MASTER BIODIVERSITE ECOLOGIE EVOLUTION
PARCOURS BIODIVERSITE ET CHANGEMENTS ANTHROPIQUES

Université Bourogne Europe
UFR Sciences Vie Terre Environnement
Département Environnement Terre Évolution Climat

Année universitaire 2025-2026

MEMOIRE DE STAGE DE DEUXIEME ANNEE

Apport des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs et de l'écologie fonctionnelle pour la gestion conservatoire d'une tourbière

LIFE18NAT/FR/000906

Mathilde MELETTA

Stage réalisé sous la direction de :
Adrien BERQUER, Conservatoire d'Espaces Naturels
Clément TOURBEZ, Laboratoire de Zoologie, Université de Mons

Structure d'accueil :

Conservatoire d'Espaces Naturels
4 avenue de l'Etoile du Sud
80440, Boves

Déclaration relative à l'usage d'outils d'intelligence artificielle dans le cadre de la rédaction du mémoire bibliographique

Je soussigné(e) MELETTA Mathilde, étudiant(e) en Master 2 BCA à déclare sur l'honneur ce qui suit concernant la rédaction du présent mémoire bibliographique.

☐ **Non-usage d'outils d'intelligence artificielle**
Je déclare ne pas avoir utilisé d'outil d'intelligence artificielle générative (tel que, sans s'y limiter, ChatGPT, Gemini, Copilot ou équivalent) pour la recherche documentaire, l'analyse des resources, la rédaction ou la reformulation du contenu de ce mémoire.

■ **Usage limité et encadré d'outils d'intelligence artificielle**
Je déclare avoir utilisé un ou plusieurs outils d'intelligence artificielle de manière ponctuelle et encadrée, exclusivement pour les usages suivants :

- ■ aide à la reformulation ou à la correction linguistique ou à la traduction ;
- ☐ clarification de notions générales ;
- ■ assistance méthodologique (structure, plan, organisation du travail).

Je précise que :

- ■ l'ensemble des sources académiques citées ont été identifiées, lues et analysées par moi-même ;
- ■ aucun contenu généré par une IA n'a été intégré tel quel sans vérification critique ;
- ■ la responsabilité scientifique et rédactionnelle du mémoire m'incombe entièrement.

Fait à Amiens, le 05/08/2026

Signature :



Présentation de la structure et du projet :

Le Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France (CEN Hauts-de-France) est une association dédiée à la protection du patrimoine naturel régional. La structure est issue de la fusion récente, en 2020, des Conservatoires d'Espaces Naturels de Picardie et du Nord Pas-de-Calais. Les missions principales du conservatoire s'articulent autour de la protection, de la gestion, de la connaissance et de la valorisation d'espaces naturels. Le champ d'action de l'association concerne principalement des réserves naturelles et sites d'intérêt écologique des Hauts-de-France, représentant aujourd'hui près de 16 000 hectares gérés ou accompagnés.

Le stage s'inscrit plus spécifiquement dans le cadre d'un projet du programme européen LIFE*, Anthropofens (**LIFE18NAT/FR/000906**), coordonné par le CEN Hauts-de-France. Ce projet, déployé entre 2019 et 2027, vise à préserver, étudier et restaurer 480 hectares de tourbières alcalines, réparties sur 13 sites Natura 2000 dans le nord de la France et en Wallonie. Le projet rassemble neuf partenaires aux expertises complémentaires (gestion hydrologique, expertise botanique, conservation des habitats, suivis écologiques, etc…) afin de restaurer durablement ces milieux d'intérêts patrimoniaux et d'améliorer leur état de conservation. Face aux pressions anthropiques affectant le fonctionnement et l'écologie des tourbières, le projet a pour but de restaurer durablement les habitats tourbeux et développer des modes de gestion pour améliorer l'état de conservation de ces habitats.

Dans ce contexte, le stage effectué s'intègre au volet consacré à l'étude de la contribution du projet aux services écosystémiques, et plus particulièrement au service de pollinisation. Initialement, trois sites LIFE devaient faire l'objet d'un suivi des interactions entre plante et pollinisateurs, dans le but d'avoir un avant / après travaux. Toutefois, en raison de contraintes techniques et surtout en raison du contexte sanitaire de 2020, seul le marais de Villiers (Pas-de-Calais), étudié ici dans ce mémoire, a pu bénéficier d'un suivi complet.

La contribution de ce stage consiste à analyser les données d'interactions plantes pollinisateurs collectées en 2020 puis de développer une approche analytique qui sera ré-utilisée pour les données actuellement en cours d'acquisition, pour analyser les données post-restauration. En parallèle, l'étude contribue à améliorer les connaissances sur les communautés de pollinisateurs présentes en milieux humides, encore relativement peu documentées dans la littérature scientifique. Une mise en perspective avec des données acquises selon un protocole similaire est aussi prévue, notamment pour comparer les réseaux des milieux tourbeux avec ceux de coteaux calcaires, milieux mieux décrits dans la littérature. Le but de cette comparaison permettra de proposer des pistes d'exploration sur les différences de structures des réseaux, en intégrant des données de traits fonctionnels sur l'écologie des espèces. Le stage est co-encadré par l'Université de Mons, notamment sur la partie recherche scientifique et analyse des résultats.

LIFE ANTHROPOFENS
Coordonné par le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France

Life

NATURA 2000

Conservatoire d'espaces naturels Hauts-de-France

* LIFE = L'Instrument Financier pour l'Environnement

Le LIFE Anthropofens est mis en œuvre par :

Conservatoire d'espaces naturels Hauts-de-France

Conservatoire du littoral

Parc naturel régional Scarpe - Escaut

cbn Conservatoire Botanique National Hauts-de-France

SMOA Syndicat Mixte Oise-Aronde

Conservatoires d'espaces naturels

Syndicat Mixte Baie de Somme Grand Littoral Picard

natagora

Oise le département

Avec la participation financière de :

Life

République Française Liberté Égalité Fraternité

Agence de l'eau Artois-Picardie

Agence eau Seine Normandie

Natura 2000

Soutien financier Office français de la biodiversité

Oise le département

The Coca-Cola Foundation

Avec le soutien de :

Préfet de la région Hauts-de-France Liberté Égalité Fraternité

Région Hauts-de-France

L'Aisne Conseil départemental

somme Le Conseil départemental

ameva

Université de Picardie Jules Verne

Sommaire :

Introduction 1

Matériel et Méthodes 3

1) Site d'étude 3

2) Protocole d'échantillonnage 5

a. Echantillonnage de la ressource florale 6

b. Échantillonnage des interactions plantes-pollinisateurs 6

3) Analyses statistiques 7

a. Représentativité de l'échantillonnage 7

b. Composition taxonomique des communautés 8

c. Variations de la composition spécifique 8

d. Composition fonctionnelle des communautés 9

e. Structure du réseau d'interaction 11

Résultats 12

a. Représentativité de l'échantillonnage 13

b. Description de la ressource florale 14

c. Description de la communauté de pollinisateurs 15

d. Variation de la composition des communauté (Beta-diversité) 17

e. Composition fonctionnelle de la communauté d'Apoïdes 17

f. Structuration du réseau plantes-pollinisateurs 18

Discussion 21

Conclusion 25

Bibliographie 26

Liste des annexes :

Annexe 1. Flore échantillonnées dans le marais de Villiers (2020). 32
Annexe 2. Apoïdes échantillonnés dans le marais de Villiers (2020). 33
Annexe 3. Syrphes échantillonnés dans le marais de Villiers (2020). 34
Annexe 4. Répertoires de traits fonctionnels utilisés dans l'analyse 35
Annexe 5. Issues des modèles statistiques 36
Annexe 6. Résumé des métriques de réseau utilisées 37
Annexe 7. Matrices de dissimilarités moyennes, calculées à partir de l'indice de Bray-Curtis, pour les plantes et les pollinisateurs 38
Annexe 8. Composition fonctionnelle des différentes unités d'échantillonnages 39
Annexe 9. Réseau d'interactions plantes-pollinisateurs du marais de Villiers (2020) 40
Annexe 10. Valeurs des métriques de réseau, calculées pour les espèces florales recensées 41
Annexe 11. Valeurs des métriques de réseau, calculées pour les espèces pollinisatrices 42

Introduction

Les tourbières sont des zones humides caractérisées par une accumulation de matière organique due à la saturation du sol en eau (Manneville, 1999). Ces conditions hydrologiques et biogéochimiques permettent le développement d'une végétation spécialisée, adaptée aux conditions anoxiques et à une faible disponibilité en nutriments (Joosten et al., 2017). Les tourbières ont néanmoins fortement régressé sous l'effet du drainage, de l'exploitation de la tourbe ou bien par la modification des cours d'eau et des usages des terres. Ces perturbations diminuent donc leur superficie (Berquer et al., 2024), mais aussi leur fonctionnement écologique affectant également les communautés biologiques (Joosten et al., 2017). Leur restauration constitue donc un enjeu important pour le maintien de ces habitats d'intérêt patrimonial.

Face à ce constat, de nombreux programmes de restauration ont été mis en œuvre afin de restaurer les habitats tourbeux et de rétablir leur fonctionnement écologique (Pôle-relais tourbières & Conservatoire d'espaces naturels, 2026). Le projet LIFE Anthropofens s'inscrit dans cette démarche : son objectif est de restaurer et de maintenir en bon état de conservation plusieurs habitats patrimoniaux caractéristiques des tourbières du nord de la France et de Wallonie. Toutefois, la restauration d'un habitat ne garantit pas forcément le rétablissement des communautés inféodées, ni des fonctions écologiques qui leurs sont associées (Klimkowska, 2008; Menz et al., 2011). L'évaluation de ces actions de restauration repose généralement sur le suivi de la végétation, permettant d'évaluer leur état de conservation (Clément et al., 2021; Fontaine et al., 2005), mais il est aussi primordial de suivre les fonctions écologiques assurées par les communautés (Borchardt et al., 2021), comme c'est le cas dans les actions d'évaluation d'impact du projet LIFE Anthropofens.

Après avoir évalué l'impact de la restauration sur le cycle de l'eau et de l'azote (Décultot, 2024) et sur le cycle du carbone (Fournier et al., 2025), la pollinisation a été également considérée. La pollinisation est essentielle au maintien de la diversité végétale et au fonctionnement des écosystèmes (Ollerton, 2021; Potts et al., 2010, 2016). Il est estimé que 87% des plantes à fleurs dépendent au moins en partie d'une espèce animale (Ollerton et al., 2011). Le maintien de la flore spécialisée des tourbières dépend donc en partie des interactions entretenues avec les pollinisateurs. Pourtant, contrairement à sa flore, le cortège d'espèces assurant cette fonction en tourbière n'est pas encore documenté. Cette étude vise ainsi à établir une première caractérisation de ces communautés, avant d'évaluer l'effet de la restauration sur les interactions plantes-pollinisateurs.

Décrire une communauté ne consiste pas uniquement à établir une liste d'espèces. La composition des communautés et les interactions qu'elles entretiennent résultant d'un ensemble

de filtres écologiques, agissant sur l'assemblage des communautés observées (Keddy, 1992). Dans le cas du mutualisme plante-pollinisateur, les interactions réalisées dépendent d'abord de la coexistence spatiale et temporelle des deux partenaires (Jordano, 1987), aujourd'hui fortement impactée par les changements globaux (Bartomeus et al., 2013; Forrest, 2015). La disponibilité en ressource florale est aussi considérée comme l'un des principaux déterminants de la présence des pollinisateurs (Roulston & Goodell, 2011; Vázquez et al., 2009). Enfin, les conditions environnementales et les traits biologiques des espèces, tels que leur stratégie de nidification, leur physiologie ou bien leur morphologie, conditionne également la probabilité qu'une interaction ait lieu (Miličić et al., 2026). Les perturbations environnementales peuvent ainsi modifier les interactions entre espèces avant même de conduire à des disparitions locales (Tylianakis et al., 2008; Valiente-Banuet et al., 2015).

Dans un contexte de restauration écologique, il apparaît pertinent d'adopter une approche intégrant ces dimensions. A l'échelle spécifique, l'inventaire des espèces permet de caractériser la composition des communautés végétales et de pollinisateurs, ainsi que leurs variations dans l'espace et au cours de la saison. A l'échelle des communautés, l'intégration des traits fonctionnels apporte une vision complémentaire, notamment sur les stratégies écologiques des espèces en réponse à l'environnement, et permet de réfléchir à des leviers pour la gestion du site (Fontaine et al., 2005). Enfin, à l'échelle des interactions plantes-pollinisateurs, l'approche par réseaux permet d'étudier l'organisation et la structure des interactions. Cette approche permet également d'identifier les espèces structurantes de la communauté, mais aussi celles plus vulnérables et moins connectées (Bascompte & Jordano, 2007). Cette approche intégrative offre ainsi une version plus complète du fonctionnement des communautés, notamment dans un contexte de conservation des espèces (Borchardt et al., 2021).

Ce mémoire s'appuie sur des données acquises en 2020, au sein du marais de Villiers, un site naturel faisant partie du LIFE Anthropofens. Cet inventaire a porté uniquement sur les abeilles, du fait de leur fort potentiel de pollinisation (Willmer et al., 2017) mais aussi sur les syrphes, souvent associés aux milieux humides (Begosh et al., 2020). Cette tourbière alcaline est connue comme accueillant une forte diversité biologique, avec une flore très spécialisée (Fourmy et al., 2022; Gallet & Hendoux, 2007). A l'échelle de l'Europe, ces bas marais alcalins sont reconnus comme habitat favorable aux pollinisateurs, offrant à la fois des ressources trophiques et des habitats potentiels pour la nidification (Osborne et al., 1991). Toutefois, ces communautés sont encore méconnues, tant dans leur composition que dans leur organisation. L'objectif général de ce mémoire est donc d'établir l'état initial des communautés plantes–pollinisateurs du marais de Villiers, avant restauration. Il s'agit plus précisément de répondre

aux questions suivantes : (i) Quelles sont les espèces de pollinisateurs interagissant avec la flore d'un bas marais alcalin ? (ii) Comment ces communautés évoluent dans l'espace et au fil de la saison ? (iii) Quelles stratégies fonctionnelles caractérisent la communauté de pollinisateurs ? (iv) Comment se structure les interactions du réseau ? Quelles sont les espèces clés ? (v) Quelles informations ces analyses apportent-elles pour le suivi du site et les perspectives futures de restauration ?

Compte tenu du caractère encore peu documenté des réseaux de pollinisation en tourbières, cette étude adopte une démarche descriptive et exploratoire. Il n'est pas possible de prédire l'organisation globale du réseau mais plusieurs attendus peuvent être formulées, à partir des patrons d'organisations décrits dans la littérature. Nous faisons l'hypothèse que les communautés présentent une forte structuration saisonnière, liée à la ressource florale (Roulston & Goodell, 2011). Il est également envisagé d'observer une structuration spatiale forte des communautés et du réseau d'interaction, notamment dû à la grande diversité d'habitats sur le site de Villiers (Fourmy et al., 2022). Enfin, nous supposons que la combinaison d'approches taxonomiques, fonctionnelles et de réseaux permettra de fournir des informations complémentaires et des pistes d'actions pour favoriser les pollinisateurs sur le site.

Matériel et Méthodes

1) Site d'étude

L'étude a été réalisée au sein du marais de Villiers, dans le sud-ouest du département du Pas-de-Calais (figure 1.A). Ce marais appartient au complexe des marais de Balançon, un vaste ensemble de zones humides arrière-littorales, reconnu pour son intérêt écologique et intégré au réseau Natura 2000 en tant que Zone de Protection Spéciale (ZPS). Ce complexe constitue l'un des principaux ensembles de tourbières alcalines oligotrophes des Hauts-de-France, tant par sa superficie que par l'état de conservation de sa végétation. En 2025, le marais de Villiers a également été classé en Zone Spéciale de Conservation (ZSC) dans le cadre du projet LIFE Anthropofens. Ce classement permet d'assurer la préservation, la restauration et la mise en œuvre de pratiques de gestion adaptées à la conservation des habitats tourbeux d'intérêt communautaire du site. Le marais de Villiers regroupe 3 des 6 habitats cibles du programme LIFE, notamment (i) les tourbières basses alcalines, (ii) les tourbières de transition et (iii) les marais calcaires à Marisque. Le marais présente également d'autres habitats, formant une mosaïque de zones tourbeuses, de tremblants, de roselières, de fossés et de prairies humides. Cette diversité d'habitats confère une forte hétérogénéité environnementale et floristique au site, résultant également des différents usages du site (chasse, pâturage), et accueille une faune caractéristique de ces milieux (Manneville, 1999).

Le marais de Villiers présente un gradient environnemental marqué selon un axe nord - sud (Fourmy et al., 2022). Ce gradient résulte de variations conjointes des conditions hydrologiques, de la composition des habitats et des usages du site. La cartographie des habitats naturels (Figure 1.B.) met en évidence cette structuration spatiale. Le nord du site est dominé par des prairies humides tandis que le sud est composé de végétations plus hautes, notamment des roselières et des cariçaies. En plus de cette caractérisation d'habitats, des relevés phytosociologiques d'une précédente étude ont été mobilisés, permettant d'estimer des indicateurs propres aux milieux humides du bassin Artois-Picardie (Mézière et al., 2023). Les relevés floristiques montrent qu'il existe un gradient d'engorgement du nord vers le sud (Fig.1.C), à partir d'indicateurs de valence écologique (indicateur d'engorgement He de Landolt ; Landolt et al., 2010) (Mézière et al., 2023). Dans cette étude, ce gradient d'habitat a été traduit par un facteur « secteur », décliné en Nord, Centre et Sud, permettant de rendre compte des multiples co-variables environnementales du milieu. Chaque secteur a une superficie de 1 hectare et a été défini par cartographie, en veillant à ce que les compositions d'habitats soient graduels (Fig. 1.D). Ce choix des différents secteurs s'est fait en fonction des habitats mais aussi en fonction de l'accessibilité des zones de prospection : en effet, certaines zones de tremblants sont assez dangereuses pour la prospection à pied.

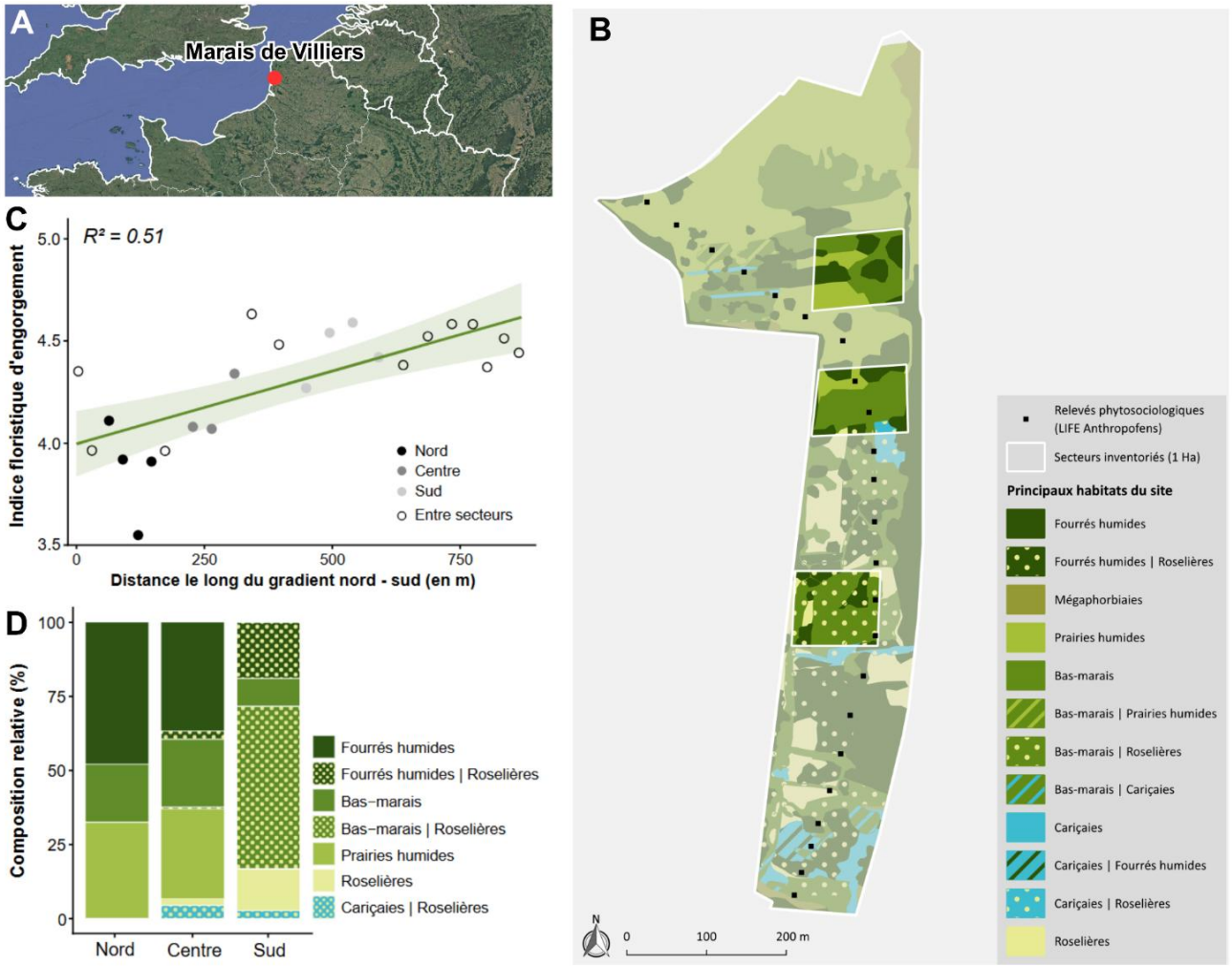


Figure 1. Caractérisation du gradient environnemental ayant permis de définir les secteurs échantillonnés

(A) Localisation du marais de Villiers en France **(B)** Cartographie des habitats naturels du site (Source : CEN Hauts de France). Les points noirs sont les relevés phytosociologiques ayant permis de caractériser l'engorgement du site. Les rectangles délimitent les secteurs d'échantillonnage des interactions plantes-pollinisateurs. **(C)** Variation de l'indice floristique d'engorgement (indice He ; (Ellenberg et al., 1992)) le long du gradient nord-sud, exprimée comme la distance en mètres depuis le relevé le plus au nord. En vert figure la droite de régression linéaire, avec son indice de confiance à 95%. **(D)** Composition relative des principaux habitats dans chacun des secteurs d'inventaires.

2) Protocole d'échantillonnage

Les données d'interactions plantes-pollinisateurs utilisées dans cette étude proviennent d'un suivi protocolé réalisé en 2020 dans le cadre d'un précédent stage LIFE Anthropofens (Delbergue, 2020). Trois secteurs ont été échantillonnés de mai à août, toutes les deux semaines, prenant en compte les successions d'espèces au cours de la saison (Williams et al., 2001). Du fait du protocole d'échantillonnage, chaque secteur a nécessité une journée entière d'inventaire. Par conséquent, une attention a été portée sur la proximité temporelle entre relevés, pour limiter les biais liés à la phénologie des plantes et comparer des secteurs entre eux qui reflètent la même période au cours de la saison. En 2020, les trois secteurs ont été

échantillonnés au cours de la même semaine, ce qui permet d'estimer l'effet de la saison et de la phénologie sur les interactions et les communautés de plantes et de pollinisateurs. Les inventaires ont été réalisés, dans la mesure du possible, dans des conditions météorologiques favorables à l'activité des pollinisateurs : température comprise entre 15°C et 30°C, sans précipitations, avec le moins de vent possible et de couverture nuageuse (Ward et al., 2014).

a. Echantillonnage de la ressource florale

Au début de chaque session de terrain, un inventaire floristique est réalisé sur chaque secteur pour recenser les espèces végétales au stade fleuri le jour du relevé. Les graminées et cypéracées n'ont pas été incluses dans l'inventaire. Le recouvrement des espèces en fleurs a été estimé de manière semi-quantitative, à l'aide des coefficients de Braun-Blanquet (tableau 1), couramment utilisés en phytosociologie pour caractériser le recouvrement relatif des espèces d'une communauté (Poore, 1955). Cette méthode repose sur des classes ordinales de recouvrement permettant d'estimer la couverture végétale de façon standardisée. Ces valeurs seront ensuite converties en valeurs numériques, correspondant au recouvrement moyen de chaque classe (Van der Maarel, 1979; tableau 1). Les classes correspondantes aux espèces très peu abondantes ("+") ou aux individus isolés ("i") ont été associées à de faibles valeurs de recouvrement, pour conserver l'information de présence mais aussi leur faible contribution à la disponibilité de la ressource.

Tableau 1. Coefficients d'abondance - dominance de Braun-Blanquet (1964) et les valeurs de recouvrement moyen utilisées dans les analyses.

Coefficient de Braun-blanquet	Recouvrement estimé	Recouvrement moyen
5	75 à 100%	87,5%
4	50 à 75%	63,5%
3	25 à 50%	37,5%
2	5 à 25%	17,5%
1	<5%	2,5%
+	Espèce peu abondante	0,5%
i	Un individu isolé	0,1%

b. Échantillonnage des interactions plantes-pollinisateurs

L'échantillonnage des interactions plantes-pollinisateurs a été réalisé par capture active au filet selon une méthode de marche aléatoire (« variable transect walk » Westphal et al., 2008) au sein de chaque secteur. L'observateur progresse lentement dans l'ensemble du secteur, en prospectant successivement les différents patchs de ressource florale préalablement recensés. Cette approche est particulièrement adaptée aux habitats où les ressources sont distribuées de façon hétérogène, tant dans l'espace qu'au cours de la saison (Westphal et al., 2008; Williams

et al., 2001). En effet, un échantillonnage non-aléatoire limiterait l'exhaustivité des interactions et réduirait considérablement le nombre d'observations (Thompson et al., 2021).

Afin de standardiser les prospections, la vitesse de déplacement de l'observateur est lente et maintenue constante au sein du secteur prospecté, en s'assurant de prospecter l'ensemble des patchs fleuris identifiés. Une journée d'inventaire comportait trois sessions (10 h, 12h, 14h) afin de couvrir les différentes périodes d'activités des espèces, syrphes et abeilles (Herrera, 1990; Williams et al., 2001). Westphal et al. (2008) proposaient de prospecter un hectare en 30 min pour un observateur expert. Dans cette étude, il a été choisi d'augmenter la durée à 1 heure 45 par session, dans le but d'augmenter la probabilité de détection des espèces rares et ainsi, avoir une caractérisation aussi exhaustive que possible de la communauté. Chaque session était suivie d'un intervalle de 15 minutes consacré au conditionnement des spécimens récoltés et à la préparation de la session suivante, permettant de maintenir des horaires similaires à chaque journée d'inventaire.

Dans cette étude, une interaction a été définie comme toute visite observée d'un pollinisateur sur une fleur ouverte, impliquant un contact direct avec les pièces florales reproductrices. Lorsqu'une interaction était observée, l'insecte a été capturé à l'aide d'un filet entomologique puis fut placé dans un pot étiqueté de la date, de la session (matin, midi, après-midi), du secteur et de la plante visitée. Les individus capturés sont conservés dans l'alcool pour les syrphes, et dans un flacon d'air saturé à l'éthyl-acétate pour les abeilles. Ce traitement permet d'optimiser la préparation et l'épinglage pour l'identification en laboratoire (De Manincor, 2019). Chaque identification de spécimen est faite jusqu'à l'espèce et validée par un spécialiste du groupe taxonomique concerné.

3) Analyses statistiques

L'ensemble des analyses statistiques ont été réalisées sur R, version 4.4.3 (RCoreTeam, 2025). Afin de limiter la pseudo-réplication, les analyses ont été basées sur la comparaison d'unités d'échantillonnages, définie ici comme un couple secteur x semaine d'échantillonnage. De cette façon, il est possible de calculer différentes métriques et de comparer les secteurs entre eux à une même date, et, réciproquement, de comparer les dates pour un même secteur.

a. Représentativité de l'échantillonnage

La représentativité de l'échantillonnage a été évaluée séparément pour la flore disponible et pour les pollinisateurs en construisant des matrices d'incidences espèces x unité d'échantillonnage. La richesse spécifique a été estimée par l'estimateur Chao2 (*package Vegan* ; Oksanen et al., 2026), adapté aux communautés comprenant des espèces rares probablement pas détectées lors de l'inventaire, comme c'est le cas dans les communautés de pollinisateurs

(Vázquez et al., 2009). La couverture de l'échantillonnage a également été calculée à partir des fréquences d'incidence afin d'estimer la proportion de la communauté représentée par l'échantillonnage, indépendamment de la richesse observée. Enfin, pour vérifier si l'échantillonnage a été similaire entre secteurs, les courbes d'accumulation d'espèces ont été estimées et extrapolées grâce au package iNEXT (Hsieh et al., 2025).

b. Composition taxonomique des communautés

Afin de caractériser les communautés de flore et de pollinisateurs, la richesse taxonomique, l'abondance ainsi que la diversité de Shannon (Oksanen et al., 2026) ont été calculés pour chaque unité d'échantillonnage. Les variations spatio-temporelles de ces métriques ont ensuite été analysées à l'aide de modèles additifs généralisés (Generalized Additive Model ; *package mgcv* ; Wood, 2006). L'évolution des communautés a été étudiée en fonction du secteur et du temps, représenté par la succession des sept semaines d'échantillonnage. La progression de la saison a ainsi été considérée comme une variable temporelle décrivant la phénologie des communautés, les semaines d'échantillonnage correspondant à des observations qui se suivent.

Les communautés de pollinisateurs présentent des dynamiques saisonnières complexes et diversifiées en fonction du contexte environnemental, dont l'intensité et la forme peuvent varier (Harris et al., 2024). Dans ce contexte, les modèles GAM se sont avérés les plus adaptés, notamment de par leur flexibilité permettant de décrire des états initiaux (Austin, 2007; Guisan et al., 2002). Néanmoins, la souplesse des GAM s'accompagne d'un risque important de sur-ajustement, bien documenté dans la littérature. Afin de contrôler ce risque, il a été décidé de tester plusieurs niveaux de complexité maximale du lissage (paramètre k) (Barnagaud & Gimenez, 2025). Compte tenu du nombre limité d'unités d'échantillonnage (n = 21), une attention particulière a été portée sur la complexité maximale du modèle autorisé, et limiter le nombre de degrés de liberté mobilisés par le modèle (Guisan et al., 2002). La sélection du modèle retenu a été réalisée à l'aide du critère d'information bayésien (BIC ; Schwarz, 1978) plus pénalisant que l'AIC vis-à-vis de la complexité des modèles. Ainsi, le modèle retenu correspond au meilleur compromis entre qualité d'ajustement, question écologique et parcimonie. Les conditions d'existence des modèles GAM ont été vérifiées à l'aide des packages DHARMa (Hartig, 2024) et mgcViz (Mainguy et al., 2026).

c. Variations de la composition spécifique

Une analyse de β-diversité a été réalisée dans le but de décrire les variations de composition des communautés, entre unités d'échantillonnage (Anderson et al., 2011). La dissimilarité entre unité d'échantillonnage a été calculée à l'aide de l'indice de Bray-Curtis (Bray

& Curtis, 1957), qui mesure les différences de compositions de communautés en tenant compte de l'abondance relative des espèces. Les fréquences d'interactions ont donc été utilisées pour pondérer le calcul des indices de Bray-Curtis, étant un estimateur de l'abondance des espèces dans la communauté. Les différences de composition des communautés ont ensuite été analysées à l'aide d'une analyse de variance multivariée par permutations (PERMANOVA ; *package Adonis* Anderson, 2001; Anderson et al., 2011), à partir de la matrice de dissimilarité entre unités d'échantillonnages. Cette analyse a permis de tester si une part de la variation de composition est associée à la saison ou bien aux secteurs. Les conditions d'applications du test ont été vérifiées préalablement, avec la fonction betadisper (Anderson et al., 2006).

d. Composition fonctionnelle des communautés

L'approche fonctionnelle permet de caractériser les communautés par certains traits écologiques pour mieux comprendre leur réponse aux conditions environnementales ainsi que leur contribution au fonctionnement des écosystèmes (Miličić et al., 2026). Le choix des traits étudiés a été guidé par les objectifs de l'étude (Petchey & Gaston, 2006) ainsi que par la disponibilité des informations pour la liste d'espèces recensées. En conséquence, cette approche n'a pu être développée que pour les Apoïdes, suffisamment renseignés dans la base de données européenne EuPollTrait (Miličić et al., 2026). Les informations par espèces ont été extraites puis organisées sous la forme d'une matrice de correspondance espèce × traits, utilisée pour l'ensemble des analyses fonctionnelles.

Dans un premier temps, la composition fonctionnelle des communautés a été décrite à partir de trois traits écologiques : le mode de vie (parasite ; solitaire ; polymorphe ; social ou grégaire), la stratégie de nidification (maçonnes ; excavatrices ; cavicoles ; polyvalentes) et la spécialisation trophique (polylectiques ; oligolectiques ; cleptoparasite). Ces trois traits ont été retenus puisqu'ils sont susceptibles d'influencer les interactions avec la flore et donc, la contribution des espèces à la pollinisation (Woodcock et al., 2019). Le mode de vie constitue un des principaux descripteurs des communautés d'Apoïdes. Le lectisme renseigne sur le degré de spécialisation des espèces vis-à-vis des ressources florales. Le mode de nidification est susceptible de varier entre les habitats décrits sur le site. Pour chaque unité d'échantillonnage, la proportion d'individus appartenant à chaque modalité de ces trois traits a été calculée à partir des fréquences d'interactions observées. Les proportions ont ensuite été moyennées entre unités d'échantillonnage pour résumer les principales stratégies fonctionnelles représentées dans le cortège d'abeilles du marais.

La diversité fonctionnelle a ensuite été évaluée à l'aide de l'indice de dispersion fonctionnelle (*Functional Dispersion ; FDis*) calculé à partir du package FD (Laliberté & Legendre, 2010). L'indice FDis mesure la manière dont une communauté occupe un espace fonctionnel

multidimensionnel, défini par les traits des espèces, indépendamment de la richesse spécifique de la communauté. Il correspond à la distance moyenne entre traits de chaque espèce et le centroïde de l'ensemble des espèces de la communauté (Laliberté & Legendre, 2010). Une valeur élevée de FDis traduit une communauté occupant une large portion de l'espace fonctionnel, regroupant donc des stratégies écologiques diversifiées tandis qu'une faible valeur indique une communauté présentant des valeurs de traits proches voire redondantes (Laliberté & Legendre, 2010).

Dans cette étude, l'espace fonctionnel a été construit à partir des trois traits écologiques catégoriels, décrits précédemment, et complété par trois traits morphologiques : la distance inter-tégulaire, estimant la taille corporelle, la longueur de langue et un indice de pilosité (calculé selon Roquer-Beni et al., 2020). Ces trois variables permettent de décrire des dimensions complémentaires sur l'écologie des pollinisateurs, notamment par rapport à l'exploitation de la ressource florale et à leur capacité de transporter le pollen (Chase et al., 2023; Woodcock et al., 2019). Les caractéristiques associées à l'ensemble des traits retenus sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tableau 2).

Tableau 2. Traits fonctionnels sélectionnés, issus de la base de données EuPollTrait (Miličić et al., 2026)

Trait	Nature de la variable		Description
Mode de vie	Catégorielle	- Parasites - Solitaires - Polymorphes - Sociales / Grégaires	Stratégie d'organisation des femelles au cours de la reproduction. Les espèces vivantes ou nichant en groupe (incluant les différents niveaux d'organisation sociale) ont été regroupées dans la modalité "Sociales / Grégaires"
Nidification	Catégorielle	- Maçonnes - Excavatrices - Cavicoles - Polyvalentes	Mode de construction ou d'utilisation du nid. Les espèces qualifiées de « polyvalentes » sont capables d'utiliser plusieurs stratégies de nidification.
Lectisme	Catégorielle	- Polylectiques - Oligolectiques - Cleptoparasites	Amplitude du régime pollinique des larves, distinguant les espèces polylectiques (généralistes), des espèces oligolectiques (spécialistes) et parasites.
Distance Inter-Tégulaire (ITD)	Continue		Proxy de la taille corporelle, correspondant à la distance entre les points d'intersection des ailes (= *tegulae*), mesurée chez les femelles.
Longueur de langue	Continue		Taille moyenne de la langue des femelles, estimée en prenant en compte l'ITD et la famille de l'espèce. (Cariveau et al., 2016; Kendall et al., 2019)
Indice de pilosité	Continue		Indice qualifiant à la fois la longueur et la densité de poil sur la partie supérieure du thorax (= le *mesoscutum*) des femelles (Roquer-Beni et al., 2020)

Parmi les différents indices proposés par le package FD, seul FDis a été retenu pour les analyses puisqu'il présente l'avantage d'être relativement indépendant de la richesse spécifique des communautés. De plus, il permet d'intégrer simultanément des variables continues et catégorielles, permettant d'intégrer les traits écologiques d'intérêt mentionnés précédemment. Les variations spatiales et temporelles de FDis ont ensuite été analysées à l'aide de modèles additifs généralisés (GAM), selon la même démarche que celle décrite précédemment pour les métriques de communautés.

e. Structure du réseau d'interaction

Les interactions plantes–pollinisateurs ont ensuite été étudiées via une approche par réseaux, permettant de considérer les espèces inventoriées mais aussi les interactions qui les relient. Les interactions observées ont été représentées sous forme de réseaux bipartites pondérés, dans lesquels les plantes et les pollinisateurs constituent les deux parties reliées (Bascompte & Jordano, 2007). Les réseaux ont pu être pondérés par la fréquence des interactions observées, afin de prendre en compte non seulement l'existence d'une interaction mais aussi sa fréquence (Bascompte & Jordano, 2007). Cela est permis par le protocole de capture sans remise, qui évite le double comptage d'individus au cours d'une même session d'inventaire et permet d'estimer l'abondance des interactions. Un réseau a été construit pour chaque unité d'échantillonnage, et différentes métriques d'analyses ont été calculées pour chacun d'entre eux.

L'analyse des réseaux a été conduite à deux niveaux complémentaires. A l'échelle du réseau global, les métriques permettent de décrire la structure et l'organisation de la communauté, indépendamment des espèces qui la composent (Dormann et al., 2009). De façon complémentaire, les métriques calculées à l'échelle des espèces (aussi appelées métriques de nœuds) renseignent cette fois sur le rôle relatif des espèces dans les interactions, une information particulièrement intéressante à des fins de conservation (Bascompte & Jordano, 2007; Borchardt et al., 2021). Le choix des métriques vise à décrire l'organisation générale du réseau mais aussi son degré de spécialisation. La définition détaillée, le domaine de variation des métriques ainsi que des aides à l'interprétation sont disponibles en annexe (Annexe n°6).

A l'échelle du réseau, quatre métriques de réseau ont été calculées :

- La **richesse d'interactions**, correspondant au nombre total d'interactions recensées dans chaque communauté ;
- La **connectance**, qui estime la densité des interactions réalisées par rapport à toutes celles théoriquement possibles ;

- La **spécialisation** (H2') ; c'est-à-dire la tendances des espèces à avoir une unique interaction ;
- ainsi que la **modularité** qui estime la tendance du réseau à s'organiser en groupes d'espèces interagissant préférentiellement entre elles.

Chacune de ces métriques de réseau ont donc été calculées pour chaque unité d'échantillonnage. Leurs variations spatiales et temporelles ont été analysées à l'aide de modèles additifs généralisés (GAM), en suivant la même démarche que celle décrite précédemment.

A l'échelle des espèces, quatre autres métriques ont été calculées :

- Le **degré** (*degree*), nombre de partenaires en interaction avec une espèce ;
- La **force de lien** (*strength*), la somme des fréquences d'interactions réalisées par une espèce ;
- **d'**, une autre mesure de la spécialisation mais à l'échelle de l'espèce, quantifiant sa tendance à interagir spécifiquement avec un partenaire
- La **centralité** (*eigenvector centrality*), mesurant l'importance d'une espèce en prenant en compte les interactions de son partenaire.

L'utilisation conjointe de l'ensemble de ces métriques permet ainsi de caractériser des dimensions complémentaires du réseau d'interaction, depuis leur organisation générale jusqu'à la contribution des espèces dans les interactions. Toutefois, les métriques de réseaux sont connues pour être sensibles à la taille et à la qualité de l'échantillonnage (Blüthgen & Staab, 2024; Fründ et al., 2016). Une attention particulière a donc été portée sur ce point, afin de comparer des communautés à effort d'échantillonnage similaire, en regardant les estimateurs Chao2, la couverture d'échantillonnage ainsi que les courbes d'accumulation d'espèces (Dormann et al., 2017).

Résultats

Au total, 69 espèces végétales et 77 taxons de pollinisateurs ont été recensés lors de l'inventaire 2020 sur le marais de Villiers. Parmi eux, 28 espèces d'abeilles solitaires et 8 espèces de bourdons / abeilles sociales ont été inventoriées (Annexe 1), ainsi que 41 espèces de syrphes (Annexe 2). Parmi ces espèces inventoriées, deux espèces de bourdons sont classées menacées dans la liste rouge belge (European Commission et al., 2026): *Bombus humilis*, classé en danger critique d'extinction (CR) et *Bombus hortorum*, classé quasi menacé (NT).

a. Représentativité de l'échantillonnage

La représentativité de l'échantillonnage a été évaluée à partir de l'estimateur Chao 2 et de la couverture d'échantillonnage. A l'échelle du site, la couverture d'échantillonnage atteint 98.2% (tableau 3). La richesse estimée par chao2 (71 ± 2 espèces) est très proche de la richesse observée (69 espèces). Les couvertures d'échantillonnages sont similaires dans les trois secteurs, bien qu'elle soit légèrement plus faible pour le secteur sud (tab.3). Les courbes d'accumulation d'espèces et leurs projections illustrent également une qualité d'échantillonnage satisfaisante, avec un plateau atteint pour les secteurs nord et centre (figure 2. A).

Concernant les pollinisateurs, à l'échelle du marais entier, la couverture d'échantillonnage atteint 96.1% (tab. 3). Malgré cette couverture élevée, l'estimation de la richesse par Chao 2 demeure supérieure à la richesse observée, avec 104 ±15 espèces estimées contre 77 recensées (tab. 3). Cette différence entre richesse observée et estimée est retrouvée dans chacun des trois secteurs. Les couvertures d'échantillonnage sont similaires entre secteurs (90.2 % au Nord, 90.6% au Centre et 91.1% au Sud ; tab. 3). Le secteur nord présente l'estimation de richesse spécifique la plus élevée, tandis que le secteur sud à la valeur la plus faible (figure 2. B). Plus globalement les trois courbes n'atteignent pas un plateau, indiquant que des espèces supplémentaires auraient probablement pu être détectées avec un effort d'échantillonnage plus important.

Tableau 3. Diagnostique de l'échantillonnage réalisé à l'échelle du site et des trois secteurs d'inventaires, pour la flore et pour les pollinisateurs (Richesse spécifique observée, richesse estimée par Chao 2, écart-type (SE) et la couverture d'échantillonnage)

		Richesse observée	Richesse estimée (*Chao2*)	Ecart-type	Couverture d'échantillonnage
	**Site entier**	**69**	**71.2**	**± 2.2**	**98.2 %**
	Nord	51	54.5	± 2.9	94.9 %
	Centre	43	44.1	± 1.4	97.4 %
	Sud	34	54.6	± 17.4	89.0 %
	**Site entier**	**77**	**104.4**	**± 15.1**	**96.1 %**
	Nord	50	79.8	± 16.4	90.2 %
	Centre	57	67.9	± 6.2	90.6 %
	Sud	38	51.7	± 9.2	91.1 %

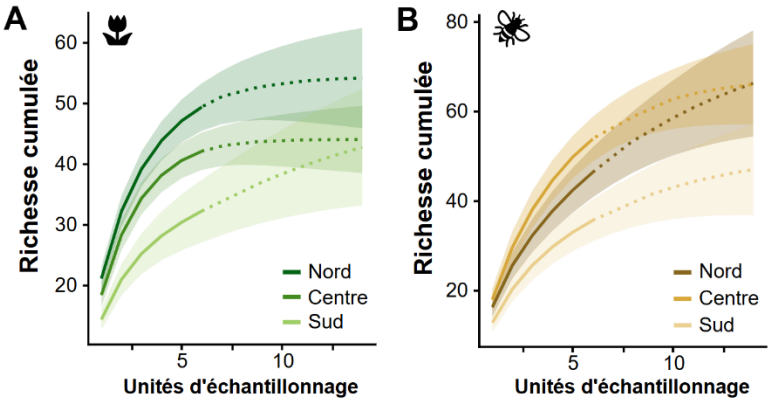


Figure 2. Courbes d'accumulation d'espèces, obtenues à partir de l'inventaire de la flore (A) et des pollinisateurs (B). Les lignes pointillées correspondent à l'extrapolation de la richesse attendue (package iNEXT) au-delà de l'effort d'échantillonnage réalisé (7 unités d'échantillonnages). Les couleurs correspondent aux différents secteurs d'inventaire, le nord étant le plus foncé et le sud le plus clair. Les zones colorées correspondent aux intervalles de confiance à 95.%.

b. Description de la ressource florale

Les analyses par modèles additifs généralisés (GAM) montrent des réponses contrastées selon le secteur et selon la saison. La richesse taxonomique des plantes à fleurs varie entre les secteurs (χ^2 = 8.79 ; p = 0.01), mais pas de manière significative au cours de la saison (χ^2 = 0.21 ; p = 0.64). Les comparaisons post hoc indiquent que le secteur nord présente une richesse floristique significativement plus élevée que le secteur sud (figure 3.A), tandis que le secteur centre semble être intermédiaire entre les deux extrémités du site (fig. 3.A). Concernant l'abondance florale, celle-ci suit une dynamique temporelle non linéaire (edf = 2.81 ; χ^2 = 8.65 ; p = 0.002). Le modèle met en évidence une augmentation progressive jusqu'à un pic de floraison observé fin juillet (S4-S5, fig.3.B), suivi d'une diminution en fin de saison (fig.3.B). La diversité de Shannon ne semble pas impactée par le secteur (f = 0.98 ; p = 0.39). On observe un effet temporel marginal (edf = 2.74 ; f = 3.8 ; p = 0.05), suggérant une légère variation de la diversité de Shannon au cours de la saison.

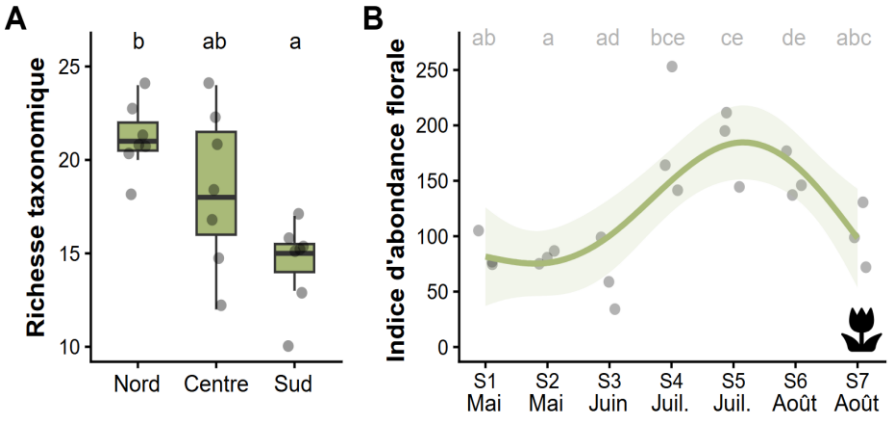


Figure 3. Variations spatiales et temporelles des ressources florales du marais. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. Les points correspondent aux valeurs observées par unité d'échantillonnage. **(A)** Richesse taxonomique selon les secteurs échantillonnés. **(B)** Indice d'abondance florale au cours des semaines d'échantillonnage, modélisé par un modèle GAM. L'intervalle de confiance à 95% est représenté en vert clair.

c. Description de la communauté de pollinisateurs

La richesse spécifique des pollinisateurs semble être influencée par le secteur (X^2 = 6.06 ; p = 0.04), même si aucune des comparaisons posthoc entre secteurs ne s'est avérée significative (figure 4.A). La saison n'a pas d'influence significative sur la richesse spécifique des pollinisateurs (χ^2 = 3.25 ; p = 0.17). On remarque un effet marqué de la saison sur l'abondance des pollinisateurs (edf = 3.49 ; χ^2 = 26.82 ; p = 0.0001). Cette dynamique est non linéaire, avec une augmentation au mois de juin (S3; fig. 4.B) et en fin de saison (S7; fig. 4.B). La diversité de Shannon, n'est pas significativement influencée par le secteur (χ^2 = 2.45 ; p = 0.12), ni par la succession des semaines (f = 0.52 ; p = 0.46). Pour pouvoir décrire plus finement les assemblages et les facteurs structurant la communauté de pollinisateurs, la même analyse a été effectuée sur la communauté de syrphes (i) ainsi que sur les apoïdes (ii), en distinguant les bourdons des abeilles solitaires.

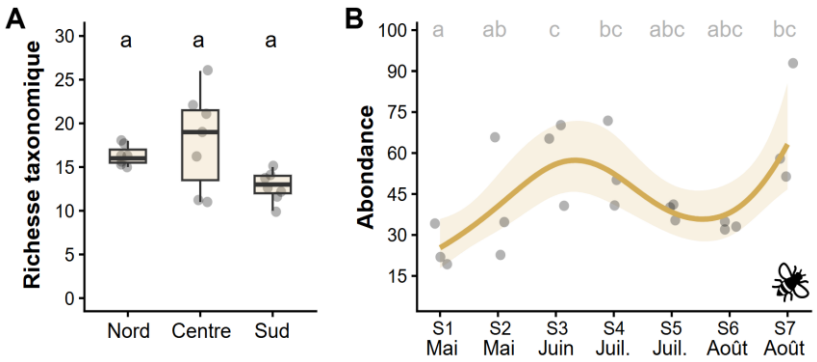


Figure 4. Variations spatio-temporelles de la communauté globale de pollinisateurs. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. Les points correspondent aux valeurs observées par unité d'échantillonnage. **(A)** Richesse taxonomique de pollinisateurs **(B)** Abondance des pollinisateurs en fonction des semaines d'échantillonnage. L'intervalle de confiance à 95% est représenté en grisé.

(i) Syrphes

Chez les syrphes, il apparaît que le secteur influence la richesse spécifique (χ^2 = 9.19 ; p = 0.01) et l'abondance (χ^2 = 10.85 ; p = 0.004). Le secteur centre présente une richesse plus élevée que le secteur sud, tandis que le nord occupe une position intermédiaire (figure 5.A). Pour l'abondance des syrphes, les secteurs nord et centre sont équivalents et contiennent tous deux plus d'individus que le secteur sud (fig. 5.B). Enfin, seule l'abondance des syrphes est influencée par les semaines (edf = 3.58 ; χ^2 = 29.76 ; p < 0.001), avec une augmentation importante du nombre de syrphes recensés en fin de saison (75 individus dans une unité d'échantillonnage). Aucun effet significatif n'a été détecté pour la diversité de syrphes (χ^2 = 0.99 ; p = 0.33 pour l'effet semaine ; χ^2 = 2.98 ; p = 0.08 pour le secteur).

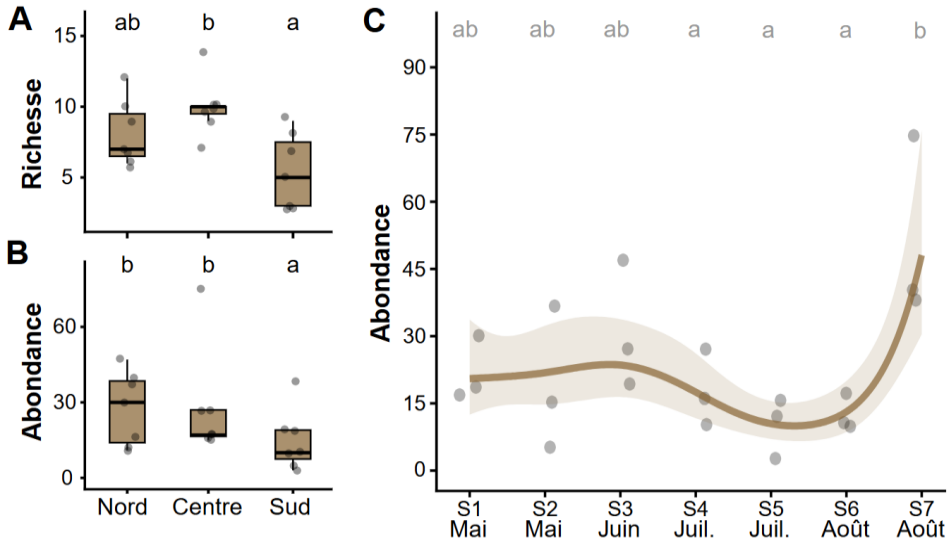
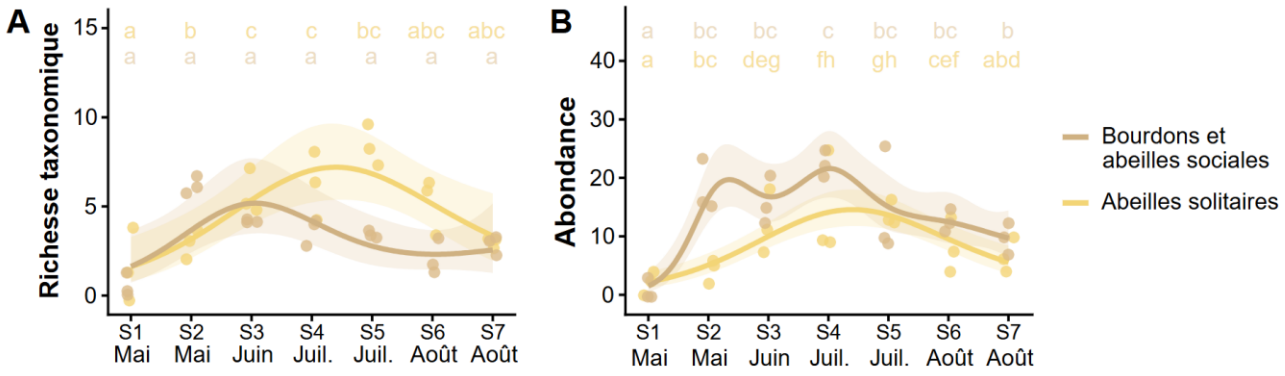


Figure 5. Variations spatio-temporelles de la communauté de syrphes. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. Les points correspondent aux valeurs observées par unité d'échantillonnage. **(A)** Richesse taxonomique et **(B)** Abondance des syrphes en fonction des secteurs. **(C)** Abondance des syrphes au cours des semaines d'échantillonnage. L'intervalle de confiance à 95% est représenté en marron clair.

(ii) Apoïdes

Chez les bourdons, les semaines influencent la richesse spécifique (χ^2 = 9.05 ; p = 0.02) et l'abondance (edf = 5.48 ; χ^2 = 45.04 ; p < 0.001). Chez les abeilles solitaires, la même tendance est observée : la richesse spécifique (edf = 1.94 ; χ^2 = 15.57 ; p < 0.001) et l'abondance (edf = 1.97 ; χ^2 = 38.50 ; p < 0.001) varient fortement au cours du temps, mais pas selon le secteur (pour la richesse, χ^2 = 0.99; p = 0.61 ; pour l'abondance, χ^2 = 5.48 ; p = 0.06). On observe un maximum de richesse spécifique atteint au mois de juin (S3 : figure 6.A) pour les bourdons, alors que le maximum est atteint plus tard chez les abeilles solitaires, au cours du mois de juillet (entre S4 et S5 ; figure 6.A). Toutefois, pour la richesse spécifique des bourdons, les comparaisons multiples post hoc ne permettent pas détecter de différences entre les semaines. Concernant l'abondance des abeilles solitaires, le pic d'abondance est atteint début juillet. Chez les bourdons, le modèle retenu selon le critère BIC est le modèle autorisant la plus grande complexité (k = 7), faisant apparaître deux périodes de forte abondance graphiquement, observées fin mai et au début du mois de juillet (fig. 6.B).



<u>Figure 6.</u> Modélisation GAM de la dynamique saisonnière de la communauté d'apoïdes. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. Les points correspondent aux valeurs observées par unité d'échantillonnage. La courbe jaune représente la dynamique des abeilles solitaires et la courbe beige celle des bourdons. **(A)** Richesse taxonomique et **(B)** Abondance des abeilles solitaires et des bourdons en fonction des secteurs. L'intervalle de confiance à 95% est représenté en marron clair.

d. Variation de la composition des communauté (Beta-diversité)

Pour la flore, la composition spécifique varie significativement selon le secteur (R^2 = 0.16, f = 3.98, p = 0.001) mais également au cours de la saison (R^2 = 0.61, F = 5.22, p = 0.001). Les différences saisonnières sont plus marquées que les différences spatiales. Les dissimilarités moyennes entre secteurs varient de 0.51 (Nord-Centre) à 0.72 (Nord-Sud), alors que les changements de composition entre semaines successives sont compris entre 0,43 (entre les semaines 5 et 6) et 0,66 (en début de saison). Les valeurs sont plus élevées en début de saison, traduisant un renouvellement fort de la flore.

La composition des communautés de pollinisateurs varie également de manière significative selon le secteur (R^2 = 0.09, F = 1.74, p = 0.016) et la saison (R^2 = 0.62, F = 2.98, p = 0.001). Comme pour la flore, les différences saisonnières semblent expliquer une part plus importante des différences de compositions. Toutefois, le renouvellement chez les pollinisateurs semble moins marqué. Les matrices de dissimilarités moyennes entre secteurs et semaines sont disponibles en annexe (Annexe 7).

e. Composition fonctionnelle de la communauté d'Apoïdes

A l'échelle de la tourbière, la communauté est majoritairement composée d'abeilles sociales ou grégaires (69.2%; figure 7). La majorité des individus sont généralistes (89,0% d'individus polylectiques ; fig. 7) et cavicoles (76.3%) (fig.7). Une seule espèce maçonne a été recensée (*Anthidiellum strigatum*) et une espèce cleptoparasite a aussi été inventoriée (*Sphecodes ephippius*). Le détail des proportions calculées pour chaque unité d'échantillonnage est disponible en annexe (Annexe 8).

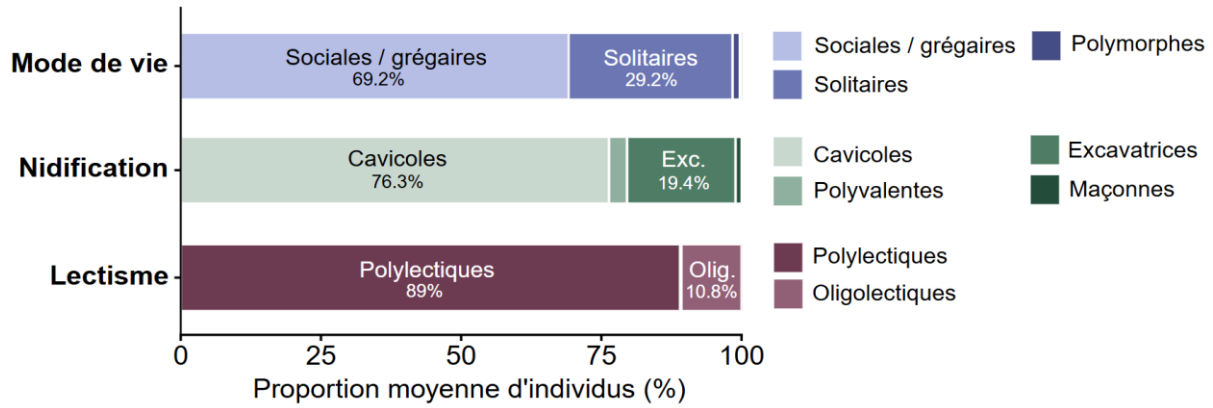


Figure 7. Composition fonctionnelle moyenne de la communauté d'Apoïdes selon trois traits écologiques : mode de vie, stratégie de nidification et lectisme. Pour chaque unité d'échantillonnage, la proportion de chaque modalité a été calculée en pondérant les espèces par leur fréquence d'interaction, puis les proportions ont été moyennées entre les unités d'échantillonnage.

En excluant les bourdons du calcul, les espèces excavatrices deviennent la modalité la plus représentée (49,2% des individus), devant les espèces cavicoles (39,9%). Les espèces polylectiques sont toujours majoritaires même en excluant les bourdons (72.13%), mais on décompte toutefois 27.32% d'abeilles oligolectiques.

La modélisation GAM montre que FDis varie significativement avec les semaines (edf = 1.8 ; F = 15.37 ; p-val <0.001) mais ne diffère pas entre les secteurs (F = 1.13 ; p-val = 0.35). FDis augmente progressivement au cours de la saison, atteignant un leur maximum en fin de saison (figure 8).

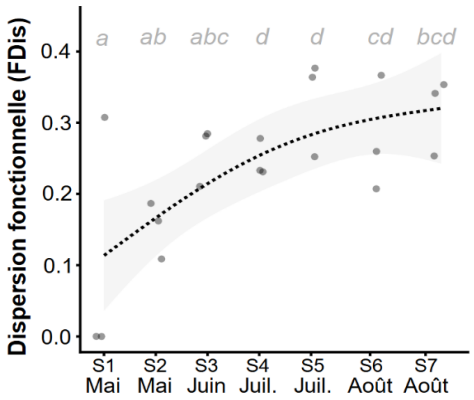


Figure 8. Modélisation de la dispersion fonctionnelle (FDis) au cours des semaines d'échantillonnage. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. Les points correspondent aux valeurs observées par unité d'échantillonnage. L'intervalle de confiance à 95% est représenté en gris clair.

f. Structuration du réseau plantes-pollinisateurs

Au niveau du réseau d'interactions, la richesse d'interactions varie significativement entre les secteurs (χ^2 = 11.55 ; p = 0.003) ainsi qu'au cours des semaines (edf = 2.62 ; χ^2 = 12.68 ; p = 0.019). Les comparaisons post hoc indiquent que le secteur sud présente une richesse d'interaction significativement plus faible que le nord et le centre, qui ne diffèrent pas entre eux (figure 9). Au cours de la saison, la richesse d'interactions augmente progressivement jusqu'au mois de juin, puis diminue légèrement (figure 9).

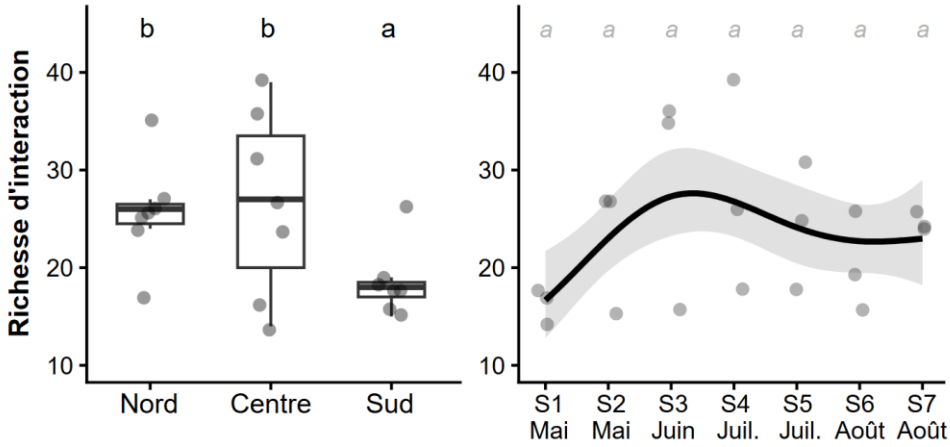


Figure 9. Variations spatio-temporelles de la richesse d'interaction. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. Les points correspondent aux valeurs observées par unité d'échantillonnage. L'intervalle de confiance à 95% est représenté en grisé.

La connectance du réseau varie significativement au cours de la saison (edf = 2.79 ; χ^2 = 10.99 ; p = 0.007), tandis que l'effet du secteur est marginal (χ^2 = 5.81 ; p = 0.055). La connectance diminue progressivement jusqu'à fin juillet (S5; figure 10.A), avant d'augmenter de nouveau lors des dernières semaines d'inventaire (figure 10.A). La modularité présente également une variation au cours des semaines (edf = 2.78 ; χ^2 = 10.35 ; p = 0.021), sans différence entre les secteurs (χ^2 = 0.32 ; p = 0.85). Les valeurs augmentent jusqu'au milieu de la saison (S5 ; fig.10.B) puis diminuent progressivement. Enfin, la spécialisation du réseau, estimée par H2', ne varie ni entre les secteurs (χ^2 = 0.19; p = 0.91), ni au cours des semaines (edf = 1 ; χ^2 = 0.18 ; p =0.67).

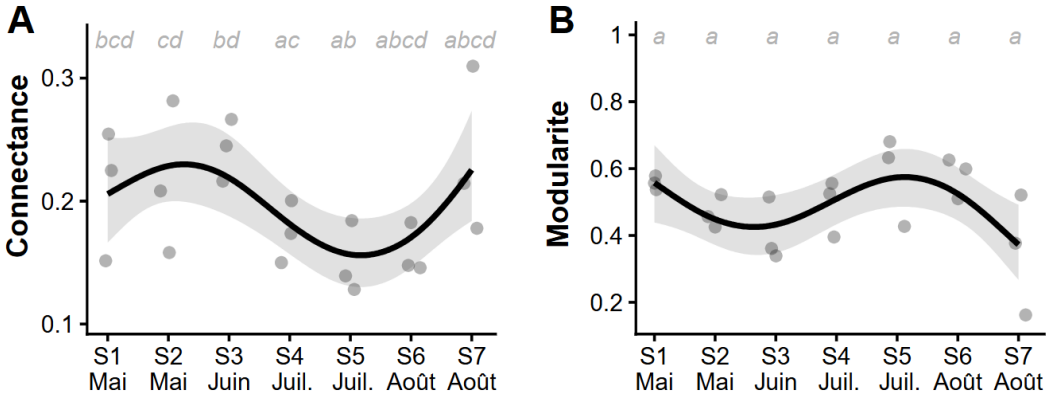
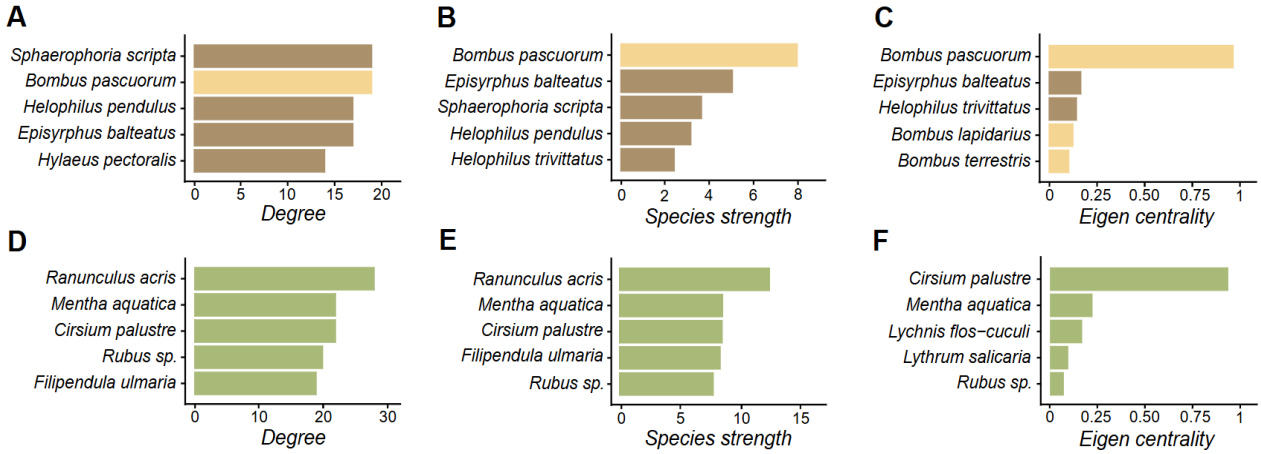


Figure 10. Variations des métriques de réseaux au cours des semaines d'échantillonnage : (A) Connectance et (B) modularité. Les lettres indiquent les groupes statistiquement homogènes. Les points correspondent aux valeurs observées par unité d'échantillonnage. L'intervalle de confiance à 95% est représenté en grisé.

Les métriques calculées au niveau des espèces ont permis de mettre en évidence plusieurs taxons, occupant une place importante dans le réseau d'interaction. Chez les pollinisateurs, *Bombus pascuorum* présente les valeurs les plus élevées de degré et de force de lien (*species strength*) (figure 11. A et B). Les espèces de syrphes ont aussi une place

importante dans le réseau d'interaction, puisque *Sphaerophoria scripta*, *Helophilus pendulus* ou encore *Episyrphus balteatus* sont retrouvées dans les plus hautes valeurs de métriques par espèce (fig.11. A et B). La métrique de centralité (*eigen centrality*) distingue clairement *Bombus pascuorum* des autres pollinisateurs. Sa valeur élevée indique que cette espèce est non seulement fortement connectée, mais qu'elle interagit également avec des espèces occupant elles-mêmes une position importante dans le réseau (fig. 11.C).

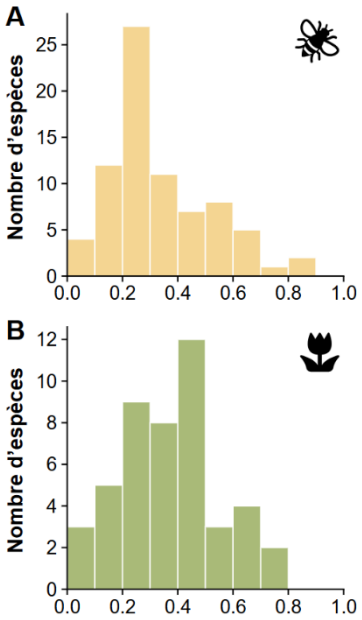


<u>Figure 11.</u> Représentation des 5 espèces présentant les valeurs les plus élevées des trois métriques de nœuds calculées sur le réseau d'interaction global. A à C représentent les pollinisateurs. Les Apoïdes sont indiqués en jaune tandis que les syrphes sont en brun. Les panneaux D à F représentent les espèces floristiques en interaction. De gauche à droite sont représentés le degré (*degree* ; A & D), la force de lien (*species strength* ; B & E) ainsi que la centralité (*eigen centrality*: C & F).

Chez les plantes, on remarque que la renoncule âcre (*Ranunculus acris*), la menthe aquatique (*Mentha aquatica*) ainsi que le chardon des marais (*Cirsium palustre*) sont les espèces clés du réseau, avec les valeur de degré, de force de lien les plus élevées (fig. 11 D et E). Pour la centralité, la même tendance que pour *Bombus pascuorum* est observée : *Cirsium palustre* a une valeur *d'eigen centrality* très supérieure à celles des autres espèces végétales (fig.11.F).

La majorité des pollinisateurs est généraliste, comme l'indique la distribution des valeurs de d', concentrée vers des valeurs <0,5 (figure 12.A). Les valeurs proches de 1 sont assez rares chez les pollinisateurs. Cette tendance se confirme également pour les plantes (fig.12.B)

Figure 12. Distribution de la spécialisation (d') des espèces du réseau d'interactions. Le panneau supérieur (A) correspond aux espèces de pollinisateurs (syrphes et apoïdes) et le panneau inférieur aux plantes (B). Les valeurs faibles de d' indiquent des espèces généralistes tandis que les valeurs élevées indiquent une spécialisation élevée.



Discussion

Les tourbières alcalines sont des écosystèmes relativement peu présents en Europe, souvent dégradés et menacés par les activités humaines (Berquer et al., 2024), mais hébergeant une grande partie de la flore et de la faune, dont de nombreuses espèces protégées (Lamers et al., 2015). Ces milieux font d'ailleurs partie des habitats les plus favorables pour la pollinisation des abeilles, tant pour la ressource alimentaire que pour la nidification (Osborne et al., 1991). Pourtant, les communautés associées aux tourbières restent encore peu ou pas documentées. Dans ce contexte, ce projet de recherche vise à établir une première caractérisation des interactions plantes-pollinisateurs d'une tourbière alcaline, avant de réaliser des travaux de restauration. Pour cela, une approche combinant taxonomie, traits fonctionnels et réseaux d'interactions a été mise en œuvre pour décrire la composition, le fonctionnement et l'organisation de cette communauté.

L'interprétation des patrons écologiques observés repose avant tout sur la qualité de l'échantillonnage réalisé (Jordano, 2016). Les courbes d'accumulation (figure 2), les estimateurs de richesse ainsi que les couvertures d'échantillonnage (tableau 3) montrent que l'inventaire de 2020 est très satisfaisant. La flore du marais a été recensée de manière quasi exhaustive, probablement grâce à la prospection rigoureuse de l'ensemble des patchs de ressource florale. Pour les pollinisateurs, l'écart entre richesse observée et estimée est plus important, suggérant qu'une partie des espèces du site n'a pas été détectée. Ce cas est fréquent dans l'étude des communautés d'arthropodes puisque ces communautés comportent un grand nombre d'espèces rares (Gotelli & Colwell, 2001; Vázquez et al., 2009). Toutefois, les couvertures d'échantillonnages sont similaires entre les secteurs, indiquant que la pression d'échantillonnage est similaire sur le site d'étude. Par conséquent, les différences observables

entre communautés sont peu susceptibles d'être expliquées par des différences d'échantillonnage.

Comme mentionné dans le plan de gestion du site (Fourmy et al., 2022), le marais de Villiers est caractérisé par un gradient environnemental fort et une hétérogénéité d'habitats le long du site. Cette structuration spatiale se retrouve lors de la caractérisation de la ressource florale du site : en effet, les prairies humides du secteur nord présentent une richesse floristique plus élevée que les roselières du sud (figure 3.A). Les analyses de béta-diversité indiquent des changements de compositions entre secteurs et au cours du temps. La quantité de ressource florale disponible présente un pic d'abondance fin juillet (figure 3.B), pic retrouvé dans d'autres habitats (Harris et al., 2024). La richesse spécifique ne semble pas varier au cours de la saison, malgré des changements de compositions entre les périodes d'inventaires. Ce résultat pourrait suggérer un remplacement des espèces en fleurs au fil de la saison, avec un nombre d'espèces qui resterait relativement stable.

La dynamique observée des communautés de pollinisateurs semble être liée à celle de la ressource florale, ce qui est attendu (Harris et al., 2024; Roulston & Goodell, 2011). De la même façon que pour la flore, on remarque des variations spatiales et saisonnières dans la composition des communautés. Toutefois, l'effet secteur apparaît plus modéré chez les pollinisateurs (figure 4.A), probablement en raison de leur capacité de dispersion qui leur permet d'exploiter plusieurs habitats rapidement. Le nombre d'espèces inventoriées reste très marqué pour les pollinisateurs (figure 4.B), comme pour les plantes (figure 3.B). En revanche, les abondances maximales de pollinisateurs ne sont pas atteintes au moment où la ressource est la plus abondante. Ce résultat assez contre intuitif a donc mené à la caractérisation des réponses par groupes de pollinisateurs : en effet, les syrphes les bourdons et abeilles solitaires ont des écologies, des cycle de vie et exigences distinctes, conduisant à des dynamiques de communautés différentes (Orford et al., 2015; Rader et al., 2016). Les syrphes représentent environ 10% des individus recensés dans l'inventaire alors qu'ils occupent une place importante dans le réseau d'interaction (figure 11). De nombreuses espèces de syrphes présentent des valeurs élevées de de degré ou de force de lien (figure 11), suggérant une contribution non négligeable à la pollinisation des fleurs de la tourbière. La richesse et l'abondance des syrphes sont impactées par le secteur (figure 5.A.B), suggérant un potentiel effet de la mosaïque d'habitat. La richesse spécifique en syrphes plus élevée au centre du site (figure 5.A), peut suggérer que l'interface entre prairie et milieux engorgés offre des ressources et habitats propices à de nombreuses espèces. Leur abondance reste globalement similaire dans le temps, hormis un pic en fin de saison qui pourrait être expliqué par une forte pluie à cette période ayant pu favoriser la reproduction de certaines espèces saprophytes. Les syrphes semblent donc

avoir une place importante dans le réseau d'interactions plantes-pollinisateurs du marais de Villiers. Pourtant, ceux-ci ne sont pas souvent considérés dans les suivis des pollinisateurs (Orford et al., 2015). Les résultats obtenus ici permettent donc de confirmer que ce groupe mériterait d'être inclus dans le suivi des pollinisateurs, notamment pour des milieux humides.

Pour les apoïdes, seule la saison semble structurer la communauté, avec une différence entre abeilles solitaires et bourdons. On remarque que les bourdons sont actifs plus tôt dans la saison et sont plus abondants que les autres apoïdes sur la majorité de la période d'échantillonnage (figure 6). Toutefois, la richesse d'abeilles solitaires est plus importante, même si ce pic de richesse est atteint plus tardivement. Les bourdons vivant en colonie, il est possible que les individus prospectent les ressources dès le début du printemps pour assurer le bon développement des larves. On peut également remarquer que l'abondance des bourdons semble fluctuer davantage, avec des oscillations observées en début de saison (figure 6.B). Ces fluctuations sont aussi cohérentes avec la description de l'écologie des bourdons, qui peuvent avoir des périodes d'émergence variables expliquant ces fluctuations (Goodwin, 1995).

La dynamique saisonnière des abeilles solitaires apparaît fortement synchronisée avec celle de la ressource florale. Le maximum de richesse et d'abondance étant observé au moment où la disponibilité en ressource florale est maximale, suggère un couplage étroit entre la phénologie des plantes et celle des pollinisateurs. Cette synchronisation est essentielle pour assurer la fonction de pollinisation (Bartomeus et al., 2013; Forrest, 2015) et repose notamment sur la diversité des espèces présentes au sein de la communauté (Bartomeus et al., 2013). Il est d'ailleurs très documenté que, sous l'effet des changements globaux, ces dynamiques peuvent se désynchroniser et compromettre certaines interactions (Bartomeus et al., 2013), ayant des conséquences plus fortes pour les interactions les plus spécialisées.

En raison du peu de traits fonctionnels communs entre syrphes et apoïdes, notre analyse fonctionnelle ne porte que sur les apoïdes, ce qui exclut une étude comparative. La communauté d'apoïdes est majoritairement composée d'espèces polylectiques, capables d'exploiter une large gamme de ressources florales (figure 7). La présence d'environ 10 % d'espèces oligolectiques reste toutefois à considérer. Bien que minoritaires, ces espèces dépendent d'un nombre restreint de plantes-hôtes et leur maintien dépend de la persistance de la ressource florale qu'ils consomment. L'image fonctionnelle de la communauté est en grande partie expliquée par la grande proportion de bourdons dans la communauté. Ici les bourdons et abeilles sociales sont tous polylectiques et cavicoles. Lorsqu'on les exclu des calculs, on voit que la communauté d'abeilles solitaires est plus diversifiée, notamment sur les stratégies de nidification. Ce résultat montre que l'image fonctionnelle d'une communauté dépend fortement du groupe le plus abondant, souvent des espèces sociales. Une grande partie des individus

recensés étant cavicoles, leur nidification est dépendante de la disponibilité de tiges creuses ou de cavités d'arbres. Au sein du marais de Villiers, une mesure de conservation pourrait être de maintenir la fauche différenciée, permettant le maintien de tiges creuses de roseaux ou de marisque, dans l'hypothèse où elles seraient exploitées par les pollinisateurs. Ainsi, au-delà du maintien de la ressource trophique, la conservation des communautés de pollinisateurs implique aussi le maintien de micro-habitats favorables à la nidification (Osborne et al., 1991).

L'analyse de diversité fonctionnelle renforce la nécessité de ce genre d'approche : en effet, contrairement à la richesse spécifique, la dispersion fonctionnelle (FDis) continue d'augmenter au cours de la saison (figure 8) et atteint son maximum après le pic de richesse taxonomique des apoïdes (figure 6). Ce résultat suggère donc que les périodes plus riches en espèces ne correspondent pas nécessairement aux périodes présentant la plus grande diversité de stratégies écologiques. L'augmentation progressive de FDis semble traduire l'arrivée successive d'espèces avec des traits différents, élargissant progressivement l'espace fonctionnel estimé par FDis. Ensuite, cet espace fonctionnel avec une grande diversité de stratégie se maintient, malgré la perte d'espèces dans la communauté. Les espèces qui persistent en août ont donc des stratégies écologiques contrastées, qui exploitent potentiellement les ressources de façon complémentaire. Ces réponses contrastées entre niveau taxonomique et fonctionnelles ont d'ailleurs déjà été caractérisées dans la littérature (Tylianakis et al., 2008) et soulignent l'intérêt de combiner ces approches.

A l'échelle du réseau, la richesse d'interaction suit les mêmes tendances que celle de la richesse floristique, avec des réseaux plus développés dans les secteurs plus riches en ressources. Ce résultat était attendu et confirme bien que la disponibilité de la ressource florale est l'un des principaux facteurs déterminant l'organisation du réseau (Roulston & Goodell, 2011). La connectance diminue progressivement au cours du temps, associée à une augmentation de la modularité. Ce patron pourrait traduire une organisation plus compartimentée du réseau au moment où les ressources florales sont les plus abondantes. Les pollinisateurs semblent alors répartir leurs visites entre plusieurs ensembles d'espèces végétales, faisant diminuer le nombre de liens réalisés (= la connectance) et faisant apparaitre des groupes d'espèces interagissant préférentiellement entre eux. Toutefois il est important de rester prudent avec l'interprétation de la structure du réseau puisque le sens ou la représentativité de ces métriques sont souvent discutés, par rapport à la qualité d'échantillonnage ou bien la taille des réseaux (Blüthgen & Staab, 2024; Fründ et al., 2016). A l'inverse, H2' ne varie ni dans l'espace, ni au cours de la saison. Il semble que le niveau global de spécialisation demeure stable, malgré les changements de composition et d'organisation du réseau. Cette stabilité est d'ailleurs cohérente

avec la dominance d'espèces généralistes dans la communauté de pollinisateurs recensée (Vázquez et al., 2009).

Enfin, au-delà des propriétés globales du réseau, les métriques calculées à l'échelle des espèces permettent d'identifier les taxons occupant une position structurante dans les interactions. Au sein du marais de Villiers, il apparaît que les chardons, les renoncules acres ou encore la menthe aquatique, plutôt en fin de saison, sont des espèces très sollicitées et fournissant des ressources à un grand nombre de pollinisateurs (figure 11). *Bombus pascuorum*, le bourdon des champs et plusieurs syrphes dont *Sphaerophoria scripta*, *Helophilus pendulus* et *Episyrphus balteatus* occupent une position clé dans le réseau. Ces espèces pollinisatrices sont impliquées dans une grande partie des interactions recensées, et interagissent avec des plantes elles-mêmes aussi connectées.

Conclusion

Cette étude a permis de caractériser l'état initial du réseau d'interactions plantes-pollinisateurs du marais de Villiers. Étant donné que ces systèmes sont encore peu décrits, il a été souhaité de caractériser la communauté le plus finement possible, en intégrant des approches complémentaires et en répondant à des questions écologiques différentes. La taxonomie permet de décrire quelles sont les espèces présentes et leur abondance. L'apport des traits fonctionnels a permis de renseigner notamment sur l'écologie des espèces présentes et les différentes stratégies représentées pour pouvoir orienter certains efforts de gestion. Enfin, les réseaux d'interactions construits dans cette analyse ont permis de comprendre comment s'organisent les interactions et, de manière plus ciblée, quel est le rôle des espèces de la communauté dans ces interactions.

Le renouvellement du protocole en 2026, en cours, permettra de déterminer si les espèces centrales identifiées en 2020 dans cette étude conservent leur position, si de nouveaux taxons sont recensés et occupent une place importante dans le réseau, comme cela peut être le cas avec les espèces exotiques envahissantes par exemple (Goodell & Parker, 2017). Dans des scénarios extrêmes, il est possible que des interactions très spécialisées et déconnectées du réseau puissent disparaître ou bien se renforcer. L'évaluation des efforts de restaurations effectués dans le cadre du projet LIFE Anthropofens ne reposent donc pas seulement sur des changements de compositions, mais également sur des comparaisons de réseaux et de diversité fonctionnelle.

Bibliographie

Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, *26*(1), 32–46. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x

Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C., & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, *14*(1), 19–28. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x

Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., & McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, *9*(6), 683–693. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x

Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, *200*(1), 1–19. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005

Barnagaud, J.-Y., & Gimenez, O. (2025). *Analyse de données en écologie: Introduction aux outils statistiques avec R*. Biotope Editions.

Bartomeus, I., Park, M. G., Gibbs, J., Danforth, B. N., Lakso, A. N., & Winfree, R. (2013). Biodiversity ensures plant–pollinator phenological synchrony against climate change. *Ecology Letters*, *16*(11), 1331–1338. https://doi.org/10.1111/ele.12170

Bascompte, J., & Jordano, P. (2007). Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *38*(1), 567–593. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818

Begosh, A., Smith, L. M., Park, C. N., Mcmurry, S. T., & Lagrange, T. G. (2020). Effects of Wetland Presence and Upland Land Use on Wild Hymenopteran and Dipteran Pollinators in the Rainwater Basin of Nebraska, USA. *Wetlands*, *40*(5), 1017–1031. https://doi.org/10.1007/s13157-019-01244-w

Berquer, A., Levrault, S., Castelli, M., Capoulade, J., Décultot, C., & Vandendriessche, M. (2024). *Usages passés et actuels des tourbières alcalines et leurs conséquences* (Chapitre 2). LIFE Anthropofens - Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France.

Blüthgen, N., & Staab, M. (2024). A Critical Evaluation of Network Approaches for Studying Species Interactions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *55*(Volume 55, 2024), 65–88. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102722-021904

Borchardt, K. E., Morales, C. L., Aizen, M. A., & Toth, A. L. (2021). Plant–pollinator conservation from the perspective of systems-ecology. *Current Opinion in Insect Science*, *47*, 154–161. https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.07.003

Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, *27*(4), 326–349.

Cariveau, D. P., Nayak, G. K., Bartomeus, I., Zientek, J., Ascher, J. S., Gibbs, J., & Winfree, R. (2016). The Allometry of Bee Proboscis Length and Its Uses in Ecology. *PLOS ONE*, *11*(3), e0151482. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151482

Chase, M. H., Fraterrigo, J. M., & Harmon-Threatt, A. (2023). Bee functional traits and their relationship to pollination services depend on many factors: A meta-regression analysis. *Insect Conservation and Diversity*, *16*(3), 313–323. https://doi.org/10.1111/icad.12635

Clément, H., Reich, M., Botcazou, F., Mistarz, M., & Garcin, J. (2021). *Évaluation de l'état de conservation des bas-marais calcaires d'intérêt communautaire. Cahiers d'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000. Version 2*. PatriNat (OFB-CNRS-MNHN).

De Manincor, N. (2019). *Ecology of plants and pollinators in calareous grasslands along a latitudinal gradient in France: Species diversity and the structure of plant-pollinator interaction network*. Université de Lille–France.

Décultot, C. (2024). *Evaluation de la contribution du projet LIFE Anthropofens aux services écosystèmiques liés aux cycles de l'eau et de l'azote* [Rapport de Stage]. Conservatire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France.

Delbergue, V. (2020). *Evaluation de la composition et de la distribution des pollinisateurs sur le Marais de Villiers* [Rapport de Stage de M2]. Université de Lille, Sciences et Technologies.

Dormann, C. F., Frund, J., Bluthgen, N., & Gruber, B. (2009). Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks. *The Open Ecology Journal*, *2*(1), 7–24. https://doi.org/10.2174/1874213000902010007

Dormann, C. F., Fründ, J., & Schaefer, H. M. (2017). Identifying Causes of Patterns in Ecological Networks: Opportunities and Limitations. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *48*(1), 559–584. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022928

European Commission, Directorate-General for Environment, Michez, D., Boustani, M., Sentil, A., Benrezkallah, J., de Manincor, N., Wood, T. J., Álvarez Fidalgo, P., Aubert, M., Bellotto, V., Biella, P., Bogusch, P., Bosch, J., Brau, T., Browne, K., Carion, F., Castro, L., Cederberg, B., … Ghisbain, G. (2026). *European red list of bees – Measuring the pulse of European biodiversity*. Publications Office of the European Union. https://doi.org/doi/10.2779/521877

Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., & Loreau, M. (2005). Functional Diversity of Plant–Pollinator Interaction Webs Enhances the Persistence of Plant Communities. *PLoS Biology*, *4*(1), e1. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040001

Forrest, J. R. (2015). Plant–pollinator interactions and phenological change: What can we learn about climate impacts from experiments and observations? *Oikos*, *124*(1), 4–13.

Fourmy, F., Janczak, A., & Rousseaux, L. (2022). *Marais de Villiers, plan de gestion 2023-2027*. Conservatire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France.

Fournier, A., Berquer, A., & Piquot, Y. (2025). *Impact de la restauration des tourbières basses alcalines dans le cadre du LIFE-Anthropofens* [Rapport de Stage de M2]. Conservatire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France.

Fründ, J., McCann, K. S., & Williams, N. M. (2016). Sampling bias is a challenge for quantifying specialization and network structure: Lessons from a quantitative niche model. *Oikos*, *125*(4), 502–513. https://doi.org/10.1111/oik.02256

Gallet, B., & Hendoux, F. (2007). Le marais de villiers: Une des dernieres tourbieres alcalines fonctionnelles du nord de la france. *Société de Botanique*, *60*(1–4), 43–52.

Goodell, K., & Parker, I. M. (2017). Invasion of a dominant floral resource: Effects on the floral community and pollination of native plants. *Ecology*, *98*(1), 57–69. https://doi.org/10.1002/ecy.1639

Goodwin, S. G. (1995). Seasonal phenology and abundance of early-, mid- and long-season bumble bees in southern England, 1985–1989. *Journal of Apicultural Research*. https://doi.org/10.1080/00218839.1995.11100891

Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, *4*(4), 379–391.

Guisan, A., Edwards, T. C., & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: Setting the scene. *Ecological Modelling*, *157*(2), 89–100. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1

Harris, C., Balfour, N. J., & Ratnieks, F. L. W. (2024). Seasonal variation in the general availability of floral resources for pollinators in northwest Europe: A review of the data. *Biological Conservation*, *298*, 110774. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110774

Hartig, F. (2024). *DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa

Herrera, C. M. (1990). Daily patterns of pollinator activity, differential pollinating effectiveness, and floral resource availability, in a summer-flowering Mediterranean shrub. *Oikos*, 277–288.

Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2025). *iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity*. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

Joosten, H., Tanneberger, F., & Moen, A. (2017). *Mires and peatlands of Europe*.

Jordano, P. (1987). Patterns of Mutualistic Interactions in Pollination and Seed Dispersal: Connectance, Dependence Asymmetries, and Coevolution. *The American Naturalist*. https://doi.org/10.1086/284665

Jordano, P. (2016). Sampling networks of ecological interactions. *Functional Ecology*, *30*(12), 1883–1893. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12763

Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, *3*(2), 157–164.

Kendall, L. K., Rader, R., Gagic, V., Cariveau, D. P., Albrecht, M., Baldock, K. C. R., Freitas, B. M., Hall, M., Holzschuh, A., Molina, F. P., Morten, J. M., Pereira, J. S., Portman, Z. M., Roberts, S. P. M., Rodriguez, J., Russo, L., Sutter, L., Vereecken, N. J., & Bartomeus, I. (2019). Pollinator size and its consequences: Robust estimates of body size in pollinating insects. *Ecology and Evolution*, *9*(4), 1702–1714. https://doi.org/10.1002/ece3.4835

Klimkowska, A. (2008). *Restoration of severely degraded fens: Ecological feasibility, opportunities and constraints.*

Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, *91*(1), 299–305. https://doi.org/10.1890/08-2244.1

Lamers, L. P. M., Vile, M. A., Grootjans, A. P., Acreman, M. C., van Diggelen, R., Evans, M. G., Richardson, C. J., Rochefort, L., Kooijman, A. M., Roelofs, J. G. M., & Smolders, A. J. P. (2015). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: From trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, *90*(1), 182–203. https://doi.org/10.1111/brv.12102

Landolt, E., Bäumler, B., Ehrhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmler, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F., Theurillat, J.-P., Urmi, E., Vust, M., & Wohlgemuth, T. (2010). *Flora Indicativa – Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*.

Mainguy, J., McInerney, R., Millar, R. B., Valiquette, E., Bélanger, M., & Moral, R. de A. (2026). Generalized Additive Modeling of Ecological Data With mgcv: New Adequacy Assessment Tools. *Ecology and Evolution*, *16*(1), e72825. https://doi.org/10.1002/ece3.72825

Manneville, O. (1999). Tourbières et marais. *Delachaux et Niestlé*.

Menz, M. H. M., Phillips, R. D., Winfree, R., Kremen, C., Aizen, M. A., Johnson, S. D., & Dixon, K. W. (2011). Reconnecting plants and pollinators: Challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in Plant Science*, *16*(1), 4–12. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.006

Mézière, S., Le Roux, A., Couffignal, C., Fortin, C., & Estelle, C. (2023). *Guide de présentation de la Boite d'Indicateurs de suivi des Milieux Humides pour le Bassin Artois-Picardie (BIMH-BAP).* (p. 18). Forum des Marais Atlantiques - Agence de l'eau Artois Picardie.

Miličić, M., Sentil, A., Ačanski, J., Bartholomée, O., Benrezkallah, J., Bogusch, P., Brau, T., Breuer, L., Carion, F., de Manincor, N., De Tandt, B., Devorsine, R., Dorchin, A., Đorđević, A., Dorio, L.,

Dormal, A., Duez, T., Fiordaliso, W., Flaminio, S., … Andrić, A. (2026). Trait Dataset for 3,000 European Wild Bee and Hoverfly Species. *Scientific Data*. https://doi.org/10.1038/s41597-026-07513-8

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Caceres, M. D., Durand, S., Evangelista, H. B. A., Hannigan, G., … Weedon, J. (2026). *vegan: Community Ecology Package*. https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan

Ollerton, J. (2021). *Pollinators and pollination: Nature and society*. Pelagic Publishing Ltd.

Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, *120*(3), 321–326. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x

Orford, K. A., Vaughan, I. P., & Memmott, J. (2015). The forgotten flies: The importance of non-syrphid Diptera as pollinators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *282*(1805), 20142934.

Osborne, J. L., Williams, I. H., & Corbet, S. A. (1991). Bees, Pollination and Habitat Change in the European Community. *Bee World*. https://doi.org/10.1080/0005772X.1991.11099088

Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, *9*(6), 741–758. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x

Pôle-relais tourbières, & Conservatoire d'espaces naturels. (2026). *Pôle-relais tourbières*. Pôle-relais tourbières. https://www.pole-tourbieres.org/

Poore, M. E. D. (1955). The Use of Phytosociological Methods in Ecological Investigations: I. The Braun-Blanquet System. *Journal of Ecology*, *43*(1), 226–244. https://doi.org/https://doi-org.proxy-bu2.ube.fr/10.2307/2257132

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, *25*(6), 345–353. https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007

Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., & Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, *540*(7632), 220–229. https://doi.org/10.1038/nature20588

Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L. A., Garratt, M. P., Howlett, B. G., Winfree, R., Cunningham, S. A., Mayfield, M. M., Arthur, A. D., & Andersson, G. K. (2016). Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(1), 146–151.

Roquer-Beni, L., Rodrigo, A., Arnan, X., Klein, A.-M., Fornoff, F., Boreux, V., & Bosch, J. (2020). A novel method to measure hairiness in bees and other insect pollinators. *Ecology and Evolution*, *10*(6), 2979–2990. https://doi.org/10.1002/ece3.6112

Roulston, T. H., & Goodell, K. (2011). The Role of Resources and Risks in Regulating Wild Bee Populations. *Annual Review of Entomology*, *56*(1), 293–312. https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120709-144802

Schwarz, G. (1978). Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics*, 461–464.

Team, R. C. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Version version 4.5.0 (2025-04-11 ucrt)) [Computer software]. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/

Thompson, A., Frenzel, M., Schweiger, O., Musche, M., Groth, T., Roberts, S. P. M., Kuhlmann, M., & Knight, T. M. (2021). Pollinator sampling methods influence community patterns assessments by capturing species with different traits and at different abundances. *Ecological Indicators*, *132*, 108284. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108284

Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J., & Wardle, D. A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01250.x

Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., García, M. B., García, D., Gómez, J. M., Jordano, P., Medel, R., Navarro, L., Obeso, J. R., Oviedo, R., Ramírez, N., Rey, P. J., Traveset, A., Verdú, M., & Zamora, R. (2015). Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, *29*(3), 299–307. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12356

Van der Maarel, E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, *39*(2), 97–114.

Vázquez, D. P., Blüthgen, N., Cagnolo, L., & Chacoff, N. P. (2009). Uniting pattern and process in plant–animal mutualistic networks: A review. *Annals of Botany*, *103*(9), 1445–1457. https://doi.org/10.1093/aob/mcp057

Ward, K., Cariveau, D., May, E., Roswell, M., Vaughan, M., Williams, N., Winfree, R., Isaacs, R., & Gill, K. (2014). Streamlined bee monitoring protocol for assessing pollinator habitat. *The Xerces Society for Invertebrate Conservation*, 1–16.

Westphal, C., R, B., Lamborn, E., Petanidou, T., Potts, S., Roberts, S., Szentgyörgyi, H., Vaissière, B., Woyciechowski, M., & Steffan-Dewenter, I. (2008). Measuring bee biodiversity in different habitats and biogeographic regions. *Ecological Monographs*, *78*, 653–671.

Williams, N. M., Minckley, R. L., & Silveira, F. A. (2001). Variation in Native Bee Faunas and its Implications for Detecting Community Changes. *Conservation Ecology*, *5*(1). https://www.jstor.org/stable/26271796

Willmer, P. G., Cunnold, H., & Ballantyne, G. (2017). Insights from measuring pollen deposition: Quantifying the pre-eminence of bees as flower visitors and effective pollinators. *Arthropod-Plant Interactions*, *11*(3), 411–425.

Wood, S. N. (2006). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. CRC Press. https://books.google.fr/books?id=xhPNBQAAQBAJ

Woodcock, B. A., Garratt, M. P. D., Powney, G. D., Shaw, R. F., Osborne, J. L., Soroka, J., Lindström, S. a. M., Stanley, D., Ouvrard, P., Edwards, M. E., Jauker, F., McCracken, M. E., Zou, Y., Potts, S. G., Rundlöf, M., Noriega, J. A., Greenop, A., Smith, H. G., Bommarco, R., … Pywell, R. F. (2019). Meta-analysis reveals that pollinator functional diversity and abundance enhance crop pollination and yield. *Nature Communications*, *10*(1), 1481. https://doi.org/10.1038/s41467-019-09393-6

Annexes

Annexe 1. Flore échantillonnées dans le marais de Villiers (2020).

Les statuts de conservation renseignés correspondent, de gauche à droite, à la Liste rouge régionale (Hauts de France), nationale et Européenne.

Nom scientifique	IUCN REG	IUCN FR	IUCN EU	Rich. Int.	Recouvrement moyen Nord	Centre	Sud	n sect.
Achillea millefolium	LC	LC	LC	1	0,00	0,01	0,00	1
Ajuga reptans	LC	LC	NE	0	0,14	0,14	0,00	2
Angelica sylvestris	LC	LC	NE	7	0,00	0,00	2,16	1
Heloscidium nodiflorum	LC	LC	LC	1	0,01	0,14	0,00	2
Bellis perennis	LC	LC	NE	6	2,89	0,23	0,00	2
Berula erecta	LC	LC	LC	2	0,43	0,00	0,00	1
Caltha palustris	LC	LC	LC	1	0,14	0,00	0,00	1
Cardamine amara	LC	LC	LC	0	0,00	0,11	0,01	2
Cardamine pratensis	LC	LC	NE	6	2,29	5,79	0,07	3
Centaurea jacea	DD	LC	NE	3	0,43	0,71	0,00	2
Cerastium fontanum	LC	LC	NE	1	0,73	0,46	0,00	2
Cirsium arvense	LC	LC	NE	4	0,43	0,00	0,00	1
Cirsium palustre	LC	LC	NE	22	0,00	13,29	18,37	2
Cirsium vulgare	LC	LC	NE	8	4,30	0,00	0,00	1
Convolvulus sepium	LC	LC	NE	0	0,46	0,00	0,07	2
Crataegus monogyna	LC	LC	LC	1	0,17	0,11	0,00	2
Dactylorhiza incarnata	NT	NT	LC	3	0,00	0,00	0,21	1
Dactylorhiza praetermissa	LC	NT	NE	2	2,50	2,50	7,51	3
Daucus carota	LC	LC	LC	1	0,36	0,01	0,00	2
Epilobium angustifolium	LC	LC	NE	0	0,07	0,00	0,07	2
Epilobium hirsutum	LC	LC	NE	0	0,71	0,00	0,00	1
Epilobium tetragonum	LC	LC	NE	0	0,50	0,44	0,09	3
Epipactis palustris	NT	NT	LC	0	0,01	0,00	0,01	2
Eupatorium cannabinum	LC	LC	NE	5	0,00	0,00	11,79	1
Filipendula ulmaria	LC	LC	LC	19	4,66	21,80	2,36	3
Galium aparine	LC	LC	LC	0	10,79	0,07	0,00	2
Galium palustre	LC	LC	NE	4	2,21	7,93	13,29	3
Geranium dissectum	LC	LC	NE	0	0,09	0,00	0,00	1
Geranium robertianum	LC	LC	NE	1	0,14	0,03	0,00	2
Glechoma hederacea	LC	LC	LC	2	0,80	0,50	0,00	2
Hypericum perforatum	LC	LC	LC	2	0,51	0,14	0,44	3
Iris pseudacorus	LC	LC	LC	6	0,14	0,09	0,00	2
Liparis loeselii	VU	NT	NT	0	0,00	0,00	0,01	1
Lotus pedunculatus	LC	LC	LC	9	12,94	3,00	10,01	3
Lychnis flos-cuculi	LC	LC	NE	11	3,31	2,64	4,87	3
Lysimachia vulgaris	LC	LC	LC	4	7,86	10,80	9,71	3
Lythrum salicaria	LC	LC	LC	10	0,07	4,29	10,01	3
Medicago sativa	LC	LC	LC	0	0,14	0,00	0,00	1
Mentha aquatica	LC	LC	LC	22	16,43	14,29	7,57	3
Menyanthes trifoliata	NT	LC	LC	3	0,00	0,00	2,50	1
Myosotis arvensis	LC	LC	NE	0	0,50	0,21	0,00	2
Myosotis discolor	DD	LC	NE	0	0,07	0,00	0,00	1
Parnassia palustris	NT	LC	LC	1	0,00	0,00	0,44	1
Pedicularis palustris	NT	NT	NE	3	0,00	0,00	4,36	1
Plantago lanceolata	LC	LC	LC	2	0,59	0,50	0,00	2
Potentilla anserina	LC	LC	NE	5	2,21	0,00	0,00	1
Potentilla erecta	LC	LC	LC	7	0,00	2,57	7,29	2
Potentilla reptans	LC	LC	NE	6	0,00	2,93	0,00	1
Primula veris	LC	LC	LC	0	0,00	0,43	0,07	2
Prunella vulgaris	LC	LC	LC	4	2,60	0,00	0,16	2
Pulicaria dysenterica	LC	LC	NE	0	0,43	0,01	0,00	2
Ranunculus acris	LC	LC	NE	28	10,36	13,66	0,00	2
Ranunculus flammula	LC	LC	LC	2	0,07	0,00	0,00	1
Ranunculus repens	LC	LC	LC	17	6,86	1,86	0,07	3
Rhinanthus angustifolius	LC	LC	NE	0	0,00	0,16	0,00	1
Rosa canina	LC	LC	LC	0	0,17	0,00	0,00	1
Rubus sp.	NA	NA	NA	20	8,09	2,74	0,39	3
Scorzonera humilis	NT	LC	NE	0	0,00	0,07	0,00	1
Scrophularia auriculata	LC	LC	NE	0	0,01	0,00	0,07	2
Solanum dulcamara	LC	LC	LC	0	0,71	0,00	0,00	1
Succisa pratensis	LC	LC	NE	4	0,00	0,00	0,07	1
Taraxacum sp.	NA	NA	NA	0	0,07	0,14	0,00	2
Trifolium dubium	LC	LC	NE	0	0,00	0,01	0,00	1
Trifolium pratense	LC	LC	LC	1	6,16	0,86	0,00	2
Trifolium repens	LC	LC	LC	4	5,79	0,50	0,00	2
Valeriana dioica	LC	LC	NE	3	0,50	2,50	0,39	3
Valeriana officinalis	LC	LC	LC	0	0,00	0,00	0,01	1
Valeriana repens	DD	LC	NE	4	0,36	0,43	5,36	3
Vicia cracca	LC	LC	NE	1	0,01	0,14	4,66	3

Annexe 2. Apoïdes échantillonnés dans le marais de Villiers (2020).

Le statut IUCN indiqué correspond à celui renseigné dans la Liste rouge Belge des Apoïdes

Famille	Nom scientifique	Statut IUCN	Richesse int.	n	Mois				Secteurs		
					M	*J*	*J*	*A*	*Nord*	*Centre*	*Sud*
Andrenidae	*Andrena dorsata*	LC	**1**	**1**	0	0	1	0	0	1	0
	Andrena flavipes	LC	**2**	**2**	0	0	2	0	1	1	0
	Andrena minutula	LC	**1**	**1**	0	0	1	0	0	1	0
	Andrena pilipes	DD	**1**	**2**	0	0	2	0	1	1	0
Apidae	*Apis mellifera*	DD	**6**	**18**	3	0	13	2	1	17	0
	Bombus hortorum	NT	**2**	**6**	6	0	0	0	3	2	1
	Bombus humilis	CR	**1**	**2**	2	0	0	0	1	0	1
	Bombus hypnorum	LC	**3**	**11**	3	6	2	0	4	2	5
	Bombus lapidarius	LC	**12**	**30**	3	3	12	12	12	6	12
	Bombus pascuorum	LC	**19**	**200**	36	31	83	50	64	62	74
	Bombus pratorum	LC	**2**	**3**	2	0	1	0	0	2	1
	Bombus terrestris	LC	**10**	**30**	5	7	13	5	8	13	9
	Ceratina cyanea	LC	**1**	**1**	1	0	0	0	0	0	1
Colletidae	*Colletes hederae*	LC	**1**	**3**	0	0	0	3	0	3	0
	Hylaeus brevicornis	DD	**1**	**1**	0	1	0	0	0	1	0
	Hylaeus communis	LC	**2**	**6**	0	3	3	0	0	6	0
	Hylaeus confusus	LC	**2**	**6**	0	2	4	0	2	3	1
	Hylaeus pectoralis	LC	**14**	**45**	7	12	18	8	11	15	19
Halictidae	*Halictus rubicundus*	LC	**1**	**1**	0	0	1	0	0	0	1
	Halictus scabiosae	LC	**2**	**4**	1	2	0	1	1	2	1
	Lasioglossum calceatum	LC	**4**	**6**	0	2	4	0	2	4	0
	Lasioglossum malachurum	LC	**1**	**1**	0	1	0	0	1	0	0
	Lasioglossum morio	LC	**2**	**3**	0	1	2	0	1	2	0
	Lasioglossum pauxillum	LC	**5**	**11**	1	8	2	0	4	7	0
	Lasioglossum villosulum	LC	**1**	**1**	1	0	0	0	0	1	0
	Lasioglossum zonulum	LC	**6**	**9**	2	2	3	2	9	0	0
	Seladonia tumulorum	LC	**2**	**2**	2	0	0	0	2	0	0
	Sphecodes ephippius	LC	**1**	**1**	1	0	0	0	1	0	0
Megachilidae	*Anthidiellum strigatum*	LC	**2**	**5**	0	0	1	4	0	2	3
	Hoplitis leucomelana	LC	**2**	**2**	0	1	1	0	0	0	2
	Megachile centuncularis	LC	**2**	**2**	0	0	0	2	1	0	1
	Megachile ligniseca	LC	**2**	**6**	0	1	2	3	2	0	4
	Megachile versicolor	LC	**1**	**1**	0	0	0	1	0	1	0
Melittidae	*Dasypoda hirtipes*	LC	**2**	**6**	0	0	5	1	2	0	4
	Macropis europaea	LC	**6**	**22**	0	0	15	7	10	7	5
	Melitta nigricans	LC	**1**	**14**	0	0	4	10	2	1	11

Annexe 3. Syrphes échantillonnés dans le marais de Villiers (2020).

Le statut IUCN indiqué correspond à celui renseigné dans la Liste européenne des syrphes

Nom scientifique	Statut IUCN	Richesse int.	n	Mois				Secteurs		
				M	*J*	*J*	*A*	*Nord*	*Centre*	*Sud*
Anasimyia lineata	LC	1	1	1	0	0	0	0	1	0
Cheilosia albitarsis	LC	2	28	26	2	0	0	25	3	0
Cheilosia flavipes	LC	1	2	0	0	0	2	0	2	0
Cheilosia impressa	LC	1	11	0	0	0	11	0	0	11
Cheilosia nebulosa	LC	1	2	2	0	0	0	2	0	0
Cheilosia pagana	LC	2	6	4	1	0	1	2	3	1
Cheilosia rufimana	LC	1	1	0	0	0	1	1	0	0
Cheilosia soror	LC	1	1	0	0	0	1	0	0	1
Cheilosia vernalis	LC	1	2	0	1	1	0	0	2	0
Chrysotoxum bicinctum	LC	1	1	0	0	1	0	0	1	0
Dasysyrphus albostriatus	LC	1	1	0	0	0	1	1	0	0
Episyrphus balteatus	LC	17	94	14	53	21	6	42	27	25
Eristalinus sepulchralis	LC	2	2	1	0	0	1	2	0	0
Eristalis arbustorum	LC	3	4	0	0	2	2	1	2	1
Eristalis intricaria	LC	3	3	1	0	1	1	0	2	1
Eristalis nemorum	LC	3	6	0	0	1	5	2	4	0
Eristalis pertinax	LC	2	2	0	0	1	1	0	2	0
Eristalis similis	LC	1	2	0	0	2	0	0	2	0
Eristalis tenax	LC	4	39	0	0	1	38	11	22	6
Eumerus strigatus	LC	1	1	0	0	1	0	1	0	0
Eupeodes corollae	LC	8	16	3	12	1	0	4	7	5
Helophilus hybridus	LC	2	4	0	0	0	4	0	1	3
Helophilus pendulus	LC	17	34	11	2	7	14	14	13	7
Helophilus trivittatus	LC	9	90	6	0	0	84	24	48	18
Melanogaster hirtella	LC	1	1	1	0	0	0	1	0	0
Melanogaster nuda	LC	2	17	16	1	0	0	10	7	0
Melanostoma mellinum	LC	9	11	3	2	5	1	4	4	3
Meliscaeva auricollis	LC	3	6	1	1	4	0	4	2	0
Merodon equestris	LC	1	1	1	0	0	0	0	1	0
Neoascia tenur	LC	4	6	5	0	1	0	1	1	4
Platycheirus clypeatus	LC	2	3	0	0	2	1	0	1	2
Pyrophaena rosarum	LC	3	4	1	0	1	2	3	1	0
Rhingia campestris	LC	4	10	10	0	0	0	2	4	4
Scaeva pyrastri	LC	2	2	0	0	2	0	0	2	0
Sphaerophoria scripta	LC	19	36	4	5	17	10	19	12	5
Syritta pipiens	LC	3	5	0	0	2	3	1	3	1
Syrphus ribesii	LC	3	8	0	5	2	1	2	6	0
Syrphus vitripennis	LC	3	7	0	1	6	0	3	4	0
Trichopsomyia flavitarsis	LC	1	1	0	0	1	0	0	1	0
Tropidia scita	LC	9	18	12	5	1	0	11	3	4
Volucella bombylans	LC	1	2	0	2	0	0	0	0	2

Annexe 4. Répertoires de traits fonctionnels utilisés dans l'analyse

Famille	Nom scientifique	Mode de vie	Nidification	Lectisme
Andrenidae	*Andrena dorsata*	solitary	excavator	polylectique
	Andrena flavipes	solitary	excavator	polylectique
	Andrena minutula	solitary	excavator	polylectique
	Andrena pilipes	solitary	excavator	polylectique
Apidae	*Apis mellifera*	social	renter	polylectique
	Bombus hortorum	social	renter	polylectique
	Bombus humilis	social	renter	polylectique
	Bombus hypnorum	social	renter	polylectique
	Bombus lapidarius	social	renter	polylectique
	Bombus pascuorum	social	renter	polylectique
	Bombus pratorum	social	renter	polylectique
	Bombus terrestris	social	renter	polylectique
	Ceratina cyanea	solitary	excavator	polylectique
Colletidae	*Colletes hederae*	solitary	excavator	oligolectique
	Hylaeus brevicornis	solitary	renter	polylectique
	Hylaeus communis	solitary	excavator / renter	polylectique
	Hylaeus confusus	solitary	excavator / renter	polylectique
	Hylaeus pectoralis	solitary	renter	polylectique
Halictidae	*Halictus rubicundus*	social	excavator	polylectique
	Halictus scabiosae	social	excavator	polylectique
	Lasioglossum calceatum	polymorphic	excavator	polylectique
	Lasioglossum malachurum	social	excavator	polylectique
	Lasioglossum morio	social	excavator	polylectique
	Lasioglossum pauxillum	social	excavator	polylectique
	Lasioglossum villosulum	solitary	excavator	polylectique
	Lasioglossum zonulum	solitary	excavator	polylectique
	Seladonia tumulorum	social	excavator	polylectique
	Sphecodes ephippius	cleptoparasite	renter	parasite
Megachilidae	*Anthidiellum strigatum*	solitary	mason	oligolectique
	Hoplitis leucomelana	solitary	excavator / renter	polylectique
	Megachile centuncularis	solitary	renter	polylectique
	Megachile ligniseca	solitary	renter	polylectique
	Megachile versicolor	solitary	excavator / renter	polylectique
Melittidae	*Dasypoda hirtipes*	solitary	excavator	oligolectique
	Macropis europaea	solitary	excavator	oligolectique
	Melitta nigricans	solitary	excavator	oligolectique

Annexe 5. **Issues des modèles statistiques**

	Variable réponse	k	R^2	Deviance explained	*Secteur*			*Semaine*			
					stat value	*p-value*		edf	stat value	*p-value*	
	Richesse spé.	3	0,43	50,4%	8,79	***0,012***	*	1,0	0,21	*0,643*	
	Abondance	4	0,51	63,0%	0,03	*0,970*		2,8	8,65	***0,002***	**
	Div. Shannon	4	0,31	47,6%	0,99	*0,395*		2,7	3,80	*0,054*	.
	Richesse spé.	3	0,45	55,5%	6,06	***0,048***	*	1,8	3,25	*0,172*	
	Abondance	5	0,54	69,4%	4,83	*0,089*	.	3,5	26,82	***< 0,001***	***
	Div. Shannon	3	0,15	30,0%	2,45	*0,117*		1,5	0,53	*0,458*	
Syrphes	Richesse spé.	3	0,38	47,2%	9,20	***0,010***	*	1,4	0,88	*0,664*	
	Abondance	5	0,60	73,7%	10,85	***0,004***	**	3,6	29,76	***< 0,001***	***
	Div. Shannon	3	0,17	29,0%	2,98	*0,078*	.	1,0	1,00	*0,332*	
Bourdons	Richesse spé.	4	0,27	44,4%	0,21	*0,901*		2,7	9,05	***0,024***	*
	Abondance	7	0,61	78,1%	1,42	*0,491*		5,5	45,04	***< 0,001***	***
	Div. Shannon	6	0,70	79,9%	0,16	*0,852*		4,6	10,37	***< 0,001***	***
Abeilles solitaires	Richesse spé.	3	0,61	64,6%	1,00	*0,608*		1,9	15,57	***< 0,001***	***
	Abondance	3	0,57	64,4%	5,48	*0,064*	.	2,0	38,50	***< 0,001***	***
	Div. Shannon	3	0,63	70,3%	2,11	*0,153*		2,0	16,75	***< 0,001***	***
Métriques réseaux	richesse interactions	4	0,48	58,0%	11,55	**0,003**	**	2,6	12,68	**0,019**	*
	H2'	3	-0,16	2,4%	0,19	0,909		1,0	0,18	0,670	
	connectance	4	0,42	57,6%	5,81	0,055	.	2,8	10,99	**0,008**	**
	modularity	4	0,27	45,1%	0,32	0,852		2,8	10,35	**0,021**	*

Annexe 6. Résumé des métriques de réseau utilisées

	Métrique	Définition	Question écologique	Valeurs	Représentation
Nœud	Force de lien (*species strength*)	Somme des fréquences d'interactions réalisées par une espèce	L'espèce réalise-t-elle beaucoup d'interactions dans le réseau ?	≥ 0	
	Degree	Nombre de partenaires différents avec lesquels une espèce interagit	Avec combien de partenaires différents l'espèce interagit-elle ?	Entier ≥ 0	
	d'	Indice de spécialisation d'une espèce, tenant compte de la disponibilité relative des partenaires	L'espèce interagit-elle préférentiellement avec certains partenaires, indépendamment de leur abondance ?	[0 ; 1]	
	Eigenvector centrality	Importance d'une espèce selon les interactions avec un partenaire lui-même connecté ou pas connecté	L'espèce est-elle connectée aux espèces les plus importantes du réseau ?	[0 ; 1]	
Réseau	Richesse d'interaction	Nombre de couples plantes-pollinisateurs observés	Combien y a-t-il d'interactions différentes dans le réseau ?	Entier ≥ 0	
	H2'	Indice de spécialisation globale du réseau, comparant les interactions observée à celles attendues selon l'abondance des partenaires	Les espèces interagissent-elles préférentiellement avec certains partenaires ?	[0 ; 1]	
	Connectance	Proportion des interactions observées parmi toutes celles théoriquement possibles	Quelle part des interactions potentielles est réellement réalisée ?	[0 ; 1]	
	Modularity	Mesure de la tendance du réseau à s'organiser en groupes d'espèces interagissant préférentiellement entre elles (= Modules)	Le réseau est-il structuré en modules ?	[0 ; 1]	

Annexe 7. Matrices de dissimilarités moyennes, calculées à partir de l'indice de Bray-Curtis, pour les plantes et les pollinisateurs

PLANTES

TURNOVER SPATIAL

	mai		juin		juillet		aout		
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	Bray (moyen)	Ecart-type
nord-centre	0,47	0,21	0,85	0,73	0,55	0,50	0,23	**0,51**	0,23
centre-sud	0,76	0,78	0,48	0,53	0,59	0,57	0,52	**0,60**	0,12
nord-sud	0,76	0,78	0,93	0,80	0,66	0,55	0,58	**0,72**	0,13

TURNOVER TEMPOREL

	Nord	Centre	Sud	Bray (moyen)	Ecart-type
S1 - S2	0,66	0,81	0,47	**0,65**	0,17
S2 - S3	0,55	0,49	0,73	**0,59**	0,12
S3 - S4	0,85	0,54	0,57	**0,66**	0,17
S4 - S5	0,47	0,56	0,42	**0,48**	0,07
S5 - S6	0,55	0,43	0,33	**0,43**	0,11
S6 - S7	0,58	0,46	0,49	**0,51**	0,06

POLLINISATEURS

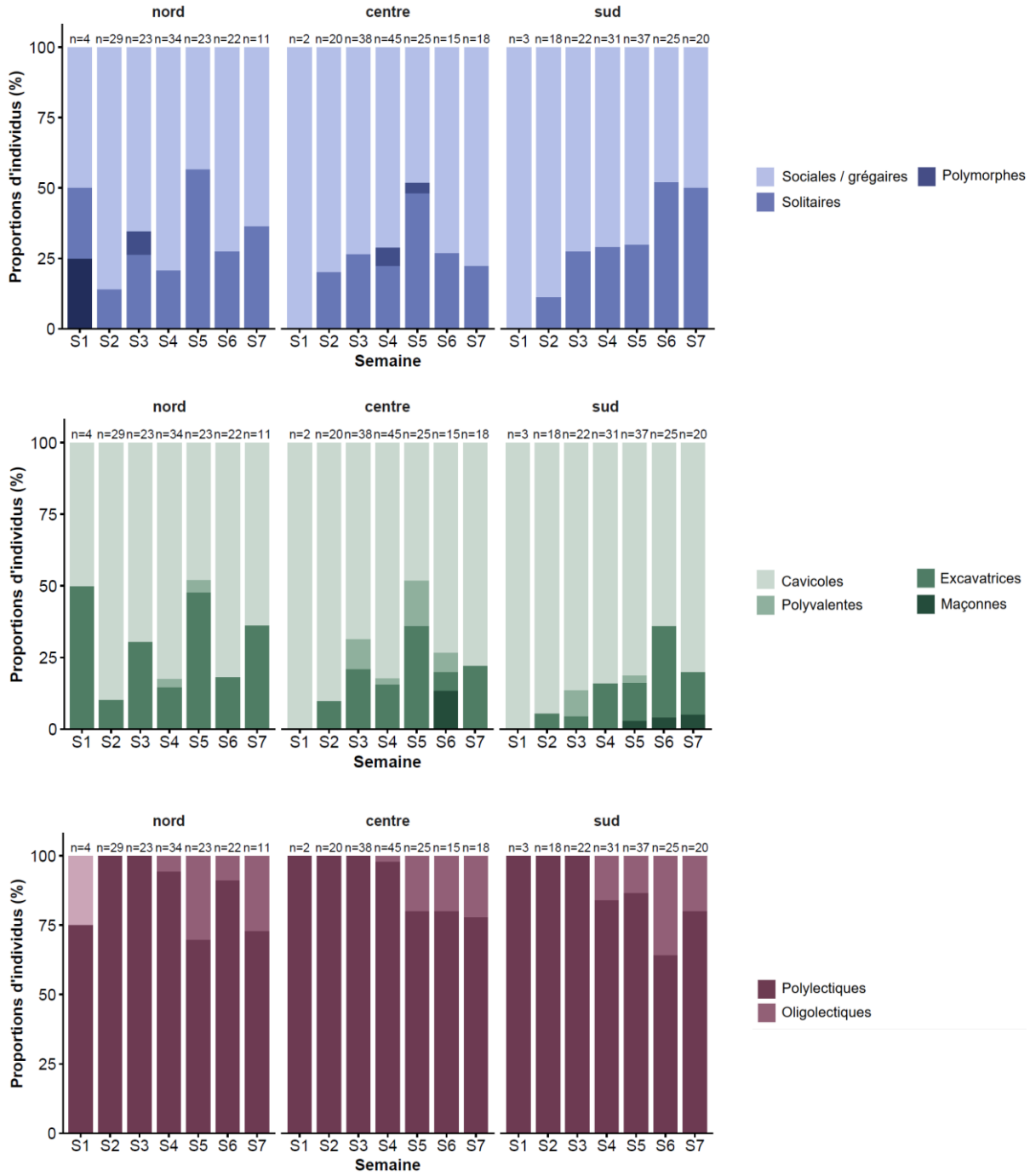
TURNOVER SPATIAL

	mai		juin		juillet		aout		
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	Bray (moyen)	Ecart-type
nord-centre	0,50	0,65	0,56	0,68	0,62	0,71	0,65	**0,62**	0,07
centre-sud	0,69	0,59	0,63	0,76	0,71	0,74	0,70	**0,69**	0,06
nord-sud	0,76	0,53	0,70	0,64	0,61	0,55	0,74	**0,65**	0,09

TURNOVER TEMPOREL

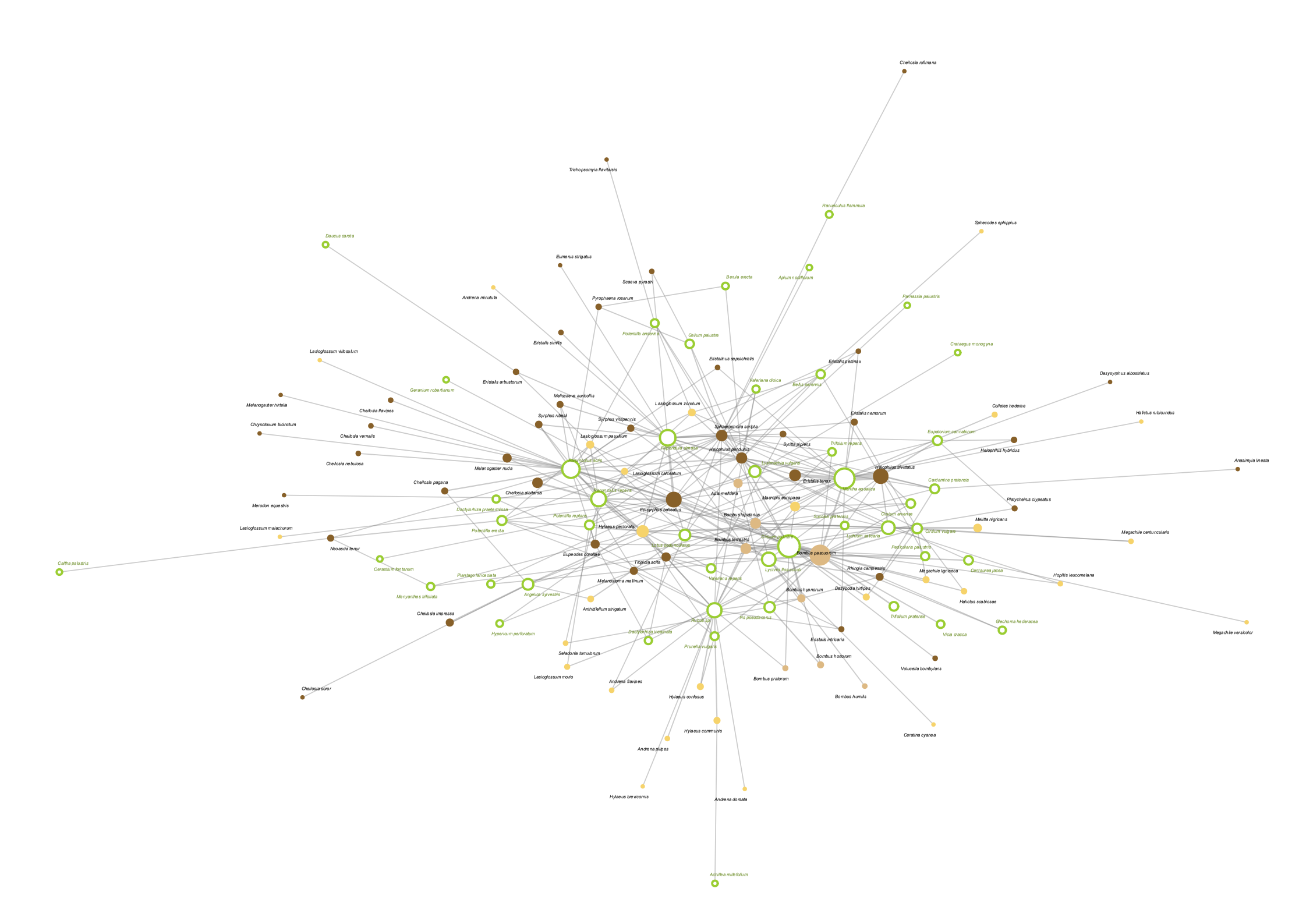
	Nord	Centre	Sud	Bray (moyen)	Ecart-type
S1 - S2	0,81	0,75	0,78	**0,78**	0,03
S2 - S3	0,52	0,67	0,59	**0,59**	0,07
S3 - S4	0,57	0,79	0,71	**0,69**	0,12
S4 - S5	0,63	0,67	0,55	**0,61**	0,06
S5 - S6	0,58	0,86	0,58	**0,67**	0,16
S6 - S7	0,52	0,71	0,58	**0,61**	0,10

Annexe 8. Composition fonctionnelle des différentes unités d'échantillonnages



Annexe 9. Réseau d'interactions plantes-pollinisateurs du marais de Villiers (2020)

Le réseau se trouve sur la page suivante, en version numérique (PDF), il est possible de zoomer pour pouvoir voir les noms d'espèces interagissant dans le réseau. Les syrphes sont représentés par les nœud bruns, les abeilles solitaires en jaune et les bourdons en ocre. En vert figurent les espèces végétales en interaction. La taille des nœuds est proportionnelle à la force de lien des espèces. L'épaisseur des liens est proportionnelle à la fréquence de l'interaction dans le réseau.


Cheilosia rufimana
Trichopsomyia flavitarsis
Ranunculus flammula
Sphecodes ephippius
Daucus carota
Eumerus strigatus
Scaeva pyrastri
Betula erecta
Apium nodiflorum
Andrena minutula
Pyrophaena rosarum
Parnassia palustris
Potentilla anserina
Galium palustre
Eristalis similis
Crataegus monogyna
Lasioglossum villosulum
Eristalinus sepulchralis
Eristalis pertinax
Dasysyrphus albostriatus
Eristalis arbustorum
Valeriana dioica
Bellis perennis
Geranium robertianum
Melanogaster hirtella
Melisciaeva auricollis
Lasioglossum zonulum
Colletes hederae
Cheilosia flavipes
Syrphus ribesii
Syrphus vitripennis
Eristalis nemorum
Halictus rubicundus
Chrysotoxum bicinctum
Sphaerophoria scripta
Eupatorium cannabinum
Cheilosia vernalis
Lasioglossum pauxillum
Syritta pipiens
Trifolium repens
Halophilus hybridus
Cheilosia nebulosa
Halophilus pendulus
Lysimachia vulgaris
Halophilus trivittatus
Anasimyia lineata
Melanogaster nuda
Lasioglossum calceatum
Eristalis tenax
Cardamine pratensis
Cheilosia pagana
Apis mellifera
Merodon equestris
Cheilosia albitarsis
Episyrphus balteatus
Macropis europaea
Platycheirus clypeatus
Dactylorhiza praetermissa
Bombus lapidarius
Succisa pratensis
Cirsium arvense
Melitta nigricans
Lasioglossum malachurum
Potentilla erecta
Hylaeus pectoralis
Lythrum salicaria
Cirsium vulgare
Megachile centuncularis
Neoascia tenur
Lotus pedunculatus
Bombus terrestris
Pedicularis palustris
Bombus pascuorum
Caltha palustris
Eupeodes corollae
Cerastium fontanum
Tropidia scita
Lychnis flos-cuculi
Megachile ligniseca
Centaurea jacea
Rhingia campestris
Plantago lanceolata
Valeriana repens
Hoplitis leucomelana
Melanostoma mellinum
Dasypoda hirtipes
Menyanthes trifoliata
Angelica sylvestris
Bombus hypnorum
Halictus scabiosae
Anthidiellum strigatum
Trifolium pratense
Chelostoma campanularum
Iris pseudacorus
Glechoma hederacea
Chelostoma florisomne
Rubus sp.
Vicia cracca
Megachile versicolor
Hypericum perforatum
Dactylorhiza incarnata
Eristalis intricaria
Prunella vulgaris
Saladonia tumulorum
Bombus hortorum
Volucella bombylans
Lasioglossum morio
Bombus pratorum
Andrena flavipes
Bombus humilis
Cheilosia soror
Hylaeus confusus
Ceratina cyanea
Hylaeus communis
Andrena pilipes
Hylaeus brevicornis
Andrena dorsata
Achillea millefolium

Annexe 10. Valeurs des métriques de réseau, calculées pour les espèces florales recensées

Espèce	Degré	Force de lien	d'	Centralité
Achillea millefolium	1	0,17	0,66	<0,01
Angelica sylvestris	7	2,54	0,71	<0,01
Apium nodiflorum	1	0,03	0,32	<0,01
Bellis perennis	6	1,22	0,30	<0,01
Berula erecta	2	0,28	0,50	<0,01
Caltha palustris	1	0,17	0,66	<0,01
Cardamine pratensis	6	1,35	0,35	0,01
Centaurea jacea	3	1,06	0,25	0,05
Cerastium fontanum	1	0,01	0,14	<0,01
Cirsium arvense	4	0,17	0,16	0,02
Cirsium palustre	22	8,46	0,45	0,99
Cirsium vulgare	8	1,50	0,33	0,05
Crataegus monogyna	1	0,06	0,45	<0,01
Dactylorhiza incarnata	3	0,12	0,24	0,01
Dactylorhiza praetermissa	2	0,15	0,46	<0,01
Daucus carota	1	0,25	0,74	<0,01
Eupatorium cannabinum	5	0,70	0,34	0,01
Filipendula ulmaria	19	8,30	0,48	0,04
Galium palustre	4	1,11	0,55	<0,01
Geranium robertianum	1	0,01	0,14	<0,01
Glechoma hederacea	2	0,11	0,20	0,02
Hypericum perforatum	2	0,10	0,29	<0,01
Iris pseudacorus	6	1,79	0,47	0,05
Lotus pedunculatus	9	1,79	0,29	0,06
Lychnis flos-cuculi	11	3,11	0,29	0,18
Lysimachia vulgaris	4	1,07	0,64	0,01
Lythrum salicaria	10	2,35	0,41	0,10
Mentha aquatica	22	8,50	0,59	0,24
Menyanthes trifoliata	3	0,24	0,41	<0,01
Parnassia palustris	1	0,03	0,33	<0,01
Pedicularis palustris	3	0,06	0,08	0,04
Plantago lanceolata	2	0,19	0,45	<0,01
Potentilla anserina	5	1,26	0,47	<0,01
Potentilla erecta	7	0,83	0,39	<0,01
Potentilla reptans	6	0,74	0,35	<0,01
Prunella vulgaris	4	0,29	0,22	0,02
Ranunculus acris	28	12,32	0,48	0,06
Ranunculus flammula	2	1,03	0,64	<0,01
Ranunculus repens	17	4,79	0,38	0,03
Rubus sp.	20	7,73	0,43	0,08
Succisa pratensis	4	0,07	0,07	0,01
Trifolium pratense	1	0,04	0,22	0,07
Trifolium repens	4	0,08	0,08	0,01
Valeriana dioica	3	0,10	0,24	<0,01
Valeriana repens	4	0,71	0,48	<0,01
Vicia cracca	1	0,02	0,14	0,04

Annexe 11. Valeurs des métriques de réseau, calculées pour les espèces pollinisatrices

Espèce	Degré	Force de lien	d'	Centralité
Anasimyia lineata	1	0,11	0,58	<0,01
Andrena dorsata	1	0,02	0,24	<0,01
Andrena flavipes	2	0,07	0,32	<0,01
Andrena minutula	1	0,01	0,18	<0,01
Andrena pilipes	1	0,04	0,36	<0,01
Anthidiellum strigatum	2	0,25	0,59	<0,01
Apis mellifera	6	1,59	0,39	0,01
Bombus hortorum	2	0,28	0,57	0,01
Bombus humilis	1	0,04	0,38	<0,01
Bombus hypnorum	3	0,10	0,22	0,07
Bombus lapidarius	12	1,06	0,14	0,13
Bombus pascuorum	19	7,99	0,43	1,00
Bombus pratorum	2	0,03	0,12	0,02
Bombus terrestris	10	0,57	0,15	0,11
Ceratina cyanea	1	0,02	0,26	<0,01
Cheilosia albitarsis	2	0,35	0,47	0,01
Cheilosia flavipes	1	0,02	0,23	<0,01
Cheilosia impressa	1	0,52	0,84	<0,01
Cheilosia nebulosa	1	0,02	0,23	<0,01
Cheilosia pagana	2	0,10	0,33	<0,01
Cheilosia rufimana	1	0,50	0,87	<0,01
Cheilosia soror	1	0,05	0,42	<0,01
Cheilosia vernalis	1	0,02	0,23	<0,01
Chrysotoxum bicinctum	1	0,01	0,11	<0,01
Colletes hederae	1	0,02	0,21	0,01
Dasypoda hirtipes	2	0,10	0,24	0,04
Dasysyrphus albostriatus	1	0,01	0,04	<0,01
Episyrphus balteatus	17	5,07	0,26	0,18
Eristalinus sepulchralis	2	0,02	0,06	<0,01
Eristalis arbustorum	3	1,08	0,47	<0,01
Eristalis intricaria	3	0,17	0,26	<0,01
Eristalis nemorum	3	0,12	0,21	0,01
Eristalis pertinax	2	0,02	0,09	<0,01
Eristalis similis	1	0,03	0,30	<0,01
Eristalis tenax	4	0,41	0,45	0,07
Eumerus strigatus	1	0,01	0,18	<0,01
Eupeodes corollae	8	1,45	0,33	0,02
Halictus rubicundus	1	0,01	0,04	<0,01
Halictus scabiosae	2	0,09	0,22	0,03
Helophilus hybridus	2	0,12	0,27	0,01
Helophilus pendulus	17	3,20	0,12	0,06
Helophilus trivittatus	9	2,45	0,61	0,15
Hoplitis leucomelana	2	0,03	0,14	0,01
Hylaeus brevicornis	1	0,02	0,24	<0,01
Hylaeus communis	2	1,09	0,56	<0,01
Hylaeus confusus	2	0,29	0,51	<0,01

Hylaeus pectoralis	14	2,29	0,24	0,03
Lasioglossum calceatum	4	0,16	0,18	0,01
Lasioglossum malachurum	1	0,02	0,21	<0,01
Lasioglossum morio	2	0,15	0,41	<0,01
Lasioglossum pauxillum	5	0,40	0,27	0,01
Lasioglossum villosulum	1	0,01	0,11	<0,01
Lasioglossum zonulum	6	0,52	0,31	<0,01
Macropis europaea	6	0,94	0,57	0,02
Megachile centuncularis	2	0,10	0,40	<0,01
Megachile ligniseca	2	0,18	0,30	0,04
Megachile versicolor	1	0,13	0,60	<0,01
Melanogaster hirtella	1	0,01	0,11	<0,01
Melanogaster nuda	2	0,18	0,44	0,01
Melanostoma mellinum	9	1,53	0,30	0,02
Meliscaeva auricollis	3	0,08	0,21	<0,01
Melitta nigricans	1	0,37	0,75	0,01
Merodon equestris	1	0,02	0,21	<0,01
Neoascia tenur	4	1,64	0,66	<0,01
Platycheirus clypeatus	2	0,11	0,24	0,02
Pyrophaena rosarum	3	0,80	0,59	<0,01
Rhingia campestris	4	0,77	0,53	0,01
Scaeva pyrastri	2	0,16	0,39	<0,01
Seladonia tumulorum	2	0,07	0,32	<0,01
Sphaerophoria scripta	19	3,68	0,28	0,02
Sphecodes ephippius	1	0,14	0,63	<0,01
Syritta pipiens	3	0,18	0,24	<0,01
Syrphus ribesii	3	0,10	0,24	<0,01
Syrphus vitripennis	3	0,08	0,21	0,01
Trichopsomyia flavitarsis	1	0,20	0,69	<0,01
Tropidia scita	9	1,39	0,34	0,01
Volucella bombylans	1	0,01	0,11	0,02

Résumé

Key-words : fens ; pollination ; networks; functional ecology

Alkaline fens are important habitats that are declining across Europe. This study aims to characterise the plant–pollinator communities of the Villiers fens (Pas-de-Calais), using an approach that takes into account several ecological levels. The taxonomic composition, functional diversity of pollinators, and the structure of interaction networks were studied to understand the organisation of the community, as yet poorly described in litterature. The results highlight a strong seasonal pattern in both plant and pollinator communities. Bumblebees appear to shape the interactions, whilst solitary bees become more abundant in summer. Hoverflies also play an important role in the pollination of peatland flora, as shown by the network metrics. The dynamics of interactions change over the course of the season and follow the dynamics of the flora. This study provides an initial baseline and highlights the value of an approach integrating taxonomy, functional traits and interaction networks for monitoring the ecological restoration of peatlands.

Les tourbières alcalines sont des habitats patrimoniaux, en forte régression en Europe. Cette étude vise à caractériser les communautés plantes–pollinisateurs du marais de Villiers (Pas-de-Calais), selon un approche incluant plusieurs niveaux écologiques. La composition taxonomique, la diversité fonctionnelle des Apoïdes et la structure des réseaux d'interactions ont été étudiés pour comprendre comment se structurent cette communauté encore peu décrite. Les résultats mettent en évidence une forte structuration saisonnière des communautés végétales et des pollinisateurs. Les bourdons semblent structurer les interactions, tandis que les abeilles solitaires deviennent plus abondantes en été. Les syrphes ont aussi un rôle important dans la pollinisation de la flore de tourbières, comme le montrent les métriques de réseaux. La dynamique des interactions est dynamique au cours de la saison, et suit la dynamique de la flore Cette étude fournit un état initial de référence et souligne l'intérêt d'une approche intégrant taxonomie, traits fonctionnels et réseaux d'interactions pour le suivi de la restauration écologique des tourbières.

UNIVERSITÉ BOURGOGNE EUROPE

Évaluation de la posture professionnelle du stagiaire par le tuteur au sein de la structure d'accueil

MASTER B2E BCA BIODIVERSITÉ & CHANGEMENTS ANTHROPIQUES

Cette fiche d'évaluation permet au tuteur au sein de la structure d'accueil d'apprécier les compétences, l'implication et les progrès du stagiaire au cours de son stage. Elle constitue un outil essentiel pour valoriser les points forts de l'étudiant, identifier des axes d'amélioration, et fournir un retour constructif qui contribue à son développement professionnel. Un jury évaluera les compétences liées à la contextualisation, la collecte, la gestion et l'analyse, ainsi que la valorisation des données liées à la biodiversité grâce au mémoire de stage et à la soutenance orale. Votre retour est important pour évaluer la capacité de l'étudiant à concevoir et conduire un projet de recherche académique ou d'étude. Nous vous remercions pour le temps et l'attention accordés à cette évaluation, qui s'inscrit pleinement dans l'accompagnement pédagogique du stagiaire.

NOM, prénom de l'étudiant évalué	NOM, prénom du tuteur
MELETTA Mathilde	BERQUER Adrien
Structure d'accueil	
Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France + Université de Mons.	
Intitulé du stage	
Apport des réseaux d'interactions et de l'écologie fonctionnelle pour la gestion conservatoire d'une tourbière	

Critères d'évaluation :	Non maîtrisée	Peu maîtrisée	Bien maîtrisée	Parfaitement maîtrisé
Autonomie *Capacité à travailler sans supervision constante*	☐	☐	☐	☑
Rigueur *Respect des consignes et des protocoles, exactitude et précision dans le travail réalisé*	☐	☐	☐	☑
Capacité d'organisation *Gestion du temps et des priorités*	☐	☐	☑	☐
Compétences techniques *Capacité à s'approprier des outils, méthodes et techniques devant être mobilisés*	☐	☐	☑	☐
Esprit d'analyse *Capacité à comprendre les problèmes, proposer des solutions et analyser des résultats*	☐	☐	☐	☑
Communication *Clarté et efficacité dans les échanges oraux et écrits*	☐	☐	☐	☑
Esprit d'équipe *Capacité à collaborer avec les membres de la structure d'accueil*	☐	☐	☐	☑
Initiative *Proactivité et capacité à proposer des idées ou des solutions nouvelles*	☐	☐	☐	☑
Implication *Niveau d'engagement et motivation dans le projet*	☐	☐	☐	☑
Respect des règles *Conformité aux consignes de sécurité, d'éthique et de déontologie*	☐	☐	☐	☑

Niveau de satisfaction global du travail de l'étudiant :

☐ Très insatisfait ☐ Moyennement satisfait ☐ Satisfait ☑ Très satisfait

Signature du tuteur

ABerquer 2026.08.07 16:01:55 +02'00'

Conservatoire d'espaces naturels Hauts-de-France 4 avenue de l'étoile du Sud 80440 BOVES

Commentaire libre

Mathilde a fait preuve de motivation, de sérieux et montre de ses compétences sur les pollinisateurs et l'analyse de réseaux écologiques. L'ensemble de son travail au sein de la structure témoigne d'un niveau très satisfaisant pour l'obtention d'un diplome de Master, mais aussi pour une poursuite en thèse de doctorat.