

Étude de la diversité spécifique des syrphes dans les coupes à blanc de la forêt boréale du Québec le long d'un gradient de latitude

Auteur : Zanin, Juliette

Promoteur(s) : Francis, Frédéric

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement, à finalité spécialisée

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/21372>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Étude de la diversité spécifique des syrphes dans les coupes à blanc de la forêt boréale du Québec le long d'un gradient de latitude

JULIETTE ZANIN

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE
L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER BIOINGÉNIEUR EN
SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023-2024

PROMOTEUR : PR FRÉDÉRIC FRANCIS

Copyright © : Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique ¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Responsabilité : Le présent document n'engage que son auteur.

1. Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par les promoteurs · rices membre du personnel enseignant de GxABT.

Étude de la diversité spécifique des syrphes dans les coupes à blanc de la forêt boréale du Québec le long d'un gradient de latitude

JULIETTE ZANIN

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE
L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER BIOINGÉNIEUR EN
SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023-2024

PROMOTEUR : PR FRÉDÉRIC FRANCIS

Mentions et Remerciements

Il me tient à cœur de commencer ces remerciements en exprimant ma profonde gratitude à mon promoteur, le Professeur Frédéric Francis. Grâce à lui, j'ai eu l'opportunité exceptionnelle de passer trois mois à l'Institut de Recherche de Biologie Végétale (IRBV) de Montréal. Son soutien et ses conseils m'ont permis de travailler sur une thématique passionnante, et cette expérience a été déterminante pour l'aboutissement de ce travail.

Je tiens à remercier chaleureusement Grégoire Noël, postdoctorant, dont l'aide a été inestimable tout au long de mon TFE. Il a relu chaque partie de mon mémoire avec attention, m'a aidé à surmonter les défis statistiques, et a été d'un soutien constant du début à la fin de cette aventure académique. Je souhaite également exprimer ma reconnaissance à Madame Sandra Torsin, Secrétaire du Département d'Entomologie, qui m'a énormément aidée dans les démarches administratives entre la Belgique et le Québec.

Au Québec, je tiens à remercier particulièrement le Professeur Colin Favret, qui m'a accueillie au sein de son laboratoire à l'IRBV de Montréal. Son intégration au sein de son équipe de chercheurs et ses conseils avisés ont été essentiels durant les trois mois passés sur place, et tout au long de la rédaction de mon TFE.

Je remercie également la Professeure Valérie Fournier, du Département d'entomologie agricole à la Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation de l'Université Laval, pour m'avoir fourni les spécimens de syrphes que j'ai identifiés pour mon travail. Sa visite de son laboratoire m'a permis de découvrir de nouvelles perspectives enrichissantes.

Mes remerciements s'étendent à Frédéric McCune, chercheur associé dans le laboratoire d'entomologie agricole de Valérie Fournier à l'Université Laval. Il a été le lien essentiel entre le travail de Léonie Carignan-Guillemette et le mien, et m'a fourni toutes les informations nécessaires pour mener à bien mon travail.

Je tiens également à remercier toute l'équipe de recherche de l'IRBV pour leur accueil chaleureux. Un merci tout particulier à Etienne Normandin, coordonnateur de la collection entomologique Ouellet-Robert à l'Université de Montréal, qui a toujours été disponible pour répondre à mes questions et m'aider durant mes trois mois sur place. Je n'oublie pas Magaly, dont le soutien a été d'une grande aide pendant mon séjour au Québec.

Je souhaite également remercier mes colocataires durant ces trois mois au Québec, qui m'ont aidée à m'intégrer et à vivre une expérience inoubliable.

Enfin, je souhaite adresser mes plus profonds remerciements à ma famille et à mes amis, qui ont été un pilier tout au long de cette aventure. Je suis infiniment reconnaissante envers ma maman, dont le soutien inconditionnel, les relectures minutieuses et l'aide précieuse, parfois jusqu'au bout de la nuit, m'ont été d'une aide inestimable. Un grand merci également à mon papa, ma sœur, et mon beau-frère, pour leur encouragement constant et leur présence bienveillante tout au long de ce parcours. Enfin, un merci du fond du cœur à Yoline, une amie dont le soutien a été indispensable tout au long de cette année.

Résumé

Le déclin des insectes, principalement causé par l'intensification des activités humaines telles que l'agriculture intensive, a atteint un niveau critique, menaçant un tiers des espèces mondiales. La simplification des écosystèmes agricoles souligne l'importance des insectes bénéfiques, tels que les syrphes, qui jouent un rôle essentiel en tant que pollinisateurs et agents de lutte biologique contre les ravageurs. Ces insectes restent peu étudiés malgré leur potentiel comme bioindicateurs, particulièrement dans les environnements affectés par l'exploitation forestière.

Cette étude vise à évaluer la diversité des syrphes dans les coupes à blanc de la forêt boréale du Québec le long d'un gradient latitudinal, en comparant l'abondance et la richesse spécifique de 36 sites répartis dans trois zones bioclimatiques distinctes.

L'échantillonnage a permis de collecter 1098 spécimens de syrphes répartis en 44 espèces, avec une distribution inégale entre les zones Nord, Centrale, et Sud. Les analyses statistiques ont révélé une diminution significative de l'abondance et de la richesse spécifique des syrphes en fonction de la latitude. Cependant, aucune corrélation n'a été trouvée entre la latitude et les indices de diversité de Simpson, Shannon, et Pielou.

Mots-clés : diversité spécifique, Syrphidae, coupe à blanc, forêt boréale, gradient latitudinal, bioindicateur, Amérique du Nord.

Abstract

The decline of insects, primarily caused by the intensification of human activities such as intensive agriculture, has reached a critical level, threatening one-third of global species. The simplification of agricultural ecosystems highlights the importance of beneficial insects, such as hoverflies, which play a crucial role as pollinators and biological control agents against pests. These insects remain under-studied despite their potential as bioindicators, particularly in environments affected by forest exploitation.

This study aims to assess the diversity of hoverflies in clear-cut areas of the boreal forest in Quebec along a latitudinal gradient, by comparing the abundance and species richness across 36 sites distributed in three distinct bioclimatic zones.

The sampling resulted in the collection of 1098 hoverfly specimens distributed among 44 species, with an uneven distribution across the Northern, Central, and Southern zones. Statistical analyses revealed a significant decrease in hoverfly abundance and species richness with increasing latitude. However, no correlation was found between latitude and the Simpson, Shannon, and Pielou diversity indices.

Keywords : species diversity, Syrphidae, clear-cutting, boreal forest, latitudinal gradient, bioindicator, North America.

Table des matières

1	Introduction générale	1
2	Synthèse bibliographique	3
2.1	Les Syrphidae	3
2.1.1	Taxonomie	3
2.1.2	Caractéristiques morphologiques	3
2.1.3	Cycle de vie	5
2.1.4	Régime alimentaire	6
2.1.5	Habitats	7
a.	La forêt boréale	8
2.1.6	Période d'activité	8
2.1.7	Services écosystémiques	9
a.	Les larves de certaines espèces de syrphes en tant que prédateurs	9
b.	Les adultes de syrphes en tant que pollinisateurs	10
c.	Les syrphes en tant que bioindicateurs	11
2.2	Contraste entre l'Europe et l'Amérique du Nord	12
2.3	La biodiversité	13
2.3.1	Approche spécifique	13
3	Objectif	15
4	Matériel et méthode	16
4.1	Sites d'étude	16
4.2	Echantillonnage des syrphes	18
4.2.1	Période d'échantillonnage	18
4.2.2	Pièges à coupelles colorées	19
4.2.3	Mise en collection entomologique et identification taxonomique des insectes	20
4.3	Analyse des données collectées	20
4.3.1	Traitement des données	20
4.3.2	Structure des communautés de syrphes	20
a.	Structure spécifique	20
b.	Diversité alpha	22
c.	Diversité bêta	24
5	Résultats	26
5.1	Présentation des résultats	26
5.2	Structure spécifique	26
5.2.1	Richesse spécifique	26
5.2.2	Abondance	27
5.2.3	Courbes d'accumulation	28
5.2.4	Courbes de raréfaction	29
5.2.5	Rangs d'abondance	30
5.3	Estimateur non paramétrique Chao 1	31
5.4	Diversité alpha	32
5.4.1	Modèles Linéaires Généralisés Mixtes (GLMM)	33

5.5	Diversité Bêta	35
5.5.1	Indice de Sørensen	35
5.5.2	Analyse en Coordonnées Principales (PCoA)	35
6	Discussion	37
6.1	Exhaustivité de l'échantillonnage	37
6.2	Structure spécifique des communautés de syrphes	38
6.2.1	Richesse et abondance	38
6.2.2	Rangs d'abondance	38
6.3	Diversité alpha	39
6.4	Diversité bêta	39
6.5	Biais et limitations de l'étude	40
7	Conclusion et perspectives	41
8	Contribution personnelle	42

Liste des figures

1	<i>Illustration de la morphologie des Syrphidae</i>	4
2	<i>Illustration de l'aile des Syrphidae</i>	4
3	<i>Dimorphisme sexuel</i>	5
4	<i>Cycle de vie du genre Toxomerus</i>	5
5	<i>Différence morphologique des proboscis des syrphes</i>	11
6	<i>Carte de localisation des sites d'étude le long du gradient latitudinal dans la forêt boréale du Québec.</i>	17
7	<i>Photo des pièges à coupelles colorées</i>	19
8	<i>Boxplot de la richesse spécifique par site et par zone</i>	27
9	<i>Boxplot de l'abondance spécifique par site et par zone</i>	28
10	<i>Courbes d'accumulation pour la zone Nord, Centrale, Sud et pour l'ensemble des échantillons</i>	28
11	<i>Courbes de raréfaction de la zone Nord, Centrale et Sud</i>	29
12	<i>Courbes de raréfaction des sites de la zone Nord, Centrale et Sud</i>	29
13	<i>Rang d'abondance total</i>	30
14	<i>Rang d'abondance des 3 zones d'étude</i>	31
15	<i>Effet de la latitude et de la longitude sur la richesse spécifique, l'abondance et l'estimateur de Chao 1</i>	33
16	<i>Effet de la latitude et de la longitude sur les indices de diversité</i>	34
17	<i>Décomposition de la diversité au sein de l'ensemble des échantillons</i>	35
18	<i>Analyse en Coordonnées Principales (PCoA) (1,2) pour les zones Nord, Centrale et Sud</i>	36

Liste des tableaux

1	Résumé des spécimens, genres et espèces par zone	26
2	Résultats du test de Dunn pour la richesse spécifique	26
3	Résultats du test de Dunn pour l'abondance	27
4	Valeurs de l'estimateur de Chao 1 pour les zones Nord, Centrale, Sud et l'ensemble des échantillons	31
5	Résultats du test de Dunn pour l'indice de Pielou	32
6	Résultats de l'analyse GLMM pour les différentes variables dépendantes .	34
7	Résultats des tests post-hoc pairwise adonis	36

Liste des abréviations

GLMM Modèles Linéaires Généralisés Mixtes

PCA Analyse en Composantes Principales

PCoA Analyse en Coordonnées Principales

1 Introduction générale

Aujourd'hui, le déclin des insectes est une certitude. Présent depuis le début du 20e siècle, celui-ci s'est intensifié dans les années 1950-1960. Cependant, ces deux dernières décennies, la disparition des taxons majeurs a pris une proportion fulgurante (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). En 2019, c'est 31% des espèces d'insectes qui sont menacées dans le monde, selon les critères de l'Union internationale pour la conservation de la nature, et 41% des espèces d'insectes qui sont en déclin. Chaque année, 1% supplémentaire d'espèces d'insectes sont considérées comme menacé d'extinction (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019).

La perte de cette biodiversité est principalement due aux activités humaines. En effet, à la fin du 20e siècle, entre 39 et 50% des écosystèmes naturels ont été détruits par des pratiques telles que la déforestation, l'extension et l'intensification de l'agriculture, l'industrialisation et l'urbanisation (Bodo et al., 2021; Vitousek et al., 1997). Parmi ces activités, l'agriculture intensive se distingue comme la principale cause de modification des habitats. Son intensification, débutant à la seconde moitié du 20e siècle, est caractérisée par la plantation de monocultures, l'utilisation récurrente d'engrais, la suppression des haies et arbres et la modification des cours d'eau de surface. Ces changements ont conduit à une grande simplification des espèces présentes dans ces environnements, favorisant la prolifération des ravageurs agricoles (Raven & Wagner, 2021; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019).

Cette simplification de la biodiversité agricole met en lumière l'importance cruciale des insectes bénéfiques pour maintenir l'équilibre écologique. Parmi ces insectes bénéfiques, on compte une grande diversité taxonomique, notamment les papillons (Lepidoptera); les fourmis, abeilles et guêpes (Hymenoptera); les coléoptères (Coleoptera); les grillons et sauterelles (Orthoptera); les cicadelles des feuilles et des plantes, les punaises des graines (Hemiptera). Toutefois, certains groupes sont davantage étudiés que d'autres, comme en témoigne l'attention particulière portée aux papillons, l'un des ordres d'insectes les plus étudiés en Europe (Clarke, 2024). Les abeilles sauvages sont également abondamment étudiées en particulier dans le Nord-Ouest de l'Europe (Raven & Wagner, 2021).

Par ailleurs, d'autres insectes auxiliaires commencent à être étudiés de manière plus émergente. C'est le cas de la famille des syrphes, l'une des plus vastes dans l'ordre des Diptères, comptant plus de 6 000 espèces reconnues dans le monde (Katzourakis et al., 2001; Sommaggio, 1999). Cet auxiliaire possède de nombreuses qualités pour notre environnement. En effet, au stade adulte, la plupart des syrphes se nourrissent de nectar et de pollen, ce qui en fait d'importants pollinisateurs (MacAlpine, 1987; Omkar & Mishra, 2016). De plus, de nombreuses espèces de syrphes appartenant à la sous-famille des Syrphinae sont aphidiphages au stade larvaire (Banks, 1959; Joshi & Ballal, 2013; Tornier & Drescher, 1991). De plus en plus d'études permettent, aujourd'hui, de reconnaître leur efficacité en tant qu'agents de lutte biologique contre les pucerons (Omkar & Mishra, 2016; Smith et al., 2008). Enfin, les syrphes sont des spécimens extrêmement intéressants à étudier en tant que bioindicateur (Sommaggio, 1999).

L'exploitation forestière est susceptible de modifier de nombreux aspects des exigences en microhabitats des syrphes (Deans et al., 2007). L'étude de leur abondance ainsi que de

leur diversité est primordiale pour comprendre ces changements. Pourtant, bien que leur répartition soit mondiale, à l'exception de l'Antarctique et de certaines îles de l'océan Pacifique, la recherche sur les syrphes reste relativement limitée (Gervais et al., 2018; Klecka et al., 2018; Sommaggio, 1999) et principalement axée sur les effets des pesticides agricoles (Dunn et al., 2020) et de la pollution industrielle (Bańkowska, 1980).

La forêt boréale du Québec offre une superficie de 1 million de kilomètres carrés de végétation variée. En effet, cette zone est divisée du sud au nord en dix domaines bioclimatiques chacun caractérisé par sa communauté végétale. Cette transition progressive, influencée par un gradient climatique marqué, voit des conditions plus chaudes et humides au sud, avec une température moyenne annuelle de 1°C et environ 1 000mm de précipitations, qui se refroidissent et s'assèchent au fur et à mesure qu'on se dirige vers le nord, où les températures atteignent -7,5°C et les précipitations ne dépassent pas 500mm (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008).

La forêt boréale présente une hétérogénéité spatiale et temporelle remarquable. La diversité des sous-habitats, qu'ils soient aquatiques ou terrestres, est entretenue par les perturbations naturelles telles que les incendies de forêt et les inondations saisonnières, qui contribuent à maintenir une faune variée et dynamique. Parmi cette faune, on trouve environ 22 000 espèces d'insectes. Les diptères, notamment, sont bien représentés dans cette région, avec des distributions qui varient selon les espèces et leurs adaptations aux conditions locales (Danks & Foottit, 1989).

Les habitats aquatiques et les environnements ouverts de la forêt boréale accueillent de nombreuses espèces non spécialisées qui se retrouvent également dans les zones plus au sud. Cette interconnexion entre les habitats au sein de la zone boréale et ceux situés plus au sud met en lumière la complexité des dynamiques écologiques dans cet écosystème (Danks & Foottit, 1989). L'étude des insectes dans cet environnement, particulièrement des syrphes, offre des perspectives précieuses pour mieux comprendre la biodiversité de la forêt boréale et l'impact des changements climatiques et des perturbations naturelles sur ces écosystèmes fragiles.

2 Synthèse bibliographique

2.1 Les Syrphidae

2.1.1 Taxonomie

Domaine : Eukaryota
Règne : Metazoa
Phylum : Arthropoda
Sous-phylum : Uniramia
Classe : Insecta
Ordre : Diptera
Sous-ordre : Cyclorrhapha
Groupe : Aschiza
Super-famille : Syrphoidea
Famille : Syrphidae

Latreille, 1802 (Canadian National Collection, 2010)

La famille des Syrphidae possède quatre sous-familles reconnues : Microdontinae, Eristalinae, Pipizinae et Syrphinae (Skevington et al., 2019). Cependant, certains auteurs, notamment Thompson (1972) et Speight (2010), séparent la sous-famille des Microdontinae du reste de la famille des Syrphidae. Il existe actuellement plus de 200 genres et 6000 espèces reconnus dans le monde (Pape et al., 2011). Plus précisément, dans la région zoogéographique du néarctique, ce sont près de 870 espèces qui ont été décrites (Sommaggio, 1999).

Appelés hoverflies, flowerflies ou encore syrphids, les syrphes sont connus sous de nombreux synonymes en anglais. Le terme « hoverflies » décrit bien le comportement de vol stationnaire des syrphes, tandis que « flowerflies » fait référence à leur association fréquente avec les fleurs, où ils se nourrissent de nectar et jouent un rôle important dans la pollinisation des plantes (Skevington et al., 2019).

2.1.2 Caractéristiques morphologiques

Les syrphes possèdent des morphologies et des tailles très diversifiées, variant de 4 mm à 35 mm (Sommaggio, 1999). Bien que leur coloration, souvent noir et jaune, puisse laisser penser qu'ils sont apparentés aux Hyménoptères comme les abeilles et les guêpes, ceux-ci appartiennent à l'ordre des Diptères. Le mot diptère provient du grec « di » qui signifie deux et « ptera » qui signifie ailes. La paire arrière d'ailes présente pour la plupart des insectes est réduite en haltères qui servent à l'orientation (Figure 1) (Skevington et al., 2019). Cette ressemblance avec les Hyménoptères est un système de défense appelé mimétisme batésien. Il consiste pour un insecte comestible à imiter les espèces d'insectes nocifs afin de dissuader leurs prédateurs (Bates, 1862).

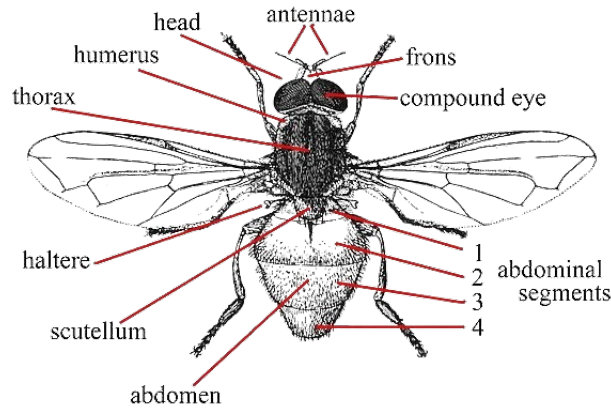


FIGURE 1 – Illustration de la morphologie des Syrphidae (Watson, L. & Dallwitz, M.J., 2019)

La majorité des syrphes possède une caractéristique située au niveau de leur nervation alaire qui leur est propre. Il s'agit de la « vena spuria » (Figure 2), une nervure vestigiale qui traverse la première cellule basale et la cellule R5. Cette traînée de décoloration est un épaississement dans l'aile qui peut être facilement confondu avec une veine. En Amérique du Nord, seules le genre *Psilota* Meigen, 1822, et l'espèce *Syrirta flaviventris* Macquart, 1842, ne possèdent pas cette nervure (Skevington et al., 2019). Une autre caractéristique spécifique aux syrphes est l'apparition d'un « faux-bord » (Figure 2) formé par les nervures marginales supérieures et inférieures qui sont presque parallèles au bord de l'aile. La dernière caractéristique est la forme en pointe de la cellule anale (Figure 2) (Coe, R. L., 1953; Vanappelghem et al., 2020).

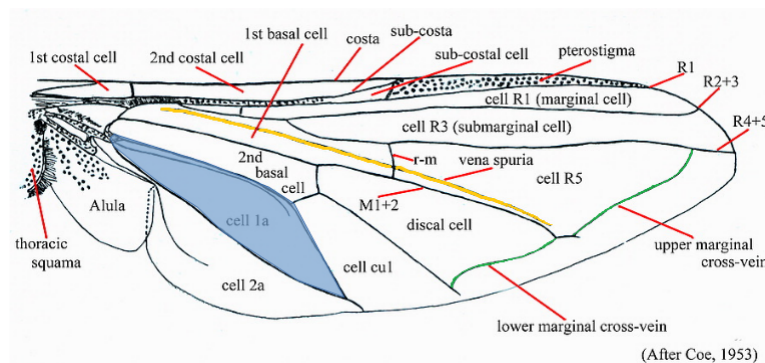


FIGURE 2 – Illustration de l'aile des Syrphidae représentant : en jaune, la vena spuria, en vert, le « faux-bord » et en bleu, forme en pointe de la cellule anale.

En ce qui concerne le dimorphisme sexuel (Figure 3), les mâles et les femelles sont, pour la plupart des espèces, semblables à l'exception de leurs organes génitaux et la taille et la forme relative de leurs yeux. Généralement, les yeux des mâles sont holoptiques, plus grand et se touchent au-dessus de leurs antennes, tandis que les yeux des femelles sont dichoptiques, plus petits et complètement séparés. De plus, les mâles ont souvent un segment abdominal supplémentaire visible (Skevington et al., 2019).

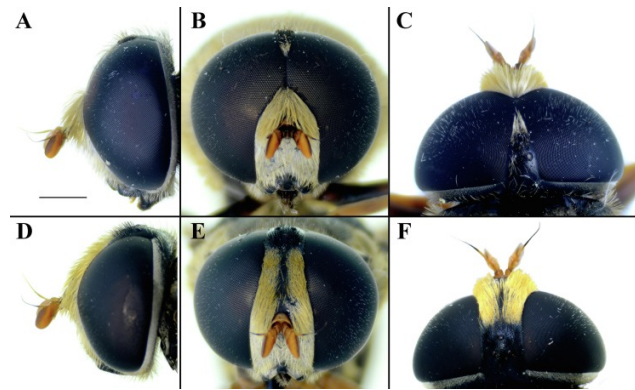


FIGURE 3 – Dimorphisme sexuel du *Merodon aurifer* Loew, 1862 : A-C mâle (holoptique) ; D-F femelle (dichoptique). Barre d'échelle : 1 mm. (Vujić et al., 2021)

Quant à la larve, sa seule caractéristique morphologique notable est un segment anal très long et, pour certaines espèces de la tribu des Eristalini, un tube respiratoire télescopique pouvant s'étendre jusqu'à la surface de l'eau. Ce dernier permet au corps de la larve de rester caché au fond d'une flaque de boue tout en respirant de l'air. Elle est de couleur blanche au stade précoce et devient gris-brun au stade ultérieur (Cao et al., 2022).

2.1.3 Cycle de vie

Les syrphes passent par quatre stades de vie (Figure 4) : l'œuf, la larve, la pupa et l'adulte. Après l'accouplement, les femelles cherchent à pondre des œufs dans un habitat propice au développement de leurs larves (Van Veen, 2004). Cela peut être sur des feuilles, des tiges ou encore au sol selon les régimes alimentaires des espèces. Les œufs éclosent dans les deux à cinq jours libérant les larves. Ces dernières subissent trois mues avant de se transformer en pupa après deux à trois semaines. La pupa est enfermée dans un étui durci en forme de goutte, qui est la peau durcie du dernier stade larvaire. Après une à deux semaines, si la saison est favorable, l'adulte émerge de la pupa. Les syrphes peuvent avoir entre cinq et sept générations chaque saison (Coe, R. L., 1953; Skevington et al., 2019).

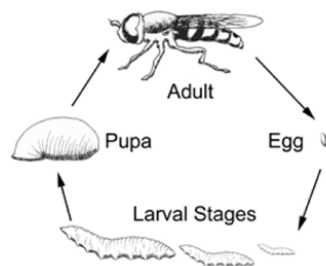


FIGURE 4 – Cycle de vie du genre *Toxomerus*. (Brett Blaauw, Department of Entomology, Michigan State University, East Lansing, Mi 48823).

2.1.4 Régime alimentaire

La plupart des espèces adultes de syrphes sont reconnues pour se nourrir de pollen et de nectar (MacAlpine, 1987). Les femelles adultes deviennent actives avec un système reproducteur sous-développé et ont besoin d'une source d'énergie et de protéines pour maturer leurs œufs. Elles obtiennent ces nutriments principalement à partir du pollen et du nectar. Chez les mâles, le pollen est utilisé, en moindre mesure, pour la formation des gamètes. Les adultes des espèces aphidiphages peuvent également se nourrir du miellat des pucerons (Omkar & Mishra, 2016).

Contrairement au reste des syrphes, les Microdontinae sont rarement vus sur des fleurs et certains ne se nourrissent pas du tout. Ils volent peu et ne semblent pas s'éloigner beaucoup de l'habitat des larves (MacAlpine, 1987; Reemer, 2014).

Les habitudes alimentaires des larves sont d'une grande variété entre les différentes espèces de syrphes. Les habitudes alimentaires les plus courantes peuvent être classées en quatre catégories : les zoophages, les phytophages, les mycophages et les saprophages.

Les espèces zoophages représentent une grande proportion des larves de syrphes. Celles-ci sont principalement aphidiphages. Elles sont grandement représentées par la sous-famille des Syrphinae, la tribu des Pipizini, le genre *Volucella* Geoffroy, 1762 et le genre *Microdon* Meigen, 1803. La morphologie des espèces de larves est grandement influencée par leur régime alimentaire. En effet, les larves du genre *Epistrophe* Walker, 1852 se nourrissent de pucerons sur les feuilles et sont aplatis dorso-ventralement et de couleur verte. En revanche, certaines espèces du genre *Eupeodes* Osten-Sacken, 1877, qui se nourrissent de pucerons trouvés sur les pins, ont un corps sub-cylindrique avec de nombreuses spicules (Sommaggio, 1999).

D'autres espèces de syrphes, dont la larve est zoophage, ne sont pas forcément aphidiphages. On peut citer de nombreuses espèces de la sous-famille des Microdontinae qui sont prédatrices de couvain et vivent à l'intérieur des nids de fourmis.

Les genres *Cheilosia* Meigen, 1822, *Portevinia* Goffe, 1944, *Eumerus* Meigen, 1822 et *Merodon* Meigen, 1803 possèdent principalement des espèces phytophages. Elles se spécialisent dans diverses parties de la plante telles que les bulbes, les tiges, les racines, les rhizomes, les feuilles et le cambium. Par exemple, les larves de *Merodon* et *Eumerus* vivent sur les bulbes de monocotylédones, tandis que les larves de *Cheilosia* creusent dans les tiges et les racines. Beaucoup d'espèces de larves sont monophage, c'est-à-dire qu'elles se spécialisent sur une seule plante. Les larves phytophages écrasent les tissus végétaux dans leurs mandibules ou leurs épines chitineuses et se nourrissent du matériel liquéfié (Van Veen, 2004).

Certaines espèces du genre *Cheilosia* sont des espèces mycophages. Ces espèces vivent dans le corps fructifère de champignons (Sommaggio, 1999).

Les espèces de larves saprophages représentent également un nombre non négligeable de syrphes. Ces espèces aquatiques ou semi-aquatiques vivent dans des habitats variés tels que le bois en décomposition, les racines ou la sève des arbres. Elles se nourrissent

de débris et de bactéries grâce à leurs pièces buccales adaptées qui leur permettent de rassembler de petites particules. Ces espèces font généralement parties des genre *Eristalis* Latreille, 1804 et *Helophilus* Meigen, 1822 (Sommaggio, 1999; Van Veen, 2004).

2.1.5 Habitats

Les syrphes sont une famille présente à l'échelle mondiale dans presque tous les habitats terrestres. Ils sont moins diversifiés dans les environnements arides et semi-arides car ils ne possèdent pas de systèmes de rétention d'eau contrairement à d'autres insectes tels que Bombyliidae et de nombreux coléoptères (Skevington et al., 2019).

Les meilleurs environnements pour trouver une diversité de syrphes sont les forêts dégagées, les prairies, les marais, les tourbières et les zones riveraines (jardins et zones résidentielles) (Van Veen, 2004).

Les prairies abritent de nombreuses espèces qui dépendent de la végétation herbacée et graminée. Les graminées et les carex offrent de quoi butiner pour les adultes et des pucerons ou de la matière organique pour certaines larves (Van Veen, 2004).

Les marais, les tourbières et les zones marécageuses fournissent des habitats aquatiques importants pour les syrphes. Les larves saprophages vivent sous l'eau, le long des racines et des tiges des plantes émergentes et parmi la végétation en décomposition accumulée où elles filtrent des particules de détritus et de bactéries. En conditions semi-aquatiques, les feuilles en décomposition et d'autres végétaux s'accumulent, formant des habitats appropriés pour certaines espèces de larve. De plus, les syrphes adultes sont attirés par la végétation et les fleurs qui s'y trouvent (Van Veen, 2004).

Les jardins possèdent une grande diversité d'espèces de syrphes. Rocha et al. (2018) ont observé 15 espèces différentes de syrphes sur 494 individus durant une période de 2 mois dans 67 jardins de l'Angleterre. Les fleurs de jardin attirent des syrphes mobiles qui ne se reproduisent pas dans le jardin mais y sont des visiteurs fréquents. Les fleurs peuvent également attirer des syrphes migrants tels que *Volucella zonaria* (Poda, 1761) (Van Veen, 2004).

Les milieux agricoles peuvent constituer un habitat favorable pour les syrphes s'ils possèdent une ressource de pollen et nectar à proximité. Une corrélation positive a été démontrée entre l'agriculture biologique et l'abondance et la richesse des syrphes. De plus, l'abondance des syrphes aphidiphages est plus élevée dans les habitats semi-naturels adjacents aux cultures (Haenke et al., 2014).

Les forêts constituées de mousses, herbes, buissons, fleurs et arbres offrent une végétation diversifiée pour les syrphes. Cela leur permet d'avoir différentes conditions d'ombres et de lumières mais aussi des habitats à différentes hauteurs. Le bois mort et les feuilles constituent une grande source de matière organique utilisée comme nourriture et comme micro-habitat pour certaines larves de syrphes. Les arbres et buissons sont également utilisés comme habitat pour les larves se nourrissant de pucerons et chenilles (Van Veen, 2004).

Les habitudes des espèces de syrphes sont très diversifiées. Certains syrphes sont très mobiles voire même migrateurs tandis que d'autres restent dans des habitats très spécifiques (Skevington et al., 2019).

a. La forêt boréale

La forêt boréale est définie comme étant la ceinture de forêt de conifères se situant au sud de la toundra arctique et qui s'étend dans toute l'Eurasie et l'Amérique du Nord. Caractérisée par des hivers longs et froids et des étés courts et frais, cette zone est propice au développement des conifères tels que les sapins, les mélèzes ou encore les pins. Elle couvre 10% de la surface terrestre. Au Québec, elle représente de loin la plus vaste étendue de végétation et recouvre 70% du territoire québécois (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008). Avec une telle étendue, elle représente une source financière majeure pour le Canada. En effet, le Canada est le quatrième plus grand exportateur mondial de produits forestiers avec des exportations de 13,7 milliards de dollars en 2022 (Ressources naturelles Canada, 2023).

La coupe à blanc est une pratique couramment utilisée au Canada. En 2015, 85% de la superficie totale récoltée au Canada provenait d'une coupe à blanc (Gouvernement du Canada, 2018). Lors des coupes à blanc, la végétation subit de grands changements tels que la mortalité et l'établissement de nouvelles espèces. Un effet important de ce procédé est l'augmentation des habitats de bordure, qui représentent des écotones (Ries et al., 2004). Les écotones sont des zones de transition qui peuvent favoriser la biodiversité. De plus, la création d'ouvertures dans la canopée augmente la pénétration de la lumière, ce qui stimule la croissance des plantes de sous-bois (Hanula et al., 2015). Les syrphes adultes se nourrissant de pollen ou de nectar, cette végétation serait favorable à leur développement.

2.1.6 Période d'activité

Dans la région proche de la latitude du sud de l'Ontario, les premiers syrphes font leur apparition vers la fin de mars, et leur période de vol la plus intense se situe généralement de fin mai à mi-juin. Cependant, certains habitats connaissent des périodes de pic variées ; par exemple, les syrphes présents dans les tourbières peuvent voler jusqu'à un mois plus tard que ceux dans les habitats voisins (Skevington et al., 2019). La province du Québec se trouvant aux mêmes latitudes que la province d'Ontario, la période de vol des syrphes y est similaire.

La plupart des syrphes sont moins actifs à partir du milieu de l'après-midi. Ils sont généralement plus actifs lorsque la température se situe entre environ 15°C et 25°C (Skevington et al., 2019).

2.1.7 Services écosystémiques

Les services écosystémiques représentent les avantages que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes (Costanza et al., 1997).

La pollinisation et la lutte contre les ravageurs sont deux services essentiels fournis par les syrphes dans les écosystèmes naturels et agricoles. La valeur monétaire de ces services n'est pas encore évaluée de manière précise mais cela représenterait des sommes non négligeables à l'échelle mondiale (Costanza et al., 1997; Hanley et al., 2015). En termes de quantités de production mondiales, environ 35% des cultures dépendent des insectes pour leur pollinisation (Gallai et al., 2009; IPBES, 2016). De plus, l'absence d'insectes prédateurs des ravageurs obligerait les agriculteurs à investir davantage dans la lutte contre ces derniers (Losey & Vaughan, 2006).

Le syrphe est également un excellent bioindicateur. En tant que tel, il contribue indirectement aux services écosystémiques en aidant à surveiller et à maintenir l'équilibre des écosystèmes (Burgio & Sommaggio, 2007).

a. Les larves de certaines espèces de syrphes en tant que prédateurs

En juin 2002, le gouvernement du Québec a adopté le Règlement concernant les exploitations agricoles pour faire face au problème de pollution diffuse (Editeur officiel du Québec, 2002). Il a également ajouté en 2003 un code sur la gestion des pesticides afin de limiter leur utilisation (Tamini, 2011). Depuis 2020, un plan d'agriculture durable est mis en place afin d'appuyer les engagements climatiques et de développement durable du gouvernement du Québec. L'un des objectifs est la réduction de l'usage des pesticides et des risques qui y sont associés. Cette réduction passe notamment par la promotion de la lutte intégrée et de la lutte biologique (Direction des communications, 2020).

La lutte biologique a été définie pour la première fois par Smith et al. (1919) comme l'utilisation d'ennemis naturels pour contrôler les insectes nuisibles. Depuis, la définition a été revue mais diffère encore selon les auteurs, Huffaker et al. (1976) la définissent comme « la science qui traite du rôle que les ennemis naturels jouent dans la régulation du nombre de leurs hôtes, en particulier dans le cas des ravageurs animaux ou végétaux. »

Environ un tiers de toutes les larves de syrphes (principalement Syrphinae et Pipizinae) sont des prédateurs d'insectes à corps mou tels que les pucerons. En tant que tels, ils offrent d'énormes avantages dans le contrôle naturel et biologique des ravageurs (Omkar & Mishra, 2016). Cette caractéristique fait de cette famille d'insectes des auxiliaires primordiaux dans la lutte biologique contre les ravageurs des cultures.

Les syrphes sont parmi les prédateurs les plus persistants et les plus constants retrouvés dans les cultures infestées de pucerons, et sont donc reconnus comme les principaux acteurs dans la régulation des populations de pucerons sous des niveaux de dommages économiquement préjudiciables (Smith et al., 2008). Afin de maximiser l'efficacité des syrphes en tant que prédateurs, il est essentiel d'ajouter ou d'améliorer l'habitat naturel de ceux-ci. Plusieurs études ont montré les bénéfices de la gestion de l'habitat pour la lutte biologique par les syrphes (Brewer & Elliott, 2004; Schmidt et al., 2003; White

et al., 1995). L'ajout de plantes florales à proximité des cultures augmente leur activité, ainsi que celle d'autres prédateurs (Tenhumberg, 1995). Des études ont également examiné l'effet de la composition du paysage sur les populations de syrphes, montrant que la richesse spécifique des syrphes augmente avec l'hétérogénéité du paysage (Holzschuh et al., 2007). Les haies, en particulier lorsqu'elles sont connectées à des forêts, peuvent favoriser les populations de syrphes et limiter leur débordement vers les champs cultivés adjacents (Haenke et al., 2014). L'ajout de ressources florales est courant pour renforcer les populations locales de syrphes, bien que son impact sur la reproduction des syrphes soit variable (Morris & Li, 2000).

b. Les adultes de syrphes en tant que pollinisateurs

Fattorini & Glover (2020) définissent la pollinisation comme étant « le transfert de grains de pollen (gamétophytes mâles, transportant les gamètes mâles) des étamines au stigmate, la région réceptive de l'organe reproducteur femelle ». Le déplacement du pollen est réalisé par un vecteur de pollinisation soit abiotique (via le vent, l'eau, etc.) soit biotique (via un animal). Ce processus revêt une importance capitale pour la reproduction sexuée de toutes les plantes à graines, car sans lui, la reproduction ne peut s'effectuer que par des mécanismes asexués et végétatifs (Abrol, 2012).

La pollinisation est donc un service écosystémique vital à notre population. En effet, plus de 75% des principales cultures alimentaires mondiales dépendent partiellement de la pollinisation animale pour leur rendement et leur qualité (IPBES, 2016), tandis que près de 90% de toutes les espèces de plantes à fleurs sauvages dépendent également, au moins en partie, des services de pollinisation animale (Ollerton et al., 2011). La Plateforme Intergouvernementale Science-Politique sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES, 2016) a mis en évidence des preuves du déclin des pollinisateurs sauvages dans le nord-ouest de l'Europe et en Amérique du Nord, et a également identifié des lacunes dans les données ainsi qu'un besoin urgent de surveiller les pollinisateurs et la pollinisation ailleurs dans le monde.

Les diptères constituent un groupe abondant de pollinisateur (Inouye et al., 2015), représentant une proportion similaire à celle des hyménoptères pollinisateurs. Ils sont même plus nombreux dans certains habitats tels que dans les altitudes élevées (Kanstrup & Olesen, 2000). Les syrphes sont des pollinisateurs importants pour de nombreuses plantes sauvages (Moquet et al., 2018; Orford et al., 2015; Sakurai & Takahashi, 2017), dans certains cas aussi importants que les abeilles (Forup et al., 2008).

Les syrphes adultes se nourrissent principalement de pollen, nectar ou miellat. En général, ils sont considérés comme étant des visiteurs de fleurs généralistes (Colley & Luna, 2000; MacAlpine, 1987). Cependant, certaines espèces sont plus spécialisées dans un petit nombre de plantes (Branquart & Hemptinne, 2000; Colley & Luna, 2000). Leurs préférences peuvent varier en fonction de la disponibilité locale des fleurs et du moment de l'année, ce qui peut entraîner des niveaux de spécialisation changeants au fil de la saison (Lucas et al., 2018). Certaines études ont observé que la sélection des plantes par certaines espèces de syrphes dépend de caractéristiques spécifiques des plantes, telles que la forme de la fleur. En effet, les syrphes ont généralement un proboscis assez court comme l'espèce *Eristalis transversa* (Weidemann, 1822) (Figure 5a) et préfèrent donc les fleurs ouvertes.

Certains d'entre eux ont des proboscis plus longs, ce qui leur permet d'accéder au nectar même dans les fleurs avec des éperons plus longs comme l'espèce *Rhingia campestris* Meigen, 1822 (Figure 5b) (Gilbert, 1981). Il a été récemment démontré que la visite sélective des fleurs par les syrphes peut exercer une pression de sélection suffisamment forte pour provoquer des changements évolutifs rapides dans plusieurs traits des plantes (Gervasi & Schiestl, 2017).

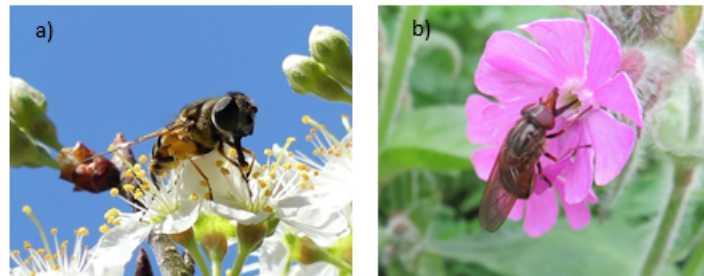


FIGURE 5 — Différence morphologique des proboscis des syrphes. a) *Eristalis transversa* (Wiedemann, 1830) observé aux Etats-Unis d'Amérique par bev435 (sous licence <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>); b) *Rhingia campestris* Meigen, 1822 observé au Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord par Alex Playford (sous licence <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>).

c. Les syrphes en tant que bioindicateurs

Les indicateurs de biodiversité sont indispensables afin d'évaluer la santé de l'environnement (UNEP, 2006). Cependant, cette évaluation reste complexe étant donné que l'environnement est un système complexe et dynamique dont nous sommes un composant (Eblen et al., 1994). En 1972, lors de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement humain, la communauté internationale a été encouragée à produire régulièrement des rapports sur "l'état et les perspectives de l'environnement" à l'échelle internationale, régionale et sous-régionale. Le Canada a joué un rôle important dans le développement du domaine des rapports sur l'état de l'environnement, « state-of-the-environment » (SOE). À la fin des années 1970, Statistique Canada a élaboré une approche "écosystémique" qui tenait compte à la fois des aspects économiques et écologiques (UNEP, 2006).

Les indicateurs peuvent être quantitatifs ou qualitatifs et peuvent être basés sur des mesures physiques, chimiques, biologiques ou économiques. Une espèce indicatrice fournit un indicateur biologique qualitatif. Une espèce est indicatrice lorsqu'elle est si étroitement associée à des conditions environnementales particulières que sa présence est indicative de l'existence de ces conditions (Gallopín, 1997).

Les syrphes sont d'excellents bioindicateurs pour 3 raisons. La première est l'exigence au niveau de l'habitat des larves de syrphes. En effet, ayant des habitudes alimentaires variées entre chaque espèce mais très spécifiques, les larves peu mobiles doivent se trouver dans un micro-habitat adapté à leur alimentation. Les syrphes sont donc particulièrement sensibles à la réduction de la diversité du paysage (Moquet et al., 2018; Sommaggio, 1999). De plus, leur dispersion étendue permet de les retrouver largement à travers le monde dans tous types d'habitats terrestres (Sommaggio, 1999). Enfin, l'étude émergente des syrphes a permis le développement de nombreux outils afin de faciliter leur identification

(Sommaggio, 1999). En Europe, la base de données Syrph The Net regroupe des informations biologiques sur plus de 900 espèces de syrphes (Speight, 1986). En Amérique du Nord, Skevington et al. (2019) ont créé une clé d'identification pour les espèces du néarctique. De plus, Miranda et al. (2013) ont créé une clé d'identification interactive basée sur des photos pour les genres des syrphes du néarctique.

Cependant, des inconvénients sont également notables. Premièrement, beaucoup d'espèces de Syrphidae ont une saison de vol assez courte ce qui réduit la période à laquelle des collectes peuvent être effectuées. De plus, en raison de leurs excellentes capacités de vol, ils peuvent rapidement coloniser des habitats perturbés ou endommagés (Sommaggio, 1999).

De nombreuses études ont déjà démontré la sensibilité des syrphes face aux changements environnementaux. Radenković et al. (2017) ont conclu que le changement climatique aura de graves conséquences sur l'aire de répartition de presque toutes les espèces de *Cheilosia* étudiées dans la péninsule balkanique, entraînant de graves pertes d'aire de répartition pour ces espèces. Milićić et al. (2018) estiment que les syrphes étudiés dans le sud-est de l'Europe ont une résilience relativement élevée aux perturbations liées au changement climatique. Cependant, le changement climatique influencera probablement les aires de répartition des syrphes, avec des expansions prévues dans les zones montagneuses et des déclin dans les basses terres. Ces déplacements pourraient impacter la pollinisation et l'agriculture, entraînant des pertes économiques. Hallmann et al. (2021) ont également montré que les syrphes révèlent un déclin significatif de leur abondance et diversité, principalement dû à des facteurs environnementaux larges et non discriminants, tels que les pesticides, ce qui menace les services écosystémiques essentiels comme la pollinisation et la suppression des ravageurs.

2.2 Contraste entre l'Europe et l'Amérique du Nord

Le Canada dénombre 524 espèces de syrphes, dont presque 300 sont présentes dans la province du Québec (Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril, 2017). Ce nombre est assez comparable à celui de la Belgique, qui compte 350 espèces (Folschweiller et al., 2019).

Le climat du Québec est caractérisé par une très forte amplitude thermique, avec des écarts de températures considérables entre l'été et l'hiver et entre le sud et le nord. En raison de sa grande superficie, on y retrouve plusieurs climats, allant du climat continental humide jusqu'au climat polaire en passant par le climat subarctique. Il est donc logique d'y retrouver une différence dans la distribution des syrphes. Cependant, dans des zones de climat similaire à l'Europe, une différence reste notable. Les zones perturbées en Amérique du Nord, caractérisées par des prairies envahies de mauvaises herbes, peuvent présenter une abondance florale, mais sont souvent dépourvues de syrphes. Ceci contraste avec l'Europe, où des prairies d'apparence similaire regorgent de syrphes. En Europe, les prairies sont souvent le foyer des communautés florales les plus abondantes, visibles et diversifiées. Ainsi, ceux habitués à observer la profusion de syrphes en Europe seront surpris de constater que des habitats apparemment similaires en Amérique du Nord ne comptent que quelques espèces communes de syrphes. Cette disparité pourrait s'expliquer par le fait que les prairies perturbées en Amérique du Nord sont souvent dominées par

des espèces non indigènes, ce qui les rend semblables aux prairies européennes en termes de diversité florale mais n'est pas un environnement optimal pour les espèces de syrphes nord-américains. Afin de trouver une diversité significative de syrphes, il est nécessaire de rechercher des prairies dominées par des plantes indigènes, telles que les prairies humides et les savanes. Malheureusement, ces habitats sont aujourd'hui parmi les plus menacés en Amérique du Nord, ayant subi des déclin considérables (Skevington et al., 2019).

2.3 La biodiversité

En 1986, c'est Walter Rosen qui commença à employer le terme de biodiversité comme forme contractée de l'expression « diversité biologique » (Meine et al., 2006). En 1992, la convention internationale sur la diversité biologique a établi une définition qui est la suivante : « La diversité biologique, ou biodiversité, est le terme qui désigne la variété de la vie sur Terre, y compris les plantes, les animaux et les micro-organismes, ainsi que les écosystèmes dont ils font partie. La biodiversité comprend les différences génétiques au sein des espèces, la diversité des espèces et la variété des écosystèmes. Elle est le résultat de l'interaction des espèces, y compris les humains, entre elles et avec l'air, l'eau et le sol qui les entourent. » (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2005).

Les mécanismes qui lient la biodiversité au fonctionnement des écosystèmes sont étudiés par l'écologie des communautés. L'écologie des communautés vise à comprendre l'origine, le maintien et les conséquences de la diversité biologique au sein des communautés locales (Morin, 2011). La délimitation d'une communauté peut se baser sur des limites physiques telles que l'habitat, en utilisant des critères taxonomiques, en prenant en compte les interactions ou encore de manière statistique, par des schémas d'association entre les espèces (Morin, 2011). L'étude de ces communautés peut se faire selon une approche spécifique ou fonctionnelle.

2.3.1 Approche spécifique

La structure spécifique des communautés possède deux grandes composantes : la richesse spécifique et l'abondance relative. Divers indices ont été développés pour évaluer la diversité en prenant en compte ces deux aspects (Fayolle, 2008).

La richesse spécifique renvoie au nombre total d'espèces présentes au sein d'une communauté. Elle offre un aperçu de la variété des espèces coexistant dans un environnement donné. En revanche, l'abondance relative représente le pourcentage du nombre d'individus d'une espèce par rapport au nombre total d'individus dans la communauté. Ce paramètre reflète l'uniformité de la répartition des espèces au sein de ladite communauté. Ces deux composantes fondamentales, la richesse spécifique et l'abondance relative, sont intégrées dans des mesures de diversité telles que la diversité α et la diversité β (Marcon, 2015).

L'évaluation de la richesse spécifique exige une définition claire des espèces, une tâche qui s'avère manifestement complexe (Marcon, 2015). Mayden (1997) a répertorié pas moins de 22 définitions distinctes du concept d'espèce. Parmi celles-ci, la plus largement acceptée est celle de l'espèce biologique, définie comme "un groupe de populations naturelles isolées reproductivement les unes des autres" (Mayr, 1999). Une autre approche, celle

de l'espèce phylogénétique, définit une espèce comme "le plus petit groupe identifiable d'individus partageant un pattern commun d'ancêtres et de descendants" (Cracraft, 1983).

L'approche spécifique est étroitement liée aux fonctions des écosystèmes. Les trois processus d'écosystème les plus fréquemment considérés sont la productivité, la stabilité et la dynamique des ressources. La productivité prend en compte le taux de production de biomasse végétale, des herbivores ou des prédateurs à un niveau trophique donné. La stabilité fait référence au degré de résistance à un changement lors de l'occurrence d'une perturbation, au degré auquel un élément fluctue en réponse à une suite continue de petites perturbations, et à la dynamique de retour à son état précédent après une seule perturbation. Enfin, la dynamique des ressources d'un écosystème est quantifiée de multiples façons : par les taux d'approvisionnement et de perte de nutriments limitants, par l'efficacité d'utilisation des ressources limitantes par les organismes, et par la proportion de ressources limitantes que les organismes vivant dans un écosystème sont capables de capturer (Tilman, 2001).

3 Objectif

Bien que la pollinisation dans les zones agricoles ait été bien étudiée, les pollinisateurs dans les forêts ont reçu beaucoup moins d'attention, en particulier dans la forêt boréale (Amos, 2019). Pourtant, ceux-ci sont essentiels au bon fonctionnement de la forêt boréale. En particulier, les Hyménoptères et les Diptères qui sont les deux ordres les plus importants en termes de pollinisation (Larson et al., 2001).

De plus, les études récentes ont montré que les communautés de syrphes sont sensibles aux pratiques de récolte forestière dans les forêts boréales du Canada. En particulier, Deans et al. (2007) ont observé que les sites ayant subi une coupe à blanc peuvent présenter une plus grande richesse spécifique et une plus grande abondance d'espèces de syrphes que les sites non récoltés. Ces recherches ont également révélé que, bien que les différences entre les niveaux de rétention forestière² soient relativement mineures, les caractéristiques locales de l'habitat, telles que la couverture végétale, jouent un rôle plus déterminant que les pratiques de rétention forestière elles-mêmes.

Enfin, les gradients latitudinaux en biodiversité ont été largement étudiés, mais les schémas précis et les causes sous-jacentes de ce déclin sont encore débattus. Dans sa méta-analyse, Hillebrand (2004) a examiné près de 600 gradients latitudinaux et a révélé que la diversité générale diminue avec la latitude. Cependant, les gradients varient considérablement en fonction des types d'organismes, des habitats et des régions. Keil et al. (2008) ont révélé que la richesse spécifique des groupes fonctionnels de Syrphidae présente, pour certains groupes, une relation positive avec la latitude, pour d'autres une relation négative, et pour d'autres encore un schéma en forme de cloche. Cette variabilité est liée à la façon dont différents facteurs environnementaux influencent la richesse des espèces au sein des groupes fonctionnels.

Dans cette étude, l'objectif général est d'évaluer la diversité des syrphes dans les coupes à blanc de la forêt boréale du Québec, le long d'un gradient climatique latitudinal. Afin de représenter au mieux le gradient latitudinal, trois zones ont été choisies pour représenter une différence en terme de végétation.

L'hypothèse de départ étant que l'abondance et la diversité spécifique sera plus élevée à des latitudes plus basses étant donné le climat plus chaud et leur période d'activité optimale se situant entre environ 15°C et 25°C (Skevington et al., 2019). Pour tester cette hypothèse, nous avons d'abord comparé l'abondance, la richesse spécifique et les indices de diversité alpha des syrphes entre trois zones distinctes (Sud, Centrale, Nord) le long de ce gradient latitudinal. Ensuite, nous avons identifié les espèces dominantes au sein de chaque zone, en utilisant des méthodes d'ordination pour analyser les patterns de distribution des espèces. Enfin, les variations dans la composition des communautés entre les différentes zones géographiques ont été explorées.

2. La rétention forestière est une pratique qui consiste à conserver certains éléments de la forêt lors de la récolte du bois.

4 Matériel et méthode

L'étude de la diversité spécifique des syrphes en forêt boréale du Québec s'inscrit à la suite d'une étude menée sur les abeilles sauvages par Léonie Carignan-Guillemette en 2020 dans le cadre de sa maîtrise au sein de l'Université Laval (Carignan-Guillemette et al., 2020). De ce fait, la description des sites ainsi que les protocoles d'échantillonnages qui suivent sont basés sur les informations disponibles de cette étude précédente.

4.1 Sites d'étude

36 sites d'étude ont été répartis sur trois domaines bioclimatiques. Un domaine bioclimatique est une région où les plantes dominantes et les caractéristiques des communautés végétales sont similaires. Il prend également en compte la végétation potentielle des sites mésiques, c'est-à-dire ceux dont le régime hydrique et le régime nutritif ne sont ni trop riches ni trop pauvres, et le régime de perturbations naturelles qui les conditionnent (Saucier et al., 2010). Il existe dix domaines bioclimatiques au Québec, présentés en Annexe 1. L'étude se concentre sur trois d'entre eux : la pessière à mousses (zone Nord), la sapinière à bouleau à papier (zone Centrale), et la sapinière à bouleau jaune (zone Sud) (Berteaux et al., 2014).

Chaque zone est représentée par douze sites, pour un total de 36 sites indépendants les uns des autres, répartis dans un périmètre de 50km autour de trois villes représentant respectivement la zone Sud, la zone Centrale, et la zone Nord (Figure 6). Ces villes sont : La Tuque (47.43°N, 72.78°O), Dolbeau-Mistassini (48.88°N, 72.23°O), et Chibougamau (49.91°N, 74.36°O). Elles ont été choisies pour leur proximité avec des zones d'exploitation forestière récente et leur emplacement géographique le long du gradient.

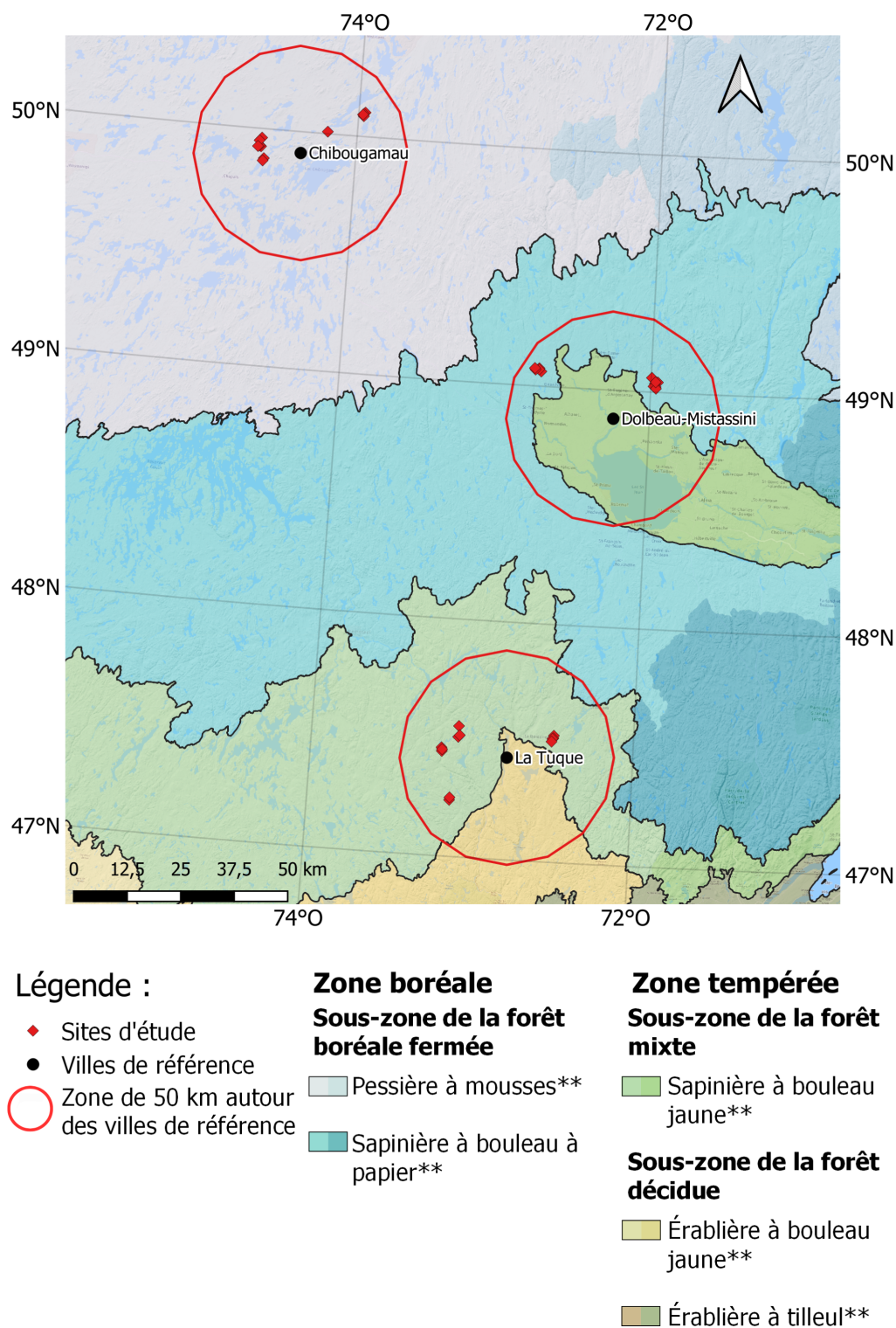


FIGURE 6 – *Carte de localisation des sites d'étude le long du gradient latitudinal dans la forêt boréale du Québec.* Les 36 sites d'étude, représentés par des points rouges, sont répartis aléatoirement sur trois domaines bioclimatiques distincts dans un rayon de 50 km (cercle rouge) autour de trois villes de références : La Tuque (zone Sud), Dolbeau-Mistassini (zone Centrale) et Chibougamau (zone Nord). *Les couleurs distinguent respectivement les sous-domaines bioclimatiques Nord, Sud et Côte-Nord. **Les couleurs distinguent respectivement les sous-domaines bioclimatiques Ouest et Est. **Source :** Frontières et classification écologique, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2021. Réalisation et diffusion : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers. Note : Le présent document n'a aucune portée légale. © Gouvernement du Québec, 2^e trimestre 2021.

Les sites d'étude ont été sélectionnés de manière aléatoire au sein de peuplements forestiers ayant subi une coupe à blanc entre 3 et 10 ans auparavant. Afin de minimiser les biais potentiels liés aux infrastructures humaines et aux activités agricoles, les sites ont été positionnés en respectant plusieurs conditions strictes. Premièrement, les sites ont été positionnés à une distance minimale de 5km des terres agricoles pour éviter toute influence des ressources florales ou des pesticides associés à ces zones. En effet, Brühl et al. (2021) ont montrés que des résidus de pesticides pouvaient être retrouvés jusqu'à un rayon de 2km autour des champs. De plus, les différentes zones d'étude sont séparées d'au moins 150km, garantissant ainsi une diversité géographique adéquate. Enfin, dans chaque zone géographique, les sites ont été espacés d'au moins 0,5km les uns des autres. Bien que les abeilles puissent butiner dans un rayon allant jusqu'à 1km (Zurbuchen et al., 2010) et que les syrphes, qui ne collectent pas de pollen ni de nectar pour leur progéniture, puissent parcourir des distances encore plus grandes (Jauker et al., 2009), les microhabitats étaient suffisamment distincts pour maintenir une distance minimale de 0,5km entre les sites. Les détails spécifiques concernant les caractéristiques de chaque site sont présentés dans le tableau en Annexe 2.

Sur chaque site, une parcelle de 2 000m² a été établie. Deux transects parallèles de 40m de long, espacés de 20m, ont été placés au sein de chaque parcelle. Une zone tampon d'environ 50m a été maintenue autour des parcelles pour minimiser l'effet de lisière, en particulier vis-à-vis de la route la plus proche et de la lisière forestière.

4.2 Echantillonnage des syrphes

La méthode de piégeage choisie dans le cadre de cette étude est le piégeage à l'aide de coupelles de couleur jaune, blanche et bleu (pan-trap). Ce type de piège permet de réaliser un échantillonnage complet des pollinisateurs sur chacun des sites. Bien qu'il soit largement utilisé à travers le monde, il connaît certains biais (Meyer et al., 2017).

Au début de la période d'échantillonnage, l'utilisation de filets pour la capture des spécimens a été tentée. Cependant, en raison des conditions climatiques défavorables et de la densité élevée de la végétation, cette méthode a été abandonnée. Étant donné le faible nombre de spécimens capturés par cette méthode (60 spécimens), ils n'ont pas été inclus dans l'analyse de l'étude.

4.2.1 Période d'échantillonnage

Les parcelles ont été étudiées toutes les deux semaines de la mi-juin à la fin du mois d'août 2020. Chaque zone a été entièrement visitée en l'espace de 2 à 3 jours consécutifs. Dans les zones d'étude Sud et Centrale, cinq relevés d'échantillonnage ont été effectués au cours de l'été. Dans la zone Nord, seuls quatre relevés ont été effectués, en raison de la saison d'activité des pollinisateurs plus courte. En effet, la température ayant un impact sur l'activité des pollinisateurs, celle-ci est donc légèrement réduite au nord (Berteaux et al., 2014).

4.2.2 Pièges à coupelles colorées

Les coupelles colorées sont des bols de fête PartyCity© en plastique bleu, blanc et jaune de 19,05cm de diamètre et 3,81cm de profondeur. Ces trois couleurs présentent une corrélation avec les préférences des insectes pollinisateurs en terme de couleur de fleur (Heneberg & Bogusch, 2014; Moreira et al., 2016). De plus, les pièges bleu, blanc et jaune sont largement utilisés à travers le monde pour la capture des syrphes (Cloutier et al., 2024; Droege et al., 2010; O'Connor et al., 2019; Saunders & Luck, 2013). Chaque piège a été rempli d'environ 120ml de propylène glycol pur afin de diminuer la tension de surface de l'eau et d'aider au piégeage des insectes. Contrairement à l'eau savonneuse, le propylène glycol ne s'évapore pas ce qui permet de ralentir la décomposition des insectes morts et ainsi de préserver leur ADN (Nakamura et al., 2020; Stamm et al., 1976).

Trois pièges (un de chaque couleur) ont été placés à 10m d'intervalle le long des deux transects, pour un total de six pièges colorés par parcelle. Pour chaque piège, deux pinces-notes ont été utilisées pour fixer un bol à +/- 20cm du sol dans une cage à tomates. Afin d'empêcher que la pluie ne dilue la solution de propylène glycol, une soucoupe en plastique transparent a été fixée sur le dessus de la cage à tomate à environ 20cm au-dessus des coupelles (Figure 7).



FIGURE 7 – *Photo des pièges à coupelles colorées utilisés pour l'échantillonnage des syrphes.* Le piège est composé de deux parties principales : les coupelles colorées, placées à une hauteur de 20 cm au-dessus du sol, fixées dans une cage à tomates, et une soucoupe en plastique transparent, positionnée 20 cm au-dessus des coupelles, pour protéger la solution de propylène glycol des précipitations.

La solution de propylène glycol a permis de laisser les pièges en place entre les visites toutes les deux semaines afin de tenir compte du fait que les périodes d'activité sont variables entre les espèces pollinisatrices et qu'elles peuvent être affectées par les conditions météorologiques quotidiennes (Herrera, 1990). À chaque visite, les spécimens étaient collectés des pièges et du propylène glycol était ajouté.

4.2.3 Mise en collection entomologique et identification taxonomique des insectes

Avant l'identification, les spécimens capturés ont été conservés dans de l'éthanol à 40%. Ils ont ensuite été lavés et épinglés. Tous les spécimens ont été identifiés au moins au niveau du genre au sein du laboratoire de la Professeure Valérie Fournier à l'Université Laval de Québec. Les spécimens de syrphes ont ensuite été envoyés au sein du laboratoire du Professeur Colin Favret à l'Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRBV) de l'Université de Montréal.

L'identification des individus à l'espèce a été réalisée au binoculaire grâce aux différentes caractéristiques morphologiques. Cette identification a été réalisée à l'aide de plusieurs clés d'identification : Miranda et al. (2013) ; Skevington et al. (2019) et Vockeroth (1992). Les spécimens se trouvent désormais au sein de la collection entomologique de l'IRBV de l'Université de Montréal.

4.3 Analyse des données collectées

4.3.1 Traitement des données

L'ensemble des données taxonomiques et de récolte, relatives aux individus échantillonnés, a été rassemblé dans une première base de données. Celle-ci comporte les informations suivantes : Numéro d'identification du spécimen, Ordre, Super-famille, Famille, Sous-famille, Tribu, Genre, Sous-genre, Espèce, Sexe, Auteur, Année de description, Collecteur, Déterminateur, Date de début de mise en place du piège, Date de fin de mise en place du piège, Type de capture, Ville, Latitude, Longitude, Code du Site et Zone. Sur cette base, une matrice des communautés a ensuite été construite. Chaque ligne de la matrice correspond à un site échantillonné. Les deux premières colonnes renseignent sur la zone (Sud, Centrale ou Nord) et la parcelle échantillonnée. Ensuite, chaque colonne correspond à une espèce de syrphe et son abondance y est renseignée.

4.3.2 Structure des communautés de syrphes

Dans cette étude, la structure spécifique des communautés de syrphes dans trois domaines bioclimatiques est étudiée. Chacune des zones possédait 12 sites. Les analyses statistiques ont été réalisées sur Rstudio avec le logiciel R, version 4.4.0 (Team, 2024).

a. Structure spécifique

Courbes d'accumulation et de raréfaction :

Bien que la richesse spécifique soit une mesure naturelle de la biodiversité, c'est une quantité difficile à mesurer correctement (May, 1988). Le problème est que, pour

les taxons diversifiés, à mesure que davantage d'individus sont échantillonnés, davantage d'espèces seront enregistrées (Bunge & Fitzpatrick, 1993). Une courbe de prélèvement permet d'illustrer ce phénomène. Elle augmente relativement rapidement au début, puis beaucoup plus lentement dans les échantillons ultérieurs à mesure que des taxons de plus en plus rares sont ajoutés. En principe, pour un inventaire d'une portée spatiale bien définie, une asymptote sera finalement atteinte et aucun autre taxon ne sera ajouté. Cette dernière peut être représentée par le nombre d'individus collecté cumulé, elle se nommera alors courbe de raréfaction ou représentée par l'effort d'échantillonnage, elle portera le nom de courbe d'accumulation.

L'effort d'échantillonnage peut être représenté par le nombre de fois que les sites ont été échantillonnés ou encore le nombre de pièges (Gotelli & Colwell, 2001). Dans cette étude, c'est le nombre de sites qui représente l'effort d'échantillonnage. Ces courbes ont été générées à l'aide de la fonction "specaccum", pour les courbes d'accumulation, et "rarefy", pour les courbes de raréfaction du package *vegan* (Oksanen et al., 2024). Par défaut, specaccum utilise la méthode aléatoire pour tracer la courbe d'accumulation des espèces et calculer l'écart-type. Cette méthode consiste à ajouter des unités d'échantillonnage dans un ordre aléatoire et à calculer la moyenne de la courbe d'accumulation des espèces ainsi que son écart-type à partir de permutations aléatoires des données ou de sous-échantillonnages sans remplacement (Gotelli & Colwell, 2001).

Rang d'abondance :

Le diagramme de rang d'abondance, également appelé diagramme de Whittaker (Whittaker, 1965), permet d'illustrer l'abondance attendue de chaque espèce d'une communauté. Les espèces sont représentées en séquence, de la plus abondante à la moins abondante le long de l'axe horizontal et leurs abondances sont représentées sur l'axe vertical (Magurran, 2004).

L'un des principaux avantages de ce diagramme est sa capacité à révéler les patterns de dominance-rareté dans une communauté écologique. Une courbe avec une pente raide indique une forte dominance par quelques espèces, tandis qu'une courbe plus douce suggère une répartition plus uniforme des abondances. Cette visualisation aide non seulement à identifier les espèces dominantes et rares, mais aussi à comparer les patterns de diversité entre différentes communautés ou environnements (Wilson, 1991).

Le diagramme d'abondance a été tracé grâce à la fonction "rankabundance" du package *BiodiversityR* (Kindt, 2024).

Estimateur non paramétrique Chao 1 :

Les estimateurs non paramétriques ne sont pas basés sur le paramètre d'un modèle d'abondance des espèces préalablement ajusté aux données. Les estimateurs de Chao (Chao, 1984) sont conçus pour prédire le nombre total d'espèces dans une communauté en se basant sur la richesse observée S_{obs} . Leurs estimations sont basées sur le nombre d'espèces présentes une fois (« singletons ») et celui des espèces présentes deux fois (« doubletons ») dans l'échantillon.

Chao 1 est obtenu par la formule suivante (Chazdon et al., 1998) :

$$S_{\text{Chao 1}} = S_{\text{obs}} + \frac{F_1^2}{2F_2} \quad (1)$$

Où S_{obs} est le nombre d'espèces observées dans l'échantillon, F_1 est le nombre d'espèces représentées par un seul individu (les singletons), et F_2 est le nombre d'espèces représentées par exactement deux individus (les doubletons).

Ce modèle suppose que toutes les espèces seront représentées au moins deux fois lorsque l'échantillonnage est complet (Magurran, 2004). Chao 1 est souvent préféré lorsqu'on a des données sur la fréquence des espèces observées et est réputé fournir une estimation plus précise de la richesse spécifique que d'autres estimateurs dans la plupart des jeux de données (Gotelli & Colwell, 2001; Magurran, 2004).

L'indice de Chao 1 a été calculé à l'aide de la fonction "estimateR" du package *vegan* (Oksanen et al., 2024).

b. Diversité alpha

La diversité α caractérise la diversité locale à l'intérieur d'un système défini, mettant en lumière la variabilité des espèces présentes au sein d'une même communauté (Marcon, 2015).

Les indices de diversité α ont été calculés grâce à la fonction "diversity" du package *vegan* (Oksanen et al., 2024).

Indice de diversité de Simpson :

L'indice de Simpson (Simpson, 1949), λ , mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard dans une communauté appartiennent à la même espèce. Il tient compte à la fois du nombre d'espèces et de l'abondance des individus pour chaque espèce. Cet indice est inversement proportionnel à la diversité. De ce fait, une autre formulation a été proposée afin d'établir un indice directement représentatif de l'hétérogénéité qui est l'indice de diversité de Simpson, aussi appelé l'indice de Gini-Simpson, D (Grall & Coïc, 2006).

Cet indice est défini par la formule suivante (Pielou, 1969) :

$$D = 1 - \lambda \quad (2)$$

Où λ est l'indice de Simpson. La formule exacte de D est donc :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right) \quad (3)$$

Où n_i est le nombre d'individus de l'espèce i et N est le nombre total d'individus.

L'indice se situe dans une plage de valeurs allant de 0 à 1, où une valeur proche de 1 indique une grande diversité, signifiant une répartition plus uniforme des individus entre les espèces tandis qu'une valeur proche de 0 reflète une faible diversité, souvent

dominée par une ou quelques espèces (Marcon, 2015).

Il est également appelé indice de dominance, car contrairement aux indices axés sur la richesse des espèces, l'indice de diversité de Simpson accorde plus de poids aux abondances des espèces les plus courantes. La présence d'espèces rares ne modifie pratiquement pas sa valeur (Magurran, 2004). C'est l'un des indices de diversité les plus robustes et significatifs, capturant l'inégalité dans la distribution des espèces (Magurran, 2004).

Indice de Shannon :

L'indice de diversité de Shannon, également connu sous le nom d'indice de Shannon-Wiener ou indice de Shannon-Weaver, est une mesure statistique couramment utilisée pour quantifier la diversité spécifique d'une communauté (Marcon, 2015). Cet indice prend en compte à la fois le nombre d'espèces présentes et l'abondance des individus au sein de chaque espèce (Grall & Coïc, 2006).

La formule de l'indice de Shannon est donnée par (Shannon, 1948) :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i \quad \text{où} \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad (4)$$

Où p_i est l'abondance relative de l'espèce i , calculée comme le ratio du nombre d'individus de cette espèce, n_i , au nombre total d'individus de toutes les espèces, N , dans l'échantillon. S est le nombre total d'espèces dans l'échantillon.

L'indice de Shannon varie de 0, indiquant une communauté dominée par une seule espèce, à $\log S$, représentant une situation où toutes les espèces ont une abondance égale (Grall & Coïc, 2006). Cet indice est sensible à la présence d'espèces rares, ce qui le distingue de l'indice de Simpson, qui accorde une importance plus grande aux espèces les plus abondantes (Grall & Coïc, 2006; Magurran, 2004).

Indice de Pielou :

L'indice d'équitabilité de Pielou, J' , est un indicateur statistique utilisé pour mesurer la régularité d'abondance des espèces au sein d'une communauté (Grall & Coïc, 2006). Cet indice évalue la manière dont les individus sont répartis entre les différentes espèces, indépendamment de la richesse spécifique (Grall & Coïc, 2006).

La formule de l'indice de Pielou est donnée par (Pielou, 1969) :

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (5)$$

où H' est l'indice de Shannon, calculé à partir de la diversité spécifique, et $H'_{max} = \log S$ est la valeur maximale de H' dans une situation où toutes les espèces sont également abondantes, avec S étant le nombre total d'espèces dans la communauté.

L'indice de Pielou varie de 0, indiquant une forte dominance d'une ou plusieurs espèces, à 1, représentant une répartition équitable des individus parmi les espèces (Grall & Coïc, 2006). Cet indice est sensible à la taille de l'échantillon et peut être influencé par les espèces rares (Grall & Coïc, 2006).

Modèles Linéaires Généralisés Mixtes (GLMM) :

Le GLMM est une méthode statistique flexible et puissante qui permet de modéliser des données complexes en intégrant à la fois des effets fixes et aléatoires. Contrairement aux Modèles Linéaires Généralisés (GLM), qui se limitent à des effets fixes, le GLMM permet de prendre en compte des effets aléatoires (Rabe-Hesketh & Skrondal, 2010).

Dans le cas de cette étude, les variables de réponse incluent la richesse spécifique, l'abondance, l'estimateur de Chao 1 et les indices de diversité (Simpson, Shannon, Pielou). Ces variables sont influencées par des prédicteurs fixes, la latitude et la longitude, tandis que les sites d'échantillonnage sont considérés comme des effets aléatoires, capturant ainsi la variabilité spécifique à chaque site. Étant donné que l'étude se fait sur des données de comptage, les GLMM seront réalisés avec une distribution de poisson (Salinas Ruíz et al., 2023).

Le GLMM a été calculé à l'aide de la fonction "glmer" du package *lme4* (Bates et al., 2024).

c. Diversité bêta

La diversité β quantifie la différence entre les communautés locales, fournissant des informations sur la variation de composition spécifique entre différentes zones géographiques ou environnementales (Marcon, 2015).

Indice de dissimilarité de Sørensen :

L'indice de dissimilarité de Sørensen est un outil fondamental en écologie pour mesurer la diversité β entre différents sites. La diversité β peut être décomposée en deux composantes principales : l'emboîtement des compositions spécifiques (nestedness) et la substitution d'espèces (turnover) (Marcon, 2015). L'indice de Sørensen entre deux sites i et j est défini comme suit (Baselga, 2010) :

$$\beta_{\text{SOR}} = \frac{b + c}{2a + b + c} = \beta_{\text{SIM}} + \beta_{\text{NES}} \quad (6)$$

Où a représente le nombre d'espèces communes aux deux sites, b représente le nombre d'espèces présentes uniquement dans le site i et c représente le nombre d'espèces présentes uniquement dans le site j .

β_{SIM} correspond à la substitution des espèces entre les sites, c'est-à-dire le remplacement d'une espèce par une autre d'un site à l'autre. Celui-ci est calculé par l'indice de dissimilarité de Simpson. β_{NES} correspond à l'emboîtement, la perte d'espèces entre les sites, c'est-à-dire lorsque toutes les espèces d'un site sont un sous-ensemble des espèces présentes dans un autre site (Marcon, 2015).

Cet indice est compris entre 0 et 1, où 0 indique une composition spécifique identique entre les deux sites, et 1 indique une dissimilarité maximale, c'est-à-dire que les deux sites ne partagent aucune espèce commune.

L'indice de Sørensen pour plusieurs sites devient plus complexe. Cela implique que l'indice β_{SOR} pour plusieurs sites doit tenir compte de la distribution des espèces dans l'ensemble des sites comparés, et que la décomposition en substitution et emboîtement se complique. Une méthode courante consiste à calculer l'indice de Sørensen pour chaque paire de sites, puis à en faire la moyenne pour obtenir une mesure globale de la dissimilarité à travers tous les sites. Cela permet de capturer les variations dans la composition des espèces non seulement entre les paires de sites, mais aussi à l'échelle de l'ensemble de la région étudiée (Baselga, 2010).

L'indice de Sørensen a été calculé à l'aide des fonctions du package *betapart* (Baselga et al., 2023).

Analyse en Coordonnées Principales :

L'Analyse en Coordonnées Principales (PCoA) est une méthode d'ordination non contrainte, dérivée de l'Analyse en Composantes Principales (PCA), utilisée principalement pour l'analyse multivariée de données d'inventaire. Contrairement à la PCA, qui se limite généralement à la mesure de distances euclidiennes, la PCoA permet de traduire des dissimilarités entre données en utilisant des matrices de distances qui ne se limitent pas à l'espace euclidien, rendant ainsi cette méthode plus flexible et adaptée à des données complexes et hétérogènes (Legendre & Legendre, 2012).

La PCoA se base sur une matrice de distances qui quantifie la dissimilarité entre chaque paire d'objets ou d'échantillons. Dans de nombreux cas, la distance de Bray-Curtis est utilisée. Cette distance a l'avantage de ne pas prendre en compte les espèces absentes dans les deux sites comparés (CSBQ, 2023). La distance de Bray-Curtis entre deux sites, x_1 et x_2 , est donnée par la formule suivante pour chaque espèce j (Bray & Curtis, 1957) :

$$D_{\text{Bray-Curtis}}(\mathbf{x}_1, \mathbf{x}_2) = \frac{\sum_{i=1}^p |y_{1j} - y_{2j}|}{\sum_{j=1}^p (y_{1j} + y_{2j})} = 1 - \frac{2W}{A + B} \quad (7)$$

Où y_{1j} est l'abondance de la j -ème espèce dans le premier échantillon $\mathbf{x}_1$ et y_{2j} est l'abondance de la j -ème espèce dans le deuxième échantillon $\mathbf{x}_2$. W représente la somme des plus petites valeurs d'abondance pour les espèces communes aux deux échantillons. A est la somme totale des abondances de toutes les espèces dans le premier échantillon $\mathbf{x}_1$. Enfin, B est la somme totale des abondances de toutes les espèces dans le deuxième échantillon $\mathbf{x}_2$.

Une fois la matrice de distances obtenue, celle-ci est centrée, et les valeurs propres ainsi que les vecteurs propres sont calculés. Les objets sont ensuite projetés dans ce nouvel espace de coordonnées défini par ces vecteurs propres, également appelés axes principaux. Chaque valeur propre associée à un axe peut être interprétée comme la part de variance expliquée par cet axe. Généralement, les deux ou trois premières valeurs propres, expliquant chacune plus de 10 % de la variance, sont utilisées pour la représentation graphique. Si une valeur propre explique moins de 10 % de la variance, elle est généralement considérée comme insuffisante pour être utilisée dans l'interprétation des résultats (Legendre & Legendre, 2012).

5 Résultats

5.1 Présentation des résultats

La collecte des données s'est étendue du 10 juin 2020 au 1 août 2020. Durant cette période, ce sont 1098 spécimens qui ont été collectés sur les 36 sites, 12 sites par zone. Ces spécimens représentent 17 genres et 44 espèces (Table 1).

TABLE 1 – Résumé des spécimens, genres et espèces par zone

Zone	Nombre de spécimens	Nombre de genres	Nombre d'espèces	Nombre de relevés
Total	1098	17	44	
Nord	206	12	25	4
Centrale	172	14	23	5
Sud	720	15	30	5

Une matrice est disponible en Annexe 3 représentant le nombre d'occurrences des espèces par site. La matrice des communautés est disponible en Annexe 4.

5.2 Structure spécifique

5.2.1 Richesse spécifique

Les données de richesse spécifique (Annexe 5) suivent une loi normale ($W = 0.9679$, $p\text{-value} = 0.3704$) et leurs variances sont homogènes ($df = 2$, $K\text{-squared} = 2.7511$, $p\text{-value} = 0.2527$). Les moyennes des richesses sont de 5.92 espèces par site pour la zone Nord, 5.58 espèces par site pour la zone Centrale et 9.25 espèces par site pour la zone Sud. L'ANOVA a montré qu'au moins une des moyennes est significativement différente des autres ($df = 2$, $F\text{ value} = 8.2188$, $p\text{-value} = 0.0013$). Le test de Kurskal-Wallis a confirmé l'ANOVA ($df = 2$, $\chi^2 = 11.4360$, $p\text{-value} = 0.0033$). Le test de Dunn met en évidence la zone Sud qui est significativement différente des zones Nord et Centrale (Table 2). La z-valeur négative montre que la richesse spécifique diminue du Sud vers la zone Central, du Sud vers le Nord et du nord vers la zone Centrale (Figure 8).

TABLE 2 – Résultats du test de Dunn pour la richesse spécifique

	Centrale		Nord	
	z-value	p-value	z-value	p-value
Nord	-0.5950	0.2759		
Sud	-3.1800	0.0007	-2.5850	0.0049

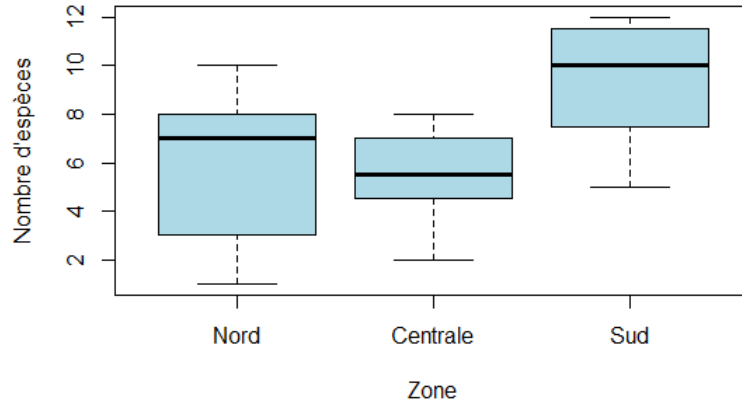


FIGURE 8 – *Boxplot de la richesse spécifique par site et par zone*

5.2.2 Abondance

Les données d'abondances (Annexe 5) ne suivent pas une loi normale ($W = 0.84974$, $p\text{-value} = 0.0002$) et leurs variances ne sont pas homogènes ($df = 2$, $K\text{-squared} = 9.5667$, $p\text{-value} = 0.0084$). Celles-ci n'étant pas validées, seuls les tests non-paramétriques ont été réalisés. Kurskal-Wallis indique qu'au moins une des distributions des groupes est différente des autres ($df = 2$, $\chi^2 = 17.777$, $p\text{-value} = 0.0001$) et le test de Dunn met en évidence la zone Sud qui est significativement différente des zones Nord et Centrale (Table 3). La z-valeur négative montre que l'abondance spécifique diminue du Sud vers la zone Central, du Sud vers le Nord et du Nord vers la zone Centrale.

TABLE 3 – Résultats du test de Dunn pour l'abondance

	Centrale		Nord	
	z-value	p-value	z-value	p-value
Nord	-0.407	0.3420		
Sud	-3.838	0.0001	-3.431	0.0003

Les moyennes des abondances par site sont de 17.17 espèces par site pour la zone Nord, 14.33 espèces par site pour la zone Centrale et 60 espèces par site pour la zone Sud (Figure 9).

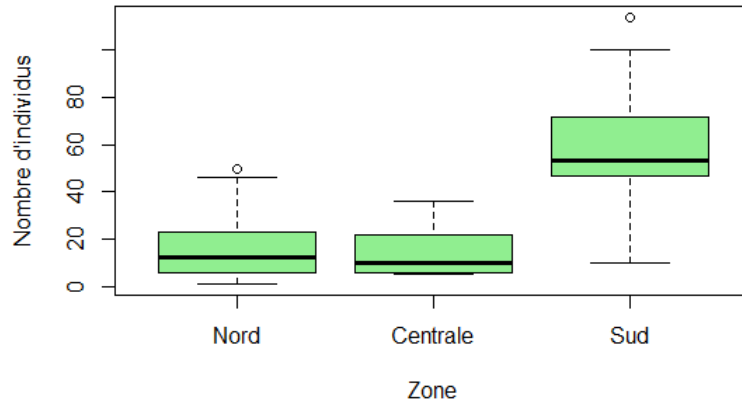


FIGURE 9 – *Boxplot de l'abondance par site et par zone*

5.2.3 Courbes d'accumulation

Les courbes d'accumulation illustrent l'efficacité de l'échantillonnage pour les zones Nord, Sud et Centrale (Figure 10). Pour l'ensemble des sites, la courbe d'accumulation globale montre une tendance vers une asymptote à un nombre de 44 espèces. Cependant, lorsque les courbes d'accumulation spécifiques à chaque zone sont observées, aucune des trois zones n'atteint d'asymptote.

Les intervalles de confiance autour des courbes montrent une variabilité plus importante aux niveaux d'effort d'échantillonnage faibles.

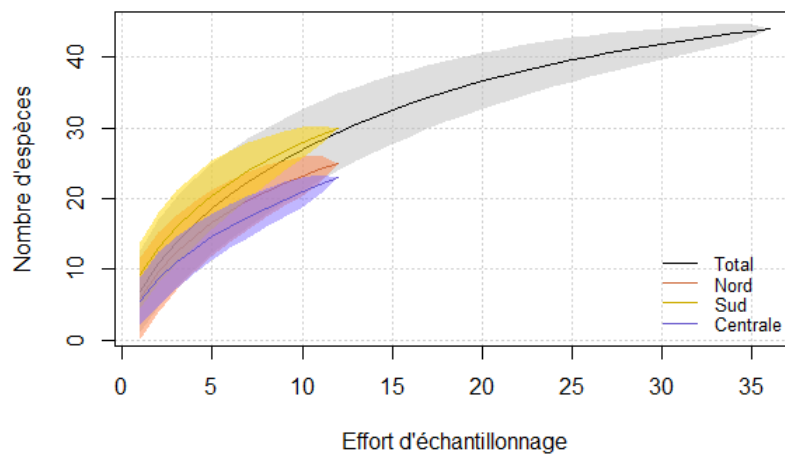


FIGURE 10 – *Courbes d'accumulation pour la zone Nord en rouge, Centrale en bleu, Sud en jaune et pour l'ensemble des échantillons en noir*

5.2.4 Courbes de raréfaction

Les courbes de raréfaction ont été calculées pour chaque zone géographique (Nord, Centrale, Sud) (Figure 11). Elles montrent le nombre d'espèces observées en fonction du nombre d'individus collectés. Les courbes des zones Nord et Centrale suivent une trajectoire similaire, avec une augmentation progressive du nombre d'espèces. La courbe de la zone Sud montre une accumulation plus rapide des espèces, atteignant un nombre d'espèces plus élevé.

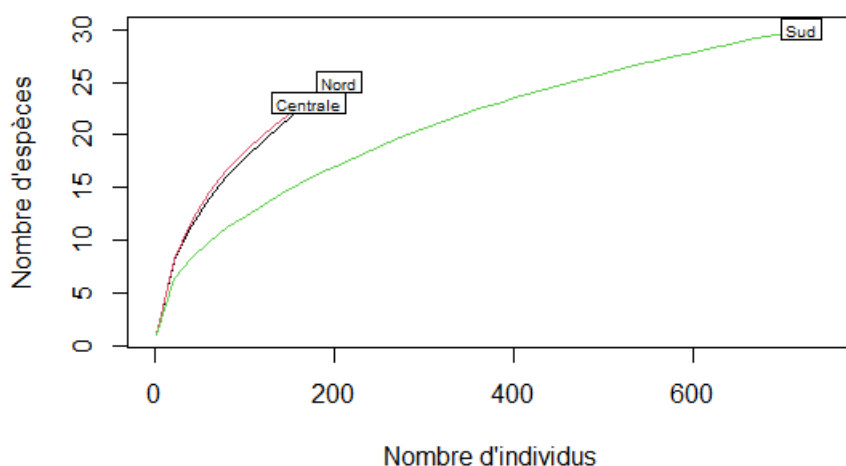


FIGURE 11 – Courbes de raréfaction de la zone Nord, Centrale et Sud

Les courbes de raréfaction pour les sites d'échantillonnage individuels (Figure 12) révèlent une faible accumulation d'espèces dans les zones Nord et Centrale, tandis que dans la zone Sud, une accumulation plus rapide est observée. Cependant, aucune des courbes ne tend encore vers un plateau, suggérant un effort d'échantillonnage potentiellement insuffisant.

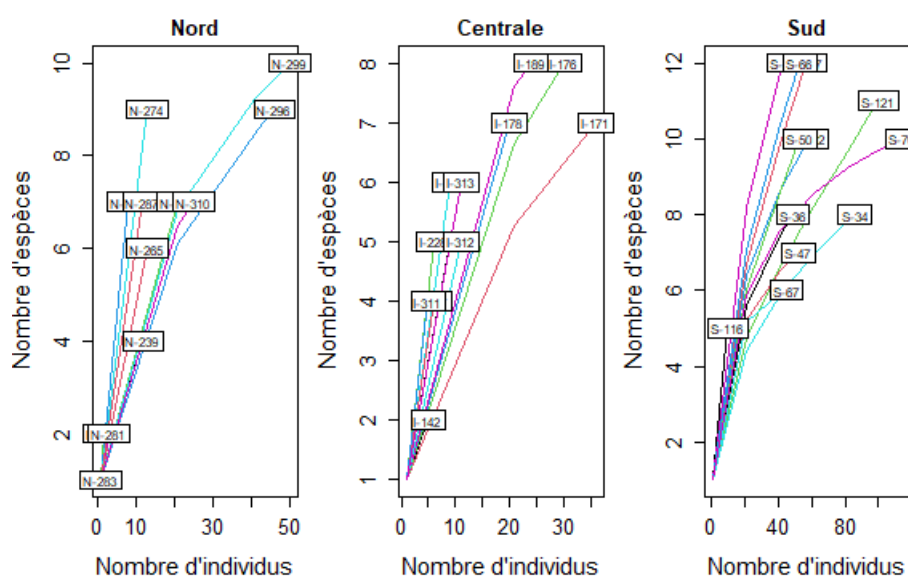


FIGURE 12 – Courbes de raréfaction des sites de la zone Nord, Centrale et Sud

5.2.5 Rangs d'abondance

Le graphique de rang d'abondance total (Figure 13) montre une dominance marquée de l'espèce *Xylota quadrimaculata* Loew, 1866, qui représente 38.2% de l'ensemble des individus échantillonnés. Cette espèce est suivie par *Xylota subfasciata* Loew, 1866, avec 20%, *Xylota hinei* (Curran, 1941) avec 15.7%, *Toxomerus geminatus* (Say, 1823) avec 8.3%, et le groupe *Xylota naknek* Shannon, 1926, ou *Xylota tuberculata* (Curran, 1941) à 3.7%. Les autres espèces présentes affichent une abondance bien plus faible, se rapprochant de zéro, ce qui souligne un modèle de dominance prononcée au sein de cette communauté.

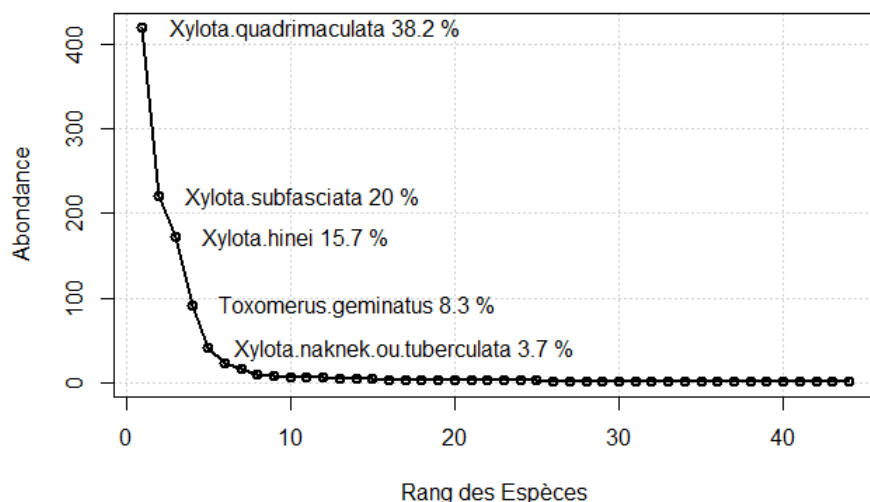


FIGURE 13 – Rang d'abondance total

Les rangs d'abondances des différentes zones permettent de comparer l'abondance en espèces le long d'un gradient de latitude (Figure 14). Dans la zone Nord, *Xylota quadrimaculata* domine avec 37.9% des individus, suivie de *Xylota hinei* avec 18% et de *Xylota subfasciata* avec 14.1%. Le groupe *Xylota naknek* ou *Xylota tuberculata* et *Sericomys militaris* Walker, 1849, occupent respectivement 5.3% et 3.4% d'abondance. En zone Centrale, *Xylota quadrimaculata* reste l'espèce la plus abondante avec 29.1%, suivie de près par *Xylota hinei* à 23.8% et *Xylota subfasciata* à 18.6%. Dans cette zone, le groupe *Xylota naknek* ou *Xylota tuberculata* et *Toxomerus geminatus* apparaissent avec respectivement 5.2% et 4.7% d'abondance. Enfin, en zone Sud, la domination de *Xylota quadrimaculata* est encore plus marquée, atteignant 40.4%. *Xylota subfasciata* et *Hinei* suivent avec respectivement 22.1% et 13.1%, tandis que *Toxomerus geminatus* et *Xylota segnis* (Linnaeus, 1758) sont présentes avec 10.8% et 3.1% d'abondance.

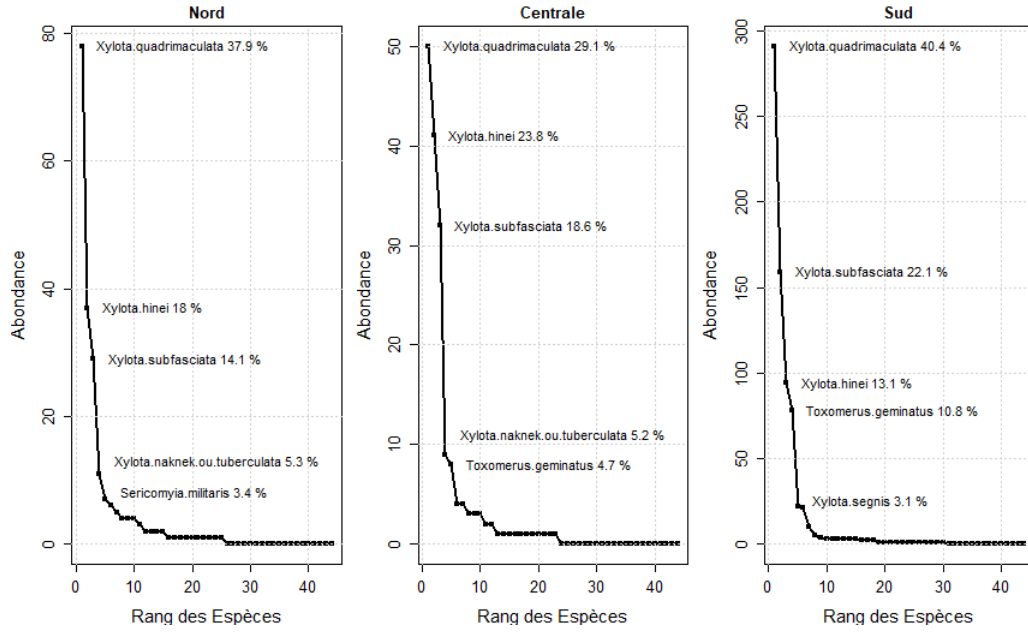


FIGURE 14 – Rang d'abondance des 3 zones d'étude

5.3 Estimateur non paramétrique Chao 1

L'indice de Chao 1 a été utilisé pour estimer la richesse spécifique des trois zones étudiées (Table 4). Pour la zone Nord, environ 26.47% des espèces n'ont pas été recensées, soit environ 9 espèces manquantes. Dans la zone Centrale, le pourcentage d'espèces non trouvées est plus élevé, atteignant 44.35%, ce qui correspond à environ 18 espèces manquantes. Enfin, pour la zone Sud, 35.48% des espèces, soit environ 16 espèces, n'ont pas été trouvées dans ces relevés.

TABLE 4 – Valeurs de l'estimateur de Chao 1 pour les zones Nord, Centrale, Sud et l'ensemble des échantillons

	S_{obs}	S_{chao1}	se_{chao1}	% espèces estimées manquantes
Nord	25	34.00	7.60	26.47
Centrale	23	41.33	15.04	44.35
Sud	30	46.50	12.889	35.48
Total	44	48.00	3.91	8.33

5.4 Diversité alpha

Les indices de Simpson et de Shannon ne suivent pas la loi normale ($W_{\text{simpson}} = 0.7684$, $\text{p-value}_{\text{simpson}} = 4.07\text{e-}06$) ($W_{\text{shannon}} = 0.8833$, $\text{p-value}_{\text{shannon}} = 0.0012$) et leurs variances sont hétérogènes ($\text{df}_{\text{simpson}} = 2$, $\text{K-squared}_{\text{simpson}} = 15.754$, $\text{p-value}_{\text{simpson}} = 0.0004$) ($\text{df}_{\text{shannon}} = 2$, $\text{K-squared}_{\text{shannon}} = 12.103$, $\text{p-value}_{\text{shannon}} = 0.0023$). Seul le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé. Celui-ci démontre que les distributions des indices de Simpson et Shannon entre les zones sont identiques ($\text{df}_{\text{simpson}} = 2$, $\text{chi-squared}_{\text{simpson}} = 0.0556$, $\text{p-value}_{\text{simpson}} = 0.9726$) ($\text{df}_{\text{shannon}} = 2$, $\text{chi-squared}_{\text{shannon}} = 0.7042$, $\text{p-value}_{\text{shannon}} = 0.7032$).

Les moyennes de l'indice de Simpson sont de 0.6340 par site pour la zone Nord, de 0.6914 par site pour la zone Centrale et de 0.6938 pour la zone Sud. En ce qui concerne l'indice de Shannon, la zone Nord possède une moyenne de 1.3353, la zone Centrale de 1.3399 et la zone Sud de 1.5228.

Les données de l'indice de Pielou suivent une loi normale ($W = 0.9543$, $\text{p-value} = 0.1534$) et leurs variances sont homogènes ($\text{df} = 2$, $\text{K-squared} = 0.0620$, $\text{p-value} = 0.9695$). L'analyse de la variance (ANOVA) a montré des différences significatives entre les moyennes des indices de Pielou dans les différentes zones ($\text{df} = 2$, $F \text{ value} = 7.9851$, $\text{p-value} = 0.0115$). De plus, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis ($\text{df} = 2$, $\text{chi-squared} = 11.137$, $\text{p-value} = 0.0038$) a également confirmé des différences significatives dans la distribution des indices de Pielou entre les zones. Le test post-hoc de Dunn a révélé que la zone Sud présente des différences significatives par rapport aux zones Centrale et Nord (Table 5).

Les valeurs moyennes de l'indice de Pielou sont de 0.8550 pour la zone Nord, 0.8562 pour la zone Centrale et 0.7029 pour la zone Sud.

TABLE 5 – Résultats du test de Dunn pour l'indice de Pielou

	Centrale		Nord	
	z-value	p-value	z-value	p-value
Nord	0.0779	0.4689		
Sud	2.9482	0.0016	2.8055	0.0025

Les valeurs des indices par site sont disponibles en Annexe 5 et les boxplots de distribution des différents indices en Annexe 6.

5.4.1 GLMM

Les résultats de l'analyse GLMM (Table 6) montrent que la latitude a un impact significatif sur la richesse spécifique, l'abondance et l'estimateur de Chao 1, avec des z-values négatives indiquant une diminution de ces variables à mesure que la latitude augmente (Figure 15). En revanche, la longitude n'a pas d'effet significatif sur ces mêmes variables (Table 6, Figure 18). Les indices de diversité (Simpson, Shannon, Pielou) ne sont pas influencé par la latitude ni la longitude (Table 6, Figure 16).

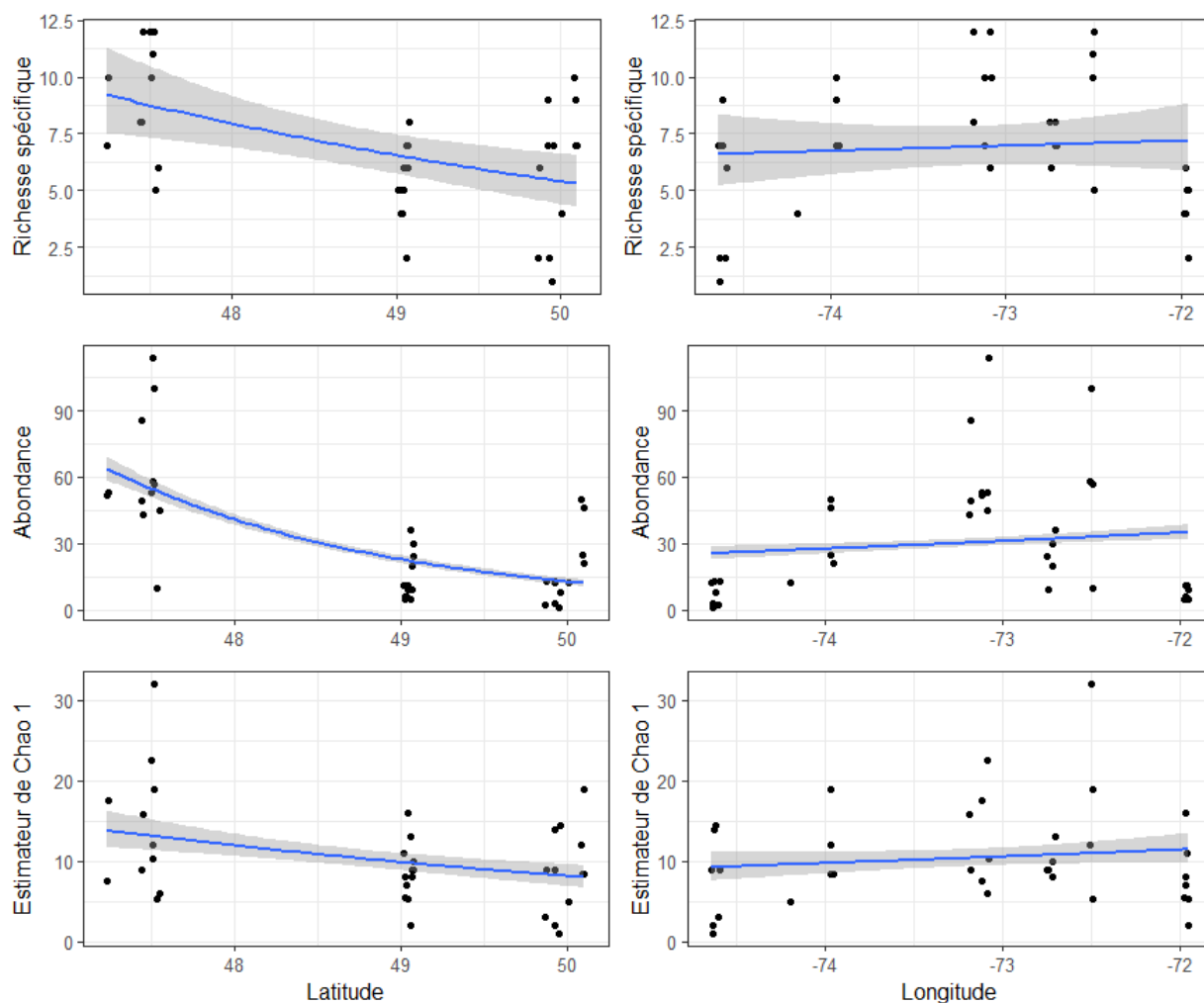


FIGURE 15 – *Effet de la latitude et de la longitude sur la richesse spécifique, l'abondance et l'estimateur de Chao 1*

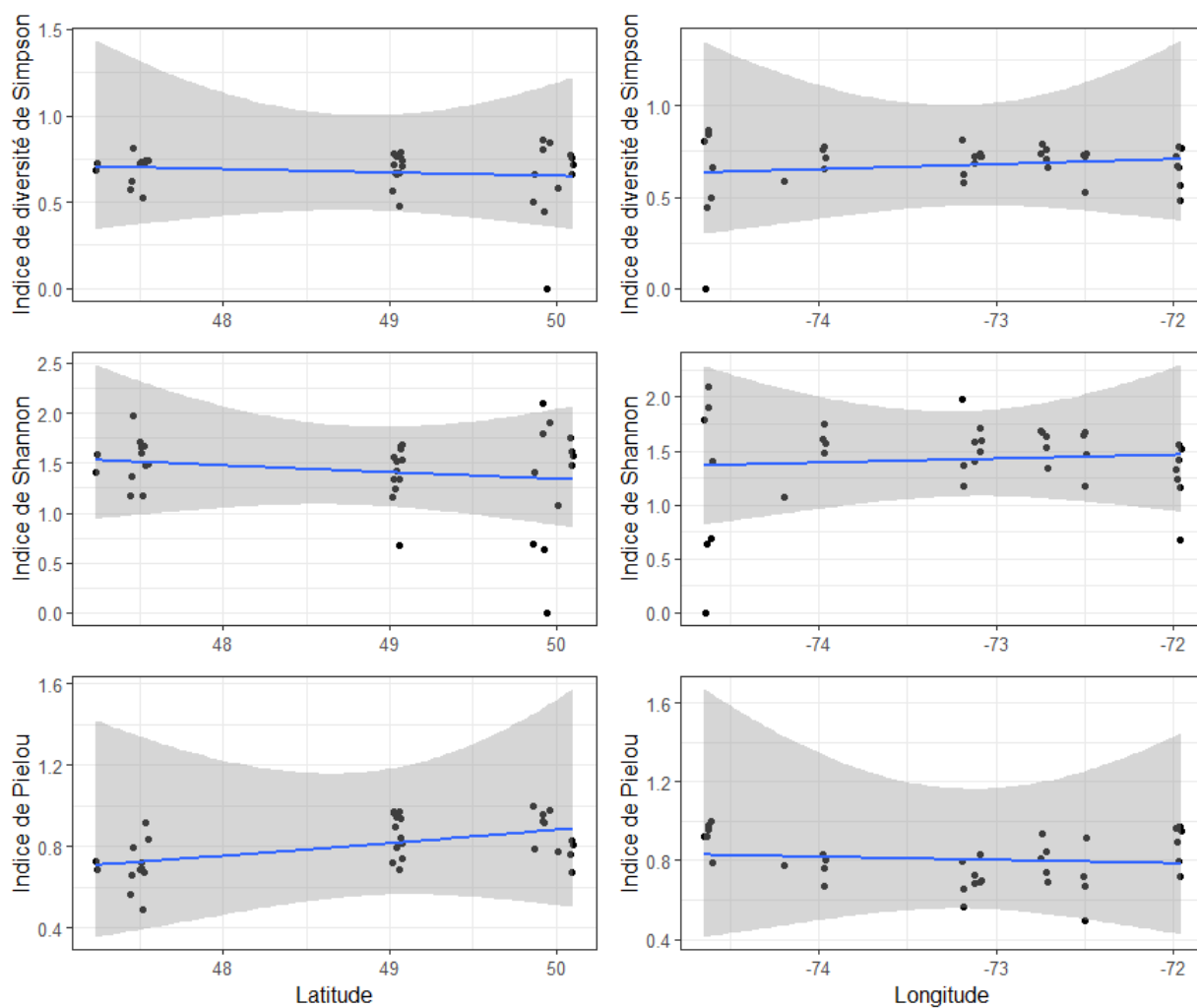


FIGURE 16 – *Effet de la latitude et de la longitude sur les indices de diversité*

TABLE 6 – Résultats de l'analyse GLMM pour les différentes variables dépendantes

	Latitude			Longitude		
	df	z-value	p-value	df	z-value	p-value
Richesse spécifique	1	-3.388	0.0007	1	-1.174	0.2405
Abondance	1	-5.118	3.09E-07	1	-1.692	0.0907
Estimateur de Chao 1	1	-1.988	0.0468	1	-0.265	0.7913
Indice de Simpson	1	-0.065	0.9480	1	0.130	0.8970
Indice de Shannon	1	-0.318	0.7510	1	-0.009	0.9930
Indice de Pielou	1	0.441	0.6590	1	0.140	0.8890

5.5 Diversité Bêta

5.5.1 Indice de Sørensen

L'indice de Sørensen (BetaSor) pour les échantillons étudiés est constant à 0.4848, comme illustré dans le graphique (Figure 17). Cet indice se décompose en deux composantes : BetaNes, qui représente le degré d'imbrication des communautés, avec une valeur très faible et constante de 0.0711, et BetaSim, qui mesure le renouvellement des espèces, avec une valeur de 0.4138. La valeur relativement élevée de BetaSor indique une variation modérée dans la structure des communautés entre les sites échantillonnés, cette variation est principalement due au renouvellement des espèces (BetaSim), qui contribue à environ 85.38% de la dissimilarité observée, en revanche, l'imbrication des communautés (BetaNes) joue un rôle beaucoup moins significatif, représentant seulement 14.62% de la variation totale, ce résultat souligne que les différences entre les communautés sont principalement attribuées à la substitution des espèces d'un site à l'autre, plutôt qu'à l'inclusion d'espèces dans des ensembles imbriqués.

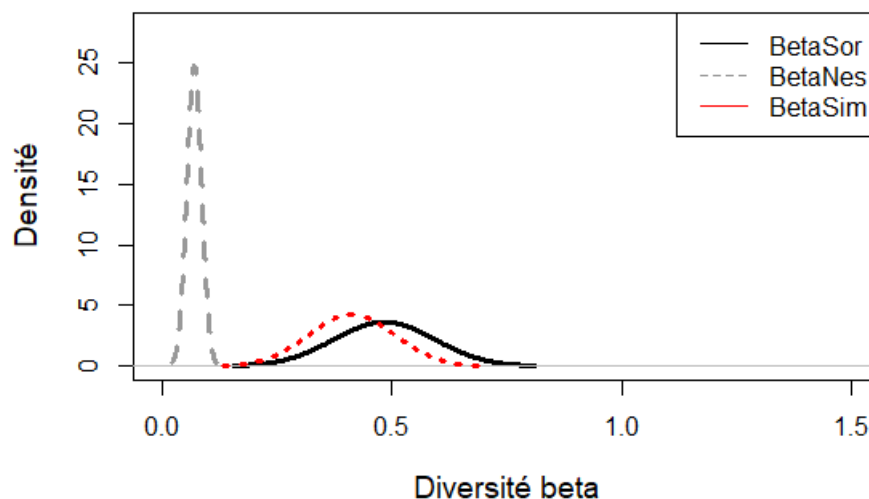


FIGURE 17 – Décomposition de la diversité au sein de l'ensemble des échantillons

5.5.2 PCoA

L'analyse PERMANOVA a révélé une différence significative dans la composition des communautés entre les zones étudiées, avec un R^2 de 0.19879 et une p-value de 0.001, indiquant que près de 20% de la variance dans la composition des espèces peut être expliquée par la différenciation géographique des zones. Afin d'examiner plus en détail les différences spécifiques entre chaque paire de zones, des tests post-hoc pairwise adonis ont été réalisés (Table 7). Les résultats montrent que la comparaison entre les zones Centrale et Sud révèle une différence significative, avec un R^2 de 0.2634 et une p-value ajustée de 0.003. De même, la comparaison entre les zones Nord et Sud montre une différence significative avec un R^2 de 0.1769 et une p-value ajustée de 0.004. En revanche, aucune différence significative n'a été observée entre les zones Centrale et Nord, comme l'indique la p-value ajustée de 0.509.

TABLE 7 – Résultats des tests post-hoc pairwise adonis

Paires de zones	Df	R ²	p-valeur ajustée
Centrale vs Nord	1	0.0395	0.479
Centrale vs Sud	1	0.2634	0.003
Nord vs Sud	1	0.1769	0.003

Les deux premiers axes de l'analyse en coordonnées principales (PCoA) (Figure 18) expliquent ensemble 48.89% de la variance, avec la dimension 1 contribuant à 33.39% de cette variance et la dimension 2 à 15.50%. L'analyse révèle que les zones géographiques, en particulier la zone Sud, jouent un rôle majeur dans la structuration des communautés d'espèces de syrphes. La zone Sud se distingue clairement des zones Nord et Centrale (Figure 18).

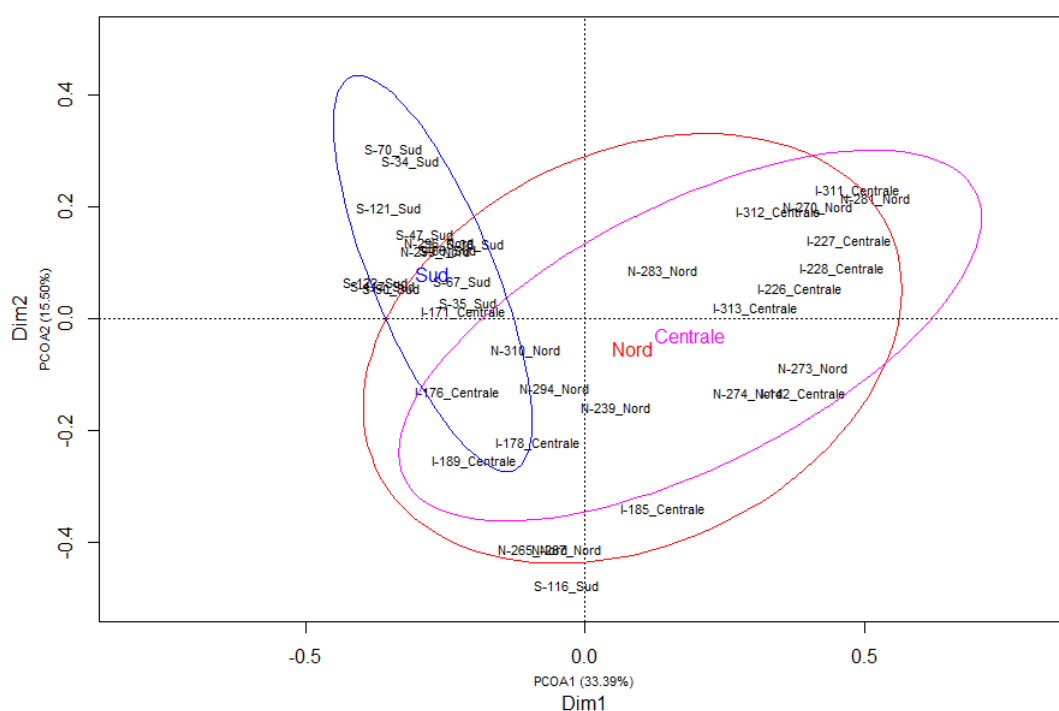


FIGURE 18 – PCoA (1,2) pour les zones Nord, Centrale et Sud

6 Discussion

6.1 Exhaustivité de l'échantillonnage

Un total de 1098 spécimens a été collecté sur l'ensemble des sites d'étude. On observe une distribution des espèces inégale entre les différentes zones, avec 720 spécimens collectés dans la zone Sud, contre 206 dans la zone Nord et 172 dans la zone Centrale. Cependant, la diversité spécifique est similaire entre les zones, avec respectivement 25, 23, et 30 espèces recensées dans les zones Nord, Centrale, et Sud (Table 1).

Les courbes d'accumulation (Figure 10) montrent que l'échantillonnage global semble adéquat pour l'ensemble des sites, avec une tendance vers l'asymptote à 44 espèces. Toutefois, les courbes spécifiques à chaque zone ne montrent pas d'asymptote, suggérant un échantillonnage insuffisant. Cela indique qu'un effort accru, tel que l'augmentation du nombre de sites par zone, aurait été nécessaire. L'analyse de Carignan-Guillemette et al. (2020), effectuée sur les mêmes sites mais sur les populations d'abeilles, corrobore ces résultats, montrant que bien que l'échantillonnage global soit suffisant pour les abeilles, certaines zones restent sous-échantillonnées, confirmant la nécessité d'augmenter l'effort d'échantillonnage. Les courbes de raréfaction (Figure 11 et 12) confirment ces observations, en montrant que seule la zone Sud atteint un plateau, indiquant un échantillonnage suffisant.

L'estimateur de Chao 1 (Table 4) vient confirmer les interprétations de la courbe d'accumulation pour l'ensemble des échantillons. En effet, selon l'estimateur de Chao 1, seul 8.33% des espèces n'auraient pas été échantillonnées. En revanche, contrairement à ce que montrent les courbes de raréfaction, c'est la zone Nord qui a le pourcentage d'espèces manquantes le plus faible avec 26.47%. La zone du Sud aurait plus d'un tiers de ces espèces non échantillonnées avec 35.48% et la zone du Centrale se rapproche de la moitié des espèces non échantillonnées avec 44.35%. Cependant, l'estimateur de Chao est influencé par la taille de l'échantillonnage. Si l'échantillonnage est trop petit, il y a un risque accru que de nombreuses espèces rares ne soient pas détectées, ce qui conduit l'estimateur de Chao à sous-estimer la richesse réelle des espèces (Chao & Chiu, 2016).

L'incomplétude de l'échantillonnage peut s'expliquer par plusieurs facteurs. Premièrement, la période d'échantillonnage se limitant à l'été, cela n'a pas permis de capturer les espèces actives plus tôt (Miranda et al., 2013). Deuxièmement, les pièges à coupelles colorées, bien qu'utilisées couramment, sont moins efficaces pour capturer certaines espèces de syrphes, favorisant souvent les insectes de petite taille (Moreira et al., 2016). De plus, Westerberg et al. (2021) ont observé que les syrphes sont plus fréquemment capturés par les pièges jaunes comparé aux pièges bleus et blancs, ce qui suggère que la couleur du piège influence l'efficacité de la capture.

Pour pallier ces limitations, il est recommandé de combiner l'utilisation de filets et de coupelles colorées (Bashir & Sajjad, 2013; Popic et al., 2013; Prendergast et al., 2020). Cependant, en raison de la végétation dense et des conditions climatiques défavorables, l'utilisation du filet n'a pas été possible dans cette étude. L'utilisation de pièges à tente Malaise, recommandés par plusieurs guides de collection (Miranda et al., 2013; Speight et al., 2000; Vockeroth, 1992), aurait également été une alternative efficace, bien que plus

coûteuse et complexe à mettre en place.

6.2 Structure spécifique des communautés de syrphes

6.2.1 Richesse et abondance

Les résultats (Tables 2 et 3) montrent une différence significative pour la richesse spécifique et l'abondance entre la zone sud et les zones centrale et nord, avec une richesse et une abondance plus élevée dans la zone sud. Cela pourrait s'expliquer par la différence de latitude qui est plus élevée entre les sites de la zone Sud et de la zone Centrale qu'entre les sites de la zone Nord et de la zone Centrale. Une différence marquante est l'appartenance à la zone tempérée nordique de la zone Sud tandis que les zones Centrale et Nord se trouvent dans la zone boréale.

Les analyses par GLMM (Figure 15), appliquées à chaque site, montrent une dépendance négative significative avec la latitude pour la richesse spécifique, l'abondance, et l'estimateur de Chao (Table 6). Ces résultats sont cohérents avec le phénomène bien documenté de diminution de la biodiversité des tropiques vers les pôles, comme le montrent Mannion et al. (2014) et Hillebrand (2004). Ils permettent également d'ajouter des informations par rapport à l'étude de Keil et al. (2008) qui n'avaient pas trouvé de relation entre la richesse spécifique des syrphes et la latitude en Europe.

Ces résultats sont en accord avec ceux de Carignan-Guillemette et al. (2020), qui a observé une diminution de la richesse et de l'abondance des genres d'Anthophila avec l'augmentation de la latitude, bien que cette relation ne soit pas observée pour le genre *Bombus*. Cela souligne la complexité des facteurs influençant la diversité, qui peuvent varier selon les groupes taxonomiques.

La littérature propose plusieurs explications pour ces variations de biodiversité le long des gradients latitudinaux. Mansuy (2015) ont montré que dans les régions nordiques, la végétation devient plus clairsemée et moins productive, ce qui pourrait limiter les ressources disponibles pour les syrphes. De plus, le climat plus rigoureux au nord, avec des saisons de croissance plus courtes et des feux de forêt plus fréquents, pourrait contribuer à cette diminution de la biodiversité.

Enfin, il est important de noter que les mécanismes sous-jacents à ces gradients de biodiversité sont encore débattus. Andrew & Hughes (2008) ont mis en évidence une corrélation entre la température et la diversité des espèces, suggérant que les zones plus froides, comme celles situées à des latitudes plus élevées, pourraient effectivement voir une diminution de la richesse spécifique et de l'abondance en raison de conditions climatiques moins favorables.

6.2.2 Rangs d'abondance

L'analyse des rangs d'abondance (Figure 14) révèle que *Xylota quadrimaculata* est l'espèce dominante dans les trois zones étudiées, représentant 38.2% du total des spécimens. Cette prédominance peut s'expliquer par la capacité de cette espèce à tirer parti des habitats créés par les coupes à blanc, où les larves saprophages de *Xylota* trouvent des conditions idéales pour se développer (Marshall, 2006; Skevington et al., 2019).

Outre *Xylota quadrimaculata*, d'autres espèces du même genre, telles que *Xylota hinei*, *Xylota subfasciata*, et le groupe *Xylota naknek* ou *Xylota tuberculata*, sont également bien représentées. Ces espèces profitent des conditions favorables offertes par la décomposition du bois et la présence de sève en abondance (Skevington et al., 2019).

Xylota segnis, en revanche, se distingue par sa distribution limitée à la zone Sud, où elle représente 3% des spécimens. Cette espèce est notable pour sa distribution simultanée en Amérique, en Europe, et en Asie, et semble bien adaptée aux environnements modifiés par l'activité humaine (Skevington et al., 2019).

Toxomerus geminatus, également abondante dans les trois zones, montre une grande flexibilité écologique, s'adaptant à divers habitats tels que les forêts, les champs, et les marais. Cette capacité, combinée à la prédation de pucerons et d'acariens par les larves, en fait une espèce courante au Canada (Skevington et al., 2019; Vockeroth, 1992).

Enfin, *Sericomyia militaris* est particulièrement présente dans la zone Nord, probablement en raison du type de végétation et de climat qui est favorable à cette espèce dont les larves sont saprophages et vivent dans les zones humides (Skevington et al., 2019).

Les études de Deans et al. (2007) et Sugar (2000) ont examiné des coupes à blanc dans la forêt boréale québécoise, réalisées bien avant notre propre étude. Contrairement à nos résultats, ces recherches n'ont pas trouvé *Xylota quadrimaculata* comme espèce la plus abondante, mais plutôt des espèces généralistes telles que *Toxomerus marginatus* (Say, 1823) et *Syrphus ribesii* (Linnaeus, 1758). Ces différences peuvent s'expliquer par la localisation des études, menées en Ontario, une région plus à l'ouest que le Québec, ainsi que par le laps de temps plus long écoulé depuis les coupes à blanc.

6.3 Diversité alpha

L'indice de Pielou montre que la zone Sud présente une répartition des espèces moins équitable, probablement en raison de la forte dominance de *Xylota quadrimaculata*. Les indices de Simpson et de Shannon n'ont montré aucune différence significative entre les trois zones. Ceux-ci ont des valeurs assez élevées, ce qui traduit une bonne répartition des espèces au sein des communautés.

Les GLMM n'ont montré aucun effet significatif de la latitude ou de la longitude sur ces indices de diversité alpha.

6.4 Diversité bêta

Les analyses PCoA (Figures 18) ainsi que l'analyse PERMANOVA (Table 7) montrent clairement une différence de communauté entre la zone Sud et les zones Nord et Centrale. Cette distinction peut être expliquée par les différences de végétation et de climat entre les zones de végétations (Figure 6). En effet, les zones Nord et Centrale se trouvent dans la sous-zone de la forêt boréale fermée, caractérisée par des forêts denses dominées par l'épinette noire et le sapin baumier. En revanche, la zone Sud appartient à la sous-zone de la forêt mixte de la zone tempérée nordique, composée de peuplements mixtes de feuillus

et de conifères. Ces différences en termes de végétation et de climat peuvent induire une variation significative des communautés de syrphes (Morneau, 2021).

L'analyse de la dissimilarité de Sørensen montre que la majorité de la dissimilarité entre les zones est expliquée par le turnover des espèces, indiquant un remplacement important des espèces entre les zones plutôt qu'un simple emboîtement des compositions spécifiques (nestedness). Ce turnover pourrait être le résultat des contraintes environnementales induites par la coupe à blanc ou encore le changement de climat, qui favorisent certaines espèces dans des zones spécifiques tout en excluant d'autres.

6.5 Biais et limitations de l'étude

Les biais liés aux étapes multiples de l'étude peuvent être nombreux. Certains d'entre eux, tels que les méthodes de capture et le biais saisonnier, ont déjà été discutés.

Les erreurs lors de l'identification des spécimens à l'espèce ont également pu induire un biais taxonomique. De plus, certains spécimens n'étaient pas identifiables jusqu'à l'espèce. Par exemple, les femelles des espèces *Eupeodes americanus*, *fumipennis* et *pomus* ainsi que celles de *Eupeodes luniger* et de *neoperplexus* ne sont pas distinguables morphologiquement. C'est également le cas pour les espèces du groupe *Sphaerophoria abbreviata*, *Sphaerophoria asymmetrica* et *Sphaerophoria philanthus* et du groupe *Xylota naknek* et *Xylota tuberculata*. Les femelles de tout le genre *Heringia* n'étaient pas distinguables morphologiquement non plus. Quelques spécimens des genres *Eupeodes*, *Toxomerus* et *Xylota* présentaient des parties manquantes nécessaires à l'identification. Enfin, les mâles du genre *Sphaerophoria* n'étaient pas distinguables étant donné que leur surstylus n'était pas visible.

Un autre biais important est l'autocorrélation spatiale entre les sites. Pour faciliter l'étude, les sites ont été considérés comme indépendants spatialement. Cependant, certains tests statistiques exigent que l'hypothèse d'absence d'autocorrélation spatiale soit vérifiée. Celle-ci pourrait être testée grâce à l'indice I de Moran (Moran, 1950).

7 Conclusion et perspectives

L'étude visait à analyser la diversité spécifique des communautés de syrphes dans les coupes à blanc de la forêt boréale du Québec, le long d'un gradient de latitude. Cette recherche s'inscrit dans un contexte où les gradients latitudinaux en biodiversité sont souvent étudiés, mais rarement explorés dans des écosystèmes aussi spécifiques que la forêt boréale. Notre hypothèse de départ postulait que la richesse spécifique et l'abondance des syrphes seraient plus élevées à des latitudes plus basses, en raison des conditions climatiques plus favorables.

Pour tester cette hypothèse, nous avons étudié 36 sites répartis sur trois domaines bioclimatiques distincts, allant de la sapinière à bouleau jaune au sud à la pessière à mousses au nord. Les échantillonnages ont été réalisés durant l'été 2020 à l'aide de pièges à coupelles colorées, une méthode bien établie pour capturer les pollinisateurs. Les spécimens collectés ont ensuite été identifiés jusqu'au niveau de l'espèce, permettant ainsi de dresser un inventaire précis de la diversité des syrphes le long du gradient latitudinal.

Les analyses statistiques ont permis de montrer qu'il y avait bien une diminution de l'abondance ainsi que de la richesse spécifique des syrphes en diminuant la latitude. Contrairement à Keil et al. (2008), qui n'ont trouvé aucune tendance entre la richesse spécifique et la latitude en Europe, les résultats suggèrent une relation inverse dans le contexte de la forêt boréale du Québec. Cependant, aucune relation entre la latitude et les indices de diversité de Simpson, Shannon, et Pielou n'a été démontrée.

Certains biais, tels que l'exhaustivité de l'échantillonnage et l'absence de test d'autocorrélation spatiale entre les sites, pourraient avoir influencé ces résultats. Il est donc important de prendre tous les biais en compte pour l'interprétation des résultats.

Pour les recherches futures, il serait pertinent de mettre en place une approche plus robuste en augmentant le nombre de sites étudiés et en diversifiant les techniques d'échantillonnage. Par exemple, combiner les pièges à coupelles avec des filets entomologiques permettrait d'obtenir un échantillon plus représentatif de la diversité des syrphes. De plus, étendre l'étude à un gradient latitudinal plus large, couvrant une plus grande partie de la forêt boréale, pourrait offrir une meilleure compréhension des dynamiques de distribution des syrphes. Il serait également judicieux de comparer des sites ayant subi une coupe à blanc avec des sites non perturbés pour évaluer l'impact de cette pratique sur la biodiversité des syrphes. Enfin, il serait essentiel de tester l'autocorrélation des sites dans les analyses futures pour s'assurer que les conclusions tirées ne sont pas biaisées par des dépendances spatiales non prises en compte.

8 Contribution personnelle

Ce Travail de Fin d'Études s'inscrit dans la continuité d'un mémoire de master réalisé par Léonie Carignan-Guillemette en 2020 sur les abeilles sauvages. Les spécimens de syrphes utilisés dans cette étude ont tous été collectés en 2020 et pré-identifiés jusqu'au niveau du genre. Mon rôle dans ce projet a été de vérifier les identifications initiales des syrphes et de poursuivre leur identification jusqu'au niveau spécifique. Cette étape d'identification m'a ensuite permis de réaliser des analyses statistiques pour tester l'hypothèse de départ, selon laquelle l'abondance et la diversité spécifique des syrphes augmenteraient en diminuant de latitude.

Références

- Abrol, D. P. (2012). *Pollination Biology*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1942-2>
- Amos, J. J. H. (2019). Habitat Use in Undisturbed Forest and the Effect of Variable Retention Harvesting on Pollinator Assemblages (Apoidea, Syrphidae) in the Boreal Forest of Alberta. Publisher : University of Alberta Libraries. <https://doi.org/10.7939/R3-13WP-FW63>
- Andrew, N. R. & Hughes, L. (2008). Abundance–body mass relationships among insects along a latitudinal gradient. *Austral Ecology*, 33(3), 253–260. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01804.x>
- Banks, C. J. (1959). Experiments with suction traps to assess the abundance of Syrphidae (Diptera), with special reference to aphidophagous species. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 2(2), 110–124. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1959.tb02102.x>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., Bortoli, J. D., Leprieur, F., Logez, M., Martinez-Santalla, S., Martin-Devasa, R., Gomez-Rodriguez, C., Crujeiras, R. M., & Henriques-Silva, R. (2023). *betapart : Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components*. <https://cran.r-project.org/web/packages/betapart/index.html>
- Bashir, M. & Sajjad, A. (2013). Monitoring hymenoptera and diptera pollinators in a sub-tropical forest of southern punjab, pakistan. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 50(3), 359–366. Place : Pakistan. http://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:45054559
- Bates, D., Maechler, M., Bolker [aut, B., cre, Walker, S., Christensen, R. H. B., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., Grothendieck, G., Green, P., Fox, J., Bauer, A., simulate.formula), P. N. K. s. c. o., Tanaka, E., & Jagan, M. (2024). *lme4 : Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4*. <https://cran.r-project.org/web/packages/lme4/index.html>
- Bates, H. W. (1862). Contributions to an Insect Fauna of the Amazon Valley. Lepidoptera : Heliconidae. *Transactions of the Linnean Society of London*, 23(3), 495–566. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1860.tb00146.x>
- Bańkowska, R. (1980). *Fly communities of the family Syrphidae in natural and anthropogenic habitats of Poland*. Number 33 in Memorabilia Zoologica. Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- Berteaux, D., Casajus, N., & De Blois, S. (2014). *Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine naturel*. Presses de l'université du Québec.

- Bodo, T., Gimah, B. G., & Seomoni, K. J. (2021). Deforestation and Habitat Loss : Human Causes, Consequences and Possible Solutions. *Journal of Geographical Research*, 4(2), 22–30. <https://doi.org/10.30564/jgr.v4i2.3059>
- Branquart, E. & Hemptinne, J. (2000). Selectivity in the exploitation of floral resources by hoverflies (Diptera : Syrphinae). *Ecography*, 23(6), 732–742. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00316.x>
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2307/1942268>. <https://doi.org/10.2307/1942268>
- Brewer, M. & Elliott, N. (2004). Biological control of cereal aphids in north america and mediating effects of host plant and habitat manipulations. *Annual Review of Entomology*, 49(1), 219–242. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.49.061802.123149>
- Brühl, C. A., Bakanov, N., Köthe, S., Eichler, L., Sorg, M., Hörren, T., Mühlethaler, R., Meinel, G., & Lehmann, G. U. C. (2021). Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Scientific Reports*, 11(1), 24144. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w>
- Bunge, J. & Fitzpatrick, M. (1993). Estimating the Number of Species : A Review. *Journal of the American Statistical Association*, 88(421), 364–373. <https://doi.org/10.1080/01621459.1993.10594330>
- Burgio, G. & Sommaggio, D. (2007). Syrphids as landscape bioindicators in Italian agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2-4), 416–422. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.021>
- Canadian National Collection (2010). *Syrphidae Latreille 1802 (Family)*. Last Modified : 2024-05-17 (CNC 1.7.1.1). <https://www.cnc.agr.gc.ca/taxonomy/Taxonomy.php?id=18567>
- Cao, L., Zeng, Q., Ren, Q., Zeng, A., & Zhang, Y. (2022). Morphological characteristics and biological cycle of the hoverfly *Eristalinus arvorum* (Fabricius, 1787) (Diptera, Syrphidae). *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6, 1052908. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.1052908>
- Carignan-Guillemette, L., McCune, F., Fournier, V., & Bouchard, M. (2020). *Influence of a climatic gradient on wild bees in boreal forest clear-cuts*. Université Laval, Québec, Canada.
- Chao, A. (1984). Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11(4), 265–270. Publisher : [Board of the Foundation of the Scandinavian Journal of Statistics, Wiley]. <http://www.jstor.org/stable/4615964>
- Chao, A. & Chiu, C.-H. (2016). Nonparametric Estimation and Comparison of Species Richness. *eLS*, 1–11. John Wiley & Sons, Ltd. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/9780470015902.a0026329>. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026329>

- Chazdon, R., Colwell, R., Denslow, J., & Guariguata, M. (1998). Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. *In Forest biodiversity research, monitoring and modelling*, 285–309. Journal Abbreviation : In Forest biodiversity research, monitoring and modelling.
- Clarke, H. E. (2024). A checklist of European butterfly larval foodplants. *Ecology and Evolution*, 14(1), e10834. <https://doi.org/10.1002/ece3.10834>
- Cloutier, S., Mendes, P., Cimon-Morin, J., Pellerin, S., Fournier, V., & Poulin, M. (2024). Assessing the contribution of lawns and semi-natural meadows to bee, wasp, and flower fly communities across different landscapes. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01516-2>
- Coe, R. L. (1953). *Diptera. Syrphidae*. (royal entomological society ed.), volume 10 of *Handbooks for the identification of British insects*. <https://www.royensoc.co.uk/shop/publications/out-of-print-handbooks/diptera-syrphidae/>
- Colley, M. R. & Luna, J. M. (2000). Relative Attractiveness of Potential Beneficial Insectary Plants to Aphidophagous Hoverflies (Diptera : Syrphidae). *Environmental Entomology*, 29(5), 1054–1059. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-29.5.1054>
- Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (2017). Espèces sauvages 2015 : La situation générale des espèces au Canada. Technical report, Ottawa.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- CSBQ, D. e. e. p. l. c. e. l. c. d. l. S. d. R. d. (2023). *Chapitre 15 Analyse en coordonnées principales / Atelier 9 : Analyses multivariées en R*. <https://r.qcbs.ca/workshop09/book-fr/analyse-en-coordonn%C3%A9es-principales.html>
- Danks, H. V. & Footitt, R. G. (1989). Insects of the boreal zone of Canada. *The Canadian Entomologist*, 121(8), 625–690. <https://doi.org/10.4039/Ent121625-8>
- Deans, A. M., Smith, S. M., Malcolm, J. R., Crins, W. J., & Bellocq, M. I. (2007). Hoverfly (Syrphidae) Communities Respond to Varying Structural Retention After Harvesting in Canadian Peatland Black Spruce Forests. *Environmental Entomology*, 36(2), 308–318. <https://doi.org/10.1093/ee/36.2.308>
- Direction des communications, des pêcheries et de l'alimentation], M. d. l., editor (2020). *Agir, pour une agriculture durable*. <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/4210322>
- Droege, S., Tepedino, V. J., Lebuhn, G., Link, W., Minckley, R. L., Chen, Q., & Conrad, C. (2010). Spatial patterns of bee captures in North American bowl trapping surveys. *Insect Conservation and Diversity*, 3(1), 15–23. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00074.x>
- Dunn, L., Lequerica, M., Reid, C. R., & Latty, T. (2020). Dual ecosystem services of syrphid flies (Diptera : Syrphidae) : pollinators and biological control agents. *Pest Management Science*, 76(6), 1973–1979. <https://doi.org/10.1002/ps.5807>

- Eblen, R. A., Eblen, W. R., & Rene Dubos Center for Human Environments, editors (1994). *The encyclopedia of the environment*. Houghton Mifflin Co.
- Editeur officiel du Québec (2002). Règlement sur les exploitations agricoles. *Gazette officielle du Québec*, (24A), 3525–3539.
- Fattorini, R. & Glover, B. J. (2020). Molecular Mechanisms of Pollination Biology. *Annual Review of Plant Biology*, 71(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-081519-040003>
- Fayolle, A. (2008). *Structure des communautés de plantes herbacées sur les Grands Causses : Stratégies fonctionnelles des espèces et interactions interspécifiques*. Montpellier Supagro - Centre International d'Etudes supérieures en Sciences agronomiques, Montpellier, France.
- Forup, M. L., Henson, K. S. E., Craze, P. G., & Memmott, J. (2008). The restoration of ecological interactions : plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 742–752. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01390.x>
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810–821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>
- Gallopín, G. C. (1997). Indicators and their use : Information for decision-making. *Sustainability indicators : Report of the project on indicators for sustainable development*. (wiley : Scientific committee on problems of the environment (scope) ed.).
- Gervais, A., Chagnon, M., & Fournier, V. (2018). Diversity and Pollen Loads of Flower Flies (Diptera : Syrphidae) in Cranberry Crops. *Annals of the Entomological Society of America*, 111(6), 326–334. <https://doi.org/10.1093/aesa/say027>
- Gervasi, D. D. L. & Schiestl, F. P. (2017). Real-time divergent evolution in plants driven by pollinators. *Nature Communications*, 8(1), 14691. <https://doi.org/10.1038/ncomms14691>
- Gilbert, F. S. (1981). Foraging ecology of hoverflies : morphology of the mouthparts in relation to feeding on nectar and pollen in some common urban species. *Ecological Entomology*, 6(3), 245–262. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1981.tb00612.x>
- 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. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Gouvernement du Canada, S. C. (2018). *Section 2 — Les forêts et le secteur forestier au Canada*. Last Modified : 2018-03-14. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/16-201-x/2018001/sec-2-fra.htm>
- Grall, J. & Coïc, N. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Technical Report REF. Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT, Institut Universitaire Européen de la Mer – Université de Bretagne Occidentale, Laboratoire des sciences de l'Environnement marin.

- Haenke, S., Kovács-Hostyánszki, A., Fründ, J., Batáry, P., Jauker, B., Tscharntke, T., & Holzschuh, A. (2014). Landscape configuration of crops and hedgerows drives local syrphid fly abundance. *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 505–513. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12221>
- Hallmann, C. A., Ssymank, A., Sorg, M., De Kroon, H., & Jongejans, E. (2021). Insect biomass decline scaled to species diversity : General patterns derived from a hoverfly community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002554117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002554117>
- Hanley, N., Breeze, T. D., Ellis, C., & Goulson, D. (2015). Measuring the economic value of pollination services : Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosystem Services*, 14, 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.013>
- Hanula, J. L., Horn, S., & O'Brien, J. J. (2015). Have changing forests conditions contributed to pollinator decline in the southeastern United States? *Forest Ecology and Management*, 348, 142–152. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.044>
- Heneberg, P. & Bogusch, P. (2014). To enrich or not to enrich? Are there any benefits of using multiple colors of pan traps when sampling aculeate Hymenoptera? *Journal of Insect Conservation*, 18(6), 1123–1136. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9723-8>
- Herrera, C. M. (1990). Daily Patterns of Pollinator Activity, Differential Pollinating Effectiveness, and Floral Resource Availability, in a Summer-Flowering Mediterranean Shrub. *Oikos*, 58(3), 277. <https://doi.org/10.2307/3545218>
- Hillebrand, H. (2004). On the Generality of the Latitudinal Diversity Gradient. *The American Naturalist*, 163(2), 192–211. <https://doi.org/10.1086/381004>
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., & Tscharntke, T. (2007). Diversity of flower-visiting bees in cereal fields : effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 41–49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x>
- Huffaker, C. B., Messenger, P. S., & Adkisson, P. L., editors (1976). *Theory and practice of biological control*. Academic Press.
- Inouye, D. W., Larson, B. M. H., Ssymank, A., & Kevan, P. G. (2015). Flies and Flowers III : Ecology of foraging and pollination. *Journal of Pollination Ecology*, 16, 115–133. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2015\)15](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2015)15)
- IPBES (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Technical report, [object Object]. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3402856>
- Jauker, F., Diekötter, T., Schwarzbach, F., & Wolters, V. (2009). Pollinator dispersal in an agricultural matrix : opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology*, 24(4), 547–555. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9331-2>

- Joshi, S. & Ballal, C. R. (2013). Syrphid Predators for Biological Control of Aphids. *Journal of Biological Control*, 151–170. <https://isolar.sscldl.in/index.php/jbc/article/view/45596>
- Kanstrup, J. & Olesen, J. (2000). Plant-flower visitor interactions in a neotropical rain forest canopy : community structure and generalisation level.
- Katzourakis, A., Purvis, A., Azmeh, S., Rotheray, G., & Gilbert, F. (2001). Macroevolution of hoverflies (Diptera : Syrphidae) : the effect of using higher-level taxa in studies of biodiversity, and correlates of species richness. *Journal of Evolutionary Biology*, 14(2), 219–227. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2001.00278.x>
- Keil, P., Dziock, F., & Storch, D. (2008). Geographical patterns of hoverfly (Diptera, Syrphidae) functional groups in Europe : inconsistency in environmental correlates and latitudinal trends. *Ecological Entomology*, 33(6), 748–757. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2008.01032.x>
- Kindt, R. (2024). *BiodiversityR : Package for Community Ecology and Suitability Analysis*. <https://cran.r-project.org/web/packages/BiodiversityR/index.html>
- Klecka, J., Hadrava, J., Biella, P., & Akter, A. (2018). Flower visitation by hoverflies (Diptera : Syrphidae) in a temperate plant-pollinator network. *PeerJ*, 6, e6025. <https://doi.org/10.7717/peerj.6025>
- Larson, B., Kevan, P., & Inouye, D. (2001). Flies and flowers : taxonomic diversity of anthophiles and pollinators. *The Canadian Entomologist*, 133(4), 439–465. <https://doi.org/10.4039/Ent133439-4>
- Legendre, L. & Legendre, P. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier. OCLC : 873894148.
- Losey, J. E. & Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56(4), 311. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)
- Lucas, A., Bodger, O., Brosi, B. J., Ford, C. R., Forman, D. W., Greig, C., Hegarty, M., Neyland, P. J., & De Vere, N. (2018). Generalisation and specialisation in hoverfly (Syrphidae) grassland pollen transport networks revealed by DNA metabarcoding. *Journal of Animal Ecology*, 87(4), 1008–1021. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12828>
- MacAlpine, J. F., editor (1987). *Manual of Nearctic Diptera. Vol. 2* (repr ed.), volume 2 of *Monograph / Agriculture Canada*. Canadian Government Publ. Centre.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell science.
- Mannion, P. D., Upchurch, P., Benson, R. B. J., & Goswami, A. (2014). The latitudinal biodiversity gradient through deep time. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(1), 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.09.012>
- Mansuy, N. (2015). Pleins feux sur la limite nordique d’exploitation des forêts. *Vecteur Environnement*, 48, 3.
- Marcon, E. (2015). Mesures de la Biodiversité.

- Marshall, S. A. (2006). *Insects : their natural history and diversity : with a photographic guide to insects of eastern North America*. Firefly Books.
- May, R. M. (1988). How Many Species Are There on Earth? *Science*, 241(4872), 1441–1449. <https://doi.org/10.1126/science.241.4872.1441>
- Mayden, R. L. (1997). A Hierarchy of Species Concepts : The Denouement in the Saga of the Species Problem. *Species : The units of diversity*, 381–423. Chapman & Hall.
- Mayr, E. (1999). *Systematics and the origin of species, from the viewpoint of a zoologist* (1st harvard university press pbk. ed ed.). Harvard University Press.
- Meine, C., Soulé, M., & Noss, R. F. (2006). “A Mission-Driven Discipline” : the Growth of Conservation Biology. *Conservation Biology*, 20(3), 631–651. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00449.x>
- Meyer, S., Unternährer, D., Arlettaz, R., Humbert, J.-Y., & Menz, M. H. (2017). Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 376–384. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.037>
- Miličić, M., Vujić, A., & Cardoso, P. (2018). Effects of climate change on the distribution of hoverfly species (Diptera : Syrphidae) in Southeast Europe. *Biodiversity and Conservation*, 27(5), 1173–1187. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1486-6>
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (2008). *L'aménagement durable en forêt boréale : une réponse concrète aux défis environnementaux* (version 1.1 ed.). Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. OCLC : 1132160416.
- Miranda, G., Young, A., Locke, M., Marshall, S., Skevington, J., & Thompson, F. (2013). Key to the Genera of Nearctic Syrphidae. *Canadian Journal of Arthropod Identification*, 23, 1–351.
- Moquet, L., Laurent, E., Bacchetta, R., & Jacquemart, A. (2018). Conservation of hoverflies (Diptera, Syrphidae) requires complementary resources at the landscape and local scales. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1), 72–87. <https://doi.org/10.1111/icad.12245>
- Moran, P. A. P. (1950). Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika*, 37(1-2), 17–23. <https://doi.org/10.1093/biomet/37.1-2.17>
- Moreira, E. F., Santos, R. L. D. S., Penna, U. L., Angel-Coca, C., De Oliveira, F. F., & Viana, B. F. (2016). Are pan traps colors complementary to sample community of potential pollinator insects? *Journal of Insect Conservation*, 20(4), 583–596. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9890-x>
- Morin, P. J. (2011). *Community ecology* (2nd ed ed.). Wiley. OCLC : ocn700735116.
- Morneau, C. (2021). Classification écologique du territoire québécois.

- Morris, M. C. & Li, F. Y. (2000). Coriander (*Coriandrum sativum*) “companion plants” can attract hoverflies, and may reduce pest infestation in cabbages. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 28(3), 213–217. <https://doi.org/10.1080/01140671.2000.9514141>
- Nakamura, S., Tamura, S., Taki, H., & Shoda-Kagaya, E. (2020). Propylene glycol : a promising preservative for insects, comparable to ethanol, from trapping to DNA analysis. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 168(2), 158–165. <https://doi.org/10.1111/eea.12876>
- O’Connor, R. S., Kunin, W. E., Garratt, M. P. D., Potts, S. G., Roy, H. E., Andrews, C., Jones, C. M., Peyton, J. M., Savage, J., Harvey, M. C., Morris, R. K. A., Roberts, S. P. M., Wright, I., Vanbergen, A. J., & Carvell, C. (2019). Monitoring insect pollinators and flower visitation : The effectiveness and feasibility of different survey methods. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(12), 2129–2140. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13292>
- 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., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., Durand, S., Evangelista, H. B. A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E. R., Smith, T., Stier, A., Braak, C. J. F. T., & Weedon, J. (2024). *vegan : Community Ecology Package*. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- 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>
- Omkar & Mishra, G. (2016). Syrphid Flies (The Hovering Agents). *Ecofriendly Pest Management for Food Security*, 259–279. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803265-7.00008-7>
- Orford, K. A., Vaughan, I. P., & Memmott, J. (2015). The forgotten flies : the importance of non-syrphid Diptera as pollinators. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 282(1805), 20142934. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2934>
- Pape, T., Blagoderov, V., & Mostovski, M. B. (2011). Animal biodiversity : An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa*, 3148(1). <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3148.1.42>
- Pielou, E. C. (1969). *An introduction to mathematical ecology*. Wiley-Interscience.
- Popic, T. J., Davila, Y. C., & Wardle, G. M. (2013). Evaluation of common methods for sampling invertebrate pollinator assemblages : net sampling out-perform pan traps. *PloS One*, 8(6), e66665. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066665>
- Prendergast, K. S., Menz, M. H. M., Dixon, K. W., & Bateman, P. W. (2020). The relative performance of sampling methods for native bees : an empirical test and review of the literature. *Ecosphere*, 11(5), e03076. [_eprint : https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/ecs2.3076](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/ecs2.3076) <https://doi.org/10.1002/ecs2.3076>

- Rabe-Hesketh, S. & Skrondal, A. (2010). Generalized Linear Mixed Models. *International Encyclopedia of Education*, 171–177. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-044894-7.01332-4>
- Radenković, S., Schweiger, O., Milić, D., Harpke, A., & Vujić, A. (2017). Living on the edge : Forecasting the trends in abundance and distribution of the largest hoverfly genus (Diptera : Syrphidae) on the Balkan Peninsula under future climate change. *Biological Conservation*, 212, 216–229. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.026>
- Raven, P. H. & Wagner, D. L. (2021). Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002548117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002548117>
- Reemer, M. (2014). A review of Microdontinae (Diptera : Syrphidae) of Surinam, with a key to the Neotropical genera. *Tijdschrift voor Entomologie*, 157(1), 27–57. <https://doi.org/10.1163/22119434-00002035>
- Ressources naturelles Canada (2023). L'état des forêts au Canada RAPPORT ANNUEL 2023. Technical report.
- Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological Responses to Habitat Edges : Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 491–522. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>
- Rocha, E. A., N.F. Souza, E., A.D. Bleakley, L., Burley, C., Mott, J. L., Rue-Glutting, G., & D.E. Fellowes, M. (2018). Influence of urbanisation and plants on the diversity and abundance of aphids and their ladybird and hoverfly predators in domestic gardens. *European Journal of Entomology*, 115, 140–149. <https://doi.org/10.14411/eje.2018.013>
- Sakurai, A. & Takahashi, K. (2017). Flowering phenology and reproduction of the *Solidago virgaurea* >L. complex along an elevational gradient on >M t >N orikura, central >J apan. *Plant Species Biology*, 32(4), 270–278. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12153>
- Salinas Ruíz, J., Montesinos López, O. A., Hernández Ramírez, G., & Crossa Hiriart, J. (2023). Generalized Linear Mixed Models for Counts. *Generalized Linear Mixed Models with Applications in Agriculture and Biology*, 129–208. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-32800-8_5
- Saucier, J.-P., Gosselin, J., Morneau, C., & Grondin, P. (2010). Utilisation de la classification de la végétation dans l'aménagement forestier au Québec. *Revue Forestière Française*, (3-4). <https://doi.org/10.4267/2042/38956>
- Saunders, M. E. & Luck, G. W. (2013). Pan trap catches of pollinator insects vary with habitat. *Australian Journal of Entomology*, 52(2), 106–113. <https://doi.org/10.1111/aen.12008>

- Schmidt, M. H., Lauer, A., Purtauf, T., Thies, C., Schaefer, M., & Tschardtke, T. (2003). Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B : Biological Sciences*, 270(1527), 1905–1909. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2469>
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, editor (2005). *Handbook of the Convention on Biological Diversity : including its Cartagena Protocol on Biosafety* (3rd ed ed.). Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Skevington, J., Locke, M. M., Young, A. D., Moran, K. M., Crins, W. J., & Marshall, S. A. (2019). *Field guide to the flower flies of northeastern North America*. Princeton field guides. Princeton University Press. OCLC : on1059261215.
- Smith, E. F., Jones, L. R., & Reddy, C. S. (1919). The Black Chaff of Wheat. *Science*, 50(1280), 48–48. <https://doi.org/10.1126/science.50.1280.48.a>
- Smith, H. A., Chaney, W. E., & Bensen, T. A. (2008). Role of Syrphid Larvae and Other Predators in Suppressing Aphid Infestations in Organic Lettuce on California's Central Coast. *Journal of Economic Entomology*, 101(5), 1526–1532. [https://doi.org/10.1603/0022-0493\(2008\)101\[1526:ROSLA0\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0022-0493(2008)101[1526:ROSLA0]2.0.CO;2)
- Sommaggio, D. (1999). Syrphidae : can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), 343–356. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00042-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00042-0)
- Speight, M. (1986). Criteria for the selection of insects to be used as bio-indicators in nature conservation research. 485–488.
- Speight, M. C. D. (2010). *Species accounts of European Syrphidae (Diptera)*. Syrph the Net Publications.
- Speight, M. C. D., Castella, E., & Obrdlik, P. (2000). Use of the Syrph the Net database 2000. 25.
- Stamm, O., Latscha, U., Janecek, P., & Campana, A. (1976). Development of a special electrode for continuous subcutaneous pH measurement in the infant scalp. *American Journal of Obstetrics and Gynecology*, 124(2), 193–195. [https://doi.org/10.1016/s0002-9378\(16\)33297-5](https://doi.org/10.1016/s0002-9378(16)33297-5)
- Sugar, A. (2000). *The long-term impacts of clear-cut logging on insect communities in the boreal mixedwood forests of northeastern Ontario*. University of Toronto, Toronto, Canada.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna : A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>

- Tamini, L. D. (2011). A nonparametric analysis of the impact of agri-environmental advisory activities on best management practice adoption : A case study of Québec. *Ecological Economics*, 70(7), 1363–1374. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.02.012>
- Team, R. C. (2024). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. <https://www.R-project.org/>
- Tenhumberg, B. (1995). Syrphids as natural enemies of cereal aphids in Germany : Aspects of their biology and efficacy in different years and regions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 52(1), 39–43. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)09007-T](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)09007-T)
- Thompson, F. (1972). *A contribution to a generic revision of the Neotropical Milesinae (Diptera : Syrphidae)*.
- Tilman, D. (2001). Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, 587–596. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00061-7>
- Tornier, I. & Drescher, W. (1991). Development of a method for mass production of the pollinator and aphid predator *Episyrphus balteatus* Deg. (Diptera, Syrphidae). *Acta Horticulturae*, (288), 464–468. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1991.288.82>
- UNEP, editor (2006). *Environmental indicators for North America*. UNEP.
- Van Veen, M. (2004). *Hoverflies of Northwest Europe : Identification Keys to the Syrphidae*. KNNV Publishing. <https://doi.org/10.1163/9789004274495>
- Vanappelghem, C., Vandeweghe, R., Debaive, N., Claude, J., Dussaix, C., Garrigue, J., Gaudet, S., Langlois, D., Maillet, G., Sarthou, V., Sarthou, P., Soissons, A., Speight, M., Tissot, B., & Top, D. (2020). *Guide technique de mise en oeuvre d'une étude Syrph the Net - Retours d'expérience de l'Atelier du groupe inter-réseaux Syrphes* (rnf ed.).
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325), 494–499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Vockeroth, J. R. (1992). *The flower flies of the subfamily Syrphinae of Canada, Alaska, and Greenland : Diptera :Syrphidae*. Number pt. 18 in The Insects and arachnids of Canada. Centre for Land and Biological Resources Research, Research Branch, Agriculture Canada.
- Vujić, A., Likov, L., Popov, S., Radenković, S., & Hauser, M. (2021). Revision of the *Merodon aurifer* group (Diptera : Syrphidae) with new synonyms of *M. testaceus* Sack, 1913. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 24(4), 1301–1312. <https://doi.org/10.1016/j.aspen.2021.08.014>
- Watson, L. & Dallwitz, M.J. (2019). *Insects of Britain and Ireland : Syrphidae - general morphology, body*. <https://www.delta-intkey.com/britin/syr/terms01.htm>

- Westerberg, L., Berglund, H.-L., Jonason, D., & Milberg, P. (2021). Color pan traps often catch less when there are more flowers around. *Ecology and Evolution*, 11(9), 3830–3840. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/ece3.7252>. <https://doi.org/10.1002/ece3.7252>
- White, A. J., Wratten, S. D., Berry, N. A., & Weigmann, U. (1995). Habitat Manipulation to Enhance Biological Control of Brassica Pests by Hover Flies (Diptera : Syrphidae). *Journal of Economic Entomology*, 88(5), 1171–1176. <https://doi.org/10.1093/jee/88.5.1171>
- Whittaker, R. H. (1965). Dominance and Diversity in Land Plant Communities : Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science*, 147(3655), 250–260. <https://doi.org/10.1126/science.147.3655.250>
- Wilson, J. B. (1991). Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science*, 2(1), 35–46. <https://doi.org/10.2307/3235896>
- Zurbuchen, A., Cheesman, S., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 79(3), 674–681. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01675.x>