux ouverts, semi-ouverts et fermés). Ces résultats peuvent être liés aux nombres variables de sites appartenant aux différents milieux. En effet, sur les 26 sites prospectés, 14 sont des milieux ouverts, 5 des milieux semi-ouverts et 7 des milieux fermés. Pour mesurer efficacement, l'influence de la couverture végétale sur les communautés d'abeilles sauvages des terrils, une collecte par transect standardisé suivant un gradient

d'ouverture du milieu, pourrait être effectuée (Kadlec et al., 2012 ; Dennis et al. 2006). Cependant, d'après nos observations, les milieux semi-ouverts et légèrement boisés, semblent avoir une végétation suffisamment diversifiée et plus résistante à la sécheresse. De plus, des études ont montré que ces habitats sont intéressants pour certaines espèces de bourdons, car ils apporteraient de bon sites de nidification et d'hibernation (Kells and Goulson 2003 ; Diaz-Forero et al. 2011, 2013).

Dans le cas de la diversité florale, nos analyses n'ont identifié aucune influence significative sur les communautés d'abeilles contrairement à d'autres études (Potts et al., 2003 ; Ebeling et al., 2008 ; Pardee & Philpott 2014). Ce phénomène a également été observé dans l'étude de Fiordaliso (2020) et pourrait provenir d'espèces végétales non découvertes sur les sites visités ou que certaines caractéristiques végétales n'ont pas été prises en compte lors des analyses. En effet, les abeilles sont surtout influencées par les caractéristiques florales des communautés végétales présentes dans le milieu (Campbell et al., 2012 ; Rowe et al.2020). Une végétation composée d'espèces florales différentes, mais appartenant au même taxon et ayant les mêmes caractéristiques est moins intéressante qu'une végétation composée d'espèces de taxons différents avec des traits floraux distincts. De ce fait, plusieurs caractéristiques florales (telles que le nombre de fleurs disponibles par plante, une mesure plus précise de l'abondance de chaque espèce, l'espace qu'occupent les fleurs, la quantité de nectar produit par les espèces, ...) auraient dû être prises en compte lors des analyses (Pardee & Philpott 2014). Parmi les plantes les plus attractives sur les terrils, nous retrouvons comme dans l'étude de Rasmont et al. (1990), des espèces appartenant aux familles des Boraginaceae, Asteraceae et Fabaceae. Enfin, les zones étudiées sont petites et l'intégralité de la flore présente sur les terrils n'y est certainement pas représentée. Ceci a été observé sur le terril du Dix-Huit dont la diversité et l'abondance florale était plus importante dans une zone adjacente à celle prospectée.

Dans le cas des plantes indigènes, la proportion de celles-ci ne semble pas être non plus, un facteur explicatif de notre jeu de données. Ces résultats sont contraires à ceux d'autres études, dans lesquelles les plantes indigènes seraient plus attractives pour les abeilles sauvages que les plantes introduites (Frankie et al., 2005 ; Pellissier et al., 2013, Pardee & Philpott 2014).

5.2.2. Localisation et orientation des sites par rapport à leur terril respectif

Nos analyses n'ont montré aucune différence significative entre communautés d'abeilles en termes d'abondance et de diversité selon les différentes positions géographiques (base, sommet) ou de l'orientation du site (Nord, Sud, Est, Ouest) par rapport au terril. Ces résultats pourraient provenir une nouvelle fois, du nombre variable de sites dans ces catégories. En effet, seulement 9 sites se trouvent sur le sommet des terrils et 17 sites dans des zones à la base des terrils tandis que 5 sont localisés à l'est, 9 au nord, 3 à l'ouest et 9 au sud de leur terril respectif.

Le NMDS et la fonction envfit ont toutefois, permis de déceler une influence significative de certaines variables environnementales [« Pelouse sèches ouverte » (NOpentot), « prairies humides dans un rayon de 500 m » (WOpentot500), « prairies sèches dans un rayon de 500 m » (NOpentot500) et « couverture monospécifique de graminées dans un rayon de 500 m » (MGramintot500)] sur notre jeu de données. Ces résultats sont cohérents étant donné que les abeilles sont généralement associées aux milieux ouverts (Danforth et al., 2019 ; Michener, 2007). Cependant, nous ne discernons pas de patterns nets dans la distribution des communautés selon ces variables. En revanche, nous remarquons que la distribution de la majorité des espèces suit le gradient de la richesse spécifique florale (*florale_richness*) alors que l'influence de cette variable ne semblait pas significative selon le test, contrairement à d'autres études (Potts et al., 2003 ; Ebeling et al., 2008 ; Pardee & Philpott 2014). Cette distribution semble également être corrélée avec l'homogénéisation de la végétation par des graminées dans les zones aux alentours des sites (MGramintot500). En effet, les valeurs de cette variable varient entre 21 % (terril Bayemont-Saint-Charles) et 38 % (terril Saint-Antoine) sur 7 terrils visités. Cette observation laisse présager que les abeilles auraient plus tendance à se trouver sur ces sites, car ceux-ci comporteraient une flore plus diversifiée et plus abondante que les milieux aux alentours. En effet, en observant le paysage entourant les terrils concernés, les zones couvertes de graminées sont composées essentiellement de milieux agricoles dont les pratiques actuelles contribuent grandement au déclin des abeilles sauvages (Rasmont et al. 2006 ; Potts et al. 2010 ; Iserby et al. 2008 ; Danforth et al. 2019).

Avec ces observations, nous constatons que les terrils représentent des refuges pour les abeilles sauvages à la fois dans les milieux urbains, mais également dans les milieux agricoles de notre région.

5.3. Gestion des terrils

Cette partie du document ne vise pas à proposer un plan de gestion fixe pour tous les terrils étudiés, mais uniquement à enrichir ce qui a déjà été énoncé dans l'introduction en tenant compte de nos résultats et de diverses observations profitables pour les abeilles. En effet, réaliser un plan de gestion complet pour tous les terrils visités représenterait une charge de travail considérable qui dépasse le cadre d'un mémoire et nous ne disposons pas suffisamment d'information. En effet, il existe très peu d'articles dans les littératures concernant les abeilles sauvages sur les terrils et encore moins concernant des méthodes mise en œuvre pour leur conservation. Il est de ce fait, primordial d'accumuler un maximum d'informations sur ces communautés avant de parler de mesures de gestion globales des terrils de Wallonie. Cependant, comme énoncé en introduction, les milieux présents sur les terrils peuvent bénéficier des différentes méthodes entreprises dans la gestion des espaces naturelles en particulier des pelouses sèches schisteuses. Ce type de milieu possède une grande diversité végétale et florale (*Frankard 2006*) et est principalement menacée par le développement massif d'espèces végétales ligneuses provoquant une fermeture progressive du milieu menant de facto, à une perte de la biodiversité (*Williams 1979 ; Smale 1990 ; Rohde, 2005 ; Woodley, 2006*). De ce fait, l'objectif principal de la gestion d'un terril pour les abeilles sauvage, serait d'empêcher le développement de certaines espèces de plantes qui auront tendance à refermer le milieu. Cette fermeture du milieu est accélérée par certaines espèces invasives ayant la capacité à se reproduire et à se disperser très rapidement. De plus, avant de parler d'un plan de gestion globale, il est nécessaire de considérer que tous les terrils sont différents les uns des autres et possèdent des facteurs topologiques et écologiques qui leur sont propres. De ce fait, une mesure prise pour un milieu pourrait être néfaste pour un autre. Il existe bien entendu des similarités entre les terrils, mais certains d'entre eux semblent être plus intéressants pour les abeilles sauvages que les autres.

L'un des objectifs de cette étude était d'isoler les milieux idéaux à aménager en faveur de la conservation des abeilles. Cependant, les analyses réalisées n'ont pas permis de déceler de telles zones en comparant uniquement la richesse spécifique et l'abondance des

communautés d'abeilles étudiées. En effet, l'orientation et la position du site sur le terril ne semblent pas influencer la diversité en abeilles sauvages. Cependant, durant les dernières collectes (fin août et début septembre), nous avons remarqué que la végétation dans les milieux ouverts et tout particulièrement sur les sommets des terrils, était morte. À l'inverse, la végétation des milieux semi-ouverts présentant une population arbustive plus importante, semblait être préservée durant cette même période. De ce fait, moins d'abeilles ont été collectées dans les milieux ouverts durant cette période, car ceux-ci ne possédaient pas ou très peu de ressources florales. On pourrait expliquer ce phénomène par le fait que la végétation au sommet des terrils serait bien plus exposée au soleil et au vent par rapport aux zones comportant une certaine quantité d'arbres et d'arbustes. Cependant, il se pourrait que ce phénomène ne soit pas récurrent et qu'il a été provoqué par la sécheresse de l'été 2020. De ce fait, il serait intéressant de réaliser une étude sur plusieurs années pour voir si ce phénomène persiste au fil des ans. Si tel est le cas, il sera plus judicieux d'aménager les zones des terrils moins impactées afin de préserver des ressources florales pour les abeilles tout au long de l'année. Cette option se renforce par le premier site du terril n°5 de Trazegnies qui est enclavé dans une végétation boisée et qui possédait une grande diversité florale durant cette période.

5.3.1. Principales espèces végétales invasives à contrôler sur les terrils.

Certaines espèces végétales représentent une sérieuse menace pour la faune et la flore des terrils puisqu'ils accélèrent la fermeture du milieu (Smale, 1990). Parmi celles-ci, nous retrouvons principalement le cerisier tardif alias *Prunus serotina*, la renouée du Japon alias *Reynoutria japonica*, et particulièrement l'arbre à papillons alias *Buddleja davidii*. Ces espèces sont présentes sur un grand nombre de terrils visités durant cette étude et on observe une fermeture nette du milieu sur les terrils Bayemont-Saint-Charles, Sacré-Français, Cokerie, Saint-Antoine, Héribus, Dix-huit causé principalement par le *Buddleja*. En effet, parmi les espèces végétales invasives dont le développement est à surveiller, l'arbre à papillon est la principale menace des terrils visités et doit impérativement être la cible de plan de gestion.



Figure 22 L'arbre à papillon (*Buddleja davidii*) en pleine période de floraison sur le terribus de l'Héribus (source : photo personnelle)

Originnaire de Chine, l'arbre à papillon fut introduit depuis une centaine d'années dans les jardins pour sa couleur et pour son nombre de fleurs. C'est une espèce opportuniste qui peut dominer de larges zones en quelques années. De plus, elle peut tolérer une large gamme de condition physico-chimique (Wilson, 1913 ; Williams, 1979 ; Miller, 1984 ; Smale, 1990 ; Reinhardt et al., 2003) et se développer facilement dans les milieux perturbés comme sur les terribus (Godefroid et al., 2007). Elle fleurit généralement au bout d'un ou deux ans de développement (Watt et al., 2007 ; Owen & Whiteway, 1980), entre l'été et le milieu de l'automne (Webb et al., 1988) et peut produire entre 100 000 et 3 000 000 de graine par individu (Miller, 1984 ; Brown, 1990 ; Wilson et al., 2004). Plusieurs études ont montré son impact réel sur la biodiversité (Richardson et al., 1996 ; Reinhardt et al., 2003 ; Wilson et al., 2004). En effet, sa capacité de reproduction et de dispersion permet de coloniser les milieux et de remplir des niches écologiques à la place d'autres espèces florales (Williams, 1979 ; Smale, 1990 ; Rohde, 2005 ; Woodley, 2006) tout en accélérant la fermeture du milieu (Smale, 1990). Enfin, cette espèce est très difficile à éliminer d'une zone, car elle peut se reproduire et se régénérer facilement à partir de fragment, de souches et de racines (Miller, 1984; Smale, 1990). Toutefois, il existe des méthodes de gestion à l'aide de processus mécaniques et/ou physique consistant à éliminer complètement la plante et à retirer toutes les graines sur la plante avant leur dispersion (Reichard, 1996; Reinhardt et al., 2003). Les graines et les plantes doivent être impérativement brûlées.

5.3.2. Éléments à favoriser pour la conservation des abeilles

À présent, quelques éléments bénéfiques aux communautés d'abeilles seront abordés dans les points suivants. Pour commencer, il est important que les zones à aménager pour la conservation des abeilles comportent différents éléments spécifiques pour que celles-ci puissent s'y installer de façon durable. En effet, les abeilles ont besoin de 3 éléments pour s'installer dans un milieu de façon durable, à savoir : une source de nourriture, une source de matériaux de construction pour leur nid et un lieu adéquat pour la nidification (Westrich P., 1996 ; Vereecken, 2017). Ces éléments ne doivent pas être obligatoirement présents au sein d'une même zone de gestion. En effet, ceux-ci peuvent être séparés en plusieurs zones suffisamment proches les unes des autres de sorte que l'abeille puisse accéder à chacune d'entre-elles. Ce phénomène a été observé durant cette étude et celle de Rasmont et al., (1990) sur le terrier d'Hensies où les abeilles présentes sur le site allaient se nourrir dans des zones situées aux alentours tandis qu'elles venaient nicher sur le site. Dans le cas des matériaux de construction, leurs compositions varient fortement selon l'espèce en question et peuvent être composés de résine, de fragment de feuille d'une plante spécifique, des fibres, des particules sèches, de petits cailloux résine (Michener 2007 ; Vereecken 2017 ; Falk 2015 ; Danforth, 2019).

5.3.2.1. Source de nourriture

Durant, cette étude nous constatons que certaines fleurs sur les terrils semblent attirer plus d'espèces d'abeilles et en plus grande abondance que les autres. En effet, 51 espèces soit 58 % des espèces d'abeilles recensées, ont été collectées sur 3 espèces florales abondantes sur les terrils : *Lotus corniculatus*, *Echium vulgare* et *Picris hieracioides*. Contrairement à la nôtre, plusieurs études ont montré que l'augmentation des ressources florales en termes d'abondances et d'espèces conduit à une augmentation significative de la diversité d'abeilles sauvages (Potts et al., 2003 ; Ebeling et al., 2008 ; Pardee & Philpott, 2014). Il serait alors intéressant de composer de nouveaux mélanges de graines regroupant des espèces florales nourricières afin de diversifier la végétation des terrils qui semble être similaire sur les terrils visités. L'apparition des espèces oligolectiques dépend uniquement de la présence de l'espèce végétale associée dans la zone. Dans le cas des espèces polylectiques, les abeilles vont généralement maximiser l'efficacité de leur temps de récolte en visitant les espèces les plus abondantes et les plus nourricières (Free, 1963 ; Gegear and Laverty, 1998).

5.3.2.2. Milieux et éléments intéressant à restaurer/entretenir pour la nidification des abeilles

Il est également important de laisser nu des sols à substrat plus fin en tant que zones potentielles à la nidification des abeilles. Par exemple, certains terrils « modernes » possèdent d'anciens bassins de décantation qui ont soit été abandonnés et recouverts par la végétation soit été transformés en mares (cas du terril Saint-Antoine, n°5 Trazegnies et de la Cokerie). Ces zones possèdent un substrat à la texture très fine et une fois restaurées via un étrépage, deviendraient des sites de nidifications très intéressants pour les abeilles psammophiles. En effet, le site situé au terril d'Hensies est un ancien bassin de décantation et attire en abondance des espèces d'hyménoptères rares et protégées en Belgique (Barbier 1989 ; Rasmont et al. 1990).



Figure 23 Ancien bassin de décantation du terril Saint Antoine laissé à l'abandon et recouvert par une roselière (Source : photo personnelle).

Des pentes ou des talus avec une granulométrie plus fine ou sablonneuse sont également des zones intéressantes pour la nidification des abeilles terricoles. Ce genre d'éléments se retrouve dans les sites des terrils Ferrand, du Saint-Antoine, Belle-vue-du-Huit, n°5 Trazegnies et Dix-Huit où des sites de nidification y ont été retrouvés.

Enfin, certaines espèces d'abeilles font leur nid à l'intérieur de coquilles d'escargot à l'abandon. Deux de ces espèces hélicoles ont été recensées sur les terrils visités : *Osmia aurulenta* et surtout *Osmia spinulosa* collectée en abondance sur les terrils Naves à Bois,

Bayemont-Saint-Charles et Sacré-Français où un grand nombre de coquilles d'escargots y ont été retrouvées.

5.3.3. Exemple de gestion entreprise dans certains terrils visités

Enfin, dans cette partie nous mettons en avant certaines pratiques d'entretien du milieu appliquées sur les terrils d'Hensies, Saint-Antoine et Dix-huit :

Le terril d'Hensies est celui dont les mesures de gestion sont les plus poussées au niveau du site prospecté durant cette étude. En effet, le site est un milieu sablonneux rare en Belgique, qui attire des espèces psammophiles et thermophiles rares d'hyménoptères telles qu'*Anthophora bimaculata*, *Hallictus sexcinctus* et *Bembix rostrata*. L'entretien du milieu est effectué par un pâturage intensif à l'aide d'ânes dont l'objectif est d'empêcher la colonisation du milieu par des espèces végétales afin de maintenir le substrat nu. Pour le terril Saint-Antoine, une gestion sera mise en application dans les prochaines années dont l'objectif est d'ouvrir certaines zones en éliminant les *Buddlheja davidi* et les autres plantes ligneuses qui les recouvrent. De plus, une falaise sera édiflée pour Hironnelle de rivage dont la structure serait intéressante pour la nidification des abeilles. Enfin, pour le terril du Dix-huit, une gestion d'entretien est effectuée tout au long de l'année à l'aide de bénévoles de la région pour retirer manuellement les plantes ligneuses et éviter la fermeture du milieu.

6. Conclusion

Lors de cette étude menée sur 17 terrils dispersés entre les communes d'Hensies et de Charleroi, 1216 abeilles sauvages ont été récoltées pour 87 espèces recensées dont 10 considérées comme menacées en Belgique. Pour chacune des ses 10 espèces, une carte de distribution a été réalisée. Parmi ces espèces, 6 ont pu être ajoutées à l'atlas régional et ont été observées uniquement sur les terrils (noms). Cependant, selon nos estimations et la complétude d'échantillonnage, un grand nombre d'espèces reste encore à découvrir.

En ce qui concerne les communautés, nous avons constaté que certains terrils notamment le terril 7-8 Hornu Wasme, le terril d'Hensie et le terril Saint-Antoine possèdent des communautés d'abeilles sauvages plus originales que les autres. Cependant, la communauté globale d'abeilles sauvages présente sur les terrils ne semble pas être différente

des autres communautés de la région en termes de caractéristiques écologiques et morphologiques, mais semblent comprendre plus d'espèces menacées.

Les différentes analyses menées lors de cette étude n'ont pas réussi à déceler d'éventuelles influences significatives de l'ouverture du milieu, de la diversité florale, de la position du site et de l'orientation du site par rapport au terril, sur la diversité des abeilles sauvages.

Enfin, certains éléments observés durant cette étude, seraient intéressants à prendre en compte lors de la gestion des terrils. En effet, sur l'ensemble des espèces florales recensées, 3 espèces (*Echium Vulgare*, *Lotus corniculatus* et *Picris hieracioides*) ont à elles seules, attiré la moitié des espèces d'abeilles sauvages recensées. Ensuite, la végétation dans certaines zones ouvertes serait plus sensible à la sécheresse que celle présente dans les milieux légèrement boisées. Enfin, des structures typiques de certains terrils telles que les bassins de décantation peuvent être aménagés en site de nidification extrêmement intéressant pour les abeilles sauvages.

Les terrils sont encore aujourd'hui peu étudiés, mais comme nous avons pu le voir à travers ce document, ceux-ci, grâce à leurs caractéristiques uniques, semblent être des zones refuges pour l'entomofaune dans notre région où les habitats disparaissent progressivement.

7. Perspective

Grâce à cette étude, un nombre conséquent d'informations concernant les communautés d'abeilles sauvages présentes sur les terrils de Wallonie a été accumulé. Cependant, comme nous l'avons vu, les communautés présentes sur chacun des terrils visités n'ont pas pu être recensées en intégralité et beaucoup d'espèces restent encore à découvrir. De ce fait, de nouvelles études concentrées sur un ou quelques terrils à la fois, devront être réalisées pour recenser un maximum d'espèces. De plus, l'échantillonnage par filet devrait être couplé à l'utilisation de bacs colorés contenant de l'eau savonneuse permettant d'augmenter le nombre d'espèces collectées, en particulier pour les petites espèces comme le genre *Lasioglossum* (Westphal et al., 2008 ; Nielsen et al., 2011).

En comparant nos résultats avec ceux d'autres études, nous constatons que certains terrils comme les terrils d'Hensies, 7-8 Hornu Wasme et Saint-Antoines, ont une entomofaune bien

plus diversifiée et plus originale que les autres. Ces terrils devraient donc être étudiés plus intensivement et devraient être pris en considération lors de l'élaboration de plans d'actions pour la conservation des abeilles sauvages.

Il serait également intéressant d'étudier l'évolution des communautés d'abeilles sur les terrils qui sont la cible de mesures de gestion. C'est le cas pour le terril Saint-Antoine où d'importants travaux de restaurations du milieu seront réalisés prochainement. Pour mesurer cette évolution et déterminer la réponse des communautés face aux différentes mesures, des inventaires complets devront être réalisés avant et après les travaux.

Enfin, comme nous l'avons vu à travers ce document, les terrils représentent des zones refuges pour l'entomofaune en Wallonie notamment dans les milieux urbains et agricoles. Ces milieux représentant 3 550 hectares en Wallonie (SPW, 2018), devraient donc être plus mis en avant dans la conservation de la biodiversité. Pour faciliter la réalisation de mesures destinées à la conservation des abeilles sur les terrils, un descriptif d'habitats a été établi pour les espèces menacées observées dans cette étude (Peeters et al., 2012 ; Michez et al., 2019). Des tableaux regroupant plus d'informations sur leur phénologie et leurs traits écologiques est disponible dans l'annexe 9.3.

Andrena nitidiuscula (VU) 1 spécimen retrouvé sur le terril 7-8 Hornu Wasmé. Habitats : milieux chauds, lisières de forêts, prairies marécageuses, milieu urbain et carrières. Observation sur *Picris hieracioides*.

Anthophora bimaculata (CR) 3 spécimens retrouvés sur les terrils d'Hensies et du 7-8 Hornu Wasmé. Habitat : endroits chauds comme les dunes de rivière, les sables mouvants landes, terrains accidentés, lisières de forêts et plaines boisées. Parasité par *Coelioxys rufescens* et *Ammobate punctatus*.

Anthophora retusa (EN) : 1 spécimen retrouvé sur le terril 7-8 Hornu Wasmé Milieu : lisières ensoleillée, terrains accidentés et les carrières.

Bombus campestris (VU) : parasite de *Bombus pascuorum*. 2 spécimens ont été retrouvés sur les terrils Saint-Antoine dans les milieux boisés. Habitats : milieu boisé, zone urbaine. Observation sur *Echium vulgare*

Halictus maculatus (VU) : 1 spécimen a été observé sur le terril Belle vue du Huit. Habitat: milieu ouvert, fleuri et à proximité d'un cours d'eau.

Halictus sexcinctus (VU) : 13 spécimens ont été collectés sur le terril d'Hensies. Habitats : prairies calcaires et sèches sur substrat sablonneux ou limoneux. Préférence pour les chardons et cirses

Hoplitis claviventris (VU) : 2 spécimens retrouvés sur le terril du Quesnoy. Espèce polylectique avec une préférence forte pour les fabaceae, nid dans le sol ou dans des fissures de souches d'arbres. Habitat : lisières de forêts, carrières et terrains accidentés. Observation sur *Lotus corniculatus*.

Megachile pilidens (CR) : 10 spécimens récoltés sur les terrils d'Hensies (1 spécimen), du Saint-Antoine (2 specimens), du n°8 Pays-Bas (1 spécimen), du n°5 Trazegnie (4 spécimens), de la Cokerie (1 spécimens) et du Bayemont Saint-Charles (1 spécimen).Habitat : milieux secs, chauds et rocailleux. Observation sur *Echium vulgare*, *Lotus corniculatus* et *Picris hieracioide*.

Nomada distinguenda (EN) : 2 spécimens sur le terril du ferrand n°1. Habitat : milieux secs, carrières et vallées fluviales. Hôtes : *Lasioglossum villosulum* et *Lasioglossum parvulum*

Osmia aurulenta (NT) : 1 spécimen retrouvé sur le terril Bayemont-st-Charles. Espèce hélicole et polylectique avec une préférence pour les fabaceae et liamiaceae. Habitats : pelouses tempérées, les lisières de forêts et dans les zones sèches riches en arbustes.

Notons que certaines espèces citées peuvent être observées dans des habitats légèrement boisés ou en lisière de forêt. Ces milieux sur les terrils ont montré à travers cette étude une diversité remarquable d'espèces ainsi qu'une résistance de la végétation à la sécheresse. Ces milieux devraient donc être surveillés et être le sujet d'études plus approfondies.

8. Références Bibliographiques

Acherpy M., 1985, Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique / Bulletin van de Koninklijke Belgische Botanische Vereniging, T. 118, Fasc. 1 (1985), pp. 12-22

Adam P., 1990. Saltmarsh Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Adler L.S. & Irwin R.E., 2006) Comparison of pollen transfer dynamics by multiple floral visitors: experiments with pollen and fluorescent dye. Ann. Bot. 97, 141–150 <https://doi.org/10.1093/aob/mcj012>

Ahrne K., Bengtsson J. & Elmqvist T., 2009, Bumble bees (*Bombus* spp) along a gradient of increasing urbanization. *PLoS one*, 4(5), e5574.

ALLEN-WARDELL G, BERNHARDT P, BITNER R, BURQUEZ A et al., 1998. - The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food Crop yields. *Conservation Biology* 12, 8-17.

- Amiet F., Herrmann M., Müller A. & Neumeyer R., 2001, Fauna Helvetica 5 : Apidae 3 (Halictus, Lasioglossum). Neuchâtel, Suisse : Centre suisse de cartographie de la faune Schweizerische Entomologische Gesellschaft.
- Amiet F., Herrmann M., Müller A. & Neumeyer R., 2004, Fauna Helvetica 9 : Apidae 4 (Anthidium, Chelostoma, Coelioxys, Dioxys, Heriades, Lithurgus, Megachile, Osmia, Stelis). Neuchâtel, Suisse : Centre suisse de cartographie de la faune Schweizerische Entomologische Gesellschaft.
- Amiet F., Herrmann M., Müller A. & Neumeyer R., 2007, Fauna Helvetica 20 : Apidae 5 (Ammobates, Ammobatoïdes, Anthophora, Biastes, Ceratina, Dasypoda, Epeloides, Epeolus, Eucera, Macropis, Melecta, Melitta, Nomada, Pasites, Tetralonia, Thyreus, Xylocopa). Neuchâtel, Suisse : Centre suisse de cartographie de la faune Schweizerische Entomologische Gesellschaft.
- Amiet F., Herrmann M., Müller A. & Neumeyer R., 2010, Fauna Helvetica 26 : Apidae 6 (Andrena, Melitturga, Panurginus, Panurgus). Neuchâtel, Suisse : Centre suisse de cartographie de la faune Schweizerische Entomologische Gesellschaft.
- Amiet F., Mueller, A., Praz, C., 1996, Insecta Helvetica Fauna 12 : Apidae 1 (Apis, Bombus, Psithyrus). Neuchâtel, Suisse : Centre suisse de cartographie de la faune Schweizerische Entomologische Gesellschaft.
- Amiet F., Müller A., Neumeyer R., 1999, Fauna Helvetica 4 : Apidae 2 (Colletes, Dufourea, Hylaeus, Nomia, Nomioïdes, Rophitoides, Rophites, Sphecodes, Systropha). Neuchâtel, Suisse : Centre suisse de cartographie de la faune Schweizerische Entomologische Gesellschaft.
- ACHEROY M., 1985, TEMPÉRATURE DU SOL ET DISTRIBUTION DE QUELQUES ESPÈCES DOMINANTES SUR UN TERRIL DE CHARBONNAGE, Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique / Bulletin van de Koninklijke Belgische Botanische Vereniging T. 118, Fasc. 1 (1985), pp. 12-22 (11 pages) Published By: Royal Botanical Society of Belgium
- Arcott DB, Jackson JK, Kratzer EB, 2006, Role of rarity and taxonomic resolution in a regional and spatial analysis of stream macroinvertebrates. J N Am Benthol Soc 25:977–997
- Badot F., 1989, Etude de l'entomofaune circulante des versants NE et SE du terri l'Héribus. (Odonates, Lépidoptères, Diptères (Syrphides), Hyménoptères, Coléoptères et Hétéroptères aquatiques) Mémoire de licence en Zoologie. Mons, Belgium: Université de l'Etat à Mons.
- Baize D., & Jabiol B., 1995, guide pour la description des sols. Edition Quae
- Balfour N J., Grabuzov M. & Rathnieks F. ,2013, Longer tongues and swifter handling: why do more bumble bees (Bombus spp.) than honey bees (Apis mellifera) forage on lavender (Lavandula spp.)?, Ecological Entomology Volume 38, Issue 4 p. 323-329, <https://doi.org/10.1111/een.12019>
- Barbaro L. 1999, Dynamique agro-écologique des communautés de pelouses sèches calcicoles du Vercors méridional. Application à la gestion conservatoire de la biodiversité par le pastoralisme. Sciences de l'environnement. Doctorat Biologie, Université Joseph Fourier Grenoble I Saint Martin d'Hères,
- Barbier, Y., 1989, Entomofaune comparée des Terrils d'Hensies et Saint-Antoine (Hainaut). Application à l'aménagement écologique d'un terri. Mémoire de fin d'études, Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux, 98 + 26 pp
- Barbier Y., Rasmont P. et Wahis R, 1990, Aperçu de la faune des Hyménoptères vespiformes de deux terrils du Hainaut occidental, Notes faunistiques de Gembloux, n°21 (1990) : 23-38
- Barbier Y., Rasmont P., Dufrière M., & Sibert J. M., 2000, Data Fauna-Flora. Guide d'utilisation. University Mons-Hainaut: Mons, Belgium.
- Bees, Wasps & Ants Recording Society (BWARS). 2019. Osmia pilicornis. <http://www.bwars.com/bee/megachilidae/osmia-pilicornis>. 22th Augustus 2019.
- Belgian Federal Government. 2020a. Statistical data from the National Institute of Statistics (NIS – INS), <http://www.statbel.fgov.be> [consulté le 30 Novembre 2020].
- Belgian Federal Government. 2020b. Occupation des sols selon le registre cadastral. *Estimations Direction générale Statistique (STATBEL) - Statistics Belgium sur base des données du SPF Finances (Cadastre), de la DG Statistique (Recensement agricole) et littérature*. <https://statbel.fgov.be> [consulté le 6 février 2021].
- Bivand R., Altman M., Anselin L., Assunção R., Berke, O., Bernat, A., & Blanchet, G., 2015, Package 'spdep'.
- Blitzer, E. J., Gibbs, J., Park, M. G., & Danforth, B. N., 2016. Pollination services for apple are dependent on diverse wild bee communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 1-7.
- Blüthgen, N., & Klein, A. M., 2011. Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant–pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 282-291.
- Borcard D., Gillet F., & Legendre, P., 2018, Numerical ecology with R. Springer.
- Borrell Brendan J., 2005, Long Tongues and Loose Niches: Evolution of Euglossine Bees and Their Nectar Flowers, *Biotropica* Volume 37, Issue 4 p. 664-669, <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00084.x>
- Brittain C. & Potts S. G. 2011. The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 321-331.
- Buchholz S, Gathof A., Grossmann A., Kowarrik I, Fischer L., 2019, Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits, *Landscape and Urban Planning* Volume 196, April 2020, 103731 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103731>
- BUCHMANN SL & NABHAN. 1996. The forgotten Pollinators. Island Press, Washington, D.C. Shearwater Books, Coverlo, California, 320 pp.

- BURD M. 1994. - Bateman principle and plant reproduction - the role of pollen limitation in fruit and seed set. *Bot. Rev.* 60, 83-139.
- Burkle L.A. & Alarcon R., 2011; The future of plant–pollinator diversity: Understanding interaction networks across time, space, and global change, *American Journal of Botany*, 98, pp. 528-538
- Campbell, A. J., Biesmeijer, J. C., Varma, V., & Wäckers, F. L., 2012, Realising multiple ecosystem services based on the response of three beneficial insect groups to floral traits and trait diversity. *Basic and Applied Ecology*, 13(4), 363-370.
- Cane, J.H, 1987, Estimation of Bee Size Using Intertegular Span (Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society* 60, 145–147.
- Cane J. H. & Sipes S., 2006, Floral specialization by bees: analytical methodologies and a revised lexicon for oligolecty. In: Waser, N. and Ollerton, J. (eds.) *Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization*. *Univ. Chicago Press*, 99-122.
- Cane J.H & Tepedino V., 2001, Causes and Extent of Declines among Native North American Invertebrate Pollinators: Detection, Evidence, and Consequences. *Conservation Ecology*, 5: 1-6.
- Cane JH, Minckley RL, Kervin LJ, Roulston TH, Williams NM, 2006, Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecol Appl* 16:632–644
- Cardinal, S., & Danforth, B. N., 2013, Bees diversified in the age of eudicots. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1755), 20122686.
- Carminati J., 2018, Les Hyménoptères Sphéciformes (Crabronidae, Ampulicidae) de la Réserve Naturelle Nationale du Ravin de Valbois – bilan 2018 des piégeages de 2016 et 201
- Carvell C. 2002. Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological conservation*, 103(1), 33-49.
- Carvell C, Roy DB, Smart SM et al, 2006, Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biol Cons* 132:481–489. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.008>
- Chaîne des terrils, Mission bassinminier (MBM CPIE Chaîne des Terrils) Les terrils du Nord - Pas de Calais, Glossaire de la base de données « Access » des terrils du Nord et du Pas-de-Calais
- Chambers, J., 2013, SoDA: Functions and Examples for "Software for Data Analysis". R package version 1.0-6. <https://CRAN.R-project.org/package=SoDA>
- Chao, A., & Jost, L., 2012, . Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.
- Chao, A., & Chiu, C. H., 2014, Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1-26.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U. et al., 2000, Consequences of changing biodiversity, *Nature* 405, 234–242.
- Charleroi.be, Nature en Ville, Terrils et carrières, <https://www.charleroi.be/decouvrir/nature-en-ville/terrils-et-carrieres#255891-les-terrils-marqueurs-paysagers>, consulté le 27 mars 2021
- Christians C. 1998. Quarante ans de politique agricole européenne commune et d'agriculture en Belgique. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 35, 41-55.
- Clarke K.R., 1993, Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure, *Australian Journal of Ecology*, Volume 18, Issue 1, Pages 117-143, <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- CORBET, S. A., 1978, Bee visits and the nectar of *Echium vulgare* L. and *Sinapis alba* L. *Ecological Entomology*, 3(1), 25–37. doi:10.1111/j.1365-2311.1978.tb00900.x
- Dalin, P., 2011, Diapause induction and termination in a commonly univoltine leaf beetle (*Phratora vulgatissima*). *Insect Sci.* 18, 443–450 <https://doi.org/10.1111/j.1744-7917.2011.01417.x>
- Danforth, Bryan N., et al. *The Solitary Bees: Biology, Evolution, Conservation*. Princeton University Press, 2019. *JSTOR*, www.jstor.org/stable/j.ctvd1c929. Accessed 6 Feb. 2021.
- Davidson, K.E., Fowler, M.S., Skov, M.W., Doerr, S.H., Beaumont, N., Griffin, J.N., 2017. Livestock grazing alters multiple ecosystem properties and services in salt marshes: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 54. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12892>
- Davidson K, Fowler M., Skov MW., Forman D, Alison J, Botham M., Beaumont N., Griffin J.N., 2020, Grazing reduces bee abundance and diversity in saltmarshes by suppressing flowering of key plant species, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 291, 106760, ISSN 0167-8809.

- Darvill B, O'connor S, Lye GC, Waters J, Lepais O, Goulson D. 2010. Cryptic differences in dispersal lead to differential sensitivity to habitat fragmentation in two bumblebee species. *Mol. Ecol.* 19, 53–63.
- De Frenne, P., Brunet, J., Shevtsova, A., Kolb, A., Graae, B.J., Chabrierie, O. et al. 2011, Temperature effects on forest herbs assessed by warming and transplant experiments along a latitudinal gradient. *Glob. Change Biol.* 17, 3240–3253 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02449.x>
- 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.
- Delassus L., 2015, Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques. Brest : Conservatoire botanique national de Brest, 25 p., annexes (document technique).
- Dellescaille LM., 2006, La gestion des pelouses sèches : aspects techniques et scientifiques
- Delvingt, 2011, PARC & RESERVES : Les pelouses calaminaires, Revue trimestrielle de conservation de la nature et de gestion durable d'Ardenne et Gaume, Volume 66
- Descamps, C., Quinet, M., Baijot, A. and Jacquemart, A.-L. (2018) Temperature and water stress affect plant–pollinator interactions in *Borago officinalis* (Boraginaceae). *Ecol. Evol.* 8, 3443–3456 <https://doi.org/10.1002/ece3.3914>
- Devillers J. & Pham-Delègue M. H. (Eds.). 2003. Honey bees: estimating the environmental impact of chemicals. CRC Press.
- Diaz-Forero I, Kuusemets V, Mänd M et al, 2011 Effects of forest habitats on the local abundance of bumblebee species: a landscape-scale study. *Baltic For* 17:8
- Diaz-Forero I, Kuusemets V., Mänd M., Liivamägi A., Kaart T. & Luig J. 2013. Influence of local and landscape factors on bumblebees in semi-natural meadows: a multiple-scale study in a forested landscape. *Journal of Insect Conservation*, 17:113–125.
- Dorn M. & Weber D., 1988, Die Luzerne-Blattschneiderbiene und Ihre Verwandten in Mitteleuropa . Neue Brehm Bücherei, Wittenberg.
- Dötterl S. & Vereecken N. J. 2010. The chemical ecology and evolution of bee-flower interactions: a review and perspectives. *Canadian Journal of Zoology*, 88: 668-697.
- Duchenes F. b, Thébault E., Michez D., Gérard M., Devaux C, Rasmont P., Vereecken NJ., Fontaine C., 2020a, Long-term effects of global change on occupancy and flight period of wild bees in Belgium, *Global Change Biology* Volume 26, Issue 12 p. 6753-6766, <https://doi.org/10.1111/gcb.15379>
- Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Elias, M., Drake, M., Persson, M., Rousseau-Piot, J.S., Pollet, M., Vanormelingen, P., & Fontaine, C. (2020b). Phenological shifts alter the seasonal structure of pollinator assemblages in Europe. *Nature Ecology & Evolution* 4, 115–121.
- Dullinger, S., Gattringer, A., Thuiller, W., Moser, D., Zimmermann, N.E., Guisan, A. et al. (2012) Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nat. Clim. Change* 2, 619–622 <https://doi.org/10.1038/nclimate1514>
- Ebeling, A., Klein, A. M., Schumacher, J., Weisser, W. W., & Tschardtke, T. (2008). How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits?. *Oikos*, 117(12), 1808-1815.
- Eickwort, G. C. et Ginsberg H. S, 1980, Foraging and mating behavior in Apoidea. *Annual Review of Entomology*, 25: 421-446.
- Eurostat. 2018. The Statistical Office of the European Union. <https://ec.europa.eu/eurostat>. (consulté le 30 janvier 2021)
- Exeler, N., Kratochwil, A., Hochkirch, A., 2009. Restoration of riverine inland sand dune complexes: implications for the conservation of wild bees. *J. Appl. Ecol.* 46, 1097–1105.
- Faith, D. P., Minchin, P. R. and Belbin, L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69, 57--68.
- Falk S. J., 2015, Field guide to the bees of Great Britain and Ireland. British Wildlife Publishing.
- Fanta, J., Siepel, H. (Eds.), 2010. Inland Drift Sand Landscapes. KNNV Publishing, Hardback, 384 p., ISBN-978-90-5011-350-2
- Farré-Armengol, G., Filella, I., Llusà, J., Niinemets, Ü. and Peñuelas, J. (2014) Changes in floral bouquets from compound-specific responses to increasing temperatures. *Glob. Change Biol.* 20, 3660–3669 <https://doi.org/10.1111/gcb.12628>
- Feltham H., Park K. & Goulson D. 2014. Field realistic doses of pesticide imidacloprid reduce bumblebee pollen foraging efficiency. *Ecotoxicology*, 23:317–323.
- 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. Mémoire de fin d'études de Master en Sciences Biologiques. Université de Mons, Laboratoire de Zoologie.

- Folschweiller M., Hubert B., Rey G., Barbier Y., D'Haeseleer Y., Drossart M., Lemoine G., Proesmans W., Rousseau-Piot J.S., Vanappelghem C., Vray S., Rasmont P., (2020). Atlas des bourdons de Belgique et du nord de la France, 151pp.
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J. and Loreau, M. (2006) Functional diversity of plant–pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biol.* 4, e1 <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.004000>.
- Forbes, A. A., Bagley, R. K., Beer, M. A., Hippee, A. C., & Widmayer, H. A. (2018). Quantifying the unquantifiable: why Hymenoptera, not Coleoptera, is the most speciose animal order. *BMC ecology*, 18(1), 21.
- Fortel L., 2014, Écologie et conservation des abeilles sauvages le long d'un gradient d'urbanisation. Sciences agricoles. Université d'Avignon, 2014. Français. (NNT : 2014AVIG0663). (tel-01159781)
- Fortin M.J et Dale M. 2005, Spatial Analysis: A Guide for Ecologist, DOI:10.1017/CBO9780511542039.
- Frankard P., 2000, Aperçus de la flore et de la végétation des terrils de la région Liégeoise, Bulletin de la Société Royales des Sciences de Liège, 69 (5): 265-287.
- Frankard P., 2006 Les potentialités d'accueil de la vie sauvage en milieux urbanisés Les terrils. Etat de l'Environnement wallon
- Frankie, G. W., Thorp, R. W., Schindler, M., Hernandez, J., Ertter, B., & Rizzardi, M. (2005). Ecological patterns of bees and their host ornamental flowers in two northern California cities. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 78(3), 227–246.
- Free, J.B., 1963. The flower constancy of honeybees. *J. Anim. Ecol.* 32, 119–131. <https://doi.org/10.2307/2521>.
- Fründ, J., Linsenmair, K. E., & Blüthgen, N. (2010). Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos*, 119(10), 1581–1590.
- Garibaldi L., Steffan-Dewenter I., Rachael Winfree R., Marcelo A. Aizen M.A. et al., 2013, Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance *Science* 29 Mar 2013: Vol. 339, Issue 6127, pp. 1608-1611 DOI: 10.1126/science.1230200
- Gathmann, A., Greiler, H.-J. & Tschartke T., 1994, Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia*, 98, 8– 14.
- Gathmann A., 1998 Bienen, Wespen und ihre Gegenspieler in der Agrarlandschaft: Artenreichtum und Interaktionen in Nisthilfen, Habitatbewertung und Aktionsradien. PhD Thesis, University of Göttingen.
- Gathlann A. & Tschartke T., 2002, Foraging ranges of solitary bees, *Journal of Animal Ecology* Volume 71, Issue 5 p. 757-764, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>
- Gayubo S., González J., Asís J. & Tormos J., (2005) Conservation of European environments: The Spheciformes wasps as biodiversity indicators (Hymenoptera: Apoidea: Ampulicidae, Sphecidae and Crabronidae), *Journal of Natural History*, 39:29, 2705-2714, DOI: 10.1080/00222930500114095
- Geslin, B., Gauzens, B., Thebault, E., & Dajoz, I. (2013). Plant pollinator networks along a gradient of urbanisation. *PloS one*, 8(5).
- Gegeer, R.J., Laverty, T.M., 1998. How many flower types can bumble bees work at the same time? *Can. J. Zool.* 76, 1358–1365. <https://doi.org/10.1139/z98-059>.
- Génot, 2008, La nature malade de gestion. Paris, Sang de la Terre
- Geoportail de la Wallonie, Terrils (version 2018)-série, 2018, <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/6d797e66-a388-425c-84c4-b02aa37d2658.html>, consulté le 28 janvier 2021
- Gérard, M., Michez, D., Debat, V., Fullgrave, L., Meeus, I., Piot, N. et al., 2018a Stressful conditions reveal decrease in size, modification of shape but relatively stable asymmetry in bumblebee wings. *Sci. Rep.* 8, 15169 <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33429-4>
- Gérard, M., Vanderplanck, M., Franzen, M., Kuhlmann, M., Potts, S.G., Rasmont, P., Schweiger, O. and Michez, D., 2018b, Patterns of size variation in bees at a continental scale: does Bergmann's rule apply?. *Oikos*, 127: 1095-1103. <https://doi.org/10.1111/oik.05260>
- Geslin, B., Gauzens, B., Baude, M., Dajoz, I., Fontaine, C., Henry, M., ... Vereecken, N. J. (2017). Massively Introduced Managed Species and Their Consequences for Plant–Pollinator Interactions. *Advances in Ecological Research*, 147–199. doi:10.1016/bs.aecr.2016.10.007
- Gibson R.H., Nelson I.L., Hopkins G.W., Hamlett B.J., Memmott J., 2006, Pollinator webs, plant communities and the conservation of rare plants: arable weeds as a case study *J. Appl. Ecol.*, 43 , pp. 246-257
- Glaum P., Simao MC., Vaidya C., Fitch G and Iulinao B., 2017, Big city *Bombus*: using natural history and land-use history to find significant environmental drivers in bumble-bee declines in urban development *R. Soc. open sci.* 4:170156 <http://doi.org/10.1098/rsos.170156>
- Godefroid, S., D. Monbaliu & N. Koedam., 2007, The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning* 80: 45–55.

- Goddard M., Dougill A., Benton T., 2013, Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes, *Ecological Economics*, Volume 86, Pages 258-273, ISSN 0921-8009, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.016>.
- Goodell, K. (2003). Food availability affects *Osmia pumila* (Hymenoptera: Megachilidae) foraging, reproduction, and brood parasitism. *Oecol.*, 134, 518-527.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K., 2001., Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.
- Goulet, H., and J. Huber. 1993. *Hymenoptera of the World, an Identification Guide to Families*. vii_668 pp. Ottawa: Agriculture Canada.
- Goulson D. 2013. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 977-987.
- 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), 1255-1257.
- Greenleaf S.S., Williams N.M., Winfree R., & Kremen C., 2007, Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153, 589–596.
- Hall, M.A., Nimmo, D.G., Cunningham, S.A., Walker, K., & Bennett, A.F. (2019). The response of wild bees to tree cover and rural land use is mediated by species' traits. *Biological Conservation* 231, 1–12.
- Harder Lawrence D., 1982, Measurement and estimation of functional proboscis length in bumblebees (Hymenoptera: Apidae), *Canadian Journal of Zoology* Volume 60, Number 5, Pages: 1073 – 1079
- Harder LD, 1983a) Flower handling efficiency of bumble bees: morphological aspects of probing time. *Oecologia (Berlin)* 57 : 274-280
- Harder LD, 1983b) Functional differences of the proboscides of short- and long-tongued bees (Hymenoptera: Apoidea). *Can J Zool* 61:1580-1586
- Harder, L.D., 1986, Effects of nectar concentration and flower depth on flower handling efficiency of bumble bees. *Oecologia* 69, 309–315. <https://doi.org/10.1007/BF00377639>
- Hauguel, 2008, Recolonisation de la végétation après étrépage de la lande humide dans la Réserve naturelle des Landes de Versigny (Aisne, France), *Acta Botanica Gallica*, 155:1, 97-103
- Hauteclair P, Derume M. et Bauffe C., 2006, A PROPOS DE LA DIVERSITÉ ENTOMOLOGIQUE DE TERRILS LIÉGEOIS ET HENNUYERS. BILAN ET ANALYSE DES INVENTAIRES, *Les Naturalistes belges*, 2007, 88, 4: 33-52
- Henaut A., 2008, Quelles ont été les grandes étapes de l'évolution de l'agriculture et du paysage en France, la biodiversité dans les zones rurales, p6/ 39
- Hill, M. O. (1973). *Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences*. *Ecology*, 54(2), 427–432. doi:10.2307/1934352
- Hoehn, P., Tschamtko, T., Tylianakis, J. M., & Steffan-Dewenter, I. (2008). Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1648), 2283-2291.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., Roberts, C., 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8, 23–29
- Hoover, S.E.R., Ladley, J.J., Shchepetkina, A.A., Tisch, M., Giese, S.P. and Tylianakis, J.M. (2012) Warming, CO₂, and nitrogen deposition interactively affect a plant–pollinator mutualism. *Ecol. Lett.* 15, 227–234 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01729.x>
- Houston, 1983). An extraordinary new bee and adaptation of palpi for nectar-feeding in some Australian Colletidae and Pergidae. *Journal of the Australian Entomological Society* 22: 263-270.
- Howlett, B.G., Walker, M.K., Rader, R., Butler, R.C., Newstrom-Lloyd, L.E. and Teulon, D.A.J. (2011) Can insect body pollen counts be used to estimate pollen deposition on pakchoi stigmas? *N. Z. Plant Prot.* 64, 25–31 <https://doi.org/10.30843/nzpp.2011.64.5951>
- Hsieh T.C., Ma. KH et Chao A., 2020, Interpolation and Extrapolation for Species Diversity , Package iNext
- Inouye, D.W. The effect of proboscis and corolla tube lengths on patterns and rates of flower visitation by bumblebees. *Oecologia* 45, 197–201 (1980). <https://doi.org/10.1007/BF00346460>
- Iserbyt S, Durieux E-A, Rasmont P, 2008 The remarkable diversity of bumblebees (Hymenoptera: Apidae: Bombus) in the Eyne Valley (France, Pyrénées-Orientales). *Ann Soc Entomol France (NS)* 44:211–241. <https://doi.org/10.1080/00379271.2008.10697558>
- 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>

- Kadlec, T., Tropek, R., & Konvicka, M., 2012. Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *Journal of Insect Conservation*, 16(2), 275–280.
- Kehrberger, S. and Holzschuh, A. (2019) Warmer temperatures advance flowering in a spring plant more strongly than emergence of two solitary spring bee species. *PLoS One* 14, e0218824 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218824>
- Kells AR, Goulson D, 2003, Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. *Biol Cons* 109:165–174
- Kerr, J.T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S.G., Roberts, S.M. et al. (2015) Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349, 177–180 <https://doi.org/10.1126/science.aaa7031>
- Kingsolver, J.G. and Huey, R.B. (2008) Size, temperature and fitness: three rules. *Evol. Ecol. Res.* 10, 251–268
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I. et al. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nat Commun* 6, 7414 <https://doi.org/10.1038/ncomms8414>
- Kolde R., 2018, Package ‘pheatmap’, 1.0.10
- Krauss, J., Alfert, T., & Steffan-Dewenter, I., 2009, Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 46, 194–202.
- Krupke C., Hunt G., Eitzer B., Andino G. & Given K. 2012. Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. *PLoS one*, 7:e29268.
- Kruskal, J.B., 1964, Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29, 1–27 <https://doi.org/10.1007/BF02289565>
- Kudo, G. and Cooper, E.L. (2019) When spring ephemerals fail to meet pollinators: mechanism of phenological mismatch and its impact on plant reproduction. *Proc. R. Soc. B* 286, 20190573 <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0573>
- Lecointre, G., & Guyader Hervé Le. (2017). *Classification phylogénétique du vivant* (4th ed., Vol. 2). Paris: Belin. 339-340.
- Lefebvre V., Petit J., 1970 - NOTE SUR LES HYMÉNOPTÈRES ACULÉATES D'UNE HALDE CALAMINAIRE *Natuurhistorisch Maandblad- natuurtijdschriften.nl*
- Le Féon V., Schermann-Legionnet A., Delettre Y., Aviron S., Billeter R. et al. 2010. Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: a large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1-2), 143-150.
- Legendre, P., & Legendre, L. F., 2012, *Numerical ecology*, third edition., Elsevier
- Lemoine G., 2011, AMENAGEMENT DU TERRIL DE GERMIGNIES-NORD (NORD), ET LA PRESERVATION DE SA FAUNE, DE SA FLORE ET DE SES HABITATS PAR PATURAGE EXTENSIF, *Bull. Soc. Bot. N. Fr.*, 2011, 64 (1-4) : 17-26
- Lemoine G, 2012, INTERÊT, GESTION, PROTECTION ET VALORISATION DES TERRILS MINERS DANS LE NORD-PAS-DE-CALAIS, *Ann. Soc. Géol. du Nord.T. 19 (2ème série)*, p. 109-116
- Levermann, E. M., Bischoff, I., & Wagner, T. (2000). Species-specific foraging strategies of the syntopical and synchronous bees *Panurgus calcaratus* (Scopoli, 1763) and *Dasygaster hirtipes* (Fabricius, 1793) (Hymenoptera: Apidae). *Beiträge zur Entomologie= Contributions to Entomology*, 50(1), 179-191.
- Levine J.M., Vilà M., D’Antonio C.M., Dukes J.S., Grigulis K., Lavorel S. (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions, *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 270, 775–781.
- Lonsdorf E., Kremen C., Ricketts T., Winfree R., Williams, et al. (2009). Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany*, 103, 1589–1600.
- Loockx M. 2021. Conservation des abeilles sauvages dans les anciennes carrières aménagées en réserve semi-naturelle dans le Hainaut. Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons, 137pp.
- Matteson K.C, Ascher J.S., Lanellotto G.A., 2008, Bee richness and abundance in New York City urban gardens. *Ann Entomol Soc Am* 101:140–150
- Mayer C., 2005, Does grazing influence bee diversity? *African Biodiversity: Molecules, Organisms, Ecosystems* (ed. by B.A. Huber, B.J. Sinclair and K.-H. Lampe), pp. 173– 179. Springer, New York City, New York
- Mayer C. & Kuhlmann, M., 2009, Synchrony of pollinators and plants in the winter rainfall area of South Africa-observations from a drought year. *Transaction of the Royal Society of South Africa*, 59, 55– 57.
- Mayer C, Michez D, Chyzy A, Brédet E, Jacquemart A-L. 2012. The Abundance and Pollen Foraging Behaviour of Bumble Bees in Relation to Population Size of Whortleberry (*Vaccinium uliginosum*). *PLOS ONE*, 7, e50353.

- Mazoyer M., Roudart L., 2006, A History of World Agriculture: From the Neolithic Age to the Current Crisis, NYU Press, 528 pages
- McEvoy P.M., Flexen M., McAdam J.H., 2006, The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland, *Forest Ecology and Management* 225, 39–50
- Memmot, J., Craze, P.G., Waser, N.M. and Price, M.V. (2007) Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions. *Ecol. Lett.* 10, 710–717 <https://doi.org/10.1111/j.14610248.2007.01061.x>
- Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R. et al. (2006) European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Glob. Change Biol.* 12, 1969–1976 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x>
- Michener, C. D. (2007). *The bees of the world* (2nd ed.). Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Michez, D., Patiny, S., Rasmont, P., Timmermann, K., & Vereecken, N. J. (2008). Phylogeny and host-plant evolution in Melittidae s.l. (Hymenoptera: Apoidea). *Apidologie*, 39(1), 146-162.
- Michez, D., Rasmont, P., Terzo, M., & Vereecken, N. (2019). *Abeilles d'Europe*. Verrières-le-Buisson: NAP éditions. 547 pp.
- Miller, A. 1984. The distribution and ecology of *Buddleja davidii* Franch in Britain, with particular reference to conditions supporting germination and the establishment of seedlings. Ph.D. Dissertation, CNAO, Oxford Polytechnic.
- Millot G., 2018, Comprendre et réaliser les tests statistiques à l'aide de R, Manuel de biostatistique, 4e édition | janvier 2018 | 960 pages, 9782807302914
- Minckley, R.L., Roulston, T.H. and Williams, N.M. (2013) Resource assurance predicts specialist and generalist bee activity in drought. *Proc. R. Soc. B*, 280, 20122703 <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2703>.
- Miyano, S., 1981, Brood development in *Polistes chinensis antennalis* PCrez. I. Seasonal variation of duration of immature stages and an experiment on thermal response of egg development. *Bulletin of the Gifu Prefectural Museum*, 2, 75-83 [in Japanese with English summary]
- Moeys J, 2007, Variabilité spatiale et déterminismes agro-pédologiques du devenir d'un herbicide dans l'horizon de surface. Application au cas de l'isoproturon dans un secteur agricole de Beauce chartraine
- Moeys J, 2014, The soil texture wizard: R functions for plotting, classifying, transforming and exploring soil texture data, Cran
- Mommaerts V., Sterk G. & Smagge G. 2006. Hazards and uptake of chitin synthesis inhibitors in bumblebees *Bombus terrestris*. *Pest Management Science*, 62:752–758.
- Monahan, W.B., Rosemartin, A., Gerst, K.L., Fisichelli, N.A., Ault, T., Schwartz, M.D. et al. (2016) Climate change is advancing spring onset across the US national park system. *Ecosphere* 7, e01465 <https://doi.org/10.1002/ecs2.1465>
- Morandin L. A., Winston M. L., Franklin M. T. & Abbott V. A. 2005. Lethal and sub-lethal effects of spinosad on bumble bees (*Bombus impatiens* Cresson). *Pest Management Science*, 61:619–26.
- Moroń D, Lenda M, Skórka P, Szentgyörgyi H, Settele J, Woyciechowski M. 2009. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation*, 142, 1322–1332.
- Morrison, M.J. and Stewart, D.W., 2002, Heat stress during flowering in summer Brassica. *Crop Sci.* 42, 797–803 <https://doi.org/10.2135/cropsci2002.7970>
- Moquet L, Vanderplanck M, Moerman R et al, 2017, Bumblebees depend on ericaceous species to survive in temperate heathlands. *Insect Conserv Divers* 10:78–93. <https://doi.org/10.1111/icad.12201>
- Muller 1996 Host-Plant Specialization in Western Palearctic Anthidine Bees (Hymenoptera: Apoidea: Megachilidae), *Ecological Monographs*, Volume66, Issue2, May 1996 Pages 235-257
- Müller A. & Kuhlmann M. 2008. Pollen hosts of western palaeartic bees of the genus *Colletes* (Hymenoptera: Colletidae): the Asteraceae paradox. *Biological Journal of the Linnean Society*, 95: 719-733.
- Neame LA., Griswold T, Elle E, 2013, Pollinator nesting guilds respond differently to urban habitat fragmentation in an oak-savannah ecosystem, *Insect Conserv Diver* 6:57–66
- New T.R., 2012. *Hymenoptera and Conservation*. Willey-Blackwell, Hoboken.
- Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C. et al. 2011 Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecol Res* 26, 969–983. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0852-1>
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S., 2007, The vegan package. *Community ecology package*, 10(631-637), 719.
- Oksanen J., Guillaume Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., et al. (2012). *Vegan: Community ecology package*. R package version 2.0-5.

Oliveira, M.O., Freitas, B.M., Scheper, J. and Kleijn, D. (2016) Size and sex-dependent shrinkage of Dutch bees during one-and-a-half centuries of land-use change. *PLoS One* 11, e0148983 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148983>

Osgood, E.A. 1972. Soil characteristics of nesting sites of native bees associated with the low-bush blueberry in Maine. *Life Sciences and Agriculture Experiment Station Technical Bulletin* 59.

Owen, D. F. & W. R. Whiteway. 1980. *Buddleja davidii* in Britain: History and development of an associated species. *Biological Conservation* 17: 149–155.

Pacini, E., Nepi, M. and Vesprini, J.L. (2003) Nectar biodiversity: a short review. *Plant Syst. Evol.* 238, 7–21 <https://doi.org/10.1007/s00606-002-0277-y>

Pardee GL, Philpott SM, 2014 Native plants are the bee’s knees: local and landscape predictors of bee richness and abundance in backyard gardens, *Urban Ecosyst* (2014) 17:641–659, DOI 10.1007/s11252-014-0349-0

Pauly A. 2019. Abeilles de Belgique et des Régions limitrophes (Insecta: Hymenoptera: Apoidea). Famille Halictidae. Faune de Belgique, 513 pp.

Paupière, M.J., van Heusden, A.W. and Bovy, A.G. (2014) The metabolic basis of pollen thermo-tolerance: perspectives for breeding. *Metabolites* 4, 889–920 <https://doi.org/10.3390/metabo404089>

Pawelek JC, Frankie GW, Thorp RW, Przybylski M (2009) Modification of a community garden to attract native bee pollinators in urban San Luis Obispo, California. *Cities Environ* 2:1–20

Pellissier, V., Maurel, N., & Machon, N. (2013). Multi-scale assessment of pollination of *Lotus corniculatus* (L.) in a peri-urban fringe. *Plant Ecology & Diversity*, 6(2), 195–203.

Persson A., Ekroos J., Olsson P., Smith H., Wild bees and hoverflies respond differently to urbanisation, human population density and urban form, *Landscape and Urban Planning*, Volume 204,2020,103901, ISSN 0169-2046, <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103901>.

Peeters, T. M., Nieuwenhuijsen, H., Smit, J., van der Meer, F. R. A. N. K., Raemakers, I. P., Heitmans, W. R., & Roos, M. E. R. V. Y. N., 2012, *De Nederlandse bijen* (No. 11). Naturalis Biodiversity Center & European Invertebrate Survey.

Peterson, J.H. & Roitberg, B.D. (2006). Impacts of flight distance on sex ratio and resource allocation to offspring in the leafcutter bee, *Megachile rotundata*. *Behav. Ecol. Sociobiol.*,59, 589-596.

PIROTTE S., GHYSELINCK H., VANHERCK R. ET DeGRAVE F., 2010, Les pelouses sèches, quand conservation rime avec mouton, *Écho des Réserves* - 7 - n° 9

Pittioni B. & Schmidt R. 1942. Die Bienen des südöstlichen Niederdonau. 1. Apidae, Podaliriidae, Xylocopidae und Ceratinidae. *Niederdonau, Natur und Kultur*, 19:1–69.

Plan Sapoll 2019-2029, Plan d’action transfrontalier en faveur des pollinisateurs sauvages

Plowright RC, Lavery TM, 1984, The ecology and sociobiology of bumble bees. *Ann Rev Ent* 29:175 199

Potts, S.G., & Willmer, P. (1997). Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. *Ecological Entomology*, 23, 319–328.

Potts SG. & Willmer P., 2003, Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee, *Ecological Entomology* Volume 22, Issue 3 p. 319-328 , <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.1997.00071.x>

Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne’eman, G., & Willmer, P., 2003, Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities?. *Ecology*, 84(10), 2628-2642.

Potts S.G., Vulliamy B., Roberts S., O’Toole C., Dafni A. et al., 2005., Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology*, 30, 78-85.

Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C et al, 2010, Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol Evol* 25:345–353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>

Pressman, E., Peet, M.M. and Pharr, D.M. (2002) The effect of heat stress on tomato pollen characteristics is associated with changes in carbohydrates concentration in the developing anthers. *Ann. Bot.* 2002, 631–636 <https://doi.org/10.1093/aob/mcf240>

Pyke, G.H., Thomson, J.D., Inouye, D.W. and Miller, T.J. (2016) Effects of climate change on phenologies and distributions of bumble bees and the plants they visit. *Ecosphere* 7, e01267 <https://doi.org/10.1002/ecs2.1267>

Qaderi, M.M., Kurepin, L.V. and Reid, D.M. (2012) Effects of temperature and watering regime on growth, gas exchange and abscisic acid content of canola (*Brassica napus*) seedlings. *Environ. Exp. Bot.* 75, 107–113 <https://doi.org/10.1016/j.enveexpbot.2011.09.003>

Raes Françoise, Bosteels Emmanuel, (2006), “Terrils : de l’or noir à l’or vert”, Edition Racine, 110 pages

- Ranta, E., and H. Lundberg. 1980. Resource partitioning in bumblebees: The significance of differences in proboscis length. *Oikos* 35: 298–302.
- Rasmont P. 1988. Monographie écologique et zoogéographique des Bourdons de France et de Belgique (Hymenoptera, Apidae, Bombinae). Thèse de doctorat en Sciences Agronomiques, Faculté des Sciences agronomiques de l'Etat, Gembloux, 310 + LXII pp.
- Rasmont P. & Mersch P. 1988. Première estimation de la dérive faunique chez les Bourdons de la Belgique (Hymenoptera, Apidae). *Annls Soc. r. Zool. Belg.*, 118(2): 141-147.
- Rasmont P., Barbier Y., (2000), La faune des terrains industriels charbonniers. In *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, Vol. 69, 5, pp. 289-307
- Rasmont P, Pauly A, Terzo M, Patiny S, Michez D et al. 2005. The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. FAO: Rome, Italie.
- Rasmont P, Pauly A, Terzo M et al, 2006, The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. Rome, Italy
- Rasmont P., Devalez J., Pauly A., Michez D. & Radchenko V. G. 2017. Addition to the checklist of IUCN European wild bees (Hymenoptera: Apoidea). In *Annales de la Société entomologique de France* (NS), (Vol. 53, No. 1, pp. 17-32). Taylor & Francis.
- Rathcke, B. J. (1992). Nectar Distributions, Pollinator Behavior, and Plant Reproductive Success. Effects of Resource Distribution on Animal–Plant Interactions, 113–138. doi:10.1016/b978-0-08-091881-5.50008-6
- Rathjen H., 1994, Neuere Aspekte zur Brutbiologie und zum Orientierungsvermögen von *Osmia rufa* (L.) (Hymenoptera, Megachilidae). Diploma Thesis, University of Bielefeld.
- Reichard, S. 1996. *Buddleia davidii*. Page 48 in J. M. Randall and J. Marinelli (eds.) *Invasive Plants Weeds of the Global Garden*. Brooklyn Botanical Garden Publications, Brooklyn, New York.
- Reinhardt, F., M. Herle, F. Bastiansen & B. Streit. 2003. Economic impact of the spread of alien species in Germany. Federal Environmental Agency, Research Report 201 86 211 UBA-FB 000441e.
- Reinig W. F. 1972. Ökologische Studien an mittel- und südeuropäischen Hummeln (*Bombus* Latr., 1802, Hym., Apidae). *Mitteilungen der Münchner Entomologischen Gesellschaft*, 60:1–56.
- Richardson B., Vanner, J. Ray, N. Davenport & G. Coker. 1996. Mechanisms of *Pinus radiata* growth suppression by some common forest weed species. *New Zealand Journal of Forestry Science* 26:421–437
- Richardson D.M., Allsopp N., D'Antonio C.M., Milton S.J., Rejmánek M., 2000, Plant invasions-the role of mutualisms, *Biol. Rev.* 75, 65–93.
- Riksen, M., Ketner-Oostra, R., van Turnhout, C., Nijssen, M., Goossens, D., Jungerius, Robertson C., 1925, Heterotrophic bees, *Ecology* 6,412–436.
- Ritchie A.D., Ruppel R. et Jha S., 2016, Generalist Behavior Describes Pollen Foraging for Perceived Oligolectic and Polylectic Bees, *Environmental Entomology* 45, 909–919.
- Robinson R.A., Sutherland W.J, 2002, Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain, *Journal of Applied Ecology* Volume 39, Issue 1 p. 157-176, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>
- Rollin O, Bretagnolle V, Decourtye A et al, 2013, Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system. *Agr Ecosyst Environ* 179:78–86. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.07.007>
- Rollwager-Bollens G. et Bollens S. M., 2018, the trouble with stress: A flexible method for the evaluation of nonmetric multidimensional scaling, <https://doi.org/10.1002/lom3.10257>
- Rowe, L., Gibson, D., Bahlai, C. A., Gibbs, J., Landis, D. A., & Isaacs, R. (2020). Flower traits associated with the visitation patterns of bees. *Oecologia*.
- Rohde, K. 2005. *Nonequilibrium Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Roy, D.B. and Sparks, T.H. (2000) Phenology of British butterflies and climate change. *Glob. Change Biol.* 6, 407–416 <https://doi.org/10.1046/j1365-2486.2000.00322.x>
- Royston P (1995). Remark AS R94: A remark on Algorithm AS 181: The W test for normality. *Applied Statistics*, 44, 547–551. doi:10.2307/2986146.
- Reese A., 2021, Dynamique temporelle des populations d'abeilles sauvages dans la région de Mons. Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons.
- Ruelle E., 2021, Impact du paysage sur les communautés d'abeilles sauvages dans la province du Hainaut, Belgique, Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons
- Russo, L., Park, M., Gibbs, J., & Danforth, B., 2015, The challenge of accurately documenting bee species richness in agroecosystems: bee diversity in eastern apple orchards. *Ecology and Evolution*, 5(17), 3531-3540.

- Sakagami, S.F. & C.D. Michener _____. The nest architecture of the sweat bees (Halictinae). A comparative study of behavior. — University of Kansas Press, Lawrence. Sanderson, C.E., Charlotte, E., Orozco, B.S., Hill, P.S.M. & Wells, H. (2006) Honeybee (*Apis mellifera ligustica*) response to differences in handling time, rewards and flower colours. *Ethology*, 112, 937–946.
- Sann, M., Niehuis, O., Peters, R. S., Mayer, C., Kozlov, A., Podsiadlowski, L., Bank, S., Meusemann, K., Misof, B., Bleidorn, C. & Ohl, M. (2018). Phylogenomic analysis of Apoidea sheds new light on the sister group of bees. *BMC Evolutionary Biology*, 18(1), 71.
- Sato, S., Kamiyama, M., Iwata, T., Makita, N., Furukawa, H. and Ikeda, H. (2006) Moderate increase of mean daily temperature adversely affects fruit set of *Lycopersicon esculentum* by disrupting specific physiological processes in male reproductive development. *Ann. Bot.* 97, 731–738 <https://doi.org/10.1093/aob/mcl037>
- Scheffers, B.R.I., De Meester, T.C.L., Bridge, A.A., Hoffmann, J.M., Pandolfi, R.T., Corlett, S.H.M. et al. (2016) The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* 354,aaf7671 <https://doi.org/10.1126/science.aaf761>
- Schweiger, O., Biesmeijer, J.C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P.E., Klotz, S. et al. (2010) Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biol. Rev. Camp. Philos. Soc.* 85, 777–795 <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00125.x>
- Service publique de Wallonie (SPW), 2011, Géoportail de la Wallonie, Terrils du point de vue aménagement et urbanisme, <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/0c5c2f76-ee9c-40d3-a5d5-08a1f6ee94a5.html>, consulté le 1 décembre 2020
- Service publique de Wallonie (SPW), 2018, , Géoportail de la Wallonie, Terrils (Version 2018)-Série, <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/6d797e66-a388-425c-84c4-b02aa37d2658.html>, consulté le 1 décembre 2020.
- Smale, M. C. 1990. Ecological role of buddleia (*Buddleja davidii*) in streambeds in the Urewera National Park. *New Zealand Journal of Ecology* 14: 1–6.
- Smith, A.R. and Zhao, D. (2016) Sterility caused by floral organ degeneration and abiotic stresses in *Arabidopsis* and cereal grains. *Front. Plant Sci.* 7, 1503 <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01503>
- Spaan P.D., W., 2006. Will we lose the last active inland drift sands of Western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in the Netherlands. *Landsc. Ecol.* 21, 431–447
- Steffan-Dewenter I. & Tschamtk T., 1999, Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121, 432–440.
- Steffan-Dewenter I, Münzenberg U, Bürger C, Thies C, Tschamtk T. 2002. Scale-Dependent Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds. *Ecology*, 83, 1421–1432.
- Stephen W. P., 1960, Artificial Bee Beds for the Propagation of the Alkali Bee, *Nomia melander*, *Journal of Economic Entomology*, Volume 53, Issue 6, , Pages 1025–1030, <https://doi.org/10.1093/jee/53.6.1025>
- Tepedino, V., & Torchio, P. (1982). Temporal Variability in the Sex Ratio of a Non-Social Bee, *Osmia Lignaria Propinqua*: Extrinsic Determination or the Tracking of an Optimum? *Oikos*, 38(2), 177-182. doi:10.2307/3544017
- Thomas J A, Telfer M G, Roy D B, Preston C D, Greenwood J J D et al. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303, 1879–1881.
- Tomizawa M. & Casida J. E. 2005. Neonicotinoid Insecticide Toxicology: Mechanisms of Selective Action. *Annual Review Pharmacology and Toxicology*, 45:247–68.
- Toubeau, C. (1989). L'entomofaune circulante du versant sud du terail Héribus. (Orthoptères, Lépidoptères, Diptères Syrphidae, Hyménoptères) Ière contribution. Mémoire de licence en Zoologie. Mons, Belgium: Université de l'Etat à Mons.
- Tropek R, Cerna I, Straka J., Cizek O., Konvicka L., 2013, Is coal combustion the last chance for vanishing insects of inland drift sand dunes in Europe?, *Biological Conservation* 162, 60–64
- Twerd L., Banaszak-Cibicka W. et Sandurska E., 2019, What features of sand quarries affect their attractiveness for bees? *Acta Oecologica* 96, 56–64.
- Vanderplanck M, Moerman R, Rasmont P, Lognay G, Wathelet B, et al. 2014 How Does Pollen Chemistry Impact Development and Feeding Behaviour of Polylectic Bees?. *PLOS ONE* 9(1): e86209. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086209>
- Vanhee B, 2015, Collemboles et terrils : la biodiversité post-industrielle.
- Vereecken N. ,2017. Découvrir & protéger nos abeilles sauvages. Glénat.
- Vray S., Rollin O., Rasmont P. et al., 2019, A century of local changes in bumblebee communities and landscape composition in Belgium. *J Insect Conserv* 23, 489–501 <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00139-9>
- Vulliamy, B., Potts, S.G., Willmer, P.G., 2006. The effects of cattle grazing on plant-pollinator communities in a fragmented Mediterranean landscape. *Oikos* 114, 529–543. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14004.x>.

- Waddington, K.D. & Gottlieb, N. (1990) Actual vs perceived profitability: a study of floral choice of honey bees. *Journal of Insect Behavior*, 3, 429–441.
- Wallonie Environnement SPW. 2018. Le Programme Wallon de Réduction des Pesticides 2018-2022 (PWRP II). SPW editions. 82p.
- Waser, N.M., Chittka, L., Price, M.V., Williams, N.M. and Ollerton, J. (1996) Generalization in pollination systems and why it matters. *Ecology* 77, 1043–1060 <https://doi.org/10.2307/2265575>
- Watt, M. S., D. Whitehead, D. Kriticos, S. F. Gous & B. Richardson. 2007. Using a process-based model to analyse compensatory growth in response to defoliation: Simulating herbivory by a biological control agent. *Biological Control* 43: 119–129.
- Wcislo, W.T., & Cane, J.H., 1996, Floral Resource Utilization by Solitary Bees (Hymenoptera: Apoidea) and Exploitation of Their Stored Foods by Natural Enemies. *Annual Review of Entomology* 41, 257–286.
- Webb, C. J., W. R. Sykes & P. J. Garnock-Jones. 1988. Flora of New Zealand volume IV. Naturalized pteridophytes, gymnosperms, dicotyledons. Botany Division, Department of Scientific and Industrial Research, Christchurch, New Zealand.
- Westerkamp C., 1997, FLOWERS AND BEES ARE COMPETITORS - NOT PARTNERS. TOWARDS A NEW UNDERSTANDING OF COMPLEXITY IN SPECIALISED BEE FLOWERS, *ISHS Acta Horticulturae* 437: VII International Symposium on Pollination 10.17660/ActaHortic.1997.437.5
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., ... & Vaissière, B. E. (2008). Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological monographs*, 78(4), 653-671.
- Westrich P. , 1996, Habitat requirements of central European bees and problems of partial habitats. The conservation of bees (eds A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I.H. Williams), pp. 1–16. *Academic Press, London*.
- Whitehorn P. R., O'connor S., Wackers F. L., & Goulson D. 2012. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science*, 336(6079), 351-352.
- Williams, P. A. 1979. *Buddleia (Buddleia davidii) in the Urewera National Park and the Waioeka Scenic Reserve*. Botany Division, DSIR report.
- Williams N. M., Minckley R. L. & Silveira F. A. ,2001, Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. *Conservation ecology*, 5(1).
- Williams P. H., & Osborne J. L. 2009. Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie*, 40(3), 367-38
- Willmer, P.G. and Corbet, S.A. (1981) Temporal and microclimatic partitioning of the floral resources of *Justicia aurea* amongst a concourse of pollen vectors and nectar robbers. *Oecologia* 51, 67–78 <https://doi.org/10.1007/BF00344655>
- Wilmer P.G., 1982, Microclimate and the Environmental Physiology of Insects, *Advances in Insect Physiology* Volume 16, 1982, Pages 1-57 [https://doi.org/10.1016/S0065-2806\(08\)60151-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2806(08)60151-4)
- Willmer P. 2011. *Pollination and floral ecology*. Princeton University Press.
- Willmer, P.G. and Stone, G.N. (2004) Behavioral, ecological and physiological determinants of the activity patterns of bees. *Adv. Study Behav* 34, 347–466 [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(04\)34009-X](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(04)34009-X)
- Williams, P. A. 1979. *Buddleia (Buddleia davidii) in the Urewera National Park and the Waioeka Scenic Reserve*. Botany Division, DSIR report.
- Wilson, E. H. 1913. *A naturalist in western China, with vasculum, camera, and gun*. Doubleday, New York.
- Wilson, S. B., M. Thetford, L. K. Mecca & J. S. Raymer. 2004. Evaluaton of 14 butterfly bush taxa grown in western and southern Florida: II. Visual quality, growth, and development. *HortTechnology* 14: 605–612.
- Wilson CJ, Jamieson MA (2019) The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits. *PLOS ONE* 14(12): e0225852. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225852>
- Woodcock B. A., Isaac N. J., Bullock J. M., Roy D. B., Garthwaite D. G. et al. 2016. Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications*, 7, 12459.
- Woodcock B. A., Bullock J. M., Shore R. F., Heard M. S., Pereira M. G. et al. 2017. Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science*, 356(6345), 1393-1395.
- Woodley, M. A. 2006. *The Limits of Ecology: New Perspectives from a Theoretical Borderland*. Abrams Academic, Bury St. Edmunds.
- Wuellner, C.T., 1999. Nest site preference and success in a gregarious, ground-nesting bee *Dieunomia triangulifera*. *Ecol. Entomol.* 24, 471–479. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.1999.00215.x>.

9. Annexes

9.1. Cartographie des sites et de la distribution des espèces

9.1.1. Cartographie des sites

Terril du 7-8 Hornu Wasmes & Terril du dix-huit



Figure 24 Répartition des sites ALM01-ALM02 et ALM03 sur le terril du 7-8 et du site ALM04 sur le terril Dix-Huit

Terril n°3 Grand Buisson



Figure 25 Répartition du site ALM05 sur le terril Grand Buisson n°1

Terril de la Cokerie



Figure 26 Répartition des sites ALM06-ALM07 sur le terril de la Cokerie

Terril Naye à Bois & Terril Bayemont-Saint-charles



Figure 27 Répartition des sites ALM08 et ALM09 sur les terrils Naye à Bois et Bayemont-Saint-Charles

Terril Sacré Français



Figure 28 Répartition des sites ALM10-ALM10 sur le terril Sacré-Français

Terril n°8 Pays-Bas

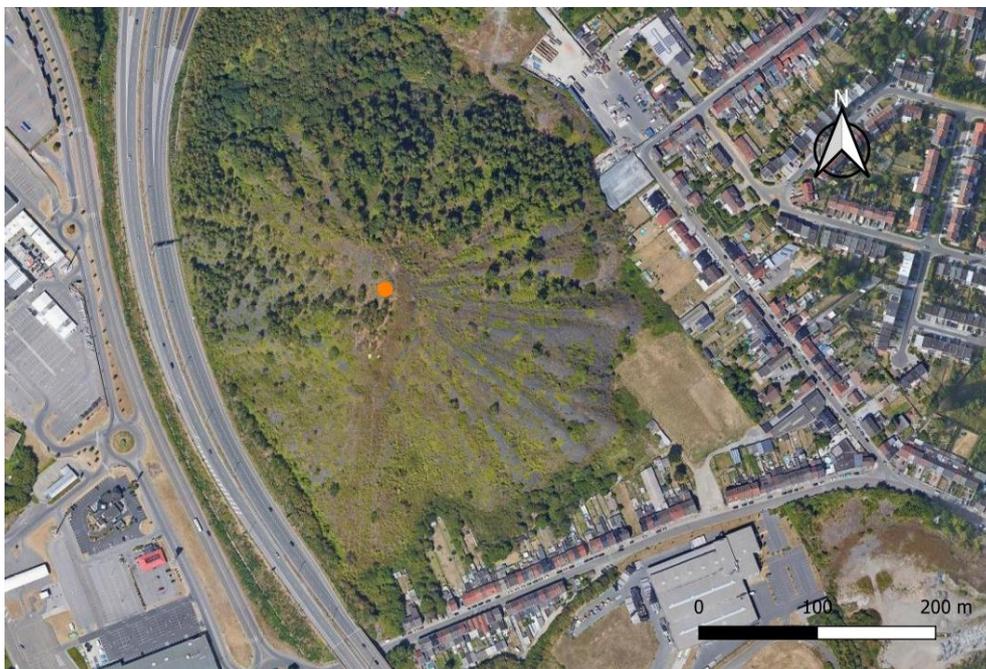


Figure 29 Répartition du site ALM12 sur le terril n°8 Pays-Bas

Terril Saint Antoine



Figure 30 Répartition des sites ALM13-14 et 15 sur le terril Saint-Antoine

Terril du Ferrand n°1 & Terril Belle vue du Huit



Figure 31 Répartition des sites ALM 16 et ALM 17 sur les terrils Ferrand n°1 et Belle vue du Huit

Terril de Cibly



Figure 32 Répartition des sites ALM 18 et ALM 19 sur le terril de Cibly

Terril de l'Héribus



Figure 33 localisation du site ALM 20 sur le terril de l'Héribus

Terril Rieu-du-Cœur n°2c



Figure 34 localisation du site ALM 21 sur le terril Rieu-du-Cœur n°2c

Terril du Quesnoy



Figure 35 Répartition des sites ALM 22 et ALM 23 sur le terril du Quesnoy

Terril n°5 de Trazegnies



Figure 36 Répartition des sites ALM 24 et ALM 25 sur le terril n°5 Trazegnies

Terril de Hensies

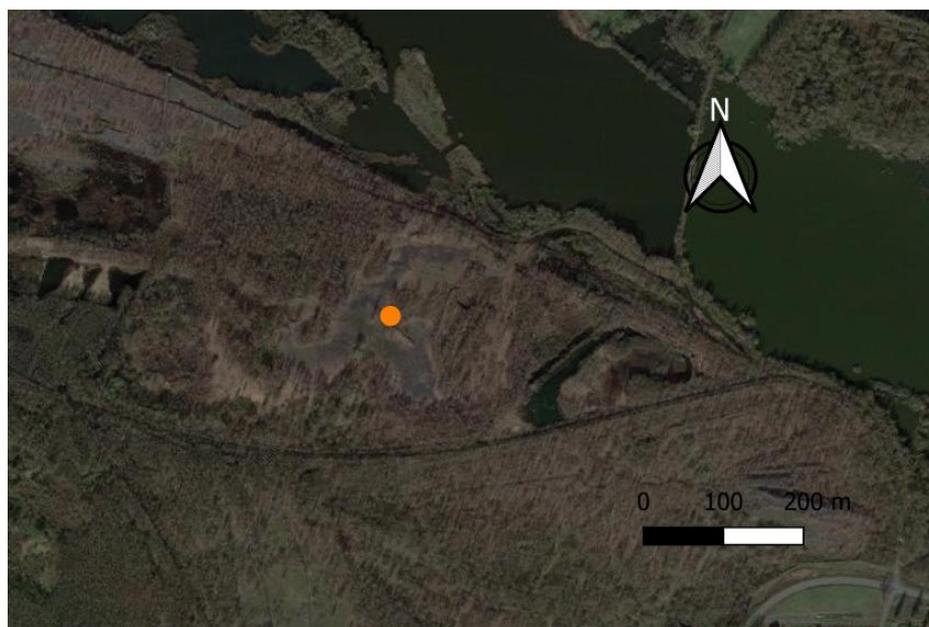


Figure 37 Répartition du site ALM 26 sur le terril d'Hensies

9.1.2. Répartition des espèces menacées à travers la zone d'échantillonnage

Dans cette partie, la distribution des espèces considérées comme étant menacées ainsi que les espèces rares dans la région a été dans les figures suivantes :

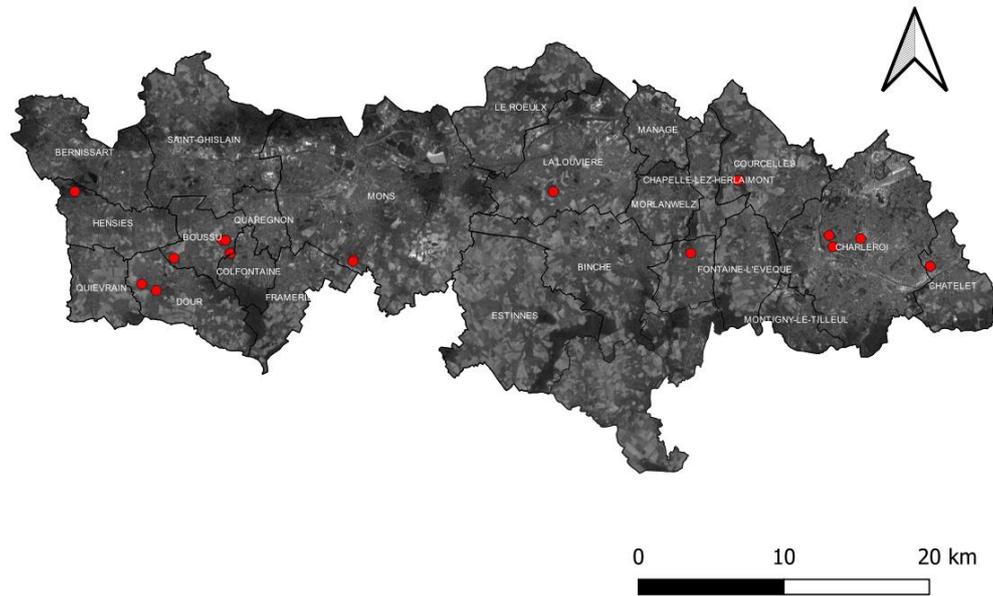


Figure 38 Répartition des communautés d'abeilles sur les terrils comprenant des espèces menacées et des espèces remarquables sur l'ensemble de la zone d'échantillonnage.

Andrena nitidiuscula

Terril 7-8 Hornu Wasmes : 50.425 3.821944

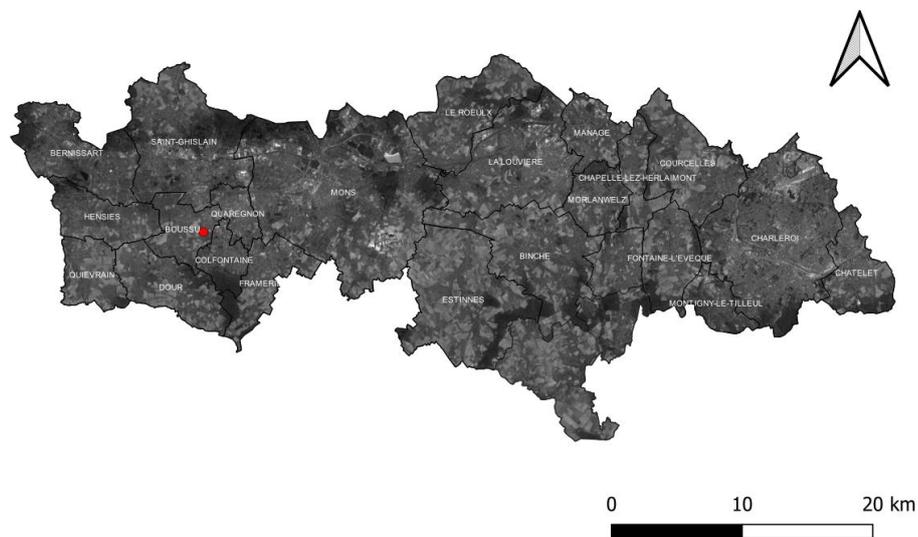


Figure 39 Localisation d'*Andrena nitidiuscula* (VU) sur le terril du 7-8 Hornu Wasmes

Anthophora bimaculata

Terril du 7-8 Hornu Wasmes : 50.425 3.821944

Terril d'Hensies : 50.455 3.6768

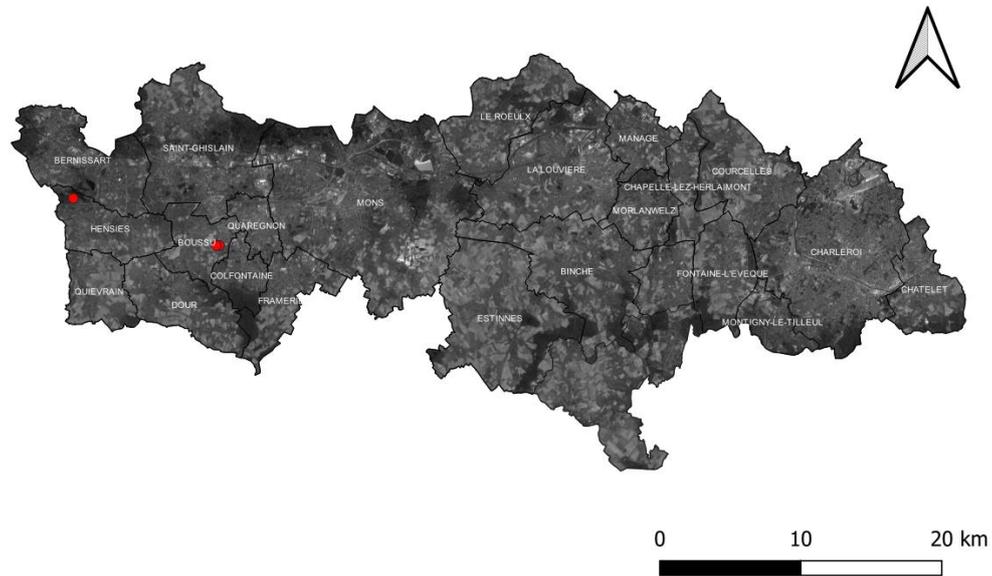


Figure 39 Localisation d'*Anthophora bimaculata* (CR) sur les terrils d'Hensies et Terril du 7-8 Hornu Wasmes

Antophora retusa

Terril du 7-8 Hornu Wasmes : 50.425 3.8187

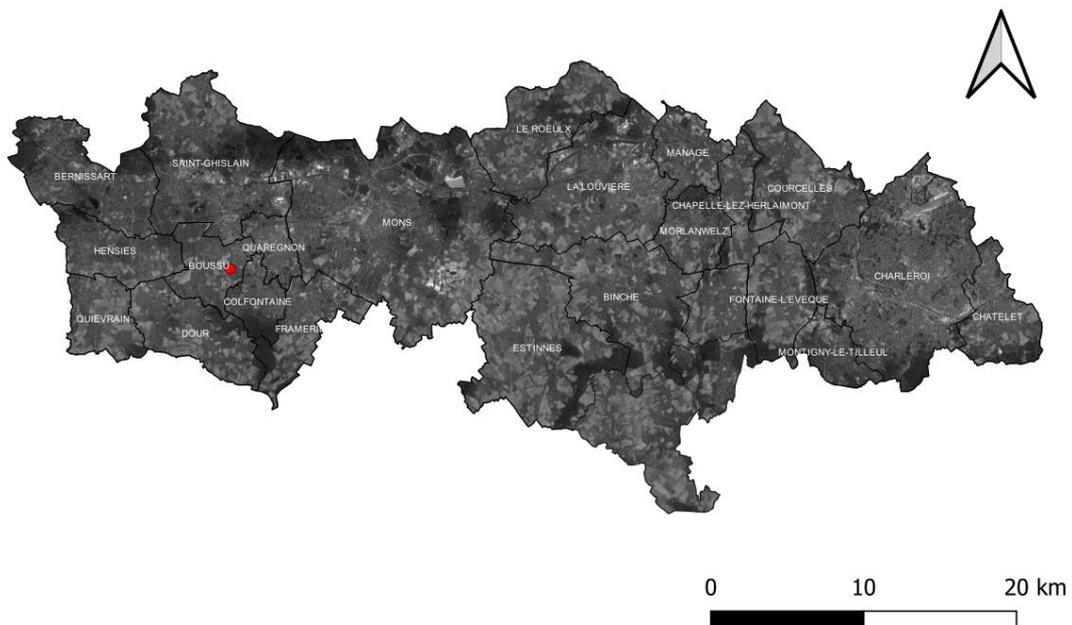


Figure 40 Localisation d'*Antophora retusa* (EN) sur le terril du 7-8 Hornu Wasmes

Halictus confusus

Terril d'Hensies: 50.455 3.6768

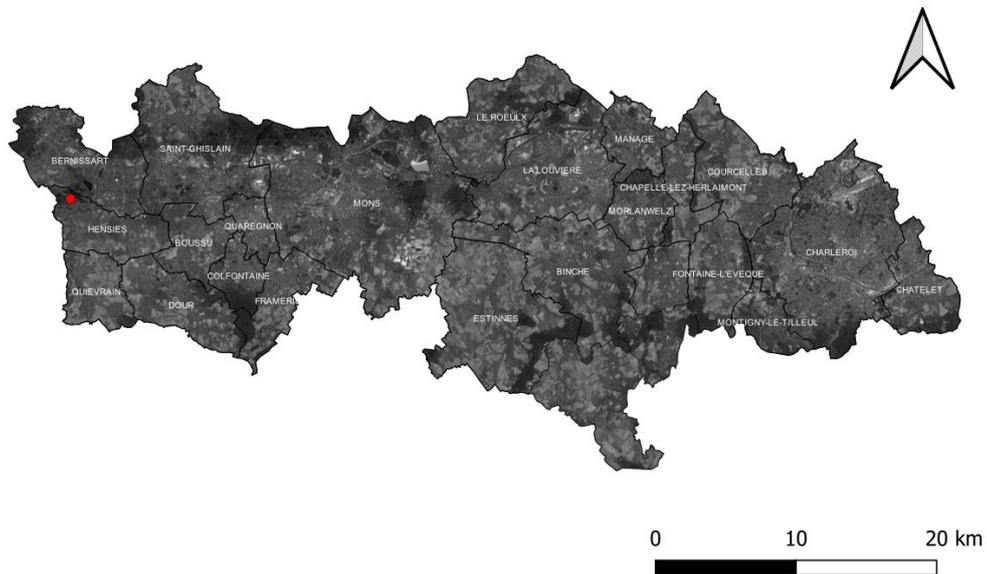


Figure 41 Localisation d'*Halictus confusus* (VU) sur le terril d'Hensies

Halictus maculatus

Terril Belle vue du Huit : 50.394 3.7552

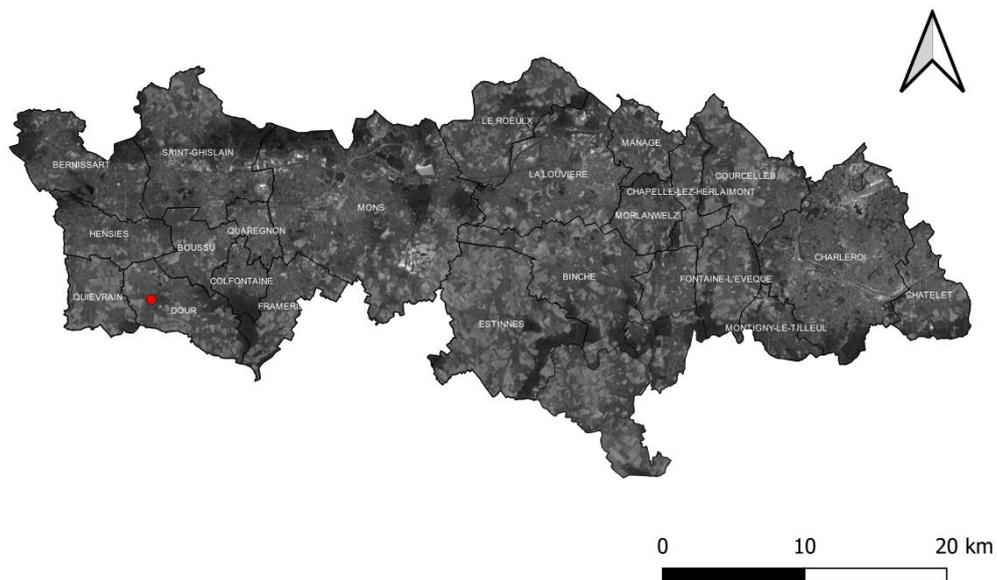


Figure 42 Localisation de *Halictus maculatus* (VU) sur le terril Belle vue du Huit

Halictus sexcinctus

Terril d'Hensies: 50.455 3.6768

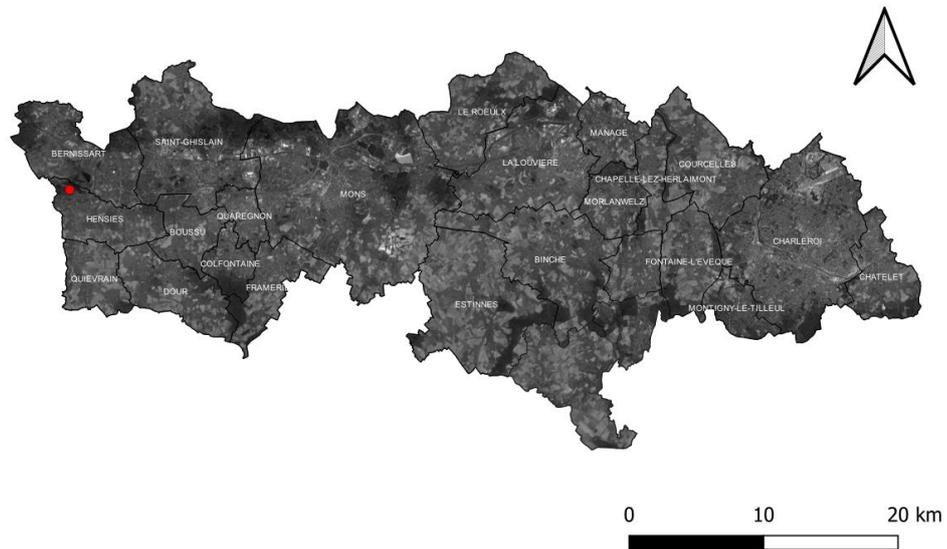


Figure 43 Localisation d'*Halictus sexcinctus* (VU) sur le terril d'Hensies (13 spécimens).

Hoplitis claviventris

Terril du Quesnoy : 50.455 4.1376

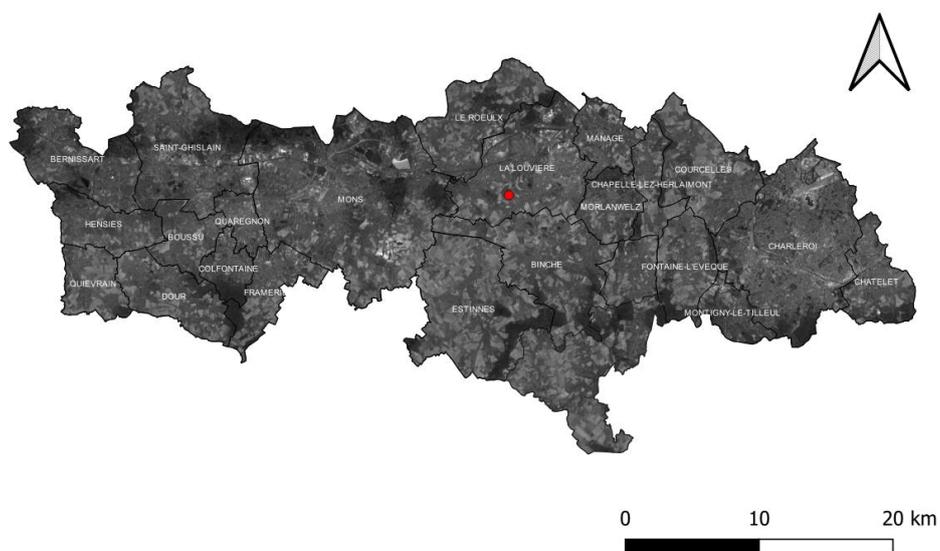


Figure 44 Localisation d'*Hoplitis claviventris* (VU) sur le terril du Quesnoy (2 spécimens)

Megachile pilidens

Terril Saint-Antoine: 50.414 3.7723 Terril d'Hensies: 50.455 3.6768 Terril n°8 Pays-Bas: 50.409 4.5004
Terril n°5 de Trazegnies : 50.462 4.315 Terril de la Cokerie : 50.418 4.267389 Terril : Bayemont-Saint-Charles : 50.421
4.4065

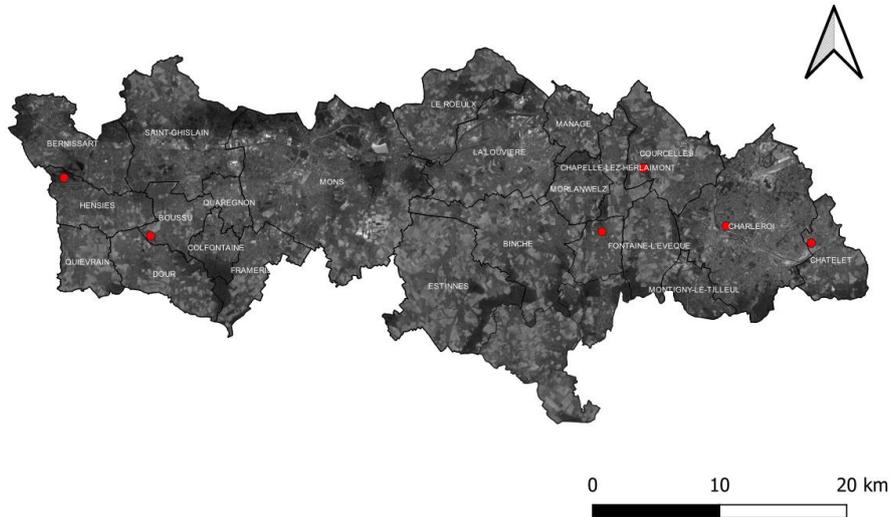


Figure 45 Localisation de *Megachile pilidens* (CR) sur les terrils d'Hensies (1 spécimen), du Saint-Antoine (2 spécimens), du n°8 Pays-Bas (1 spécimen), du n°5 Trazegnies (4 spécimens), de la Cokerie (1 spécimens) et du Bayemont Saint-Charles (1 spécimen).

Melitta tricincta

Terril de Cibly : 50.413 3.9449

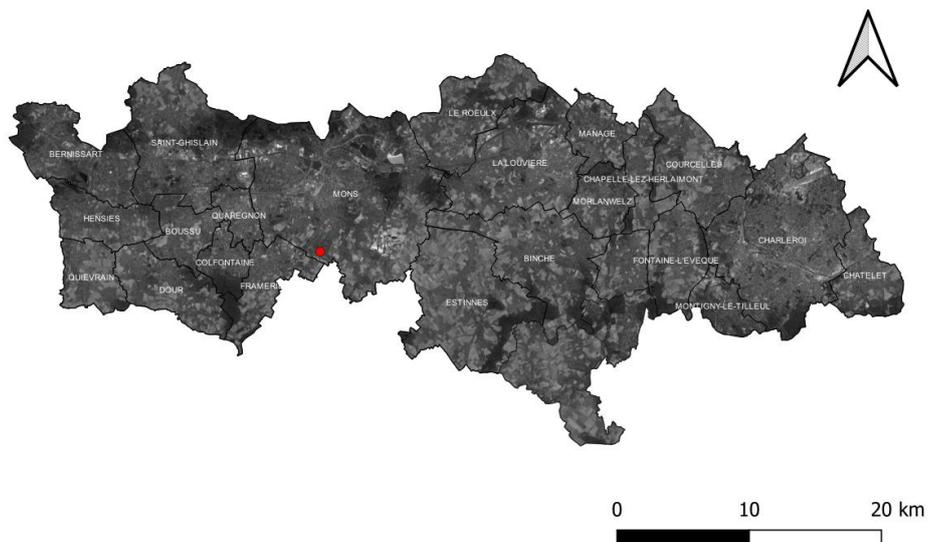


Figure 46 Localisation de *Melitta tricincta* sur le terril de Cibly (2 spécimens)

Nomada distinguenda

Terril Ferrand n°1 : 50.398 3.7414

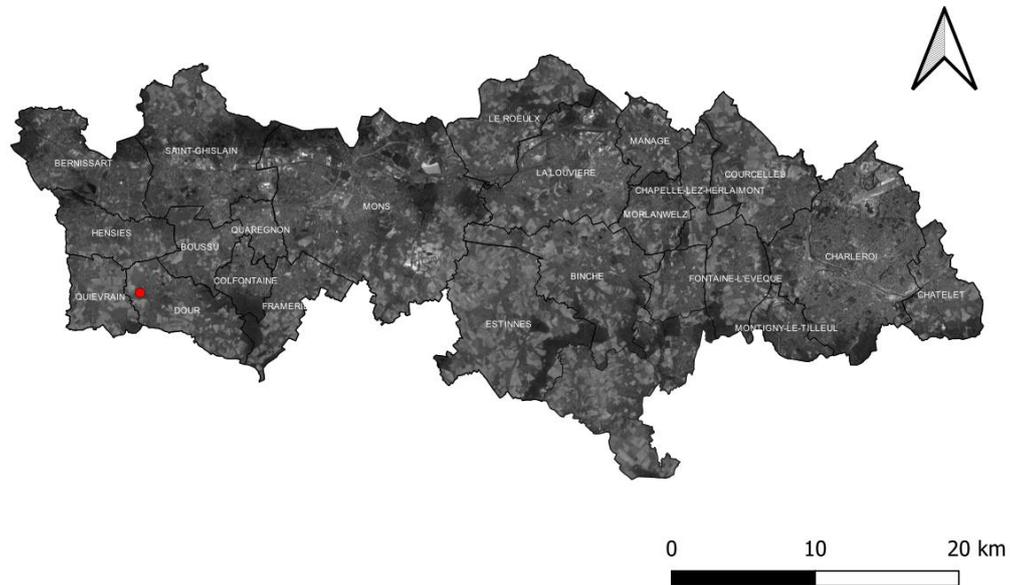


Figure 47 Localisation de *Nomada distinguenda* sur le terril du Ferrand n°1 (2 spécimens)

Trachusa byssina

Terril n°5 Trazegnies : 50.462 4.3168

Terril Sacré-Français : 50.426 4.4334

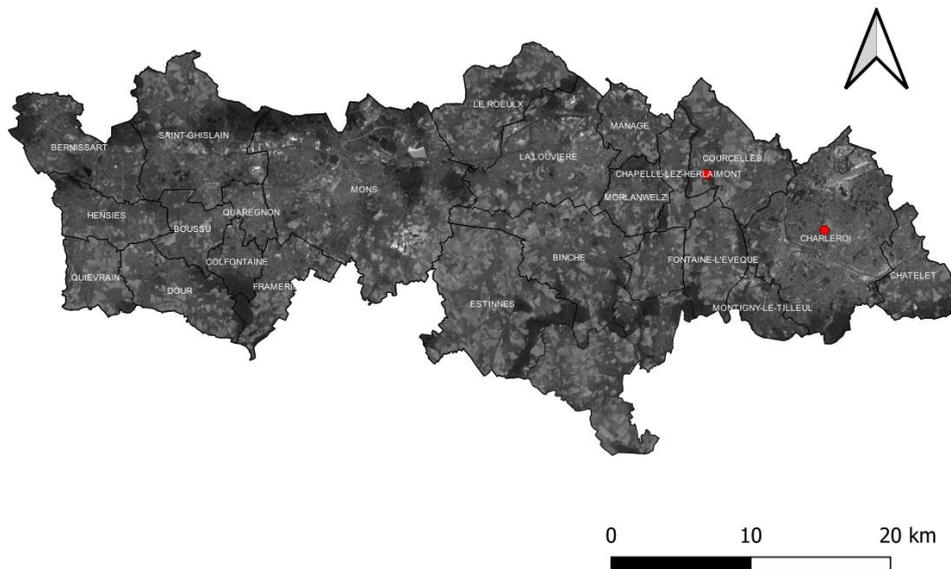


Figure 48 Localisation de *Trachusa byssina* (LC) sur les terrils n° 5 Trazegnies (3 spécimens) et Sacré-Français (1 spécimen)

Epeolus variegatus

Terril d'Hensies: 50.455 3.6768

Terril n°8 Pays-Bas: 50.409 4.5004

Terril n°5 de Trazegnies : 50.462 4.3151

Terril de Cibly : 50.413 3.9449

Terril du 7-8 Hornu Wasmes : 50.425 3.8187

Terril du Dix-Huit : 50.417 3.826639

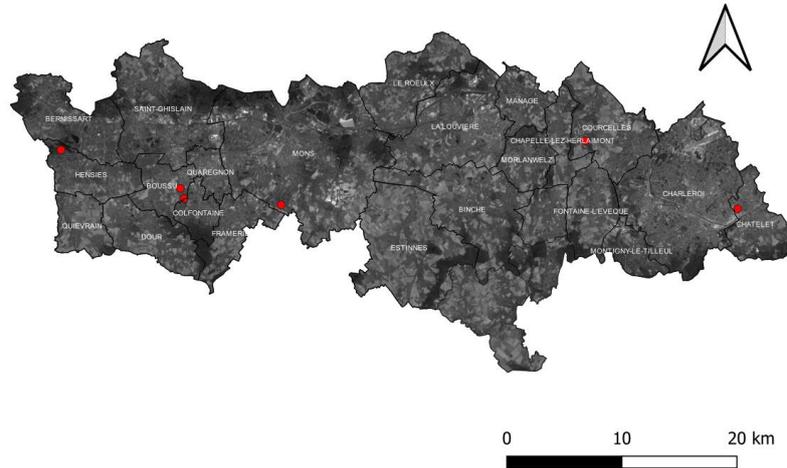


Figure 49 Localisation d'*Epeolus variegatus* (LC) sur les terrils d'Hensies (3 spécimens), Dix-huit (2 spécimens), Cibly (5 spécimens), n°8 Pays bas (4 spécimens), n°5 Trazegnies (1 spécimen) et du 7-8 Hornu Wasmes (1 spécimen)

Andrena nigroaenea

Terril Naye-à-bois : 50.428 4.402944

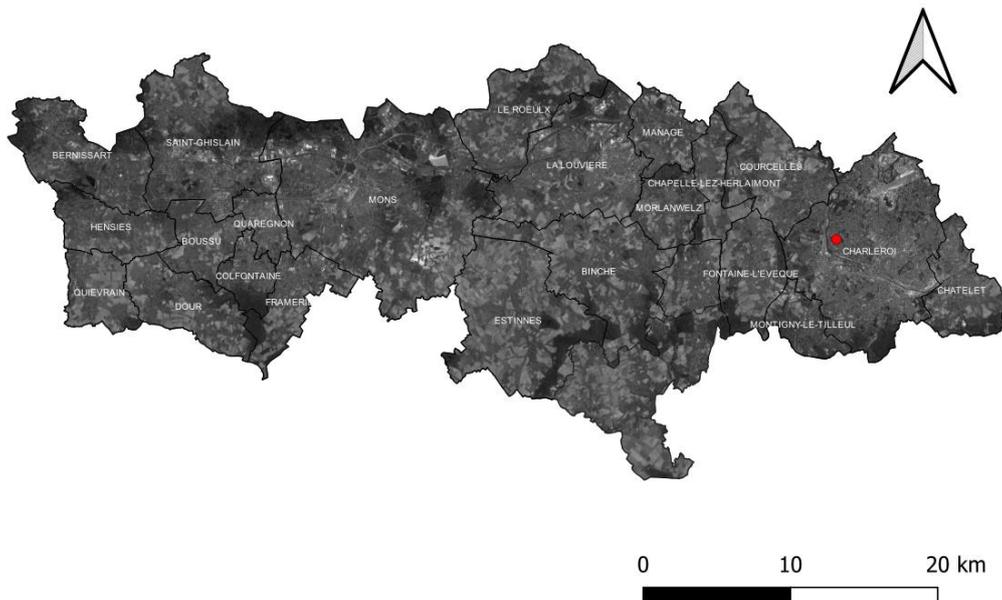


Figure 50 Localisation d'*Andrena nigroaenea* (LC) sur le terril Naye- à-Bois (1 spécimen)

Hylaeus cornutus

Terril du Dix-Huit : 50.417 3.826639

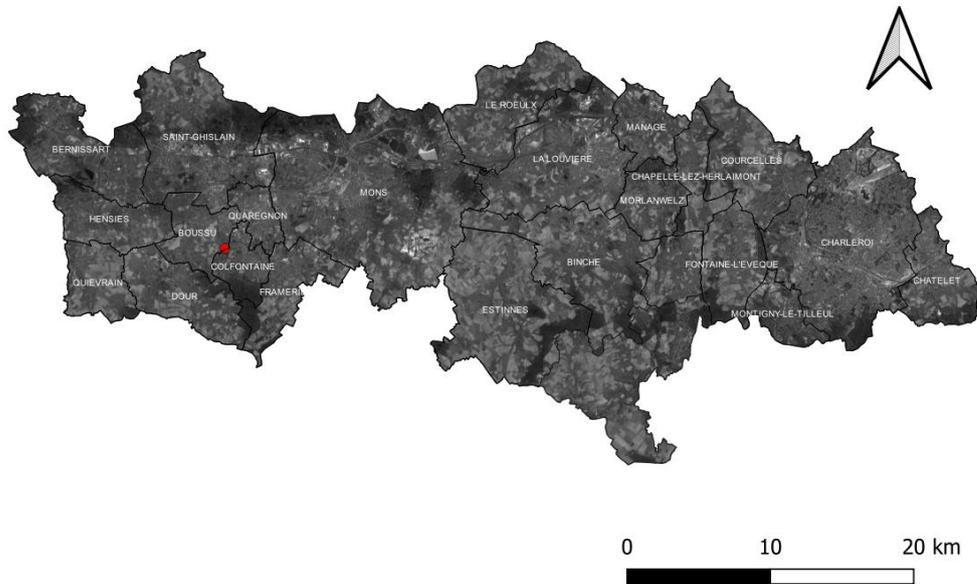


Figure 51 Localisation de *Hylaesus cornutus* (LC) sur le terril du Dix-Huit (1 spécimen)

Osmia aurulenta

Terril Bayemont-Saint-Charles : 50.421 4.4065

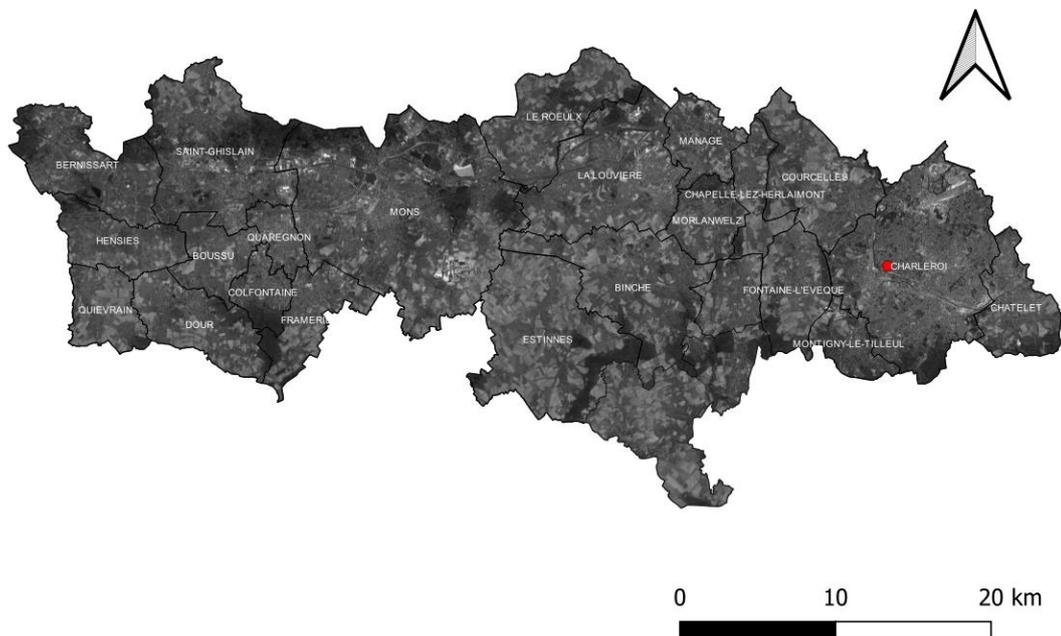


Figure 52 Localisation d'*Osmia aurulenta* (NT) sur le terril Bayemont-Saint-Charles (1 spécimen)

Sphecodes hyalinatus

Terril Naye-à-bois : 50.428 4.402944

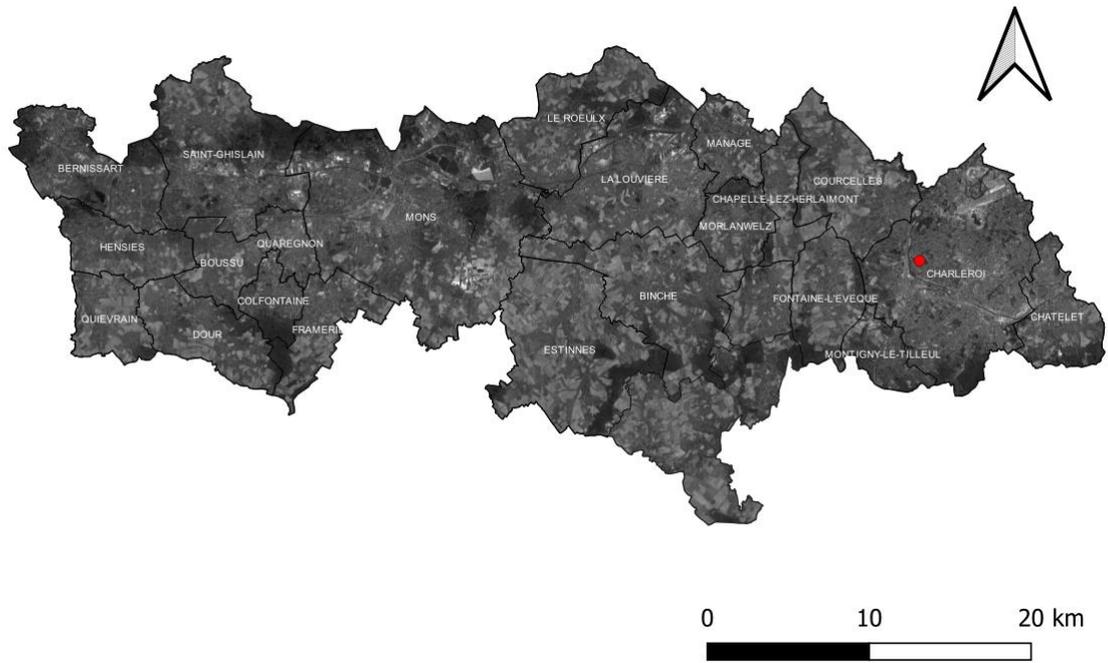


Figure 53. Localisation de *Sphecodes hyalinatus* (LC) sur le Terril Naye-à-Bois (1 spécimen)

Bombus campestris

Terril Saint-Antoine: 50.414 3.7723

Terril du 7-8 Hornu Wasmes : 50.425 3.8187

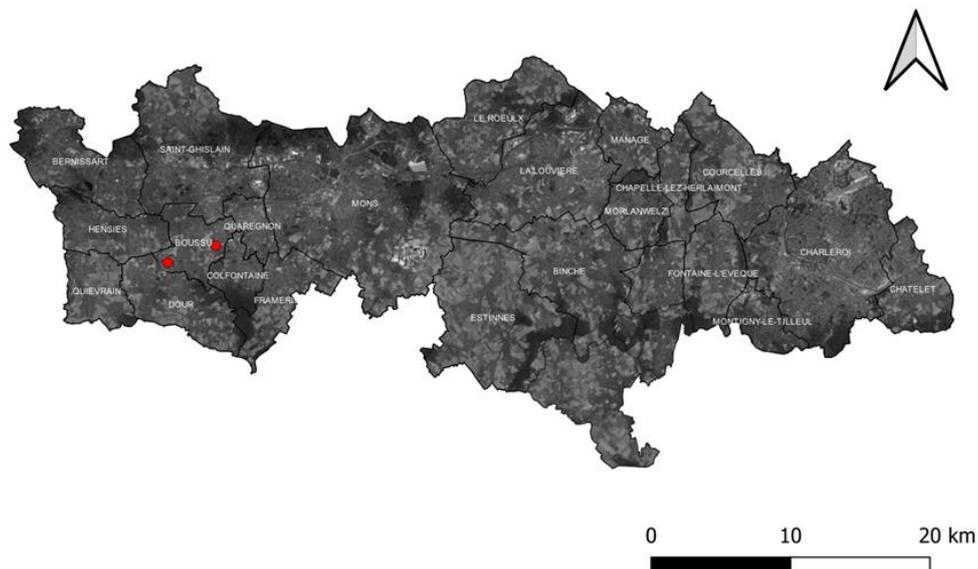


Figure 54 Localisation de *Bombus campestris* (VU) sur le terril Saint Antoine (1 spécimen) et terril 7-8 Hornu Wasme (1 spécimen)

9.2. Inventaire complet des espèces collectées

Table 12 Répartition des espèces d'abeilles sauvages recensées sur les terrils avec leur abondance

Espèces	Nombre d'individus collectés	Espèces	Nombre d'individus collectés
<i>Andrena bicolor</i>	1	<i>Hylaeus communis</i>	3
<i>Andrena dorsata</i>	14	<i>Hylaeus cornutus</i>	1
<i>Andrena flavipes</i>	40	<i>Hylaeus dilatatus</i>	9
<i>Andrena fulvago</i>	5	<i>Hylaeus hyalinatus</i>	2
<i>Andrena labialis</i>	1	<i>Hylaeus signatus</i>	8
<i>Andrena nigroaenea</i>	1	<i>Lasioglossum calceatum</i>	4
<i>Andrena nitidiuscula</i>	1	<i>Lasioglossum laticeps</i>	5
<i>Andrena propinqua</i>	2	<i>Lasioglossum lativentre</i>	1
<i>Andrena wilkella</i>	6	<i>Lasioglossum leucozonium</i>	9
<i>Anthidium manicatum</i>	4	<i>Lasioglossum malachurum</i>	1
<i>Anthidium punctatum</i>	3	<i>Lasioglossum morio</i>	11
<i>Anthophora bimaculata</i>	3	<i>Lasioglossum nitidulum</i>	2
<i>Anthophora furcata</i>	2	<i>Lasioglossum pauxillum</i>	28
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	9	<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	1
<i>Anthophora retusa</i>	1	<i>Lasioglossum villosulum</i>	17
<i>Bombus campestris campestris</i>	2	<i>Lasioglossum zonulum</i>	1
<i>Bombus hortorum</i>	4	<i>Macropis fulvipes</i>	1
<i>Bombus hypnorum</i>	6	<i>Megachile centuncularis</i>	6
<i>Bombus lapidarius</i>	114	<i>Megachile ericetorum</i>	12
<i>Bombus lucorum</i>	5	<i>Megachile pilidens</i>	10
<i>Bombus pascuorum floralis</i>	276	<i>Megachile rotundata</i>	8
<i>Bombus pratorum</i>	5	<i>Megachile versicolor</i>	7
<i>Bombus sylvestris</i>	1	<i>Megachile willughbiella</i>	4
<i>Bombus vestalis</i>	4	<i>Melitta leporina</i>	10
<i>Ceratina cyanea</i>	10	<i>Melitta tricincta</i>	2

<i>Chelostoma campanularum</i>	2	<i>Nomada bifasciata</i>	1
<i>Chelostoma florissomne</i>	1	<i>Nomada distinguenda</i>	2
<i>Coelioxys inermis</i>	1	<i>Nomada goodeniana</i>	1
<i>Colletes daviesanus</i>	31	<i>Osmia aurulenta</i>	1
<i>Colletes hederæ</i>	40	<i>Osmia caerulescens</i>	1
<i>Colletes similis</i>	26	<i>Osmia leaiana</i>	1
<i>Dasydoda hirtipes</i>	6	<i>Osmia niveata</i>	1
<i>Epeolus variegatus</i>	16	<i>Osmia spinulosa</i>	32
<i>Halictus confusus</i>	1	<i>Panurgus calcaratus</i>	14
<i>Halictus maculatus</i>	1	<i>Sphecodes albilabris</i>	4
<i>Halictus scabiosæ</i>	80	<i>Sphecodes crassus</i>	1
<i>Halictus sexcinctus</i>	13	<i>Sphecodes geoffrellus</i>	2
<i>halictus tumulorum</i>	3	<i>Sphecodes hyalinatus</i>	1
<i>Heriades truncorum</i>	10	<i>Sphecodes monilicornis</i>	2
<i>Hoplitis adunca</i>	20	<i>Sphecodes puncticeps</i>	2
<i>Hoplitis claviventris</i>	2	<i>Sphecodes reticulatus</i>	3
<i>Hoplitis leucomelana</i>	12	<i>Terrestrisbombus sp.</i>	189
<i>Hoplitis tridentata</i>	4	<i>Trachusa byssina</i>	4
<i>Hylaeus brevicornis</i>	2		

9.3. Répartition des traits écologiques et morphologique des espèces recensées ainsi que leur statut UICN

Table 13 Répartition des traits écologiques des espèces recensées durant cette étude

Nom binomiale	Taille de la langue	Socialité	Stratégie de nidification	Lectisme	ITD
<i>Andrena bicolor</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	2,1
<i>Andrena dorsata</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	2,03
<i>Andrena flavipes</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	2,36
<i>Andrena fulvago</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	2,78
<i>Andrena</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	2,7

<i>labialis</i>					
<i>Andrena nigroaenea</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	2,84
<i>Andrena nitidiuscula</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	1,57
<i>Andrena propinqua</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	1,89
<i>Andrena wilkella</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	2,27
<i>Anthidium manicatum</i>	Longue	Solitaire	Variable	Polylectique	3,59
<i>Anthidium punctatum</i>	Longue	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	2,71
<i>Anthophora bimaculata</i>	Longue	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	5,64
<i>Anthophora furcata</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	3,2
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	Longue	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	3,25
<i>Anthophora retusa</i>	Longue	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	3,73
<i>Bombus campestris</i>	Longue	Parasite sociale	Variable	Polylectique	5,8
<i>Bombus hortorum</i>	Longue	Eusociale primitive	Variable	Polylectique	5,83
<i>Bombus hypnorum</i>	Longue	Eusociale primitive	Au-dessus du sol	Polylectique	6
<i>Bombus lapidarius</i>	Longue	Eusociale primitive	Variable	Polylectique	6,17
<i>Bombus lucorum</i>	Longue	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	6,37
<i>Bombus pascuorum</i>	Longue	Eusociale primitive	Variable	Polylectique	4,32
<i>Bombus floralis</i>					
<i>Bombus pratorum</i>	Longue	Eusociale primitive	Variable	Polylectique	5,34
<i>Bombus sylvestris</i>	Longue	Social parasite	Variable	Polylectique	4,95
<i>Terrestrisbombus sp.</i>	Longue	Eusociale primitive	Variable	Polylectique	6,15
<i>Bombus vestalis</i>	Longue	Social parasite	Variable	Polylectique	6,1
<i>Ceratina cyanea</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	1,39
<i>Chelostoma campanularum</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	0,93
<i>Chelostoma florissomne</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	1,79
<i>Coelioxys inermis</i>	Longue	Cleptoparasite	Au-dessus du sol	Polylectique	2,73
<i>Colletes daviesanus</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	2,46
<i>Colletes</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	3,22

<i>hederae</i>					
<i>Colletes similis</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	2,36
<i>Dasygaster hirtipes</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	3,36
<i>Epeolus variegatus</i>	Longue	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,44
<i>Halictus confusus</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	2,13
<i>Halictus maculatus</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	1,55
<i>Halictus scabiosae</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	2,44
<i>Halictus sexcinctus</i>	Courte	Solitaire+Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	2,8
<i>Halictus tumulorum</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	1,46
<i>Heriades truncorum</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	1,51
<i>Hoplitis adunca</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	2,67
<i>Hoplitis claviventris</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	1,95
<i>Hoplitis leucomelana</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	0,64
<i>Hoplitis tridentata</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	2,9
<i>Hylaeus brevicornis</i>	Courte	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	1,02
<i>Hylaeus communis</i>	Courte	Solitaire	Variable	Polylectique	1,23
<i>Hylaeus cornutus</i>	Courte	Solitaire	Variable	Polylectique	1,42
<i>Hylaeus dilatatus</i>	Courte	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	1,34
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	Courte	Solitaire	Variable	Polylectique	1,32
<i>Hylaeus signatus</i>	Courte	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	1,81
<i>Lasioglossum calceatum</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	1,82
<i>Lasioglossum laticeps</i>	Courte	Eusociale primitive	Variable	Polylectique	1,48
<i>Lasioglossum lativentre</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	1,55
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	1,91
<i>Lasioglossum malachurum</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	1,6
<i>Lasioglossum morio</i>	Courte	Eusociale primitive	Variable	Polylectique	1,1
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	1,24
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	1,24
<i>Lasioglossum</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	1,23

<i>punctatissimu m</i>					
<i>Lasioglossum villosulum</i>	Courte	Eusociale primitive	Sous le sol	Polylectique	1,33
<i>Lasioglossum zonulum</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	1,98
<i>Macropis fulvipes</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	2,42
<i>Megachile centuncularis</i>	Longue	Solitaire	Variable	Polylectique	2,73
<i>Megachile ericetorum</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	3,39
<i>Megachile pilidens</i>	Longue	Solitaire	Sous le sol	Polylectique	2,67
<i>Megachile rotundata</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	2,32
<i>Megachile versicolor</i>	Longue	Solitaire	Variable	Polylectique	2,67
<i>Megachile willughbiella</i>	Longue	Solitaire	Variable	Polylectique	3,59
<i>Melitta leporina</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	2,39
<i>Melitta tricincta</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	2,73
<i>Nomada bifasciata</i>	Longue	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,96
<i>Nomada distinguenda</i>	Longue	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,05
<i>Nomada goodeniana</i>	Longue	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	2,24
<i>Osmia aurulenta</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Polylectique	2,88
<i>Osmia caerulescens</i>	Longue	Solitaire	Variable	Polylectique	2,35
<i>Osmia leaiana</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	2,67
<i>Osmia niveata</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	2,45
<i>Osmia spinulosa</i>	Longue	Solitaire	Au-dessus du sol	Oligolectique	2,03
<i>Panurgus calcaratus</i>	Courte	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	1,73
<i>Sphecodes albilabris</i>	Courte	Cleptoparasite	Sous le sol	Oligolectique	2,18
<i>Sphecodes crassus</i>	Courte	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,23
<i>Sphecodes geoffrellus</i>	Courte	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,08
<i>Sphecodes hyalinatus</i>	Courte	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,45
<i>Sphecodes monilicornis</i>	Courte	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,48
<i>Sphecodes puncticeps</i>	Courte	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,11
<i>Sphecodes</i>	Courte	Cleptoparasite	Sous le sol	Polylectique	1,21

<i>reticulatus</i>					
<i>Trachusa byssina</i>	Longue	Solitaire	Sous le sol	Oligolectique	3,27

9.4. Statuts de conservation des espèces d'abeilles recensées

Table 14 Répartition des status IUCN des espèces recensées durant cette étude

Nom binomiale	Famille	Statut UICN	Nom binomiale	Famille	Statut UICN
<i>Andrena bicolor</i>	Andrenidae	LC	<i>Hylaeus brevicornis</i>	Colletidae	DD
<i>Andrena dorsata</i>	Andrenidae	LC	<i>Hylaeus communis</i>	Colletidae	LC
<i>Andrena flavipes</i>	Andrenidae	LC	<i>Hylaeus cornutus</i>	Colletidae	LC
<i>Andrena fulvago</i>	Andrenidae	LC	<i>Hylaeus dilatatus</i>	Colletidae	DD
<i>Andrena labialis</i>	Andrenidae	NT	<i>Hylaeus hyalinatus</i>	Colletidae	LC
<i>Andrena nigroaenea</i>	Andrenidae	LC	<i>Hylaeus signatus</i>	Colletidae	LC
<i>Andrena nitidiuscula</i>	Andrenidae	VU	<i>Lasioglossum calceatum</i>	Halictidae	LC
<i>Andrena propinqua</i>	Andrenidae	DD	<i>Lasioglossum laticeps</i>	Halictidae	LC
<i>Andrena wilkella</i>	Andrenidae	NT	<i>Lasioglossum lativentre</i>	Halictidae	LC
<i>Anthidium manicatum</i>	Megachilidae	LC	<i>Lasioglossum leucozonium</i>	Halictidae	LC
<i>Anthidium punctatum</i>	Megachilidae	LC	<i>Lasioglossum malachurum</i>	Halictidae	LC
<i>Anthophora bimaculata</i>	Apidae	CR	<i>Lasioglossum morio</i>	Halictidae	LC
<i>Anthophora furcata</i>	Apidae	LC	<i>Lasioglossum nitidulum</i>	Halictidae	LC
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	Apidae	LC	<i>Lasioglossum pauxillum</i>	Halictidae	LC
<i>Anthophora retusa</i>	Apidae	EN	<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	Halictidae	LC
<i>Bombus campestris</i>	Apidae	VU			
<i>Bombus hortorum</i>	Apidae	NT	<i>Lasioglossum villosulum</i>	Halictidae	LC
<i>Bombus hypnorum</i>	Apidae	LC	<i>Lasioglossum zonulum</i>	Halictidae	LC
<i>Bombus lapidarius</i>	Apidae	LC	<i>Macropis fulvipes</i>	melittidae	LC
<i>Bombus lucorum</i>	Apidae	NT	<i>Megachile centuncularis</i>	Megachilidae	LC
<i>Bombus</i>	Apidae	LC	<i>Megachile</i>	Megachilidae	LC

<i>pascuorum</i>			ericetorum	dae	
<i>floralis</i>					
<i>Bombus</i>	Apidae	LC	Megachile pilidens	Megachili	CR
<i>pratorum</i>				dae	
<i>Bombus</i>	Apidae	LC	Megachile rotundata	Megachili	LC
<i>sylvestris</i>				dae	
<i>Terrestrisbom-</i>	Apidae	LC	Megachile versicolor	Megachili	LC
<i>s sp.</i>				dae	
<i>Bombus</i>	Apidae	NT	Megachile	Megachili	LC
<i>vestalis</i>			willughbiella	dae	
<i>Ceratina</i>	Apidae	LC	Melitta leporina	melittidae	NT
<i>cyanea</i>					
<i>Chelostoma</i>	Megachilidae	LC	Melitta tricincta	melittidae	VU
<i>campanularu-</i>					
<i>m</i>					
<i>Chelostoma</i>	Megachilidae	LC	Nomada bifasciata	Apidae	LC
<i>florisomne</i>					
<i>Coelioxys</i>	Megachilidae	LC	Nomada	Apidae	EN
<i>inermis</i>			distinguenda		
<i>Colletes</i>	Colletidae	LC	Nomada goodeniana	Apidae	LC
<i>daviesanus</i>					
<i>Colletes</i>	Colletidae	LC	Osmia aurulenta	Megachili	NT
<i>hederae</i>				dae	
<i>Colletes similis</i>	Colletidae	LC	Osmia caerulea	Megachili	LC
				dae	
<i>Dasygaster</i>	melittidae	LC	Osmia leaiana	Megachili	LC
<i>hirtipes</i>				dae	
<i>Epeolus</i>	Apidae	LC	Osmia niveata	Megachili	LC
<i>variegatus</i>				dae	
<i>Halictus</i>	Halictidae	VU	Osmia spinulosa	Megachili	NT
<i>confusus</i>				dae	
<i>Halictus</i>	Halictidae	VU	Panurgus calcaratus	Andrenid	LC
<i>maculatus</i>				ae	
<i>Halictus</i>	Halictidae	LC	Sphecodes albilabris	Halictidae	LC
<i>scabiosae</i>					
<i>Halictus</i>	Halictidae	VU	Sphecodes crassus	Halictidae	LC
<i>sexcinctus</i>					
<i>Halictus</i>	Halictidae	LC	Sphecodes	Halictidae	LC
<i>tumulorum</i>			geoffrellus		
<i>Heriades</i>	Megachilidae	LC	Sphecodes hyalinatus	Halictidae	LC
<i>truncorum</i>					
<i>Hoplitis</i>	Megachilidae	LC	Sphecodes	Halictidae	LC
<i>adunca</i>			monilicornis		
<i>Hoplitis</i>	Megachilidae	VU	Sphecodes	Halictidae	LC
<i>claviventris</i>			puncticeps		
<i>Hoplitis</i>	Megachilidae	LC	Sphecodes	Halictidae	LC
<i>leucomelana</i>			reticulatus		
<i>Hoplitis</i>	Megachilidae	LC	Trachusa byssina	Megachili	LC
<i>tridentata</i>				dae	

9.5. Phénologies des espèces recensées

Table 15 phénologies des espèces d'abeilles sauvages recensées durant cette étude

Nom binomiale	Saison	Calendrier (début/fin)	phénologie (mois)
---------------	--------	------------------------	-------------------

<i>Andrena bicolor</i>	Printemps:Eté	4/8	4
<i>Andrena dorsata</i>	Printemps:Eté	4/8	4
<i>Andrena flavipes</i>	Printemps:Eté	3/9	6
<i>Andrena fulvago</i>	Printemps:Eté	3/5	2
<i>Andrena labialis</i>	Eté	5/6	1
<i>Andrena nigroaenea</i>	Printemps:Eté	3/7	4
<i>Andrena nitidiuscula</i>	Eté	7/8	1
<i>Andrena propinqua</i>	Printemps:Eté	4/5	1
<i>Andrena wilkella</i>	Printemps:Eté	5/7	2
<i>Anthidium manicatum</i>	Eté	5/8	3
<i>Anthidium punctatum</i>	Eté	5/9	4
<i>Anthophora bimaculata</i>	Eté	6/8	2
<i>Anthophora furcata</i>	Eté	5/8	3
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	Eté	6/8	2
<i>Anthophora retusa</i>	Printemps:Eté	4/6	2
<i>Bombus campestris</i>	Printemps:Autonme	3/10	
<i>Bombus hortorum</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Bombus hypnorum</i>	Printemps:Autonme	2/9	7
<i>Bombus lapidarius</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Bombus lucorum</i>	Printemps:Autonme	2/10	8
<i>Bombus pascuorum floralis</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Bombus pratorum</i>	Printemps:Autonme	3/6	3
<i>Bombus sylvestris</i>	Printemps:Autonme	3/9	6
<i>Terrestrisbombus sp.</i>	Printemps:Autonme	2/10	8
<i>Bombus vestalis</i>	Printemps:Autonme	4/8	4
<i>Ceratina cyanea</i>	Printemps:Autonme	5/8	3
<i>Chelostoma campanularum</i>	Eté		0
<i>Chelostoma florisomne</i>	Printemps:Eté	5/7	2
<i>Coelioxys inermis</i>	Eté		0
<i>Colletes daviesanus</i>	Eté	6/9	3
<i>Colletes hederæ</i>	Autonme	8/10	2
<i>Colletes similis</i>	Eté : Autonme	6/9	3
<i>Dasypoda hirtipes</i>	Eté	7/9	2
<i>Epeolus variegatus</i>	Eté : Autonme	7/8	1
<i>Halictus confusus</i>	Printemps:Eté	3/10	7
<i>Halictus maculatus</i>	Printemps:Eté	5/9	4
<i>Halictus scabiosæ</i>	Printemps:Eté	5/9	4
<i>Halictus sexcinctus</i>	Printemps	5/8	3
<i>Halictus tumulorum</i>	Printemps:Eté	3/10	7
<i>Heriades truncorum</i>	Printemps:Eté	6/9	3
<i>Hoplitis adunca</i>	Eté	6/8	2
<i>Hoplitis claviventris</i>	Eté	5/8	3
<i>Hoplitis leucomelana</i>	Printemps:Autonme	5/8	3
<i>Hoplitis tridentata</i>	Eté	6/8	2
<i>Hylaeus brevicornis</i>	Eté	5/9	4
<i>Hylaeus communis</i>	Eté : Autonme	5/9	4
<i>Hylaeus cornutus</i>	Eté	5/9	4
<i>Hylaeus dilatatus</i>	Eté	5/9	4
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	Eté : Autonme	5/9	4
<i>Hylaeus signatus</i>	Eté : Autonme	6/9	3

<i>Lasioglossum calceatum</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Lasioglossum laticeps</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Lasioglossum lativentre</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Lasioglossum malachurum</i>	Printemps:Autonme	4/10	6
<i>Lasioglossum morio</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	Printemps:Autonme	4/10	6
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Lasioglossum villosulum</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Lasioglossum zonulum</i>	Printemps:Autonme	3/10	7
<i>Macropis fulvipes</i>	Eté	6/7	3
<i>Megachile centuncularis</i>	Eté : Autonme	6/8	2
<i>Megachile ericetorum</i>	Printemps:Eté	6/8	2
<i>Megachile pilidens</i>	Eté	5/9	4
<i>Megachile rotundata</i>	Eté	6/9	3
<i>Megachile versicolor</i>	Eté	6/9	3
<i>Megachile willughbiella</i>	Eté	6/8	2
<i>Melitta leporina</i>	Eté	6/8	2
<i>Melitta tricincta</i>	Eté	7/9	2
<i>Nomada bifasciata</i>	Printemps:Eté	4/5	1
<i>Nomada distinguenda</i>	Eté	5/8	3
<i>Nomada goodeniana</i>	Printemps:Eté	4/8	4
<i>Osmia aurulenta</i>	Printemps:Eté	3/8	5
<i>Osmia caerulea</i>	Printemps:Eté	5/8	3
<i>Osmia leaiana</i>	Printemps:Eté	5/8	3
<i>Osmia niveata</i>	Printemps:Eté	4/8	4
<i>Osmia spinulosa</i>	Eté	5/9	4
<i>Panurgus calcaratus</i>	Eté	6/8	2
<i>Sphecodes albilabris</i>	Printemps:Eté	3/9	6
<i>Sphecodes crassus</i>	Printemps:Eté	4/9	5
<i>Sphecodes geoffrellus</i>	Printemps:Eté	3/9	6
<i>Sphecodes hyalinatus</i>	Printemps:Eté	4/10	6
<i>Sphecodes monilicornis</i>	Printemps:Eté	4/10	6
<i>Sphecodes puncticeps</i>	Printemps:Eté	5/10	5
<i>Sphecodes reticulatus</i>	Printemps:Eté	5/10	5
<i>Trachusa byssina</i>	Eté	5/8	3

Table 16 matrices des 17 communautés regroupant 87 espèces pour 1216 abeilles

	<i>Osmia niveata</i>	<i>Osmia spinulosa</i>	<i>Panurgus calcaratus</i>	<i>Sphecodes albitabris</i>	<i>Sphecodes crassus</i>	<i>Sphecodes geoffrellus</i>	<i>Sphecodes hyalinatus</i>	<i>Sphecodes monticornis</i>	<i>Sphecodes puncticeps</i>	<i>Sphecodes reticulatus</i>	<i>Trachusa byssina</i>
	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	2	1	0	0	0	0	1	0	1	0
	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	1	1	0	0	0	0	1	1	2	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	8	1	0	0	0	1	0	0	0	0
	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
	1	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0

<i>Megachile pilidens</i>	<i>Megachile roundata</i>	<i>Megachile versicolor</i>	<i>Megachile willughbiella</i>	<i>Melitta leporina</i>	<i>Melitta trichata</i>	<i>Nomada bifasciata</i>	<i>Nomada distinguenda</i>	<i>Nomada goodeniana</i>	<i>Osmia aurulenta</i>	<i>Osmia caerulescens</i>	<i>Osmia laetana</i>
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0
0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Lasioglossum latventre</i>	<i>Lasioglossum leucozonium</i>	<i>Lasioglossum malachurum</i>	<i>Lasioglossum morio</i>	<i>Lasioglossum nitidulum</i>	<i>Lasioglossum pataxillum</i>	<i>Lasioglossum punctatissimu m</i>	<i>Lasioglossum villosatum</i>	<i>Lasioglossum zonitum</i>	<i>Macropis fulvipes</i>	<i>Megachile centuncularis</i>	<i>Megachile ericetorum</i>
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
0	0	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1
0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	2	0
0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1
0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0
0	1	0	1	0	7	0	1	0	0	0	0
0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
0	1	0	0	1	2	0	1	0	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0
0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

<i>Hoplitis adunca</i>	<i>Hoplitis claviventris</i>	<i>Hoplitis leucomelana</i>	<i>Hoplitis tridentata</i>	<i>Hylaicus brevicornis</i>	<i>Hylaicus communis</i>	<i>Hylaicus cornutus</i>	<i>Hylaicus dilatatus</i>	<i>Hylaicus hyalinatus</i>	<i>Hylaicus signatus</i>	<i>Lasioglossum calceatum</i>	<i>Lasioglossum laticeps</i>
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	1	0	0	0	1	1	0	2	0	0
2	0	1	0	0	0	0	0	1	3	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1
5	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1
0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
0	0	7	0	1	0	0	1	0	0	0	0
0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
1	2	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Codioxys inermis</i>	<i>Colletes davesanus</i>	<i>Colletes heterae</i>	<i>Colletes similis</i>	<i>Dasygaster hirtipes</i>	<i>Epeolus variegatus</i>	<i>Halictus confusus</i>	<i>Halictus maculatus</i>	<i>Halictus scabiosae</i>	<i>Halictus sexcinctus</i>	<i>halictus tumulorum</i>	<i>Heriades truncorum</i>
0	0	0	7	0	0	0	0	3	0	0	0
0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0
0	3	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0
0	6	6	1	0	2	0	0	2	0	0	2
0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	1
0	3	2	2	0	0	0	0	8	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1
0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	0	0
0	6	0	1	0	0	0	0	7	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1
0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0
0	0	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0	2	2	0	0	0	0	1	0	1	1
0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	1	6	0	0	0	0	0	3	0	0	0
0	9	0	3	0	0	0	1	7	0	1	0
1	0	0	0	0	5	0	0	2	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	0	4	2	0	0	0	0	3	0	0	0
0	0	2	1	2	0	0	0	7	0	0	1
0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
0	3	5	0	0	1	0	0	11	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	3	3	1	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	1	0	1	13	0	0

<i>Bombus hypnorum</i>	<i>Bombus lapidarius</i>	<i>Bombus lucorum</i>	<i>Bombus pascuorum floralis</i>	<i>Bombus pratorum</i>	<i>Bombus sylvestrus</i>	<i>Bombus terrestris terrestris</i>	<i>Bombus vestalis</i>	<i>Ceratina cyanea</i>	<i>Chelostoma campanularum</i>	<i>Chelostoma florissome</i>
1	7	0	26	0	0	10	0	0	0	0
0	1	0	9	0	0	4	0	0	0	0
0	8	0	5	0	0	8	0	0	0	0
0	0	0	7	0	0	7	0	0	0	0
0	2	0	14	0	0	6	0	2	0	0
1	1	0	9	1	0	5	0	0	2	0
1	4	0	9	0	0	14	0	0	0	0
0	5	0	18	0	0	11	0	0	0	0
0	7	0	12	0	0	19	0	0	0	0
0	6	0	18	0	0	3	0	0	0	0
0	1	0	15	0	0	5	0	0	0	0
0	5	0	8	0	0	8	0	0	0	0
0	11	0	13	0	0	6	0	0	0	0
0	5	2	20	0	0	4	0	0	0	0
0	1	1	3	0	1	3	1	0	0	0
0	7	0	8	0	0	7	0	1	0	1
1	3	1	11	1	0	3	2	1	0	0
0	12	0	9	2	0	7	0	0	0	0
1	3	0	2	1	0	0	0	0	0	0
1	1	0	17	0	0	3	0	2	0	0
0	3	0	8	0	0	5	0	4	0	0
0	3	0	8	0	0	4	0	0	0	0
0	5	0	8	0	0	6	1	0	0	0
0	10	1	11	0	0	23	0	0	0	0
0	3	0	5	0	0	13	0	0	0	0
0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0

<i>Andrena nigroaenea</i>	<i>Andrena nitidiuscula</i>	<i>Andrena propinqua</i>	<i>Andrena wilkella</i>	<i>Anthidium manicatum</i>	<i>Anthidium punctatum</i>	<i>Anthophora bimaculata</i>	<i>Anthophora fuscata</i>	<i>Anthophora quadrimaculata</i>	<i>Anthophora retusa</i>	<i>Bombus campestris</i>	<i>Bombus hortorum</i>
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	3	1	0	0	0	4	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

site	<i>Andrena bicolor</i>	<i>Andrena dorsata</i>	<i>Andrena flavipes</i>	<i>Andrena fubago</i>	<i>Andrena labialis</i>
T. du sept01	0	0	0	0	0
T. du sept02	0	0	1	0	0
T. du sept03	0	1	2	0	0
T. du dix-huit	0	1	8	0	0
T. du Grand Buisson n°1	0	0	0	0	0
T. de la Cokerie01	0	0	0	0	0
T. de la Cokerie02	0	0	2	1	0
T. Naye a Bois	0	1	1	0	0
Bayemont-T. Sacré	0	0	1	0	0
Français01	0	1	0	0	0
T. Sacré	0	2	1	0	0
Français02	0	0	0	0	0
T. n°8 Pays-Bas	0	2	2	0	0
T. saint Antoine01	0	2	4	1	0
T. saint Antoine02	0	2	4	1	0
T. saint Antoine03	0	0	0	0	0
T. du Ferrand n°1	0	3	10	0	1
T. belle vue du huit	0	0	0	1	0
T. de Cibly01	0	1	0	0	0
T. de Cibly02	1	0	0	2	0
T. de l'héribus	0	0	3	0	0
T. Rieu-du-Cœur n°2c	0	0	3	0	0
T. du Quesnoy01	0	0	1	0	0
T. du Quesnoy02	0	0	1	0	0
T. n°5 de Trazeigne01	0	0	0	0	0
T. n°5 de Trazeigne02	0	0	0	0	0
T. de Hensie	0	0	0	0	0

9.6. Matrice de dissimilarité entre les différents communautés

Table 17 Matrice représentant la dissimilarité des communautés entre les sites visités via l'indice Bray curtis

	ALM01	ALM02	ALM03	ALM04	ALM05	ALM06	ALM07	ALM08	ALM09	ALM10	ALM11	ALM12	ALM18	ALM19	ALM20	ALM21	ALM22	ALM23	ALM24	ALM25	ALM26	ALM27	ALM28	ALM29	ALM30	ALM31
ALM01		0.62	0.54	0.67	0.57	0.60	0.47	0.45	0.41	0.47	0.49	0.52	0.46	0.41	0.80	0.57	0.59	0.51	0.78	0.47	0.59	0.60	0.53	0.51	0.59	0.82
ALM02	0.62		0.53	0.55	0.52	0.47	0.51	0.62	0.56	0.63	0.45	0.52	0.52	0.49	0.66	0.55	0.62	0.52	0.73	0.51	0.47	0.50	0.44	0.63	0.64	0.67
ALM03	0.54	0.53		0.53	0.66	0.55	0.52	0.63	0.54	0.58	0.57	0.45	0.44	0.59	0.70	0.53	0.63	0.44	0.75	0.70	0.55	0.61	0.46	0.50	0.55	0.70
ALM04	0.67	0.55	0.53		0.47	0.52	0.63	0.60	0.60	0.61	0.60	0.62	0.60	0.58	0.78	0.39	0.62	0.61	0.82	0.56	0.50	0.62	0.59	0.58	0.68	0.74
ALM05	0.57	0.52	0.66	0.47		0.54	0.59	0.48	0.57	0.56	0.49	0.60	0.43	0.54	0.78	0.50	0.57	0.61	0.79	0.47	0.50	0.53	0.49	0.53	0.62	0.78
ALM06	0.60	0.47	0.55	0.52	0.54		0.45	0.63	0.60	0.49	0.53	0.62	0.54	0.60	0.76	0.61	0.40	0.57	0.75	0.58	0.44	0.60	0.56	0.47	0.71	0.77
ALM07	0.47	0.51	0.52	0.63	0.59	0.45		0.54	0.35	0.54	0.51	0.41	0.47	0.56	0.73	0.52	0.53	0.47	0.75	0.58	0.43	0.55	0.45	0.36	0.40	0.74
ALM08	0.45	0.62	0.63	0.60	0.48	0.63	0.54		0.42	0.40	0.50	0.58	0.54	0.45	0.82	0.60	0.63	0.59	0.79	0.58	0.57	0.62	0.58	0.55	0.59	0.83
ALM09	0.41	0.56	0.54	0.60	0.57	0.60	0.35	0.42		0.45	0.47	0.52	0.48	0.53	0.72	0.53	0.57	0.51	0.76	0.58	0.50	0.60	0.51	0.36	0.53	0.78
ALM10	0.47	0.63	0.58	0.61	0.56	0.49	0.54	0.40	0.45		0.48	0.63	0.52	0.44	0.75	0.61	0.41	0.58	0.81	0.54	0.52	0.67	0.60	0.50	0.75	0.86
ALM11	0.49	0.45	0.57	0.60	0.49	0.53	0.51	0.50	0.47	0.48		0.57	0.49	0.45	0.66	0.58	0.60	0.56	0.84	0.46	0.44	0.57	0.50	0.58	0.64	0.74
ALM12	0.52	0.52	0.45	0.62	0.60	0.62	0.41	0.58	0.52	0.63	0.57		0.48	0.59	0.69	0.55	0.68	0.32	0.75	0.69	0.58	0.53	0.29	0.56	0.45	0.63
ALM18	0.46	0.52	0.44	0.60	0.43	0.54	0.47	0.54	0.48	0.52	0.49	0.48		0.40	0.78	0.47	0.63	0.36	0.85	0.49	0.52	0.53	0.41	0.43	0.59	0.76
ALM19	0.41	0.49	0.59	0.58	0.54	0.60	0.56	0.45	0.53	0.44	0.45	0.59	0.40		0.72	0.52	0.57	0.56	0.76	0.40	0.50	0.57	0.51	0.61	0.67	0.82
ALM20	0.80	0.66	0.70	0.78	0.78	0.76	0.73	0.82	0.72	0.75	0.66	0.69	0.78	0.72		0.77	0.76	0.73	0.75	0.73	0.72	0.68	0.65	0.80	0.68	0.75
ALM21	0.57	0.55	0.53	0.39	0.50	0.61	0.52	0.60	0.53	0.61	0.58	0.55	0.47	0.52	0.77		0.65	0.50	0.78	0.54	0.52	0.61	0.49	0.53	0.63	0.79
ALM22	0.59	0.62	0.63	0.62	0.57	0.40	0.53	0.63	0.57	0.41	0.60	0.68	0.63	0.57	0.76	0.65		0.63	0.70	0.60	0.54	0.56	0.60	0.56	0.78	0.84
ALM23	0.51	0.52	0.44	0.61	0.61	0.57	0.47	0.59	0.51	0.58	0.56	0.32	0.36	0.56	0.73	0.50	0.63		0.75	0.67	0.57	0.58	0.43	0.50	0.59	0.70
ALM24	0.78	0.73	0.75	0.82	0.79	0.75	0.75	0.79	0.76	0.81	0.84	0.75	0.85	0.76	0.75	0.78	0.70	0.75		0.80	0.71	0.70	0.72	0.85	0.78	0.86
ALM25	0.47	0.51	0.70	0.56	0.47	0.58	0.58	0.58	0.58	0.54	0.46	0.69	0.49	0.40	0.73	0.54	0.60	0.67	0.80		0.47	0.61	0.64	0.63	0.70	0.84
ALM26	0.59	0.47	0.55	0.50	0.50	0.44	0.43	0.57	0.50	0.52	0.44	0.58	0.52	0.50	0.72	0.52	0.54	0.57	0.71	0.47		0.53	0.49	0.55	0.64	0.71
ALM27	0.60	0.50	0.61	0.62	0.53	0.60	0.55	0.62	0.60	0.67	0.57	0.53	0.53	0.57	0.68	0.61	0.56	0.58	0.70	0.61	0.53		0.37	0.63	0.63	0.76
ALM28	0.53	0.44	0.46	0.59	0.49	0.56	0.45	0.58	0.51	0.60	0.50	0.29	0.41	0.51	0.65	0.49	0.60	0.43	0.72	0.64	0.49	0.37		0.63	0.50	0.72
ALM29	0.51	0.63	0.50	0.58	0.53	0.47	0.36	0.55	0.36	0.50	0.58	0.56	0.43	0.61	0.80	0.53	0.56	0.50	0.85	0.63	0.55	0.68	0.63		0.51	0.80
ALM30	0.59	0.64	0.55	0.68	0.62	0.71	0.40	0.59	0.53	0.75	0.64	0.45	0.59	0.67	0.68	0.63	0.78	0.59	0.78	0.70	0.64	0.63	0.50	0.51		0.74
ALM31	0.82	0.67	0.70	0.74	0.78	0.77	0.74	0.83	0.78	0.86	0.74	0.63	0.76	0.82	0.75	0.79	0.84	0.70	0.86	0.84	0.71	0.76	0.72	0.80	0.74	

9.7. Répartition des trait écologique et morphologique sur l'ensemble des sites

Table 18 Répartition du nombre d'espèces d'abeilles sauvages récoltés sur chaque terril par catégorie de socialité

Terril	Cleptoparasite	Eusociale primitive	Parasite sociale	Solitaire	Eusociale + solitaire
T. Bayemont-Saint-Charles	0	8	0	8	0
T. Belle vue du huit	2	12	1	10	0
T. de Cibly	2	10	0	9	0
T. de la Cokerie	3	9	0	14	0
T. de l'Héribus	1	6	0	9	0
T. d'Hensies	2	5	0	4	1
T. du Dix-huit	3	5	0	13	0
T. du Ferrand n°1	2	6	0	11	0
T. du Grand Buisson n°1	0	4	0	9	0
T. du Quesnoy	0	7	1	10	0
T. du 7-8 Hornu Wasmes	1	9	0	15	0
T. n°5 de Trazegnies	1	5	0	13	0
T. n°8 Pays-Bas	1	7	0	2	0
T. Naye-à-bois	1	8	0	17	0
T. Rieu-du-Coeur n°2c	0	4	0	15	0
T. Sacré-Français	1	8	0	17	0
T. Saint-Antoine	0	10	2	19	0

Table 19 Matrice regroupant le nombre d'espèces partageant les différents traits écologiques par terril

Terril	Stratégie de nidification			taille de la langue		Lectisme	
	Au dessus du sol	Variabile	Sous le sol	Longue	Courte	Oligolectique	Polylectique
T. Bayemont-Saint-Charles	3	5	8	7	9	3	13
T. Belle vue du huit	5	8	12	14	11	5	20
T. de Cibly	3	6	12	8	13	3	18
T. de la Cokerie	5	7	14	12	14	7	19
T. de l'Héribus	7	3	6	9	7	4	12
T. d'Hensies	1	2	9	6	6	2	10
T. du Dix-huit	5	3	13	6	15	6	15
T. du Ferrand n°1	3	4	12	7	12	5	14
T. du Grand Buisson n°1	6	4	3	8	5	5	8
T. du Quesnoy	6	7	5	12	6	5	13
T. du 7-8 Hornu Wasmes	5	7	13	14	11	8	17

T. n°5 de Trazegnie	4	4	11	14	5	8	11
T. n°8 Pays-Bas	0	5	5	7	3	0	10
T. Naye-à-bois	5	7	14	11	15	8	18
T. Rieu-du-Coeur n°2c	6	4	9	8	11	7	12
T. Sacré-Français	5	8	13	11	15	8	18
T. Saint-Antoine	5	9	17	13	18	8	23

9.8. Données environnementales

Exemple de relevé :

L'abondance de chaque espèce florale est représentée à l'aide d'un indice d'abondance qui traduit l'estimation de la surface du site couverte par l'espèce. Les différentes valeurs possibles sont : + pour quelques individus présents sur la station, 1 pour 0 à 5% de la surface du site couverte, 2 pour 5-25%, 3 pour 25-50%, 4 pour 50-75% et enfin, 5 pour 75-100%.

Table 20. Relevé botanique du Terril n°5 trazegnie (site ALM29)

Espèces florale	abondance	Strate végétale	Indigène
<i>Betula pendula</i>	2	Arborée	V
<i>Salix caprea</i>	1	Arborée	V
<i>Rosa canina</i>	1	Arbustive	V
<i>Salix alba</i>	+	Arbustive	V
<i>Aulus glutinosa</i>	+	Arbustive	V
<i>Reynautria japonica</i>	1	Arbustive	-
<i>Ajuga reptans</i>	1	Herbacée	V
<i>Artemisia vulgaris</i>	1	Herbacée	V
<i>Centaurea nigra</i>	1	Herbacée	-
<i>Cirsium arvensis</i>	2	Herbacée	V
<i>Cirsium vulgare</i>	1	Herbacée	V
<i>Crepis capillaris</i>	2	Herbacée	V
<i>Daucus carotta</i>	3	Herbacée	V
<i>Dipsacus fullonum</i>	1	Herbacée	V
<i>Echium vulgare</i>	2	Herbacée	V
<i>Epilobium angustifolium</i>	2	Herbacée	V
<i>Eupatorium cannabinum</i>	2	Herbacée	V
<i>Fragaria vesca</i>	+	Herbacée	V
<i>Heracleum sphondylium</i>	2	Herbacée	V
<i>Hypericum perforatum</i>	2	Herbacée	V
<i>Lathyrus latifolius</i>	1	Herbacée	-
<i>Leucanthemum</i>	2	Herbacée	V

<i>vulgare</i>			
<i>Linaria vulgare</i>	1	Herbacée	V
<i>Lotus corniculatus</i>	2	Herbacée	V
<i>Medicago sativa</i>	1	Herbacée	-
<i>Melilotus alba</i>	1	Herbacée	V
<i>Melilotus officinalis</i>	1	Herbacée	V
<i>Myosotis arvensis</i>	1	Herbacée	V
<i>Oenothera biennis</i>	1	Herbacée	-
<i>Origanum vulgare</i>	1	Herbacée	V
<i>Pastinaca sativa</i>	1	Herbacée	V
<i>Picris hieracioides</i>	2	Herbacée	V
<i>Potentilla reptans</i>	1	Herbacée	V
<i>Prunella vulgaris</i>	1	Herbacée	V
<i>Ranunculus sp.</i>	1	Herbacée	V
<i>Rubus sp.</i>	1	Herbacée	V
<i>Senecio inaequidenss</i>	2	Herbacée	-
<i>Senecio jacobea</i>	1	Herbacée	V
<i>Silene latifolia</i>	+	Herbacée	V
<i>Tanacetum vulgare</i>	2	Herbacée	V
<i>Taraxacum sp.</i>	1	Herbacée	V
<i>Trifolium repens</i>	1	Herbacée	V
<i>Verbascum sp.</i>	1	Herbacée	V

Table 21 Répartition du nombre d'abeilles collecté sur les différentes espèces florales.

Familles florales	Données	Proportions
COMPOSITAE	305	25.08224
BORAGINACEAE	406	33.38816
LEGUMINOSAE	207	17.02303
ROSACEAE	98	8.059211
GUTTIFERAE	20	1.644737
SCROPHULARIACEAE	8	0.657895
RANUNCULACEAE	6	0.493421
CRUCIFERAE	5	0.411184
BUDDLEJACEAE	4	0.328947
RESEDACEAE	3	0.246711
UMBELLIFERAE	3	0.246711
ONAGRACEAE	2	0.164474
CAMPANULACEAE	3	0.246711
CORNACEAE	1	0.082237
GERANIACEAE	1	0.082237
POLYGONACEAE	3	0.246711
DIPSACACEAE	1	0.082237

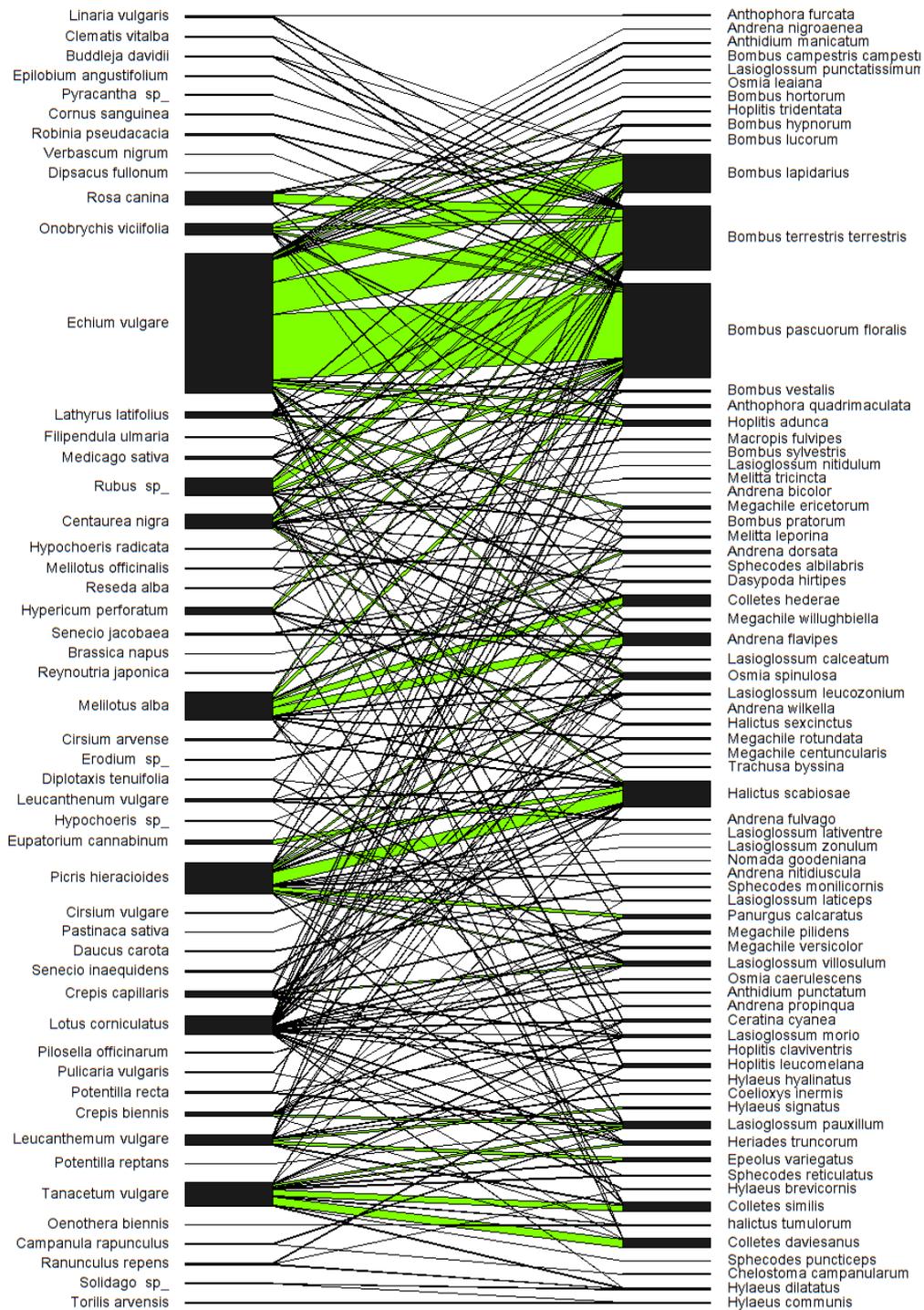


Figure 55 Réseau d'interaction entre les différentes espèces florales et espèces d'abeilles collectées. Cette représentation a été réalisée uniquement dans le but de visualiser les espèces d'abeilles collectées sur les espèces végétales et n'a pas de valeur statistique

Table 22 Estimation de la proportion qu'occupait chaque strate de la végétation dans chaque site

site	Strate arborée (%)	Strate arbustive (%)	Strate herbacée (%)	Sol nu (%)
ALM01	5	10	85	15
ALM02	0	5	60	40
ALM03	5	45	85	15
ALM04	10	35	80	20
ALM05	10	20	90	10
ALM06	30	20	85	15
ALM07	5	10	70	30
ALM08	5	15	90	10
ALM09	5	40	85	15
ALM10	10	15	95	5
ALM11	0	45	95	5
ALM12	5	60	80	20
ALM13	0	5	60	40
ALM14	5	50	40	35
ALM15	70	10	90	10
ALM16	0	10	90	10
ALM17	5	20	80	20
ALM18	5	15	65	35
ALM19	70	70	95	5
ALM20	15	40	65	35
ALM21	5	10	80	10
ALM22	10	20	50	50
ALM23	0	15	35	65
ALM24	5	45	90	10
ALM25	0	10	85	15
ALM26	0	5	15	85

Table 23 regroupements des données paysagères pour chacun des sites visités

site	artif500	BroadLVtot500	MGramintot500	Baretot500	COpentot500	NOpentot500	Opentot500
ALM01	13.06	18.37	10.49	1.49	17.01	7.13	24.14
ALM02	11.36	11.98	12.98	1.6	15.78	8.21	24
ALM03	19.37	16.29	16.16	1.53	18.53	8.21	26.74
ALM04	9.28	25.48	18.38	0.17	9.48	0.05	9.53
ALM05	13.57	6.06	20.97	0.37	6.77	0	6.77
ALM06	22.58	18.39	30.14	7.42	15.23	0	15.23

ALM07	22.09	19.47	27.52	7.25	16.47	0	16.47
ALM08	34.27	20.74	19.82	0.45	20.92	0	20.92
ALM09	32.8	19.72	20.35	0.67	16.93	0	16.93
ALM10	48.25	17.64	5.79	0.11	24.67	0	24.67
ALM11	45.97	19.32	5.88	0.15	25.17	0	25.17
ALM12	53.34	12.7	10.88	0.79	20.2	0.03	20.24
ALM13	8.5	22.29	31.84	9.65	9.87	0	9.88
ALM14	11.92	21.2	33.15	7.68	11.1	0	11.1
ALM15	9.58	19.89	38.71	8.95	7.85	0	7.85
ALM16	11.94	12.6	23.23	0.09	10.33	0	10.34
ALM17	18.98	24.48	30.11	0.04	12.83	0	12.83
ALM18	12.04	22.52	33.06	0.74	7.76	0.13	7.89
ALM19	12.18	29.04	33.45	0.74	8.81	0.17	8.98
ALM20	8.04	35.94	24.39	1.98	10.05	0	10.05
ALM21	28.68	21.03	17.24	0.1	21.09	0.1	21.19
ALM22	9.22	26.48	15.53	6.7	10.1	2.33	12.43
ALM23	6.48	29.86	8.04	4.11	14.31	0.01	14.32
ALM24	6.48	29.86	8.04	4.11	14.31	0.01	14.32
ALM25	4.44	33.41	9.37	4.12	14.46	0.01	14.46
ALM26	1.8	46.41	4.31	0.06	11.56	4.84	17.06