

Faculté des bioingénieurs

Dynamique spatio-temporelle de la disponibilité des ressources florales de milieux agricoles contrastés

Auteur : Amélie de Pierpont

Promoteurs : Prof. Anne-Laure Jacquemart, Dr. Julien Radoux

Lecteurs : Julien Piqueray, Dr. Florence Hecq

Année académique 2019-2020

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Master bioingénieur en sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier ma promotrice, Anne-Laure Jacquemart, ainsi que mon co-promoteur, Julien Radoux, pour leur soutien et leurs encouragements tout au long de ce travail. Malgré la distance, leur présence et leurs conseils avisés m'ont permis de pouvoir avancer pour atteindre l'objectif recherché.

Plusieurs personnes ont contribué à la récolte des données durant toute la saison de 2019. Merci à Alban Langlois et ses compagnons de terrain, à Camille Dubucq et Juliette Laloux, et à Archibald Carlier pour son aide lors de mes sorties sur le terrain.

Un merci tout particulier à Alban Langlois qui a eu la patience et pris le temps de répondre à mes nombreuses questions sur la compréhension de son travail, pour ses conseils et ses idées pour réaliser le mien.

Merci à Frédéric Gaspart pour son aide et ses conseils pour les analyses statistiques, ainsi qu'à Charlotte Descamps pour avoir prêté ses flores et conseillé le logiciel Jamovi.

Je remercie mes deux lecteurs, Julien Piqueray et Florence Hecq, d'avoir accepté de faire partie de mon jury.

Enfin, je suis reconnaissante envers mes proches, amis et famille, de m'avoir soutenue et d'avoir été des lecteurs assidus lors des dernières semaines.

Table des matières

Remerciements	I
Liste des figures	III
Liste des tableaux.....	IV
Liste des acronymes.....	IV
1. Introduction.....	1
1.1. Contexte de l'étude.....	1
1.2. Les insectes pollinisateurs.....	1
1.2.1. Diversité des insectes pollinisateurs.....	1
1.2.2. Besoins nourriciers : nectar et pollen	2
1.3. Service écosystémique des pollinisateurs pour l'agriculture.....	3
1.4. Déclin des ressources florales et des insectes pollinisateurs	4
1.4.1. Causes du déclin.....	4
1.4.2. Facteur d'intérêt : l'intensification de l'agriculture.....	5
1.4.3. Impact sur les ressources florales et les insectes pollinisateurs	5
1.5. Réponses de la société face au déclin.....	7
1.5.1. Les initiatives au niveau Européen	7
1.5.2. Les initiatives au niveau de la Wallonie.....	8
1.5.3. Impact du Programme Agro-Environnemental sur la biodiversité agricole.....	8
1.6. Ecologie du paysage	9
1.6.1. Notions théoriques	9
1.6.2. Influence du paysage sur l'accessibilité des ressources	11
1.6.3. L'échelle spatiale pour la mesure de la connectivité.....	11
1.7. Intérêt d'un suivi spatial et temporel des ressources florales.....	12
2. Matériel et méthodes.....	14
2.1. Description des sites d'étude.....	14
2.1.1. Localisation des sites	14
2.1.2. Désignation des biotopes et occupation du sol.....	15
2.2. Inventaire floristique sur le terrain	20
2.2.1. Identification des espèces florales.....	22
2.2.2. Estimation des densités florales	22
2.3. Quantification des ressources florales.....	24
2.3.1. Conversion des densités des espèces ligneuses	24
2.3.2. Obtention des données	25

2.3.3.	Extrapolations par biotope	25
2.3.4.	Evolution de la production au cours de la saison	26
3.	Résultats	28
3.1.	Résultats de l'inventaire floristique	28
3.2.	Quantification de la production de ressources nourricières (pollen et nectar)	29
3.3.	Importance relative des différents biotopes	32
3.3.1.	Espèces florales productrices sur les biotopes	32
3.3.2.	Contribution des biotopes à la production totale	38
3.3.3.	Densités de productions des biotopes	40
3.4.	Synthèse des productions de pollen et de nectar.....	45
3.4.1.	Evolution de la production de pollen	45
3.4.2.	Evolution de la production de nectar	50
4.	Discussion	55
4.1.	Ressources florales des milieux agricoles	55
4.1.1.	Phénologie des ressources florales.....	55
4.1.2.	Différentes espèces pour la production des ressources	55
4.1.3.	Contribution des éléments planaires.....	56
4.1.4.	Contribution des éléments linéaires.....	57
4.2.	Impact du paysage sur la disponibilité des ressources.....	60
4.2.1.	Proportion des biotopes	60
4.2.2.	Configuration du paysage	61
4.3.	Gestion des différents biotopes.....	62
4.4.	Utilité pour les insectes pollinisateurs	66
4.5.	Perspectives d'étude	68
	Conclusion.....	70
	Bibliographie	72
	Annexe 1	81
	Annexe 2	84
	Annexe 3	88
	Annexe 4	93

Liste des figures

Figure 1.1 – Liste Rouge des Abeilles de Belgique.....	6
Figure 2.1 – Localisation des six sites d'étude choisis par A. Langlois. Ychippe et Lomprez sont les sites sélectionnés pour être étudiés dans le cadre de ce travail.	15
Figure 2.2 – Exemple de numération des éléments de paysage sur le site de Lomprez. (a) Eléments linéaires : les différentes catégories sont numérotées de manière indépendante. (b) Eléments polygonaux : toutes les parcelles sont numérotées et ensuite associées à l'occupation du sol observée.	16
Figure 2.3 – Occupation du sol des sites d'étude.	19
Figure 2.4 – Surface réellement prospectée sur chacun des sites.	21
Figure 3.1 – Production mensuelle de pollen (a) et de nectar (b) sur le site de Lomprez et de pollen (c) et de nectar (d) sur le site d'Ychippe. Pour le site d'Ychippe, la production de Brassica napus au mois de mai étant extrêmement élevée (110 L de pollen et 2228 kg de nectar), elle a été retirée des données pour la réalisation des graphiques.	30
Figure 3.2 – Corrélation de Spearman entre la production de pollen et de nectar pour chacun des éléments de paysage observés à chaque session.	31
Figure 3.3 – Contribution des espèces les plus productives sur chacun des biotopes pour la production de pollen et de nectar, tous sites confondus.....	34
Figure 3.4 – Contribution de chaque biotope à la production totale mensuelle de pollen pour les deux sites.....	38
Figure 3.5 - Contribution de chaque biotope à la production totale mensuelle de nectar pour les deux sites.....	39
Figure 3.6 – Distribution des données sur les différents biotopes sur base des logarithmes des productions de la saison pour (a) le pollen et (b) le nectar.....	40
Figure 3.7 – Boîtes à moustaches représentant la dispersion des productivités de chacun des biotopes pour chaque mois de la saison pour le pollen et le nectar.	42
Figure 3.8 – Panel Chart des productivités surfaciques des biotopes au cours de la saison pour le pollen [mL/ha].....	43
Figure 3.9 – Panel Chart des productivités surfaciques des biotopes au cours de la saison pour le nectar [g/ha.j].	44
Figure 3.10 – Evolution spatio-temporelle de la production de pollen sur le site de Lomprez.	46
Figure 3.11 – Evolution spatio-temporelle de la production de pollen sur le site d'Ychippe.	48
Figure 3.12 – Evolution spatio-temporelle de la production de nectar sur le site de Lomprez.	51
Figure 3.13 – Evolution spatio-temporelle de la production de nectar sur le site d'Ychippe.	53

Liste des tableaux

Tableau 2.1 – Caractéristiques et occupation du sol des sites d'étude.	18
Tableau 2.2 – Superficie observée des biotopes typiques des milieux agricoles, exprimée en ha.	21
Tableau 2.3 – Abréviations des noms de biotopes.	22
Tableau 3.1 - Espèces observées consécutivement en juin, juillet et août sur chacun des sites.	28
Tableau 3.2 – Nombre total d'espèces observées sur chaque biotope pour les deux sites et sur toute la saison, avec () le nombre d'espèces observées une seule fois.	29
Tableau 3.3 – Quantité d'espèces observées et quantité d'espèces prises en compte dans le calcul des productions pour chacune des ressources.	29
Tableau 3.4 – Calcul du Rho de Spearman pour tous les biotopes confondus et pour chaque (a) biotope et (b) mois pris indépendamment.	32
Tableau 3.5 – Période de floraison des espèces les plus productrices pour chaque biotope chaque mois.	36

Liste des acronymes

ELI – Earth & Life Institute

FEADER – Fonds européen agricole pour le développement rural

MAEC – Mesure agro-environnementale et climatique

PAC – Politique Agricole Commune

PwDR – Programme wallon de Développement Rural

SAU – Surface agricole utile

SPW – Service Public de Wallonie

UICN – Union Internationale pour la Conservation de la Nature

UF – Unité florale

1. Introduction

1.1. Contexte de l'étude

Le déclin des pollinisateurs suscite un intérêt grandissant, non seulement dans la communauté scientifique, mais également dans la société. Parmi les causes impliquées dans le déclin des insectes pollinisateurs, la perte et la dégradation des habitats apparaissent comme des facteurs prédominants. Ces pertes de biotopes entraînent une raréfaction des ressources florales disponibles pour les insectes pollinisateurs dans les paysages, notamment agricoles. Ceux-ci peuvent être marqués par de potentielles périodes de disettes alimentaires. Enrayer le déclin des insectes pollinisateurs nécessite donc d'analyser la disponibilité des ressources florales à l'échelle des paysages.

Des recherches sont menées depuis plusieurs années au laboratoire Earth & Life Institute (ELI). Un projet encadrant plusieurs travaux d'études porte sur l'étude des ressources florales au niveau de paysages agricoles en faveur de la pollinisation. Les différents aspects étudiés sont les suivants : l'influence de la structure des paysages sur les réseaux plantes-pollinisateurs, l'analyse de la composition nutritionnelle de certaines ressources florales, et finalement la synthèse cartographique de la disponibilité des ressources florales et l'identification des biotopes clés ; ce dernier aspect fait l'objet de ce travail.

Afin de comprendre la préoccupation actuelle concernant la pérennité des insectes pollinisateurs et les dynamiques qui les entourent, différentes thématiques seront présentées ci-dessous. Nous commencerons par une présentation des insectes pollinisateurs, de leurs besoins nutritionnels et de leur fonction écosystémique en paysages agricoles. Ensuite, nous aborderons le déclin qui les concerne. Nous parlerons de l'origine de ce déclin, des conséquences, ainsi que des réactions de la société face à celui-ci. Nous découvrirons que le paysage influence le développement et la survie des insectes pollinisateurs et aborderons alors des notions d'écologie de paysage. Ces différents aspects nous permettront d'expliquer l'intérêt d'un suivi spatial et temporel des ressources florales et dès lors de pouvoir présenter les objectifs de ce mémoire.

1.2. Les insectes pollinisateurs

1.2.1. Diversité des insectes pollinisateurs

Les insectes pollinisateurs font partie des 350 000 espèces connues pour la pollinisation dans le monde (Ollerton 2017). Ils peuvent être divisés en différents ordres. Les Hyménoptères parmi lesquels se trouve la famille des abeilles, les Diptères qui comportent les bombyles, les Lépidoptères où se retrouvent les papillons, les Coléoptères et d'autres

groupes mineurs (Jauker et al. 2012). Le groupe majoritaire est celui des abeilles, qui compte approximativement 20 000 espèces dans le monde¹. 2 000 d'entre elles sont présentes en Europe (Nieto et al. 2014). La famille la plus représentée est celle des Apidés qui compte près de 550 espèces. Parmi celles-ci nous retrouvons les abeilles domestiques, *Apis mellifera*, et les bourdons, *Bombus spp.*, qui représentent 30 espèces en Belgique (Rasmont 1983). Les autres familles regroupent les abeilles solitaires.

1.2.2. Besoins nourriciers : nectar et pollen

Le pollen et le nectar sont les ressources florales qui constituent la source d'alimentation principale des insectes pollinisateurs. Le nectar est composé principalement de sucres (glucose, fructose et sucrose), qui sont consommés pour fournir de l'énergie aux insectes pollinisateurs pour leurs activités de butinage, pour faire des provisions pour le nid et nourrir la progéniture (McCallum, McDougall, et Seymour 2013). Le pollen contient des acides aminés, qui forment des protéines, des lipides et des micronutriments (Woodard et Jha 2017). Chez les abeilles, il sert de nourriture aux larves et aux adultes (Michener 2000). Ces nutriments sont indispensables au développement et à la survie des insectes car ils permettent de répondre à leurs besoins nutritionnels et énergétiques (Fowler, Rotheray, et Goulson 2016). Les choix floraux des insectes pollinisateurs sont influencés par trois paramètres dépendant des ressources florales et par certaines caractéristiques morphologiques des espèces d'insectes pollinisateurs.

Le premier paramètre est l'aspect de quantité de ressources florales (pollen et nectar) présente à l'échelle du paysage. L'accessibilité des ressources est considérée comme le facteur principal influençant l'abondance des populations d'insectes (T. Roulston et Goodell 2011). Toutes les plantes produisent du pollen, mais certaines ne produisent pas de nectar. La quantité de pollen d'une fleur vient d'une seule production, tandis que la production de nectar varie au cours de la journée et dépend de différents facteurs. La quantification de ces ressources peut être réalisée à l'aide de relevés floristiques sur le terrain, en associant d'une part une estimation de la densité et de la répartition spatiale des espèces, et d'autre part le potentiel de production des ressources de chacune de ces espèces (Szigeti et al. 2016).

Le pollen et le nectar étant composés de nutriments divers, leurs apports ne sont pas uniformes et varient en fonction de l'espèce qui les a produits (T. H. Roulston et Cane 2000; Gardener et Gillman 2001). Le deuxième paramètre peut donc être vu comme une notion de « qualité » de la ressource, qui peut être évaluée sur base de la composition en différents nutriments. Les pollinisateurs sont capables de choisir du pollen sur base de sa composition en acides aminés et en phytostérols (Somme et al. 2015). Le contenu énergétique du nectar

¹ « Apoidea species -- identification guide -- Discover Life ». s. d. Consulté le 15 janvier 2020.

dépend de son volume et de sa composition, la notion de qualité pour le nectar se base sur son contenu en sucres (Corbet 2003). Les pollinisateurs sont capables de détecter et de diriger leurs préférences vers des espèces florales qui présentent des nectars avec la composition qui les intéresse. Le nectar a été identifié comme étant la ressource principale influençant les préférences des pollinisateurs (Fowler, Rotheray, et Goulson 2016). Cependant, les études menées sur la qualité du pollen ont montré que cette ressource peut également avoir une influence sur la prise de décision (Williams et Tepedino 2003; Nicolson 2011; Somme et al. 2015).

Le troisième paramètre est celui de la distribution spatiale des fleurs. En effet, les insectes cherchent à minimiser le coût énergétique de butinage, et cela se fait par la réduction des distances parcourues. Les insectes pollinisateurs seront plus attirés par une espèce florale qui présente une organisation spatiale agrégée que par des fleurs individuelles (Hegland et Totland 2005). Il semblerait que la qualité des ressources est mieux repérée lorsqu'elle est plus abondante (Heinrich 1979; Nielsen et al. 2012; Fowler, Rotheray, et Goulson 2016). Certaines caractéristiques des fleurs, telles que leur couleur, leur taille et leur odeur peuvent influencer les choix pour une courte distance (Weiss 1991; Nicolson, Nepi, et Pacini 2007). Une étude basée sur le comportement des insectes face à la taille des patchs, leur richesse et leur densité a cependant montré que différents groupes taxonomiques de pollinisateurs répondent de manière contrastée à la structure des populations florales (Nielsen et al. 2012).

Ce ne sont pas seulement les caractéristiques des ressources florales qui influencent les préférences des pollinisateurs. En effet, les caractéristiques morphologiques des espèces de pollinisateurs jouent également un rôle dans ce choix. Les abeilles peuvent être divisées en deux groupes. Les individus à langue longue tels que *Bombus pascuorum* et *B. hortorum* vont aller vers des Fabacées, des Lamiacées, ou des Boraginacées qui ont des longues corolles. Les individus à langue courte comme *B. terrestris*, *B. pratorum* et *Apis mellifera* vont, quant à eux, préférer les Asteracées, les Rosacées et les Apiacées (Pywell et al. 2005; Prys-Jones et Corbet 2011).

1.3. Service écosystémique des pollinisateurs pour l'agriculture

Dans tout écosystème, les organismes interagissent entre eux. Les relations entre les pollinisateurs et les plantes entomophiles sont souvent considérées comme étant du mutualisme, les deux partenaires tirent des bénéfices de l'interaction. Les plantes produisent du pollen et du nectar, qui vont être utilisés par les pollinisateurs comme principales ressources pour leur alimentation. Les insectes butinent pour récolter ces ressources et transportent involontairement le pollen d'une fleur à l'autre. Les fleurs sont alors pollinisées et les plantes peuvent se reproduire.

C'est de cette manière que les pollinisateurs contribuent à la productivité agricole (Klein et al. 2007). En Europe, il est estimé que 84 % des plantes cultivées et 78 % des plantes sauvages dépendent des insectes pour leurs graines (Potts et al. 2015). Entre 3 et 8 % de la productivité agricole au niveau mondial serait assurée par la pollinisation animale (Aizen et al. 2009). Les cultures entomophiles présentes en Wallonie qui sont donc affectées par le déclin des pollinisateurs sont le colza ainsi que les cultures de fruits et de légumes (Terzo et Rasmont 2007; Smith et al. 2015).

L'abeille domestique est considérée comme étant l'une des principales espèces pour la pollinisation en milieu agricole. Un intérêt grandissant est porté sur cette espèce et de nombreuses mesures de préservation ont été mises en place, au détriment des insectes pollinisateurs sauvages (L. Garibaldi et al. 2013). Ceux-ci méritent pourtant tout autant d'attention car les services de pollinisation qu'ils produisent sont deux fois plus importants que ceux des abeilles domestiques.

1.4. Déclin des ressources florales et des insectes pollinisateurs

L'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) a été créée en 1963. Cette Union a établi des Listes Rouges dans lesquelles les espèces sont classées suivant leur risque d'extinction. Un « Index de Dégradation » a été déterminé à partir de ces listes et donne des indications sur la santé de la biodiversité dans le monde. Le déclin de la biodiversité est devenu un fait avéré, avec une probabilité d'extinction pour deux tiers des espèces terrestres avant la fin du siècle. Le monde se trouve face à une crise écologique et la vitesse des taux d'extinction est susceptible de mener à une sixième extinction de masse (Cafaro 2015).

Le déclin des insectes pollinisateurs entraînerait une diminution des services qu'ils offrent aux cultures entomophiles (Kremen et al. 2007). Sur le long terme, la baisse de productivité pourrait avoir un impact sur la sécurité alimentaire globale (Aizen et al. 2009). D'autres services écosystémiques, rendus cette fois-ci par les plantes, tels que la purification de l'eau, la stabilisation du sol ou la prévention des inondations, seront également affectés par le déclin.

1.4.1. Causes du déclin

Le déclin de la biodiversité dans les paysages agricoles est dû à différents facteurs qui sont principalement d'origine anthropique. Il s'agit de l'intensification de l'agriculture, qui consiste en un changement dans les pratiques agricoles, à l'utilisation d'engrais et de pesticides et à l'uniformisation des cultures. D'autres causes majeures sont le changement climatique et l'urbanisation (Nieto et al. 2014; Potts et al. 2016).

1.4.2. Facteur d'intérêt : l'intensification de l'agriculture

Etant donné que cette étude porte sur les paysages agricoles, le facteur d'intérêt est l'intensification de l'agriculture. Durant la période d'après-guerre, la menace de famines a provoqué une nécessité d'augmenter les rendements en productivité agricole. Une Politique Agricole Commune (PAC) a été implémentée lors du Traité de Rome en 1957. L'objectif principal de la PAC à cette époque consiste en une augmentation de la productivité agricole au moyen du développement de progrès techniques, de la mécanisation, de l'irrigation et de l'utilisation de fertilisants chimiques et de pesticides. Les résultats sur les rendements ont été significatifs. En revanche, la notion de protection de l'environnement n'était pas encore considérée à cette époque. Des modifications de la matrice paysagère, telles que la dégradation et la fragmentation des habitats, peuvent avoir des impacts significatifs sur les écosystèmes (Robinson et Sutherland 2002; Prugh et al. 2008). La simplification du paysage est considérée comme étant la menace la plus importante sur la biodiversité et les services écosystémiques (Resasco et al. 2017).

1.4.3. Impact sur les ressources florales et les insectes pollinisateurs

La période de l'intensification de l'agriculture coïncide avec les résultats d'une étude menée au Royaume-Uni sur une évaluation historique des productions de nectar, qui affirme que la disponibilité du nectar a baissé de 32 % entre les années 1930 et 1970 (Robinson et Sutherland 2002; Baude et al. 2016). Une autre étude a montré que 76 % des plantes butinées par les bourdons ont subi un déclin entre les années 1978 et 1988 (Carvell et al. 2006). En Belgique, la superficie des cultures de légumineuses est passée de 180 000 ha à 3 200 ha entre 1908 et 1985, entraînant une diminution drastique de la présence de Fabacées (Rasmont et P. 1988). Par ailleurs, les talus et bords de routes sont des zones privilégiées pour les Lamiacées et les Boraginacées. Le fauchage excessif de ces espaces pourrait expliquer le déclin de ces familles (Rasmont et al. 2005).

La disponibilité des ressources est un facteur déterminant pour la survie des pollinisateurs étant donné qu'ils en dépendent pour leur alimentation (Banaszak 1992). La disparition de lieux de nidification, l'utilisation de pesticides et la diminution de l'accessibilité aux ressources florales issue de l'intensification de l'agriculture ont entraîné une baisse de la qualité des milieux. Il s'en est donc suivi un déclin des insectes pollinisateurs (Goulson, Lye, et Darvill 2009).

Selon les listes établies par l'UICN pour les abeilles en Europe, elles subissent un déclin massif. Afin de caractériser la situation en Belgique, une Liste Rouge des Abeilles de Belgique a été établie dans le cadre du projet BELBEES (Figure 1.1)

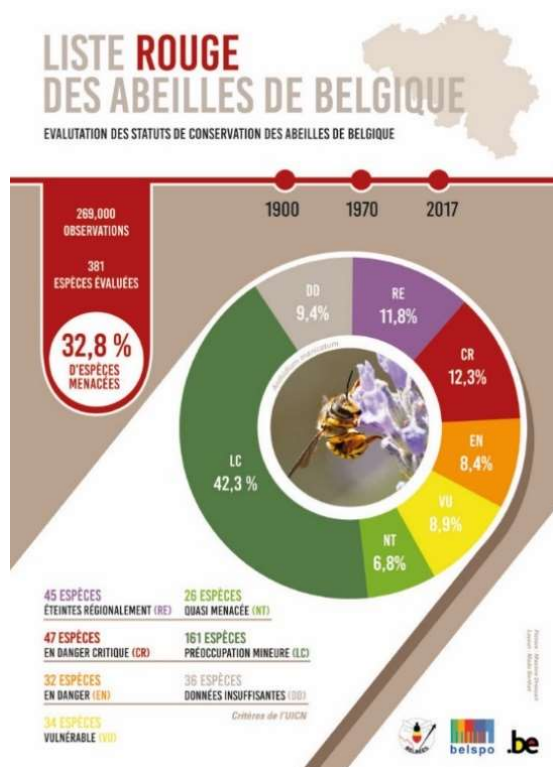


Figure 1.1 – Liste Rouge des Abeilles de Belgique².

Les différentes catégories utilisées dans la liste pour la Belgique correspondent à celles de l'UICN et sont basées sur un ensemble de critères quantitatifs. Parmi les espèces évaluées et pour lesquelles des données sont disponibles, trois catégories principales peuvent être distinguées :

- (i) Les espèces éteintes, et dans le cas de la Belgique celles qui sont éteintes régionalement
- (ii) Les espèces menacées, qui comptent trois sous catégories : en danger critique (CR), en danger (CE) et vulnérables (VU)
- (iii) Les espèces pas encore menacées, qui comptent deux sous catégories : quasi menacées (NT) et préoccupation mineure (LC)

Les résultats indiquent que 12 % des espèces sont déjà éteintes et que 33 % sont menacées d'extinction. Certains groupes d'espèces sont plus vulnérables que d'autres, comme les bourdons pour lesquels le taux d'espèces éteintes, menacées et quasi menacées atteint près de 50 %.

² SAPOLL. 2019. « Liste rouge des abeilles de Belgique - Un constat alarmant - ». Consulté le 5 décembre 2019. <http://sapoll.eu/liste-rouge-des-abeilles-de-belgique-un-constat-alarlant/>.

Un rapport de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), réalisé en 2005, a affirmé que les espèces les plus fortement menacées sont celles qui appartiennent au groupe des « langues longues », qui sont des pollinisateurs spécialisés précieux (Rasmont et al. 2005). Un lien direct peut être fait entre ces espèces à langue longue et la diminution des espèces de Fabacées, de Lamiacées et de Boraginacées qui a été observée dans la seconde moitié de 20^{ème} siècle.

1.5. Réponses de la société face au déclin

Depuis que la notion de protection de l'environnement est entrée en considération dans la PAC, en 1992, différentes mesures de conservation de la biodiversité sont entrées en vigueur. Celles-ci s'appliquent à différentes échelles.

1.5.1. Les initiatives au niveau Européen

Au sommet de Berlin, en 1990, la réforme de l'Agenda 2000 a été adoptée. Un second pilier est alors introduit dans la PAC, il consiste en une nouvelle politique pour le développement rural. Celle-ci propose un système d'aides financières pour les agriculteurs, et sera co-financée par les Fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER) et par des fonds nationaux (Lefebvre et al. 2012; Néron 2014).

Une mesure centrale de ce second pilier est le Programme Agro-Environnemental. Il a pour but d'encourager les agriculteurs à adhérer et à mettre en œuvre des pratiques agricoles favorables à l'environnement, et ceci au-delà des obligations légales. Différentes « Méthodes Agro-Environnementales et Climatiques » (MAEC) sont proposées. En Wallonie, l'asbl Natagriwal permet d'informer et de conseiller les agriculteurs, qui s'engagent de manière volontaire. Afin de combler les efforts et les coûts que peuvent engendrer ces implications, les agriculteurs reçoivent des subsides, variant en fonction du type de mesure dans lesquelles ils s'engagent. Différents types de mesures sont proposées et sont mises en œuvre à différents niveaux, allant d'un travail sur un élément du maillage à l'établissement d'un plan d'action environnemental au niveau de l'exploitation³. Le taux de participation des agriculteurs en Wallonie en 2016 était de 46 %.

Les programmes européens principaux pour la conservation de la nature sont les Directives « Oiseaux » et « Habitats », dont le but est d'assurer le maintien et le rétablissement des espèces d'intérêts communautaires dans un état de conservation favorable sur le long terme (Sundseth et al. 2015). Le réseau Natura 2000 est un réseau écologique de zones protégées naturelles qui a été créé dans le cadre des Directives. La désignation des zones ainsi que leur gestion sont assurées par les Etats membres. En

³ « Natagriwal ». s. d. Text. Natagriwal. Consulté le 3 février 2020. <https://www.natagriwal.be/fr>.

Wallonie, le réseau Natura 2000 couvre environ 13 % du territoire, ce qui correspond à 221 000 ha⁴. Cette zone est constituée principalement de forêts (75 %), mais on y retrouve aussi des prairies (15 %) et des cultures (10 %) (Natagriwal asbl 2017).

Des habitats prioritaires du réseau Natura 2000 peuvent être restaurés. C'est l'objectif des projets LIFE, cofinancés par l'Europe, qui assurent la restauration d'habitats pour la préservation d'espèces visées par la Directive afin d'y retrouver un équilibre écosystémique.

1.5.2. Les initiatives au niveau de la Wallonie

Au niveau de la Wallonie, le Programme wallon de Développement Rural (PwDR) a été approuvé en 2015 par la Commission Européenne et le gouvernement wallon⁵. Celui-ci ne touche pas seulement les agriculteurs mais rend également accessible aux citoyens des actions pour la protection de l'environnement et de la biodiversité. Ceci se fait au travers d'initiatives d'associations et de groupes d'action locaux.

Le Réseau Wallonie Nature est un organisme du Service Public de Wallonie (SPW) qui a pour objectif de créer un réseau écologique permettant à la biodiversité de trouver sa place au sein des activités humaines⁶. Ceci se fait moyennant des espaces de zones naturelles préservées et de zones de liaison, c'est-à-dire des zones pour lesquelles il est possible de faire cohabiter la biodiversité avec l'activité humaine. C'est dans ce cadre que s'inscrit l'initiative de la subvention à la plantation de haies, vergers et alignements d'arbres⁷. Le Gouvernement Wallon prévoit de planter 4 000 km de haies en 5 ans. Une des MAEC vise à contribuer à l'atteinte de cet objectif en proposant la plantation de haies et d'alignements d'arbres (MB1.a).

1.5.3. Impact du Programme Agro-Environnemental sur la biodiversité agricole

La mesure la plus étudiée consiste en la plantation d'une bande fleurie en bordure de champ. Cela correspond à l'une des méthodes ciblées (MC8) proposées dans les MAEC. L'impact positif de ces bandes fleuries et d'une succession de fleurs tout au long de l'année a été évalué par différentes études pour les communautés d'insectes pollinisateurs (Jönsson et al. 2015 pour les syrphes; Claire Carvell et al. 2015 pour les bourdons; Ouvrard, Transon, et

⁴ « Réseau Natura 2000 ». s. d. Consulté le 9 juillet 2020. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorssheets/FFH%2015.html>.

⁵ « Le Programme wallon de Développement Rural (PwDR) | Réseau wallon de Développement Rural ». s. d. Consulté le 9 juillet 2020. <https://www.reseau-pwdr.be/sections/le-programme-wallon-de-d%C3%A9veloppement-rural-%28pwdr%29>.

⁶ « Réseau Wallonie Nature | Agir | La biodiversité en Wallonie ». s. d. Consulté le 9 juillet 2020. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/reseau-wallonie-nature.html?IDC=5929>.

⁷ « Subventions à la plantation | Agir | La biodiversité en Wallonie ». s. d. Consulté le 9 juillet 2020. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/subventions-a-la-plantation.html?IDC=6057>.

Jacquemart 2018; Wix, Reich, et Schaarschmidt 2019 pour les papillons). Les bourdons semblent bénéficier des bandes fleuries à toutes les échelles, tandis que les abeilles solitaires y sont sensibles seulement à l'échelle de l'exploitation. L'abondance des syrphes et des papillons semble augmenter grâce aux bandes fleuries, principalement pour une structure paysagère simple.

A travers leurs objectifs communs de préserver l'environnement et favoriser la biodiversité, toutes ces mesures permettent de lutter contre le déclin des pollinisateurs. Ceci se fait au travers d'une amélioration de l'organisation du paysage afin de favoriser l'accessibilité aux ressources et la création de sites de nidifications.

1.6. Ecologie du paysage

Les mesures appliquées doivent être adaptées au type de paysage et à sa structure. Des MAEC vont avoir un meilleur impact si elles sont implémentées dans des paysages relativement simples, comparé à des paysages plus complexes (Scheper et al. 2013). Au cours des dernières décennies, plusieurs études ont démontré que la structure du paysage a un impact sur les insectes pollinisateurs (Steffan-Dewenter et al. 2002; Neokosmidis et al. 2016). Il est avéré que les insectes pollinisateurs peuvent avoir tendance à suivre des éléments linéaires ou s'arrêter lorsqu'ils arrivent face à une route trop fréquentée (Ricketts 2001; Geert, Rossum, et Triest 2010). La structure du paysage est un facteur clé pour la diversité des pollinisateurs et la connaissance de celle-ci est nécessaire pour mettre en œuvre des mesures de gestion adaptées pour remédier au déclin des pollinisateurs (Tilman, Isbell, et Cowles 2014).

1.6.1. Notions théoriques

Un paysage peut être caractérisé par sa structure. Il se présente comme une mosaïque d'espaces naturels et semi-naturels et apparaît comme un ensemble de taches et de bandes sur une matrice (Forman 1995). Un milieu semi-naturel peut être défini comme étant un milieu créé par l'activité humaine mais sur lequel une végétation s'installe spontanément. L'aspect mosaïque est dû au fait qu'un paysage est hétérogène. Les facteurs à l'origine de cette hétérogénéité peuvent être ramenés à trois mécanismes, qui sont (i) le type de substrat qui peut entraîner des différences de relief ou de type de sol, (ii) les perturbations naturelles et (iii) l'activité humaine. Ces facteurs étant variables dans le temps, le paysage est soumis à un processus dynamique et est en constante évolution.

A l'échelle du paysage, les différents éléments de cette matrice peuvent être associés à des habitats ou à des biotopes. Le terme biotope est utilisé pour définir des milieux particuliers qui présentent des conditions climatiques et physico-chimiques uniformes propres à une communauté biologique ou biocénose, tandis que l'habitat désigne plutôt un

milieu dans lequel une population d'individus d'une espèce peut vivre et se reproduire⁸. Ces termes étant souvent associés, nous allons parler ici de biotopes. Nous pouvons considérer que chaque biotope peut être caractérisé par la faune et flore qui y habite.

Auparavant, la typologie CORINE a été utilisée pour décrire les biotopes en Europe. Cette typologie a été remplacée par la base EUNIS, qui est actuellement la typologie privilégiée et s'appelle WalEUNIS pour la Wallonie. Huit catégories de biotopes ont été décrites. Il s'agit des « eaux de surface », des « tourbières et bas marais », des « prairies et pelouses », des « landes et fourrés », des « forêts et plantations », des « habitats sans végétation », des « cultures » et des « biotopes construits »⁹. Dans les paysages agricoles wallons, les insectes pollinisateurs utilisent les milieux semi-naturels présents dans leur environnement pour se développer et se reproduire.

La notion de connectivité du paysage fait le lien entre la structure du paysage et l'impact qu'a celle-ci sur le déplacement des organismes entre les différents points de ressources (P. D. Taylor et al. 1993). La connectivité structurelle décrit uniquement les relations physiques entre les différents éléments d'un paysage, elle peut être mesurée sur base de métriques et est en général utilisée pour la comparaison de différents types de paysages (Baudry et Merriam 1988). La connectivité fonctionnelle, quant à elle, intègre l'aspect de mouvement ou de flux des organismes au sein d'un paysage (P. Taylor, Fahrig, et With 2006). Il faut noter que les deux concepts ne sont pas toujours liés. Un corridor fonctionnel ne suivra peut-être pas l'infrastructure cartographique car le comportement de l'insecte face à celle-ci est prise en compte. Afin d'adopter des mesures de gestion adaptées, le concept clé à prendre en compte est celui de la connectivité fonctionnelle, qui reflète le comportement des pollinisateurs.

Les connections entre les taches et bandes peuvent être de nature différente. Si la zone qui sépare deux unités d'un biotope comporte des ressources, l'effet corridor sera augmenté et le passage d'une zone à l'autre facilité. Si, au contraire, la zone est appauvrie en ressources, elle sera considérée comme étant une barrière (Dennis et al. 2013). Une haie ou un bord de route seront généralement considérés comme des corridors tandis qu'une forêt de conifères, une grande route ou un champ de céréales seront plutôt perçus comme des barrières (Haddad 1999; Debinski et Holt 2000).

⁸ « Biotope ou Habitat ? | Natura 2000 | La biodiversité en Wallonie ». s.d. Consulté le 11 mai 2020. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/biotope-ou-habitat.html?IDD=2212&IDC=833>.

⁹ « Biotopes | La biodiversité en Wallonie ». s.d. Consulté le 11 mai 2020. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/biotopes.html?IDC=858>.

Parmi les processus dynamiques qui décrivent l'évolution du paysage, les principaux en paysage agricole sont la fragmentation et la perte d'habitats. Ceux-ci sont la conséquence de l'intensification de l'agriculture. Bien qu'ils soient associés dans de nombreuses études, le concept de fragmentation qui peut être défini comme étant la subdivision d'un habitat, doit être différencié du processus de perte d'habitat (Fahrig 2003). Leurs impacts ne sont en effet pas du même ordre. La perte d'habitat a un impact négatif conséquent sur le plan de la biodiversité car il découle de l'homogénéisation du paysage agricole et mène à une simplification des communautés de la faune et de la flore. En revanche, la subdivision d'un habitat peut avoir un effet tant positif que négatif car il peut augmenter l'aspect mosaïqué du paysage.

1.6.2. Influence du paysage sur l'accessibilité des ressources

Le niveau de complexité, qui peut être défini par la proportion de surface cultivée (Roschewitz et al. 2005), va avoir un impact sur l'accessibilité des ressources dans le temps et l'espace. Par exemple, un paysage fragmenté présentera un ensemble de biotopes avec un degré d'isolation plus élevé ainsi qu'une réduction de la taille des taches (Fahrig 2003). Des zones agricoles intensives, quant à elles, présenteront un paysage homogène avec une diversité réduite de biotopes. Plus un paysage est complexe, plus il présente une diversité de biotopes et d'espèces de plantes à fleurs, il sera donc plus résilient et apte à réagir à une perturbation (Tscharntke et al. 2005).

Les insectes pollinisateurs ont une mobilité qui leur permet d'adapter leurs activités de butinage à la fluctuation de la disponibilité des ressources florales. Cela n'empêche pas que la configuration du paysage affecte le déplacement des insectes et est un facteur majeur à prendre en compte (Neokosmidis et al. 2016).

1.6.3. L'échelle spatiale pour la mesure de la connectivité

La connectivité fonctionnelle est un facteur qui dépend de l'échelle étudiée (Keitt, Urban, et Milne 1997). L'échelle spatiale d'intérêt varie selon les taxons en fonction de la zone de butinage, les espèces étant affectées différemment par le paysage. Une des raisons déterminant cette zone peut être la capacité de dispersion liée à la taille spécifique des individus (Greenleaf et al. 2007). Ces différences sont à prendre en compte car elles peuvent avoir un impact sur le partage de l'utilisation des ressources entre les espèces et pourraient promouvoir la coexistence entre celles-ci (Tscharntke et al. 2005).

Pour le taxon des abeilles, les abeilles solitaires sont plus sensibles à des plus petites échelles tandis que les abeilles sociales le sont à une échelle plus vaste (Steffan-Dewenter et al. 2002). Des différences de capacité d'expansion ont également été observées chez les papillons entre les espèces généralistes et spécialistes (Dapporto et Dennis 2013). Les organismes qui

perçoivent l'environnement à petite échelle vont plutôt être affectés par des taches locales tandis que les espèces à rang plus large vont être influencées par de grandes taches qui agissent comme des tremplins de connectivité à l'échelle du paysage (Keitt, Urban, et Milne 1997). Afin d'apporter une mesure pertinente de la connectivité, celle-ci doit donc prendre en compte différentes échelles. Par ailleurs, il est nécessaire de considérer la connectivité des biotopes dans le paysage, mais également la connectivité au sein des taches de biotopes (Spanowicz et Jaeger 2019).

1.7. Intérêt d'un suivi spatial et temporel des ressources florales

La surface agricole représente près de 45 % du territoire belge et ne peut donc pas être ignorée en termes de biodiversité¹⁰. Les paysages agricoles renferment une variété de biotopes qui vont former l'environnement de vie des pollinisateurs. La connaissance de ces milieux pourrait apporter des pistes de solutions et des méthodes de gestion à mettre en œuvre pour lutter contre le déclin des insectes pollinisateurs.

Pour assurer la survie et le développement des communautés d'insectes, un apport continu en ressources doit être assuré (Williams et al. 2015). Une période de déficit dans la saison peut être critique, quinze jours seulement peuvent affecter sévèrement des communautés d'abeilles sauvages comme les bourdons (Goulson, Lye, et Darvill 2009; Horn et al. 2015). Par ailleurs, les distances de butinage des insectes pollinisateurs sont limitées et vont de quelques centaines de mètres à un ou deux kilomètres autour de la colonie, selon les espèces (Walther-Hellwig et Frankl 2000; Cant et al. 2005). Les insectes vont donc utiliser les différents types de biotopes présents dans leur environnement.

L'aspect phénologique de la disponibilité des ressources est à considérer dans une étude qui porte sur l'amélioration de la connaissance de l'utilisation des ressources par les insectes pollinisateurs, elle est pourtant encore mal connue. Des études récentes intègrent ces aspects de dynamique temporelle des ressources et de complémentarité entre les différents éléments de paysages (Carrié 2016; Cole et al. 2017; Timberlake 2019; Langlois 2019). Chacune de ces études présente ses particularités. Certaines études se concentrent soit sur une seule des deux ressources qui est généralement le nectar (Timberlake, Vaughan, et Memmott 2019; Langlois 2019). D'autres se sont basées sur des relevés floraux et des interactions plantes-pollinisateurs mais n'ont pas quantifié directement les ressources de pollen et de nectar (Carrié 2016; Cole et al. 2017). Enfin, d'autres étudient l'effet de l'hétérogénéité du paysage sur des taxons spécifiques, comme les bourdons (Timberlake, Vaughan, et Memmott 2019).

¹⁰ « Belgium - Agricultural Land (% Of Land Area) ». s.d. Consulté le 3 février 2020. <https://tradingeconomics.com/belgium/agricultural-land-percent-of-land-area-wb-data.html>.

La connaissance de la dynamique spatio-temporelle des ressources florales est un point clé à intégrer dans la conservation des insectes pollinisateurs (Devoto, Bailey, et Memmott 2013). Afin d'apporter une base d'information plus générale, ce mémoire fait abstraction de l'aspect des interactions plantes-pollinisateurs. Nous nous concentrons ainsi sur la disponibilité des ressources florales dans le but de proposer un état des lieux des productions de pollen et de nectar à l'échelle de paysages agricoles.

Sur base de deux sites présentant des paysages contrastés par leur organisation structurelle et leurs pratiques agricoles, les objectifs visés pour ce mémoire seront (i) de quantifier les ressources de pollen et de nectar disponibles au cours de la saison, (ii) d'identifier les biotopes clés, leur composition florale, et la complémentarité entre les différents éléments de paysage pour l'approvisionnement de ressources nourricières, et enfin de (iii) synthétiser l'évolution de la disponibilité de ces ressources au travers de la saison (avril - août) et dans l'espace.

2. Matériel et méthodes

2.1. Description des sites d'étude

2.1.1. Localisation des sites

Six sites ont été choisis initialement par A. Langlois lors de la réalisation de son mémoire (Langlois 2019). Ces sites sont Ychippe 1, Ychippe 2, Lomprez, Halma, Férage et Finnevaux, ils se situent en Wallonie entre les provinces de Namur et du Luxembourg. La région a été choisie car elle propose des paysages contrastés. Seuls deux d'entre eux ont été sélectionnés dans ce travail pour la couverture sur toute la saison, il s'agit d'Ychippe 2 et de Lomprez (Figure 2.1). Ces deux sites présentent des caractéristiques différentes en termes de structure du paysage.

Le premier site se situe à proximité du village de Lomprez, dans la région biogéographique de la Calestienne. Cette région est constituée d'une bande calcaire étroite située entre la Fagne-Famenne et les Ardennes ¹¹. Ce site sera considéré comme étant le paysage plus complexe. Ceci pour deux raisons, la première étant la faible proportion de terres cultivées sur le site (Roschewitz et al. 2005), la seconde étant la présence de nombreux milieux semi-naturels tels que des haies. En plus de cela, certaines parcelles présentent une gestion plus « extensive », et sont alors engagées dans les Méthodes Agro-Environnementales (MAEC) ou appartiennent au réseau Natura 2000.

Le second site se situe près du village d'Ychippe dans la région biogéographique du Condroz. Le paysage condrusien présente des reliefs gréseux et des dépressions calcaires (Castiau et al. 2010). Le paysage est constitué de grandes surfaces agricoles, rarement séparées par des haies. Ce site sera considéré comme étant le site plus simple.

Les deux sites peuvent être définis comme un point avec des coordonnées spécifiques (Lomprez : 50.078251, 5.074934 et Ychippe : 50.246300, 5.104453). Les surfaces des sites d'étude ont été déterminées en considérant une zone d'un kilomètre de rayon autour de ces points.

¹¹ « La Calestienne | La Gazette des Plantes ». s. d. Consulté le 11 décembre 2019. <https://lagazettedesplantes.com/documentation/regions-de-belgique/la-calestienne/>.

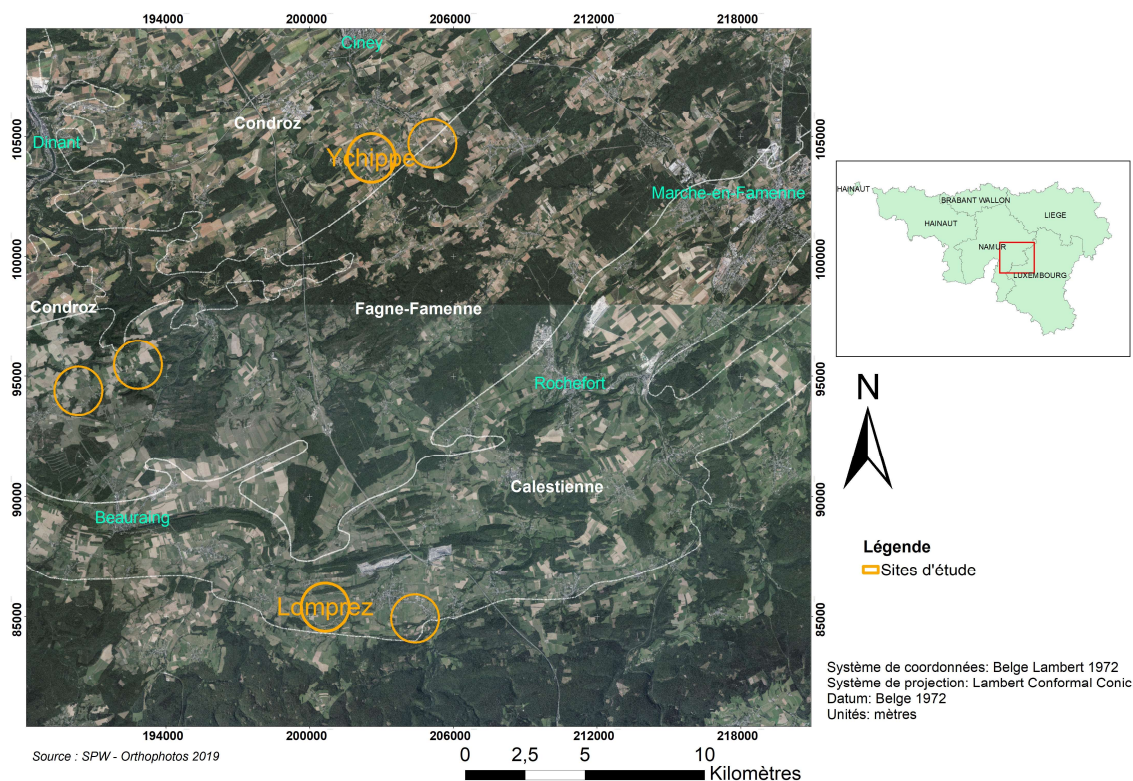


Figure 2.1 – Localisation des six sites d'étude choisis par A. Langlois. Ychippe et Lomprez sont les sites sélectionnés pour être étudiés dans le cadre de ce travail.

2.1.2. Désignation des biotopes et occupation du sol

Une première estimation de l'occupation du sol a été réalisée sur le terrain au cours de la saison de floraison par les observateurs. Différentes catégories d'éléments de paysage ont été observées. Ces catégories sont les haies, les lisières, les prairies (intensives et extensives), les pâtures (intensives et extensives), les cultures, les chaumes, les bords de routes et les bords de champs. D'autres espaces présents sur le site sont des zones boisées et des zones urbaines.

Pour ce qui concerne les éléments polygonaux, une vérification a été faite à l'aide du parcellaire de 2019 pour les prairies et les cultures, les zones boisées et urbaines ont été localisées à l'aide de l'orthophotoplan de 2019 de la Wallonie (SPW). Les prairies extensives ont été identifiées grâce à la liste des MAEC de 2019 et le réseau Natura 2000 en vigueur a été vérifié sur WalOnMap. Les éléments linéaires ont été identifiés sur l'orthophotoplan de 2019.

Toutes les espèces observées en juillet et en août ont été encodées sur des couches dans le logiciel cartographique ArcGIS (ArcMap 10.4). Pour chaque mois, deux couches ont été créées. La première comporte toutes les entités de type « polygone » sur lesquelles les espèces ont été observées, comme les prairies et les cultures. La seconde comporte toutes

les entités de type « linéaire » comme par exemple les haies et lisières ou bords de routes et de champs.

Sur base de ces observations, chaque élément de paysage a été recensé et numéroté (Figure 2.2). Pour chaque type d'élément linéaire, la numérotation a été réalisée de sorte que chaque nouvel élément rencontré dans une catégorie y soit numéroté. En ce qui concerne les éléments polygonaux, un numéro a d'abord été attribué à chaque parcelle. Pour chaque mois, l'occupation du sol d'une parcelle a été associée à ce numéro sur base des observations sur le terrain. Cela permet d'avoir l'évolution de l'occupation du sol pour chaque parcelle au cours de la saison.

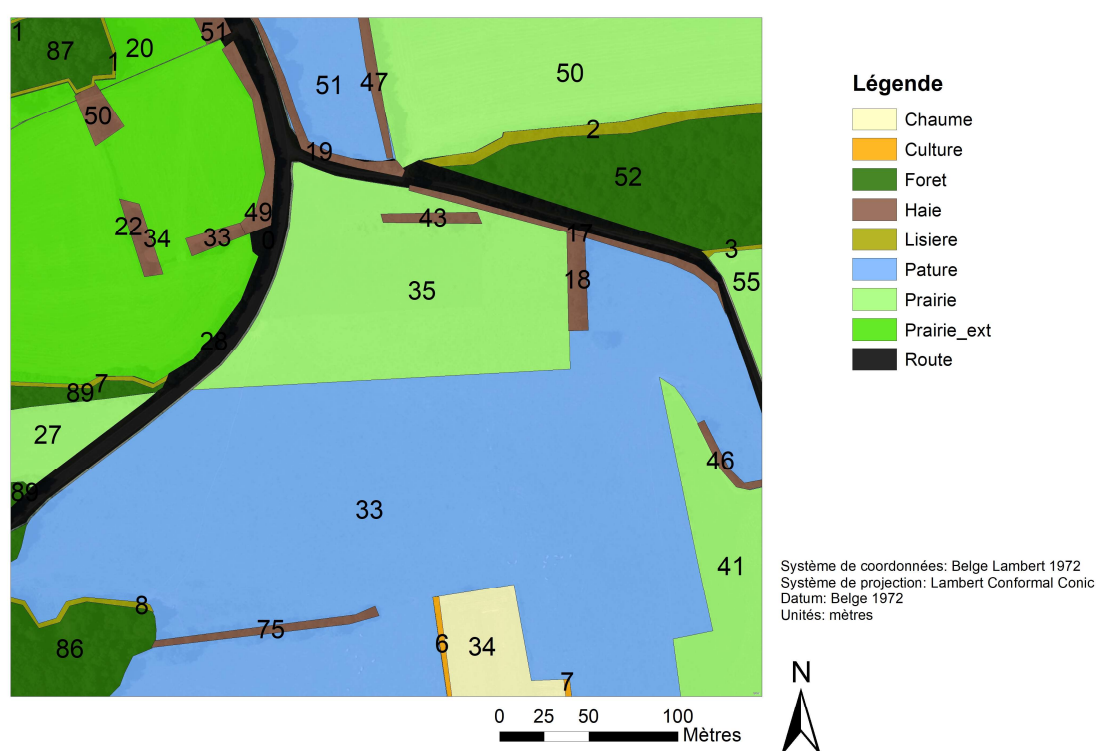


Figure 2.2 – Exemple de numération des éléments de paysage sur le site de Lomprez. (a) Éléments linéaires : les différentes catégories sont numérotées de manière indépendante. (b) Éléments polygonaux : toutes les parcelles sont numérotées et ensuite associées à l'occupation du sol observée.

Parmi ces catégories d'éléments de paysage, certaines ont présenté des caractéristiques similaires en termes d'espèces majoritaires ou ont une occupation qui varie au cours du temps (passage de pâture à prairie, et inversement). Sur base de ces observations, une nouvelle typologie de biotopes adaptée et simplifiée a été définie et est utilisée dans la suite du travail.

Deux regroupements ont été réalisés. Les haies et les lisières ont été associées en un seul biotope « haies » car ces biotopes présentaient un même type de composition florale. Par ailleurs, les pâtures ont été associées au biotope « prairies ». Les prairies n'étant pas pâturées toute la saison, il est plus aisé de les regrouper. Le biotope chaume (maïs) a été retiré

également et sera repris dans le biotope « cultures ». Tous les éléments de paysage ont donc été regroupés en treize types de biotopes.

Les différents biotopes peuvent être définis comme suit :

- Biotopes linéaires :

Bords de cultures : zones non travaillées et non traitées qui peuvent se trouver entre deux parcelles ou le long d'une parcelle.

Bords de routes : tous les bords de routes et les chemins.

Haies : comprend les haies, les alignements d'arbres et les lisières.

- Biotopes polygonaux

Zones boisées : regroupement d'arbres d'une certaine envergure (bosquet, bois).

Prairies intensives : prairies temporaires et prairies de fauche, ainsi que les parcelles déclarées en prairies permanentes accueillant du bétail (pâtures).

Prairies extensives : prairies déclarées en prairies permanentes qui bénéficient des mesures agro-environnementales « Prairie naturelle » (MB2), « Prairie de haute valeur biologique » (MC4) ou « Autonomie fourragère » MB9. Les mesures consistent en un enrichissement du sol restreint et une fauche tardive pour les prairies de fauche, ainsi qu'en une charge de bétail limitée et une fertilisation limitée aux affluents d'élevage pour les pâturages. Les zones Natura 2000 classées en « Milieux ouverts prioritaires » (UG2) et « Prairies habitats d'espèces » (UG3) se trouvent aussi dans cette catégorie.

Colza : parcelles dédiées à la culture de colza.

Luzerne : parcelles dédiées à la culture de luzerne.

Lin : parcelles dédiées à la culture de lin.

Cultures conventionnelles : parcelles dédiées à tout autre type de culture. Les cultures présentes sont des céréales (froment, épeautre, orge), du maïs ensilage et de la betterave fourragère.

Cultures biologiques : parcelles engagées dans une pratique d'agriculture biologique.

Zones urbaines : regroupe toutes les zones d'habitations et leurs jardins.

Autres : regroupe les vergers, les zones non définies dans le parcellaire, les pépinières et une bande aménagée en bord de culture non reprise dans les MAEC.

Les deux sites peuvent alors être décrits par leur occupation du sol (Figure 2.3). Différents indices basiques décrivant le paysage ont été calculés via le logiciel FRAGSTATS pour apporter des données chiffrées (Tableau 2.1). Les indices qui ont été calculés sont le pourcentage d'occupation d'un biotope (PLAND) et la taille moyenne des parcelles au niveau du paysage (AREA_MN). Les densités des biotopes linéaires ont été mesurées sur ArcMap 10.4.

Tableau 2.1 – Caractéristiques et occupation du sol des sites d'étude.

	Lomprez « complexe »	Ychippe « simple »
Région	Calestienne	Condroz
Type de cultures	Maïs, épeautre, betterave fourragère, luzerne	Maïs, colza, froment, orge, lin
Surf. site étude [ha]	298	307
Occupation du sol [%]		
Cultures conventionnelles	15	45
Luzerne	2	-
Lin	-	2
Colza	-	4
Cultures biologiques	0,7	-
Prairies intensives	48	47
Prairies extensives	14	-
Zones boisées	12	3
Zones urbaines	9	2
Autres	0,6	3
Taille moyenne des parcelles [m²]	20 187	28 268
Densité des linéaires [m/ha]		
Haies	44,31	16,91
Bords de cultures	5,86	12,29
Bords de routes	16,46	19,31

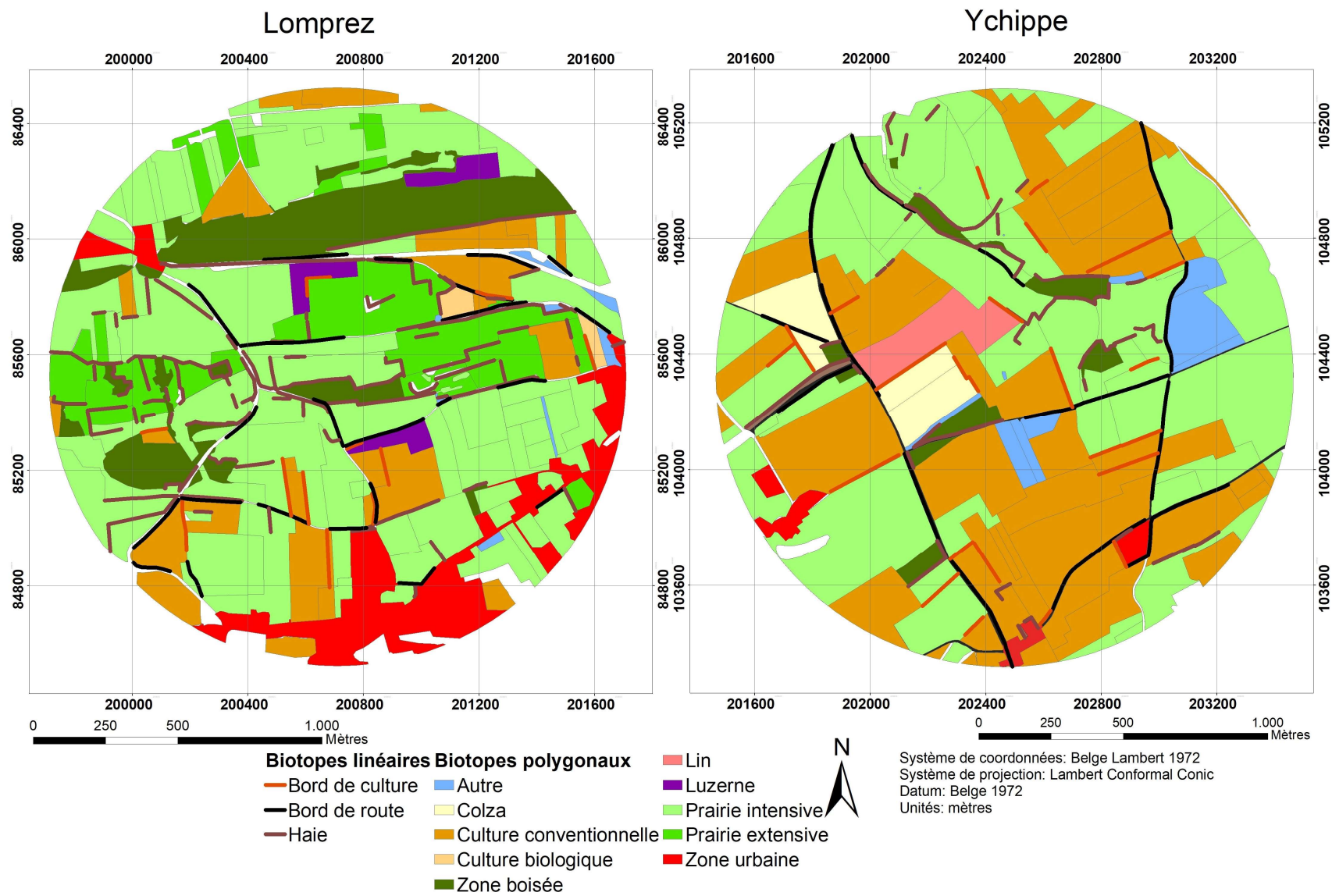


Figure 2.3 – Occupation du sol des sites d'étude.

2.2. Inventaire floristique sur le terrain

Il n'existe pas de méthodologie générale précise pour l'estimation de la disponibilité des ressources florales (Szigeti et al. 2016). De nombreuses méthodes sont cependant décrites dans la littérature et peuvent être source d'inspiration pour atteindre l'objectif fixé. Il est conseillé d'estimer la disponibilité des ressources indépendamment des visites de pollinisateurs. La méthodologie conseillée serait de faire une observation directe des espèces florales sur le terrain, et donc de faire un inventaire floristique. Les espèces florales pourront alors être reliées avec des informations sur leur potentiel de production de ressources afin d'en déduire la quantité produite. La méthodologie utilisée dans le cadre de cette étude¹² suit cette manière de procéder. Quatre points importants sont à prendre en compte lors d'un échantillonnage des ressources florales. Il s'agit de la quantité, de la qualité, ainsi que la distribution spatiale et temporelle des ressources. Les données obtenues dans ce cas-ci contiennent bien les informations sur la quantité ainsi que la distribution spatio-temporelle des ressources. Néanmoins, la petite quantité d'informations disponible pour l'aspect de qualité sur nos sites n'a pas pu être utilisée dans les analyses.

Chacun des deux sites a été visité chaque mois pour des observations de fleurs. Ceci s'est déroulé durant la saison de floraison de l'année 2019, c'est-à-dire du mois d'avril au mois d'août. Sur les cinq sessions d'observation sur le terrain, les deux premières (avril-mai) ont été réalisées par trois étudiants : Alban Langlois (Master 2, Université de Liège), Nathan Guillaume (Master 1, Université de Lille) et Vladimir Joassin (Master 2, Gembloux Agro-Biotech). La 3^{ème} (juin) a été réalisée par Alban Langlois et Maxime Gonze (Technicien, Natagriwal asbl.). La 4^{ème} (juillet) par Juliette Laloux (Master 2, UCLouvain) et Camille Dubucq (Master 2, UCLouvain) et la 5^{ème} (août) par Archibald Carlier (Master 2, UCLouvain) et moi-même.

Au cours de la première session, A. Langlois a tracé, pour chaque site, un itinéraire à parcourir de manière à traverser tous les types de biotopes, ceci pour chaque zone d'étude (Langlois 2019).

Chaque mois les observateurs ont suivi, dans la mesure du possible, cet itinéraire. Lors des sorties sur le terrain, chaque espèce en fleurs a été recensée et localisée sur une carte. La surface qui a été prospectée ne comprend pas l'entièreté du site d'étude (Figure 2.4). La surface réellement prospectée est de 260 ha pour le site de Lomprez et de 278 ha pour le site d'Ychippe. Cela s'explique par différentes raisons. Les zones boisées n'ont pas été

¹² Par 'cette étude' sont compris l'ensemble des travaux de recherches menés sur les sites déterminés par A. Langlois et étudiés au cours de l'année 2019. C'est-à-dire le mémoire de A. Langlois, de J. Laloux et C. Dubucq ainsi que d'A. Carlier (Langlois 2019; Dubucq et Laloux 2020; Carlier 2020).

prospectées ni les zones urbaines. Sur le site de Lomprez, la partie nord à partir de la zone forestière n'a pas été observée car cette zone a été considérée comme étant difficilement accessible pour des pollinisateurs à partir du centre du site. Les zones « autres » ont été observées et prises en compte dans certaines analyses, mais n'ont pas été considérées comme un biotope à part entière car l'occupation du sol y est trop variable. Les cultures de lin ont été observées également, mais les données de production de cette espèce ne sont pas disponibles, ce qui explique pourquoi le biotope n'a pas été analysé. La superficie réelle observée de chacun des biotopes, retenus comme étant typiques des milieux agricoles, a été mesurée (Tableau 2.2).

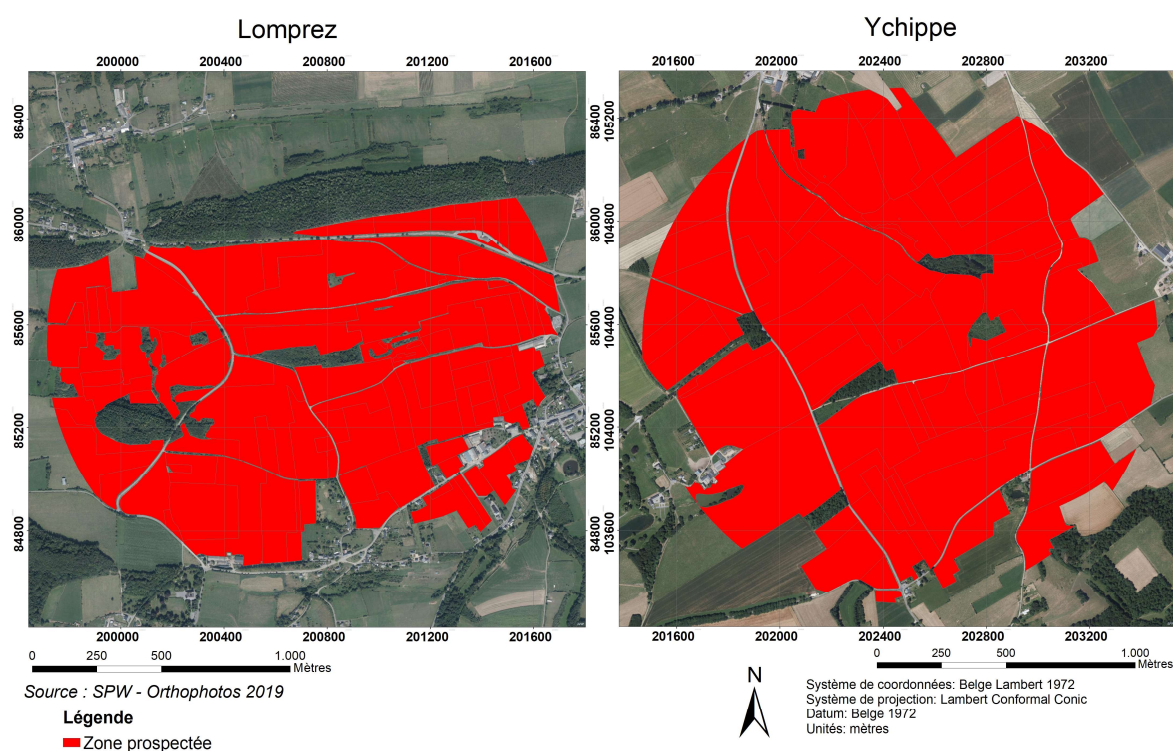


Figure 2.4 – Surface réellement prospectée sur chacun des sites.

Tableau 2.2 – Superficie observée des biotopes typiques des milieux agricoles, exprimée en ha.

	Lomprez	Ychippe	Total
Bords de cultures	0,15	0,35	0,50
Bords de routes	0,51	0,64	1,16
Colza	-	11,59	11,59
Cultures conventionnelles	25,52	94,46	119,98
Cultures biologiques	1,93	-	1,93
Haies	3,45	1,41	4,86
Luzerne	3,71	-	3,71
Prairies intensives	116,21	133,55	249,77
Prairies extensives	35,46	-	35,46

Afin de décharger les résultats, des abréviations vont être utilisées pour désigner les biotopes et sont définies dans le Tableau 2.3.

Tableau 2.3 – Abréviations des noms de biotopes.

Biotope	Abréviation	Biotope	Abréviation
Bords de cultures	BOC	Haies	HA
Bords de routes	BOR	Luzerne	LUZ
Colza	COL	Prairies intensives	PRA
Cultures conventionnelles	CUL	Prairies extensives	PRA_E
Cultures biologiques	CUL_B		

2.2.1. Identification des espèces florales

Un premier objectif des sorties sur le terrain était de faire l’inventaire de toutes les espèces en fleurs présentes sur la zone étudiée, au moment de l’observation. Chaque fois qu’une espèce a été observée, elle a été identifiée et répertoriée sur une carte, en précisant le type de biotope sur laquelle elle a été trouvée.

Les identifications des espèces florales ont été réalisées soit directement lors de l’observation sur le terrain, soit par après sur base d’un herbier réalisé avec les fleurs récoltées. Les identifications ont été vérifiées à l’aide de flores (Jacquemart et al. 2018; Meijden, Strack van Schijndel, et Van Rossum 2016).

2.2.2. Estimation des densités florales

Un second objectif sur le terrain était d’estimer la densité en fleurs au mètre carré pour chaque espèce. Le comptage a été réalisé pour chaque biotope dans lequel une espèce a été rencontrée. La même démarche a été suivie pour chacun des deux sites, chaque mois de la saison de floraison. La méthodologie suivie est cependant légèrement différente pour le début et la fin de la saison.

a. Mois d’avril à juin (Langlois 2019)

Les sites ont été visités deux jours chaque mois. La première journée consistait à recenser et localiser toutes les espèces en fleurs observées. Chacune des observations a été encodée sur une carte dans le logiciel QGIS. Avec ce logiciel, deux observations ont été sélectionnées aléatoirement pour chaque espèce dans chaque type d’élément de paysage. Durant la deuxième journée, les observateurs se sont rendus sur les lieux des observations désignées afin d’y calculer la densité.

Pour les espèces arbustives, les unités florales (UF) ont été calculées sur un volume de 1 m³. Une unité florale correspond à une fleur ouverte, pour les Astéracées cela correspond à un capitule et pour les Salicacées cela correspond à un chaton (Ouvrard, Transon, et Jacquemart 2018).

b. Mois de juillet et août

Les densités des espèces florales pour les deux dernières sessions ont été estimées directement sur le terrain. Afin que la sélection des patchs soit réalisée de manière assez aléatoire, la densité florale a été calculée pour une espèce les deux premières fois qu'elle a été observée sur un biotope.

L'évaluation de la densité florale est identique pour toute la saison. Elle a été estimée en utilisant un système de quadrats. Pour chaque quadrat, le nombre d'unités florales a été compté.

Si la densité est inférieure à 10 unités florales/m² ou que l'espèce présente une répartition agrégée, la densité est calculée sur un quadrat de 25 m² (Langlois 2019). Si la densité est inférieure à 1 unité florale/m² ou que les patchs de fleurs sont distants de plus de 25 m, la densité est calculée sur un quadrat de 100 m². Toutes les estimations sont rapportées sur 1 m² pour donner une densité en UF/m². L'estimation finale de la densité est obtenue en prenant la moyenne des deux densités calculées pour chaque espèce dans chaque type d'élément de paysage.

Pour les espèces ligneuses, la densité florale a été estimée sur un volume de 1m³ et est donc exprimée en UF/m³.

Lorsque, pour un des deux sites d'étude, une donnée de densité manquait pour une espèce sur un biotope, la densité pour cette même espèce et ce même biotope a été reprise d'un autre site d'étude pour la même session (mois). Celle du site le plus proche en termes de distance a été favorisée. Les six sites desquels ont été tirées les valeurs correspondent à ceux choisis initialement par A. Langlois (Langlois 2019).

Les données récupérées d'A. Langlois pour les mois d'avril à juin sont ses données brutes de densité et les observations encodées sur le logiciel QGIS, afin d'avoir une information de la localisation des observations pour chaque espèce. Les observations de J. Laloux et C. Dubucq pour le mois de juillet ont été encodées directement à partir de leurs données brutes de terrain. Toutes les données ont été assemblées aux données du mois d'août et encodées sur le logiciel ArcMap 10.4.

2.3. Quantification des ressources florales

2.3.1. Conversion des densités des espèces ligneuses

Les densités des espèces ligneuses sont exprimées en $[UF/m^3]$. Elles ont donc été converties en $[UF/m^2]$ afin d'avoir un ensemble de données de densités florales avec des unités uniformes. Les espèces ligneuses ont été encodées de trois manières différentes selon qu'elles aient été observées sur un biotope linéaire ou sur un biotope polygonal. Les volumes des ligneux ont été estimés sur base de la hauteur et de la largeur du houppier (Langlois 2019). A partir de ces volumes, un volume moyen en fleurs a été calculé pour chaque espèce, la densité florale a été convertie de manière différente suivant que l'individu ait été encodé en arbre isolé ou en élément linéaire.

a. Biotopes linéaires

Lorsque les individus pouvaient être distingués sur un élément de paysage, ils ont été encodés en tant qu'arbres isolés. Dans ce cas-là, le nombre d'individus observé dans cet élément a été noté. Afin d'obtenir une densité en UF/m^2 , la formule suivante a été utilisée¹³ :

$$Densité \left[\frac{UF}{m^2} \right] = \frac{d_{volumique} \times V \times N}{A}$$

Avec $d_{volumique}$: la densité estimée en $[UF/m^3]$, V : le volume en fleur de l'espèce $[m^3]$, N : le nombre d'individus de l'espèce rencontrée sur le biotope, et A : l'aire du biotope.

Dans le cas où les individus n'ont pas pu être distingués, ils ont été encodés en tant qu'« élément linéaire ». Dans ce cas, le volume en fleurs de l'espèce a été estimé pour une longueur d'un mètre. Un indice de la répartition sur le biotope a été calculé et correspond au rapport entre la longueur sur laquelle l'espèce est présente et la longueur totale de l'élément de paysage. La densité en UF/m^2 a alors été obtenue avec la formule suivante :

$$Densité \left[\frac{UF}{m^2} \right] = \frac{d_{volumique} \times I_{répartition} \times V \times L}{A}$$

Avec $d_{volumique}$: la densité estimée en $[UF/m^3]$, $I_{répartition}$: l'indice de répartition de l'espèce sur le biotope, V : le volume en fleur pour une longueur d'un mètre $[m^3/m]$, L : la longueur du biotope, A : l'aire du biotope.

¹³ Les formules ont été inspirées du mémoire d'A. Langlois, mais ont été simplifiées (Langlois 2019).

b. Biotopes polygonaux

Dans le cas où les espèces ligneuses ont été observées sur un biotope polygonal, elles ont été considérées comme individus « isolés ». Ces individus ne recouvrent pas tout le biotope et apportent des ressources en un point précis. Le nombre d'unités florales par individu a été calculée en multipliant le volume en fleurs estimé et la densité volumique.

2.3.2. Obtention des données

La liste de toutes les espèces observées au cours de la saison sur les deux sites a été établie. Les ressources florales sont le pollen et le nectar. Le nectar étant constitué majoritairement de sucres, la ressource s'exprime dès lors en une quantité de sucres [$\mu\text{g}/\text{UF.j}$]. En ce qui concerne le pollen, c'est un volume qui est estimé, les valeurs sont exprimées en [$\mu\text{L}/\text{UF}$]. Les données ont été fournies par Mathilde Baude et Pierre Ouvrard pour le nectar et par Mathilde Baude, Pierre Ouvrard et Juliette Laloux et Camille Dubucq pour le pollen (Baude et al. 2016; Ouvrard, Transon, et Jacquemart 2018; Dubucq et Laloux 2020). Sur base de celles-ci, la production de nectar et de pollen a été associée aux espèces pour lesquelles des données de production ont été trouvées (Annexe 1).

La multiplication des densités avec les potentiels de production de pollen et de nectar exprimés par unité florale a permis d'obtenir des productions au mètre carré pour chaque combinaison espèce-biotope-mois. Pour les arbres isolés, les potentiels de production ont été multipliés par le nombre d'unités florales sur un individu afin d'obtenir une production de chaque individu.

Les espèces pour lesquelles aucune donnée de production de pollen et/ou de nectar n'était disponible n'ont pas été prises en compte (Annexe 2).

2.3.3. Extrapolations par biotope

Les productions par unité de surface [m^2] des biotopes pour chaque mois a été obtenue en faisant la somme des productions au m^2 de chaque espèce observée ce mois-là sur le biotope. Pour le pollen, la production est exprimée en [$\mu\text{L}/\text{m}^2$]. Celle du nectar est exprimée en [$\text{mg}/\text{m}^2.\text{j}$].

Afin d'obtenir les productions mensuelles des éléments de paysage, les données exprimées par m^2 ont été multipliées par l'aire de la parcelle pour tout élément polygonal ou par l'aire (longueur x largeur) d'un élément linéaire. Les aires et longueurs ont été calculées via le logiciel ArcMap 10.4. Des largeurs standard ont été attribuées sur base d'observations sur le terrain. Les largeurs retenues sont 1m pour les bords de cultures, 1,2 m pour les bords de routes et 3 m pour les haies (Langlois 2019). Pour le nectar, les valeurs en [mg/j] ont été

multipliées par le nombre de jours par mois afin d'obtenir la production mensuelle. Les productions mensuelles et annuelles seront exprimées en litres [L] pour le pollen et kilogrammes [kg] pour le nectar.

Pour déterminer si la production de pollen et de nectar sur un élément de paysage sont liées, un graphique de corrélation a été réalisé à partir des productions des deux ressources sur chacun des éléments de paysage observés, et à chaque session. Ceci a été réalisé à l'aide du logiciel RStudio. La corrélation linéaire de Pearson étant fortement influencée par des valeurs extrêmes, nous avons préféré utiliser la corrélation des rangs de Spearman.

Pour les analyses de densité de production des différents biotopes, les valeurs ont été converties en productions à l'hectare ([mL/ha] pour le pollen et [g/ha.j] pour le nectar) et nous avons travaillé tous sites confondus. Pour les biotopes présents sur les deux sites, cela permet d'augmenter le nombre d'échantillons par biotope. En outre, chaque site apporte des biotopes spécifiques. Il y a la luzerne, les cultures biologiques et les prairies extensives pour Lomprenz, et le colza pour Ychippe.

Des tests de normalité de Shapiro-Wilk ont été réalisés pour chaque biotope pour leurs productions annuelle et mensuelles. Les dispersions des productions pour les éléments de chacun des biotopes ont été mesurées avec le logiciel Jamovi 1.1.9.0. Un histogramme a été réalisé pour chaque biotope et chaque ressource. Celui-ci a été réalisé à partir des logarithmes népériens des productions totales annuelles de chaque élément de paysage. Les distributions n'étant pas normales, une représentation en boîtes à moustaches a été préférée pour montrer la dispersion autour de la moyenne des productivités de chacun des biotopes à chaque période.

Une autre méthodologie a également été utilisée pour représenter l'importance relative des différents biotopes au cours de la saison. Des graphiques ont été réalisés sur base de la production mensuelle de chacun des biotopes, pondérée par la superficie totale de ce biotope. Ainsi, les densités de production mesurées sont rééquilibrées en tenant compte de la taille des éléments de paysage. Certaines valeurs étant extrêmes par rapport aux autres, les graphiques sont représentés sous la forme de « Panel Chart ».

2.3.4. Evolution de la production au cours de la saison

A partir des données des productions par unité de surface ([$\mu\text{L}/\text{m}^2$] pour le pollen et [$\text{mg}/\text{m}^2.\text{j}$] pour le nectar) qui ont été calculées pour chaque biotope pour chaque mois, un ensemble de cartes a été réalisé pour chacun des sites et chacune des ressources. La production par unité de surface permet de comparer les biotopes sans être influencé par la

surface de l'élément de paysage. Cette information est en effet déjà donnée grâce à la représentation cartographique. Les données étant exprimées pour une session, et donc par mois, cinq cartes différentes montrent l'évolution au cours du temps entre le mois d'avril et le mois d'août.

Le choix a été porté sur une carte de gradients permettant une visualisation aisée des potentiels de productions de chaque biotope. Les productions étant mal réparties entre les valeurs minimales et maximales (beaucoup de petites valeurs), l'échelle a été déterminée sur base des déciles car cela permet de faire ressortir des différences au sein des petites valeurs. Le contraste obtenu est meilleur.

Pour calculer ces déciles, la totalité des données a été prise en compte pour chaque ressource, c'est-à-dire sites et mois confondus, afin de pouvoir garder la même échelle pour toutes les cartes associées à la ressource. Certaines parcelles ont été retirées de la liste d'observations pour le calcul des déciles. Cela concerne les parcelles pour lesquelles la production est nulle, celles pour lesquelles il n'y a pas d'observations ou encore celles pour lesquelles les données sont manquantes.

3. Résultats

3.1. Résultats de l'inventaire floristique

Un total de 188 espèces en fleurs a été observé tout au long de la saison sur les deux sites, tous biotopes confondus. Parmi celles-ci, 144 ont été observées sur le site de Lomprez et 126 sur le site d'Ychippe. Ces espèces font partie de 36 familles. La famille la plus représentée en termes d'espèces est celle des Astéracées (environ 17 %), suivie des Fabacées, des Rosacées et des Lamiacées.

Bellis perennis a été observée au moins une fois par mois sur chacun des sites, et *Veronica persica* sur le site de Lomprez. Sur le site de Lomprez, seulement trois autres espèces (*Lamium purpureum*, *Stellaria media* et *Ranunculus bulbosus*) ont été observées consécutivement en avril, mai et juin, alors que 21 espèces ont été repérées en juin, juillet et août (Tableau 3.1). A Ychippe, seule *Taraxacum agg.* a été observée consécutivement en avril, mai et juin, en plus de *Bellis perennis*, tandis que 19 espèces ont été repérées en juin, juillet et août (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 - Espèces observées consécutivement en juin, juillet et août sur chacun des sites.

Lomprez et Ychippe	Lomprez	Ychippe
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Galium album</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Centaurea nigra/jacea</i>	<i>Geranium pyrenaicum</i>
<i>Geranium robertianum</i>	<i>Crepis biennis</i>	<i>Lapsana communis</i>
<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Geranium dissectum</i>	<i>Myosotis arvensis</i>
<i>Knautia arvensis</i>	<i>Jacobaea vulgaris</i>	<i>Tripleurospermum inodorum</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Malva moschata</i>	<i>Vicia sativa</i>
<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Medicago sativa</i>	
<i>Ranunculus repens</i>	<i>Potentilla reptans</i>	
<i>Rubus agg.</i>		
<i>Silene latifolia</i>		
<i>Trifolium pratense</i>		
<i>Trifolium repens</i>		
<i>Vicia cracca</i>		

Le nombre d'espèces observées sur chaque biotope et sur l'entièreté de la saison donne une indication de la diversité de ceux-ci (Tableau 3.2).

Tableau 3.2 – Nombre total d'espèces observées sur chaque biotope pour les deux sites et sur toute la saison, avec () le nombre d'espèces observées une seule fois.

	Lomprez	Ychippe
Bords de cultures	22 (15)	26 (14)
Bords de routes	106 (47)	87 (39)
Cultures conventionnelles	14 (8)	12 (9)
Cultures biologiques	12 (8)	-
Haies	67 (27)	52 (31)
Prairies intensives	61 (23)	35 (15)
Prairies extensives	54 (26)	-

De manière générale, le site de Lomprez présente une plus grande diversité d'espèces que celui d'Ychippe. Les biotopes renfermant la plus grande richesse sont les bords de routes. Les prairies et les haies présentent une richesse équivalente. Les biotopes des zones cultivées présentent la diversité la plus faible, avec cependant une plus grande diversité en bordure de champ que sur les parcelles.

3.2. Quantification de la production de ressources nourricières (pollen et nectar)

Toutes les espèces observées n'ont pas pu être prises en compte dans les calculs des productions, à cause d'un manque de données pour la production de ressources (Annexe 2). Le nombre d'espèces prises en compte pour les calculs de chaque mois ne correspond donc pas tout à fait au nombre d'espèces observées (Tableau 3.3).

Tableau 3.3 – Quantité d'espèces observées et quantité d'espèces prises en compte dans le calcul des productions pour chacune des ressources.

	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août
Lomprez					
TOTAL OBSERVÉ	13	36	83	61	50
Pollen (calculé)	9	17	49	38	33
Nectar (calculé)	11	24	56	35	32
Ychippe					
TOTAL OBSERVÉ	12	36	59	46	43
Pollen (calculé)	8	21	39	22	32
Nectar (calculé)	11	27	44	23	32

Les espèces pour lesquelles des données manquent ne sont pas les plus communes, cependant certaines auraient pu contribuer à l'apport de ressources. Parmi les espèces pour lesquelles aucune donnée n'est recensée, *Viburnum lantana* a été observé en haies, *Brassica oleracea* sur les cultures biologiques et *Cruciata laevipes* sur quatre biotopes différents, dont

en bords de routes où elle présente une couverture de 32 % (Annexe 3). *Primula veris* et *Trifolium dubium* sont communes sur les bords de routes et en prairies. Enfin, le champ de *Linum usitatissimum* n'a pas pu être pris en compte. Nous n'avons pas de données pour le pollen pour certaines espèces communes telles que *Geranium dissectum* et *Geranium robertianum*. D'autres espèces sont *Silene latifolia*, qui a été observée sur tous les biotopes, *Potentilla reptans*, qui est fort présente en cultures et *Salix spp.*. Pour le nectar, *Hypericum perforatum* pourrait contribuer car l'espèce a été observée sur 16 % de la superficie des bords de routes, en haies et en prairies.

Les productions mensuelles des ressources nourricières ont été calculées sur chaque site (Figure 3.1). La production totale de pollen sur la saison est de 48 L à Lomprez et de 162 L à Ychippe. Quant au nectar, la production sur la saison est de 5 278 kg à Lomprez et de 4 280 kg à Ychippe. Sans prendre en compte *Brassica napus*, les productions sur le site d'Ychippe descendent à 52 L pour le pollen et à 2 052 kg pour le nectar.

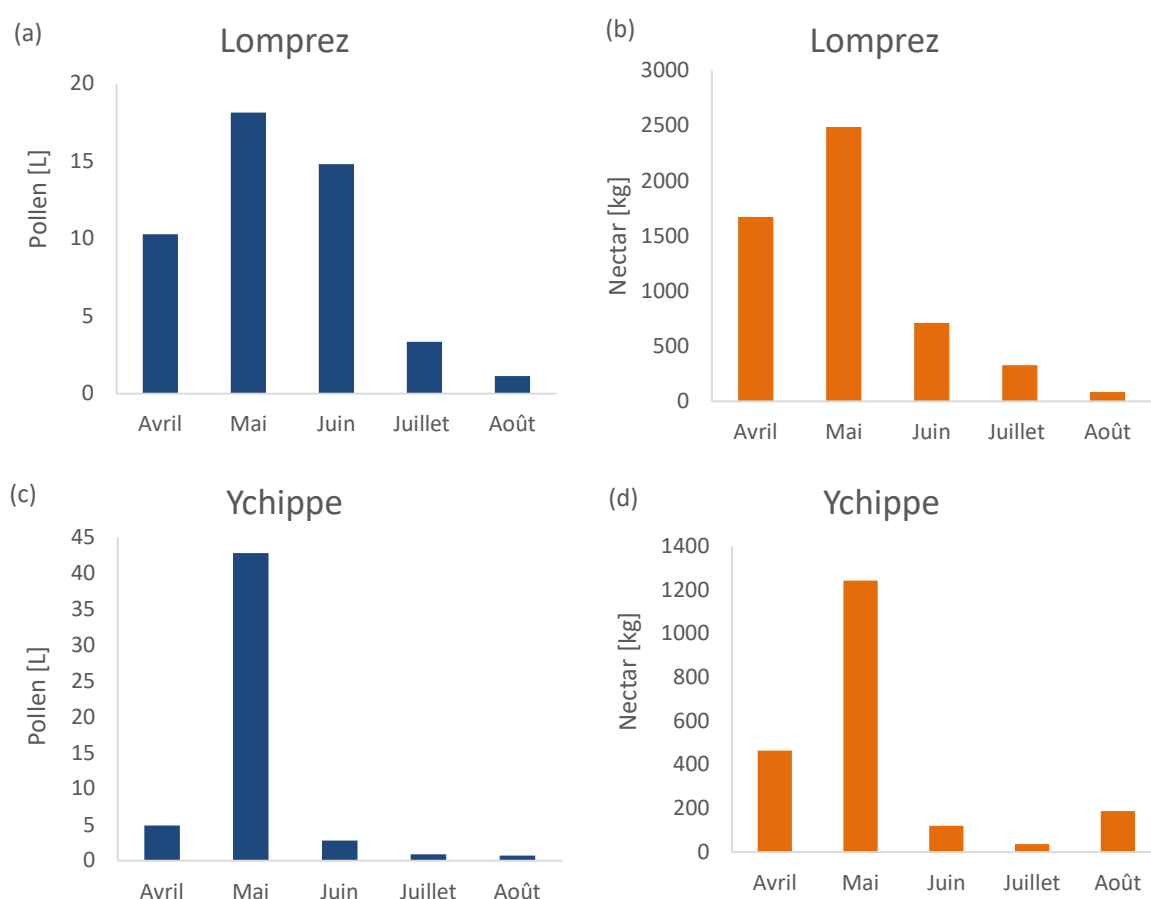


Figure 3.1 – Production mensuelle de pollen (a) et de nectar (b) sur le site de Lomprez et de pollen (c) et de nectar (d) sur le site d'Ychippe. Pour le site d'Ychippe, la production de *Brassica napus* au mois de mai étant extrêmement élevée (110 L de pollen et 2228 kg de nectar), elle a été retirée des données pour la réalisation des graphiques.

Pour les deux sites, le mois de mai est celui qui apporte la plus grande quantité de ressources de pollen ainsi que de nectar. L'allure des graphiques indique que l'évolution des ressources

de pollen et de nectar n'est pas identique. La production est plus régulière sur le site de Lomprez pour les mois d'avril, mai et juin et ne baisse que fortement pour les mois de juillet et août. Sur le site d'Ychippe, les productions sont mal réparties entre les mois. En effet, avec l'impact des champs de *Brassica napus*, le mois de mai produit 95 % du pollen et 81 % du nectar de l'année pour le site. Pour le reste de la saison, la production mensuelle de pollen ne dépasse pas 5 L et celle de nectar reste inférieure à 500 kg.

Il n'y a pas de corrélation entre les productions de pollen et de nectar pour les différents éléments de paysage. La corrélation linéaire de Pearson vaut $r = 0,31$, mais cette valeur peut être fortement influencée par les valeurs extrêmes. Nous retrouvons en effet des valeurs extrêmes pour des haies comportant du *Salix spp.*, pour lesquelles la production de nectar varie entre 1 600 et 2 000 mg/m².j, et pour lesquelles nous n'avons pas de chiffres pour le pollen. Une seconde série d'éléments de paysages se distingue et présente une production de nectar supérieure à 800 mg/m².j. Ces éléments correspondent à des bords de routes qui contiennent du *Lamium album*.

Le graphique de corrélation basé sur le rang de Spearman offre une meilleure visibilité car il est moins affecté par les valeurs extrêmes (Figure 3.2).

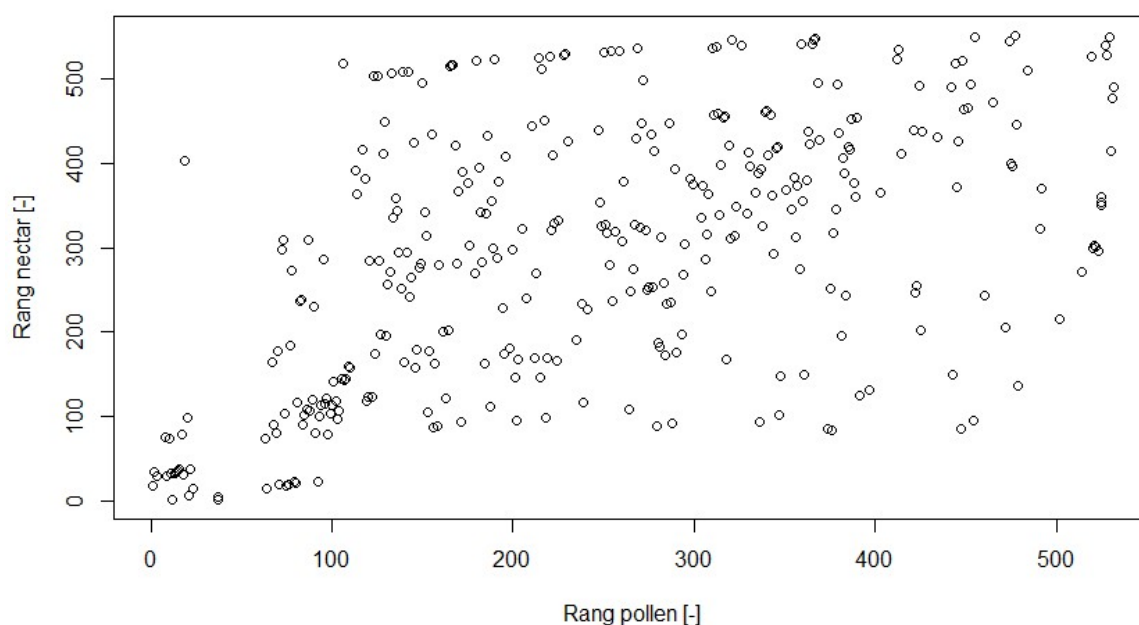


Figure 3.2 – Corrélation de Spearman entre la production de pollen et de nectar pour chacun des éléments de paysage observés à chaque session.

Le coefficient calculé avec cette méthode vaut $\rho = 0,52$ lorsque l'on prend en compte l'ensemble des observations. La corrélation de Spearman est plus grande que la corrélation linéaire de Pearson, mais il n'y a toujours pas de lien observé entre la production de pollen et de nectar. Deux blocs peuvent être distingués sur le graphique, le premier reprend les valeurs

plus petites que 100, qui correspond à quelques haies, quelques bords de routes et les champs de colza. Le second bloc regroupe le reste des valeurs.

Nous avons testé comment le coefficient de corrélation varie si l'on sépare les observations selon différentes variables (Tableau 3.4).

Tableau 3.4 – Rho de Spearman pour chaque (a) biotope et (b) mois, pris indépendamment.

(a) Biotopes		Nectar	(b) Mois		Nectar
Bords de cultures			Avril		
	Pollen	0,62		Pollen	0,66
Bords de routes			Mai		
	Pollen	0,71		Pollen	0,35
Cultures			Juin		
	Pollen	0,59		Pollen	0,49
Haies			Juillet		
	Pollen	0,67		Pollen	0,29
Prairies			Août		
	Pollen	0,23		Pollen	0,3

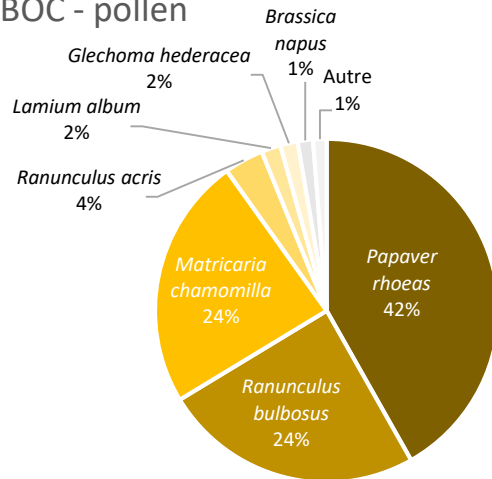
Le coefficient de corrélation est plus grand si l'on divise les observations selon la catégorie de biotope, sauf pour les prairies où le coefficient vaut $\rho = 0,23$. En revanche, si l'on calcule le coefficient pour les données de chaque mois, le coefficient de corrélation est plus petit pour tous les mois sauf le mois d'avril.

3.3. Importance relative des différents biotopes

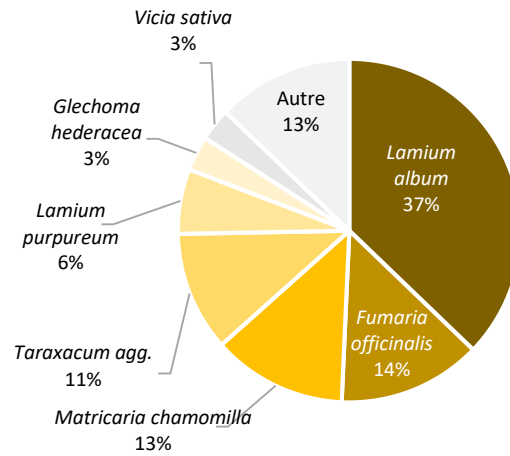
3.3.1. Espèces florales productrices sur les biotopes

L'identification des espèces caractéristiques d'un biotope pourrait être envisagée de différentes manières. La spécificité d'une espèce pour un certain type de biotope pourrait être évaluée sur base de son recouvrement et de sa densité en fleurs sur ce biotope. Le recouvrement permet de voir si une espèce est vaste sur un biotope. Le travail ici étant basé sur la disponibilité des ressources, il semble plus judicieux de classer les espèces selon leur contribution à la production de pollen et de nectar (Figure 3.3). Afin d'intégrer l'aspect temporel, il faut également prendre en compte les périodes de floraison des espèces (Tableau 3.5).

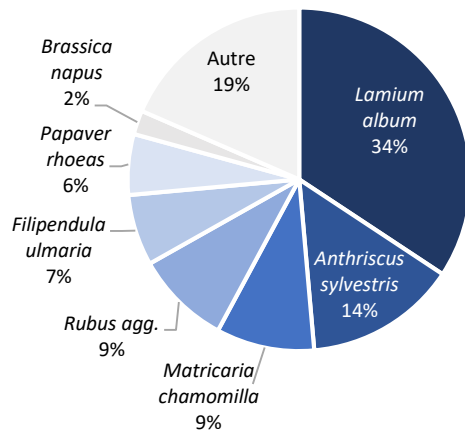
BOC - pollen



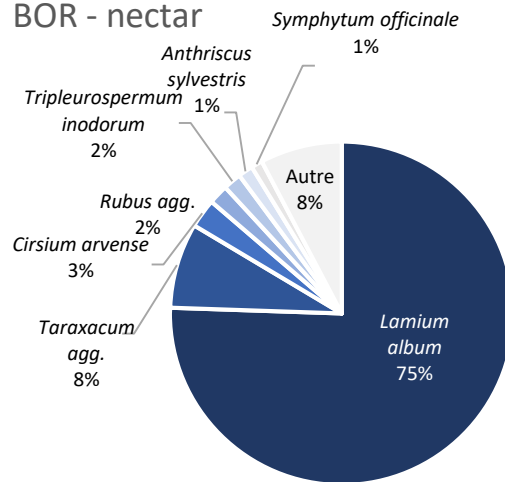
BOC - nectar



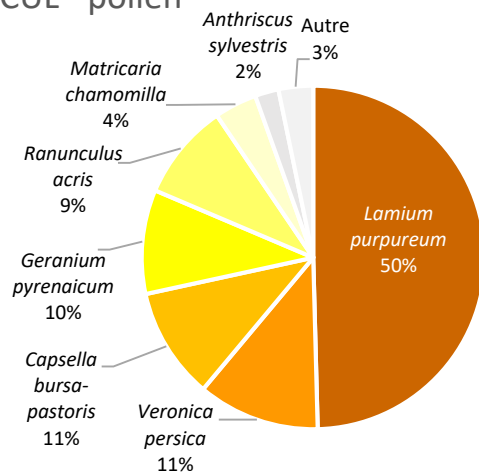
BOR - pollen



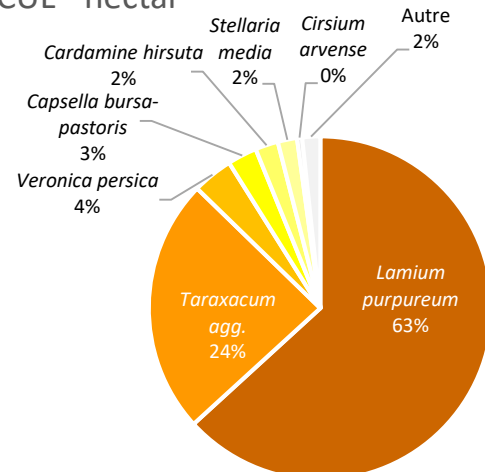
BOR - nectar



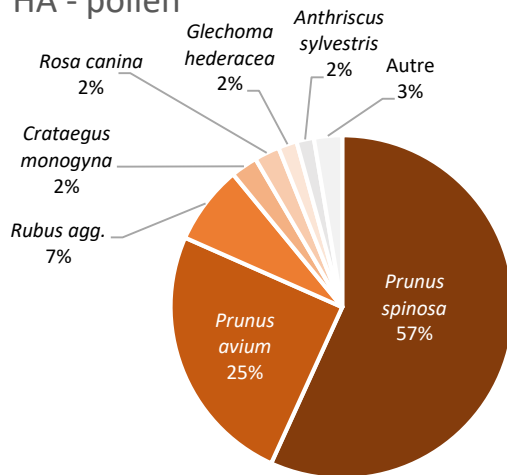
CUL - pollen



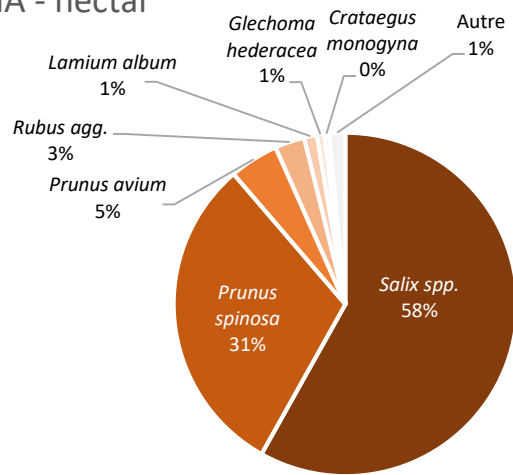
CUL - nectar



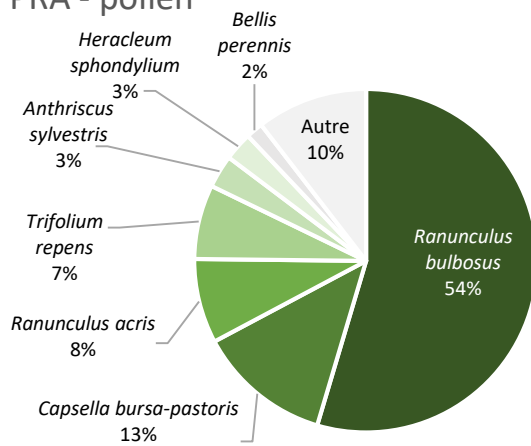
HA - pollen



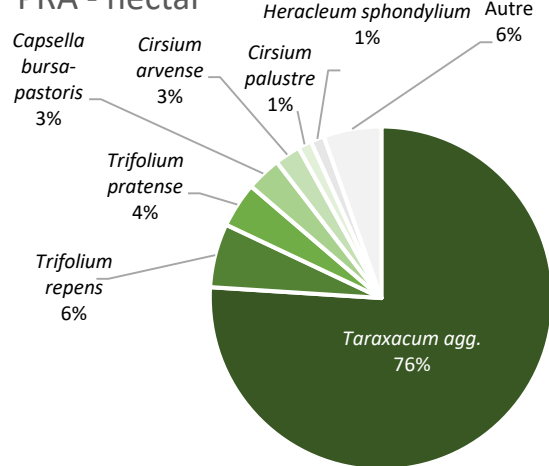
HA - nectar



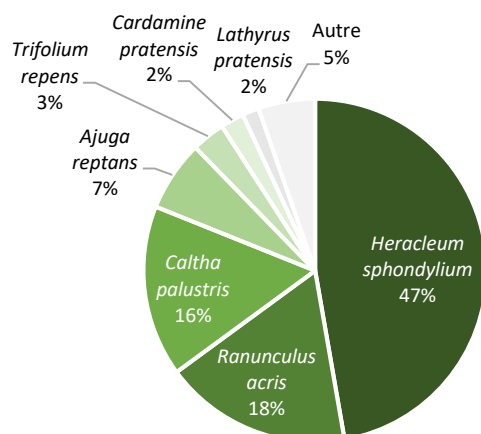
PRA - pollen



PRA - nectar



PRA_E - pollen



PRA_E - nectar

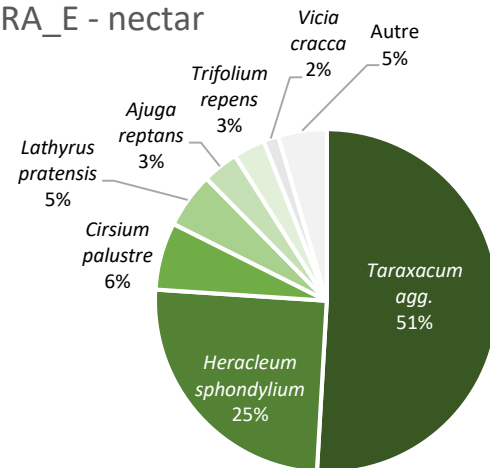


Figure 3.3 – Contribution des espèces les plus productives sur chacun des biotopes pour la production de pollen et de nectar, tous sites confondus.

Papaver rhoeas, *Ranunculus bulbosus* et *Matricaria chamomilla* peuvent être associées à la production de pollen sur les bords de cultures, tandis que *Fumaria officinalis* produit du nectar. La couverture de ces espèces sur le biotope est respectivement de 17 %, 2 %, 12 % et 6 % (Annexe 3).

Lamium album est une espèce à rang plus large qui fournit une part conséquente des ressources sur les bords de cultures et de routes. Les bords de routes présentent une grande diversité d'espèces qui apportent une contribution aux productions, 19 % de la production de pollen et 8 % du nectar sont en effet assurées par des espèces autres que les sept principales présentes sur le graphique.

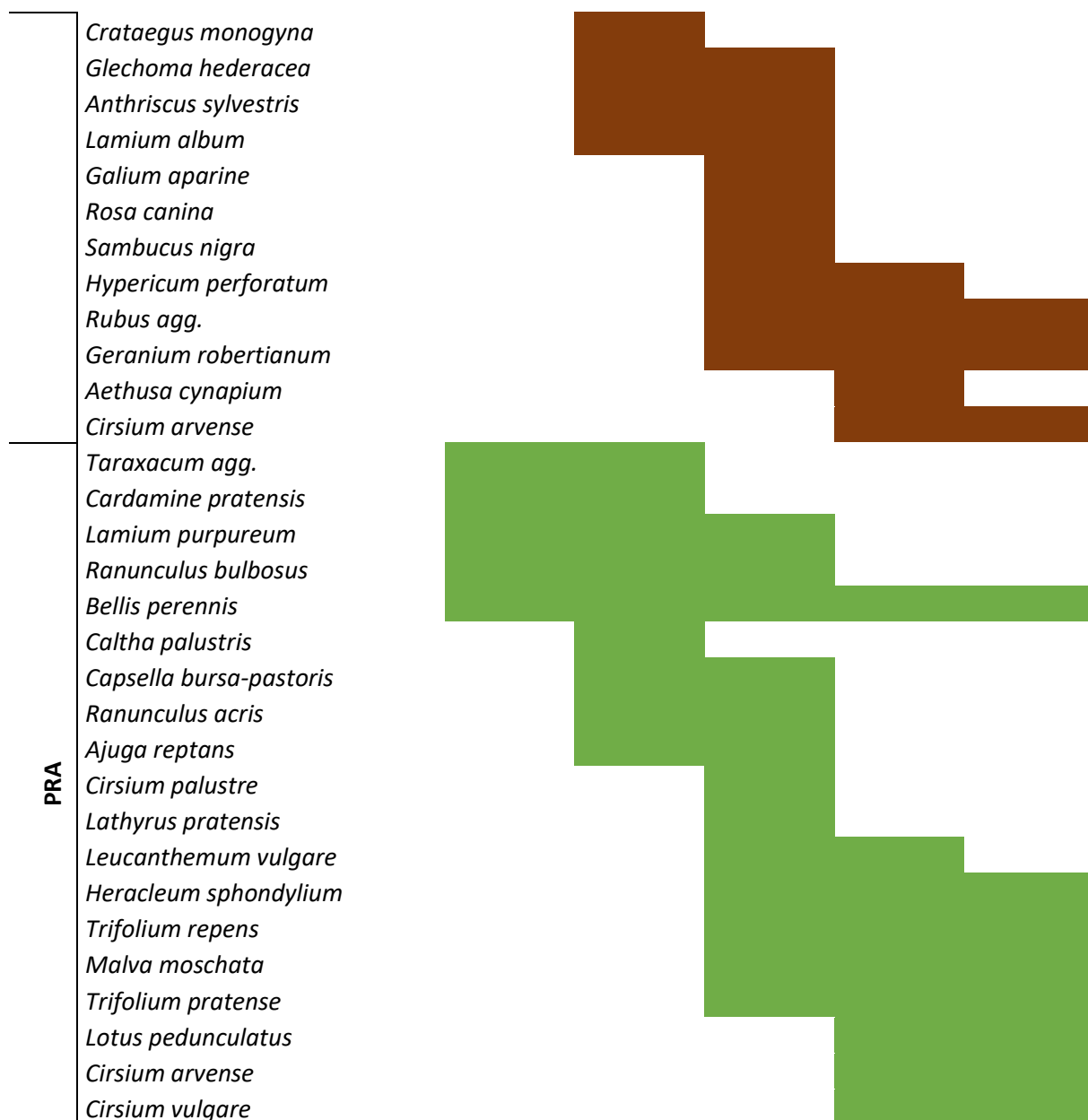
Lamium purpureum semble être de loin l'espèce la plus productrice sur les cultures, tant pour la production de pollen que de nectar, elle couvre 15 % du biotope. *Veronica persica* et *Capsella bursa-pastoris* produisent du pollen et du nectar.

Etant donné qu'une grande partie des ressources est fournie par les espèces ligneuses qui la composent, les haies sont le biotope présentant le plus de similarités entre les deux ressources en termes de composition. *Salix spp.* apparaît uniquement pour la production de nectar, ceci est dû au fait que la donnée de production de pollen de cette espèce est manquante (Annexe 2).

Les espèces typiques des prairies sont *Taraxacum agg.* pour la production de nectar, et *Ranunculus spp.* pour la production de pollen. *Capsella bursa-pastoris* et *Trifolium repens* produisent les deux ressources. *Heracleum sphondylium* y apporte une meilleure contribution à la production sur les prairies extensives. Certaines espèces ont été rencontrées plus spécifiquement sur des prairies extensives. *Cardamine pratensis* est présente sur 50 % de la surface du biotope et *Geranium dissectum*, *Geranium molle* et *Stellaria graminea* entre 25 % et 40 % (Annexe 3). La contribution de celles-ci à l'apport des ressources n'est cependant pas majoritaire. *Lathyrus pratensis* et *Ajuga reptans*, qui recouvrent respectivement 18 % et 30 % des prairies extensives, contribuent mieux à l'apport de ressources.

Tableau 3.5 – Période de floraison des espèces les plus productrices pour chaque biotope chaque mois.

	Espèce	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août
BOC	<i>Lamium purpureum</i>	■	■	■	■	
	<i>Taraxacum</i> agg.	■	■	■		
	<i>Ranunculus bulbosus</i>	■	■	■	■	
	<i>Lamium album</i>		■	■	■	
	<i>Fumaria officinalis</i>		■	■	■	
	<i>Viola arvensis</i>		■	■	■	
	<i>Matricaria chamomilla</i>		■	■	■	■
	<i>Myosotis arvensis</i>		■	■	■	■
	<i>Trifolium pratense</i>		■	■	■	■
	<i>Papaver rhoeas</i>		■	■	■	■
	<i>Tripleurospermum inodorum</i>		■	■	■	■
	<i>Achillea millefolium</i>		■	■	■	■
	<i>Medicago sativa</i>				■	■
	<i>Taraxacum</i> agg.	■	■	■		
BOR	<i>Lamium purpureum</i>	■	■	■	■	
	<i>Lamium album</i>		■	■	■	
	<i>Anthriscus sylvestris</i>		■	■	■	
	<i>Matricaria chamomilla</i>		■	■	■	■
	<i>Rubus</i> agg.		■	■	■	■
	<i>Papaver rhoeas</i>		■	■	■	■
	<i>Achillea millefolium</i>		■	■	■	■
	<i>Convolvulus arvensis</i>		■	■	■	■
	<i>Tripleurospermum inodorum</i>		■	■	■	■
	<i>Symphytum officinale</i>		■	■	■	■
	<i>Jacobaea vulgaris</i>		■	■	■	■
	<i>Filipendula ulmaria</i>		■	■	■	■
	<i>Cirsium vulgare</i>		■	■	■	■
	<i>Cirsium arvense</i>		■	■	■	■
	<i>Origanum vulgare</i>		■	■	■	■
	<i>Lythrum salicaria</i>		■	■	■	■
CUL	<i>Cardamine hirsuta</i>	■	■	■		
	<i>Taraxacum</i> agg.	■	■	■		
	<i>Lamium purpureum</i>	■	■	■	■	
	<i>Stellaria media</i> (bio)	■	■	■	■	■
	<i>Veronica persica</i>	■	■	■	■	■
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	■	■	■	■	■
	<i>Ranunculus acris</i>	■	■	■	■	■
	<i>Matricaria chamomilla</i>	■	■	■	■	■
	<i>Geranium pyrenaicum</i>	■	■	■	■	■
HA	<i>Prunus spinosa</i>	■	■	■	■	■
	<i>Prunus avium</i>	■	■	■	■	■
	<i>Ficaria verna</i>	■	■	■	■	■
	<i>Salix</i> spp.	■	■	■	■	■



Chaque biotope possède au moins un enchaînement de floraisons sur l'année avec les espèces qui le composent. Si l'on prend les espèces les plus productrices de chaque mois, elles ne font pas toutes partie des espèces productrices principales sur le biotope pour la saison. De nouvelles espèces, qui apportent une contribution spécifique pour des mois de productions plus faibles, peuvent alors être identifiées. Leur période de floraison se situe généralement en fin de saison.

Des espèces à considérer pour les bords de cultures sont *Tripleurospermum inodorum*, *Achillea millefolium* et *Medicago sativa*. *Convolvulus arvensis*, *Jacobaea vulgaris*, *Origanum vulgare* et *Lythrum salicaria* sont présentes sur les bords de routes. Dans les haies, certaines herbacées sont en fleurs durant des périodes où les ligneux ne le sont pas. Parmi les espèces observées plusieurs fois, *Galium aparine* produit au mois de juin et *Geranium robertianum* au

mois de juillet et d'août. Pour les prairies, *Leucanthemum vulgare*, *Malva moschata*, *Lotus pedunculatus*, *Cirsium vulgare* et *C. arvense* apportent des ressources dans le paysage entre juin et août.

3.3.2. Contribution des biotopes à la production totale

Nous pouvons observer une variabilité dans les biotopes qui fournissent les ressources pour chaque période de l'année (Figure 3.4 pour le pollen et Figure 3.5 pour le nectar).

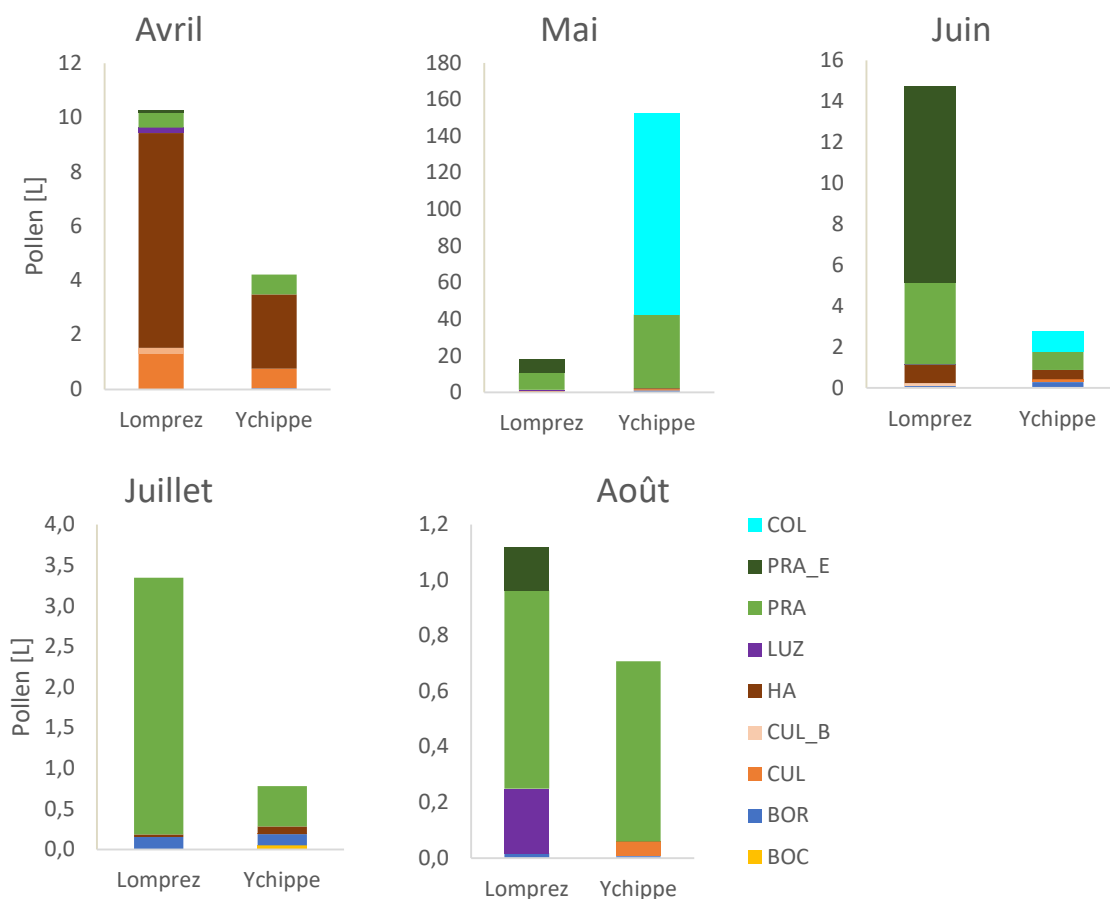


Figure 3.4 – Contribution de chaque biotope à la production totale mensuelle de pollen pour les deux sites.

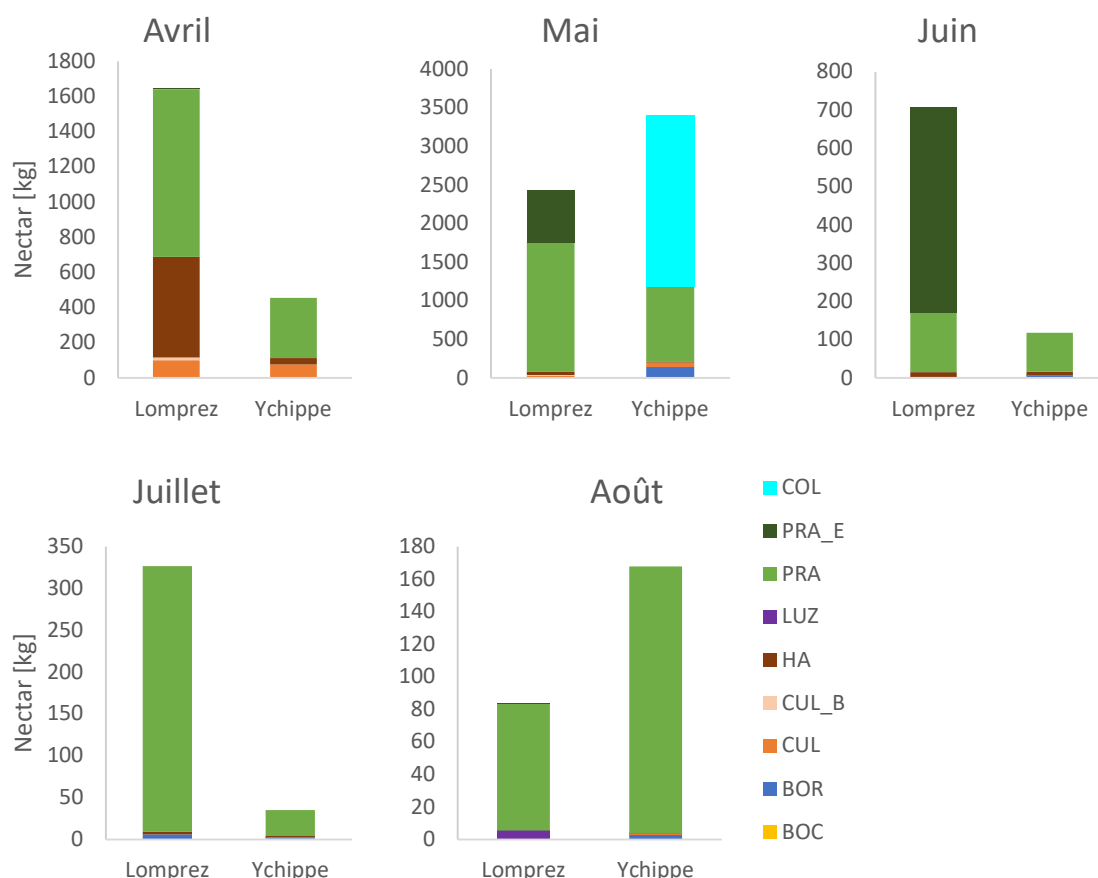


Figure 3.5 - Contribution de chaque biotope à la production totale mensuelle de nectar pour les deux sites.

Au mois d'avril, les haies ont produit 77 % du pollen à Lomprez et 56 % à Ychippe. La culture est le second biotope le plus productif et contribue pour respectivement 13 % et 15 % de la production à Lomprez et Ychippe. Si l'on ne prend pas en compte l'influence des champs de colza, le biotope qui contribue le plus à l'apport de pollen pour les mois de mai, juin, juillet et août est la prairie. En ce qui concerne le nectar, les prairies dominent pour la production de toute la saison.

Au mois de juin, les prairies extensives dominent pour la quantité totale de pollen et de nectar, malgré le fait que la superficie soit trois fois inférieure à celle des prairies intensives. Cette constatation n'est plus valable pour le mois de juillet et d'août.

Les haies produisent 6 % du pollen à Lomprez et 16 % à Ychippe au mois de juin, mais seulement 2 % et 6 % du nectar sur les deux sites, respectivement.

Pour le mois de juillet, bien qu'étant largement inférieure à celle des prairies, la contribution des bords de routes se distingue sur les deux sites et celle des bords de cultures sur le site d'Ychippe pour le pollen.

En août, les biotopes qui apportent des ressources, outre les prairies, sont les champs de luzerne. Ils comptent pour 21 % de la production de pollen et sur le site de Lomppez. A Ychippe la description trouvée pour la parcelle productive est « autres fourrages » et avait donc été encodée en culture. Cette culture est en fait de la luzerne, d'où l'importance du biotope pour la production de ce mois-là. La contribution de la luzerne est bien plus faible pour le nectar (6 % à Lomppez).

3.3.3. Densités de productions des biotopes

La contribution des biotopes à la production totale de ressources a fait ressortir des biotopes présentant des grandes surfaces spécifiques, tels que les prairies. Des biotopes tels que les bords de routes ou de cultures, présentant des petites superficies ne sont pas mis en avant. Afin d'analyser l'importance que peuvent avoir ces biotopes minoritaires, la productivité des biotopes a été mesurée par unité de surface.

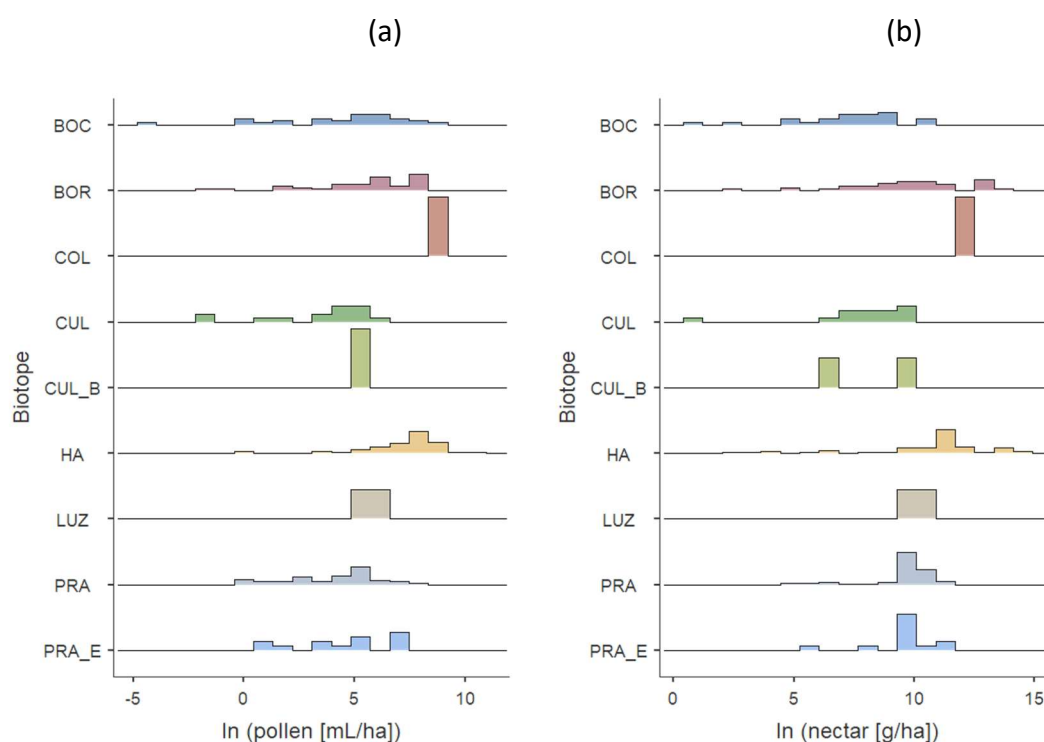


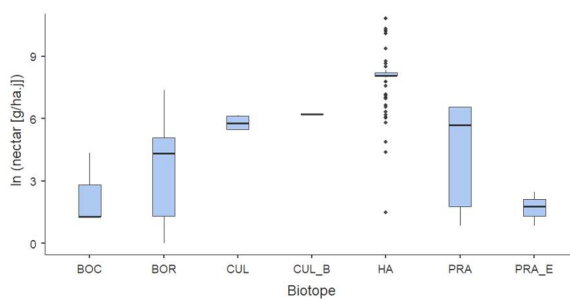
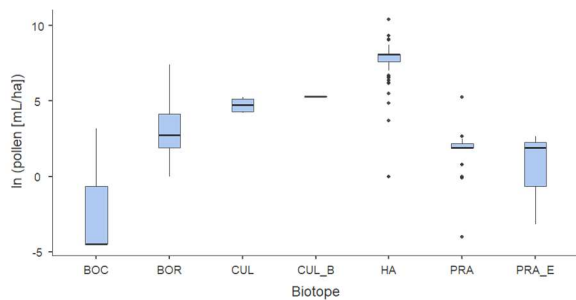
Figure 3.6 – Distribution des données sur les différents biotopes sur base des logarithmes des productions de la saison pour (a) le pollen et (b) le nectar.

La plupart des biotopes présentent de grandes dispersions dans les productions annuelles par unité de surface pour les différents éléments de paysage qui les composent (Figure 3.6). Les tests de Shapiro-Wilk indiquent que les distributions ne suivent une loi normale pour aucun des biotopes ($p < 0.05$). Les champs de colza et de luzerne étant productifs presque uniquement durant la période de floraison de la culture, les différentes parcelles avec la même culture ont une production très similaire. La faible répartition obtenue pour les cultures biologiques est due à la taille de l'échantillon. Celui-ci est en effet très faible (2

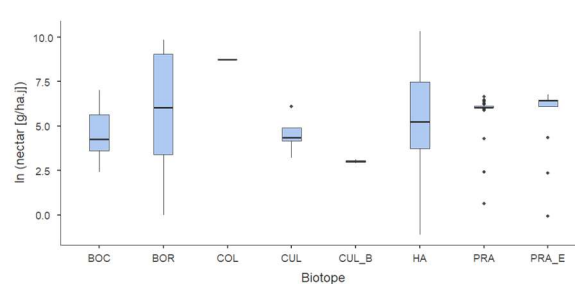
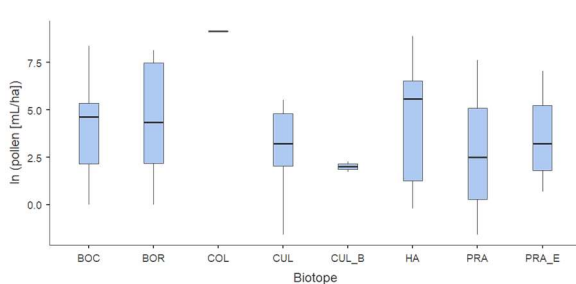
parcelles observées), les résultats obtenus ont donc une faible puissance. Tous les autres biotopes montrent une distribution fortement dispersée, tant pour le pollen que pour le nectar.

Les tests de Shapiro-Wilk indiquent que la presque totalité des biotopes ne suit pas une loi normale non plus pour les productions mensuelles ($p < 0,05$). Des boîtes à moustaches ont donc été utilisés pour rendre compte de la dispersion des productions des biotopes pour chaque période de la saison (Figure 3.7). Les moyennes et les médianes des productions mensuelles pour le pollen et le nectar sont reprises dans l'Annexe 4.

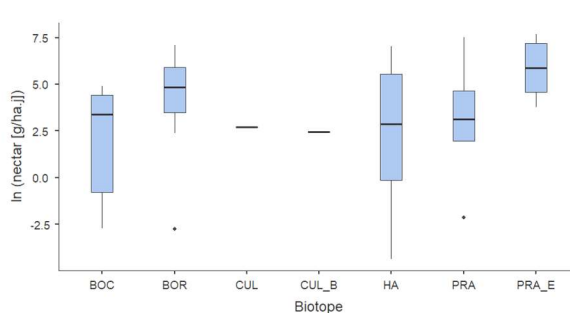
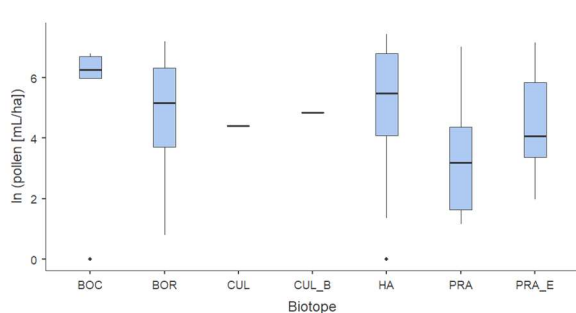
Avril



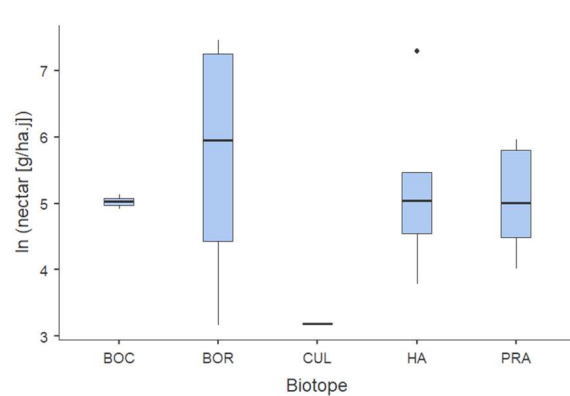
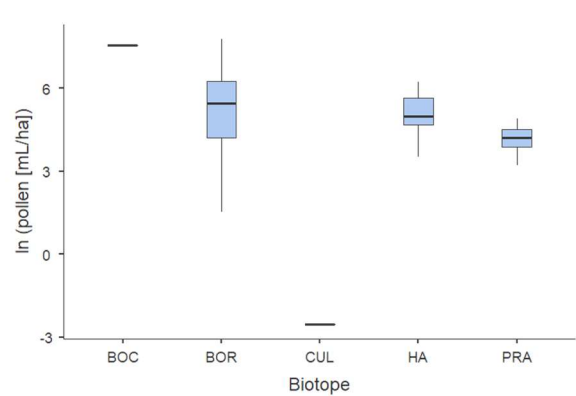
Mai



Juin



Juillet



Août

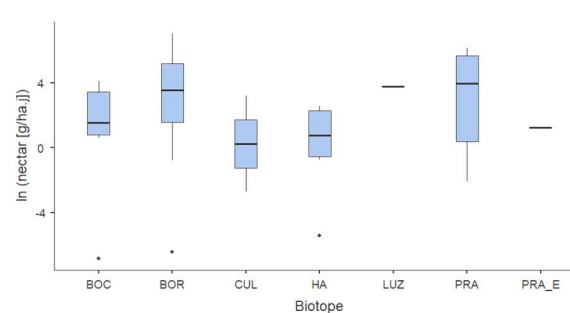
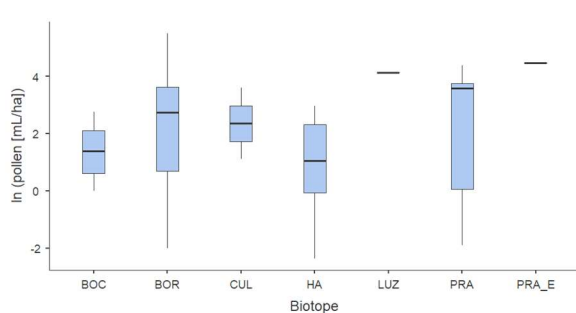


Figure 3.7 – Boîtes à moustaches représentant la dispersion des productivités de chacun des biotopes pour chaque mois de la saison pour le pollen et le nectar.

La dispersion des données est grande de manière générale. Les faibles dispersions observées à certaines périodes pour certains biotopes tels que les cultures biologiques, les bords de cultures et les prairies extensives viennent de la petite quantité de données plutôt que d'une homogénéité de la production.

Les graphiques de rendement de nectar pour les trois premiers mois (avril – juin) diffèrent légèrement de ceux réalisés par A. Langlois pour les mêmes mois (Langlois 2019). Ceci est dû aux différences de méthodologies dans le traitement des données. Les observations principales restent cependant similaires et les regroupements de biotopes réalisés dans le cadre de ce travail (haies – lisières et prairies – pâtures) n'ont pas d'impact sur les constatations tirées pour ces biotopes. Une grande hétérogénéité est observée pour le mois d'avril pour la production de nectar. En mai, le colza ressort fortement et les bords de routes commencent à se démarquer. Enfin, en juin les prairies extensives ont une meilleure production que les prairies intensives.

Pour mesurer les densités de production des biotopes, nous avons préféré utiliser les productions mensuelles pondérées par la superficie totale du biotope. Ceci a été réalisé pour le pollen (Figure 3.8) et le nectar (Figure 3.9).

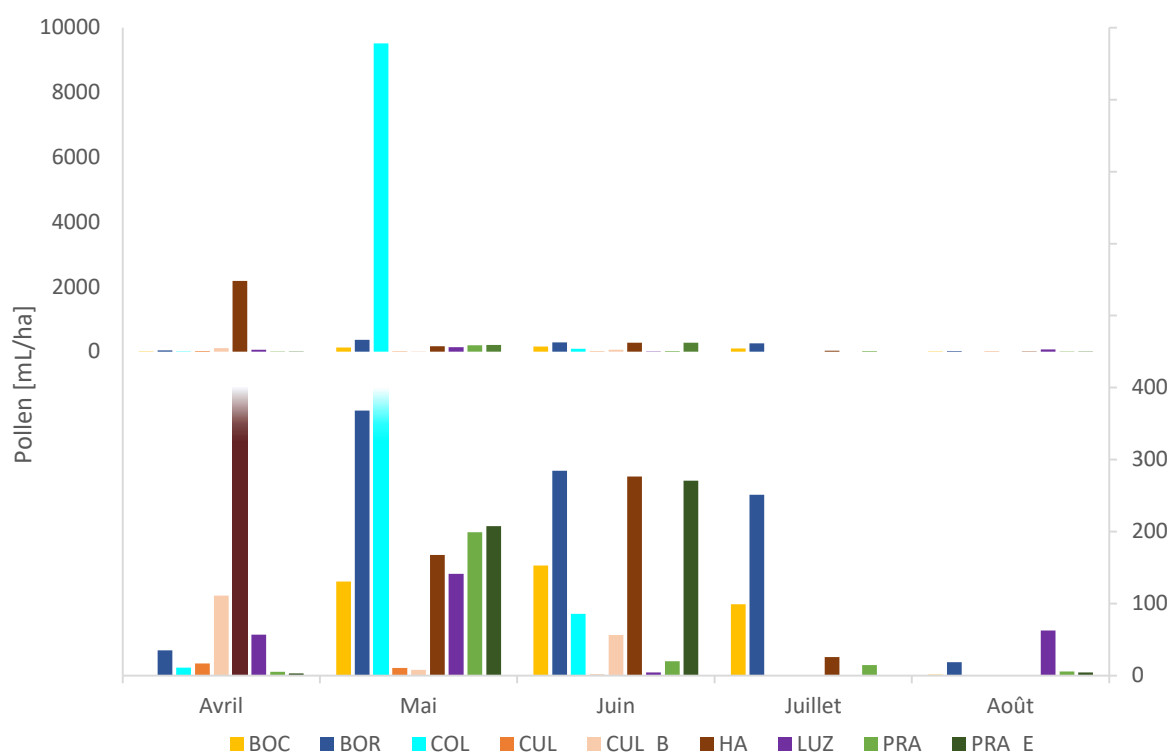


Figure 3.8 – Panel Chart des productivités surfaciques des biotopes au cours de la saison pour le pollen [mL/ha].

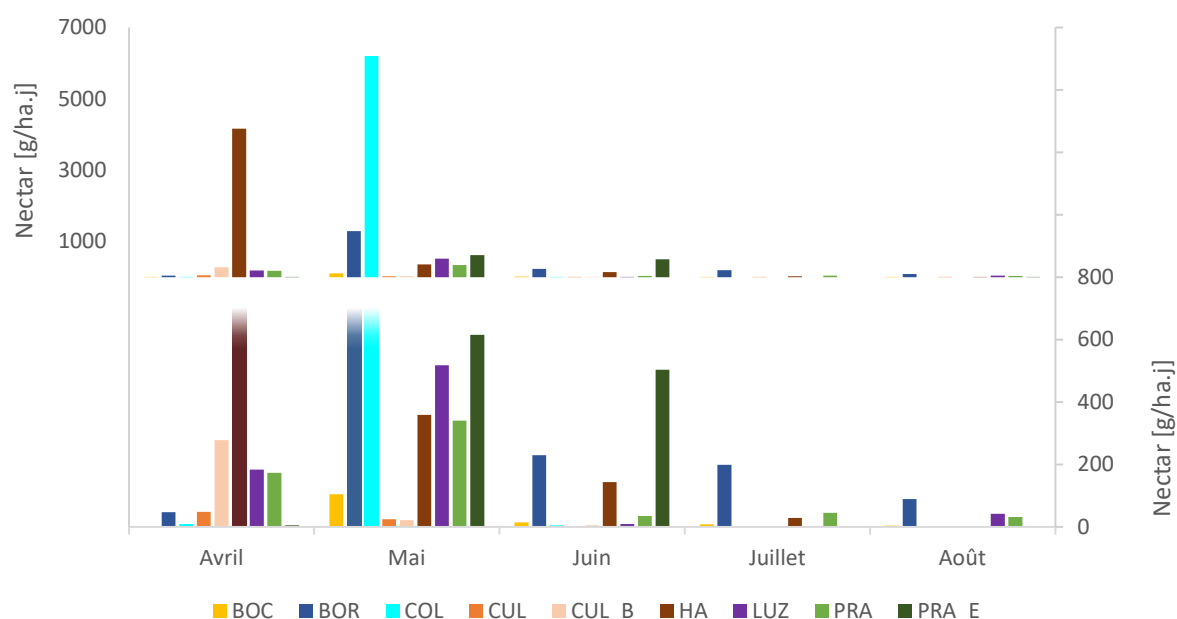


Figure 3.9 – Panel Chart des productivités surfaciques des biotopes au cours de la saison pour le nectar [g/ha.j].

Une grande variabilité est observée, tant pour le pollen que pour le nectar. La productivité moyenne des haies en avril est de 2 187 mL/ha de pollen et de 4 165 g/ha de nectar. En mai, la productivité des champs de colza est de 9 517 mL/ha de pollen et de 6 201 g/ha de nectar. Ce sont cependant des productivités très ponctuelles dans le temps et elles ne permettent pas d'assurer une régularité dans la production des ressources au long de l'année. En effet, la production des haies est proche de zéro en août tandis que celle des champs de colza est nulle en juillet et en août. Le biotope présentant la production minimale la plus élevée tout au long de l'année est celui des bords de routes (Pollen : $\min_{BOR} = 19$ mL/ha ; Nectar : $\min_{BOR} = 47$ g/ha.j). Les prairies gardent également une production plus constante par rapport aux autres biotopes (Pollen : $\min_{PRA} = 5$ mL/ha et $\max_{PRA} = 199$ mL/ha ; Nectar : $\min_{PRA} = 31$ g/ha.j et $\max_{PRA} = 341$ g/ha.j).

En avril, ce sont les cultures biologiques qui ont la densité de production la plus élevée après les haies. Les cultures biologiques se démarquent avec une production de 111 mL/ha de pollen et 278 g/ha.j de nectar, soit plus de cinq fois celle des cultures conventionnelles pour cette période. Par ailleurs, les parcelles de luzerne présentent des adventices en avril et en mai, qui leurs confèrent une densité de production non négligeable.

Les haies gardent une productivité élevée de pollen et de nectar au cours des mois de mai et de pollen au mois de juin (277 mL/ha). Pour les mois de mai et de juin, les productions de pollen à l'hectare des prairies intensives sont respectivement de 80 mL/ha et de 34 mL/ha tandis que celle des prairies extensives est largement supérieure avec une production de pollen de 208 mL/ha et 271 mL/ha. Les bords de cultures se démarquent pour les mois de mai à juillet, et apportent proportionnellement plus de pollen que de nectar.

En juillet, les bords de routes sont de loin le biotope le plus productif avec une production de 251 mL/ha de pollen et 199 g/ha.j de nectar.

En août, les biotopes les plus productifs sont la luzerne, qui produit 63 mL/ha de pollen, et les bords de routes, qui produisent 89 g/ha.j de nectar. L'impact de la luzerne sur la production des ressources est nettement moins marqué que celui du colza.

3.4. Synthèse des productions de pollen et de nectar

3.4.1. Evolution de la production de pollen

Des cartes ont été réalisées pour représenter la production de pollen sur le site de Lomprez (Figure 3.10) et d'Ychippe (Figure 3.11).

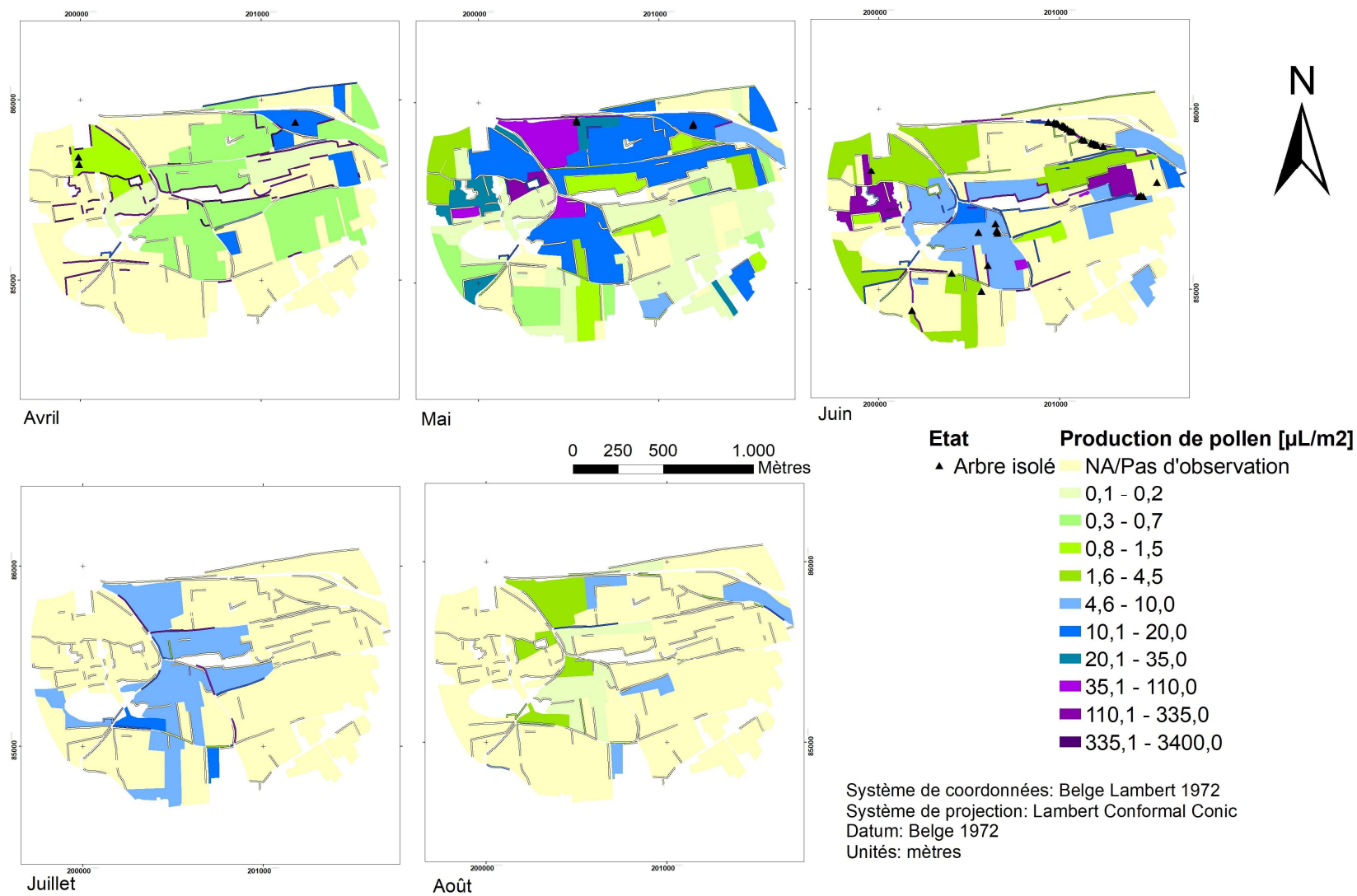


Figure 3.10 – Evolution spatio-temporelle de la production de pollen sur le site de Lomprez.

Tout au long de la saison, la surface productive semble former un noyau au centre de la zone d'étude (Figure 3.10). Pour les derniers mois de la saison, cette zone se rétracte et la majorité de la production est fournie par une petite zone. Une comparaison avec la carte d'occupation du sol (Figure 2.3) indique que ces parcelles correspondent majoritairement aux prairies qui composent le cœur du site de Lomprez.

La production en avril est de 10,3 L. Celle-ci est assurée en majeure partie par *Prunus spinosa* et *P. avium*, qui ont produit 77 % du pollen. Ces espèces étant présentes majoritairement dans les haies, la production de pollen est fortement concentrée en ces points. Les ressources produites sur les éléments polygonaux viennent principalement de *Lamium purpureum* (14 % du pollen), observée sur tous types de biotopes, de *Veronica persica* (5 %), observée en cultures, et de *Bellis perennis* (2 %), observée en prairies.

Au mois de mai, la production de 18,1 L est étalée sur toute la superficie du site. *Ranunculus acris*, *Capsella bursa-pastoris* et *Caltha palustris* assurent 60 % de la production de pollen. *Caltha palustris* a été observée uniquement en prairies extensives humides tandis que *Ranunculus acris* et *Capsella bursa-pastoris* ont été observées sur différents biotopes.

La production totale au mois de juin est de 14,8 L. Les parcelles qui continuent à produire sont principalement celles qui ont la production la plus importante en mai. La moitié du pollen a été produit par *Heracleum sphondylium*, qui est de loin l'espèce la plus productrice. La comparaison avec la carte d'occupation du sol sur le site de Lomprez (Figure 2.3) indique que la zone de production se concentre sur les prairies extensives du paysage.

Au mois de juillet, la production chute à 3,3 L. *Trifolium repens* et *Trifolium pratense* ont produit 82 % du pollen. Ces espèces ont été observées principalement en prairies.

En août, la production n'est plus que d'un litre. La floraison de *Lotus pedunculatus* (44 % du pollen) et de *Malva moschata* (23 % du pollen) en prairies assure la plus grande partie de la production. Par ailleurs, les deux champs de *Medicago sativa* ont produit à eux seuls 21 % du pollen.

Peu d'arbres isolés sont présents sur le site de Lomprez, seulement deux *Prunus spinosa* et un *Salix sp.* ont été observés en fleurs au mois d'avril. Ce même saule, un *Prunus spinosa* et deux individus de *Viburnum lantana* ont été comptabilisés en mai. Cinq individus de *Crataegus monogyna* ainsi qu'un certain nombre d'arbustes de *Rosa canina* étaient fleuris en juin. Quant à la contribution à la production totale, celle des arbres isolés est négligeable étant donné le peu d'individus recensés. La production des arbres isolés est la plus importante en avril, chute en mai et remonte légèrement en juin grâce à la présence de *Rosa canina*.

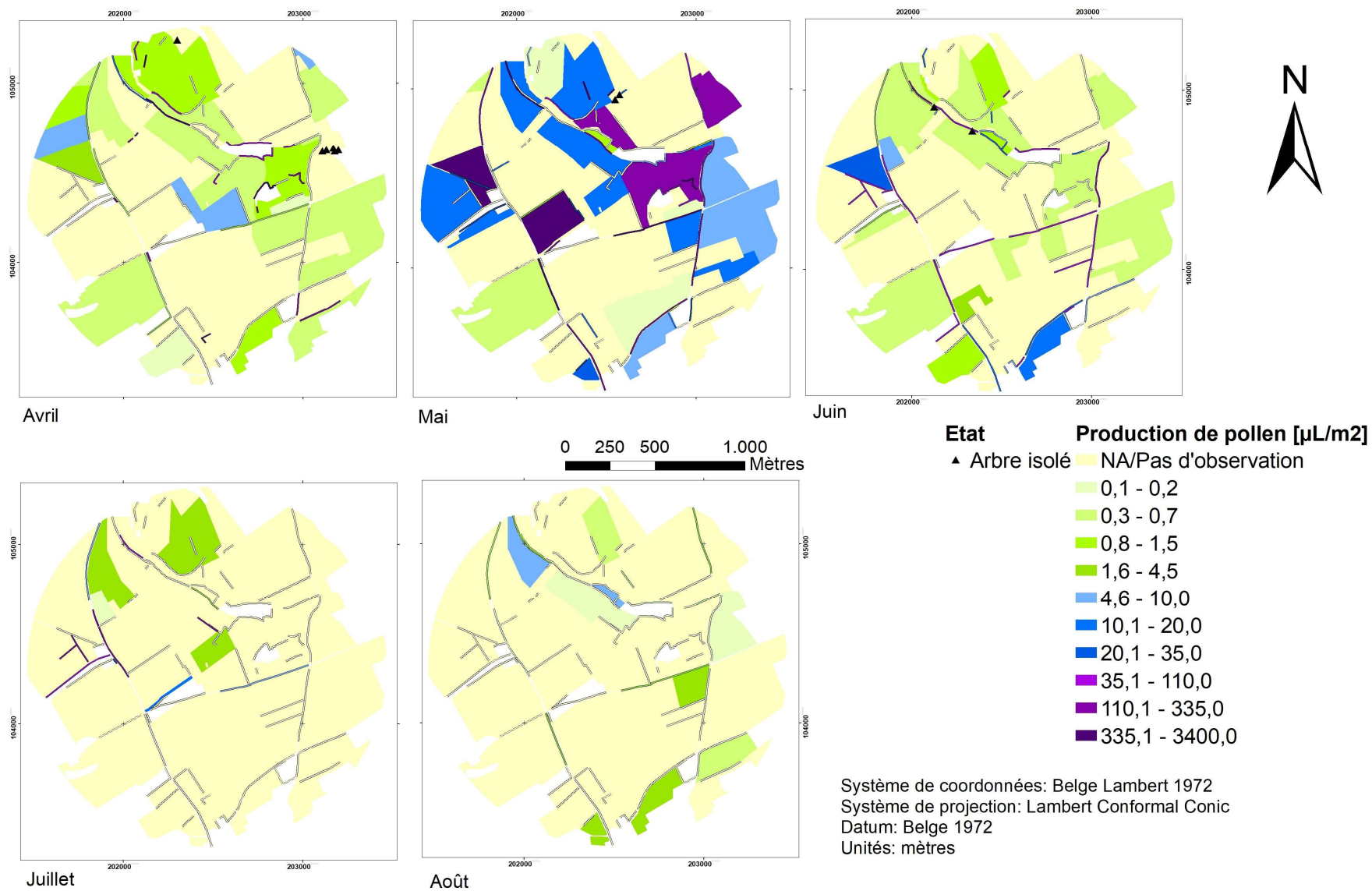


Figure 3.11 – Evolution spatio-temporelle de la production de pollen sur le site d'Ychippe.

Sur le site d'Ychippe, les parcelles les plus productives pour le pollen restent généralement les mêmes pour les trois premiers mois de la saison et ont leur pic de production en mai (Figure 3.11). En comparant avec la carte de l'occupation du sol pour le site d'Ychippe (Figure 2.3), ces parcelles correspondent aux prairies. La zone étant composée en grande partie par des cultures, les prairies sont plus éparpillées que sur le site de Lomprez.

Le volume de pollen produit au mois d'avril est de 4,4 L. Tout comme à Lomprez, la production est assurée en majeure partie par *Prunus avium* et *P. spinosa*, qui ont produit 62 % du pollen. Ces espèces se trouvent dans les haies. Trois champs ont une production qui se situe entre 6 et 10 $\mu\text{L}/\text{m}^2$. Cette production est due à la présence de *Lamium purpureum*, espèce qui a produit 17 % du pollen du site. La production semble assez homogène sur les prairies, la plupart se situant dans une tranche de production de 0,6 à 1 $\mu\text{L}/\text{m}^2$, et est principalement due à la présence de *Bellis perennis*, qui a produit 8 % du pollen. *Cardamine hirsuta* est présente en grande densité (232,5 UF/ m^2) sur une partie des prairies, mais l'absence de donnée sur sa production de pollen ne permet pas d'analyser sa contribution (Annexe 2).

L'explosion de la production au mois de mai, qui monte à 153,1 L, est due à la floraison des quatre champs de *Brassica napus*, qui ont produit 72 % du pollen. Pour sa part, *Ranunculus bulbosus* a produit 20 % du pollen et a été rencontrée sur des prairies. La carte indique une production importante sur les bords de routes, celle-ci est due à la présence d'une grande diversité d'espèces. Un total de 28 espèces a été observé sur le biotope ce mois-là.

En juin, le volume de pollen chute à 2,8 L. *Papaver rhoeas* contribue pour 27 % de la production, *Rubus agg.* pour 19 % et *Matricaria chamomilla* pour 18 %. Pour ce mois encore, ce sont les biotopes linéaires qui présentent la plus grande densité de production. *Papaver rhoeas* et *Matricaria chamomilla* ont été observés en bords de routes et de cultures, tandis que *Rubus agg.* a été observé sur des bords de routes et dans les haies.

La production en juillet est de 0,9 L, dont 53 % est produit par *Trifolium repens* et 16 % par *Matricaria chamomilla*. A nouveau, ce sont les biotopes linéaires qui sont mis en avant sur la carte.

En août le volume descend à 0,71 L. *Trifolium pratense* et *T. repens* ont produit 58 % du volume de pollen et *Heracleum sphondylium* en a produit 21 %.

En avril, cinq individus isolés de *Prunus spinosa* ou *P. avium* ont été observés en fleurs. Ils sont tous localisés sur la même zone et pourraient être associés à une haie. En mai, deux individus de *Crataegus monogyna* étaient fleuris sur une parcelle de culture peu productrice. En juin, les arbustes de *Rosa canina* ont tous été considérés comme des haies car ils avaient

une grande proximité, parmi les individus isolés il n'y a donc que deux individus de *Sambucus nigra*. A nouveau, hormis les *Prunus spp.* du mois d'avril qui ont une production similaire à celle des haies (0,5 L), le nombre d'individus isolés ne permet pas une contribution significative à la production totale de pollen.

3.4.2. Evolution de la production de nectar

Des cartes ont également été réalisées pour représenter la production de nectar sur le site de Lomprez (Figure 3.12) et d'Ychippe (Figure 3.13).

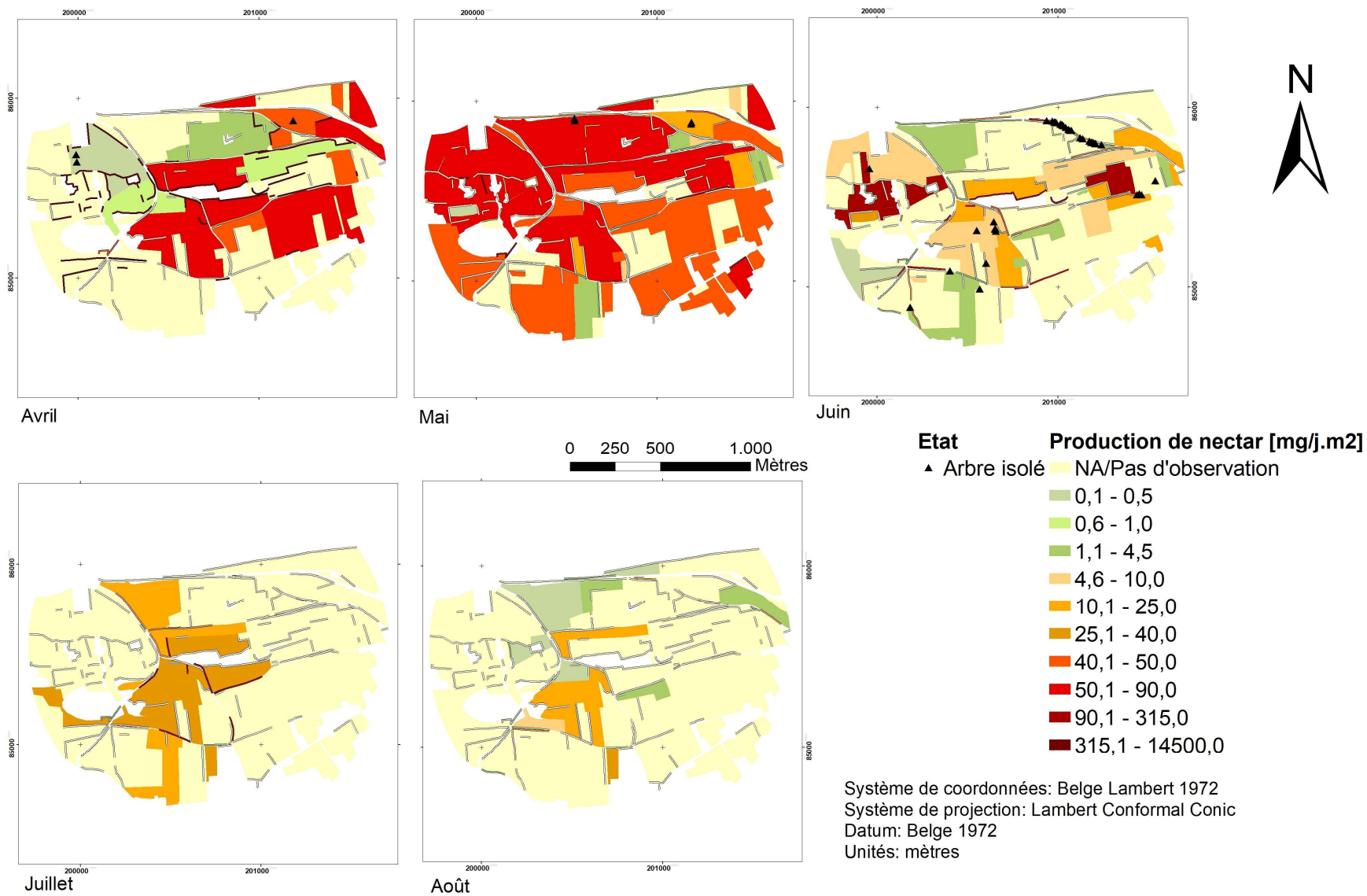


Figure 3.12 – Evolution spatio-temporelle de la production de nectar sur le site de Lomprez.

Tout comme pour la production de pollen, la production de nectar fluctue au cours de la saison sur le site de Lompres (Figure 3.12). Pour le mois d'avril, elle est de 1 673 kg et est assurée à 56 % par *Taraxacum agg.*, une espèce observée dans les prairies. Des lisières de *Salix spp.* sont responsables de 22 % de la production, tandis que les *Prunus spinosa* et *P. avium* dans les haies ont produit 12 %. *Lamium purpureum*, qui est observé sur divers biotopes, contribue à l'apport de ressources et a produit 8 % du nectar.

Au mois de mai la production monte à 2 486 kg de nectar sur le site. Durant ce mois, *Taraxacum agg.* est en fleurs. Cette espèce est à elle seule responsable de 89 % de la production et est de loin l'espèce la plus influente. De manière nettement plus réduite, *Capsella bursa-pastoris* et *Ajuga reptans* ont produit chacune 3 %.

En juin la production chute à 709 kg. *Heracleum sphondylium* a produit 47 % du nectar. L'espèce a été observée sur différents biotopes tels que des bords de routes, des haies et des prairies. *Trifolium repens* a produit 13 % du nectar et a été observée sur les mêmes biotopes. *Lathyrus pratensis* et *Cirsium vulgare*, qui ont produit 11 % et 9 %, sont des espèces qui ont été observées presque exclusivement en prairies extensives. Elles font partie des espèces les plus productrices pour le mois.

La production du mois de juillet est de 326 kg. Ce sont *Trifolium repens* (53 % du nectar) et *Trifolium pratense* (22 % du nectar) qui fournissent le plus gros apport nectarifère. Ces espèces sont principalement présentes en prairies. *Cirsium arvense* a produit 19 % du nectar et est observé sur plusieurs biotopes, tels que des prairies, des bords de routes et des haies.

En août la production n'est plus que de 84 kg et est assurée à 74 % par *Cirsium arvense* et *C. vulgare*. *Trifolium repens* et *T. pratense* assurent à eux deux 17 % de la production de nectar. Ces espèces ont été observées sur des bords de routes et en prairies. Comme le montre la carte, les champs de *Medicago sativa* ressortent, ils ont produit 6 % du nectar.

Les observations générales pour les arbres isolés sont les mêmes pour le nectar que pour le pollen. Une petite différence peut cependant être observée car la production est plus importante en mai (44 g) qu'en juin (1 g). Cela s'explique par le fait que *Salix spp.* (9620 µg/UF), observé en mai, est un plus grand producteur de nectar comparé à *Rosa canina* (17 µg/UF) qui est observé en juin.

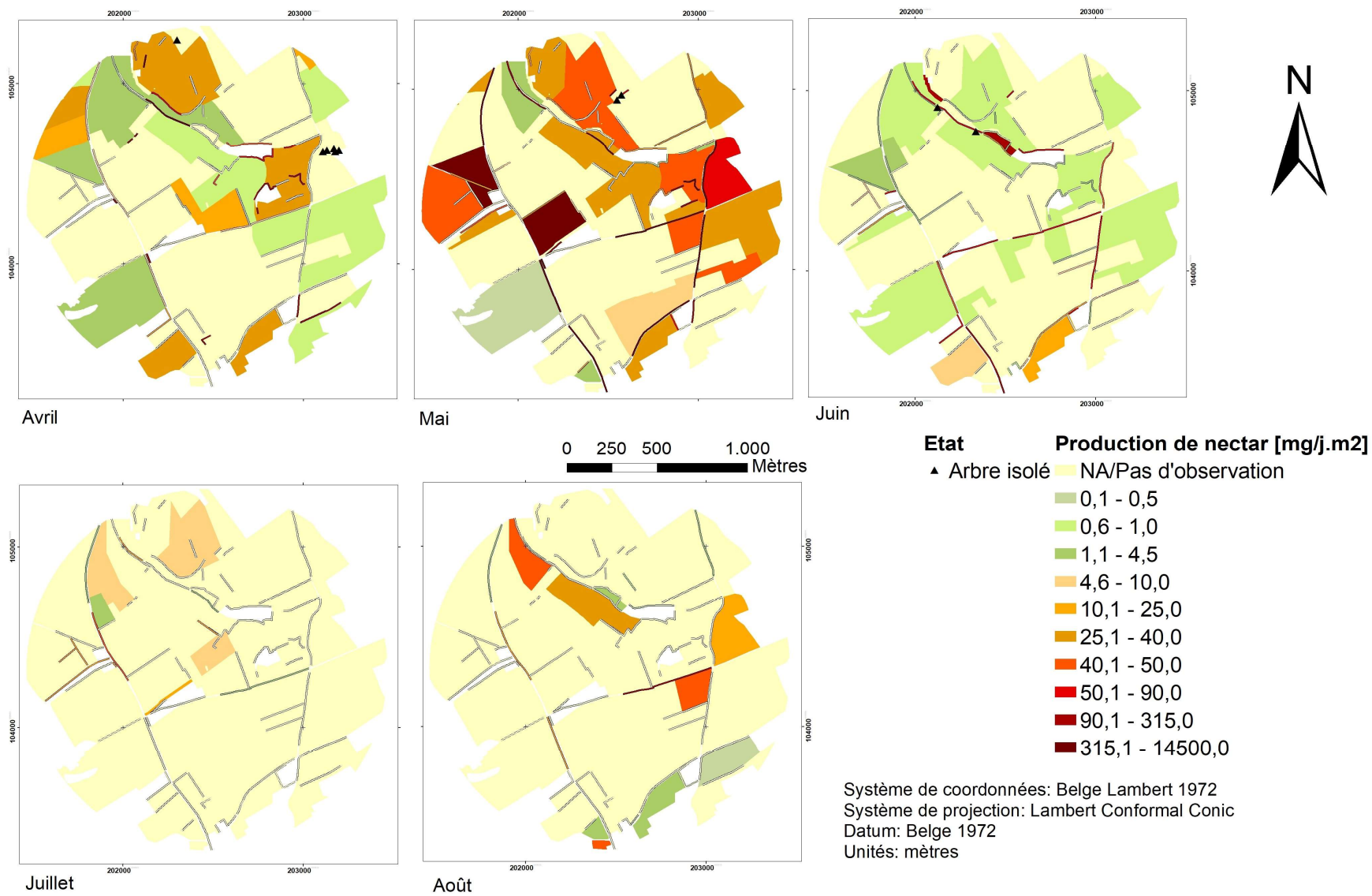


Figure 3.13 – Evolution spatio-temporelle de la production de nectar sur le site d'Ychippe.

Un total de 464 kg de nectar a été produit au mois d'avril sur le site d'Ychippe, dont 68 % est assuré par *Taraxacum agg.* (Figure 3.13). *Lamium purpureum* a produit 16 % du nectar, *Prunus avium* et *P. spinosa* ont produit ensemble 8 %.

En mai, la production explose et monte à 3 471 kg avec la floraison de *Brassica napus* dans les champs. Ces quatre champs sont ensemble responsables de la production de 64 % du nectar. *Taraxacum agg.* reste bien présente et a produit 28 % du nectar. Viennent ensuite *Lamium album* et *Capsella bursa-pastoris* avec une contribution de 3 % pour chacune d'entre elles. *Taraxacum agg.* a été observé sur plusieurs biotopes tandis que *Lamium album* est présente sur les bords de routes et de cultures, d'où leur mise en évidence sur la carte. *Capsella bursa-pastoris* est présente majoritairement en prairies.

La production au mois de juin chute à 120 kg. L'espèce la plus productrice est *Cirsium palustre* (50 % du nectar), qui n'a été observée que dans deux prairies. *Trifolium repens* assure un autre 15 % de la production nectarifère et est présent sur les bords de routes et en prairies. Enfin, *Heracleum sphondylium*, observée sur des bords de routes, a produit 11 % du nectar.

Au mois de juillet, la production descend encore plus bas, elle est de 37 kg. *Trifolium repens* est responsable de 85 % de la production nectarifère et a été observé en prairies et sur les bords de routes. En observant la carte, c'est le seul mois pendant lequel la bande aménagée est productive, elle contient en effet de la luzerne (*Medicago sativa*) et a produit 5 % du nectar.

La production remonte à 188 kg de nectar au mois d'août et est plus élevée que celle de juin et juillet. Cette production est assurée par une grande densité de *Trifolium pratense* sur certaines prairies, qui a produit 50 % du nectar. *Cirsium arvense* et *C. vulgare* ont assuré ensemble 41 % de la production totale du mois.

Les constatations tirées pour la production de nectar des espèces ligneuses sont similaires à celles pour le pollen.

4. Discussion

4.1. Ressources florales des milieux agricoles

4.1.1. Phénologie des ressources florales

Les résultats montrent que les différents biotopes se succèdent dans le temps pour la production des ressources florales. En effet, les périodes de floraison varient, ce qui est possible grâce aux différences dans leurs compositions florales. Ainsi, les haies dominent en début de saison et les prairies apportent la majorité des ressources en milieu et fin de saison, ce qui confirme que ce sont deux habitats vitaux dans les paysages agricoles (Fitzpatrick et al. 2007; Stanley et Stout 2013; Carrié 2016).

Par ailleurs, les terres cultivées apportent des pics de production en milieu (colza) et en fin de saison (luzerne et trèfle), offrant une abondance de ressources. Les biotopes minoritaires herbacés tels que les bords de routes, les bords de cultures et la strate herbacée des haies permettent d'assurer un socle de production tout au long de l'année. Malgré leurs petites superficies, les haies, les bords de routes et les bords de cultures ont le meilleur potentiel de production par unité de surface, ceci confirme des études antérieures (Hanley et Wilkins 2014; Söderman et al. 2018).

4.1.2. Différentes espèces pour la production des ressources

Les cinq espèces les plus productrices par unité florale pour le pollen (*Papaver rhoeas*, *Ranunculus bulbosus*, *Rosa canina*, *Malva moschata* et *Caltha palustris*) sont toutes différentes des cinq espèces les plus productrices pour le nectar (*Cirsium palustre*, *Cirsium vulgare*, *Cirsium arvense*, *Salix spp.* et *Taraxacum agg.*). Le coefficient de corrélation mesuré entre les productions de pollen et de nectar est en effet faible à l'échelle du paysage ($p = 0,52$), cela indique qu'une ressource ne peut pas expliquer l'autre. Nous savons que les pollinisateurs ont besoin des deux ressources pour leur survie et développement. Le besoin en pollen des abeilles solitaires, par exemple, est très élevé et peut aller jusqu'à 99 μ L pour une cellule de couvain (Müller et al. 2006). Il est donc nécessaire d'étudier indépendamment la production de pollen et de nectar pour déterminer les espèces florales idéales pour le maintien de la biodiversité. L'identification des différentes espèces pour chacune des ressources a déjà été étudiée pour les prairies (Hicks et al. 2016).

Nous avons constaté que le coefficient de corrélation augmente lorsque l'on divise les observations selon les biotopes, le coefficient le plus élevé étant pour les bords de routes ($p = 0,71$). Cela s'explique sans doute par la plus grande densité d'une espèce lorsque les échantillons sont plus petits. Le coefficient de corrélation reste cependant trop faible que pour pouvoir supposer un lien entre les ressources.

Si l'on compare les productions totales de pollen et de nectar pour chaque site (Figure 3.1), l'évolution dans le temps de la disponibilité des deux ressources n'est pas identique. Cette différence s'explique principalement par le fait que les espèces florales ne produisent pas des quantités équivalentes de ressources, et peuvent en produire une seule, parfois en grande quantité, au détriment de l'autre. Cependant, d'autres facteurs ont sans doute aussi contribué à cette différence comme le manque de données disponibles concernant la production de l'une ou l'autre ressource pour certaines espèces (Annexe 2).

4.1.3. Contribution des éléments planaires

En avril, en mai et parfois en août, les parcelles cultivées présentent des adventices. Les espèces principales observées sont *Lamium purpureum*, *Veronica persica* et *Capsella bursa-pastoris* tant pour le nectar que pour le pollen, *Geranium pyrenaicum* [0,4 µL/UF] et *Ranunculus acris* [1 µL/UF] plus spécifiquement pour le pollen, et *Cardamine hirsuta* [5 µg/UF.j] et *Stellaria media* [7 µg/UF.j], quant à elles, pour le nectar. La plupart de celles-ci sont des espèces fréquemment rencontrées en cultures (Lososová et al. 2009; Jacquemart et al. 2018). En ce qui concerne *Ranunculus acris*, elle est plutôt typique des prairies, et *Geranium pyrenaicum*, bien que trouvée sur des sites rudéralisés, n'est pas considérée comme une espèce de culture (Lososová et al. 2009). Il est possible que ces deux résultats soient dus à des erreurs d'identification. *Stellaria media* a été observée uniquement en culture biologique, mais il s'agit d'une adventice commune en terre agricole qui aurait également pu être rencontrée en parcelle d'agriculture intensive (Lososová et al. 2009). Parmi les espèces messicoles emblématiques en Wallonie, qui sont *Centaurea cyanus*, *Papaver rhoeas* et *Glebionis segetum* (Legast, Mahy, et Bodson 2008), seule *Papaver rhoeas* a été observée, c'était sur une parcelle en culture biologique et l'espèce a produit 13 µL/m² de pollen.

Les parcelles avec des cultures de céréales, de betteraves et de maïs ne sont pas productives pour le reste de la saison. Les cultures entomophiles apportent, quant à elles, une abondance de ressources durant leur floraison dont les pollinisateurs peuvent profiter. Nous avons observé des champs de *Brassica napus*, de *Linum ussitatissimum*, de *Medicago sativa* et de *Trifolium spp.*. Les champs de *Brassica napus* fleuris produisent 110 L de pollen et 72 kg/j de nectar en mai. Le colza est une culture nectarifère fortement attractive pour les insectes pollinisateurs (Le Féon et al. 2010). Les cultures de colza représentent 1,5 % de la Surface agricole utile (SAU) en Wallonie¹⁴. La culture de lin occupe 1,3 % de la SAU en Wallonie. Le manque de données ne permet malheureusement pas d'avoir une information quantitative sur la production de ressources de cette dernière (Annexe 2). Les champs de *Medicago sativa* ont produit ensemble 230 mL de pollen et 160 g/j de nectar en août. Une petite prairie de 0,4

¹⁴ « Chiffres clés ». s. d. *Filagri* (blog). Consulté le 23 juillet 2020. <https://filagri.be/grandes-cultures/chiffres-cles-grandes-cultures/>.

ha de *Trifolium pratense* a produit 17 mL de pollen et 170 g/j de nectar. Les cultures fourragères représentent 13 % de la SAU. L'impact des champs de luzerne est bien moindre par rapport à celui des champs de colza. Cela peut s'expliquer par le fait que la luzerne n'est pas une espèce qui produit beaucoup de ressources (0,06 µL/UF de pollen et 40 µg/j.UF de nectar).

En prairies, tous types confondus (de fauche ou pâturée), les espèces principales sont *Bellis perennis*, qui a été observée toute la saison, *Taraxacum agg.* (4 884 µg/UF.j) qui produit du nectar en avril et en mai, *Ranunculus acris* (1,23 µL/UF) qui apporte du pollen en mai et en juin. *Capsella bursa-pastoris* et *Trifolium repens* assurent pour leurs parts un apport des deux ressources pour les mois de mai à août. La couverture de toutes ces espèces sur le biotope va de 21 % pour *Ranunculus acris* à 57 % pour *Trifolium repens* (Annexe 3). En fin de saison les espèces rencontrées varient plus fortement en fonction des prairies, et les couvertures sont beaucoup plus faibles (< 10 %). On y retrouve *Leucanthemum vulgare*, *Malva moschata* et *Cirsium vulgare*. Toutes ces espèces sont communément rencontrées en prairies et pelouses (Hicks et al. 2016; Jacquemart et al. 2018).

Au niveau des prairies extensives, une différence de composition a été observée selon le taux d'humidité du milieu. Les espèces rencontrées qui se sont avérées productives en prairies extensives sont les suivantes : *Heracleum sphondylium*, *Caltha palustris*, *Ajuga reptans*, *Lathyrus pratensis*, *Lotus pedunculatus* et *Cirsium palustre*. Certaines d'entre elles, *Heracleum sphondylium*, *Ajuga reptans* et *Lathyrus pratensis*, sont communes en prairies (Mainz 1996; Listl, Poschlod, et Reisch 2018). *Caltha palustris*, *Lotus pedunculatus* et *Cirsium palustre* ont quant à elles été rencontrées spécifiquement en prairies humides. Il s'agit en effet d'espèces typiques de ces milieux (Hájek et al. 2008; Jacquemart et al. 2018).

Dans ce travail, les parcelles pâturées ont été regroupées avec les prairies pour les analyses, car les prairies ne sont pas pâturées sur l'entièreté de la saison. Les biotopes avaient cependant été distingués lors des sorties sur le terrain. Certaines espèces ont été rencontrées principalement en pâtures. Il s'agit de *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare* et des espèces pérennes telles que *Taraxacum agg.* ou *Leontodon autumnalis*. Lesquelles sont en effet typiques des prairies pâturées (Hauteclair 2010). Différents éléments liés à l'activité de pâturage, tels que les dents de l'animal, le piétinement, ou encore les déjections, expliquent le développement de ce type d'espèces.

4.1.4. Contribution des éléments linéaires

Des espèces appartenant à trois strates de végétation ont été observées dans les haies, ce qui rejoint la description classique des haies (Soltner 1987). Parmi les espèces arborées, *Salix spp.*, *Prunus spinosa* et *P. avium* apportent la majorité des ressources en avril, *Salix spp.*

produisant beaucoup de nectar (22 % de la production nectarifère du mois). *Crataegus monogyna* est quant à lui productif au mois de mai pour le pollen et le nectar. Enfin, les haies arbustives composées de *Rosa canina* et *Sambucus nigra* produisent du pollen et du nectar en juin. *Crataegus monogyna* et *Prunus spinosa* sont très fréquentes dans les haies, c'est notamment le cas en Angleterre, où ces espèces dominent deux tiers des haies (French et Cummins 2001). *Rosa canina* et *Sambucus nigra* y sont rencontrées également. *Salix spp.* sont des espèces très prolifiques en nectar qui peuvent produire jusqu'à 1000 chatons en moyenne par m³ et donc une production de 3,5 T de sucres par hectare par an (Fraselle 2018; de Roissart 2019).

La strate herbacée des haies permet d'assurer une production minimale lorsque les espèces ligneuses ne sont pas fleuries. Les espèces qui présentent les plus grands recouvrements sont *Rubus agg.* (17 %), *Geranium pyrenaicum* (11 %) et *Galium aparine* (10 %), et les espèces qui apportent la meilleure contribution à la production de ressources sont *Rubus agg.* et *Glechoma hederacea*, ainsi qu'*Anthriscus sylvestris* (0,04 µL/UF) pour le pollen et *Lamium album* (1044 µg/UF.j) pour le nectar. Des grandes espèces herbacées telles qu'*Anthriscus sylvestris* sont communes en bordures de haies, et des espèces compétitrices telles que *Galium aparine* sont fréquentes dans des sols qui ont subi une gestion intensive (French et Cummins 2001). Cette dernière se développe dans des sols humides riches en nitrogènes (K. Taylor 2001). Elle peut être rencontrée dans des zones eutrophiées avec *Alnus glutinosa* ou dans des broussailles avec *Crataegus monogyna* et *Rubus agg.*. En Europe, *Glechoma hederacea* est une espèce qui se développe sur des biotopes ombragés tels que des haies (Hutchings et Price 1999).

Le biotope le plus constant dans la production sur la saison est celui des bords de routes. Une production minimale de 19 mL/ha de pollen et 47 g/ha de nectar est assurée tout au long de l'année. Ceci est dû au fait que les bords de routes présentent la plus grande richesse en espèces florales, avec 130 espèces observées au total, et pouvant aller jusqu'à 36 espèces observées sur un élément de paysage. *Lamium album* est à la fois l'espèce la plus rencontrée (couvre 45 % de la surface) et la plus productrice en pollen et nectar. *Matricaria chamomilla* et *Anthriscus sylvestris* sont fréquentes également et contribuent plutôt à la production de pollen. *Filipendula ulmaria* (0,15 µL/UF) produit du pollen également. *Taraxacum agg.* (4 884 µg/UF.j), *Cirsium arvense* (8 643 µg/UF.j), *Tripleurospermum inodorum* (1 407 µg/UF.j) et *Symphytum officinale* (1 969 µg/UF) sont des grandes productrices de nectar (Baude et al. 2016). En juillet et en août, les espèces en fleurs sont *Achillea millefolium*, *Convolvulus arvensis*, *Origanum vulgare* et *Jacobaea vulgaris*. La diversité des bords de routes reste appréciable jusqu'au mois d'août, avec 40 espèces recensées. Cette observation s'accorde avec une étude antérieure, qui a également constaté une grande diversité florale sur les bords de routes (Cole et al. 2017). Les espèces observées sont en grande partie des Astéracées, une famille très commune des bords de routes (Wrzesień et Denisow 2016). Les

Astéracées, bien que présentant un accès facile aux ressources florales, ne sont malheureusement pas appréciées par tous les insectes pollinisateurs, notamment les *Bombus*, pour leur pollen (Vanderplanck et al. 2020). Une composition chimique particulière rend la ressource impropre à la consommation. Le milieu environnant les bords de routes peut avoir un impact sur leur richesse. Celle-ci sera plus élevée si la parcelle adjacente est une prairie ou une forêt plutôt qu'une terre arable (Cousins 2006).

La totalité des espèces observées sur les bords de cultures a également été observée sur les bords de routes, mais la diversité des espèces est quatre fois inférieure sur les bords de cultures. *Papaver rhoeas* qui est l'espèce la plus vaste avec une couverture de 17 % est aussi la principale productrice de pollen (13 $\mu\text{L}/\text{UF}$). *Lamium album* produit du nectar en mai et *Matricaria chamomilla* produit les deux. *Ranunculus bulbosus* (7 $\mu\text{L}/\text{UF}$) produit du pollen et *Fumaria officinalis* (22 $\mu\text{g}/\text{UF.j}$) et *Taraxacum agg.* du nectar. Ces cinq espèces ont été observées sur moins de 10 % de la surface des bords de cultures. En fin de saison, *Tripleurospermum inodorum*, *Achillea millefolium* et *Medicago sativa* produisent la majorité des ressources. *Papaver rhoeas* est une espèce caractéristique des cultures pour son pollen, et *Matricaria chamomilla* est commune également (Brun et al. 2007). La présence de *Ranunculus bulbosus* en terre arable est possible lorsque l'espèce est présente dans des prairies environnantes (Barling 1955).

Etant soumis à moins de perturbations mécaniques, les bords de cultures devraient comporter des espèces plus grandes et vivaces telles que *Epilobium angustifolium* ou encore *Filipendula ulmaria* sur des zones plus humides (Hovd 2005; Mehdiyeva 2017). Dans notre cas, certaines espèces telles que *Epilobium hirsutum*, *Crepis biennis* ou *Filipendula ulmaria* ont été observées tant sur les bords de routes que sur les bords de cultures, et *Fumaria officinalis* a été observé sur des bords de cultures alors qu'elle est plutôt associée aux bords de routes (Hovd 2005). Ces différences pourraient être dues à un manque de rigueur dans la définition de ces deux biotopes. Un espace situé entre une route et une culture pourrait en effet être classé dans les deux catégories de biotopes. Ceci peut amener une confusion dans les résultats et démontre la nécessité d'une définition claire et précise des différents biotopes. Etant donné que les bords de routes et de cultures présentent des similarités, il pourrait être tentant de les regrouper en un seul type de biotope. La grande différence observée au niveau de la diversité des espèces montre cependant que ces deux biotopes ne sont pas tout à fait assimilables.

Les bords de cultures présentent un faible nombre d'espèces (deux espèces en moyenne). De plus, ces espèces diffèrent d'un bord de culture à l'autre. Ceci explique donc leur composition florale très hétérogène. Différents facteurs peuvent être à l'origine de cette hétérogénéité (Fried, Villers, et Porcher 2018). D'une part, au niveau du biotope, la taille et les conditions de gestion ont une influence sur la végétation, et d'autre part, une bordure de culture est influencée par la parcelle adjacente. L'intensité de la culture ainsi que le type de culture

peuvent avoir un impact sur la diversité et la densité florale. Hovd (2005) a, par exemple, constaté que la diversité florale la moins riche est observée en bordures de cultures céréalières.

4.2. Impact du paysage sur la disponibilité des ressources

4.2.1. Proportion des biotopes

La quantité totale annuelle de pollen offerte par les deux paysages au cours de la saison est plus élevée sur le site d'Ychippe (160 L sur les 275 ha), mais elle descend à 50 L si on retire la production de colza. Cette production de 50 L équivaut à la quantité de pollen disponible sur les 260 ha du site de Lomprez annuellement. Bien qu'il ne semble pas y avoir d'influence significative du type de paysage sur la production totale annuelle de pollen, une différence est néanmoins observée dans la distribution de la production en fonction des mois de la saison. La production sur le site de Lomprez a une tendance plus constante et reste entre 10 et 20 L pour les trois premiers mois de la saison (avril à juin). A Ychippe, la production du mois de mai représente 95 % du pollen de l'année, conséquence du pic de floraison du colza. Nos résultats suggèrent donc que la complexité du paysage a une influence sur la disponibilité temporelle des ressources. En effet, la complexité permet une production plus constante et régulière. En ce qui concerne le nectar, la production totale annuelle est équivalente sur les deux sites étudiés (~ 5 000 kg). Elle est cependant plus de deux fois supérieure sur le site de Lomprez par rapport à Ychippe si nous ne tenons pas compte du colza sur ce dernier.

Le lien entre la production de pollen et de nectar et la complexité d'un paysage n'est que très peu étudié. Certaines études ont cependant montré que les paysages plus complexes supportent des communautés d'insectes pollinisateurs plus abondantes et plus diversifiées (Bukovinszky 2017). Les pollinisateurs étant dépendants des ressources florales, et inversement, il serait logique et cohérent que l'un et l'autre soient liés.

La proportion des différents biotopes au sein du paysage est le paramètre clé expliquant les résultats obtenus. Pour l'aspect de régularité, la plus grande densité de haies, 44 m/ha pour le paysage le plus complexe (Lomprez), contre 17 m/ha pour le plus simple (Ychippe), a une influence sur la production de ressources en début de saison. Ceci est dû à la grande densité de production de ce biotope (2 000 mL/ha de pollen ; 4 000 g/ha de nectar). Les prairies étant plus productives que les cultures, un site ayant un ratio prairie/culture plus élevé présentera un seuil de ressources florales plus important au niveau du paysage sur la saison.

La différence de production de nectar entre les deux sites peut être expliquée par les proportions des différents biotopes également. Les espèces produisant le plus de nectar à l'unité florale sont *Cirsium spp.* (~10 000 µg/UF.j), *Taraxacum agg.* (4 884 µg/UF.j) et *Salix spp.*

(9 620 µg/UF.j). Les deux premières sont des espèces typiques des prairies (Hicks et al. 2016), un paysage plus herbager aura donc une plus grande superficie pour accueillir ces espèces. Les saules (*Salix spp.*) composent certaines des nombreuses haies observées sur le site plus complexe, alors qu'ils sont absents sur l'autre.

4.2.2. Configuration du paysage

La diversité en espèces florales pour chacun des biotopes est plus importante sur le paysage plus complexe que sur le paysage plus simple (entre deux et 19 espèces supplémentaires). D'autres paramètres tels que la densité et la couverture des espèces observées sont fort variables et ne nous permettent pas de distinguer les deux sites sur ces critères. Les effets de la complexité d'un paysage sur la diversité en espèces florales ont déjà été démontrés et sont connus (Honnay et al. 2003; Roschewitz et al. 2005; Gabriel, Thies, et Tschardt 2005). Certaines études, traitant de l'abondance des pollinisateurs, ont cependant montré que la diversité d'espèces florales est un facteur de faible influence comparé à la densité florale et à la distribution spatiale des fleurs sur une parcelle (Hegland et Totland 2005; Williams et al. 2015).

Sur le paysage plus simple, de grands espaces composés uniquement de parcelles de cultures de certains types (céréales, betteraves fourragères) peuvent constituer de véritables zones creuses dans la production de ressources florales pour une bonne partie de la saison. La séparation physique des biotopes productifs est typique dans les paysages agricoles simplifiés (Timberlake, Vaughan, et Memmott 2019). Le paysage plus complexe présente un noyau de zones productives au centre du site, qui correspond à un ensemble de prairies adjacentes et donc une configuration plus connectée. Notre étude confirme qu'un paysage plus complexe présente une meilleure répartition spatiale des ressources (Tschardt et al. 2005).

La diversité observée sur le paysage plus complexe peut être la conséquence de l'impact positif de la configuration connectée présente sur le paysage. En effet, cette configuration permet de faciliter la dispersion des graines de pollen entre les différents éléments du paysage connecté, ce qui favorise le développement d'une grande diversité d'espèces (Butaye, Jacquemyn, et Hermy 2001).

Certaines études ont mesuré l'impact du paysage sur les communautés d'insectes pollinisateurs. L'une d'entre elles, portant sur les papillons, affirme que les caractéristiques des communautés d'insectes sont influencées par le contexte paysager (Luppi et al. 2018). Un des facteurs principaux pour la richesse d'espèces des papillons est l'abondance des sources de nectar. Parmi les habitats jouant un rôle important dans cette offre de ressources, nous retrouvons les prairies, la luzerne et les haies. Une autre étude a démontré l'utilisation, par les abeilles sauvages, de la complémentarité des biotopes dans des paysages agricoles

(Mandelik et al. 2012). Il a été observé que les habitats visités varient au cours de la saison. Comme nous l'avons constaté, les deux études corroborent sur le fait qu'un paysage doit être composé d'une mosaïque de différents types de biotopes pour proposer une bonne répartition temporelle et spatiale des ressources.

La configuration des paysages est un paramètre clé pour le mouvement des insectes pollinisateurs, il aurait même plus d'influence que la proportion des biotopes (Neokosmidis et al. 2016). Il est difficile d'établir des modèles de configuration idéale d'un paysage favorisant la diversité d'insectes pollinisateurs. En effet, les espèces d'insectes pollinisateurs répondent de manière différente à la structure du paysage, il est donc important d'examiner l'ensemble de la communauté des pollinisateurs.

4.3. Gestion des différents biotopes

Chaque biotope a un rôle à jouer dans l'approvisionnement de ressources florales. L'utilisation des différents biotopes par les pollinisateurs est liée aux différences qu'ils présentent en termes de ressources (Cole et al. 2017). Chacun de ces biotopes peut être géré de manière à améliorer sa contribution à la production de ressources et ainsi augmenter la qualité d'un paysage. Sur base de nos observations et de la littérature, nous avons pu regrouper quelques informations utiles quant à la manière de gérer chacun des biotopes.

La valeur d'un paysage est apportée par son hétérogénéité (Timberlake, Vaughan, et Memmott 2019). Un point clé est donc de veiller à ce qu'une diversité de biotopes soit présente à l'échelle locale pour les insectes pollinisateurs. Les paysages plus complexes ayant déjà une grande biodiversité, les mesures appliquées (telles que l'introduction d'un nouveau biotope ou de pratiques moins intensives) vont y avoir un effet beaucoup moins visible que sur des paysages simples (Tscharntke et al. 2005; Scheper et al. 2013).

Les cultures pourraient être divisées en deux catégories. D'une part, les cultures céréalières, de betteraves ou de maïs qui sont les zones les moins productives, produisant moins de 3 % des ressources de l'année. Cette production vient de la présence d'adventices en avril et mai. D'autre part, le colza, la luzerne et le trèfle, qui ont quant à elles une grande densité de production, mais sont très ponctuelles dans le temps et dans l'espace. Deux propositions de gestion ont été identifiées pour favoriser la production de ressources sur les parcelles cultivées.

La première serait l'agriculture biologique. Cette pratique a en effet montré des impacts positifs en début de saison lorsque les adventices se développent sur les parcelles de sol nu. La densité de production de ressources sur un même site y est environ deux fois plus élevée et confirme un effet bénéfique de l'agriculture biologique sur l'abondance des fleurs. Ceci

appuie les constatations d'autres études (Stoate 2001; Roschewitz et al. 2005; Chamorro, Masalles, et Sans 2016; Hardman et al. 2016). Quant à la richesse en espèces florales, nous n'avons pas observé de différence nette entre les parcelles biologiques et conventionnelles, contrairement à ce qui était attendu (Hotze et Elsen 2006; Rotchés-Ribalta et al. 2015). Cela peut être dû au fait que l'échantillon analysé soit petit. Nous n'avons en effet observé que deux parcelles en culture biologique.

La seconde proposition serait l'intégration de cultures spécifiques entomophiles en zones de cultures intensives. *Brassica napus*, qui a une densité de production de l'ordre de 9 L/ha de pollen ou de 6 kg/ha de nectar, apporte une plus-value dans le paysage car elle produit des ressources en masse lors de la fondation des colonies de bourdons (Westphal, Steffan-Dewenter, et Tscharntke 2003). Les cultures fourragères de légumineuses telles que *Medicago sativa* et *Trifolium repens/pratense* fleurissent en fin de saison. L'avantage de ces cultures est qu'elles permettent de faciliter le butinage aux insectes pollinisateurs lorsque le paysage est appauvri en ressources, principalement en août (Rundlöf et al. 2014). Les cultures de *Linum usitatissimum* pourraient également contribuer à l'apport de ressources. Il s'agit d'une espèce visitée par les insectes pollinisateurs, notamment par *Apis mellifera* et nous supposons donc qu'elle permettrait d'apporter des ressources valorisables dans le courant du mois de juin, où elle a été observée (Taha, Taha, et AL-Kahtani 2019).

Les bords de cultures ne présentent pas une très grande diversité d'espèces. Ces espaces sont cependant nombreux. S'ils sont bien gérés, la production de ressources florales pourrait être améliorée. Des bords de champs fleuris ont en effet un impact positif dans des paysages simples (Tscharntke et al. 2005; Feber et al. 2015).

Une mesure de gestion bien connue et efficace pour les bords de cultures est la création d'une bande fleurie (MC8). Un semis de graines est alors réalisé, comprenant actuellement quatre graminées vivaces ainsi qu'un mélange de fleurs sauvages entomophiles appartenant principalement à la famille des Asteracées (*Leucanthemum vulgare*, *Achillea millefolium*, *Centaurea jacea*) et des Fabacées (*Medicago sativa*, *Medicago lupulina*, *Lotus corniculatus*, *Trifolium repens*) (Le Roi et al. 2010; Ouvrard, Transon, et Jacquemart 2018). D'autres espèces semées sont *Daucus carota*, *Malva moschata* et *Silene x hampeana*. Hormis *Medicago lupulina* et *Silene x hampeana*, toutes ces plantes ont été observées sur nos sites entre les mois de juin et d'août. Parmi les autres espèces vivaces que nous pourrions ajouter à ces semis et qui apporteraient des ressources dès le mois d'avril, il y a *Primula veris* (Feber et al. 2015). Cette espèce se développe en sols neutres à calcarifères et est donc adaptée pour les sites étudiés, mais nécessite une présence de plantes voisines qui l'abritent pour s'établir (Ryser 1993). De plus, *Lamium album* pourrait fournir pollen et nectar pour une diversité d'insectes pollinisateurs (Wood 2015; Feber et al. 2015; Langlois 2019). *Matricaria chamomilla* peut, quant à elle, apporter des ressources en mai et est appréciée plutôt par les Diptères

(Wojciechowicz-Zytko 2017; Langlois 2019; Dubucq et Laloux 2020). Enfin, *Knautia arvensis* peut fournir du nectar en fin de saison, jusqu'en septembre, et peut être profitable également aux insectes pollinisateurs (Feber et al. 2015).

Il existe de nombreux espaces inutilisés en bords de cultures où il n'est pas spécialement envisageable, ou désiré par l'agriculteur, d'installer une bande fleurie. Néanmoins, des gestions élémentaires peuvent déjà être adoptées pour tenter d'augmenter la richesse florale de ces zones (Feber et al. 2015). Ces espaces sont généralement peu entretenus. Or, l'absence de fauchage entraîne une rapide évolution vers des broussailles qui vont entrer en compétition avec les espèces florales et les dominer jusqu'à les faire disparaître (Smith et al. 2015). Pour remédier à cela, un fauchage annuel ou bisannuel pourrait être envisagé (Feber et al. 2015). Ce fauchage serait hétérogène afin de maintenir des espèces vivaces hautes, telles que *Epilobium angustifolium* ou *Filipendula ulmaria*, qui sont favorables aux insectes pollinisateurs. Par ailleurs, il devrait être réalisé au début du printemps ou à l'automne pour assurer une présence de ressources tout au long de la saison de butinage.

Grâce à sa diversité en espèces florales et sa superficie, la prairie est un biotope productif tout au long de la saison. Les prairies sont par ce fait considérées comme un biotope majeur, notamment pour certaines abeilles, car elles sont riches en ressources florales et proposent des sites de nidification (Svensson 2000; Kwaiser 2008). Les prairies humides doivent être gérées pour conserver les espèces typiques de ce biotope. Les techniques envisagées pour l'entretien d'une prairie sont le pâturage, le débroussaillage et le fauchage (Hauteclair 2009). Les MAEC ont déjà montré un impact positif sur l'accessibilité des ressources florales. En effet, en retardant la date de fauche sur les prairies extensives, au 15 juin (MB2) ou au 1^{er} juillet (MC4), cela permet de maintenir une offre en ressources tout au long du mois de juin. Après la date de fauche, comme nous nous y attendions, la production chute fortement et pourrait devenir critique pour les insectes pollinisateurs à la fin de la saison (Johansen et al. 2019). Sur un paysage, il serait dès lors judicieux que les prairies présentent des dates de fauches hétérogènes. Une étude a en effet montré que les prairies fauchées au début du printemps produisent la plus grande quantité de pollen et de nectar en août (Johansen et al. 2019). Les prairies ont alors le temps de refleurir après la fauche et sont à nouveau productives pour la fin de la saison. Le pâturage tardif pourrait être une alternative au fauchage (Sjödén 2007). Cette pratique améliorerait l'abondance des fleurs en stimulant deux espèces de fin de saison, qui sont *Lotus corniculatus* et *Trifolium repens*.

Les haies forment le biotope qui présente la plus grande densité de production après le colza (jusqu'à 2 L/ha de pollen et 4 kg/ha de nectar au mois d'avril). Cette concentration de ressources permet d'optimiser l'activité de butinage des insectes pollinisateurs (Donkersley 2019). Avec la présence d'espèces qui fleurissent tôt dans la saison, telles que *Prunus spinosa*, *P. avium*, *Salix spp.* et *Crataegus monogyna*, les haies assurent une disponibilité de ressources

en avril et mai, ce qui est intéressant, car les autres biotopes sont encore peu productifs. *Rosa canina* et *Sambucus nigra* prennent le relais en juin. Afin de permettre un apport continu de ressources, une diversité des espèces arborées et arbustives est donc conseillée dans l'environnement d'un pollinisateur. Dans un paysage, il est judicieux de sélectionner des espèces qui ont des périodes de floraison différentes. Par ailleurs, les espèces peuvent être choisies en fonction de leurs productivités. *Cornus sanguinea* (6 kg/ha.an) et *Viburnum sp.* (NA), ont par exemple assuré une petite production de nectar en mai et juin. La production nectarifère serait cependant meilleure avec la présence, par exemple, de *Sorbus aucuparia* (77 kg/ha.an) pour la même période de floraison (Baude et al. 2016; de Roissart 2019).

Les subventions à la plantation de haies proposées par la Wallonie permettent déjà d'inciter les agriculteurs et particuliers à la plantation d'espèces ligneuses¹⁵. La mesure agro-environnementale MB1.a « Haies et alignements d'arbres » y contribue également. Un aspect positif justifiant la plantation de haies en milieu agricole est qu'elles permettent d'augmenter la présence des pollinisateurs dans les cultures avoisinantes, favorisant ainsi leur pollinisation (A. Garibaldi et al. 2014). En outre, les haies offrent des lieux de nidification (Hannon et Sisk 2009; Luppi et al. 2018). Bien qu'elles puissent avoir un effet corridor pour relier deux espèces florales autrement isolées, une trop grande densité de haies peut affecter les déplacements des insectes pollinisateurs ainsi que les transferts de pollen entre différents éléments de paysage. Les haies, en canalisant les mouvements des insectes, pourraient alors se comporter comme des barrières et entraver les services de pollinisation (Campagne 2009; Besnard et Secondi 2014; Klaus 2015).

De manière générale, les espèces ligneuses sont attractives pour les insectes pollinisateurs grâce à leur grande densité de fleurs par unité de volume (Donkersley 2019). L'importance des haies et alignements d'arbres a déjà été démontrée. La plantation d'arbres isolés peut également être envisagée dans un paysage. L'individu isolé de *Salix sp.* observé sur le site de Lomprez a produit 930 g de nectar au mois de mai. Il est estimé que la fondation d'une colonie de bourdons de cinq travailleurs nécessite 50 g de sucres (Rotheray, Osborne, et Goulson 2017). Cet arbre pourrait donc, à lui seul, permettre d'en fonder 18. D'autres espèces, qui n'ont pas été observées sur nos sites peuvent aussi être envisagées. La plantation d'*Acer pseudoplatanus* (512 kg/ha.an) contribuerait à la production de nectar en avril et mai et *Tilia platyphyllos* (292 kg/ha.an) pourrait augmenter l'apport nectarifère pour les périodes creuses observées en juin et en juillet (Somme et al. 2015; Baude et al. 2016; de Roissart 2019).

¹⁵ « Subventions à la plantation | Agir | La biodiversité en Wallonie ». s. d. Consulté le 13 juillet 2020. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/subventions-a-la-plantation.html?IDC=6057>.

Les bords de routes sont considérés comme un biotope clé pour différents insectes pollinisateurs, tels que les papillons, les syrphes et les bourdons (Cole et al. 2017). Afin de préserver la qualité des bords de routes, il est nécessaire de les entretenir. Un fauchage trop fréquent pourrait entraîner la disparition d'espèces et est à éviter (Rasmont et al. 2005). En revanche, un fauchage annuel est conseillé, cela permettrait d'augmenter la présence d'espèces vivaces et d'en améliorer la densité (Persson 1998; Hovd 2005). Tout comme pour les bords de cultures, le fauchage pourrait se faire par sections afin de laisser sur pied quelques plantes vivaces. Lors du fauchage, la biomasse doit être éliminée pour permettre le développement des plantes (Hovd 2005). Le mulching devrait donc être évité. Cette biomasse pourrait alors être séchée pour en faire du foin ou bien être utilisée comme source d'alimentation pour la digestion anaérobie (Brown et al. 2020).

En Wallonie, il existe une convention « Bords de routes » qui propose un fauchage tardif après le 1^{er} août ou 1^{er} septembre avec ramassage de la biomasse, et dans laquelle les deux communes des sites visités sont engagées¹⁶. La productivité que nous avons observée en août, relativement élevée à l'hectare, pourrait être une répercussion positive résultant directement de cette convention. La présence de ressources en fin de saison serait donc nettement améliorée grâce à cette initiative.

4.4. Utilité pour les insectes pollinisateurs

Les insectes pollinisateurs présentent des préférences florales très diversifiées, et les solutions doivent pouvoir être adaptées pour chacun d'entre eux. Des espèces généralistes vont par exemple butiner une grande gamme de fleurs, tandis que des espèces spécialistes butinent des fleurs spécifiques (Cane et Sipes 2007). Par ailleurs, certains insectes vont être affectés et nécessiteront une considération à l'échelle locale tandis que d'autres seront plutôt sensibles à l'échelle du paysage (Dapporto et Dennis 2013). Notre base de données sur la production des ressources pourrait être utilisée pour étudier si les besoins alimentaires des insectes pollinisateurs sont satisfaits dans leur environnement. Nos résultats étant basés sur les espèces florales les plus productives, ceux-ci sont plus appropriés pour l'étude d'espèces généralistes. Les généralistes recherchent en effet une diversité dans les ressources pour équilibrer leur diète (Somme et al. 2015).

Les insectes pollinisateurs ont besoin de pollen et de nectar tout au long de la saison, ceci vaut particulièrement pour les Hyménoptères sociaux (Williams et al. 2015). Les quantités de ressources produites en juillet et août sont faibles pour les deux sites, voire inexistantes sur certaines zones, ce qui pourrait impacter négativement le développement des insectes

¹⁶ « Bords de route | Agir | La biodiversité en Wallonie ». s. d. Consulté le 14 juillet 2020. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/bords-de-routes.html?IDC=3645>.

pollinisateurs. Nous n'avons pas analysé les mois de mars et septembre, or les ressources florales à ces périodes peuvent également avoir une influence sur le développement des insectes pollinisateurs (Timberlake, Vaughan, et Memmott 2019).

Les réseaux d'interactions bipartites, réalisés dans le cadre du projet par les autres mémorants, montrent que les espèces sur lesquelles de nombreuses interactions ont été observées correspondent généralement aux espèces productrices principales que nous avons identifiées. Les interactions observées en avril portent principalement sur *Lamium purpureum* et *Prunus spinosa*, en mai sur *Taraxacum agg.*, en juin sur *Rubus agg.*, en juillet sur *Trifolium repens* et *Centaurea nigra* pour les prairies et sur *Medicago sativa*, *Centaurea cyanus* et *Tripleurospermum inodorum* en culture (Langlois 2019; Dubucq et Laloux 2020). *Centaurea cyanus* et *Centaurea nigra* ne se trouvent pas dans nos résultats car elles n'ont pas été observées en nombre suffisant sur les deux sites analysés lors de ce travail.

Pour améliorer la connaissance des activités de butinage et appliquer cette étude à la conservation des insectes pollinisateurs, un aspect primordial doit être pris en compte. Il s'agit de la notion de « qualité » qui permet de donner une prédiction sur l'appréciation de la fleur par les insectes. Les données trouvées sur la qualité des ressources ne sont pas exhaustives (Moquet et al. 2017; Carlier 2020).

Pour le pollen, la notion de qualité se retrouve dans le contenu en polypeptides, le contenu en acides aminés et en stérols (Cohen 2015). Une diversité de sources de pollen est nécessaire pour permettre de fournir la gamme entière d'acides aminés dont les pollinisateurs ont besoin. Parmi les espèces que nous avons observées, certaines des espèces majoritaires présentent un contenu en acides aminés relativement élevé. *Symphytum officinale* vient en premier lieu avec un contenu en acides aminés de 25 %, *Papaver rhoeas*, *Hypericum perforatum*, *Trifolium repens* et *T. pratense* sont également au-dessus des 20 %, alors que *Cirsium palustre* aurait lui un pollen de plus faible qualité puisqu'il en contient moins (12 %) (Somme et al. 2015; Carlier 2020). Les pollens riches en polypeptides sont ceux de *Filipendula ulmaria* (17 %) et d'*Hypericum perforatum* (5 %). Parmi les espèces que nous avons observées, la famille la plus représentée est celle des Asteracées. Le pollen de cette famille n'est qu'occasionnellement utilisé par des espèces généralistes et le pollen de *Taraxacum agg.* semble même leur provoquer des problèmes digestifs. (Vanderplanck et al. 2020). Il faut donc veiller à ce que d'autres familles soient présentes pour l'apport de pollen.

Pour le nectar, l'aspect à étudier est la concentration en sucres (Pamminer et al. 2019). Parmi les espèces observées, les nectars de *Salix spp.*, *Taraxacum agg.*, *Brassica spp.*, *Lotus spp.* et *Trifolium spp.* ont une concentration en sucres supérieure à 40 %. Ces espèces sont donc une source de sucres de qualité pour les insectes pollinisateurs. Ce sont toutes des espèces

communes sur différents biotopes et elles assurent ensemble une production nectarifère continue entre les mois d'avril et d'août.

4.5. Perspectives d'étude

Dans un premier temps, il serait intéressant de compléter la liste des données de production de pollen et de nectar pour les espèces typiques des paysages agricoles en Wallonie. Bien que les espèces pour lesquelles certaines données sont manquantes ne soient pas les plus communes, leur ensemble pourrait contribuer de manière non négligeable à l'apport de ressources florales dans le paysage.

Les biotopes analysés ici sont les biotopes caractéristiques d'un milieu agricole, c'est-à-dire les parcelles de prairies et cultures, les bords de cultures, les bords de routes et les haies. Bien que présents sur le site, les zones boisées, les jardins des zones urbaines et les vergers n'ont pas été considérés dans cette étude. Or, ces espaces peuvent fortement contribuer à l'apport de ressources s'ils contiennent des espèces florales (Kreyer et al. 2004). Intégrer ces biotopes dans les études de paysages agricoles permettrait de peaufiner notre étude, le paysage serait alors considéré dans son entièreté. Ces éléments nous permettraient d'avoir un résultat plus complet.

En outre, la méthode utilisée ne permet pas d'envisager une extrapolation des productions à un paysage élargi. En effet, les catégories de biotopes que nous avons définies ne sont pas suffisamment précises pour pouvoir identifier une composition florale spécifique ni considérer une production homogène entre les différents éléments du biotope. Hormis pour les parcelles cultivées telles que le colza et la luzerne, la dispersion des productions est élevée (Figure 3.6). Les biotopes pourraient être séparés en différentes sous-catégories adaptées, basées sur des critères propres à chacun d'entre eux. Ainsi, les éléments des paysages appartenant à chaque sous-catégorie auraient plus de chance d'être homogènes. Une extrapolation pourrait alors être envisagée pour des éléments de paysages qui présentent les mêmes conditions environnementales. Les haies pourraient être subdivisées selon les espèces ligneuses majoritaires qui les composent. Les bords de routes pourraient être distingués sur base de la fauche et de l'occupation du sol adjacente (type de culture, prairie, ...) et les bords de cultures sur base de la fauche également. Les prairies, quant à elles, pourraient dans un premier temps être distinguées sur base des activités de pâturage, de la fauche et en fonction de leur humidité.

Notre étude se concentre sur deux sites présentant des niveaux de complexité faibles à intermédiaires (16 % et 45 % de terres cultivées), la résolution spatiale est donc limitée. Il existe à la fois des sites plus simples et plus complexes, il serait, par conséquent, judicieux de prendre en compte une plus grande diversité de sites afin de compléter l'étude sur nos

wallons. Un nombre plus important de sites permettrait une comparaison à l'aide de métriques paysagères. Il s'agit d'un moyen de représentation du potentiel de mouvement dans un paysage, ce qui permettrait de mieux comprendre les déplacements des insectes pollinisateurs au sein de celui-ci.

Parmi les indices simples qui évaluent la connectivité structurelle, beaucoup se sont relevés peu pertinents dans la corrélation avec la connectivité fonctionnelle. Les indices de proximité (PROX) et de connectivité (CONNECT) sont des méthodes structurelles qui considèrent la taille et la proximité des taches dans un rayon spécifique autour d'une tache d'intérêt, mais ils sont peu corrélés à la connectivité fonctionnelle (Moilanen et Nieminen 2002). Un indice légèrement plus représentatif de la connectivité fonctionnelle, et qui a été recommandé dans le cadre de la gestion des paysages, est celui du maillage efficace (MESH) (Moilanen et Nieminen 2002; Roch 2014). Cet indice est défini comme étant la probabilité que deux points choisis aléatoirement dans une région soient connectés, il est calculé comme étant une surface au sein de laquelle il est possible de circuler sans avoir à traverser une barrière (Jaeger 2000). Un autre indice, celui du plus proche voisin (NN), mesure la distance la plus petite qui sépare deux éléments, mais ne considère pas d'autres éléments pouvant se trouver à distance raisonnable (Moilanen et Nieminen 2002). C'est pourquoi cet indice n'est pas pertinent pour les éléments parcellaires. En revanche, il semble mieux se prêter à des éléments linéaires tels que les bords de routes et de cultures et les haies, ces biotopes se comportant plutôt comme des corridors (Locquet et Clauzel 2018). Ce dernier indice donnerait alors une indication sur la manière dont les biotopes linéaires sont liés et pourraient servir de corridors pour les insectes pollinisateurs.

Conclusion

Ce mémoire avait pour but d'établir un état des lieux des productions de pollen et de nectar au cours d'une saison de floraison dans des paysages agricoles wallons. Ceci a pu être réalisé à l'aide d'un recensement des espèces florales présentes sur le territoire, en associant à chaque espèce sa localisation, sa période de floraison, un type de biotope, une densité florale et des données de productions de pollen et de nectar.

Les productions totales mensuelles de pollen et de nectar mesurées sur les sites montrent d'une part que la disponibilité des ressources varie considérablement dans le temps, et d'autre part que la situation paysagère a une influence nette sur la production. En outre, les productions de pollen et de nectar ne suivent pas les mêmes tendances, ces deux ressources sont donc à considérer indépendamment.

L'inventaire floristique a montré une grande diversité des espèces, au sein, et entre les différents types de biotopes. Les différences dans les compositions florales peuvent avoir un grand impact sur la floraison des biotopes et donc sur l'abondance de pollen et de nectar. Nous avons ainsi pu constater que les périodes de productivité des biotopes varient au cours de la saison, et que ceux-ci sont complémentaires dans les productions de pollen et de nectar. Nous avons pu démontrer que chacun des biotopes apporte sa contribution, et qu'une diversité de biotopes est primordiale pour assurer une régularité des productions dans le temps.

Ainsi, les haies assurent la présence de ressources en début de saison. Les cultures sont productives au mois d'avril grâce aux adventices, et à d'autres périodes pour les cultures entomophiles. Les bords de cultures jouent un rôle entre les mois de mai et juillet. Les prairies apportent, quant à elles, la plus grande contribution à la production totale de ressources. Grâce à la grande diversité en espèces florales, la densité de production des bords de routes reste importante jusqu'au mois d'août.

Différentes possibilités de gestion peuvent être mises en place pour chacun de ces biotopes dans un but d'améliorer la richesse et la densité florale, et ainsi favoriser une production optimale de ressources florales.

L'utilisation d'un outil cartographique permet d'apporter un bon aperçu de l'évolution de la disponibilité de pollen et de nectar, à la fois dans le temps et dans l'espace. La représentation cartographique a également permis de montrer que la proportion des différents biotopes, ainsi que leur agencement dans l'espace, ont une influence sur la disponibilité des ressources. Nous avons donc pu confirmer qu'un paysage plus complexe présente une meilleure régularité dans les productions tout au long de la saison.

Cette étude, associée à d'autres recherches, pourrait être utilisée comme base pour identifier de potentielles périodes de déficit de pollen et de nectar. Les demandes en ressources seraient alors à évaluer pour chaque espèce d'insectes pollinisateurs en fonction de ses besoins. Par ailleurs, l'étude pourrait être complétée en étudiant des types de paysages différents, à la fois plus complexes et plus simples. Enfin, une subdivision des catégories de biotopes pourrait être envisagée dans un objectif d'extrapolation des données.

Bibliographie

- Aizen, Marcelo A., Lucas A. Garibaldi, Saul A. Cunningham, et Alexandra M. Klein. 2009. « How Much Does Agriculture Depend on Pollinators? Lessons from Long-Term Trends in Crop Production ». *Annals of Botany* 103 (9): 1579-88. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp076>.
- Banaszak, Jozef. 1992. « Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape ». *Biotic Diversity in Agroecosystems*, 179-92.
- Barling, D. M. 1955. « Some Population Studies in *Ranunculus Bulbosus* L. » *Journal of Ecology* 43 (1): 207-18. <https://doi.org/10.2307/2257130>.
- Baude, Mathilde, William E. Kunin, Nigel D. Boatman, Simon Conyers, Nancy Davies, Mark A. K. Gillespie, R. Daniel Morton, Simon M. Smart, et Jane Memmott. 2016. « Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain ». *Nature* 530 (7588): 85-88. <https://doi.org/10.1038/nature16532>.
- Baudry, Jacques, et G. Merriam. 1988. « Connectivity and connectedness: Functional versus structural patterns in landscapes ». *Connectivity in Landscape Ecology* 29 (janvier).
- Besnard, A. G., et J. Secondi. 2014. « Hedgerows Diminish the Value of Meadows for Grassland Birds: Potential Conflicts for Agri-Environment Schemes ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189 (mai): 21-27. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.014>.
- Brown, Aaron E., Judith S. Ford, Catherine S. E. Bale, Miller A. Camargo-Valero, Nick J. Cheffins, Patrick E. Mason, Andrew M. Price-Allison, Andrew B. Ross, et Peter G. Taylor. 2020. « An Assessment of Road-Verge Grass as a Feedstock for Farm-Fed Anaerobic Digestion Plants ». *Biomass and Bioenergy* 138 (juillet): 105570. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105570>.
- Brun, Cécile, Fabrice Dessaint, Hervé Richard, et François Bretagnolle. 2007. « Arable-Weed Flora and Its Pollen Representation: A Case Study from the Eastern Part of France ». *Review of Palaeobotany and Palynology* 146 (1): 29-50. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2007.02.001>.
- Bukovinsky, Tibor. 2017. « Exploring the relationships between landscape complexity, wild bee species richness and reproduction, and pollination services along a complexity gradient in the Netherlands ». *Biological Conservation* 214: 312-19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.027>.
- Butaye, Jan, Hans Jacquemyn, et Martin Hermy. 2001. « Differential Colonization Causing Non-Random Forest Plant Community Structure in a Fragmented Agricultural Landscape ». *Ecography* 24 (4): 369-80. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2001.tb00472.x>.
- Cafaro, Philip. 2015. « Three Ways to Think about the Sixth Mass Extinction ». *Biological Conservation* 192 (décembre): 387-93. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.017>.
- Campagne, Pascal. 2009. « Genetic signs of connectivity in *Primula vulgaris* (Primulaceae) in a hedgerow network landscape ». *Comptes Rendus Biologies* 332 (7): 652-61. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2009.03.005>.
- Cane, Jim, et Sedonia Sipes. 2007. « Characterizing floral specialization by bees: Analytical methods and a revised lexicon for oligolecty ». In *Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization*, 99-122.
- Cant, E., A. Smith, Don Reynolds, et Juliet Osborne. 2005. « Tracking butterfly flight paths across the landscape with harmonic radar ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272 (mai): 785-90. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.3002>.
- Carrier, Archibald. 2020. « Pollen ressources in entomophilous flowers ». UCLouvain.
- Carrié, Romain. 2016. « Hétérogénéité des paysages et des pratiques agricoles - Effets sur la diversité des abeilles sauvages et la pollinisation ». These de doctorat, Toulouse, INPT. <http://www.theses.fr/2016INPT0104>.
- Carvell, Claire, Andrew F. G. Bourke, Juliet L. Osborne, et Matthew S. Heard. 2015. « Effects of an Agri-Environment Scheme on Bumblebee Reproduction at Local and Landscape Scales ». *Basic and Applied Ecology* 16 (6): 519-30. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.05.006>.

- Carvell, Claire, David B. Roy, Simon M. Smart, Richard F. Pywell, Chris D. Preston, et Dave Goulson. 2006. « Declines in Forage Availability for Bumblebees at a National Scale ». *Biological Conservation* 132 (4): 481-89. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.008>.
- Castiau, Etienne, Claire Neuray, Marc Nielsen, Thais Pons, Vincent Vanderheyden, Claire Van Der Kaa, Marie-Françoise Godart, et Claude Feltz. 2010. *Atlas des Paysages de Wallonie 3. Le Plateau condrusien*. CPDT. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/106992>.
- Chamorro, L., R. M. Masalles, et F. X Sans. 2016. « Arable Weed Decline in Northeast Spain: Does Organic Farming Recover Functional Biodiversity? » *Agriculture, Ecosystems & Environment* 223 (mai): 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.027>.
- Cohen, Allen Carson. 2015. *Insect diets: science and technology*. Second edition. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Cole, Lorna J., Sarah Brocklehurst, Duncan Robertson, William Harrison, et David I. McCracken. 2017. « Exploring the Interactions between Resource Availability and the Utilisation of Semi-Natural Habitats by Insect Pollinators in an Intensive Agricultural Landscape ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 246 (août): 157-67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.007>.
- Corbet, Sarah. 2003. « Nectar sugar content: Estimating standing crop and secretion rate in the field ». *Apidologie* 34 (janvier): 1-10. <https://doi.org/10.1051/apido:2002049>.
- Cousins, Sara A. O. 2006. « Plant Species Richness in Midfield Islets and Road Verges – The Effect of Landscape Fragmentation ». *Biological Conservation* 127 (4): 500-509. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.009>.
- Dapporto, L., et R.L.H. Dennis. 2013. « The generalist-specialist continuum: Testing predictions for distribution and trends in British butterflies ». *Biological Conservation* 157: 229-36. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.016>.
- Debinski, Diane, et Robert Holt. 2000. « A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments ». *Conservation Biology* 14 (avril): 342-55. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98081.x>.
- Dennis, Roger L. H., Leonardo Dapporto, John W. Dover, et Tim G. Shreeve. 2013. « Corridors and barriers in biodiversity conservation: a novel resource-based habitat perspective for butterflies ». *Biodiversity and Conservation* 22 (12): 2709-34. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0540-2>.
- Devoto, Mariano, Sallie Bailey, et Jane Memmott. 2013. « Ecological meta-networks integrate spatial and temporal dynamics of plant–bumble bee interactions ». *Oikos* 123 (décembre). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.01251.x>.
- Donkersley, Philip. 2019. « Trees for Bees ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 270-271 (février): 79-83. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.024>.
- Dubucq, Camille, et Juliette Laloux. 2020. « Influences de la composition florale des biotopes en paysages agricoles sur les interactions plantes-pollinisateurs ». UCLouvain.
- Fahrig, Lenore. 2003. « Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34 (1): 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- Feber, Ruth E., Paul J. Johnson, Will Manley, Fran H. Tattersall, Helen Lawton Smith, et David W. Macdonald. 2015. « How can field margin management contribute to invertebrate biodiversity ». In . <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198745488.003.0003>.
- Fitzpatrick, Úna, Tomás E. Murray, Robert J. Paxton, John Breen, Don Cotton, Veronica Santorum, et Mark J. F. Brown. 2007. « Rarity and Decline in Bumblebees – A Test of Causes and Correlates in the Irish Fauna ». *Biological Conservation* 136 (2): 185-94. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.012>.
- Forman, Richard T. T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge ; New York: Cambridge University Press.

- Fowler, Robert, Ellen Rotheray, et Dave Goulson. 2016. « Floral abundance and resource quality influence pollinator choice ». *Insect Conservation and Diversity* 9 (septembre). <https://doi.org/10.1111/icad.12197>.
- Fraselle, Daphné. 2018. « Proposition d'un plan d'aménagement pour le réseau de haies du centre A. de Marbaix ».
- French, D. D., et R. P. Cummins. 2001. « Classification, Composition, Richness and Diversity of British Hedgerows ». *Applied Vegetation Science* 4 (2): 213-28. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00490.x>.
- Fried, Guillaume, Alexandre Villers, et Emmanuelle Porcher. 2018. « Assessing Non-Intended Effects of Farming Practices on Field Margin Vegetation with a Functional Approach ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 261 (juillet): 33-44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021>.
- Gabriel, Doreen, Carsten Thies, et Teja Tschardt. 2005. « Local Diversity of Arable Weeds Increases with Landscape Complexity ». *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7 (2): 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.04.001>.
- Gardener, M.C., et M.P. Gillman. 2001. « Analyzing variability in nectar amino acids: Composition is less variable than concentration ». *Journal of Chemical Ecology* 27 (12): 2545-58. <https://doi.org/10.1023/A:1013687701120>.
- Garibaldi, A. L. G. Carvalheiro, S. D. Leonhardt, M. A. Aizen, B. R. Blaauw, R. Isaacs, M. Kuhlman, et al. 2014. « From Research to Action: Enhancing Crop Yield through Wild Pollinators ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (8): 439-47. <https://doi.org/10.1890/130330>.
- Garibaldi, Lucas, Ingolf Steffan-Dewenter, Rachael Winfree, Marcelo Aizen, Riccardo Bommarco, Saul Cunningham, Claire Kremen, et al. 2013. « Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance ». *Science (New York, N.Y.)* 339 (février). <https://doi.org/10.1126/science.1230200>.
- Geert, Anja Van, Fabienne Van Rossum, et Ludwig Triest. 2010. « Do Linear Landscape Elements in Farmland Act as Biological Corridors for Pollen Dispersal? ». *Journal of Ecology* 98 (1): 178-87. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01600.x>.
- Goulson, Dave, Gillian C. Lye, et Ben Darvill. 2009. « The decline and conservation of bumblebees ». In .
- Greenleaf, Sarah S., Neal M. Williams, Rachael Winfree, et Claire Kremen. 2007. « Bee Foraging Ranges and Their Relationship to Body Size ». *Oecologia* 153 (3): 589-96. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0752-9>.
- Haddad, Nick. 1999. « Corridor and Distance Effects on Interpatch Movements: A Landscape Experiment with Butterflies ». *Ecological Applications* 9 (mai): 612-22. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0612:CADEOI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0612:CADEOI]2.0.CO;2).
- Hájek, Michal, Petra Hájková, Desislava Sopotlieva, Iva Apostolova, et Nikolay Velez. 2008. « The Balkan Wet Grassland Vegetation: A Prerequisite to Better Understanding of European Habitat Diversity ». *Plant Ecology* 195 (2): 197-213. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9315-8>.
- Hanley, Mick E., et Joshua P. Wilkins. 2014. « On the verge? Preferential use of road-facing hedgerow margins by bumblebees in agro-ecosystems ». *Journal of Insect Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9744-3>.
- Hannon, Laura E., et Thomas D. Sisk. 2009. « Hedgerows in an Agri-Natural Landscape: Potential Habitat Value for Native Bees ». *Biological Conservation* 142 (10): 2140-54. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.014>.
- Hardman, Chloe J., Ken Norris, Tim D. Nevard, Brin Hughes, et Simon G. Potts. 2016. « Delivery of Floral Resources and Pollination Services on Farmland under Three Different Wildlife-Friendly Schemes ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 220 (mars): 142-51. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.015>.
- Hauteclair, Pascal. 2009. « Fiche de gestion - Réseau Nature : Les milieux herbacés humides abandonnés ou mégaphorbiaies ». Natagora.
- . 2010. « Fiche de Gestion - Réseau Nature : Les prairies pâturées ». Natagora.

- Hegland, Stein Joar, et Ørjan Totland. 2005. « Relationships between Species' Floral Traits and Pollinator Visitation in a Temperate Grassland ». *Oecologia* 145 (4): 586-94. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0165-6>.
- Heinrich, Bernd. 1979. « "Majoring" and "Minoring" by Foraging Bumblebees, *Bombus Vagans*: An Experimental Analysis ». *Ecology* 60 (2): 245-55. <https://doi.org/10.2307/1937652>.
- Hicks, Damien M., Pierre Ouvrard, Katherine C. R. Baldock, Mathilde Baude, Mark A. Goddard, William E. Kunin, Nadine Mitschunas, et al. 2016. « Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows ». *PLOS ONE* 11 (6): e0158117. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158117>.
- Honnay, O., K Piessens, W Van Landuyt, M Hermy, et H Gulinck. 2003. « Satellite Based Land Use and Landscape Complexity Indices as Predictors for Regional Plant Species Diversity ». *Landscape and Urban Planning* 63 (4): 241-50. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00194-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00194-9).
- Horn, Juliane, Matthias Becher, Peter Kennedy, Juliet Osborne, et Volker Grimm. 2015. « Multiple stressors: Using the honeybee model BEEHAVE to explore how spatial and temporal forage stress affects colony resilience ». *Oikos*, septembre. <https://doi.org/10.1111/oik.02636>.
- Hotze, C, et Thomas Elsen. 2006. « Ackerwildkräuter konventionell und biologisch bewirtschafteter Äcker im östlichen Meißnervorland–Entwicklung in den letzten 30 Jahren ». *Journal of Plant Diseases and Protection Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz Sonderheft XX*, janvier, 547-55.
- Hovd, Hege. 2005. « Plant species in arable field margins and road verges of central Norway ». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110 (3-4): 257-65. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.013>.
- Hutchings, Michael J., et Elizabeth A. C. Price. 1999. « *Glechoma Hederacea* L. (*Nepeta Glechoma* Benth., *N. Hederacea* (L.) Trev.) ». *Journal of Ecology* 87 (2): 347-64. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00358.x>.
- Jacquemart, Anne-Laure, Charlotte Descamps, Sébastien Carbonnelle, Jean Leurquin, Adeline Paulet, Muriel Quinet, et Olivier Roberfroid. 2018. *Flore écologique de Belgique: suivant la classification APG IV (Ptéridophytes et Spermatophytes)*. Bouge (Belgica); Meise: Érasme ;
- Jaeger, J.A.G. 2000. « Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation ». *Landscape Ecology* 15 (2): 115-30. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>.
- Jauker, Frank, Birgit Bondarenko, Heiko C. Becker, et Ingolf Steffan-Dewenter. 2012. « Pollination Efficiency of Wild Bees and Hoverflies Provided to Oilseed Rape ». *Agricultural and Forest Entomology* 14 (1): 81-87. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2011.00541.x>.
- Johansen, Line, Anna Westin, Sølvi Wehn, Anamaria Iuga, Cosmin Marius Ivascu, Eveliina Kallioniemi, et Tommy Lennartsson. 2019. « Traditional Semi-Natural Grassland Management with Heterogeneous Mowing Times Enhances Flower Resources for Pollinators in Agricultural Landscapes ». *Global Ecology and Conservation* 18 (avril): e00619. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00619>.
- Jönsson, Annelie M., Johan Ekroos, Juliana Dänhardt, Georg K. S. Andersson, Ola Olsson, et Henrik G. Smith. 2015. « Sown Flower Strips in Southern Sweden Increase Abundances of Wild Bees and Hoverflies in the Wider Landscape ». *Biological Conservation* 184 (avril): 51-58. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.027>.
- Keitt, Timothy, Dean Urban, et Bruce Milne. 1997. « Detecting Critical Scales in Fragmented Landscapes ». *Conservation Ecology* 1 (1). <https://doi.org/10.5751/ES-00015-010104>.
- Klaus, Felix. 2015. « Hedgerows have a barrier effect and channel pollinator movement in the agricultural landscape ». *Journal of Landscape Ecology(czech Republic)* 8 (1): 22-31. <https://doi.org/10.1515/jlecol-2015-0001>.
- Klein, Alexandra-Maria, Bernard E Vaissière, James H Cane, Ingolf Steffan-Dewenter, Saul A Cunningham, Claire Kremen, et Teja Tscharntke. 2007. « Importance of Pollinators in Changing

- Landscapes for World Crops ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274 (1608): 303-13. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>.
- Kremen, Claire, Neal M. Williams, Marcelo A. Aizen, Barbara Gemmill-Herren, Gretchen LeBuhn, Robert Minckley, Laurence Packer, et al. 2007. « Pollination and Other Ecosystem Services Produced by Mobile Organisms: A Conceptual Framework for the Effects of Land-Use Change ». *Ecology Letters* 10 (4): 299-314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>.
- Kreyer, Daria, Alexander Oed, Kerstin Walther-Hellwig, et Robert Frankl. 2004. « Are Forests Potential Landscape Barriers for Foraging Bumblebees? Landscape Scale Experiments with *Bombus Terrestris* Agg. and *Bombus Pascuorum* (Hymenoptera, Apidae) ». *Biological Conservation* 116 (1): 111-18. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00182-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00182-4).
- Kwaiser, Kyle S. 2008. « Diversity and abundance of bees (Hymenoptera : Apiformes) in native and ruderal grasslands of agriculturally dominated landscapes ». *Agriculture Ecosystems and Environment* 124 (3-4): 200-204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.012>.
- Langlois, Alban. 2019. « Evaluation de la variation spatio-temporelle des ressources florales dans le paysage agricole et de leur utilisation par les insectes pollinisateurs ». Université de Liège.
- Le Féon, Violette, Agnès Schermann-Legionnet, Yannick Delettre, Stéphanie Aviron, Regula Billeter, Rob Bugter, Frederik Hendrickx, et Françoise Burel. 2010. « Intensification of Agriculture, Landscape Composition and Wild Bee Communities: A Large Scale Study in Four European Countries ». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Special section Harvested perennial grasslands: Ecological models for farming's perennial future, 137 (1): 143-50. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.015>.
- Le Roi, A, T Walot, M Thirion, et al. 2010. « Programme Agro-environnemental en Région Wallonne: MAE9—Bande de parcelles aménagées ».
- Lefebvre, Marianne, Maria Espinosa, Sergio Gomez-y-Paloma, et Institute for Prospective Technological Studies. 2012. *The Influence of the Common Agricultural Policy on Agricultural Landscapes*. Luxembourg: Publications Office. <http://dx.publications.europa.eu/10.2791/94269>.
- Legast, Marie, Grégory Mahy, et Bernard Bodson. 2008. *Les messicoles, fleurs des moissons*. Agrinature 1. Claude Delbeuck/Direction générale de l'Agriculture.
- Listl, Daniela, Peter Poschlod, et Christoph Reisch. 2018. « Do Seed Transfer Zones for Ecological Restoration Reflect the Spatial Genetic Variation of the Common Grassland Species *Lathyrus Pratensis*? » *Restoration Ecology* 26 (4): 667-76. <https://doi.org/10.1111/rec.12613>.
- Locquet, Alexandra, et Céline Clauzel. 2018. « Identification et caractérisation de la trame verte et bleue du PNR des Ardennes : comparaison des approches par habitat et par perméabilité des milieux ». *Cybergeo : European Journal of Geography*, décembre. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.29864>.
- Lososová, Zdeňka, Zdenka Preislerová, Jiří Sádlo, et Deana Láníková. 2009. *Jednoletá Vegetace Polních Plevelů a Ruderálních Stanovišť*. Academia. <https://www.muni.cz/en/research/publications/862271>.
- Luppi, Massimiliano, Olivia Dondina, Valerio Orioli, et Luciano Bani. 2018. « Local and Landscape Drivers of Butterfly Richness and Abundance in a Human-Dominated Area ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 254 (février): 138-48. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.020>.
- Mainz, Anne-Kareen. 1996. « Studies on the ensilability of some common grassland forbs ». *Wirtschaftseigene Futter* 42 (2): 125-36.
- Mandelik, Y., R. Winfree, T. Neeson, et C. Kremen. 2012. « Complementary habitat use by wild bees in agro-natural landscapes ». *Ecological Applications* 22 (5): 1535-46. <https://doi.org/10.1890/11-1299.1>.
- McCallum, Kimberly P., Freya O. McDougall, et Roger S. Seymour. 2013. « A Review of the Energetics of Pollination Biology ». *Journal of Comparative Physiology B* 183 (7): 867-76. <https://doi.org/10.1007/s00360-013-0760-5>.

- Mehdiyeva, Naiba. 2017. « *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim. Rosaceae ». *Ethnobotany of the Caucasus*, 305-8. https://doi.org/10.1007/978-3-319-49412-8_74.
- Meijden, Ruud van der, Maarten Strack van Schijndel, et Fabienne Van Rossum. 2016. *Guide des plantes sauvages du Benelux*. Meise: Edition du Jardin botanique Meise.
- Michener, Charles Duncan. 2000. *The Bees of the World*. JHU Press.
- Moilanen, Atte, et Marko Nieminen. 2002. « Simple Connectivity Measures in Spatial Ecology ». *Ecology* 83 (avril): 1131-45. <https://doi.org/10.2307/3071919>.
- Moquet, Laura, Maryse Vanderplanck, Romain Moerman, Muriel Quinet, Nathalie Roger, Denis Michez, et Anne-Laure Jacquemart. 2017. « Bumblebees depend on ericaceous species to survive in temperate heathlands ». *Insect Conservation and Diversity*, janvier. <https://doi.org/10.1111/icad.12201>.
- Müller, Andreas, Stefan Diener, Simone Schnyder, Katharina Stutz, Claudio Sedivy, et Silvia Dorn. 2006. « Quantitative Pollen Requirements of Solitary Bees: Implications for Bee Conservation and the Evolution of Bee–Flower Relationships ». *Biological Conservation* 130 (4): 604-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.023>.
- Natagriwal asbl. 2017. « Mesures de gestion dans le réseau Natura 2000 - En zones agricoles et forestières ».
- Neokosmidis, Lazaros, Thomas Tscheulin, Jelle Devalez, et Theodora Petanidou. 2016. « Landscape spatial configuration is a key driver of wild bee demographics ». *Insect Science* 25 (août). <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12383>.
- Néron, Françoise. 2014. *Petit précis d'agriculture*. 2e éd. Agriproduction. Univers agricole. Paris: France agricole.
- Nicolson, Susan W. 2011. « Bee Food: The Chemistry and Nutritional Value of Nectar, Pollen and Mixtures of the Two ». In . <https://doi.org/10.3377/004.046.0201>.
- Nicolson, Susan W., Massimo Nepi, et Ettore Pacini, éd. 2007. *Nectaries and Nectar*. Dordrecht: Springer.
- Nielsen, Anders, Jens Dauber, William E. Kunin, Ellen Lamborn, Birgit Jauker, Mari Moora, Simon G. Potts, et al. 2012. « Pollinator Community Responses to the Spatial Population Structure of Wild Plants: A Pan-European Approach ». *Basic and Applied Ecology* 13 (6): 489-99. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.08.008>.
- Nieto, Ana, Stuart P. M Roberts, James Kemp, Pierre Rasmont, Michael Kuhlmann, Mariana García Criado, Jacobus C Biesmeijer, et al. 2014. *European Red List of Bees*. Luxembourg: Publications Office. <http://bookshop.europa.eu/uri?target=EUB:NOTICE:KH0714078:EN:HTML>.
- Ollerton, J. 2017. « Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48: 353-76. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>.
- Ouvrard, Pierre, Julie Transon, et Anne-Laure Jacquemart. 2018. « Flower-Strip Agri-Environment Schemes Provide Diverse and Valuable Summer Flower Resources for Pollinating Insects ». *Biodiversity and Conservation* 27 (9): 2193-2216. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1531-0>.
- Pamminger, Tobias, Schneider Cw, Bergtold, Sophie Ziegler Himmelreich, et Becker R. 2019. *A review of nectar quality in flowering crops and flowering weeds*.
- Persson, T. S. 1998. « Management of Roadside Verges: Vegetation Changes and Species Diversity. », 1.
- Potts, Simon, Vera Imperatriz-Fonseca, Hien T. Ngo, Marcelo A. Aizen, Jacobus C. Biesmeijer, Thomas D. Breeze, Lynn V. Dicks, et al. 2016. « Safeguarding pollinators and their values to human well-being ». *Nature* 540 (novembre): 220.
- Potts, Simon, Biesmeijer K., Riccardo Bommarco, T. Breeze, Luísa Carvalheiro, Markus Franzén, Juan P. González-Varo, et al. 2015. *Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project*.

- Prugh, Laura R., Karen E. Hodges, Anthony R. E. Sinclair, et Justin S. Brashares. 2008. « Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (52): 20770. <https://doi.org/10.1073/pnas.0806080105>.
- Prys-Jones, Oliver E., et Sarah A. Corbet. 2011. *Bumblebees*. 3rd ed. Naturalists' Handbook 6. Cambridge: Univ. Press.
- Pywell, R. F., E. A. Warman, C. Carvell, T. H. Sparks, L. V. Dicks, D. Bennett, A. Wright, C. N. R. Critchley, et A. Sherwood. 2005. « Providing Foraging Resources for Bumblebees in Intensively Farmed Landscapes ». *Biological Conservation* 121 (4): 479-94. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.020>.
- Rasmont, Pierre. 1983. « Catalogue commenté des Bourdons de la région ouest-paléarctique (Hymenoptera, Apoidea, Apidae) ». *Notes fauniques de Gembloux* 7 (janvier): 1-72.
- Rasmont, Pierre, et Mersch P. 1988. « Première estimation de la dérive faunique chez les Bourdons de la Belgique (Hymenoptera, Apidae) ». *Belgian Journal of Zoology* 118 (janvier): 141-47.
- Rasmont, Pierre, Alain Pauly, Michael Terzo, Sébastien Patiny, Denis Michez, S Iserbyt, Yvan Barbier, et Eric Haubruge. 2005. « The Survey of Wild Bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France ». *Food and Agriculture Organisation, Rome*, janvier, 18.
- Resasco, Julian, Emilio M. Bruna, Nick M. Haddad, Cristina Banks-Leite, et Christopher R. Margules. 2017. « The Contribution of Theory and Experiments to Conservation in Fragmented Landscapes ». *Ecography* 40 (1): 109-18. <https://doi.org/10.1111/ecog.02546>.
- Ricketts, Taylor H. 2001. « The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. » *The American naturalist*. <https://doi.org/10.1086/320863>.
- Robinson, Robert A., et William J. Sutherland. 2002. « Post-War Changes in Arable Farming and Biodiversity in Great Britain ». *Journal of Applied Ecology* 39 (1): 157-76. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>.
- Roch, Laura. 2014. « Monitoring an ecosystem at risk: What is the degree of grassland fragmentation in the Canadian Prairies? » *Environmental Monitoring and Assessment* 186 (4): 2505-34. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3557-9>.
- Roissart, Eléonore de. 2019. « Evaluation de la biodiversité des haies de la ferme de Lauzelle et proposition d'un plan d'aménagement ». UCLouvain.
- Roschewitz, Indra, Doreen Gabriel, Teja Tschardt, et Carsten Thies. 2005. « The Effects of Landscape Complexity on Arable Weed Species Diversity in Organic and Conventional Farming ». *Journal of Applied Ecology* 42 (5): 873-82. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01072.x>.
- Rotchés-Ribalta, Roser, José Manuel Blanco-Moreno, Laura Armengot, Lourdes Chamorro, et Francesc Xavier Sans. 2015. « Both Farming Practices and Landscape Characteristics Determine the Diversity of Characteristic and Rare Arable Weeds in Organically Managed Fields ». *Applied Vegetation Science* 18 (3): 423-31. <https://doi.org/10.1111/avsc.12154>.
- Rotheray, Ellen L., Juliet L. Osborne, et Dave Goulson. 2017. « Quantifying the food requirements and effects of food stress on bumble bee colony development ». *Journal of Apicultural Research* 56 (3): 288-99. <https://doi.org/10.1080/00218839.2017.1307712>.
- Roulston, T. H., et J. H. Cane. 2000. « Pollen Nutritional Content and Digestibility for Animals ». *Plant Systematics and Evolution* 222 (1): 187-209. <https://doi.org/10.1007/BF00984102>.
- Roulston, T'ai, et Karen Goodell. 2011. « The Role of Resources and Risks in Regulating Wild Bee Populations ». *Annual review of entomology* 56 (janvier): 293-312. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120709-144802>.
- Rundlöf, Maj, Anna S. Persson, Henrik G. Smith, et Riccardo Bommarco. 2014. « Late-Season Mass-Flowering Red Clover Increases Bumble Bee Queen and Male Densities ». *Biological Conservation* 172 (avril): 138-45. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.027>.
- Ryser, Peter. 1993. « Influences of Neighbouring Plants on Seedling Establishment in Limestone Grassland ». *Journal of Vegetation Science* 4 (2): 195-202. <https://doi.org/10.2307/3236105>.
- Scheper, Jeroen, Andrea Holzschuh, Mikko Kuussaari, Simon G. Potts, Maj Rundlöf, Henrik G. Smith, et David Kleijn. 2013. « Environmental Factors Driving the Effectiveness of European Agri-

- Environmental Measures in Mitigating Pollinator Loss – a Meta-Analysis ». *Ecology Letters* 16 (7): 912-20. <https://doi.org/10.1111/ele.12128>.
- Sjödin, N.E. 2007. « Pollinator behavioural responses to grazing intensity ». *Biodiversity and Conservation* 16 (7): 2103-21. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9103-0>.
- Smith, Matthew R, Gitanjali M Singh, Dariush Mozaffarian, et Samuel S Myers. 2015. « Effects of Decreases of Animal Pollinators on Human Nutrition and Global Health: A Modelling Analysis ». *The Lancet* 386 (10007): 1964-72. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)61085-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)61085-6).
- Söderman, Annika M. E., Therese Irminger Street, Karin Hall, Ola Olsson, Honor C. Prentice, et Henrik G. Smith. 2018. « The Value of Small Arable Habitats in the Agricultural Landscape: Importance for Vascular Plants and the Provisioning of Floral Resources for Bees ». *Ecological Indicators* 84 (janvier): 553-63. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.024>.
- Soltner, Dominique. 1987. *Planter des haies: brise-vent, bandes boisées*. Angers: Sciences et techniques agricoles.
- Somme, Laurent, Maryse Vanderplanck, Denis Michez, Isabelle Lombaerde, Romain Moerman, Bernard Wathelet, Ruddy Wattiez, Georges Lognay, et Anne-Laure Jacquemart. 2015. « Pollen and Nectar Quality Drive the Major and Minor Floral Choices of Bumble Bees ». *Apidologie* 46 (1): 92-106. <https://doi.org/10.1007/s13592-014-0307-0>.
- Spanowicz, Ariel G., et Jochen A. G. Jaeger. 2019. « Measuring landscape connectivity: On the importance of within-patch connectivity ». *Landscape Ecology* 34 (10): 2261-78. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00881-0>.
- Stanley, Dara A., et Jane C. Stout. 2013. « Quantifying the Impacts of Bioenergy Crops on Pollinating Insect Abundance and Diversity: A Field-Scale Evaluation Reveals Taxon-Specific Responses ». *Journal of Applied Ecology* 50 (2): 335-44. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12060>.
- Steffan-Dewenter, Ingolf, Ute Munzenberg, Christof Burger, Carsten Thies, et Teja Tscharntke. 2002. « Scale-Dependent Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds ». *Ecology* 83 (mai): 1421-32. <https://doi.org/10.2307/3071954>.
- Stoate, C. 2001. « Ecological impacts of arable intensification in Europe ». *Journal of Environmental Management* 63 (4): 337-65. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>.
- Sundseth, Kerstin, European Commission, Directorate-General for the Environment, et Ecosystems Ltd. 2015. *Les directives « Oiseaux » et « Habitats »: au service de la nature et des citoyens en Europe*. Luxembourg: Publications Office.
- Svensson, Birgitta. 2000. « Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape ». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77 (3): 247-55. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00106-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00106-1).
- Szigeti, Viktor, Ádám Kőrösi, Andrea Harnos, János Nagy, et János Kis. 2016. « Measuring Floral Resource Availability for Insect Pollinators in Temperate Grasslands - a Review: Measuring Floral Resource Availability ». *Ecological Entomology* 41 (3): 231-40. <https://doi.org/10.1111/een.12298>.
- Taha, El-Kazafy A., Reda A. Taha, et Saad N. AL-Kahtani. 2019. « Nectar and Pollen Sources for Honeybees in Kafrelsheikh Province of Northern Egypt ». *Saudi Journal of Biological Sciences* 26 (5): 890-96. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2017.12.010>.
- Taylor, K. 2001. « Galium aparine L. » *Journal of Ecology* 87 (décembre): 713-30. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00381.x>.
- Taylor, Philip D., Lenore Fahrig, Kringen Henein, et G. W. Merriam. 1993. « Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure ». In . <https://doi.org/10.2307/3544927>.
- Taylor, Philip, Lenore Fahrig, et Kimberly With. 2006. « Landscape connectivity: A return to the basics ». In *Conservation Biology*, 14:29-43. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821>.
- Terzo, Michael, et Pierre Rasmont. 2007. . . *Abeilles sauvages, bourdons et autres insectes pollinisateurs*.

- Tilman, David, Forest Isbell, et Jane M. Cowles. 2014. « Biodiversity and Ecosystem Functioning ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45 (1): 471-93. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>.
- Timberlake, Thomas. 2019. « Mind the Gap: The importance of flowering phenology in pollinator conservation ». University of Bristol.
- Timberlake, Thomas, I. Vaughan, et J. Memmott. 2019. « Phenology of farmland floral resources reveals seasonal gaps in nectar availability for bumblebees ». *Journal of Applied Ecology*, avril. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13403>.
- Tscharntke, Teja, Alexandra Klein, A. Kruess, Ingolf Steffan-Dewenter, et Carsten Thies. 2005. « Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity—ecosystem service management. *Ecol Lett* 8:857-874 ». *Ecology Letters* 8 (août): 857-74. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>.
- Vanderplanck, Maryse, Hélène Gilles, Denis Nonclercq, Pierre Duez, et Pascal Gerbaux. 2020. « Asteraceae Paradox: Chemical and Mechanical Protection of Taraxacum Pollen ». *Insects* 11 (5): 304. <https://doi.org/10.3390/insects11050304>.
- Walther-Hellwig, K., et R. Frankl. 2000. « Foraging Habitats and Foraging Distances of Bumblebees, *Bombus* Spp. (Hym., Apidae), in an Agricultural Landscape ». *Journal of Applied Entomology* 124 (7-8): 299-306. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0418.2000.00484.x>.
- Weiss, Martha R. 1991. « Floral Colour Changes as Cues for Pollinators ». *Nature* 354 (6350): 227-29. <https://doi.org/10.1038/354227a0>.
- Westphal, Catrin, Ingolf Steffan-Dewenter, et Teja Tscharntke. 2003. « Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale ». *Ecology Letters* 6 (novembre): 961-65. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00523.x>.
- Williams, Neal M., et Vincent J. Tepedino. 2003. « Consistent mixing of near and distant resources in foraging bouts by the solitary mason bee *Osmia lignaria* ». *Behavioral Ecology* 14 (1): 141-49. <https://doi.org/10.1093/beheco/14.1.141>.
- Williams, Neal M., Kimiora L. Ward, Nathaniel Pope, Rufus Isaacs, Julianna Wilson, Emily A. May, Jamie Ellis, et al. 2015. « Native wildflower plantings support wild bee abundance and diversity in agricultural landscapes across the United States ». *Ecological Applications* 25 (8): 2119-31.
- Wix, Nana, Michael Reich, et Frank Schaarschmidt. 2019. « Butterfly Richness and Abundance in Flower Strips and Field Margins: The Role of Local Habitat Quality and Landscape Context ». *Heliyon* 5 (5): e01636. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01636>.
- Wojciechowicz-Zytka, Elzbieta. 2017. « Herbs as a source of nutrition for flower-visiting hoverflies (Diptera, Syrphidae) ». *Folia Horticulturae* 29 (2): 135-41. <https://doi.org/10.1515/fhort-2017-0013>.
- Wood, Thomas J. 2015. « *Bombus* pollen and nectar use ». Dryad Digital Repository. <https://doi.org/10.5061/DRYAD.FR8G7/2>.
- Woodard, S Hollis, et Shalene Jha. 2017. « Wild Bee Nutritional Ecology: Predicting Pollinator Population Dynamics, Movement, and Services from Floral Resources ». *Current Opinion in Insect Science, Pests and resistance* * Behavioural ecology, 21 (juin): 83-90. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2017.05.011>.
- Wrzesień, Małgorzata, et Bożena Denisow. 2016. « Distribution and abundance of bee forage flora across an agricultural landscape - Railway embankments vs. road verges ». *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 85 (septembre). <https://doi.org/10.5586/asbp.3509>.

Annexe 1

Base de données des productions de pollen et de nectar par espèce

Espèce	Pollen [μL/UF]	Source	Nectar [μg/UF.j]	Source
<i>Achillea millefolium</i>	0,03	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	28,48	Ouvrard (2014)
<i>Aethusa cynapium</i>	0,07	Dubucq et Laloux (2020)		
<i>Agrimonia eupatoria</i>	0,01	Baude et al. (2016)	1,37	Baude et al. (2016)
<i>Ajuga reptans</i>	0,13	Baude et al. (2016)	155,06	Baude et al. (2016)
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0,04	Baude et al. (2016)	11,33	Baude et al. (2016)
<i>Argentina anserina</i>	0,74	Baude et al. (2016)		
<i>Barbarea vulgaris</i>			102,46	Baude et al. (2016)
<i>Bellis perennis</i>	0,05	Baude et al. (2016)	43,63	Ouvrard (2014)
<i>Brassica napus</i>	0,83	Baude et al. (2016)	541,29	Ouvrard (2014)
<i>Caltha palustris</i>	4,79	Baude et al. (2016)	4,37	Baude et al. (2016)
<i>Campanula rotundifolia</i>	0,27	Baude et al. (2016)		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,01	Baude et al. (2016)	9,05	Ouvrard (2014)
<i>Cardamine hirsuta</i>			4,50	Baude et al. (2016)
<i>Cardamine pratensis</i>	0,36	Baude et al. (2016)	58,68	Baude et al. (2016)
<i>Centaurea jacea</i>			1177,75	Ouvrard (2014)
<i>Centaurea nigra</i>	1,50	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	1471,64	Ouvrard (2014)
<i>Cerastium fontanum</i>	0,02	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	11,59	Ouvrard (2014)
<i>Cirsium arvense</i>	0,03	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	8643,35	Baude et al. (2016)
<i>Cirsium palustre</i>	0,08	Baude et al. (2016)	12884,33	Baude et al. (2016)
<i>Cirsium vulgare</i>	0,05	Baude et al. (2016)	10206,43	Baude et al. (2016)
<i>Clematis vitabla</i>	0,71	Baude et al. (2016)		
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,35	Baude et al. (2016)	351,82	Baude et al. (2016)
<i>Cornus sanguinea</i>	0,29	Baude et al. (2016)	68,79	Baude et al. (2016)
<i>Crataegus laevigata</i>			102,47	Baude et al. (2016)
<i>Crataegus monogyna</i>	0,33	Baude et al. (2016)	102,47	Baude et al. (2016)
<i>Crepis biennis</i>			202,05	Baude et al. (2016)
<i>Cytisus scoparius</i>	0,82	Baude et al. (2016)	33,96	Baude et al. (2016)
<i>Daucus carota</i>	0,02	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	27,18	Ouvrard (2014)
<i>Dipsacus fullonum</i>			1058,33	Timberlake et al. (2019)
<i>Epilobium angustifolium</i>	2,57	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	282,90	Ouvrard (2014)
<i>Epilobium ciliatum</i>			144,71	Ouvrard (2014)
<i>Epilobium hirsutum</i>	1,47	Baude et al. (2016)		
<i>Epilobium tetragonum</i>	0,06	Baude et al. (2016)		
<i>Ficaria verna</i>	1,45	Baude et al. (2016)	13,20	Baude et al. (2016)
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,15	Baude et al. (2016)		
<i>Fumaria officinalis</i>			21,90	Ouvrard (2014)
<i>Galium album</i>	0,01	Baude et al. (2016)	7,06	Ouvrard (2014)
<i>Galium aparine</i>	0,00	Baude et al. (2016)	9,48	Baude et al. (2016)
<i>Galium verum</i>	0,01	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	3,17	Ouvrard (2014)
<i>Geranium colombinum</i>			2,69	Baude et al. (2016)
<i>Geranium dissectum</i>			2,69	Baude et al. (2016)

<i>Geranium molle</i>	0,04	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	19,27	Ouvrard (2014)
<i>Geranium pyrenaicum</i>	0,39	Dubucq et Laloux (2020)	16,43	Baude et al. (2016)
<i>Geranium robertianum</i>			97,79	Baude et al. (2016)
<i>Geum urbanum</i>	0,21	Baude et al. (2016)	29,80	Baude et al. (2016)
<i>Glechoma hederacea</i>	0,14	Baude et al. (2016)	94,37	Baude et al. (2016)
<i>Helianthemum nummularium</i>	0,24	Baude et al. (2016)		
<i>Heracleum sphondylium</i>	0,08	Baude et al. (2016)	98,17	Baude et al. (2016)
<i>Hypericum maculatum</i>	1,54	Dubucq et Laloux (2020)		
<i>Hypericum perforatum</i>	1,54	Dubucq et Laloux (2020)		
<i>Hypochaeris radicata</i>	0,26	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	1816,84	Ouvrard (2014)
<i>Jacobaea vulgaris</i>	0,23	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	1098,90	Ouvrard (2014)
<i>Knautia arvensis</i>	0,00	Baude et al. (2016)	146,31	Baude et al. (2016)
<i>Lamium album</i>	0,15	Baude et al. (2016)	1043,99	Baude et al. (2016)
<i>Lamium galeobdolon</i>	0,35	Baude et al. (2016)	413,06	Baude et al. (2016)
<i>Lamium purpureum</i>	0,03	Baude et al. (2016)	107,73	Ouvrard (2014)
<i>Lapsana communis</i>	0,17	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	98,12	Ouvrard (2014)
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,12	Baude et al. (2016)	952,69	Ouvrard (2014)
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,03	Baude et al. (2016)		
<i>Leontodon hispidus</i>	0,03	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	455,10	Baude et al. (2016)
<i>Leucanthemum vulgare</i>	2,84	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	2137,51	Baude et al. (2016)
<i>Linaria vulgaris</i>	0,20	Baude et al. (2016)		
<i>Lonicera periclymenum</i>	2,08	Baude et al. (2016)	1726,84	Baude et al. (2016)
<i>Lotus corniculatus</i>	0,12	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	61,82	Baude et al. (2016)
<i>Lotus pedunculatus</i>	0,90	Baude et al. (2016)	35,36	Baude et al. (2016)
<i>Lythrum salicaria</i>	0,18	Baude et al. (2016)		
<i>Malva moschata</i>	5,08	Ouvrard (2018)	666,47	Ouvrard (2014)
<i>Matricaria chamomilla</i>	0,76	Baude et al. (2016)	139,20	Baude et al. (2016)
<i>Matricaria discoidea</i>	0,09	Baude et al. (2016)		
<i>Medicago sativa</i>	0,06	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	40,28	Ouvrard (2014)
<i>Myosotis arvensis</i>	0,00	Baude et al. (2016)	23,36	Baude et al. (2016)
<i>Origanum vulgare</i>	0,01	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	144,07	Ouvrard (2014)
<i>Papaver dubium</i>			5,35	Baude et al. (2016)
<i>Papaver rhoeas</i>	12,67	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	5,35	Baude et al. (2016)
<i>Plantago lanceolata</i>	0,09	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	0,00	Baude et al. (2016)
<i>Potentilla reptans</i>			30,85	Baude et al. (2016)
<i>Prunella vulgaris</i>	0,02	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	246,93	Ouvrard (2014)
<i>Prunus avium</i>	1,17	Baude et al. (2016)	384,48	Baude et al. (2016)
<i>Prunus spinosa</i>	0,28	Baude et al. (2016)	266,23	Baude et al. (2016)
<i>Pulicaria dysenterica</i>	0,01	Baude et al. (2016)		
<i>Ranunculus acris</i>	1,23	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	78,83	Baude et al. (2016)
<i>Ranunculus bulbosus</i>	7,26	Baude et al. (2016)	49,33	Baude et al. (2016)
<i>Ranunculus flammula</i>	1,03	Baude et al. (2016)		
<i>Ranunculus repens</i>	1,39	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	104,51	Baude et al. (2016)
<i>Reseda luteola</i>	0,19	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	360,57	Ouvrard (2014)
<i>Rhinanthus minor</i>	0,05	Baude et al. (2016)	108,90	Baude et al. (2016)
<i>Ribes rubrum</i>			0,00	Baude et al. (2016)
<i>Rosa arvensis</i>	5,24	Baude et al. (2016)		

<i>Rosa canina</i>	5,24	Baude et al. (2016)	17,33	Baude et al. (2016)
<i>Rubus agg.</i>	2,88	Baude et al. (2016)	1892,83	Baude et al. (2016)
<i>Salix spp.</i>			9620,01	Baude et al. (2016)
<i>Sambucus nigra</i>	0,05	Baude et al. (2016)	9,21	Baude et al. (2016)
<i>Sanguisorba minor</i>			0,11	Baude et al. (2016)
<i>Silene dioica</i>	0,12	Baude et al. (2016)	450,65	Baude et al. (2016)
<i>Silene latifolia</i>			144,99	Ouvrard (2014)
<i>Silene vulgaris</i>	0,23	Baude et al. (2016)	251,47	Baude et al. (2016)
<i>Solanum tuberosum</i>	1,27	Baude et al. (2016)	27,29	Baude et al. (2016)
<i>Sonchus asper</i>	0,47	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	22,07	Baude et al. (2016)
<i>Sonchus oleraceus</i>	0,01	Baude et al. (2016)	418,46	Baude et al. (2016)
<i>Stachys sylvatica</i>	0,08	Baude et al. (2016)	311,11	Baude et al. (2016)
<i>Stellaria graminea</i>	0,06	Baude et al. (2016)	17,05	Baude et al. (2016)
<i>Stellaria holostea</i>			5,54	Baude et al. (2016)
<i>Stellaria media</i>	0,00	Ouvrard (2018)	7,11	Baude et al. (2016)
<i>Symphytum officinale</i>			1969,46	Baude et al. (2016)
<i>Taraxacum agg.</i>	0,02	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	4884,15	Baude et al. (2016)
<i>Trifolium pratense</i>	0,01	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	116,86	Baude et al. (2016)
<i>Trifolium repens</i>	0,02	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	48,97	Baude et al. (2016)
<i>Trigonella officinalis</i>	0,09	Dubucq et Laloux (2020)		
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	0,01	Baude et al. (2016)	1406,81	Ouvrard (2014)
<i>Veronica chamaedrys</i>	0,06	Baude et al. (2016)	8,85	Baude et al. (2016)
<i>Veronica persica</i>	0,04	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	31,59	Baude et al. (2016)
<i>Vicia cracca</i>	0,03	Baude et al. (2016), Ouvrard (2018)	110,22	Ouvrard (2014)
<i>Vicia hirsuta</i>			26,76	Baude et al. (2016)
<i>Vicia sativa</i>	0,06	Baude et al. (2016)	300,34	Baude et al. (2016)
<i>Vicia sepium</i>			117,07	Baude et al. (2016)
<i>Viola arvensis</i>			53,45	Baude et al. (2016)

Annexe 2

Liste des espèces observées chaque mois et classement en fonction de/des ressources pour lesquelles des données ont été rencontrées.

	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août
Pollen et nectar	<i>Bellis perennis</i> <i>Cardamine pratensis</i> <i>Ficaria verna</i> <i>Lamium album</i> <i>Lamium purpureum</i> <i>Prunus avium</i> <i>Prunus spinosa</i> <i>Stellaria media</i> <i>Taraxacum agg.</i> <i>Veronica persica</i>	<i>Ajuga reptans</i> <i>Anthriscus sylvestris</i> <i>Bellis perennis</i> <i>Brassica napus</i> <i>Caltha palustris</i> <i>Capsella bursa-pastoris</i> <i>Cardamine pratensis</i> <i>Crataegus monogyna</i> <i>Cytisus scoparius</i> <i>Geranium molle</i> <i>Geranium pyrenaicum</i> <i>Glechoma hederacea</i> <i>Lamium album</i> <i>Lamium galeobdolon</i> <i>Lamium purpureum</i> <i>Matricaria chamomilla</i> <i>Myosotis arvensis</i> <i>Ranunculus acris</i> <i>Ranunculus bulbosus</i> <i>Ranunculus repens</i> <i>Silene dioica</i> <i>Stellaria media</i> <i>Taraxacum agg.</i>	<i>Achillea millefolium</i> <i>Agrimonia eupatoria</i> <i>Ajuga reptans</i> <i>Anthriscus sylvestris</i> <i>Bellis perennis</i> <i>Capsella bursa-pastoris</i> <i>Centaurea nigra</i> <i>Cerastium fontanum</i> <i>Cirsium palustre</i> <i>Convolvulus arvensis</i> <i>Cornus sanguinea</i> <i>Galium album</i> <i>Galium aparine</i> <i>Galium verum</i> <i>Geranium molle</i> <i>Geranium pyrenaicum</i> <i>Geum urbanum</i> <i>Glechoma hederacea</i> <i>Heracleum sphondylium</i> <i>Hypochaeris radicata</i> <i>Jacobaea vulgaris</i> <i>Knautia arvensis</i> <i>Lamium album</i>	<i>Achillea millefolium</i> <i>Agrimonia eupatoria</i> <i>Bellis perennis</i> <i>Centaurea nigra</i> <i>Cerastium fontanum</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Cirsium vulgare</i> <i>Convolvulus arvensis</i> <i>Daucus carota</i> <i>Epilobium angustifolium</i> <i>Galium album</i> <i>Galium aparine</i> <i>Galium verum</i> <i>Geranium pyrenaicum</i> <i>Heracleum sphondylium</i> <i>Hypochaeris radicata</i> <i>Jacobaea vulgaris</i> <i>Knautia arvensis</i> <i>Lapsana communis</i> <i>Leontodon hispidus</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Lotus pedunculatus</i>	<i>Achillea millefolium</i> <i>Agrimonia eupatoria</i> <i>Bellis perennis</i> <i>Centaurea nigra</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Cirsium vulgare</i> <i>Convolvulus arvensis</i> <i>Galium album</i> <i>Geranium pyrenaicum</i> <i>Heracleum sphondylium</i> <i>Jacobaea vulgaris</i> <i>Knautia arvensis</i> <i>Lamium album</i> <i>Lamium purpureum</i> <i>Lapsana communis</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Lotus pedunculatus</i> <i>Malva moschata</i> <i>Medicago sativa</i> <i>Myosotis arvensis</i> <i>Origanum vulgare</i> <i>Papaver rhoeas</i> <i>Ranunculus repens</i>

		<i>Veronica chamaedrys</i> <i>Veronica persica</i> <i>Vicia sativa</i>	<i>Lamium purpureum</i> <i>Lapsana communis</i> <i>Lathyrus pratensis</i> <i>Leucanthemum vulgare</i> <i>Lonicera periclymenum</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Malva moschata</i> <i>Matricaria chamomilla</i> <i>Medicago sativa</i> <i>Myosotis arvensis</i> <i>Papaver rhoeas</i> <i>Prunella vulgaris</i> <i>Ranunculus acris</i> <i>Ranunculus bulbosus</i> <i>Ranunculus repens</i> <i>Reseda luteola</i> <i>Rhinanthus minor</i> <i>Rosa canina</i> <i>Rubus agg.</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Silene vulgaris</i> <i>Solanum tuberosum</i> <i>Stachys sylvatica</i> <i>Stellaria graminea</i> <i>Stellaria media</i> <i>Taraxacum agg</i> <i>Trifolium pratense</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Tripleurospermum inodorum</i> <i>Veronica chamaedrys</i>	<i>Malva moschata</i> <i>Matricaria chamomilla</i> <i>Medicago sativa</i> <i>Origanum vulgare</i> <i>Papaver rhoeas</i> <i>Prunella vulgaris</i> <i>Rubus agg.</i> <i>Silene dioica</i> <i>Sonchus oleraceus</i> <i>Stachys sylvatica</i> <i>Stellaria graminea</i> <i>Trifolium pratense</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Tripleurospermum inodorum</i> <i>Veronica persica</i> <i>Vicia cracca</i>	<i>Rubus agg.</i> <i>Solanum tuberosum</i> <i>Taraxacum agg.</i> <i>Trifolium pratense</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Tripleurospermum inodorum</i> <i>Veronica persica</i> <i>Vicia cracca</i> <i>Vicia sativa</i>
--	--	--	---	---	---

			<i>Veronica persica</i> <i>Vicia cracca</i> <i>Vicia sativa</i>		
Pollen uniquement			<i>Helianthemum nummularium</i> <i>Hypericum perforatum</i> <i>Matricaria discoidea</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Ranunculus flammula</i>	<i>Aethusa cynapium</i> <i>Clematis vitalba</i> <i>Epilobium hirsutum</i> <i>Epilobium tetragonum</i> <i>Filipendula ulmaria</i> <i>Hypericum perforatum</i> <i>Linaria vulgaris</i> <i>Rosa arvensis</i> <i>Trigonella officinalis</i>	<i>Argentina anserina</i> <i>Campanula rotundifolia</i> <i>Epilobium hirsutum</i> <i>Hypericum maculatum</i> <i>Leontodon autumnalis</i> <i>Linaria vulgaris</i> <i>Lythrum salicaria</i> <i>Pulicaria dysenterica</i> <i>Trigonella officinalis</i>
Nectar uniquement	<i>Cardamine hirsuta</i> <i>Salix spp.</i>	<i>Barbarea vulgaris</i> <i>Cardamine hirsuta</i> <i>Crataegus laevigata</i> <i>Fumaria officinalis</i> <i>Salix spp.</i> <i>Silene latifolia</i> <i>Stellaria holostea</i> <i>Vicia sepium</i> <i>Viola arvensis</i>	<i>Centaurea jacea</i> <i>Crepis biennis</i> <i>Epilobium ciliatum</i> <i>Geranium columbinum</i> <i>Geranium dissectum</i> <i>Geranium robertianum</i> <i>Papaver dubium</i> <i>Potentilla reptans</i> <i>Sanguisorba minor</i> <i>Silene latifolia</i> <i>Stellaria holostea</i> <i>Symphytum officinale</i> <i>Vicia hirsuta</i> <i>Vicia sepium</i> <i>Viola arvensis</i>	<i>Centaurea jacea</i> <i>Dipsacus fullonum</i> <i>Epilobium ciliatum</i> <i>Fumaria officinalis</i> <i>Geranium robertianum</i> <i>Potentilla reptans</i> <i>Silene latifolia</i>	<i>Centaurea jacea</i> <i>Crepis biennis</i> <i>Geranium dissectum</i> <i>Geranium robertianum</i> <i>Papaver dubium</i> <i>Potentilla reptans</i> <i>Silene latifolia</i> <i>Sonchus asper</i> <i>Viola arvensis</i>
Données manquantes (ces espèces ne	<i>Anemone nemorosa</i> <i>Primula veris</i> <i>Pyrus communis</i>	<i>Alliaria petiolata</i> <i>Barbarea intermedia</i> <i>Cerastium glomeratum</i>	<i>Aegopodium podagraria</i> <i>Aquilegia vulgaris</i> <i>Betonica officinalis</i>	<i>Betonica officinalis</i> <i>Campanula rapunculus</i> <i>Carduus crispus</i>	<i>Campanula rapunculus</i> <i>Cichorium intybus</i> <i>Convolvulus sepium</i>

sont pas prises en compte dans l'analyse des productions)	<i>Ranunculus bulbosus</i> <i>Ribes rubrum</i>	<i>Cruciata laevipes</i> <i>Dactylorhiza majalis</i> <i>Erodium cicutarium</i> <i>Euphorbia cyparissias</i> <i>Euphorbia helioscopia</i> <i>Fragaria vesca</i> <i>Helleborus foetidus</i> <i>Polygonatum multiflorum</i> <i>Primula veris</i> <i>Pyrus communis</i> <i>Viburnum lantana</i>	<i>Brassica oleracea</i> <i>Bunias orientalis</i> <i>Bunium bulbocastanum</i> <i>Campanula rapunculus</i> <i>Cardaria draba</i> <i>Cerastium arvense</i> <i>Chaerophyllum temulum</i> <i>Chelidonium majus</i> <i>Cruciata laevipes</i> <i>Erodium cicutarium</i> <i>Euphorbia cyparissias</i> <i>Hieracium agg.</i> <i>Linum usitatissimum</i> <i>Lysimachia arvensis</i> <i>Lysimachia punctata</i> <i>Onobrychis viciifolia</i> <i>Oxalis fontana</i> <i>Plantago media</i> <i>Potentilla argentea</i> <i>Sedum acre</i> <i>Tanacetum parthenium</i> <i>Trifolium dubium</i> <i>Valeriana officinalis</i> <i>Valerianella locusta</i>	<i>Centaurea scabiosa</i> <i>Chaerophyllum temulum</i> <i>Fumaria vaillantii</i> <i>Geranium pusillum</i> <i>Heracleum mantegazzianum</i> <i>Hypericum dubium</i> <i>Leontodon saxatilis</i> <i>Ononis spinosa</i> <i>Picris hieracioides</i> <i>Pimpinella major</i> <i>Ranunculus auricomus</i> <i>Sambucus racemosa</i> <i>Sedum forsterianum</i> <i>Selinum carvifolia</i> <i>Thymus pulegioides</i> <i>Torilis arvensis</i> <i>Tragopogon pratensis</i> <i>Trifolium campestre</i> <i>Trifolium dubium</i> <i>Valeriana officinalis</i> <i>Vicia lathyroides</i>	<i>Dianthus deltoides</i> <i>Galeopsis tetrahit</i> <i>Geranium pusillum</i> <i>Jacobaea erucifolia</i> <i>Lysimachia arvensis</i> <i>Pimpinella saxifraga</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Torilis japonica</i> <i>Trifolium dubium</i> <i>Valeriana officinalis</i>
---	---	---	---	---	---

Annexe 3

Couverture des espèces sur les différents biotopes

	Bords de cultures	Bords de routes	Cultures	Cultures biologiques	Haies	Prairies	Prairies extensives
<i>Achillea millefolium</i>	0,05	0,19			0,01	0,04	0,11
<i>Aegopodium podagraria</i>		0,04					
<i>Aethusa cynapium</i>		0,02			0,01		
<i>Agrimonia eupatoria</i>		0,05			0,02	0,01	
<i>Ajuga reptans</i>		0,03			0,00	0,03	0,30
<i>Alliaria petiolata</i>		0,11			0,03		
<i>Anemone nemorosa</i>					0,02		
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0,04	0,34	0,01		0,06	0,10	
<i>Aquilegia vulgaris</i>		0,02					
<i>Argentina anserina</i>		0,06					
<i>Barbarea intermedia</i>		0,05				0,02	
<i>Barbarea vulgaris</i>	0,02						
<i>Bellis perennis</i>	0,05	0,06				0,48	0,31
<i>Betonica officinalis</i>					0,01		
<i>Brassica napus</i>	0,05	0,08					
<i>Brassica oleracea</i>		0,02		0,44			
<i>Bunias orientalis</i>		0,01					
<i>Bunium bulbocastanum</i>		0,05					
<i>Caltha palustris</i>					0,01		0,08
<i>Campanula rapunculus</i>		0,04			0,00	0,00	
<i>Campanula rotundifolia</i>					0,01		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		0,04	0,02	0,56	0,04	0,24	0,59
<i>Cardamine hirsuta</i>		0,03	0,08			0,15	
<i>Cardamine pratensis</i>	0,02					0,07	0,51
<i>Cardaria draba</i>		0,02					
<i>Carduus crispus</i>		0,04			0,01		
<i>Centaurea jacea</i>		0,05				0,01	0,08
<i>Centaurea nigra</i>		0,07			0,00	0,04	
<i>Centaurea scabiosa</i>		0,02			0,00		
<i>Cerastium arvense</i>						0,01	
<i>Cerastium fontanum</i>						0,02	0,08
<i>Cerastium glomeratum</i>						0,05	
<i>Chaerophyllum temulum</i>					0,02	0,01	
<i>Chelidonium majus</i>		0,03					
<i>Cichorium intybus</i>		0,03					
<i>Cirsium arvense</i>		0,15	0,01		0,01	0,08	

<i>Cirsium palustre</i>				0,00		0,20
<i>Cirsium vulgare</i>	0,06			0,00	0,08	
<i>Clematis vitalba</i>	0,03			0,02		
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,17	0,01		0,02	0,04	
<i>Convolvulus sepium</i>				0,00		
<i>Cornus sanguinea</i>				0,05		
<i>Crataegus laevigata</i>				0,02		
<i>Crataegus monogyna</i>				0,08		
<i>Crepis biennis</i>	0,01	0,03			0,08	0,13
<i>Cruciata laevipes</i>	0,03	0,32		0,04		0,08
<i>Cytisus scoparius</i>		0,07		0,01		
<i>Dactylorhiza majalis</i>						0,12
<i>Daucus carota</i>	0,01					
<i>Dianthus deltoides</i>				0,01		
<i>Dipsacus fullonum</i>	0,06			0,01		
<i>Epilobium augustifolium</i>	0,02			0,03		
<i>Epilobium ciliatum</i>	0,14				0,01	
<i>Epilobium hirsutum</i>	0,01				0,01	
<i>Epilobium tetragonum</i>	0,08					
<i>Erodium cicutarium</i>	0,03					0,08
<i>Euphorbia cyparissias</i>	0,06	0,03		0,10	0,01	
<i>Euphorbia helioscopia</i>	0,04					
<i>Ficaria verna</i>	0,04			0,05	0,04	
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,06					
<i>Fragaria vesca</i>	0,09			0,05		
<i>Fumaria officinalis</i>	0,06	0,03	0,03			
<i>Fumaria vaillantii</i>	0,03					
<i>Galeopsis tetrahit</i>				0,01	0,01	
<i>Galium album</i>	0,18					
<i>Galium aparine</i>	0,09			0,10		
<i>Galium verum</i>	0,09					
<i>Geranium columbinum</i>				0,03		
<i>Geranium dissectum</i>	0,04	0,19		0,03	0,01	0,26
<i>Geranium molle</i>	0,01	0,12		0,01	0,07	0,29
<i>Geranium pusillum</i>	0,04	0,05			0,01	
<i>Geranium pyrenaicum</i>	0,04	0,14	0,03	0,03	0,06	0,00
<i>Geranium robertianum</i>		0,10		0,11		0,00
<i>Geum urbanum</i>		0,13		0,01		
<i>Glechoma hederacea</i>	0,03	0,04		0,04	0,03	
<i>Helianthemum nummularium</i>						0,00
<i>Helleborus foetidus</i>				0,05		

<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0,05						
<i>Heracleum sphondylium</i>	0,37			0,03	0,08		0,21
<i>Hieracium agg.</i>	0,09				0,01		0,08
<i>Hypericum dubium</i>					0,04		
<i>Hypericum maculatum</i>	0,01			0,01			
<i>Hypericum perforatum</i>	0,16			0,05	0,01		
<i>Hypochaeris radicata</i>	0,02				0,03		0,16
<i>Jacobaea erucifolia</i>	0,02						
<i>Jacobaea vulgaris</i>	0,08			0,01	0,01		0,12
<i>Knautia arvensis</i>	0,17				0,01		
<i>Lamium album</i>	0,05	0,45		0,03			
<i>Lamium galeobdolon</i>	0,04			0,01			
<i>Lamium purpureum</i>	0,18	0,36	0,15	1,00	0,09	0,06	0,18
<i>Lapsana communis</i>	0,05				0,02	0,00	
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,03						0,18
<i>Leontodon autumnalis</i>						0,03	
<i>Leontodon hispidus</i>						0,07	
<i>Leontodon saxatilis</i>					0,03	0,02	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,11				0,03	0,05	0,11
<i>Linaria vulgaris</i>	0,02	0,04					
<i>Linum usitatissimum</i>							
<i>Lonicera periclymenum</i>					0,01		
<i>Lotus corniculatus</i>	0,08				0,04	0,03	0,08
<i>Lotus pedunculatus</i>	0,06					0,04	0,10
<i>Lysimachia arvensis</i>	0,04	0,05					
<i>Lysimachia punctata</i>					0,02		
<i>Lythrum salicaria</i>	0,04						
<i>Malva moschata</i>	0,16					0,01	0,08
<i>Matricaria chamomilla</i>	0,12	0,35	0,01	0,44	0,01	0,01	0,00
<i>Matricaria discoidea</i>	0,04	0,03					
<i>Medicago sativa</i>	0,06	0,03	0,01		0,04	0,01	0,00
<i>Myosotis arvensis</i>	0,07	0,29	0,03		0,06		0,00
<i>Onobrychis viciifolia</i>					0,04		
<i>Ononis spinosa</i>	0,11						
<i>Origanum vulgare</i>	0,03						
<i>Oxalis fontana</i>						0,00	
<i>Papaver dubium</i>	0,15	0,20					
<i>Papaver rhoeas</i>	0,17	0,23		0,44		0,00	
<i>Picris hieracioides</i>					0,03		
<i>Pimpinella major</i>					0,00		
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,01						
<i>Plantago lanceolata</i>	0,07					0,00	0,08

<i>Plantago media</i>					0,01	0,08
<i>Polygonatum multiflorum</i>	0,04					
<i>Potentilla argentea</i>						0,16
<i>Potentilla reptans</i>	0,02	0,14		0,44	0,04	0,04
<i>Primula veris</i>		0,10			0,01	0,12
<i>Prunella vulgaris</i>		0,05			0,03	0,00
<i>Prunus avium</i>				0,18		
<i>Prunus spinosa</i>		0,01		0,54		
<i>Pulicaria dysenterica</i>						0,10
<i>Pyrus communis</i>				0,02		
<i>Ranunculus acris</i>	0,07	0,16	0,06		0,05	0,21
<i>Ranunculus auricomus</i>		0,02			0,03	0,05
<i>Ranunculus bulbosus</i>	0,02	0,09				0,11
<i>Ranunculus flammula</i>						0,00
<i>Ranunculus repens</i>		0,06			0,01	0,02
<i>Reseda luteola</i>		0,02				
<i>Rhinanthus minor</i>						0,26
<i>Ribes rubrum</i>				0,03		
<i>Rosa arvensis</i>				0,00		
<i>Rosa canina</i>	0,02			0,45		
<i>Rubus agg.</i>	0,02	0,28		0,17		
<i>Salix cinerea</i>				0,06		
<i>Salix fragilis</i>				0,02		
<i>Salix triandra</i>				0,01		
<i>Sambucus nigra</i>				0,24		
<i>Sambucus racemosa</i>				0,01		
<i>Sanguisorba minor</i>		0,02			0,01	
<i>Sedum acre</i>						0,00
<i>Sedum forsterianum</i>		0,04				
<i>Selinum carvifolia</i>		0,06				
<i>Silene dioica</i>					0,00	
<i>Silene latifolia</i>	0,06	0,18	0,00	0,44	0,07	0,01
<i>Silene vulgaris</i>		0,08				
<i>Solanum tuberosum</i>	0,01		0,04			
<i>Sonchus asper</i>				0,00		
<i>Sonchus oleraceus</i>		0,04				
<i>Stachys sylvatica</i>		0,06			0,05	0,01
<i>Stellaria graminea</i>		0,03			0,04	0,02
<i>Stellaria holostea</i>		0,26	0,02	0,44		
<i>Stellaria media</i>		0,04	0,03	0,56		0,00
<i>Symphytum officinale</i>		0,04				
<i>Tanacetum parthenium</i>		0,02				

<i>Tanacetum vulgare</i>		0,03					
<i>Taraxacum agg.</i>	0,07	0,20	0,17		0,05	0,74	0,90
<i>Thymus pulegioides</i>		0,04					
<i>Torilis arvensis</i>		0,03					
<i>Torilis japonica</i>		0,01					
<i>Tragopogon pratensis</i>		0,05					
<i>Trifolium campestre</i>		0,05					
<i>Trifolium dubium</i>	0,04	0,22			0,00	0,13	0,34
<i>Trifolium pratense</i>	0,02	0,10			0,03	0,09	0,28
<i>Trifolium repens</i>	0,02	0,32			0,03	0,57	0,46
<i>Trigonella officinalis</i>	0,04				0,01		
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	0,06	0,05					
<i>Valeriana officinalis</i>		0,03			0,02		
<i>Valerianella locusta</i>		0,02					
<i>Veronica chamaedrys</i>		0,08			0,04		0,08
<i>Veronica persica</i>	0,04	0,16	0,06	0,56	0,02	0,11	0,00
<i>Viburnum lantana</i>					0,10		
<i>Vicia cracca</i>		0,22		0,44	0,03	0,00	0,08
<i>Vicia hirsuta</i>		0,15				0,02	0,13
<i>Vicia lathyroides</i>		0,03					
<i>Vicia sativa</i>	0,02	0,19			0,04	0,03	0,08
<i>Vicia sepium</i>	0,02	0,13					
<i>Viola arvensis</i>	0,06	0,09	0,01	0,56			

Annexe 4

Moyennes et médianes des productions de pollen [mL/ha] et de nectar [g/ha.j] pour chacun des biotopes chaque mois

		Avril		Mai		Juin		Juillet		Août	
	Biotope	Pollen [mL/ha]	Nectar [g/ha.j]	Pollen [mL/ha]	Nectar [g/ha.j]	Pollen [mL/ha]	Nectar [g/ha.j]	Pollen [mL/ha]	Nectar [g/ha.j]	Pollen [mL/ha]	Nectar [g/ha.j]
Moyenne	BOC	8,12	28,6	394	278	515	46,1	1890	153	5,85	20,7
	BOR	202	229	752	3666	296	246	600	736	43,2	136
	COL			9517	6201						
	CUL	124	347	67,4	123	82,7	15,1	0,0787	24,2	19,7	12,3
	CUL_B	200	499	7,74	20,7	127	11,5				
	HA	3493	7122	889	2770	460	202	212	407	6,45	4,79
	LUZ									62,5	42,3
	PRA	10,7	331	188	422	107	181	70,9	212	31	148
	PRA_E	7,00	6,67	231	513	388	803			86,1	3,39
Médiane	BOC	0,0113	3,57	104	70	525	38,1	1890	153	4,43	4,69
	BOR	15,3	75,5	77,5	415	174	125	243	409	15,5	34,2
	COL			9517	6201						
	CUL	114	332	25,3	77,9	82,7	15,1	0,0787	24,2	19,7	12,3
	CUL_B	200	499	7,74	20,7	127	11,5				
	HA	3325	3165	265	192	242	17,9	144	167	4,56	2,51
	LUZ									62,5	42,3
	PRA	6,67	299	12,3	425	24,3	22,6	66,5	150	35,6	52,3
	PRA_E	6,69	5,94	25,3	635	58,1	360			86,1	3,39

Dynamique spatio-temporelle de la disponibilité des ressources florales de milieux agricoles contrastés

Amélie de Pierpont

Les ressources florales, pollen et nectar, constituent le régime alimentaire des insectes pollinisateurs et sont indispensables à leur développement et à leur survie. Dans un contexte de lutte contre le déclin de ces insectes pollinisateurs, une meilleure connaissance de la disponibilité des ressources florales dans leur environnement est requise. Ce mémoire a pour but d'établir un état des lieux des ressources de pollen et de nectar, et d'étudier leur production en milieux agricoles tout au long d'une saison de floraison.

Pour ce faire, un inventaire floristique a été réalisé durant la saison de floraison de 2019 sur deux paysages agricoles de Wallonie. Pour chaque mois d'avril à août, les espèces de plantes en fleurs ont été recensées. Une base de données a ainsi été constituée, reprenant pour chaque espèce des informations sur la période de floraison, la localisation, la densité florale au mètre carré, ainsi que le type de biotope sur lequel l'espèce a été rencontrée. Enfin, les informations sur les productions de pollen et de nectar des différentes espèces ont été récoltées afin de pouvoir quantifier leurs productions respectives.

Dans un premier temps, nous avons analysé les différents biotopes indépendamment du paysage. La composition en espèces florales a été identifiée sur base des espèces les plus productrices et varie fortement selon les biotopes. Une estimation de la production des ressources pour chaque biotope a permis de mettre en avant l'importance des haies et des prairies dans leurs contributions aux productions totales mensuelles. Les estimations de densités de productions pour une surface unitaire ont, quant à elles, montré que des biotopes tels que les bords de routes ou de cultures sont d'un grand intérêt également. Grâce aux différences dans les compositions florales, les périodes productives des biotopes varient et une complémentarité des différents éléments du paysage peut être observée tout au long de la saison pour la production de pollen et de nectar.

Dans un second temps, les productions ont été synthétisées à l'aide d'une représentation cartographique. Celle-ci a permis de constater que la structure du paysage a plusieurs impacts sur la disponibilité des ressources florales. D'une part, les proportions des différents biotopes peuvent influencer la régularité de production des ressources florales sur la saison. D'autre part, une configuration dans laquelle les biotopes productifs sont mieux connectés présente une plus grande diversité florale.

Par ce travail, nous avons souligné l'importance d'une diversité de biotopes dans le paysage. Au-delà de cette diversité, la productivité des biotopes peut être améliorée. Différentes pistes de gestions ont été discutées pour chacun des biotopes.