

Relations entre l'azote et les communautés de pollinisateurs (Syrphidae, Rhopalocères et Anthophila) sur les pelouses calcaires de Wallonie



Mémoire présenté par **Thierry Duez**

Promoteur : **Denis Michez**

Co-superviseur : **William Fiordaliso**

Laboratoire de zoologie

Année académique : 2023-2024

Relations entre l'azote et les communautés de pollinisateurs (Syrphidae, Rhopalocères et Anthophila) sur les pelouses calcaires de Wallonie

Mémoire présenté par **Thierry Duez**

En vue de l'obtention du diplôme de
Master de Biologie des Organismes et Ecologie à Finalité spécialisée, dans les métiers de l'éco-conseil

Promoteur : Denis Michez

Co-superviseur : William Fiordaliso

Laboratoire de zoologie

2023-2024

Remerciements

Tout d'abord, j'aimerais préciser que ce mémoire n'aurait jamais vu le jour sans le soutien de nombreuses personnes

J'aimerais remercier Denis Michez, mon promoteur, pour m'avoir accepté au sein du laboratoire de zoologie afin que je réalise ce mémoire. J'aimerais aussi le remercier de m'avoir permis de travailler pour le projet Safeguard sans lequel le mémoire n'aurait jamais pu se réaliser.

Je remercie aussi Adam Vanbergen et Willem Proesman pour avoir supervisé les analyses d'azote.

J'aimerais remercier spécialement mon encadrant, William Fiordaliso pour le temps qu'il a pris afin que ce mémoire se passe au mieux et pour ses qualités humaines qui font de lui, une personne en or.

J'aimerais aussi remercier mes collègues mémorants du laboratoire de zoologie ; Bastien, Luca, Joffrey, Adrien, Héloïse et Shawn qui sont aussi des amis d'une grande importance à mes yeux.

J'aimerais également remercier spécialement Amélie Bergerot et Adrien Terryn qui malgré une météo pas toujours agréable, m'ont aidé dans les récoltes

J'aimerais aussi remercier mes parents pour leur soutien et leur relecture.

Un dernier remerciement pour mon meilleur ami Tom qui m'a épaulé et soutenu dans cette aventure que sont ces cinq ans d'étude.

Résumé

Thierry Duez (2024). Relations entre l'azote et les communautés de pollinisateurs (Syrphidae, Rhopalocères et Anthophila) sur les pelouses calcaires de Wallonie. Master de Biologie des Organismes et Écologie à Finalité spécialisée, dans les métiers de l'éco-conseil.

Les pollinisateurs sont d'une extrême importance pour l'environnement et pour l'humain grâce à leur pollinisation des plantes, mais leurs communautés se voient déclinées. Il est donc important de comprendre ces causes de déclin et l'importance des milieux favorisant les pollinisateurs. L'agriculture intensive joue un rôle dans ce déclin, notamment, avec l'utilisation de fertilisants azotés. Ces fertilisants se retrouvent hors des cultures par différents moyens. Parmi ces moyens, on trouve les dépôts atmosphériques d'azote qui affectent les milieux semi-naturels en les enrichissant de nutriments. Dans ces milieux affectés par ces dépôts azotés, les pelouses calcaires ont été investiguées, car ce sont des hotspots de diversité de pollinisateurs en Belgique. Nous avons analysé les effets des dépôts d'azote sur les communautés de pollinisateurs en contrôlant différentes variables comme la richesse spécifique en plantes et le paysage agricole. Ces deux variables peuvent être liées aux dépôts atmosphériques d'azote, car l'agriculture peut être une cause de ces dépôts et la modification de la diversité de plantes peut être une conséquence des dépôts d'azote. Ces potentielles liaisons sont donc investiguées afin d'identifier de possibles effets indirects des dépôts sur la communauté de pollinisateurs.

Sur 12 pelouses calcaires localisées dans la province du Hainaut et de Namur, un échantillonnage d'abeilles (Hymenoptera : Anthophila), de syrphes (Diptera : Syrphidae) et de papillons diurnes (Lepidoptera : Papilionoidea) a été réalisé durant le printemps et l'été 2023. Les dépôts atmosphériques d'azote ont été quantifiés par l'extraction d'azote à partir de mousses (Bryophyte) qui sont des bio-indicateurs de la pollution de l'air. Nous n'avons pas identifié d'effet de la composante agricole sur les dépôts d'azotes sûrement, car l'agriculture n'est pas la seule source d'émission d'azote dans l'atmosphère, la combustion d'énergie fossile y contribue également. Le même constat est identifié avec la relation entre les dépôts azotés et la richesse de plantes. Ce manque d'effet peut être attribué à la modification de la composition en plantes oligotrophes vers des plantes nitrophiles. Seule la richesse spécifique en syrphes répond aux retombées atmosphériques, et ce de manière négative. Cela est effectivement dû à la disparition des plantes servant de nourriture aux larves spécialisées sur ces dernières. Pour ce qui est du paysage agricole, les richesses en abeilles et en papillons y répondent négativement à la suite de divers facteurs induits par l'agriculture comme les pesticides et les monocultures. La richesse spécifique en plantes n'a d'influence que sur la richesse de papillons, et ce de manière positive. Le manque d'effet de la richesse en plantes chez les abeilles proviendrait du fait que les abeilles soient influencées par la diversité de traits floraux. Pour ce qui est des syrphes, une grande quantité d'individus ont leur larve carnivore, ce qui pourrait expliquer cette absence d'effet de la diversité de plante.

Mots clés : azote, pelouse calcaire, abeille, syrphe, papillon, paysage

Abstract

Thierry Duez (2024). Relationship between nitrogen and the pollinator communities (Syrphidae, Rhopalocera, Anthophila) on the calcareous grassland in Wallonia. Master's degree in biology of organisms and ecology, specialising in the eco-consultancy sector.

The pollinators are extremely important for the environment and for humans thanks to the plant pollination, but their communities are declining. So, it is important to look at these decline causes and in the promoted pollinator environment. Intensive agriculture plays a role in this decline, with the use of nitrogen fertilizers. These fertilizers end up outside of fields in various ways. One of these is the deposition of atmospheric nitrogen, which affect the semi-natural environments by enriching them with nutrients. Among these environments affected, the calcareous grasslands are investigated because they are diversity hot spots for pollinators in Belgium. We investigated therefore the effect of the nitrogen deposition on pollinator communities in controlling different variable such as plant species richness and the agricultural landscape. These two variables can be linked to the nitrogen deposition because the agriculture can be a cause of these depositions and the nitrogen can be the cause of plant diversity. These potential links are investigated to discover the possible indirect effect of nitrogen deposition on pollinator communities

Sampling of bees (Hymenoptera : Anthophila), hoverflies (Diptera : Syrphidae), and butterflies (Lepidoptera : Papilionoidea) was made on 12 calcareous grasslands during the spring and summer 2023 located in the provinces of Hainaut and Namur. Atmospheric nitrogen deposition was quantified by extracting nitrogen from mosses (Bryophyte) which are a bio-indicator for air pollution. We did not identify any effect of the agricultural landscape probably because agriculture is not the only cause of nitrogen emissions in the atmosphere, fossil fuel combustion constitutes another cause. The same observation applies to the relationship between the nitrogen deposition and plant richness. This lack of effect can be attributed to the transition from an oligotrophic to a nitrophilous plant composition. Only the specific richness of hoverflies responds to the deposition of atmospheric nitrogen and in a negative way. This is due to the absence of plant used by specialist hoverflies larvae. For the agricultural landscape, the richness of bees and butterflies respond negatively following various factor such as pesticides and monoculture. Plant species richness of has influence only on the richness of butterflies and in positive way. The lack of effect of plant richness on bees could be due to the fact that bees are not influenced by the plant diversity but by the diversity of flowering trait. For the hoverflies, a big amount of specimens has their larvae carnivorous, so it could be the reason of this missing effect.

Key words: calcareous grassland, landscape, nitrogen, bee, hoverfly, butterfly

Table des matières

Contexte	1
Introduction	2
1. La pollinisation et les pollinisateurs.....	2
1.1 Les papillons	3
1.2 Les syrphes	4
1.3 Les abeilles.....	5
2. Le déclin des pollinisateurs.....	6
2.1 La fragmentation et la perte d'habitat.....	6
2.2 Les pesticides.....	7
2.3 Les espèces exogènes	7
2.4 Le changement climatique	7
3. Statuts des pollinisateurs.....	8
4. Effet de l'azote dans l'environnement.....	10
5. Les pelouses calcaires.....	15
Objectifs	17
Matériel et méthode	18
1. Caractérisation de la diversité en pollinisateurs des pelouses calcaires.....	18
1.1 Choix des sites.....	18
1.2 Echantillonnage des pollinisateurs	20
1.3 Échantillonnage des papillons.....	20
1.4 Echantillonnage des abeilles et des syrphes	20
1.5 Les indices de diversité	22
1.6 Raréfaction et couverture.....	22
3. Caractérisation de la quantité d'azote provenant des retombées atmosphériques.....	25
4. Caractérisation de la diversité végétale	25
5. Caractérisation de la relation entre le milieu agricole et les dépôts atmosphériques d'azote.....	25
6. Caractérisation de la relation entre les dépôts atmosphériques d'azote et la diversité végétale.....	26
7. Caractérisation de la relation entre la richesse spécifique en pollinisateurs et les dépôts d'azote, le milieu agricole et la richesse spécifique en plantes.	26
Résultats	28
1. Caractérisation de la diversité en pollinisateurs des pelouses calcaires.....	28
1.1 Description de l'échantillonnage par site	28
1.2 Couverture et raréfaction	29

2.	Caractérisation de la surface occupée par le milieu agricole, des dépôts atmosphériques d'azote et de la richesse spécifique en plantes.....	31
3.	Relation entre le milieu agricole et les dépôts atmosphériques d'azote.....	32
5.	Relation entre la richesse spécifique de pollinisateurs et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes.....	33
5.1	Richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs en fonction de la superficie de terres agricoles en pourcentage.....	33
5.2	Richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs en fonction des dépôts d'azotes atmosphériques.....	35
5.3	Richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs en fonction de la richesse spécifique en plantes.....	37
5.4	Relation entre le N0 raréfié pour la communauté d'abeilles et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson).....	38
5.5	Relation entre le N1 raréfié pour la communauté d'abeilles et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson généralisé).....	39
5.6	Relation entre le N2 raréfié pour la communauté d'abeilles et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson généralisé).....	40
5.7	Relation entre le N0 raréfié pour la communauté de syrphes et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson généralisé).....	41
5.8	Relation entre la richesse spécifique de papillons et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson généralisé).....	42
	Discussion.....	44
1.	Diversité en pollinisateurs des pelouses calcaires	44
2.	Relation entre la composante agricole du paysage et les dépôts atmosphériques d'azote 44	
3.	Relation entre les dépôts atmosphériques d'azote et la richesse spécifique en plantes... 45	
4.	Relation entre la richesse de pollinisateurs et le milieu agricole, les dépôts atmosphériques d'azote, la richesse en plantes.	45
	Conclusion et perspectives	48

Contexte

Cette étude est réalisée dans le cadre du projet Safeguard (<https://www.safeguard.biozentrum.uni-wuerzburg.de>). Safeguard est un projet Horizon 2020 qui a été lancé en 2021 pour une période de cinq ans. Ce projet étudie les causes de déclin indirect et direct des pollinisateurs et quantifie leur déclin. Cela dans le but de stopper le déclin des pollinisateurs sauvages au sein de l'Union européenne. Safeguard possède différentes thématiques d'étude, dont l'évaluation de l'impact des activités humaines sur les communautés de pollinisateurs (work package 2). Plus précisément, l'impact anthropique étudié dans ce mémoire est l'effet des dépôts atmosphériques d'azote sur les communautés de pollinisateurs des pelouses calcaires. Cette communauté est ici restreinte à trois groupes de pollinisateurs que sont les abeilles (Hymenoptera : Anthophila), les syrphes (Diptera : Syrphidae) et les papillons diurnes (Lepidoptera : Papilionoidea).



Figure 1: Photos des trois groupes de pollinisateurs étudiés. (1) Hymenoptera : Anthophila (*Adrena gravida* (par Frank Vassen)). (2) Diptera : Syrphidae (*Sphaerophoria scripata* (par Johannes Sander)). (3) Lepidoptera : Papilionoidea (de *Polyommatus icarus* (par Gailhampshire)).

Introduction

1. La pollinisation et les pollinisateurs

Un pollinisateur est un organisme assurant la pollinisation en transportant du pollen provenant des anthères (organes reproducteurs mâles) d'une fleur vers le stigmate (organe reproducteur femelle) d'une autre fleur, ce qui peut amener à une fécondation des ovules de la plante. (Ollerton, 2021). Ces pollinisateurs sont nécessaires à la reproduction de 85 % des espèces de plantes à fleurs. (Ollerton et al, 2011). Ils appartiennent à différents taxons d'animaux. Le groupe de pollinisateurs le plus diversifié et le plus abondant est constitué par les insectes, et plus particulièrement par les ordres des Lépidoptères, des Coléoptères, des Hyménoptères et des Diptères. En dehors du groupe des insectes, il est également possible de retrouver des espèces pollinisatrices chez les oiseaux, lézards ou encore chez certains mammifères comme certaines chauves-souris. (Ollerton, 2017).

Ces insectes pollinisateurs sont présents dans presque toutes les régions du monde et fournissent un important service écosystémique. Un service écosystémique est la valeur, tant économique qu'esthétique ou encore culturelle (Daily, 1997) apportée par une partie d'un écosystème (ici, la pollinisation par les pollinisateurs) (Gill et al, 2016). En 2005, il a été indiqué que le service écosystémique fourni par les pollinisateurs rapporte annuellement aux agriculteurs plus de 150 milliards d'euros au niveau mondial (Gallai et al, 2009). En plus de cet aspect économique, les pollinisateurs augmentent la qualité et le rendement des cultures. En effet, 75 % des espèces utilisées en agriculture dépendent de la pollinisation par les insectes. Il a été prédit que la disparition de la pollinisation entomophile entraînerait une baisse de rendement de 40 % pour la production des fruits et une baisse de rendement de 16 % pour la production de légumes (Gill et al, 2016).

Les modèles utilisés dans notre étude sont composés des trois groupes de pollinisateurs les plus diversifiés, à savoir : les papillons de jour, les syrphes et les abeilles (Anthophila). L'importance de ces trois groupes en tant que pollinisateurs est variable. L'importance de ces trois groupes en tant que pollinisateurs est variable. Pour avoir un ordre d'idée de cette importance, le nombre d'espèces pollinisatrices des trois ordres de nos modèles biologiques est comparé. En comparant le groupe des lépidoptères et celui des hyménoptères, les lépidoptères sont caractérisés par un peu plus de 140 000 espèces pollinisatrices alors que le groupe des hyménoptères possède la moitié du nombre des lépidoptères. Ensuite vient l'ordre des Diptères avec leurs 55 000 espèces pollinisatrices (Ollerton, 2021).

Larson et al (2018) ont étudié la probabilité de transport de pollen chez différents pollinisateurs et ils montrent que la probabilité de transport d'une abeille est plus grande que celle d'un Diptère et d'un lépidoptère (Larson et al, 2018). Cela peut être expliqué par la pilosité des abeilles (Thorp, 2000) et par la largeur corporelle supérieure des abeilles en comparaison à celle des papillons (Ollerton, 2021). La nécessité pour les abeilles de stocker du pollen à l'intérieur du nid est aussi un facteur à prendre en compte (Thorp, 2000), ainsi qu'une plus grande fréquence de visite florale par les espèces d'abeilles.

Malgré cela, il reste que les papillons ont tendance à se déplacer sur de plus longues distances améliorant la dispersion du pollen et sont très efficaces lors de la pollinisation sur certaines plantes généralistes. (Ollerton, 2021). Malgré qu'il soit mentionné plus tôt que le groupe des Diptères transporte moins efficacement le pollen, il a été montré que les syrphes au sein d'une culture peuvent transporter du pollen sur une plus longue distance que les abeilles (Rader et al, 2011).

1.1 Les papillons

Les papillons de jour européens sont représentés par 6 familles : les Papilionidae (13 espèces), Hesperidae (46 espèces), Lycaenidae (129 espèces), Nymphalidae (237 espèces), Pieridae (56 espèces) et Riodinidae (1 espèce). Cela pour un total de 482 espèces de papillons de jour sur le continent européen. La famille des Riodinidae est représentée en Europe uniquement par l'espèce *Hamearis lucina* (Swaay et al, 2010). A l'échelle Belge, on compte 120 espèces de papillons (biodiversite.wallonie.be, 2011) ce qui fait environ 25% de la diversité des papillons européens.

L'écologie des papillons est composée de différentes phases de développement. De l'œuf émerge une chenille qui deviendra une chrysalide, puis un adulte (stade «imago») (Scott, 1992). Les modes de vie de l'imago et de la chenille sont différents. En effet, les larves se nourrissent du tissu de la plante sur lequel les œufs ont été posés. A contrario, les adultes se nourrissent du nectar produit par les plantes (Shah et al, 2016) mais ils absorbent aussi des minéraux comme le sodium (Smedley et Eisner, 1995) retrouvé dans la boue, dans des fèces ou encore dans des carcasses (Norris, 1936, Downes, 1973). Cependant, il existe des exceptions à la phytophagie des chenilles, certaines espèces comme *Allotinus unicolore* ne se nourrissant non pas de tissus végétaux, mais de pucerons (aphidiphagie) (Lohman et Samarita, 2009). En plus de ces modes de vie particuliers, il existe des espèces dont la chenille est associée aux fourmis. Dans la plupart des cas, la chenille émet des signaux qui attirent les fourmis, ceux-ci sont généralement des sécrétions de récompense ou d'autres signaux chimiques. Certaines espèces vivent dans le nid ou sur les plantes occupées par les fourmis. Il existe aussi des cas où la chenille n'attire pas les fourmis, mais vit sur leur territoire en utilisant des moyens de défense chimique ou comportementale pour profiter du

territoire des fourmis sans pour autant être affectée par leur comportement agressif (Pierce et Dankowicz, 2022).

Les larves possèdent une faible capacité de dispersion dans l'environnement, ce qui donne à la plante qui porte les œufs une importance capitale (Rausher, 1979). La visite florale est effectuée suite à la reconnaissance de la fleur par le papillon grâce aux couleurs et à l'odeur dégagée du nectar par la plante (Reddi et Bai, 1984). Ces papillons adultes peuvent avoir une gamme de comportements divers qui peut aller du sédentarisme à la migration. Deux exemples opposés sont l'espèce *Euphydryas edhita* qui est sédentaire et l'espèce *Vanessa Atalanta* ou communément appelée Vulcain qui migre des régions centrales et nord de l'Europe vers les régions méditerranéennes (Stefanescu, 2001).

1.2 Les syrphes

Le deuxième groupe de pollinisateur d'intérêt est les syrphes. Ces insectes font partie de l'ordre des Diptères et de la famille des Syrphidae. Cette famille est décomposée en quatre sous-familles que sont les Syrphinae, Eristalinae, Pipizinae et les Microdontinae. 892 espèces de Syrphidae ont été recensées en Europe. (Vujić et al, 2022). Leur écologie présente deux phases de développement différentes qui sont une phase larvaire et une phase adulte. Leur habitude alimentaire diffère entre ces deux phases. En effet, la larve d'un syrphe peut se nourrir d'éléments en décomposition (saprophage), ou encore être insectivore (Moquet et al, 2018). Il existe également de la phytophagie ou de la carnivorie chez ces larves. Certaines larves de ces syrphes insectivores ont un intérêt tout particulier pour l'humain, car celles-ci se nourrissent de pucerons qui ont des effets néfastes tant pour l'agriculture que pour l'horticulture. (Mishra, 2016). Le milieu dans lequel vivent ces larves est variable, car elles peuvent être retrouvées dans le milieu terrestre ainsi que dans le milieu aquatique comme *Eristalis tenax* (Spreight, 2011). L'alimentation des individus adultes quant à lui diffère en fonction du sexe de l'individu. En effet, les femelles syrphes se nourrissent de pollen et de nectar alors que les mâles se nourrissent exclusivement de nectar. Le pollen leur sert de stock de protéines et de stéroïdes nécessaires pour produire des œufs. Le sucre du nectar quant à lui a un rôle énergétique (Moquet et al, 2018).

Certaines espèces de syrphes sont connues pour être migratrices comme certaines espèces du genre *Eupoedes* (Doyle et al, 2020). Ces espèces migratrices se déplacent en nombre, qui peut atteindre des milliards d'individus. Les périodes et l'orientation de leur migration sont le nord au printemps et le sud en automne (Wotton et al, 2019). D'autres espèces de syrphes sont territoriales et cette territorialité varie en fonction de l'espèce. Des exemples d'espèces territoriales sont *Merodon equestris* ou encore *Eumerus tuberculatus* (Fitzpatrick et Wellington, 1993).

1.3 Les abeilles

Le troisième groupe d'organismes d'intérêts est le groupe des abeilles. Celui-ci fait partie de l'ordre des Hyménoptères et du sous-ordre des Apocrita. Dans ce sous-ordre, c'est la super-famille des Apoidea et, plus précisément, le groupe des Anthophila qui sera étudié (Michez et al, 2019). Ce groupe est composé des familles suivantes : Apidae, Halictidae, Megachilidae, Stenotritidae, Andrenidae, Colletidae et Melittidae (Michener, 2007). Toutes ces familles sont présentes sur le continent européen à l'exception de la famille des Stenotritidae dont les espèces sont trouvées exclusivement sur le continent australien (Michez et al, 2019). La diversité en Belgique des familles d'abeilles est la suivante ; 76 espèces chez les Megachilidae, 93 chez les Andrenidae, 38 chez les Colletidae, 86 chez les Halictidae, 9 chez les Melittidae et 101 parmi les Apidae. Cela pour un total de 381 espèces belges d'abeilles (Drossart et al, 2019). Les familles d'abeilles européennes peuvent être divisées en deux groupes qui sont les abeilles à langue longue (Megachilidae et Apidae) et celle à langue courte (Halictidae, Colletidae, Melittidae et Andrenidae). Ce critère se base sur la longueur de pièces qui sont la glosse, la galea, le palpe labial et le palpe maxillaire (Michez et al, 2019).

Au sein de ce groupe, les comportements de nidification sont variés mais les espèces nidifiant en creusant une galerie dans le sol sont majoritaires, ce sont les espèces terricoles. Ensuite, une grande proportion des abeilles à langue longue nidifie dans des cavités qui sont déjà existantes. Il est également possible de voir des espèces construire leur propre nid avec des matériaux, comme certains bourdons. Il existe également des espèces nidifiant dans des endroits spécifiques comme les espèces, rubicoles ou hélicoles. Les espèces hélicoles, comme *Osmia bicolor*, utilisent des coquilles d'escargot pour y concevoir leur nid. Les espèces rubicoles sont quant à elles des espèces nidifiant dans un végétal, soit en forant elle-même pour créer une cavité soit en utilisant une cavité déjà existante. Pour exemple, le genre *Xylocopa* est un genre qui excave l'intérieur d'une structure en bois mort. (Michez et al, 2019).

Les abeilles sont des organismes se nourrissant de pollen et de nectar fourni par les plantes. Cependant, les abeilles possèdent des préférences pour les plantes sur lesquelles elles vont butiner pour nourrir leurs descendances et cela mène aux notions de monolectisme, d'oligolectisme et de polylectisme (Michez et al, 2019). Les abeilles monolectiques sont des espèces qui vont se nourrir sur une seule espèce de plante. A contrario, celles considérées comme polylectiques butinent une très grande diversité de plantes. Entre le monolectisme et le polylectisme, il y a l'oligolectisme qui définit une espèce d'abeille qui butine sur un groupe taxonomique restreint, par exemple une famille ou un genre de plantes. Cet oligolectisme est très fréquent chez les abeilles, car il a été observé chez plus de la moitié du total des espèces existantes

(Michener, 2007). Un exemple de polylectisme est *Apis mellifera* car celle-ci peut se nourrir sur des plantes appartenant à plus de 100 familles différentes (Michez et al, 2019).

Les abeilles ont adopté différents types de mode de vie. Il existe dans la nature des espèces solitaires, sociales et parasites. Les espèces solitaires comme *Osmia cornuta* sont des individus qui n'ont pas d'interaction avec d'autres femelles pour la création du nid et son aménagement. Alors que les espèces sociales ont des interactions entre les individus de génération différentes dans le but de gérer le nid et la colonie (Michez et al, 2019). Les espèces parasites dépendent quant à elles d'une ou de plusieurs espèces hôtes pour leur survie. La majeure partie des espèces parasites sont parasites de nid qui pondent leurs œufs directement dans le nid d'une autre espèce. Il existe aussi deux autres types d'espèces parasites qui sont les espèces usurpatrices et inquilines obligatoires. Les espèces usurpatrices vont aller vivre dans un nid déjà créé par une autre abeille alors que les espèces inquilines obligatoires s'invitent dans une colonie et en prennent le contrôle (Michez et al, 2019).

2. Le déclin des pollinisateurs.

Mondialement, les pollinisateurs sont en déclin tant au niveau de leur abondance que de leur diversité en espèces. Cela peut s'expliquer par diverses causes comme la modification de l'utilisation des terres, les pesticides, l'arrivée d'espèces exogènes ainsi que le changement climatique. Cependant, parmi ces causes, la modification de l'utilisation des terres contribue majoritairement au déclin des pollinisateurs et entraîne des phénomènes tels que la perte et la fragmentation de l'habitat (Potts et al, 2010). Cette fragmentation de l'habitat est définie par Fahrig comme la division d'un habitat en plusieurs entités plus petites et déconnectées physiquement les unes des autres (Fahrig, 2003).

2.1 La fragmentation et la perte d'habitat

L'agriculture intensive participe à la fragmentation et à la perte d'habitat (Steffan-Dewenter et Westphal, 2008), mais elle a aussi un impact sur le déclin avec ses pesticides associés. Ces pesticides sont nocifs directement sur les pollinisateurs, mais ils dégradent aussi l'habitat en influençant les disponibilités en ressources florales par l'utilisation d'herbicide et de fertilisant (Potts et al, 2010). La problématique des fertilisants et donc de la pollution azotée sera abordée plus loin.

L'urbanisation est un bon exemple de la modification de l'habitat. Elle est un facteur qui diminue les ressources florales et la disponibilité des sites de nidification dans une zone donnée par l'imperméabilisation du sol. En effet, l'urbanisation, par la mise en place de superficie

imperméable, défavorise les espèces terricoles. En revanche, la ville favorise les espèces cavernicoles en leur offrant des crevasses, des fissures ou encore des structures déjà construites pour leur nid. Le degré d'urbanisation est à prendre en compte, car les périphéries urbaines possèdent un certain ratio de surfaces imperméables mais possèdent également des espaces verts bénéfiques aux pollinisateurs. Dans certains cas, une zone dont l'intensité d'urbanisation est intermédiaire comme la périphérie urbaine peut s'avérer plus riche en pollinisateurs qu'une zone naturelle pauvre en ressources (Wenzel et al, 2020). Cette zone intermédiaire possède les ressources nécessaires aux pollinisateurs à travers des zones vertes extensives, des parcs, des jardins ou encore les habitats naturels encore disponibles. Cette urbanisation est aussi un filtre pour certains traits des pollinisateurs comme les types de nidification cités ci-dessus. Un autre filtre est la favorisation des espèces généralistes au détriment des espèces spécialistes (Wenzel et al, 2020).

2.2 Les pesticides

Un des problèmes des pesticides est qu'ils peuvent agir sur des organismes qui ne sont pas les cibles de départ de ces substances (Rodríguez-Gasol et al, 2020). Les voies d'exposition de ces pesticides sur les pollinisateurs sont multiples. En outre, la contamination peut également être liée par l'absorption de pollen ou de nectar, lui-même contaminé lors de l'application directe du pesticide ou encore par la présence de la substance au sein de la plante et donc se retrouvant dans la nourriture du pollinisateur. (Stanley et al, 2016).

2.3 Les espèces exogènes

Les plantes exogènes ou invasives peuvent affecter les communautés des plantes indigènes en diminuant leur diversité et leur abondance. Cela est d'autant plus problématique pour les espèces pollinisant un seul type de plante dont la présence a régressé à cause de l'espèce invasive (Stout et Morales, 2009). Ensuite, il est important de s'intéresser à l'effet des espèces exogènes de pollinisateurs sur les espèces pollinisatrices indigènes. Ces espèces peuvent entrer en compétition tant pour l'acquisition de nourriture que pour la nidification. Ensuite, l'importation d'espèces exotiques peut apporter de nouveaux pathogènes pour les espèces indigènes qui affectent la survie de ces dernières (Vanbergen et al, 2018). Viennent ensuite les espèces invasives se nourrissant des pollinisateurs indigènes. Cela a un impact direct sur les populations indigènes par la diminution de leur taux de survie. (Vanbergen et al, 2018).

2.4 Le changement climatique

En plus de tous ces autres facteurs, il en existe un autre qui menace les pollinisateurs. C'est le changement climatique (Abrol, 2012a). Ce facteur a pour effet d'influencer l'interaction entre les

plantes et les pollinisateurs en créant une différence entre le moment où les fleurs émergent et le moment où les pollinisateurs sont actifs (Wall et al, 2003). Cela implique donc la présence de fleur sans le pollinisateur pour la polliniser. Ou encore, l'impossibilité du développement de la larve de papillon sur sa plante associée qui a déjà disparu à la suite de son cycle avancé. Cependant, cet effet est d'autant plus important pour les espèces spécialisées, oligolectiques ou monolectiques (Abrol, 2012).

En outre, l'augmentation des températures due au changement climatique entraîne un déplacement de certaines populations vers le nord dans l'hémisphère Nord et vers le sud dans l'hémisphère Sud (Parmesan et al, 1999). Cependant, suivre ces déplacements pour certaines espèces est impossible comme chez des espèces de bourdons (Kerr et al, 2015). Un autre déplacement est observé chez les espèces de basse altitude qui remonte vers une altitude plus élevée (Abrol, 2012). Cette augmentation de température modifie aussi des traits chez les pollinisateurs comme une diminution de la taille chez les bourdons (Gerard et al, 2021). Le changement climatique a un autre effet sur les pollinisateurs. Cela engendre l'augmentation des événements météorologiques extrêmes (Pachauri et al, 2014). Plus précisément, le stress thermique causé par des canicules est une cause de mortalité chez certaines espèces de bourdons (Martinet et al, 2021) même si certaines espèces ont une meilleure résistance thermique que d'autres (Zambra et al, 2020).

3. Statuts des pollinisateurs

La situation des communautés des trois groupes de pollinisateur d'intérêt a été évaluée dans trois listes rouges : la liste rouge des abeilles de Belgique (Drossart et al, 2019), la liste rouge des syrphes de Flandre (Van de Meutter et al, 202) et la liste rouge des papillons de jour de Wallonie (biodiversite.wallonie.be, 2011).

La liste rouge des papillons de jour datant de 2008 met en évidence que 35 espèces de Wallonie sur les 115 sont dites menacées (biodiversite.wallonie.be, 2011). Ensuite, la liste rouge des espèces d'abeilles belges montre que sur les 381 espèces comprises dans la liste, 103 sont menacées (Drossart et al, 2019). La liste rouge Flamande de la communauté de Syrphes de 2021 quant à elle, met en évidence que 114 espèces sur 309 sont considérées comme menacées (Van de Meutter et al, 2021). L'analyse de la figure 2 montre qu'approximativement un tiers des espèces des trois modèles biologiques sont considérées comme menacées dans leur pays ou région associés (Drossart et al, 2019, Van de Meutter et al, 2021, biodiversite.wallonie.be, 2011).

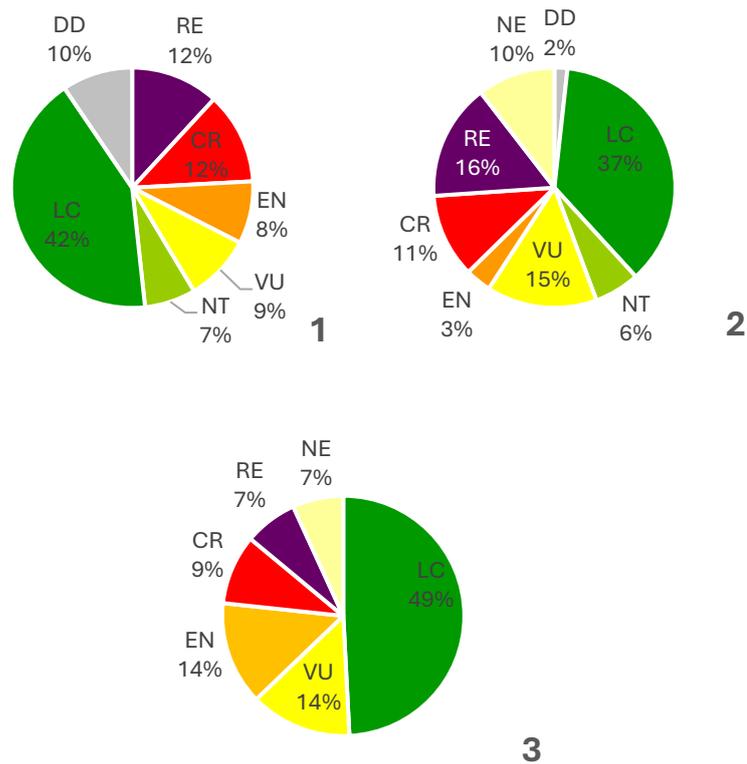
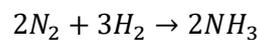


Figure 2. (1) Répartition des espèces d'abeilles de Belgique parmi les différentes catégories de risques définies par l'IUCN (Drossart et al, 2019). (2) Répartition des espèces de papillons de jour de Wallonie parmi les différentes catégories de risques définies par l'IUCN (biodiversite.wallonie.be, 2011). (3) Répartition des espèces de syrphes de Flandre parmi les différentes catégories de risques définies par l'IUCN (Van de Meutter et al, 2021). LC = préoccupation moindre, NT = proche d'être menacée, VU = vulnérable, EN = en danger, CR = en danger critique, NE = Non évalué. RE = Éteinte au niveau régional, DD = Données insuffisantes.

4. Effet de l'azote dans l'environnement

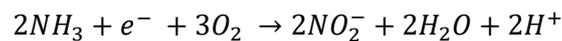
Comme mentionné précédemment, la pollution azotée participe au déclin des communautés de pollinisateurs. Les formes azotées abordées ici seront le diazote (N_2) qui est le constituant de l'atmosphère à 78 %, les nitrates (NO_3), les nitrites (NO_2), l'ion ammonium (NH_4^+), l'ammoniac (NH_3) et le protoxyde d'azote (N_2O). Il existe des procédés tant biologiques que chimiques faisant passer le diazote vers les composés azotés ci-dessus. Toutes ces formes d'azotes sont contenues naturellement dans trois réservoirs que sont l'atmosphère, le sol (Sutton et al, 2011) et les volcans (Rubey, 1951).

Le cycle de l'azote est composé des trois étapes clés que sont l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (Stein et Klotz, 2016). L'ammonification fixe le diazote en ammoniac selon l'équation suivante :



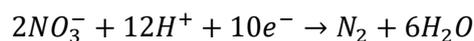
Équation 1 : Équation chimique de l'ammonification (Sutton et al, 2011)

Cette réaction est réalisée de façon naturelle par des cyanobactéries comme *Anabaena* ou des bactéries du genre *Rhizobium*. Cette dernière est connue pour rentrer en symbiose avec les plantes légumineuses. Cependant, l'Homme a aussi réussi à reproduire cette réaction par le procédé d'Haber-Bosch. Ensuite, la nitrification fait passer l'ammoniac vers le nitrite selon l'équation suivante :



Équation 2 : Équation chimique de la nitrification (Sutton et al, 2011)

Cette réaction est réalisée par des bactéries du genre *Nitrosomonas*. Ce processus est clôturé par une seconde oxydation effectuée par des bactéries du genre *Nitrobacter* permettant d'obtenir du nitrate (NO_3^-). La réaction de dénitrification entraîne le passage du nitrate (NO_3^-) vers le diazote (N_2), effectué par des bactéries dont un exemple est le genre *Pseudomonas*, selon l'équation suivante (Sutton et al, 2011) :



Équation 3 : Équation chimique de la dénitrification (Sutton et al, 2011)

La dénitrification peut aussi être le procédé de la génération de N_2 par la respiration anaérobie de l'oxyde nitreux (N_2O) et de l'oxyde nitrique (NO). De plus, il existe une réaction chimique entre l'ammonium (NH_4^+) et nitrite (NO_2^-) pour former du N_2 . C'est l'oxydation anaérobie de l'ammonium (Stein et Klotz, 2016).

Ce cycle de l'azote est un cycle biologique mettant en circulation de l'azote assimilable pour les plantes. En effet, le N_2 se trouvant dans l'atmosphère n'est pas utilisable directement et est converti en ammonium (NH_4^+) ou en nitrate (NO_3^-) qui sont utilisables pour les plantes. Cette mise en circulation de l'azote est importante, car l'azote est un macroélément qui limite, du fait de son absence, la croissance des plantes (De Vries et al, 2011). Ce macroélément est rencontré dans les enzymes, les acides aminés et les végétaux. Mais, il joue aussi un rôle dans la photosynthèse et plus précisément dans la chlorophylle, et donc dans la production de sucre pour le végétal (Sutton et al, 2011).

Cependant, le N_2 atmosphérique n'est pas la seule source d'azote. L'azote utilisé peut aussi provenir d'organismes en décomposition ou encore d'azote d'origine humaine. La mise en circulation d'azote d'origine anthropique est issue du procédé d'Haber-Bosch, de l'utilisation d'énergie fossile ou encore des cultures de légumineuse utilisant le NH_3 issu de fixation biologique de l'azote (Sutton et al, 2011). Plus précisément, la libération d'azote lors de l'utilisation de combustible fossile provient de l'azote incorporé au sein du combustible qui est ensuite lié avec de l'oxygène lors de la combustion (Dean et Bozelli, 2000).

Pour pallier le caractère limitant de l'azote, plusieurs solutions ont été trouvées par l'homme mais une seule s'est imposée sur la durée (Sutton et al, 2011). C'est le processus d'Haber-Bosch créé par Fritz Haber qui lui a permis d'obtenir un prix Nobel en 1918 (Erismann et al, 2008). Le processus d'Haber-Bosch peut être simplifié comme étant une réaction utilisant du dihydrogène et du diazote afin d'obtenir de l'ammoniaque. Mais en plus de l'ammoniaque, il y a la production de résidus de N_2O_2 (Sutton et al, 2011).

Ce processus a permis au vingtième siècle d'augmenter la quantité d'azote minérale produite par l'agriculture mais il est aussi utilisé dans le domaine militaire comme dans la confection de munitions. Ce besoin d'augmenter la production de biomasse provient de l'augmentation de la démographie et cela a entraîné l'arrivée de l'agriculture intensive (Sutton et al, 2011). Afin de quantifier le changement d'origine anthropique de l'azote disponible pour l'assimilation par les plantes, les situations des décennies 1880 et 1990 comparées ci-après. Au 19^e siècle, seuls 13 % de l'azote assimilé provenait d'activités humaines alors qu'en 1990, ce pourcentage est monté à 61 % (Galloway et Cowling, 2003).

Les formes comme l'ammonium ou le nitrate ont la capacité à se disperser très facilement dans l'environnement. Leurs déplacements peuvent se faire soit par dépôt atmosphérique soit par lixiviation. Cette lixiviation est le passage des molécules d'azote en surface dans les zones plus profondes du sol où l'azote n'est plus disponible pour les plantes. Cette lixiviation peut mener à la contamination de l'eau du sous-sol (Sutton et al, 2011).

Les dépôts atmosphériques peuvent être subdivisés en deux mécanismes différents. D'abord, il y a les dépôts d'azote dit « humide ». Ces dépôts correspondent à la solubilisation d'aérosols anthropique (agriculture et énergies fossiles) dans l'humidité des nuages pour être ensuite transférés au sol par les précipitations. Ces aérosols sont l'ammoniaque et l'acide nitrique, car la solubilisation n'est pas aussi efficace pour tous les composants azotés atmosphériques. En effet, l'ammoniaque et l'acide nitrique gazeux se solubilisent facilement dans les gouttes du nuage donnant alors des dépôts de l'ion ammonium et de l'ion nitrate. Alors que la solubilisation n'est pas aussi efficace pour le mono et dioxyde d'azote (Sutton et al, 2011). Le deuxième dépôt est le dépôt dit « sec » où l'azote atmosphérique, sous forme de NH_3 , HNO_3 , NO_2 , est directement déposé sur la plante sans passer dans une solution aqueuse (Sutton et al, 2011). L'origine du NO_2 provient de deux sources. La première est la réaction dans la troposphère du monoxyde d'azote avec l'ozone ce qui produit du NO_2 et la deuxième est l'émission directe du NO et du NO_2 par la combustion d'énergie fossile ou directement du sol (Sutton et al, 2011).

La figure 3 ci-dessous présente la quantité de fertilisant moyen utilisé dans les différents pays de l'Europe (European Commission, 2021). Ensuite, la figure 4 est des plus importantes car elle représente l'eutrophisation causée par les retombées d'azotes. On peut voir que les dépôts d'azote en Wallonie causent de l'eutrophisation, mais dans une très faible mesure. (European Environment agency, 2023).

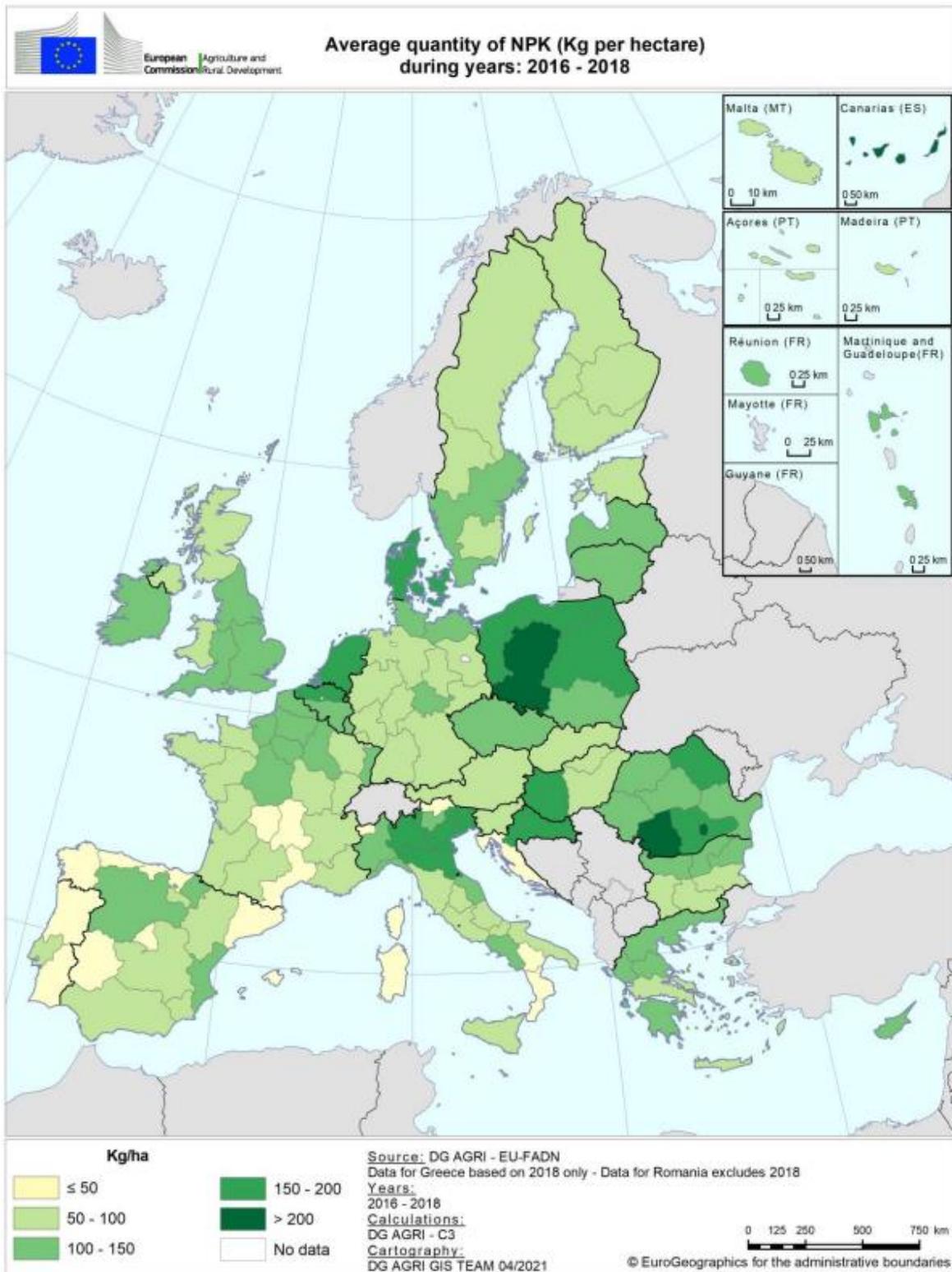


Figure 3: carte montrant la quantité moyenne de fertilisant (en kilogramme par hectare) utilisé en Europe durant la période de 2016 à 2018 (European Commission, 2021)

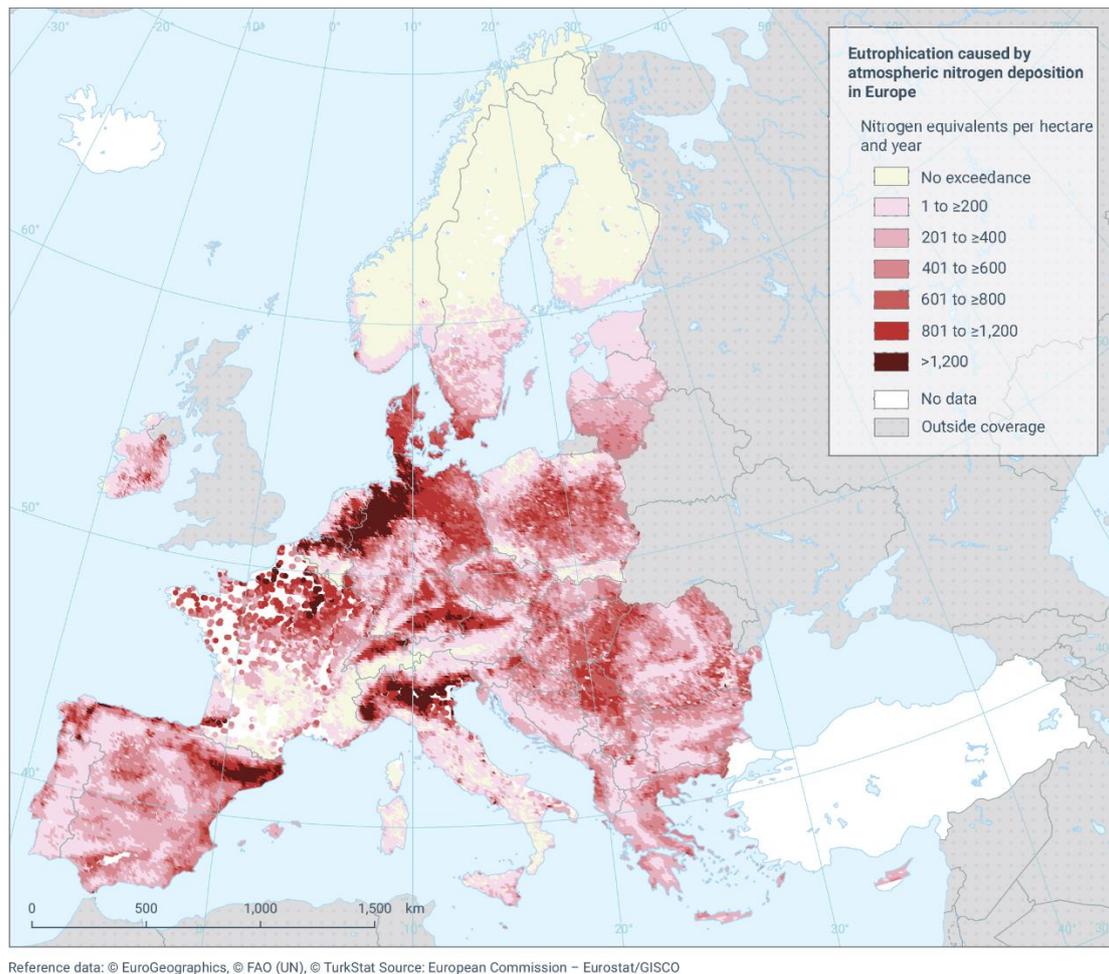


Figure 4: Carte présentant les zones susceptibles d'être affectées par une eutrophisation provenant des dépôts d'azote atmosphérique durant l'année 2021 par l'agence européenne de l'environnement (European Environment Agency, 2023)

Certaines études ont constaté l'effet de l'azote sur la diversité de différents groupes d'insectes. Cet effet n'est pas le même en fonction des groupes que l'on étudie. En effet, le groupe des pollinisateurs voit sa richesse spécifique diminuer (Cavalheiro et al, 2020), mais ce n'est pas le cas chez les insectes détritivores dont la richesse spécifique augmente avec l'azote. Aussi, la richesse spécifique des insectes omnivores et parasitoïdes n'est pas impactée par l'azote. De manière générale, l'abondance des insectes augmente avec l'azote. Cependant, dans certains groupes, l'abondance diminue comme chez les insectes parasitoïdes. Alors que les insectes herbivores, eux, voient leur abondance augmenter avec l'azote (Haddad et al, 2000).

Les ajouts d'azote affectent les communautés végétales en menant à la disparition des espèces de plantes sensibles à l'augmentation de nutriment (McClean et al, 2011). Par conséquent, cette modification dans la communauté de plantes se ressent dans la relation qui existe entre les plantes et les pollinisateurs (David et Stevens, 2019). L'excès d'azote agit aussi en amplifiant le développement des espèces nitrophiles rentrant en compétition avec les autres espèces de plantes

à fleurs (Suding et al, 2005). Cela entraînant la diminution de la diversité de ces espèces florales (Phoenix et al, 2012). Cette réduction de diversité causée par l'azote peut alors entraîner un appauvrissement de la richesse d'abeilles (Potts et al, 2003), voire à l'extinction de certaines espèces de papillons associées aux espèces de plantes disparues à la suite d'azote excédentaire (Öckinger et al, 2006).

En plus de modifier la diversité de plantes à fleurs, l'ajout d'azote affecte aussi la phénologie des plantes. Cet effet sur la phénologie peut être une floraison un peu plus précoce que la normale (David et Stevens, 2019). Mais cela n'est pas vrai pour toutes les espèces car certaines répondront par une floraison plus tardive ou ne montreront aucune modification dans leur période de floraison (Liu et al, 2017). Aussi, le nombre de fleurs produites par les plantes est modifié en fonction de la teneur en azote (David et Stevens, 2019). En effet, il existe des espèces de plante qui voient leur nombre de fleurs augmenter avec l'augmentation d'azote (Phoenix et al, 2012). Ces productions de fleurs supérieures sont bénéfiques pour les pollinisateurs, car elles augmentent la possibilité de visite sur ces plantes (Munoz et al, 2005).

Ensuite, la nourriture des pollinisateurs que sont le nectar et le pollen est aussi affectée lors de modification des teneurs en azote (David et Stevens, 2019). L'effet sur la sécrétion de nectar n'est pas fixe car en fonction des espèces, cette sécrétion peut rester inchangée ou augmenter (Shuel, 1957). Le pollen, quant à lui, verra sa composition en sucre et en acides aminés être modifiée en fonction de la teneur en azote (Ceulemans et al, 2017).

5. Les pelouses calcaires.

Nous nous intéressons à un milieu particulier qui est les pelouses calcaires. En effet, ces pelouses calcaires sont un environnement qui porte une très grande diversité d'organismes comparée à d'autres habitats (Poschlod et WallisDeVries, 2002). Ce milieu est d'autant plus important car en plus d'être riche en insectes, il accueille aussi diverses espèces de reptiles, d'oiseaux ainsi que des espèces d'orchidées. D'autant plus, parmi toutes ces espèces, il y en a qui sont endémiques à ce milieu (European Commission et al, 2008), ainsi que répertoriées dans la Convention de Berne (Van Helsdingen et al, 1996).

Afin d'expliquer l'importance de ce milieu, on peut prendre l'exemple du groupe des papillons de jour. Sur toutes les espèces de papillon d'Europe, 48 % de celles-ci sont trouvées sur ce milieu d'intérêt. Ces chiffres proviennent d'une étude de 2002 (Van Swaay, 2002). Cependant, ces pelouses calcaires sont notamment menacées par l'intensification de l'agriculture qui les utilise pour en faire des cultures (Krauss et al, 2010). Ainsi que l'utilisation de fertilisant composé d'azote

ou de phosphore qui est un facteur de régression de la communauté végétale des pelouses calcaires (Smits et al, 2008).

La diversité spécifique retrouvée dans les pelouses calcaires est sujette à des modifications néfastes lorsqu'elles ne sont pas entretenues. En effet, sans gestion, des espèces de plantes peuvent prendre le dessus sur d'autres et diminuer la diversité végétale sur une pelouse calcaire. C'est notamment le cas avec *Brachypodium pinnatum* (Bobbink et Willems, 1987). L'expansion de cette espèce peut même être reliée à la problématique de l'azote car elle devient plus envahissante avec l'augmentation des retombées atmosphériques d'azote (Bobbink et al, 1988). Des mesures de gestion sont prises afin de réguler la flore en utilisant le pâturage de mouton ou encore le fauchage (Butaye et al, 2005). Mais entre ces deux méthodes, il existe un intérêt particulier de l'utilisation de mouton sur les pelouses calcaires car ceux-ci assurent une meilleure dispersion des graines des plantes (Fischer et al, 1996).

Ces pelouses peuvent être décrites comme étant des prairies sèches dont le substrat est calcaire et portant des espèces de plantes adaptées à ce substrat (Duckworth et al, 2000). Cette communauté végétale est composée de plantes résistantes et de petite taille (European Commission et al, 2008). Ces pelouses sont sèches et chaudes grâce à la roche calcaire que l'on peut retrouver sur celles-ci. La majorité des pelouses calcaires wallonnes qui sont catégorisées comme des sites Natura 2000 (sites soumis à des directives européennes pour leur protection) se concentrent dans les zones suivantes (Haeghens et al, 2023) :

- Lesse et Lomme
- Sud de la Gaume
- Les vallées de l'eau blanche et du Viroin
- Les vallées de la Meuse
- La montagne Saint Pierre
- La vallée de l'Aisne et de l'Ourthe

Ces six zones ne sont pas les seules en Wallonie mais les autres sont positionnées beaucoup plus sporadiquement. (Haeghens et al, 2023).

Objectifs

Ce mémoire a été effectué dans le cadre du projet européen Safeguard qui étudie les facteurs de déclin des communautés de pollinisateurs. Cette étude s'intéresse en particulier aux effets potentiels des dépôts atmosphériques d'azote sur la diversité des communautés de pollinisateurs. Du fait de l'agriculture intensive et de l'utilisation d'énergies fossiles, l'environnement voit sa concentration en azote augmenter (Sutton et al, 2011), ce qui entraîne un appauvrissement et une homogénéisation des communautés de plantes et d'insectes, dont les pollinisateurs (McClean et al, 2011 ; Haddad et al, 2000, Cavalheiro et al, 2020). Ces pollinisateurs sont essentiels au fonctionnement des écosystèmes et des sociétés humaines (Ollerton et al, 2011 ; Gill et al, 2016) ; raison pour laquelle leur conservation revêt une importance particulière.

Les effets de l'azote seront étudiés sur les pelouses calcaires de Wallonie car cet habitat comporte une grande diversité d'insectes (European Commission et al, 2008). Néanmoins, ces pelouses calcaires sont affectées par les retombées d'azotes atmosphériques provenant de l'agriculture intensive (Sutton et al, 2011).

Notre but est d'identifier l'effet des dépôts d'azote sur trois groupes de pollinisateurs : les abeilles (Hymenoptera, Anthophila), les syrphes (Diptera, Syrphidae) et les papillons rhopalocères (Lepidoptera, Papilionoidea). Cependant, ces dépôts d'azote pourraient être liés à différents facteurs comme la composante agricole du paysage et la richesse spécifique en plantes, et donc avoir des effets indirects sur la communauté de pollinisateurs. Nous voulons alors identifier si la composante agricole a une relation positive avec les dépôts azotés comme c'est une des sources d'azote dans l'atmosphère (Sutton et al, 2011). Ensuite, nous voulons également identifier si les dépôts azotés diminuent la richesse spécifique de plantes. De ce fait, les communautés de plantes ainsi que la couverture du milieu agricole sont incluses dans l'analyse des effets des dépôts atmosphérique d'azote sur les communautés de pollinisateurs

Matériel et méthode

Toutes les analyses statistiques et manipulations du jeu de données sont traitées dans R et plus précisément dans le logiciel RStudio 2023.03.0 par PositSoftware. La description des résultats statistiques utilisera la méthodologie proposée par Muff et al (2022). Cette méthodologie n'utilise plus le caractère significatif ou non significatif de la valeur de P-value à 0,05 mais va plutôt utiliser la notion de gradient de preuve. En fonction de la valeur de la P-value, une catégorie de preuve lui est associée. Ces catégories sont au nombre de 5 et sont « petite ou pas de preuve » (P-value de 0,1 à >1), « faible preuve » (P-value de 0,1 à 0,05), « preuve modérée » (P-value de 0,05 à 0,01), « preuve forte » (P-value de 0,01 à 0,001) et « preuve très forte » (P-value de 0,001 à <0,000 1) (Muff et al, 2022).

1. Caractérisation de la diversité en pollinisateurs des pelouses calcaires

1.1 Choix des sites

Le choix des sites s'est fait grâce à l'utilisation d'une couche recensant les différentes pelouses calcaires de Belgique (fourni par le Service public de Wallonie) sur le logiciel QGIS (version 3.22.12-Bialowieza). À l'issue de ces recherches et de visites sur le terrain, 12 pelouses calcaires ont été retenues pour l'échantillonnage (une dans la province du Hainaut et onze dans la province de Namur). Pour qu'un site soit retenu, il faut qu'il soit un site de grand intérêt biologique afin de considérer des sites susceptibles d'abriter des communautés de pollinisateurs diversifiées. Aussi, la distance entre sites doit être supérieure à 2 km afin d'éviter de l'autocorrélation spatiale qui pourrait nuire à la qualité de nos modèles statistiques (Tiao et al, 1990). Les différents sites sont les suivants et sont représentés sur la figure 5

:

- La Montagne de Sosoye (Anhée)
- Les Aujes de Warnant (Anhée)
- Parc de Furfooz (Dinant)
- La Montagne de la Carrière (Doische)
- Site de captage Vivaqua « Les Wartons » (Mons)
- Réserve naturelle de Devant-Bouvignies (Dinant)
- Gros Tienne du Bi (Couvin)
- Tienne-Breumont (Viroinval)
- Tienne de Saumières (Viroinval)
- Chamousias (Viroinval)
- Le Bois du Roptai (Rochefort)
- Thier des Falizes et Bois de Noulaiti (Rochefort)

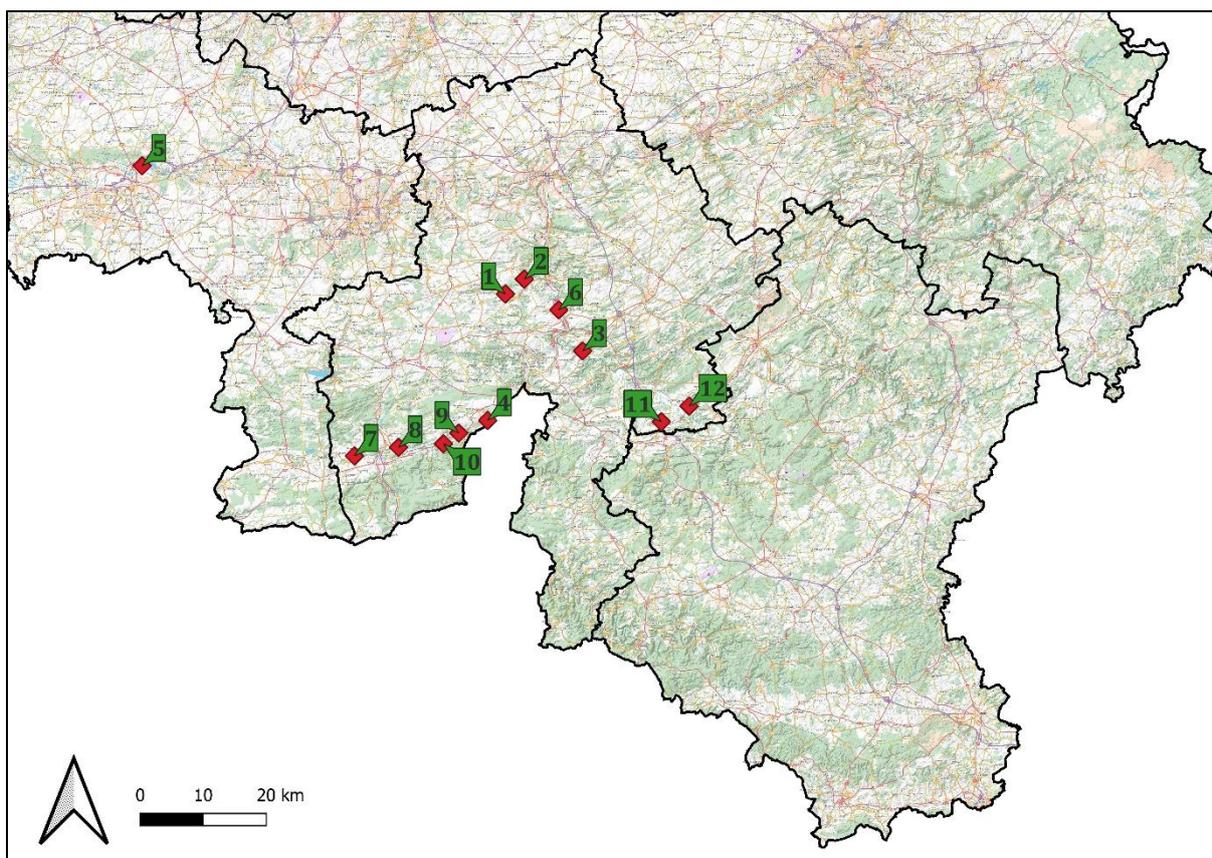


Figure 5: Carte de Belgique mettant en évidence les sites de récoltes. Carte faite sur QGIS à l'aide de la couche topographique de l'IGN (<https://www.ngi.be>) comme fond de carte et une couche des provinces de Belgique (<https://geoportail.wallonie.be>). 1 = Montagne de Sosoye, 2 = Aujes de Warnant, 3 = Parc de Furfooz, 4 = Montagne de la Carrière, 5 = Site de captage Vivaqua « Les Wartons », 6 = Réserve naturelle de Devant-Bouvignies, 7 = Gros Tienne du Bi, 8 = Tienne-Breumont, 9 = Tienne de Saumière, 10 = Chamousias, 11 = Bois du Roptai, 12 = Thier des Falizes et Bois de Noulaiti.

Tous ces sites sont des réserves naturelles, il a donc été nécessaire d'obtenir une dérogation du Service Public de Wallonie pour capturer les insectes de ces sites.

Tous les sites belges ont été échantillonnés une fois par mois de juin à aout compris, c'est-à-dire pendant la période de vol des pollinisateurs. Cependant, pour des raisons logistiques, les récoltes du mois de mai n'ont pu être effectuées que dans 5 sites au lieu de 12.

1.2 Échantillonnage des pollinisateurs

Tous les sites belges ont été échantillonnés une fois par mois de juin à aout compris, c'est-à-dire pendant la période de vol des pollinisateurs. Les espèces, n'ayant pas pu être déterminée plus loin qu'au genre et dont l'observation n'a pas pu mener à l'élaboration d'une morpho-espèce, ne sont pas gardée dans le jeu de données.

1.3 Échantillonnage des papillons

La collecte de Belgique des papillons de jour s'est effectuée grâce à une version adaptée du protocole de Sevilleja et al (2019) à un transect de 600 mètres en longueur et de 5 mètres de largeur. Ce transect a duré 30 minutes et a été découpé en 6 sous transect de 100 mètres de 5 minutes chacun (Sevilleja et al, 2019). Pour la capture, un filet à papillons a été utilisé et une boîte de pétri.

Cette boîte de pétri est utilisée afin d'immobiliser l'individu lors de l'identification. L'individu est relâché après identification. L'espèce de chaque individu est identifiée à l'aide du livre « Clé de détermination photographique des papillons de jour de Belgique » (Claerebout, 2018). Pour chaque espèce identifiée, l'endroit où elle a été observée (soit sur une plante, en vol, sur le sol et, etc.) est renseigné. Les identificateurs des échantillons sont Thierry Duez, Adrien Terryn et Amelie Bergerot. Les collectes de papillons ont des modalités à respecter qui sont l'heure et la température. Les collectes ont été dans la tranche horaire 9 h 30 à 16 h 30 et la température minimale pour collecter lors de temps ensoleillé est 13 °C. En cas de temps nuageux, la température doit au moins être à 17°C (Sevilleja et al, 2019).

1.4 Échantillonnage des abeilles et des syrphes

À la suite du transect papillon, un autre transect est effectué afin de capturer les abeilles et les syrphes. Le transect pour les abeilles et les syrphes passe toujours en second, car les papillons sont plus vite effrayés. Ce transect mesure 500 mètres en longueur et 2 mètres en largeur. Ce

protocole est une version adaptée de Westphal et al (2008) et Nielsen et al (2011) au niveau de la longueur du transect et des mois de récoltes. Les restrictions au niveau de la température et de l'heure de collectes sont les mêmes que celles appliquées pour la collecte de papillons (Sevilleja et al, 2019). De plus, l'identification de ces groupes d'organismes ne peut, dans la plupart des cas, se faire à vue (sauf pour les *Apis mellifera*). Par conséquent, les individus sont collectés dans un filet prévu à cet effet. Les individus capturés sont mis à mort dans un pot avec de l'acétate d'éthyle. Sur le terrain, chaque pot est numéroté et lors de capture, il est noté le numéro du pot et l'endroit où a été capturé l'insecte (soit sur une plante, en vol, sur le sol et, etc.).

Cette congélation effectuée, l'insecte est épinglé à l'aide d'une épingle entomologique. Dans le cas où l'individu capturé est un mâle, son génitalia est extrait. Les abeilles sont d'abord identifiées au genre par l'auteur grâce à la clé d'identification du livre « Abeilles d'Europe » par Michez et al (2019). Ensuite, les spécimens sont confiés à des taxonomistes spécialistes pour l'identification à l'espèce (Tableau 1).

Tableau 1: Tableau des différents identificateurs à l'espèce des différents genres et familles d'abeilles avec les clés d'identification utilisée associée aux genres ou à la famille.

<u>Identificateurs</u>	<u>Taxons d'abeille identifiée</u>
William Fiordaliso	Andrenidae (Wood, 2023) Megachilidae (Pauly, 2015) Apidae (Amiet et al, 2017 ; Rasmont et al, 2021)
Thomas Wood	Andrenidae (Wood, 2023)
Thomas Brau	Genre <i>Halictus</i> (Pauly, 2019)
Simone Flaminio	Genre <i>Lasioglossum</i> (Pauly, 2019)

Pour les syrphes, l'identification à l'espèce est basée sur plusieurs clés d'identifications (Sarhou et al, 2021, Van Veen, 2014, Schulten, 2020) et effectuée par l'auteur et par Adrien Terryn. Toutes les identifications des individus du groupe des syrphes ont été validées et corrigées par William Fiordaliso.

1.5 Les indices de diversité

Les indices de diversité des communautés utilisés sont les nombres de Hill. Ces indices utilisent l'équation suivante :

$$N_a = \exp(H_a)$$

Équation 4 : Équation permettant de calculer les nombres de Hill

H_a est déterminé par l'équation généralisée de l'entropie de Rényi (Legendre et Legendre, 2012). Cette dernière est une généralisation des indices de diversité les plus communs en écologie:

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

Équation 5 : Équation généralisée de l'entropie de Rényi. q = quantité d'espèces, p = proportion de l'espèce i , a = ordre variant de 0 à 2

Quand a est égale à 0, 1 ou 2 alors H devient respectivement ; $H_0 = \log q$, $H_1 = -\sum p_i \log p_i$, $H_2 = -\log \sum p_i^2$. L'ordre 0 est simplement le nombre d'espèces dans l'échantillon, l'ordre 1 quant à lui peut être relié à l'indice de Shannon et l'ordre de 2 à l'indice de Simpson. Cette équation donne différents leviers aux espèces en fonction de leur abondance. Pour les ordres plus petits, le poids est donné aux espèces dont l'abondance est faible. Et pour les plus grands ordres, le poids est donné aux espèces avec une abondance plus élevée. Ces trois ordres de Hill permettent de se rendre compte à la fois de la quantité des espèces et de la distribution de leur abondance (équitabilité) (Legendre et Legendre, 2012 ; Hill, 1973 ; Roswell, 2021). Les trois ordres vont indiquer des choses différentes, l'ordre 0 montre le nombre d'espèces alors que l'ordre 1 quant à lui, montre la richesse des espèces abondantes. Pour ce qui est de l'ordre 2, il montre la richesse d'espèces dominantes (Chao et al, 2014a ; Chao et al, 2014b). Ces nombres de Hill seront calculés à l'aide du package iNEXT et de sa fonction iNEXT (Hsieh et Chao, 2016).

1.6 Raréfaction et couverture

Afin de comparer les différents sites entre eux, il faut effectuer une standardisation, car l'effort d'échantillonnage et donc la représentativité des échantillons ne sont pas nécessairement constants (Chao et al, 2014 ; Gotelli et Colwell, 2001) Pour évaluer la qualité de l'échantillonnage, on utilisera le principe de couverture qui est la proportion d'individus de la communauté appartenant aux espèces apparaissant dans l'échantillon (Chao et al, 2020). Il est ensuite possible de standardiser les nombres de Hill pour une valeur de couverture constante entre sites (Chao et

al, 2014). La standardisation de nos échantillons se fait pour une valeur de couverture maximale, telle que définie par Chao et al. (2020). Nous avons également déterminé la diversité asymptotique de l'échantillon c'est-à-dire la diversité maximale à laquelle nous nous attendons pour chacun de nos sites. Cette valeur a été déterminée en utilisant l'estimateur de Chao (Chao, 1984) via la fonction specpool du package « vegan » (Oksanen et al, 2007). La fonction estimateD() du package iNEXT a été utilisée pour la raréfaction des nombres de Hill (Hsieh et Chao, 2016). Le jeu de données des papillons ne sera pas soumis à cette raréfaction, car l'identification à vue, sans système de marquage, ne permet pas de collecter d'informations sur l'abondance des individus. De même pour les plantes, il n'est pas nécessaire de faire de raréfaction car seule la diversité végétale est prise en compte.

2. Caractérisation de la proportion du milieu agricole dans le paysage aux alentours des sites

Cette analyse du paysage a pour but l'identification de la surface de terre agricole autour des sites. L'analyse du paysage s'est effectuée à l'aide du logiciel QGIS (version 3.22.12). Les contours de sites belges ont été créés afin d'obtenir les centroïdes de chaque site. À partir de ces centroïdes, des tampons, dont la largeur est de 500 mètres, sont créés. Cette largeur est utilisée, car la plupart des espèces d'abeilles solitaires possèdent une portée de vol inférieur à 500 mètres lorsqu'elles recherchent des ressources florales. (Zurbuchen et, 2010, Gathmann et Tscharrntke, 2002). Les tampons sont croisés avec une couche décrivant la couverture du sol avec une précision de 100 mètres (CORINE Land Cover 2018 (vector/raster 100 m), Europe, 6-yearly) provenant du site <https://land.copernicus.eu>.

Chaque tampon possède diverses classes d'occupation du sol. Toutes ces classes sont regroupées selon quatre catégories (voir tableau 2). Trois classes n'ont pas été retenues ; ce sont les « Plan d'eau », les « Cours d'eau » et les « Structures de loisirs et sports ». Elles ne sont pas retenues car elles ne sont que très peu représentées et n'apportent pas d'intérêts au niveau de la question de recherche.

Tableau 2 : Tableau mettant en évidence le regroupement en catégories des classes d'occupation du sol de la couche CORINE Land Cover 2018 (vector/raster 100 m) (<https://land.copernicus.eu>)

Classe Corine	Catégories
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Tissus urbains discontinus ▪ Unités industrielles et commerciales ▪ Routes, rails et terres associées 	Artificiel
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Terre arable non irriguée ▪ Vignoble ▪ Plantation de fruit et baies ▪ Modèle de culture complexe ▪ Terre principalement occupée par l'agriculture avec zone naturelle végétale significative 	Agriculture
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pâturage ▪ Prairie naturelle ▪ Arbuste forestier de transition ▪ Zone urbaine verte ▪ Site d'extraction minérale 	Milieux ouverts
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Forêt de Feuillus ▪ Forêt mixte ▪ Forêt de conifères 	Forêts

La catégorie dite « Artificiel » est composée des classes où le sol est imperméable. La catégorie « Agriculture » possède les classes où l'on retrouve de la végétation entretenue à des fins de productions commerciales. Les Milieux ouverts sont représentés par une zone ouverte et par une végétation spontanée sans fin commerciale. Pour finir, toutes classes représentées par une strate arborée dominante sont considérées comme « Forêt ». Le pourcentage de chaque catégorie est utilisé dans la suite des analyses. La composante qui nous intéresse dans cette étude est la composante « Agriculture ». Les autres composantes serviront de co-variables dans les analyses statistiques pour la variation de la richesse spécifique en pollinisateur.

3. Caractérisation de la quantité d'azote provenant des retombées atmosphériques.

Afin de mesurer une quantité d'azote, il a été nécessaire de prélever de la mousse. Cette mousse doit préférentiellement être soit *Hylocomium splendens*, *Pleurozium*, *Schreberi*, *Hypnum cupressiforme* ou *Pseudoscleropodium purum*. Ce choix est régi par des considérations logistiques, car l'analyse d'autres espèces nécessite une comparaison et une calibration au préalable (ICP Vegetation, 2020). L'échantillon de mousse doit contenir au moins 0,3 gramme de matière sèche (Hayes et al, 2021). De plus, les échantillons ne doivent pas être récoltés à moins de 20 mètres d'un arbre et à moins de 100 mètres d'une route avec une faible circulation. Une fois la collecte effectuée, ces échantillons sont ensuite séchés à 40 °C et broyés avant d'être analysés par un C : N analyseur (ICP Vegetation, 2020). Cette analyse a été confiée à l'institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE). Les résultats obtenus sont en pourcentage d'azote par échantillon.

4. Caractérisation de la diversité végétale

En plus des collectes d'insectes, un relevé des plantes à fleurs mellifères est effectué tous les mois. Durant le mois de juillet, un relevé des graminées et de la strate arbustive ont été effectués, car ces espèces herbacées et arbustives peuvent être une source de nourriture pour les larves de papillons (Bergman, 2000 ; Scriber et Feeny, 1979). Le relevé des graminées s'est effectué en juillet car leur développement est suffisant pour voir leurs caractères taxonomiques nécessaires à leur identification. Les identifications des espèces de plantes à fleurs ont été effectuées avec l'aide d'une flore de référence (Streeter, 2017). De plus, les indices de couverture de Braun-Blanquet ont été attribués à chaque espèce de plante (Braun-Blanquet, 1935, 1962).

5. Caractérisation de la relation entre le milieu agricole et les dépôts atmosphériques d'azote.

Afin de mettre en évidence un potentiel effet indirect de la composante agricole du paysage sur les communautés de pollinisateurs, un modèle linéaire simple utilisant les dépôts atmosphériques d'azote en fonction de la couverture de terres agricoles est réalisé. Ce modèle est réalisé à l'aide de la fonction `lm()` du package `stats` (R Core Team, 2018). Une vérification approfondie de la validité du modèle est effectuée à l'aide de la fonction `simulateResiduals` du package « DHARMA » (Hartig et Lohse, 2022). Le graphique associé au modèle se trouve dans l'annexe 4.

6. Caractérisation de la relation entre les dépôts atmosphériques d'azote et la diversité végétale

Dans le but de quantifier un potentiel effet indirect des dépôts atmosphérique d'azote via une modification de la richesse spécifique en plante, nous avons réalisé un modèle linéaire généralisé de la richesse spécifique de plantes en fonction des dépôts atmosphériques d'azote ? Ce modèle utilise la distribution de Poisson. Pour cela, la fonction `glmmTMB()` du package « `glmmTMB` » est utilisée (Brooks et al, 2023) et la vérification approfondie de la validité du modèle est également réalisée à l'aide de la fonction `simulateResiduals` du package « `DHARMA` » (Hartig et Lohse, 2022). Le graphique associé au modèle se trouve dans l'annexe 4.

7. Caractérisation de la relation entre la richesse spécifique en pollinisateurs et les dépôts d'azote, le milieu agricole et la richesse spécifique en plantes.

Afin d'identifier des effets de nos trois variables (dépôts atmosphériques d'azote, milieu agricole et la diversité végétale) sur la richesse spécifique des communautés de pollinisateurs, 7 modèles sont réalisés (un pour chaque ordre de diversité des syrphes, des abeilles et un pour la richesse spécifique de papillons). Ces modèles contrôlent également d'autres composantes du paysage qui sont les milieux artificiels et les milieux ouverts. Ces deux variables paysagères sont utilisées comme co-variable dans les 7 modèles. Le tableau 3 reprend chaque distribution utilisée en fonction de l'ordre de diversité.

Tableau 3 : Tableau présentant la distribution utilisée pour chaque modèle linéaire généralisé utilisant les différents ordres des nombres de Hill.

<u>Ordre de diversité</u>	<u>Distribution utilisée</u>
N0 abeille	Poisson
N1 abeille	Poisson généralisé
N2 abeille	Poisson généralisé
N0 syrphe	Poisson généralisé
N1 syrphe	Poisson généralisé
N2 syrphe	Poisson généralisé
Richesse spécifique des papillons	Poisson généralisé

Tous ces modèles linéaires généralisés ont été réalisés à l'aide de la fonction `glmmTMB()` du package « `glmmTMB` » (Brooks et al, 2023). Ils ont été soumis à un test de dispersion afin de déterminer quelle distribution utiliser. Ce test de dispersion est issu du package `blmeco` (Korner-

Nievergelt et al, 2022). À la suite de ce test de dispersion, si la dispersion ne s'écarte pas significativement de 1 alors, la distribution de poisson est utilisée (Fox, 2015) et si la dispersion est inférieure ou supérieure à 1 alors, la distribution de Poisson généralisé est utilisée. Une vérification approfondie de la validité du modèle a été effectuée à l'aide de la fonction `simulateResiduals` du package « DHARMA » (Hartig et Lohse, 2022). Tous les graphiques se trouvent dans l'annexe 4. Le milieu forêt n'est pas utilisé comme co-variable dans ces modèles, car les quatre variables de paysage sont corrélées entre elles, car leur somme correspond à 100 % du paysage.

Résultats

1. Caractérisation de la diversité en pollinisateurs des pelouses calcaires

1.1 Description de l'échantillonnage par site

Tableau 4 : Tableau présentant l'abondance des abeilles et des syrphes ainsi que la richesse spécifique des abeilles, des syrphes et des papillons sur les 12 sites de récoltes.

SITES	ABONDANCE ABEILLES	RICHESSSE SPÉCIFIQUE ABEILLES	ABONDANCE SYRPHES	RICHESSSE SPÉCIFIQUE SYRPHES	RICHESSSE SPÉCIFIQUE PAILLONS
CHAMOUSIAS (CH)	61	13	60	8	19
THIER DES FALIZES ET BOIS DE NOULAITI (TF)	33	12	30	6	13
RÉSERVE NATURELLE DE DEVANT-BOUVIGNIES (DB)	30	13	30	6	7
PARC DE FURFOOZ (PF)	80	10	63	11	11
LES AUJES DE WARNANT (AW)	92	6	62	10	10
GROS TIENNE DU BI (GT)	15	6	25	7	10
LA MONTAGNE DE LA CARRIÈRE (MC)	17	9	5	5	14
LA MONTAGNE DE SOSOYE (MS)	59	17	29	6	18
TIENNE-BREUMONT (TB)	57	15	12	4	11
SITE DE CAPTAGE VIVAQUA « LES WARTONS » (VW)	47	5	74	10	8
BOIS DU ROPTAI (BR)	4	4	4	2	5
TIENNE DE SAUMIÈRES (TS)	19	6	38	10	14

L'échantillonnage a permis de collecter 514 spécimens d'abeilles (Hymenoptera : Anthophila). Il est composé de 46 espèces sur les 381 de Belgique, soit 12 % de la diversité des abeilles en Belgique (Drossart et al, 2019). Seule une espèce d'abeille protégée a été capturée, qui est *Trachusa byssina*. Du côté des syrphes (Diptera : Syrphidae), 432 spécimens ont été collectés parmi 23 espèces différentes. Ces 23 espèces recensées sur les 309 de Flandre représentent 7 % de la diversité flamande (Van de Meutter, 2021). Pour ce qui est des papillons (Lepidoptera : Papilionoidea), 37 espèces différentes ont été enregistrées sur les 115 de Wallonie soit environ 32 % de la diversité wallonne (<http://biodiversite.wallonie.be>, 2008).

Parmi les abeilles, 6 espèces menacées en Belgique ont été récoltées : *Bombus ruderarius*, *Bombus rupestris*, *Halictus simplex*, *Halictus sexcinctus*, *Megachile alpicola*, *Sphecodes rufiventris*. Parmi les papillons, 4 espèces menacées en Wallonie ont été observées : *Boloria dia*, *Coenonympha arcania*, *Iphiclides podalirius*, *Satyrion ilicis* et *Thymelicus acteon*. Aucune espèce de syrphe capturée n'est menacée (Drossart et al, 2019 ; Van de Meutter, 2021 ; <http://biodiversite.wallonie.be>, 2008).

1.2 Couverture et raréfaction

L'évaluation de la qualité de l'échantillonnage par l'estimateur de Chao (Chao, 1984) a permis de montrer que, pour la collecte de syrphes, 55 % du total d'espèces ont été enregistrés et pour la collecte d'abeilles, 66 % du total des espèces ont été récoltés.

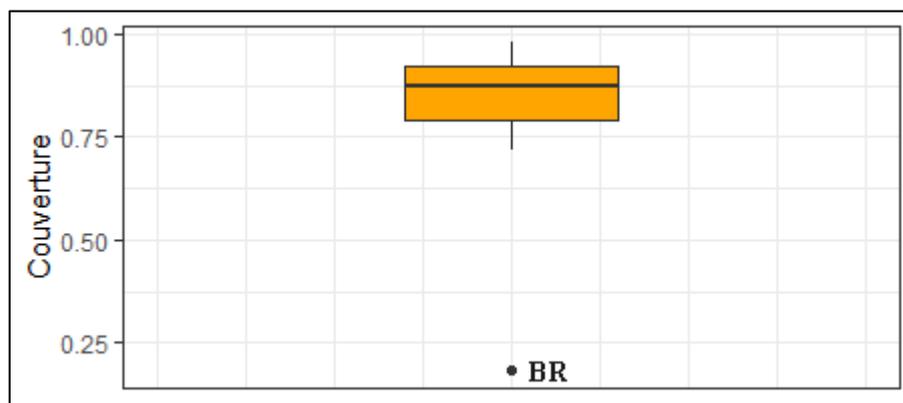


Figure 6 : Graphique à boîte à moustache de la couverture des différents sites échantillonnés pour l'échantillonnage des abeilles. La médiane de la couverture des sites est de 87,37 %. Le site en dehors de la boîte est le site « Bois du Roptai » (BR) et sa couverture est de 18,18 %.

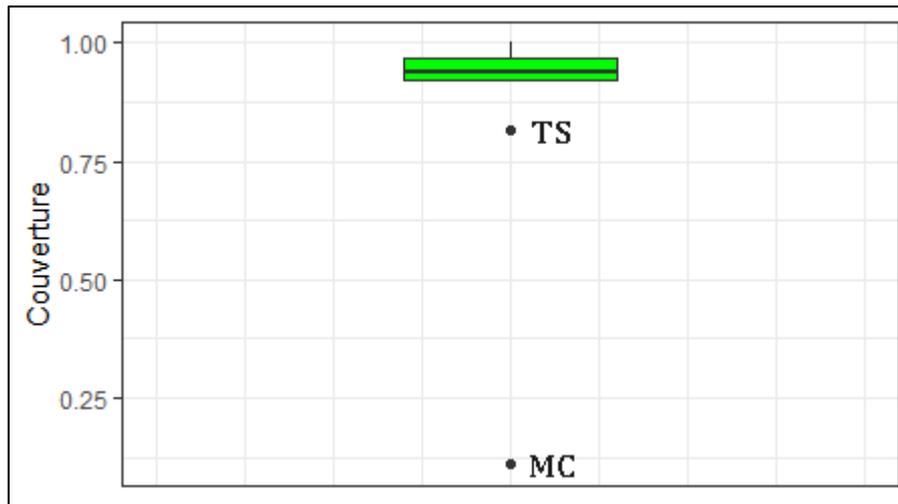


Figure 7 : Graphique à boîte à moustache de la couverture des différents sites échantillonnés pour l'échantillonnage des syrphes. La médiane de la couverture des sites est de 93,725 %. Les sites en dehors de la boîte sont le site « Montagne de la carrière » (MC) avec une couverture est de 11,11 % et le site « Tienne de Saumières » (TS) avec une couverture de 81,72 %.

La figure 6 montre que le site « Bois du Roptai » (BR) possède une couverture extrêmement faible (18,18 %) comparée à celle des autres sites pour les abeilles. Après raréfaction, le nombre d'individus utilisable dans le jeu de données des abeilles passe de 514 à 87. Il a donc été décidé de l'exclure du jeu de données. Le site « Bois du Roptai » (BR) enlevé, le nombre d'individus utilisable est de 297. La figure 7 montre que c'est le site « Montagne de la carrière » (MC) qui possède la plus faible couverture (11 %) pour le groupe des syrphes. Sa présence fait passer le nombre d'individus utilisable de 432 à 36,14 ce qui est peu représentatif de l'échantillon initial. Une fois enlevé, le nombre utilisable de données est 213. Ces deux sites sont retirés du jeu de données. Il restera alors comme données utilisables ; 212 pour les syrphes et 268 pour les abeilles.

2. Caractérisation de la surface occupée par le milieu agricole, des dépôts atmosphériques d'azote et de la richesse spécifique en plantes.

Tableau 5 : Tableau présentant la proportion de terre agricole dans un rayon de 500 mètres, les espèces de mousses récoltées et leur pourcentage d'azote après analyse par un C : N analyseur ainsi que la richesse spécifique de plantes en fonction des différents sites. Les valeurs en gras sont issues de la moyenne des doubles analyses pour un même site.

<u>Sites</u>	<u>Milieu agricole (%)</u>	<u>Espèce de mousse</u>	<u>Azote (%)</u>	<u>Richesse spécifique en plantes</u>
<u>Chamousias (CH)</u>	8,8258	<i>Rhytidium rugosum</i>	1,04	65
<u>Thier des Falizes et Bois de Noulaiti (TF)</u>	26,4000	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	1,02	65
<u>Réserve naturelle de Devant-Bouvignies (DB)</u>	7,4617	<i>Hypnum cupressiforme</i>	1,11	47
<u>Parc de Furfooz (PF)</u>	31,3611	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	1,21	65
<u>Les Aujes de Warnant (AW)</u>	27,7538	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	1,26	53
<u>Gros Tienne du Bi (GT)</u>	0	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	0,85	50
<u>La Montagne de la Carrière (MC)</u>	49,9070	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	1,07	35
<u>La Montagne de Sosoye (MS)</u>	16,1608	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	1,29	59
<u>Tienne-Breumont (TB)</u>	39,3546	<i>Rhytidium rugosum</i>	1,03	50
<u>Site de captage Vivaqua « Les Wartons » (VW)</u>	64,4150	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	1,19	56
<u>Bois du Roptai (BR)</u>	15,0371	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	0,785	39
<u>Tienne de Saumières (TS)</u>	25,1200	<i>Hypnum cupressiforme</i>	0,825	53

Le tableau 5 montre le pourcentage d'azote contenu dans la mousse prélevée pour chaque site. Trois sites ont été sujets à deux analyses, ce sont le « Bois du Roptai » (BR), « Tienne de Saumières » (TS) et « la Réserve naturelle de Devant Bouvignies » (DB). Le pourcentage d'azote de ces trois

sites est issu de la moyenne des deux valeurs. La moyenne du pourcentage d'azote mesuré dans les mousses des douze sites est de 1,057 %. Le site ayant le plus grand pourcentage est « Montagne de Sosoye » avec 1.29% et celui avec le plus petit pourcentage est « Bois du Roptai » avec 0,785%.

3. Relation entre le milieu agricole et les dépôts atmosphériques d'azote.

Tableau 6: Modèle linéaire des retombées atmosphériques d'azote en fonction de la superficie des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) dans un rayon de 500 mètres.

	Agriculture
<i>Estimation du paramètre</i>	0,002872
<i>Erreur standard</i>	0,002895
<i>P-value</i>	0,35

Nous n'avons pas trouvé de preuve d'un effet des milieux agricoles (Estimate = 0.002872, P= 0.35, Std error =0,00289) sur les retombées atmosphériques d'azotes

4. Relation entre les dépôts atmosphériques d'azote et la richesse spécifique des plantes (GLM Poisson).

Tableau 7: Modèle linéaire généralisé utilisant la distribution de poisson de la richesse spécifique de plantes en fonction des dépôts atmosphériques d'azote (Azote).

	Azote
<i>Estimation du paramètre</i>	0,1946
<i>Erreur standard</i>	0,2782
<i>P-value</i>	0,484

Nous n'avons pas trouvé de preuves d'un effet de l'azote atmosphérique (Estimate = 0,1946, P= 0,484, Std error =0,2782) sur la richesse spécifique en plantes.

5. Relation entre la richesse spécifique de pollinisateurs et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes.

5.1 Richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs en fonction de la superficie de terres agricoles en pourcentage

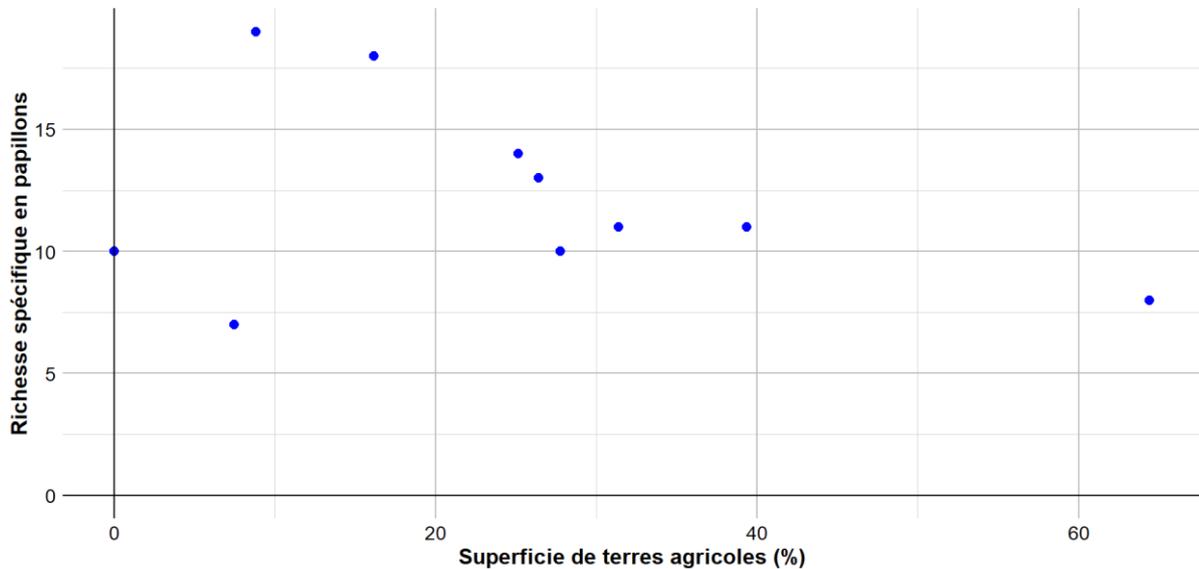


Figure 8 : Nuages de points présentant la richesse spécifique en papillons en fonction de la superficie des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) des dix sites retenus pour la création des modèles statistiques.

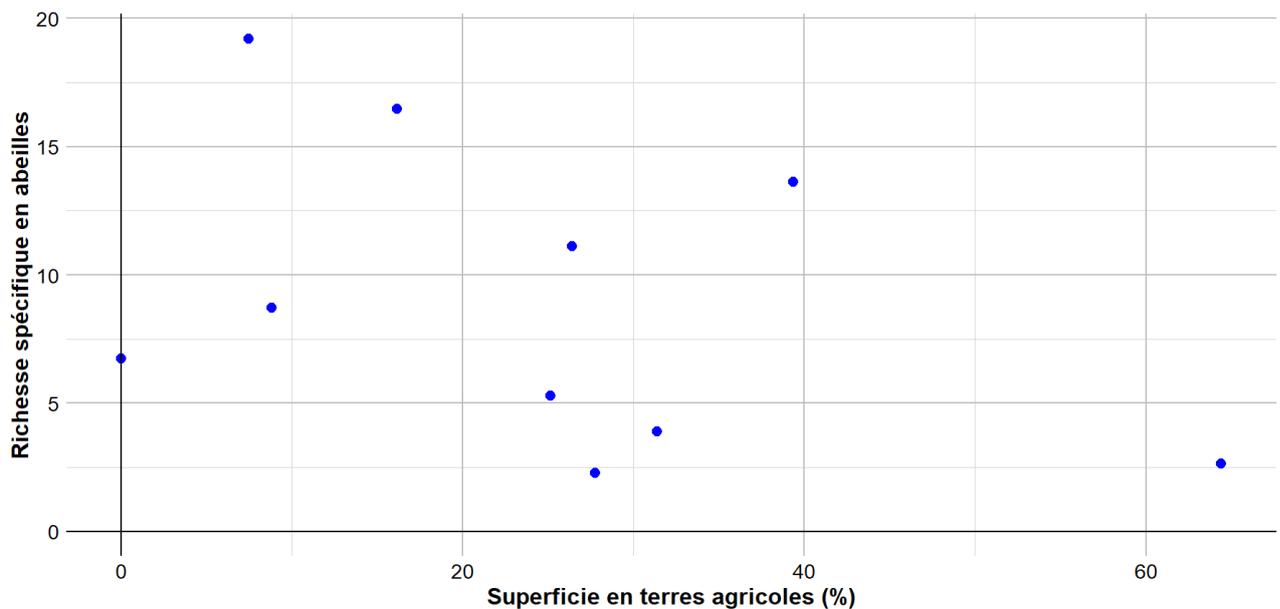


Figure 9: Nuages de points présentant la richesse spécifique en abeilles (N0) en fonction de la superficie des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) des dix sites retenus après raréfaction des nombres de Hill.

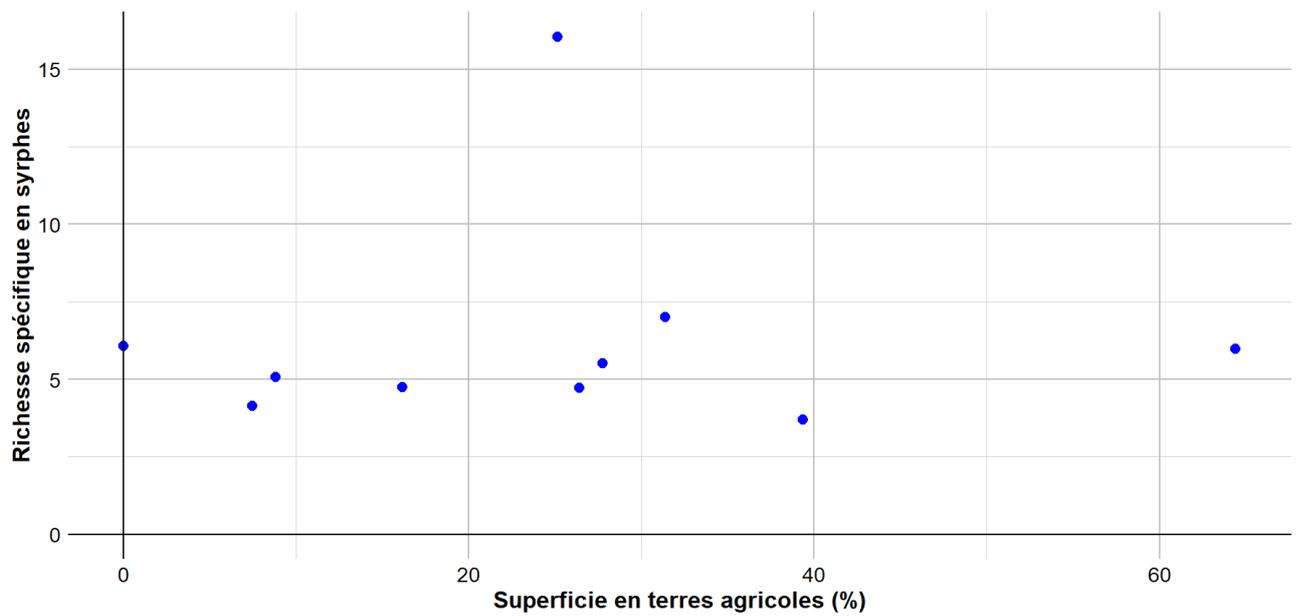


Figure 10: Nuages de points présentant la richesse spécifique en syrphes (NO) en fonction de la superficie des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) des dix sites retenus après raréfaction des nombres de Hill.

Les figures de 8 à 10 montrent comment varie la richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs étudiés en fonction de la superficie en terres agricoles dans un rayon de 500 mètres. Il n'est pas évident de déterminer des patterns spécifiques.

5.2 Richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs en fonction des dépôts d'azotes atmosphériques

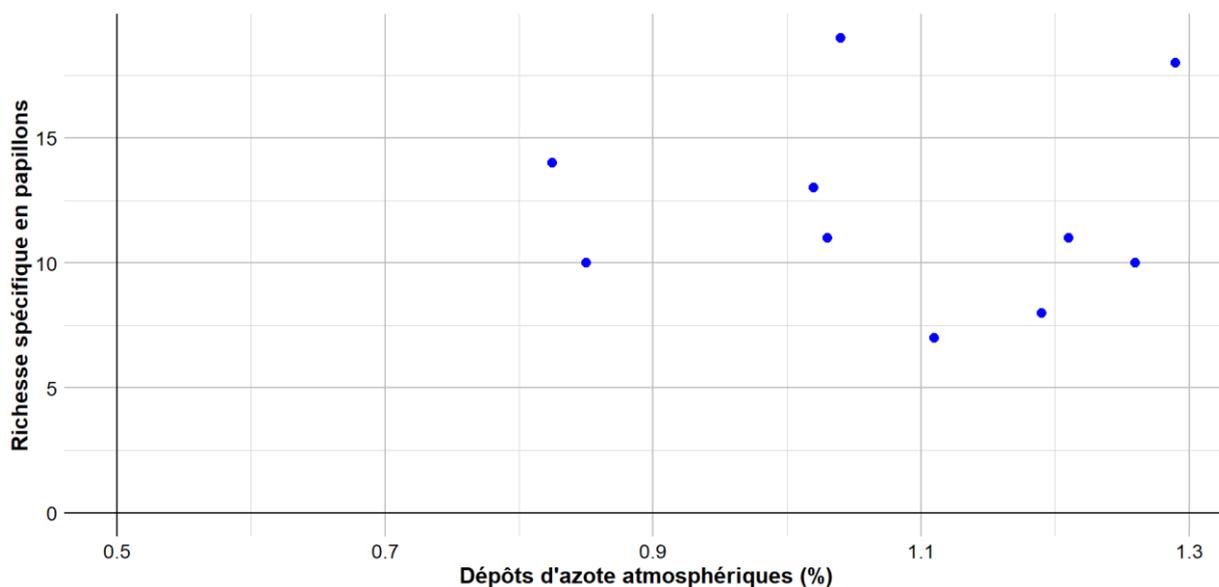


Figure 11 : Nuages de points présentant la richesse spécifique en papillons en fonction des dépôts atmosphériques d'azote des dix sites retenus pour la création des modèles statistiques.

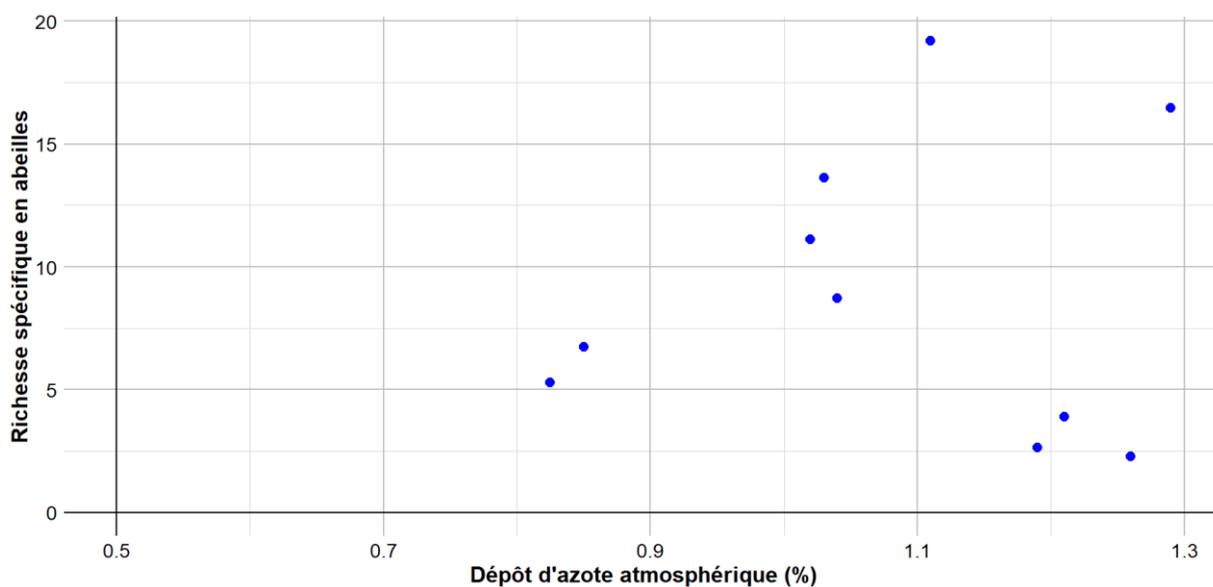


Figure 12: Nuages de points présentant la richesse spécifique en abeilles (N0) en fonction des dépôts atmosphériques d'azote des dix sites retenus après raréfaction des nombres de Hill.

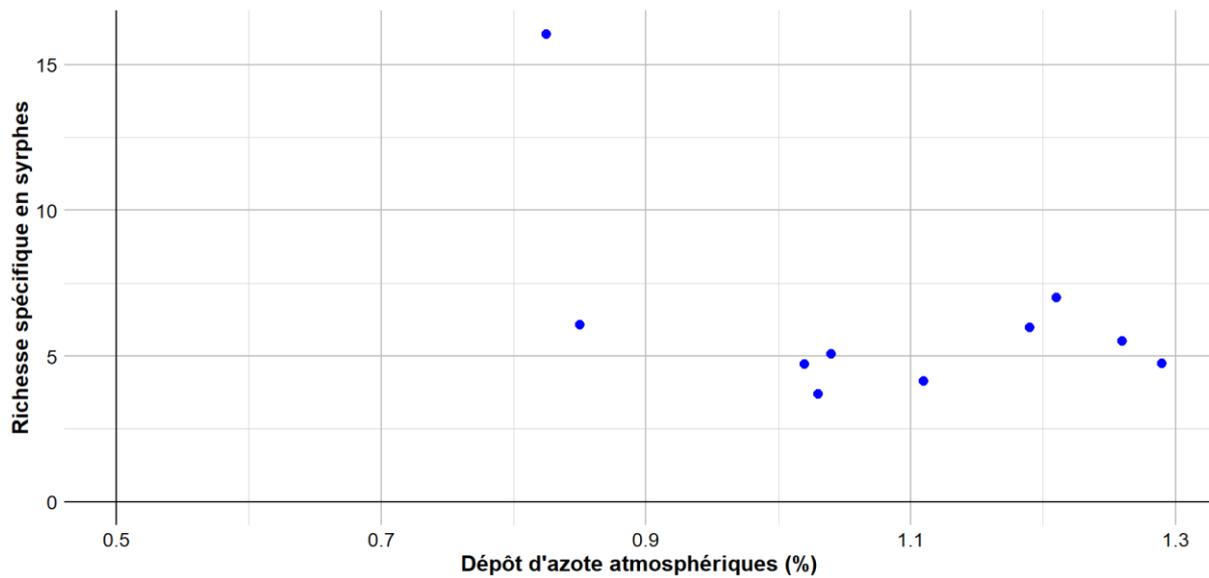


Figure 13: Nuages de points présentant la richesse spécifique en syrphes (N0) en fonction des dépôts atmosphériques d'azote des dix sites retenus après raréfaction des nombres de Hill.

Les figures de 11 à 13 montrent comment varie la richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs étudiés en fonction des retombées d'azotes atmosphériques. Il n'est pas évident de déterminer des patterns spécifiques sauf pour la figure 9 où la richesse spécifique d'abeilles semble augmenter lorsque le pourcentage d'azote est compris entre 0,7 % et 1.1 %, mais semble diminuer au-delà de 1.1 %. Cependant, aucune tendance ou phénomène ne peut être prouvé à ce stade.

5.3 Richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs en fonction de la richesse spécifique en plantes.

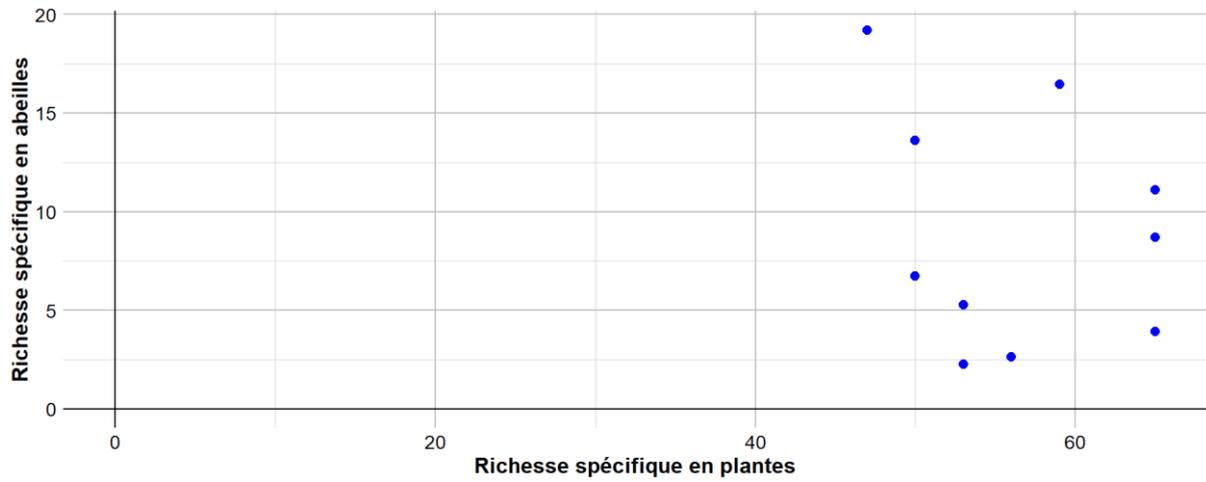


Figure 14 : Nuages de points présentant la richesse spécifique en abeilles (N0) en fonction de la richesse spécifique en plantes des dix sites retenus après raréfaction des nombres de Hill.

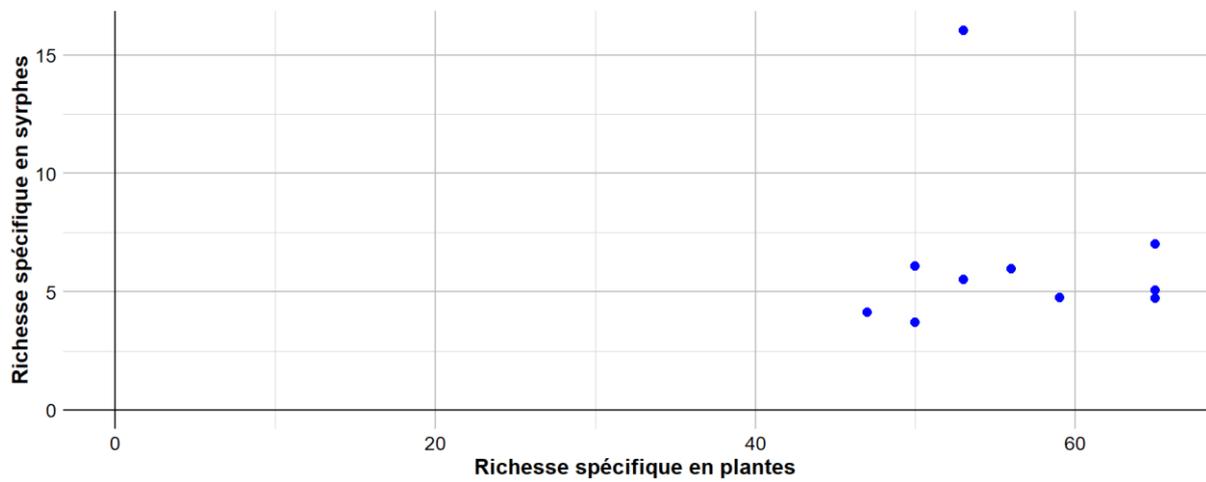


Figure 15; Nuages de points présentant la richesse spécifique en syrphes (N0) en fonction de la richesse spécifique en plantes des dix sites retenus après raréfaction des nombres de Hill.

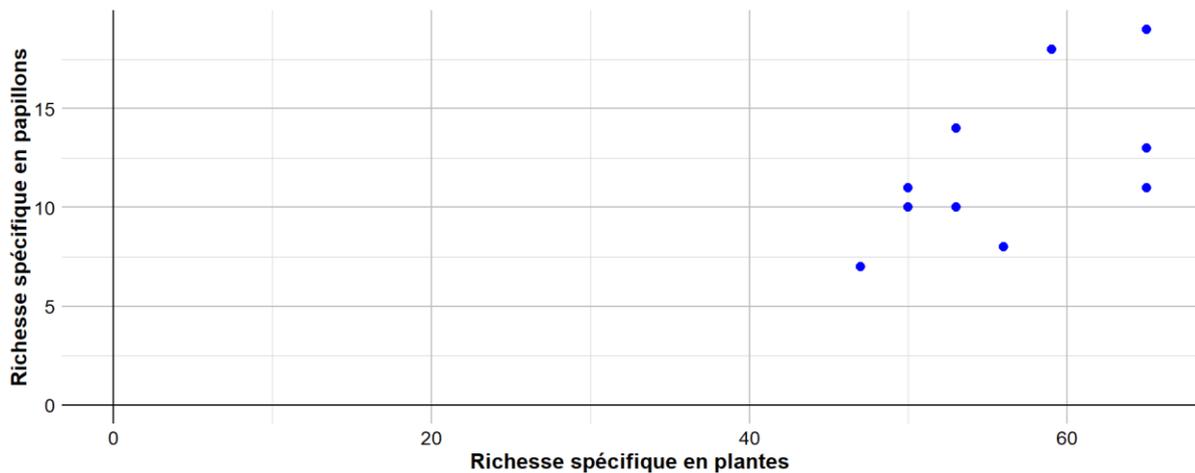


Figure 16 ; ; Nuages de points présentant la richesse spécifique en papillons en fonction de la richesse spécifique en plantes des dix sites retenus après raréfaction des nombres de Hill.

Les figures de 12 à 14 montrent comment varie la richesse spécifique des trois groupes de pollinisateurs étudiés en fonction richesse spécifique en plante. Il n'est pas évident de déterminer des patterns spécifiques sauf pour la figure 14 où la richesse spécifique en papillons semble plus élevée pour certains sites avec une plus grande richesse spécifique en plantes.

5.4 Relation entre le N0 raréfié pour la communauté d'abeilles et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson).

Tableau 8 : Modélisation de la richesse spécifique d'abeille (N0) en fonction des dépôts atmosphériques d'azote (Azote), de la richesse spécifique de plantes, des milieux imperméables (artificiel), des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) et des milieux ouverts avec une végétation spontanée sans fin commerciale (Milieux ouverts). Les valeurs en gras signifient que la P-values est significative au seuil des 5 %.

	Azote	Richesse plante	Artificiel	Agriculture	Milieux ouverts
Estimation du paramètre	0,503570	-0,023748	0,034313	-0,021560	-0,006432
Erreur standard	0,802917	0,16573	0,009303	0,008246	0,009544
P-value	0,530544	0,151886	0,000226***	0,008935**	0,500402

Nous n'avons pas trouvé de preuves d'un effet de l'azote sur la richesse spécifique des abeilles (Estimate = 0,503570, P=0,530544, Std error = 0,802917). Le même constat s'applique aux milieux ouverts (Estimate =-0,006432, P=0,500402, Std error =0,009544) et à la diversité florale (Estimate =-0.023748, P=0.151886, Std error =0,16573). Cependant, nous avons obtenu une preuve très forte d'un effet positif des milieux artificiels sur la richesse spécifique des abeilles

(Estimate =0.034313, P=0.00023 Std error =0,009303). Ainsi, d'après notre modèle, l'ajout de 10 % de territoires artificiels ferait augmenter de 40,35 % la richesse spécifique de la communauté d'abeilles. Il y a également une preuve forte que l'agriculture a un effet négatif sur la richesse spécifique des communautés d'abeilles (Estimate = -0.021560, P =0.008935, Std error =0,008246). En ajoutant 10 % du milieu agricole, on observerait une diminution de la richesse spécifique de 19,39 %.

5.5 Relation entre le N1 raréfié pour la communauté d'abeilles et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson généralisé).

Tableau 9: Modélisation de la richesse d'espèce abondante (N1) en fonction des dépôts atmosphériques d'azote (Azote), de la richesse spécifique en plantes, des milieux imperméables (artificiel), des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) et des milieux ouverts avec une végétation spontanée sans fin commerciale (Milieux ouverts). Les valeurs en gras signifient que la P-values est significative au seuil des 5 %.

	<i>Azote</i>	<i>Richesse plante</i>	<i>Artificiel</i>	<i>Agriculture</i>	<i>Milieux ouverts</i>
<i>Estimation du paramètre</i>	0,132033	-0,012224	0,022994	-0,019498	-0,010084
<i>Erreur standard</i>	0,810996	0,017058	0,009488	0,008588	0,009846
<i>P-value</i>	0,8707	0,4736	0,0154*	0,0232*	0,3057

Nous n'avons pas trouvé de preuves d'un effet de l'azote sur la richesse des espèces abondantes d'abeilles (Estimate = 0,132033, P=0,8707, Std error =0,810996). Le même constat s'applique à la richesse en plante (Estimate = -0,012224, P=0,4736, Std error =0,017058) et aux milieux ouverts (Estimate = -0,010084, P=0,3057, Std error =0,009846). Cependant, nous avons obtenu une preuve modérée d'un effet positif des milieux artificiels sur la richesse des espèces abondantes (Estimate = 0,022994, P = 0,0154, Std error =0,009488). Ainsi, d'après notre modèle, l'ajout de 10 % de territoires artificiels ferait augmenter de 25,78 % la richesse en espèces abondante de la communauté d'abeilles. Il y a également une preuve modérée que l'agriculture a un effet négatif sur la richesse des espèces abondantes (Estimate =-0,019498, P = 0,0232, Std error =0,008588). En ajoutant 10 % du milieu agricole, on observerait une diminution de la richesse d'espèces abondantes de 17,71 %.

5.6 Relation entre le N2 raréfié pour la communauté d'abeilles et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson généralisé).

Tableau 10 : Modélisation de la richesse des espèces dominantes (N2) en fonction des dépôts atmosphériques d'azote (Azote), de la richesse spécifique en plantes, des milieux imperméables (artificiel), des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) et des milieux ouverts avec une végétation spontanée sans fin commerciale (Milieux ouverts). Les valeurs en gras signifient que la P-values est significative au seuil des 5 %.

	<i>Azote</i>	<i>Richesse plante</i>	<i>Artificiel</i>	<i>Agriculture</i>	<i>Milieux ouverts</i>
<i>Estimation du paramètre</i>	-0,105647	-0,004681	0,016548	-0,017211	-0,013049
<i>Erreur standard</i>	0,727334	0,015510	0,008789	0,007436	0,008886
<i>P-value</i>	0,8845	0,7628	0,0597	0,0206 *	0,1420

Nous n'avons pas trouvé de preuves d'un effet de l'azote sur la richesse en espèces dominantes d'abeilles (Estimate = -0.105647, P= 0.8845, Std error =0,727334). Le même constat s'applique aux milieux ouverts (Estimate = -0.013049, P=0.1420, Std error =0,008886) et à la richesse en plante (Estimate = -0.004681, P=0,7628, Std error =0,015510). Nous avons obtenu une faible preuve d'un effet positif du milieu artificiel sur la richesse en espèce dominante d'abeilles (Estimate = 0,016548, P = 0,0597, Std error =0,008789). En ajoutant 10% du territoire artificiel, on observerait une augmentation de 17% de la richesse en espèce dominantes d'abeilles. Il y a également une preuve modérée d'un effet négatif de l'agriculture sur la richesse en espèces très abondantes (Estimate = -0,017211, P =0,0206, Std error =0,007436). Ainsi, d'après notre modèle, l'ajout de 10 % de territoires agricoles ferait diminuer de 15,81 % la richesse d'espèces dominante d'abeilles.

5.7 Relation entre le N0 raréfié pour la communauté de syrphes et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson généralisé).

Tableau 11 : Modélisation de la richesse spécifique de syrphes (N0) en fonction des dépôts atmosphériques d'azote (Azote), de la richesse en plantes, des milieux imperméables (artificiel), des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) et des milieux ouverts avec une végétation spontanée sans fin commerciale (Milieux ouverts). Les valeurs en gras signifient que la P-values est significative au seuil des 5 %.

	<i>Azote</i>	<i>Richesse plante</i>	<i>Artificiel</i>	<i>Agriculture</i>	<i>Milieux ouverts</i>
<i>Estimation du paramètre</i>	-2,409786	-0,004245	-0,009177	0,005580	-0,017688
<i>Erreur standard</i>	0,462875	0,013134	0,006416	0,004586	0,005043
<i>P-value</i>	1,93e-07 ***	0,746535	0,152634	0,223660	0,000453 ***

Nous n'avons pas trouvé de preuves d'un effet de la richesse en plante sur la richesse spécifique de syrphes (Estimate = -0.004245, P=0.746535, Std error =0,013134). Le même constat s'applique au milieu artificiel (Estimate = -0.009177, P=0.152634, Std error =0,006416) et aux milieux agricoles (Estimate = 0.005580, P=0.223660, Std error =0,004586). A contrario, nous avons obtenu une preuve très forte d'un effet négatif de l'azote sur la richesse spécifique (Estimate = -2,409 786, P= 1,93 e-07, Std error =-2,409786). Ainsi, d'après notre modèle, l'ajout de 0,1 % de retombée d'azote atmosphérique ferait diminuer de 20,41% la richesse spécifique de syrphes. Il y a également une très forte preuve de l'effet négatif des milieux ouverts sur la richesse spécifique (Estimate = -0.017688, P= 0.000453, Std error =0,005043). En ajoutant 10 % des milieux ouverts, on observerait une diminution de la richesse spécifique de syrphes de 16,21 %. La figure 17 montre la relation en graphique entre la richesse spécifique de syrphes en fonction des dépôts d'azotes atmosphériques.

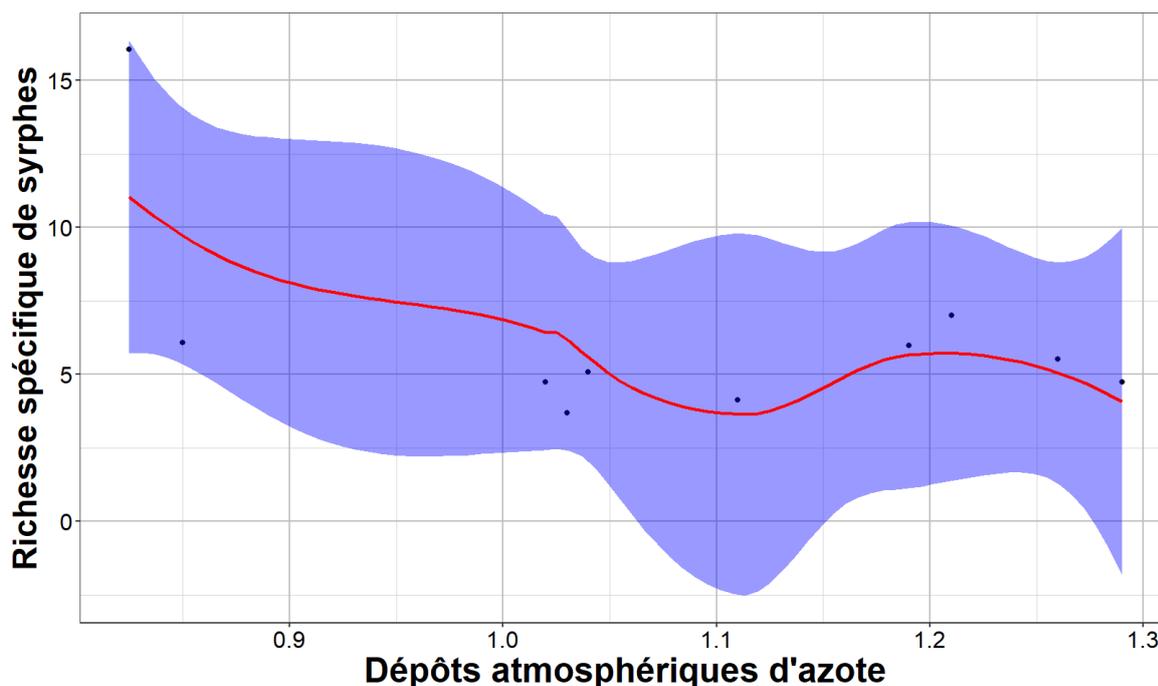


Figure 17: Graphique mettant en évidence la tendance de la richesse spécifique de syrphes raréfiée (N0) en fonction des dépôts atmosphériques d'azote. La ligne rouge est la prédiction du modèle et la zone bleue l'intervalle de confiance. Graphique réalisé avec la fonction ggplot du package ggplot2.

Les modèles N1 syrphes et N2 syrphes ne sont pas des modèles satisfaisants car trouver une distribution d'erreur convenant aux données n'est pas possible. Le peu de variations dans les données rend l'ajustement d'un modèle particulièrement difficile.

5.8 Relation entre la richesse spécifique de papillons et le milieu agricole, les dépôts d'azote, la richesse spécifique en plantes (GLM Poisson généralisé).

Tableau 12 : Modélisation de la richesse spécifique de syrphes (N0) en fonction des dépôts atmosphériques d'azote (Azote), de la richesse spécifique en plantes, des milieux imperméables (artificiel), des milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales (Agriculture) et des milieux ouverts avec une végétation spontanée sans fin commerciale (Milieux ouverts). Les valeurs en gras signifient que la P-values est significative au seuil des 5 %.

	Azote	Richesse plante	Artificiel	Agriculture	Milieux ouverts
Estimation du paramètre	-0,272405	0,025798	0,012725	-0,007943	-0,005461
Erreur standard	0,270134	0,006768	0,003228	0,002650	0,002929
P-value	0,313258	0,000138 ***	8,08e-05 ***	0,002728 **	0,062251

Nous n'avons pas trouvé de preuves d'un effet de l'azote (Estimate = -0,272 405, P= 0,313 258, Std error = 0,270134) sur la richesse spécifique des papillons. A contrario, nous avons obtenu une preuve forte d'un effet positif de la richesse en plantes sur la richesse spécifique (Estimate = 0,025 798, P= 0,000 138, Std error = 0,006768). En ajoutant 10 espèces de plante, on observerait une augmentation de 29,43 % en espèces de papillons. Il y a également une très forte preuve que le milieu artificiel a un effet positif sur la richesse spécifique de papillons (Estimate = 0,012725, P = 8.08e-05, Std error = 0,003228). Ainsi, d'après notre modèle, l'ajout de 10 % de territoires artificiels ferait augmenter de 13,57 % la richesse spécifique de papillons. Aussi, nous avons trouvé une preuve forte que le milieu agricole a un effet négatif sur la richesse spécifique de papillons (Estimate = -0,007943, P = 0,002728, Std error = 0,002650). En ajoutant 10% du milieu agricole, on observerait une diminution de 7,64 % de la richesse en papillons. Il y a une preuve faible que les milieux ouverts ont un effet négatif sur la richesse spécifique (Estimate = -0,005461, P = 0,062251, Std error = 0,002929). D'après notre modèle, l'ajout de 10% des milieux ouverts diminuerait la richesse spécifique de papillons de 5,31%.

Discussion

1. Diversité en pollinisateurs des pelouses calcaires

L'échantillonnage des abeilles a montré une faible proportion d'espèces par rapport à la composition de l'apifaune belge (Drossart et al, 2019). De plus, Pauly et Verreken (2018) ont investigué la communauté d'abeilles sur pelouses calcaires et ils ont obtenu 90 espèces soit le double du montant recensé ici. Nos échantillonnages des syrphes et des papillons montrent également que le nombre d'espèces recensées est faible par rapport à la communauté de syrphes de Flandre et la communauté de papillons de Wallonie (Van de Meutter, 2021 ; <http://biodiversite.wallonie.be>, 2008). Cela pourrait être expliqué par la méthodologie de récolte qui ne permet pas d'échantillonner le maximum d'espèce d'un site. Cependant, nous avons quand même pu collecter quatre espèces de papillons inféodés aux pelouses calcaires, à savoir : *Spialia sertorius*, *Boloria dia*, *Coenonympha arcania* et *Melanargia galathea* (Fichet et al, 2008). De plus, des espèces menacées dans chaque groupe ont également pu être recensées.

2. Relation entre la composante agricole du paysage et les dépôts atmosphériques d'azote

Nous savons que l'agriculture est une cause de l'augmentation de la teneur en azote atmosphérique par la volatilisation des engrais azotés (Sutton et al, 2011). Cependant, notre modèle montre que les retombées d'azotes atmosphériques ne sont pas corrélées avec la superficie de terres agricoles. Cela pourrait s'expliquer par le fait que l'agriculture est une source dans la production d'azote atmosphérique, mais la combustion d'énergie fossile l'est aussi, mais cette dernière n'est pas considérée dans le modèle utilisé. Plus précisément, à l'échelle européenne et durant l'année 2020, les émissions d'azotes atmosphériques liés à l'agriculture étaient approximativement de 2,1 Tg alors que les émissions liées à la combustion d'énergie fossile montaient approximativement à 3,4 Tg. Donc dans ce cas-ci, la composante liée aux énergies fossiles est plus élevée (Sutton et al, 2021). Aussi, lors de l'utilisation d'engrais azoté par l'agriculture, l'entièreté de l'azote, en dehors de l'azote utilisé par les plantes, dans l'engrais ne finit pas dans l'atmosphère. En effet, une partie est lessivée dans le sol et finit dans l'eau souterraine. Ce qui fait que le lien entre les dépôts d'azote et l'agriculture est complexe ; d'autres composantes sont à prendre en compte (Sutton et al, 2021).

3. Relation entre les dépôts atmosphériques d'azote et la richesse spécifique en plantes.

Nous savons que l'enrichissement en azote entraîne une diminution dans la richesse spécifique en plantes (Carvalho et al, 2020 ; McClean, 2011). Néanmoins, notre modèle n'est pas parvenu à identifier un tel phénomène. La raison de cette absence de phénomène est qu'en Wallonie l'eutrophisation provoquée par les dépôts atmosphériques d'azote reste très faible à l'échelle européenne, et peut même être nulle en fonction de l'endroit (European Environment agency, 2023). En revanche, ce manque d'effet ne veut pas dire qu'il n'y a pas eu de perte de plantes. L'effet des retombées azotées aurait très bien pu provoquer l'extinction de plantes « nitrophobes » (plante adaptée à un milieu faible en nutriments) et favoriser des plantes nitrophiles (Carvalho et al, 2020 ; McClean, 2011). Cet état de fait est vérifié dans l'échantillon avec les espèces *Hippocrepis comosa* et *Pimpinella saxifraga* se développant sur des sols faibles en nutriments qui ne se retrouvent que sur les sites avec le pourcentage d'azote le plus faible (0,825 % et 0,850) et qui sont absentes des sites avec les plus hauts pourcentages (1,260 % et 1,190 %). Les informations issues de l'écologie de ces plantes proviennent du site tela-botanica (www.tela-botanica.org).

4. Relation entre la richesse de pollinisateurs et le milieu agricole, les dépôts atmosphériques d'azote, la richesse en plantes.

De tous les groupes de pollinisateurs, les seuls à être affectés par les retombées atmosphériques d'azote sont les syrphes. Des résultats similaires ont été trouvés dans la littérature (Barendregt et al, 2022 ; Haddad et al, 2000). Cela pourrait être expliqué par le fait que l'effet négatif de l'azote soit spécifique à certaines espèces de plantes jouant un rôle prépondérant dans le cycle de vie des syrphes. En effet, les plantes qui sont adaptées à un milieu faible en nutriments sont plus sensibles à l'eutrophisation du milieu et tendent vers leur disparition (Stevens et al, 2018 ; McClean et al, 2011 ; David et al, 2019). Il faut néanmoins s'intéresser à quel stade de vie du syrphe pourrait être affecté par ce changement dans la communauté de plante. Certaines espèces de syrphes ont des larves spécialistes tant dans leur mode de nourriture que dans leur milieu de vie (Vujic et al, 2022 ; Spreight, 2011). Et cette spécialisation rend les communautés de ces espèces moins abondantes que les espèces avec une large gamme de choix de nourriture (Owen et Gilbert, 1989). Avec ces différents éléments, il est possible d'émettre l'hypothèse que la modification de la communauté florale causée par l'azote affecte les espèces de syrphe dont la larve est spécialiste et c'est leur

disparition que notre modèle montre. Il existe en effet des espèces comme *Eumerus tricolor* qui sont inféodées exclusivement aux pelouses calcaires ; les larves de ce genre se nourrissant de plante à bulbes (Grković, 2018)

L'effet de l'azote sur la richesse d'abeilles (tous nombres de Hill confondus) et sur la richesse spécifique de papillons n'est pas prouvé par nos modèles. Le manque de preuve de l'effet de l'azote sur les abeilles et les papillons est étonnant, car une étude aux Pays-Bas a démontré que l'augmentation des dépôts atmosphériques d'azote induisait une diminution de la richesse spécifique en plantes et que cette diminution induisait une baisse de la richesse spécifique en abeilles et en papillons (Carvalho et al, 2020). Cette différence pourrait être expliquée par deux choses : la différence des dépôts atmosphériques d'azote entre la Belgique et les Pays-Bas, et la puissance du modèle. Harmens et al (2011) présente une carte avec différents intervalles pour les dépôts d'azote en kilogrammes par hectare et par an. Les Pays-Bas possèdent des zones où les dépôts d'azote sont supérieurs à 21 kg ha⁻¹ans⁻¹ alors que les dépôts de la Wallonie sont compris entre 15 et 18 kg ha⁻¹ans⁻¹ dans la majorité du territoire. Donc, l'effet sur les abeilles et les papillons pourrait ne pas être décelé en Wallonie suite à un plus faible dépôt atmosphérique d'azote comparé aux Pays-Bas.

La deuxième possibilité de la différence entre nos modèles et les résultats de Carvalho et al, (2020) est le manque de puissance de notre modèle. Pour rappel, les valeurs d'azote varient de 0,785 % à 1.26 %, soit un gradient de 0,475 %. En effet, pour une augmentation de 0,1 % d'azote, notre modèle sur la richesse spécifique d'abeilles aurait pu détecter un effet plus important qu'une perte de 15 % de la richesse spécifique. En l'absence de résultats significatifs, l'azote n'a soit pas d'effet sur la richesse spécifique d'abeilles, soit un effet inférieur à une perte de diversité de 15 %. Il est donc tout à fait possible qu'un effet existe, mais que notre modèle ne soit pas assez puissant pour le repérer. Ce manque de puissance chez le modèle des abeilles peut être dû à un faible nombre de sites (Rohlf et Sokal, 1981) et un faible nombre de spécimens. Pour la richesse spécifique de papillon, avec une augmentation de 0,1 % d'azote, notre modèle aurait pu détecter un effet plus important qu'une perte de 5 % de la richesse spécifique de papillons. En l'absence de résultats significatifs, l'azote n'a soit pas d'effet sur la richesse spécifique de papillons, soit un effet inférieur à une perte de diversité de 5 %. S'il y avait eu un effet de l'azote sur la richesse spécifique en papillons, l'effet ne pourrait être que minuscule.

L'agriculture n'a pas d'effet sur les retombées d'azote atmosphérique, mais l'agriculture a tout de même un effet négatif sur la richesse en abeilles et en papillons. Des résultats similaires ont montré que l'agriculture intensive avait un effet néfaste sur la richesse d'abeilles (Ekroos et al, 2020). Hable et al (2020) sont arrivés aux mêmes résultats négatifs de l'agriculture pour la richesse de papillons.

Ce phénomène a plusieurs origines : les pesticides, les monocultures ainsi que la simplification du paysage sont des éléments qui entraînent l'effet négatif de l'agriculture sur le pollinisateur (Kluser et Peduzzi, 2007 ; Perović et al, 2015). Le manque d'effet significatif de l'agriculture sur la diversité de syrphes pourrait s'expliquer par la présence d'espèces de syrphes aphidiphages plus résilientes aux cultures (Inclan et al, 2016, Schirmel et al, 2018). Dans le jeu de données, il y a 10 espèces de syrphes dont les larves sont aphidiphages, comme *Melanostoma mellinum* (Spreight, 2011). Le nombre d'individus de ces 10 espèces dans l'échantillon est 267 soit 63,12 % du jeu de données. Il est possible d'émettre l'hypothèse que ces espèces auraient masqué l'effet négatif de l'agriculture.

Lors de l'analyse de la richesse en plante, seule la diversité en papillons a montré un phénomène positif fortement prouvé et des résultats similaires ont été trouvés dans la littérature (Swengel, 2001). Cependant, la richesse des abeilles (tout nombre de Hill confondus) et la diversité spécifique des syrphes n'ont pas montré de preuve qu'un phénomène est à l'œuvre. Ebeling et al (2008) montre pourtant que la diversité d'espèces de fleurs influence positivement la diversité d'abeilles (Ebeling et al, 2008). De même, pour les syrphes, il existe une relation positive entre la diversité en fleurs et la diversité spécifique de syrphes (Meyer et al, 2009).

Le manque de preuve de la richesse spécifique en plantes peut être expliqué par une méthodologie qui ne prend pas en compte les spécificités des organismes étudiés. En effet, ce n'est pas la diversité spécifique de plantes qui est importante, mais la diversité des traits floraux qui attire les pollinisateurs. Une relation existe entre la diversité de pollinisateurs et la diversité des traits floraux (Rowe et al, 2020). Le manque d'effet de la richesse spécifique sur les syrphes peut être expliqué par une grande proportion d'espèces dont la larve est carnivore dans notre échantillonnage et non phytophage (Spreight, 2011).

Conclusion et perspectives

L'échantillonnage des pelouses calcaires a permis de recenser 12 % de la diversité d'abeilles de Belgique, 7 % de la diversité de syrphes de Flandre et 32 % de la diversité de papillons wallonne. Parmi tous ces groupes de pollinisateurs, 11 espèces menacées ont été recensées et trois espèces de papillons inféodées aux pelouses calcaires ont été observées. L'échantillonnage des communautés de pollinisateurs effectué ne montre pas une grande richesse et une originalité au niveau des spécimens capturés. La région dans laquelle l'échantillonnage s'est effectué a beau être moins urbanisée, elle reste tout aussi agricole que le Hainaut où les communautés de pollinisateurs sont homogénéisées par l'activité humaine (William Fiordaliso, 2022).

Le paysage agricole dans un rayon de 500 mètres autour des sites n'a pas montré d'influence sur les dépôts atmosphériques d'azote des pelouses calcaires de Wallonie. Ces dépôts atmosphériques n'ont pas non plus montré d'influence sur la diversité végétale des pelouses calcaires. Cependant, un effet négatif des dépôts atmosphériques d'azote a été observé sur la richesse spécifique de syrphes. Chez la richesse spécifique d'abeilles et de papillon, aucun effet des retombées atmosphériques d'azote n'a été observé, mais une absence totale d'effet sur les abeilles n'est pas prouvée suite à la faible puissance de ces modèles ne permettant pas d'identifier une perte de diversité inférieure à 15 %. Le paysage agricole influence négativement la richesse spécifique d'abeilles et de papillons, mais n'influence pas celle des syrphes. Pour ce qui est de l'influence de la richesse en plantes, seule la richesse en papillons y a répondu positivement. Les richesses en syrphes et en abeilles n'ont pas été influencées par ce facteur.

L'agriculture n'a pas influencé les dépôts atmosphériques d'azotes, mais les émissions d'azotes atmosphériques ne sont pas causées exclusivement par l'agriculture. L'utilisation d'énergie fossile est aussi un facteur dans l'enrichissement de l'azote dans l'atmosphère (Sutton et al, 2011). Il serait donc intéressant de pouvoir quantifier les implications de la combustion d'énergies fossiles dans les retombées atmosphériques d'azote. De plus, étant donné le nombre d'espèces de syrphes qui ont une préférence d'habitat forestière (Spreight, 2011), il serait intéressant d'inclure la composante « forêt » comme co-variable dans les modèles sur la communauté de pollinisateurs des pelouses calcaires.

Références

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., & Melillo, J. M. (1989). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience*, 39(6), 378-286.
- Abrol, D. P., & Abrol, D. P. (2012a). Climate change and pollinators. *Pollination biology: Biodiversity conservation and agricultural production*, 479-508.
- Abrol, D. P., & Abrol, D. P. (2012). Decline in pollinators. *Pollination Biology: Biodiversity Conservation and Agricultural Production*, 545-601.
- Ahrné, K., Bengtsson, J., & Elmqvist, T. (2009). Bumble bees (*Bombus* spp) along a gradient of increasing urbanization. *PloS one*, 4(5), e5574.
- Amiet F., A. Müller & C. Praz. 2017. Apidae 1 – Allgemeiner Teil, Gattungen, Apis, Bombus / Partie générale, genres, Apis, Bombus. *Fauna Helvetica* 29, info fauna CSCF & SEG, Neuchâtel, 188p.
- Barendregt, A., Zeegers, T., van Steenis, W., & Jongejans, E. (2022). Forest hoverfly community collapse: Abundance and species richness drop over four decades. *Insect Conservation and Diversity*, 15(5), 510-521.
- BATES, H. W. (1981). Contributions to an insect fauna of the Amazon valley (Lepidoptera: Heliconidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 16(1), 41-54.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R. H. B., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., Grothendieck, G., Green, P, Fox, J., Bauer, A., Krivitsky, P. N., Tanaka, E. (2015). Package 'lme4'. *convergence*, 12(1), 2.
- Bergman, K. O. (2000). Oviposition, host plant choice and survival of a grass feeding butterfly, the Woodland Brown (*Lopinga achine*)(Nymphalidae: Satyrinae). *Journal of Research on the Lepidoptera*, 35, 9-21.
- Bernauer, O. M., Gaines-Day, H. R., & Steffan, S. A. (2015). Colonies of bumble bees (*Bombus impatiens*) produce fewer workers, less bee biomass, and have smaller mother queens following fungicide exposure. *Insects*, 6(2), 478-488.
- Birdshire, K. R., Carper, A. L., & Briles, C. E. (2020). Bee community response to local and landscape factors along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 23(4), 689-702.
- Bobbink, R., & Willems, J. H. (1987). Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. *Biological conservation*, 40(4), 301-314.

Bobbink, R., Bik, L., & Willems, J. H. (1988). Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland. *Acta Botanica Neerlandica*, 37(2), 231-242.

Brooks, M., Bolker, B., Kristensen, K., Maechler, M., Magnusson, A., & McGillicuddy, M. (2023). Package 'glmmTMB'. *R Packag Vers*, 1(1), 7.

Burkle, L. A., & Irwin, R. E. (2010). Beyond biomass: measuring the effects of community-level nitrogen enrichment on floral traits, pollinator visitation and plant reproduction. *Journal of Ecology*, 98(3), 705-717

Butaye, J., Adriaens, D., & Honnay, O. (2005). Conservation and restoration of calcareous grasslands: a concise review of the effects of fragmentation and management on plant species. *BASE*.

Carvalho, L. G., Biesmeijer, J. C., Franzén, M., Aguirre-Gutiérrez, J., Garibaldi, L. A., Helm, A., Michez, D., Pöyry, J., Reemer, M., Schweiger, O. van den Berg, L., WallisDeVries, M. & Kunin, W. E. (2020). Soil eutrophication shaped the composition of pollinator assemblages during the past century. *Ecography*, 43(2), 209-221.

Ceulemans, T., Hulsmans, E., Vanden Ende, W., & Honnay, O. (2017). Nutrient enrichment is associated with altered nectar and pollen chemical composition in *Succisa pratensis* Moench and increased larval mortality of its pollinator *Bombus terrestris* L. *Plos one*, 12(4), e0175160.

Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of statistics*, 265-270.

Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014a). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.

Chao, A., Chiu, C. H., & Jost, L. (2014b). Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45, 297-324.

Chao, A., & Chiu, C. H. (2016). Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: statistics reference online*, 1, 26.

Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C. H., Li, C. F., Kusumoto, B., ... & Colwell, R. K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292-314.

Claerebout, S. (2018). Clé de détermination photographique des papillons de jour de Belgique (L. Woué, Éd.). Cercles des Naturalistes de Belgique asbl.

Daily, G. C. (1997). Introduction: what are ecosystem services. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 1(1).

David, T. I., Storkey, J., & Stevens, C. J. (2019). Understanding how changing soil nitrogen affects plant–pollinator interactions. *Arthropod-Plant Interactions*, 13, 671-684.

Dean, A. M., & Bozzelli, J. W. (2000). Combustion chemistry of nitrogen. In *Gas-phase combustion chemistry* (pp. 125-341). New York, NY: Springer New York.

De Vries, W., Leip, A., Reinds, G. J. et al. (2011). Geographic variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman et al. Cambridge University Press.

Downes, J. A. (1973). Lepidoptera feeding at puddle-margins, dung, and carrion. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 27, 89-99.

Doyle, T., Hawkes, W. L., Massy, R., Powney, G. D., Menz, M. H., & Wotton, K. R. (2020). Pollination by hoverflies in the Anthropocene. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1927), 20200508.

Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrêne, M., Folschweiller, M., Pauly, A., ... & Michez, D. (2019). Belgian red list of bees.

Duckworth, J. C., Bunce, R. G. H., & Malloch, A. J. C. (2000). Vegetation-environment relationships in Atlantic European calcareous grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 15-22.

Dylewski, Ł., Białas, J. T., Szymysł, A., & Banaszak-Cibicka, W. (2024). Pollinator assemblages in grasslands along river valleys depend on the urban matrix and local habitat scale variables. *Ecological Indicators*, 159, 111687.

Ebeling, A., Klein, A. M., Schumacher, J., Weisser, W. W., & Tschardtke, T. (2008). How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits?. *Oikos*, 117(12), 1808-1815.

Ekroos, J., Kleijn, D., Batáry, P., Albrecht, M., Báldi, A., Blüthgen, N., Knop, E., Kovács-Hostyánszki, A. Smith, H. G. (2020). High land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. *Biological Conservation*, 241, 108255.

Erisman, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z., & Winiwarter, W. (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature geoscience*, 1(10), 636-639.

European Commission, Directorate-General for Environment, Silva, J., Eldridge, J., Jones, W. (2008). *LIFE and Europe's grasslands : restoring a forgotten habitat*, Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/23028>

European Commission. (2021). Fertiliser input estimates in farms : An overview of costs and quantities of the three main fertilizer components used in the EU farms based on FADN data. https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2021-08/agri-farm-economics-brief-19_en_0.pdf

European Environment agency. (2023, novembre). Eutrophication caused by atmospheric nitrogen deposition in Europe. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/exceedance-of-atmospheric-nitrogen-deposition-1>

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.

Fichefet, V., Barbier, Y., Baugnée, J.-Y., Dufrêne, M., Goffart, P., Maes, D. & Van Dyck, H., 2008. Papillons de jour de Wallonie (1985-2007). Publication du Groupe de Travail Lépidoptères Lycaena et du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (SPW-DGARNE), Série « Faune - Flore - Habitat » n°4, Gembloux, 320 pp.

Fiordaliso, W., Reverté, S., Wood, T., Barbier, Y., Rasmont, P., Lefèbvre, A., Looockx, M., Reese, A. Ruelle, E. & Michez, D. (2022). Inventaire et conservation des abeilles sauvages (Hymenoptera: Anthophila) du sillon industriel hainuyer (Belgique). *Belgian Journal of Entomology*, 132, 1-64.

Fischer SF., Poschlod P., Beinlich B. (1996). Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *J. Appl. Ecol.* 33, p. 1206–1222.

Fitzpatrick, S. M., & Wellington, W. G. (1983). Contrasts in the territorial behaviour of three species of hover flies (Diptera: Syrphidae). *The Canadian Entomologist*, 115(5), 559-566.

Flick, T., Feagan, S., & Fahrig, L. (2012). Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada. *Agriculture, ecosystems & environment*, 156, 123-133.

Fox, J. (2015). *Applied regression analysis and generalized linear models*. Sage Publications.

Frontasyeva, M., Harmens, H., Uzhinskiy, A., & Chaligava, O. (2020). *Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond* (Doctoral dissertation, PatriNat (OFB-CNRS-MNH)).

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.

- Galloway, J. N. (1995). Acid deposition: perspectives in time and space. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 15-24.
- Galloway J.M. & Cowling E.B., 2003. Reactive Nitrogen and The World: 200 Years of Change. *Ambio*, 31(2): 64-71
- Gathmann, A., & Tschardtke, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of animal ecology*, 71(5), 757-764.
- Gérard, M., Marshall, L., Martinet, B., & Michez, D. (2021). Impact of landscape fragmentation and climate change on body size variation of bumblebees during the last century. *Ecography*, 44(2), 255-264.
- Gill, R. J., Baldock, K. C., Brown, M. J., Cresswell, J. E., Dicks, L. V., Fountain, M. T., ... & Potts, S. G. (2016). Protecting an ecosystem service: approaches to understanding and mitigating threats to wild insect pollinators. In *Advances in ecological research* (Vol. 54, pp. 135-206). Academic Press.
- 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.
- Grković, A. (2018). Revision of the Genus *Eumerus* Meigen, 1822 (Diptera: Syrphidae) on Balkan Peninsula (Doctoral dissertation, University of Novi Sad (Serbia)).
- Habel, J. C., Ulrich, W., Biburger, N., Seibold, S., & Schmitt, T. (2019). Agricultural intensification drives butterfly decline. *Insect Conservation and Diversity*, 12(4), 289-295.
- Haddad, N. M., Haarstad, J., & Tilman, D. (2000). The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia*, 124, 73-84.
- Haeghens, M-A., Mikolajczak, A., Gonze, M. (2023, 12 décembre). Les pelouses calcaires en Wallonie - Ardenne & Gaume. *Ardenne & Gaume - Espaces naturels en Wallonie*. <https://ardenne-et-gaume.be/les-pelouses-calcaires-en-wallonie/>
- Harmens, H., Norris, D. A., Cooper, D. M., Mills, G., Steinnes, E., Kubin, E., Thöni, L., Aboal, J.R., Alber, R., Carballeira, A., Coskun, M., De Temmerman, L., Frolova, M., González-Miqueo, L., Jeran, Z., Leblond, S., Liiv, S., Mankovská, B., Pesch, R., Poikolainen, J., Rühling, A., Santamaria, J.M., Simonè, P., Schröder, W., Suchara, I., Yurukova, L. & Zechmeister, H. G. (2011). Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. *Environmental pollution*, 159(10), 2852-2860.
- Hartig, F., & Lohse, L.. (2022). Package 'DHARMA'. *R Package*. Available online: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.

Hayes, F., Jones, L.J., Kelleghan, D., Marcham, L., Cummins, T., Rowe E and Tang, Y.S. 2021. Standard Operating Procedure for Moss Sampling, Version 1. University College Dublin, UK Centre for Ecology & Hydrology, Environmental Protection Agency. <https://nemn.ucd.ie/nemn-sops/>

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.

Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2008). Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117(3), 354-361.

Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456.

ICP Vegetation, M. Heavy Metals, Nitrogen and POPs in European Mosses: 2020 Survey.

Inclán, D. J., Dainese, M., Cerretti, P., Paniccia, D., & Marini, L. (2016). Spillover of tachinids and hoverflies from different field margins. *Basic and Applied Ecology*, 17(1), 33-42.

IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.

Les papillons de jour de Belgique | Papillons | Espèces | La biodiversité en Wallonie. (2011, août 8). <http://biodiversite.wallonie.be/fr/nos-especes.html?IDC=3676>

Liu, Y., Miao, R., Chen, A., Miao, Y., Liu, Y., & Wu, X. (2017). Effects of nitrogen addition and mowing on reproductive phenology of three early-flowering forb species in a Tibetan alpine meadow. *Ecological Engineering*, 99, 119-125.

Kauppinen, J., & Mappes, J. (2003). Why are wasps so intimidating: field experiments on hunting dragonflies (Odonata: Aeshna grandis). *Animal Behaviour*, 66(3), 505-511.

Kerr, J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., Rasmont, P., Schweiger, O., Colla, S. R., Richardson, L. L., Wagner, D. L., Gall, L. F., Sikes, D. S. & Pantoja, A. (2015). Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science*, 349(6244), 177-180.

Kluser, S., & Peduzzi, P. (2007). Global pollinator decline: a literature review. *Geneva: UNEP/GRID*.

Korner-Nievergelt, F., Roth, T., Von Felten, S., Guelat, J., Almasi, B., & Korner-Nievergelt, P. (2022). Package 'blmeco': Data Files and Functions Accompanying the Book "Bayesian Data Analysis in Ecology using R, BUGS and Stan". <https://cloud.r-project.org/web/packages/blmeco/blmeco.pdf>

Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., ... & Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology letters*, 13(5), 597-605.

- Kurylo, J. S., Threlfall, C. G., Parris, K. M., Ossola, A., Williams, N. S. G., & Evans, K. L. (2020). Butterfly richness and abundance along a gradient of imperviousness and the importance of matrix quality. *Ecological Applications*, 30(7), e02144.
- Lach, L. (2008). Argentine ants displace floral arthropods in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, 14(2), 281-290.
- Larson, D. L., Larson, J. L., & Buhl, D. A. (2018). Conserving all the pollinators: Variation in probability of pollen transport among insect taxa. *Natural Areas Journal*, 38(5), 393-401.
- Legendre, P., & Legendre, L. F. (2012). Numerical ecology, third edition. Elsevier
- Liste rouge des papillons de jour | Papillons | Espèces | La biodiversité en Wallonie. (2011, août 8). <http://biodiversite.wallonie.be/fr/liste-rouge.html?IDC=800#tab3>
- Lohman, D. J., & Samarita, V. U. (2009). The biology of carnivorous butterfly larvae (Lepidoptera: Lycaenidae: Miletinae: Miletini) and their ant-tended hemipteran prey in Thailand and the Philippines. *Journal of Natural History*, 43(9-10), 569-581.
- Martins, K. T., Gonzalez, A., & Lechowicz, M. J. (2017). Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats. *Urban Ecosystems*, 20, 1359-1371.
- Martinet, B., Dellicour, S., Ghisbain, G., Przybyla, K., Zambra, E., Lecocq, T., Boustani, M., Baghirov, R., Michez, D. & Rasmont, P. (2021). Global effects of extreme temperatures on wild bumblebees. *Conservation Biology*, 35(5), 1507-1518.
- McCLEAN, C. J., Van den Berg, L. J., Ashmore, M. R., & Preston, C. D. (2011). Atmospheric nitrogen deposition explains patterns of plant species loss. *Global Change Biology*, 17(9), 2882-2892.
- Meyer, B. (2007). *Pollinator communities and plant pollinator interactions in fragmented calcareous grasslands* (Doctoral dissertation, Göttingen, Univ, Diss., 2007).
- Meyer, B., Jauker, F., & Steffan-Dewenter, I. (2009). Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology*, 10(2), 178-186.
- Michener, C. D. (2007). The bees of the world, second edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Michez, D., Rasmont, P., Terzo, M., & Vereecken, N. (2019). Abeilles d'Europe. Verrières-le-Buisson: NAP éditions. 547 pp.
- Rasmont, P., Ghisbain, G., Terzo, M. (2021) Bourdons d'Europe et des contrées voisines. Verrières-le-Buisson: NAP éditions.

- Midolo, G., Alkemade, R., Schipper, A. M., Benítez-López, A., Perring, M. P., & De Vries, W. (2019). Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance: A global meta-analysis. *Global ecology and Biogeography*, 28(3), 398-413.
- Mishra, G. (2016). Syrphid flies (The hovering agents). *Ecofriendly pest management for food security*, 259-279.
- Moquet, L., Laurent, E., Bacchetta, R., & Jacquemart, A. L. (2018). Conservation of hoverflies (Diptera, Syrphidae) requires complementary resources at the landscape and local scales. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1), 72-87.
- Muff, S., Nilsen, E. B., O'Hara, R. B., & Nater, C. R. (2022). Rewriting results sections in the language of evidence. *Trends in ecology & evolution*, 37(3), 203-210.
- Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., Messinger, O., Potts, S. G., Roberts, S. P., ... & Petanidou, T. (2011). Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecological research*, 26, 969-983.
- Norris, M. J. (1936). The feeding-habits of the adult Lepidoptera Heteroneura. *Transactions of the Royal Entomological society of London*, 85(2), 61-90.
- Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S. G., & Smith, H. G. (2006). The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation*, 128(4), 564-573.
- Oksanen, J. (Author), Blanchet, F. G. (Author), Kindt, R. (Author), Legendre, P. (Author), Minchin, P. R. (Author), O'Hara, R. B. (Author), Simpson, G. L. (Author), Sólymos, P. (Author), Stevens, M. H. H. (Author), & Wagner, H. (Author). (2012). *vegan: Community Ecology Package*. Software <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*, 120(3), 321-326.
- Ollerton, J. (2017). Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 48, 353-376.
- Ollerton, J. (2021). *Pollinators and pollination: nature and society*. Pelagic Publishing Ltd.
- Owen, J., & Gilbert, F. S. (1989). On the abundance of hoverflies (Syrphidae). *Oikos*, 183-193.
- Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., ... & van Ypersele, J. P. (2014). *Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 151). Ipcc.

- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J. K., Thomas, C. D., Descimon, H., ... & Warren, M. (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399(6736), 579-583.
- PAULY, A., & VEREECKEN, N. (2018). Les abeilles sauvages des pelouses calcaires de Han-sur-Lesse (Hymenoptera: Apoidea). *Belgian Journal of Entomology*, 61, 1-39.
- Pauly, A. (2019). Abeilles de Belgique et des régions limitrophes (Insecta: Hymenoptera: Apoidea). *Famille Halictidae. Institut royal des Sciences naturelles de Belgique—Bruxelles. Faune de Belgique*.
- Pauly, A. (2015). Clés illustrées pour l'identification des abeilles de Belgique et des régions limitrophes (Hymenoptera: Apoidea) II. Megachilidae. <https://docplayer.fr/58455236-Cles-illustrees-pour-l-identification-des-abeilles-de-belgique-et-des-regions-limitrophes-hymenoptera-apoidea-ii-megachilidae.html>
- Perović, D., Gámez-Virués, S., Börschig, C., Klein, A. M., Krauss, J., Steckel, J., ... & Westphal, C. (2015). Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. *Journal of applied ecology*, 52(2), 505-513.
- Pettis, J. S., Lichtenberg, E. M., Andree, M., Stitzinger, J., Rose, R., & Vanengelsdorp, D. (2013). Crop pollination exposes honey bees to pesticides which alters their susceptibility to the gut pathogen *Nosema ceranae*. *PloS one*, 8(7), e70182.
- Phoenix, G. K., Emmett, B. A., Britton, A. J., Caporn, S. J., Dise, N. B., Helliwell, R., Jones, L., Leake, J. R., Leithe, I. D., Sheppard, L. J., Sowerby, A., Pilkington, M. G., Rowe, E. C., Ashmore, Mike R. & Power, S. A. (2012). Impacts of atmospheric nitrogen deposition: responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. *Global Change Biology*, 18(4), 1197-1215.
- Pierce, N. E., & Dankowicz, E. (2022). Behavioral, ecological and evolutionary mechanisms underlying caterpillar-ant symbioses. *Current Opinion in Insect Science*, 52, 100898.
- Poschlod, P., & WallisDeVries, M. F. (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104(3), 361-376.
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., & Willmer, P. (2003). Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities?. *Ecology*, 84(10), 2628-2642.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.

R Core Team (2018). Package stats. *The R Stats Package*.

Rader, R., Edwards, W., Westcott, D. A., Cunningham, S. A., & Howlett, B. G. (2011). Pollen transport differs among bees and flies in a human-modified landscape. *Diversity and Distributions*, *17*(3), 519-529.

Rausher, M. D. (1979). Larval habitat suitability and oviposition preference in three related butterflies. *Ecology*, *60*(3), 503-511.

Reddi, C. S., & Bai, G. M. (1984). Butterflies and pollination biology. *Proceedings: Animal Sciences*, *93*, 391-396.

Renauld, M., Hutchinson, A., Loeb, G., Poveda, K., & Connelly, H. (2016). Landscape simplification constrains adult size in a native ground-nesting bee. *PLoS One*, *11*(3), e0150946.

Rodríguez-Gasol, N., Alins, G., Veronesi, E. R., & Wratten, S. (2020). The ecology of predatory hoverflies as ecosystem-service providers in agricultural systems. *Biological Control*, *151*, 104405.

Rohlf, F. J., & Sokal, R. R. (1981). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 2nd ed. New York: WH Freeman and Co

Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, *130*(3), 321-338.

Rowe, L., Gibson, D., Bahlai, C. A., Gibbs, J., Landis, D. A., & Isaacs, R. (2020). Flower traits associated with the visitation patterns of bees. *Oecologia*, *193*, 511-522.

Rubey, W.W., 1951. Geologic history of sea water: an attempt to state the problem. *Geol. Soc. Am. Bull.* *62*, 1111-1148

Saarinen, K., Marttila, O., & Jantunen, J. (1998). Species richness and distribution of butterflies (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea) in an agricultural environment in SE Finland. *Entomologica Fennica*, *9*(1), 9-18.

Sarthou, J. P., Sarthou, V., Speight, M. C., Garrigue, D. L., Tissot, B., & Vanappelghem, C. (2021) Les cahiers scientifiques du Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France.

Schleuning, M., Fründ, J., Schweiger, O., Welk, E., Albrecht, J., Albrecht, M., Beil, M., Benadi, G., Blüthgen, N., Bruelheide, H., Böhning-Gaese, K., Dehling, D. M., Dormann, C. F., Exeler, N., Farwig, N., Harpke, A., Hickler, T., Kratochwil, A., Kuhlmann, M., Kühn, I., Michez, D., Mudri-Stojnic, S., Plein, M., Rasmont, P., Schwabe, A., Settele, J., Vujic, A., Weiner, C. N., Wiemers, M. & Hof, C. (2016).

Ecological networks are more sensitive to plant than to animal extinction under climate change. *Nature communications*, *7*(1), 13965.

Scott, J. A. (1992). *The butterflies of North America: a natural history and field guide*. Stanford University Press.

Scriber, J. M., & Feeny, P. (1979). Growth of herbivorous caterpillars in relation to feeding specialization and to the growth form of their food plants. *Ecology*, 60(4), 829-850.

Sevilleja, C.G.1, van Swaay, C.A.M.1,2, Bourn, N.3, Collins, S.2, Settele, J.4, Warren, M.S.2, Wynhoff, I.2 and Roy, D.B. 5 (2019). Butterfly Transect Counts: Manual to monitor butterflies. Report VS2019.016, Butterfly Conservation Europe & De Vlinderstichting/Dutch Butterfly Conservation, Wageningen.

Shah, S. W., Rafi, M. A., & Zia, A. (2016). Biology of *Pontia daplidice* (Lepidoptera: Pieridae) on its new host plant *Lepidium pinnatifidum* from Potohar Region, Pakistan. *J. Ent. Zool. Stud*, 4, 178-182.

Schirmel, J., Albrecht, M., Bauer, P. M., Sutter, L., Pfister, S. C., & Entling, M. H. (2018). Landscape complexity promotes hoverflies across different types of semi-natural habitats in farmland. *Journal of Applied Ecology*, 55(4), 1747-1758.

Schuhmann, A., Schmid, A. P., Manzer, S., Schulte, J., & Scheiner, R. (2022). Interaction of insecticides and fungicides in bees. *Frontiers in Insect Science*, 1, 808335.

Schulten, A. (2020). Syrphes de Belgique et des Pays-Bas. *Pas-de-Calais N and LC d'espaces naturels N et du (Ed.)*.

Shuel, R. W. (1957). Some aspects of the relation between nectar secretion and nitrogen, phosphorus, and potassium nutrition. *Canadian Journal of Plant Science*, 37(3), 220-236.

Smedley, S. R., & Eisner, T. (1995). Sodium uptake by puddling in a moth. *Science*, 270(5243), 1816-1818.

Smith, C. J. (1980). *Ecology of the English chalk*. Academic Press.

Smits, N. A. C., Willems, J. H., & Bobbink, R. (2008). Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science*, 11(2), 279-286.

Speight, M.C.D. (2011) Species accounts of European Syrphidae (Diptera), Glasgow 2011. Syrph the Net, the database of European Syrphidae, vol. 65, 285 pp., Syrph the Net publications, Dublin.

Stanley, J., Preetha, G., Stanley, J., & Preetha, G. (2016). Pesticide toxicity to pollinators: Exposure, toxicity and risk assessment methodologies. *Pesticide Toxicity to Non-target Organisms: Exposure, Toxicity and Risk Assessment Methodologies*, 153-228.

- Stefanescu, C. (2001). The nature of migration in the red admiral butterfly *Vanessa atalanta*: evidence from the population ecology in its southern range. *Ecological Entomology*, 26(5), 525-536.
- Steffan-Dewenter, I., & Westphal, C. (2008). The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology*, 737-741.
- Stein, L. Y., & Klotz, M. G. (2016). The nitrogen cycle. *Current Biology*, 26(3), R94-R98.
- Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O., & Gowing, D. J. (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303(5665), 1876-1879.
- Stevens, C. J., David, T. I., & Storkey, J. (2018). Atmospheric nitrogen deposition in terrestrial ecosystems: Its impact on plant communities and consequences across trophic levels. *Functional Ecology*, 32(7), 1757-1769.
- Stout, J. C., & Morales, C. L. (2009). Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie*, 40(3), 388-409.
- Streeter, D. (2017). *Guide Delachaux des fleurs de France et d'Europe* (2^e éd.). Delachaux et Niestlé SA
- Stuligross, C., & Williams, N. M. (2021). Past insecticide exposure reduces bee reproduction and population growth rate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(48), e2109909118.
- Suding, K. N., Collins, S. L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E. E., Gross, K. L., Milchunas, D. G. & Pennings, S. (2005). Functional-and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(12), 4387-4392..
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., ... & Grizzetti, B. (Eds.). (2011). *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- Swengel, A. B. (2001). A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. *Biodiversity & Conservation*, 10, 1141-1169..
- Tan, K. H. (1981). Antifeeding effect of cypermethrin and permethrin at sub-lethal levels against *Pieris brassicae* larvae. *Pesticide Science*, 12(6), 619-626.
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Lentendu, G., Kahnt, B., Husemann, M., Bleidorn, C., . Settele, J., Schweiger, O., Grosse, I., Wubet, T., Murray, T. E. & Paxton, R. J. (2020). Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature communications*, 11(1), 576.
- Thorp, R. W. (2000). The collection of pollen by bees. *Pollen and pollination*, 211-223.

Tiao, G. C., Reinsel, G. C., Xu, D., Pedrick, J. H., Zhu, X., Miller, A. J., DeLuisi J. J., Mateer, C. L. & Wuebbles, D. J. (1990). Effects of autocorrelation and temporal sampling schemes on estimates of trend and spatial correlation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 95(D12), 20507-20517.

Vanbergen, A. J., Espíndola, A., & Aizen, M. A. (2018). Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nature ecology & evolution*, 2(1), 16-25.

Van de Meutter F, Opdekamp W, Maes D (2021). IUCN Rode Lijst van de zweefvliegen in Vlaanderen 2021. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (56). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Helsdingen, P.J., Willemse, L., Speight, M.C.D., 1996. Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention; Part 1: Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and Environment No. 79. Council of Europe Publishing, Strasbourg.

Van Swaay, C. A. M. (2002). The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological conservation*, 104(3), 315-318.

Van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., López Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. and Wynhof, I. 2010. European Red List of Butterflies Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Van Veen, M. P. (2014). *Hoverflies of Northwest Europe: identification keys to the Syrphidae*. Brill.

Vujić, A., Gilbert, F., Flinn, G., Englefield, E., Ferreira, C.C., Varga, Z., Eggert, F., Woolcock, S., Böhm, M., Mergy, R., Ssymank, A., van Steenis, W., Aracil, A., Földesi, R., Grković, A., Mazanek, L, Nedeljković, Z., Pennards, G.W.A., Pérez, C., Radenković, S., Ricarte, A., Rojo, S., Ståhls, G., van der Ent, L.-J., van Steenis, J., Barkalov, A., Campoy, A., Janković, M., Likov, L., Lillo, I., Mengual, X., Milić, D., Miličić, M., Nielsen, T., Popov, G., Romig, T., Šebić, A., Speight, M., Tot, T., van Eck, A., Veselić, S., Andric, A., Bowles, P., De Groot, M., Marcos-García, M.A., Hadrava, J., Lair, X. , Malidžan, S., Nève, G., Obreht Vidakovic, D., Popov, S., Smit, J.T., Van De Meutter, F., Veličković, N. and Vrba, J. (2022). Pollinators on the edge: our European hoverflies. The European Red List of Hoverflies. Brussels, Belgium: European Commission.

Wagner, D. L. (2020). Insect declines in the Anthropocene. *Annual review of entomology*, 65, 457-480.

Wall, M. A., Timmerman-Erskine, M., & Boyd, R. S. (2003). Conservation impact of climatic variability on pollination of the federally endangered plant, *Clematis socialis* (Ranunculaceae). *Southeastern Naturalist*, 2(1), 11-24.

- Wan Zaki, W. M., Yahya, M. S., Norhisham, A. R., Sanusi, R., Van Der Meer, P. J., & Azhar, B. (2023). Agroforestry orchards support greater butterfly diversity than monoculture plantations in the tropics. *Oecologia*, *201*(3), 863-875.
- Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V. V., & Tschardtke, T. (2020). How urbanization is driving pollinator diversity and pollination—A systematic review. *Biological Conservation*, *241*, 108321.
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., ... & Steffan-Dewenter, I. (2008). Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological monographs*, *78*(4), 653-671.
- Wood, T. J. (2023). The genus *Andrena* in Belgium: revisions, clarifications, and a key for their identification (Hymenoptera: Andrenidae). *Belgian Journal of Entomology*, *135*(1).
- Wotton, K. R., Gao, B., Menz, M. H., Morris, R. K., Ball, S. G., Lim, K. S., ... & Chapman, J. W. (2019). Mass seasonal migrations of hoverflies provide extensive pollination and crop protection services. *Current Biology*, *29*(13), 2167-2173.
- Zambra, E., Martinet, B., Brasero, N., Michez, D., & Rasmont, P. (2020). Hyperthermic stress resistance of bumblebee males: test case of Belgian species. *Apidologie*, *51*, 911-920.
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiher, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, *143*(3), 669-676.

Annexes

Annexe 1

Tableau 13 : Tableau présentant les variables et les valeurs utilisées dans les modèles linéaires généralisés présentés dans la section Résultats. Site_ID = Abréviation du nom des sites de récoltes, Richesse plante = richesse spécifique en plante, Richesse pap = richesse spécifique en papillon, N0rbee = Nombre de Hill d'ordre 0 raréfié pour le groupe des abeilles, N1rbee = Nombre de Hill d'ordre 1 raréfié pour le groupe des abeilles, N2rbee = Nombre de Hill d'ordre 2 raréfié pour le groupe des abeilles, N0rsyrphe = Nombre de Hill d'ordre 0 raréfié pour le groupe des syrphes, N1rsyrphe = Nombre de Hill d'ordre 1 raréfié pour le groupe des syrphes, N2rsyrphe = Nombre de Hill d'ordre 2 raréfié pour le groupe des syrphes, agriculture = Proportion en pourcentage de la couverture de milieux à végétation entretenue à des fins de productions commerciales, Artificiel = Proportion en pourcentage de la couverture de milieu imperméable, Milieux ouverts = Proportion en pourcentage de la couverture de milieux ouverts avec une végétation spontanée sans fin commerciale, Forêt = Proportion en pourcentage de la couverture de milieux où la strate arborée est dominante. . BR = Bois du Roptai, GT = Gros Tienne du Bi, MS = Montagne de Sosoye, AW = Aujes de Warnant, PF = Parc de Furfooz, MC = Montagne de la Carrière, VW = Site de captage Vivaqua « Les Wartons », DB = Réserve naturelle de Devant-Bouvignies, TB = Tienne-Breumont, CH = Chamousias, TF = Thier des Falizes et Bois de Noulaiti, TS = Tienne de Saumière

SITE_ID	RICHESSSE PLANTES	RICHESSSE PAP	NORBEE	N1RBEE	N2RBEE	NORSYRPHE	N1RSYRPHE	N2RSYRPHE	AGRICULTURE	ARTIFICIEL	MILIEUX OUVERTS	FORÊT	AZOTE
AW	53	10	2,27408749	1,97998191	1,76761232	5,50931986	3,87704956	3,0231915	27,7537969	4,94106263	0	67,3051404	1,260
CH	65	19	8,71595744	5,17164879	3,41186806	5,06924531	4,2260981	3,68147563	8,82578534	30,5035846	27,8203249	32,8503052	1,040
DB	47	7	19,2052764	11,3771746	7,2079536	4,13789649	3,54358967	3,13604876	7,46169551	21,7869047	22,2924866	48,4589132	1,110
GT	50	10	6,74660025	4,75301014	3,60019644	6,06674001	4,72763349	3,86768763	0	0	42,9867473	57,0132527	0,850
MS	59	18	16,4590684	9,69831102	6,82238994	4,73846029	3,56801636	2,95657278	16,1607866	29,0758205	0	54,7633929	1,290
PF	65	11	3,90948084	3,33395937	2,92645074	7,01369748	4,72054138	3,47335554	31,3611023	0	0	68,6388977	1,210
TB	50	11	13,6200065	7,23819066	4,75029805	3,69459071	2,89184698	2,38625548	39,3546291	36,9844571	15,5424188	8,11849497	1,030
TF	65	13	11,1055344	8,61697616	6,59021064	4,72383885	3,80672888	3,19603715	26,4000162	13,4856399	0	60,1143439	1,020
TS	53	14	5,28774914	4,21355061	3,5770281	16,0464094	4,84969472	2,55905738	25,1200226	18,6717313	0	56,2082461	0,825
VW	56	8	2,64909307	2,29308771	2,0357673	5,9755019	3,62841048	2,67174443	64,4150019	11,7292319	23,6812139	0,17455236	1,190

Annexe 2

Tableau 14 : Tableau reprenant les coordonnées de chaque site de récoltes.

NOM DES SITES	COORDONÉES
MONTAGNE DE SOSOYE	50°17'50,5"N 4°46'57,1"E
LES AUJES DE WARNANT	50°19'7,4"N 4°49'29,8"E
PARC DE FURFOOZ	50°12'53,4"N 4°57'13,3"E
MONTAGNE DE LA CARRIÈRE	50°6'57,2"N 4°44'28,9"E
SITE DE CAPTAGE VIVAQUA 'LES WARTONS'	50°28'54"N 3°58'14,8"E
RESERVE NATURELLE DE DEVANT-BOUVIGNIES	50°16'26,6"N 4°54'4"E
GROS TIENNE DU BI	50°3'55,2"N 4°26'43"E
TIENNE-BREUMONT	50°4'37,9"N 4°32'24,3"E
TIENNE DE SAUMIÈRES	50°5'52,3"N 4°40'37,6"E
CHAMOUSIAS	50°4'57,2"N 4°38'35,1"E
BOIS DU ROPTAI	50°6'42,9"N 5° 7'38"E
THIER DES FALIZES ET BOIS DE NOULAITI	50°8'3,1"N 5°11'21,5"E

Tableau 15 : Tableau reprenant les coordonnées de chaque site de récoltes.

Annexe 3



Figure 18 : Photo du site "Bois du Roptai" durant la récolte du mois de juillet (par Adrien Terryn)



Figure 19 : Photo du site "Gros-Tienne du bi" prise durant la récolte du mois de juin (par Thierry Duez).



Figure 20 : Photo du site "Montagne de la carrère" prise durant la récolte du mois de juin (par Thierry Duez)



Figure 21 : Photo du site "Thier des Falizes et Bois de Noulaiti " prise durant l'échantillonnage du mois de juin (par Thierry Duez).



Figure 22 : Photo du site "Parc Furfooz " prise durant l'échantillonnage du mois d'août (par Thierry Duez).



Figure 23: Photo du site "Chamousias" prise durant l'échantillonnage du mois de juin (par Thierry Duez)..



Figure 24: Photo du site "Montagne de Sosoye" prise durant la récolte du mois de juillet (par Adrien Terryn).



Figure 25 : Photo du site "Tienne Saumière" durant le mois de septembre (par Adrien Terryn).



Figure 26: Photo du site « Réserve naturelle de Devant-Bouvignies " durant le mois de septembre (par Adrien Terryn).



Figure 27: Photo du site "Tienne Breumont" durant le mois de septembre (par Adrien Terryn).



Figure 28 : Photo du site "Les Aujes de Warnant" durant le mois de septembre (par Adrien Terryn).



Figure 29: Photo du site " Site de captage Vivaqua « Les Wartons »" durant le mois de Mars (Par Thierry Duez)

Annexe 4

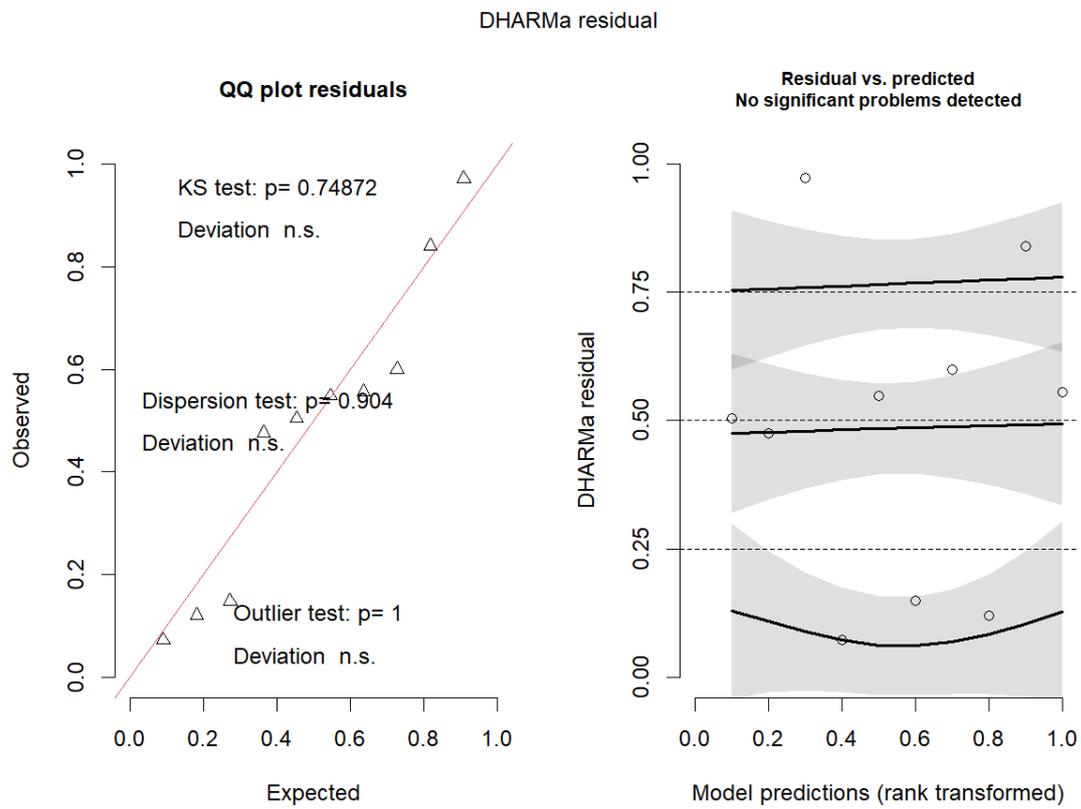


Figure 30 : Évaluation de la qualité du modèle linéaire généralisé utilisant l'ordre 0 de Hill pour les abeilles. Graphique effectué à l'aide de la fonction `simulateResiduals` du package `Dharma`

DHARMA residual

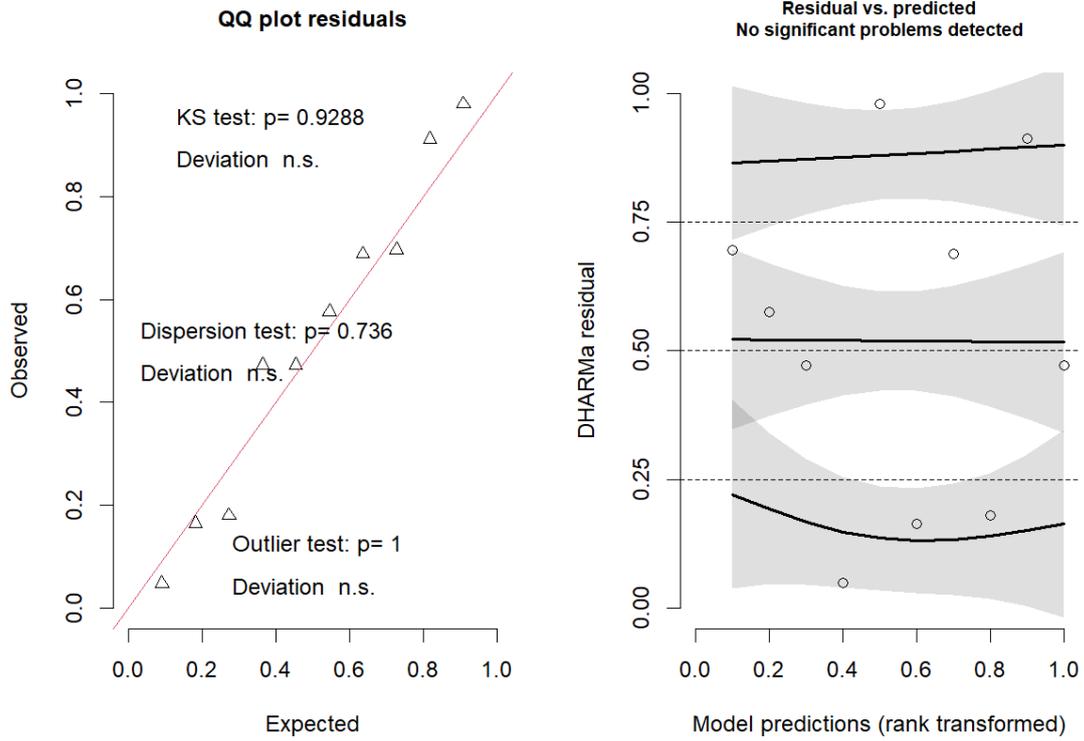


Figure 31: Évaluation de la qualité du modèle linéaire généralisé utilisant l'ordre 1 de Hill pour les abeilles. Graphique effectué à l'aide de la fonction `simulateResiduals` du package `Dharma`

DHARMA residual

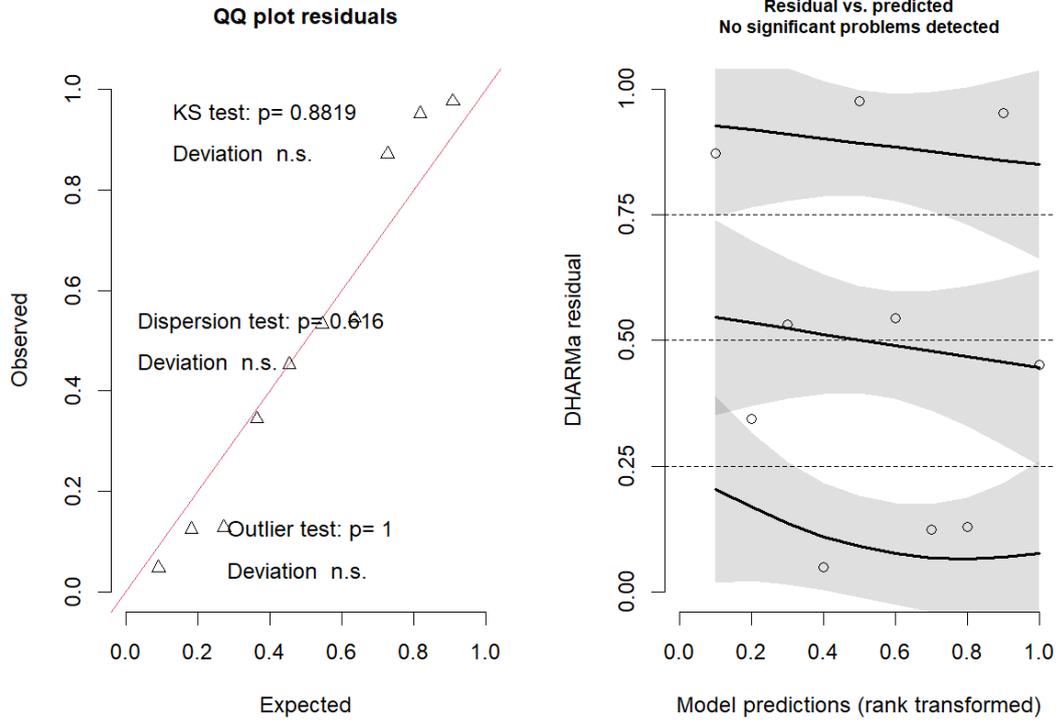


Figure 32: Évaluation de la qualité du modèle linéaire généralisé utilisant l'ordre 2 de Hill pour les abeilles. Graphique effectué à l'aide de la fonction simulateResiduals du package Dharmia.

DHARMA residual

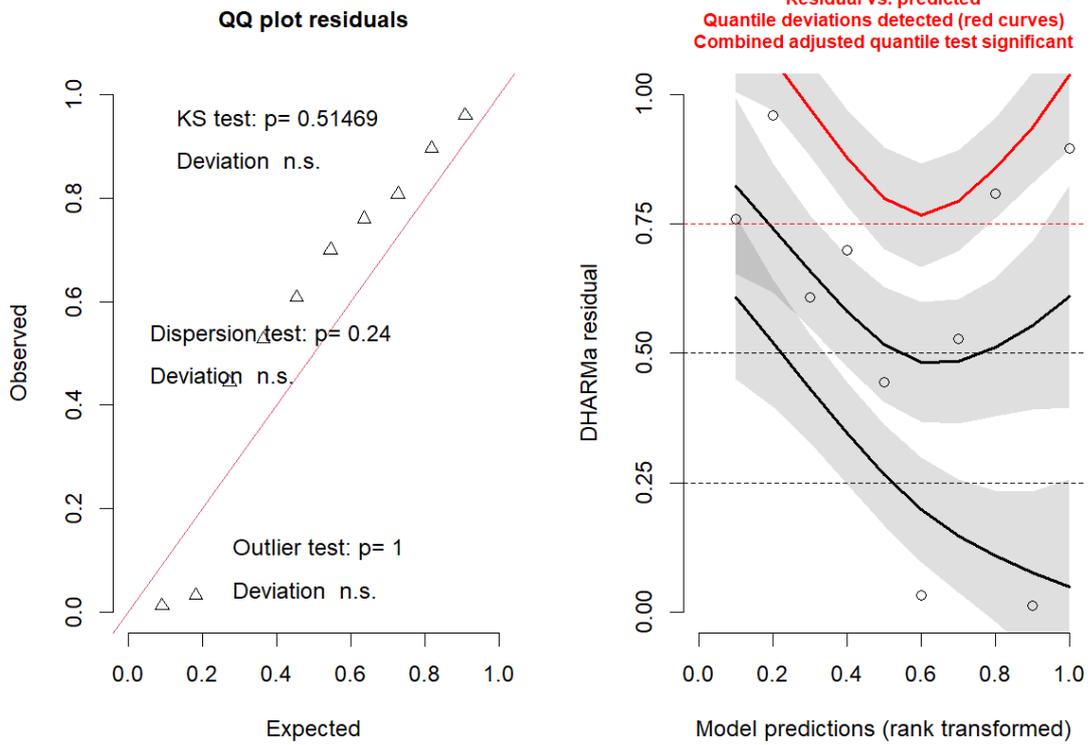


Figure 33: Évaluation de la qualité du modèle linéaire généralisé utilisant l'ordre 0 de Hill pour les syrphes. Graphique effectué à l'aide de la fonction `simulateResiduals` du package `Dharma`.

DHARMA residual

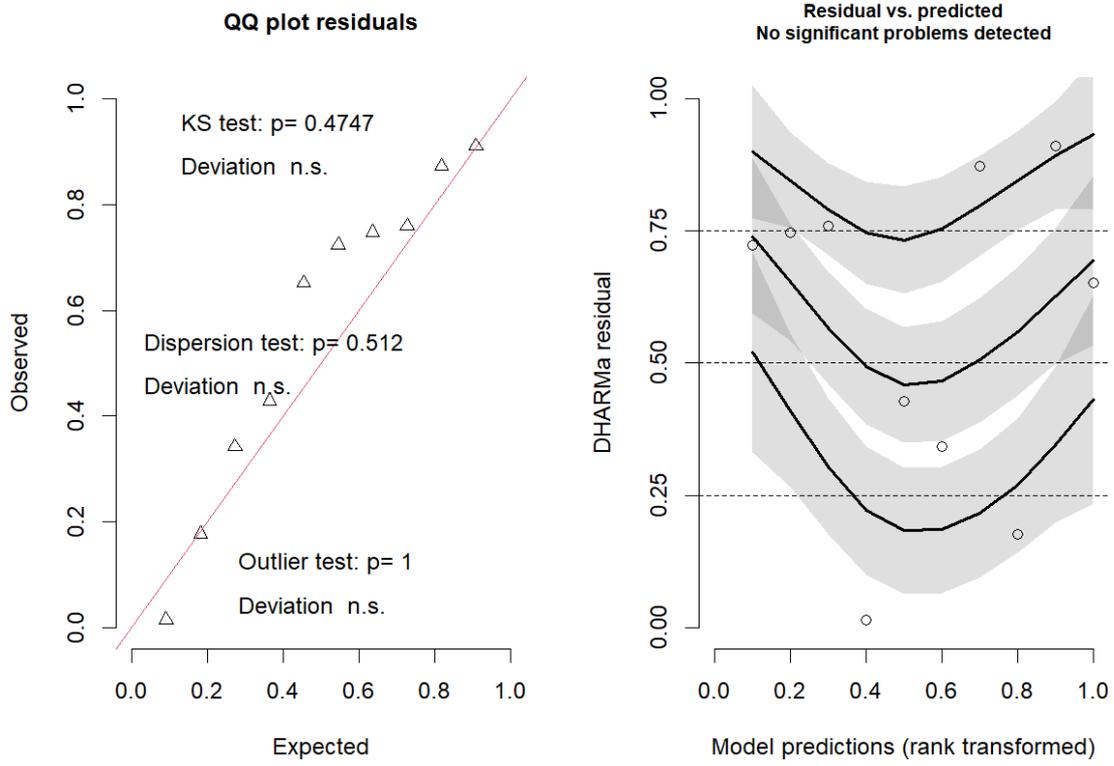


Figure 34: Évaluation de la qualité du modèle linéaire généralisé utilisant la richesse spécifique de papillons. Graphique effectué à l'aide de la fonction simulateResiduals du package Dharm.

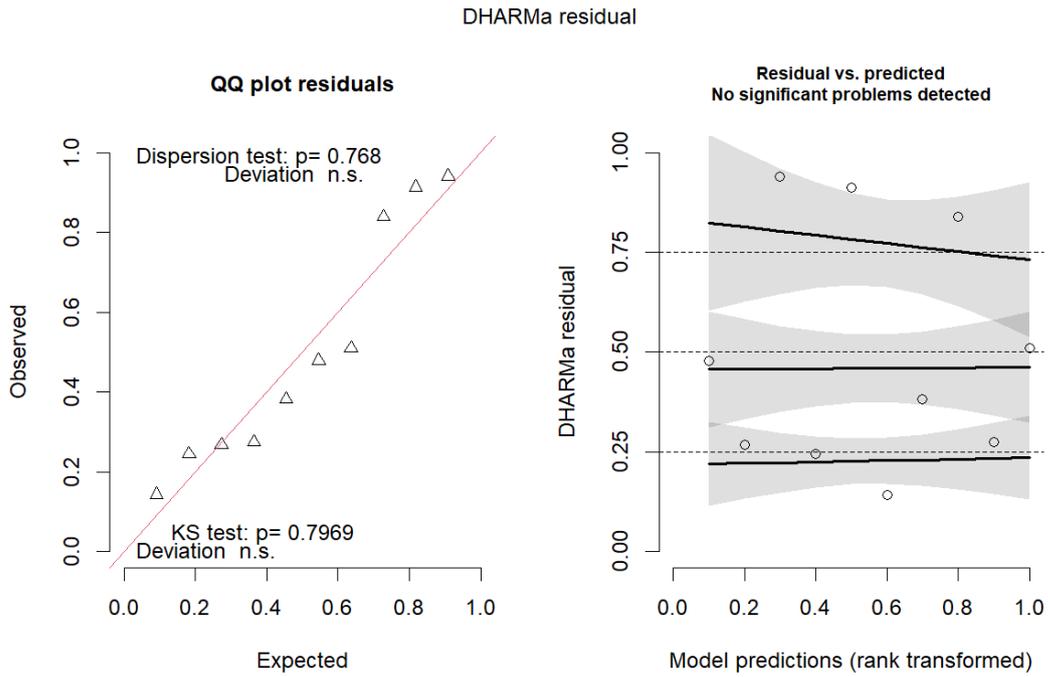


Figure 35: Évaluation de la qualité du modèle linéaire généralisé (distribution de Poisson) utilisant la richesse spécifique de plante en fonction des retombées atmosphériques d'azote. Graphique effectué à l'aide de la fonction simulateResiduals du package Dharmia.

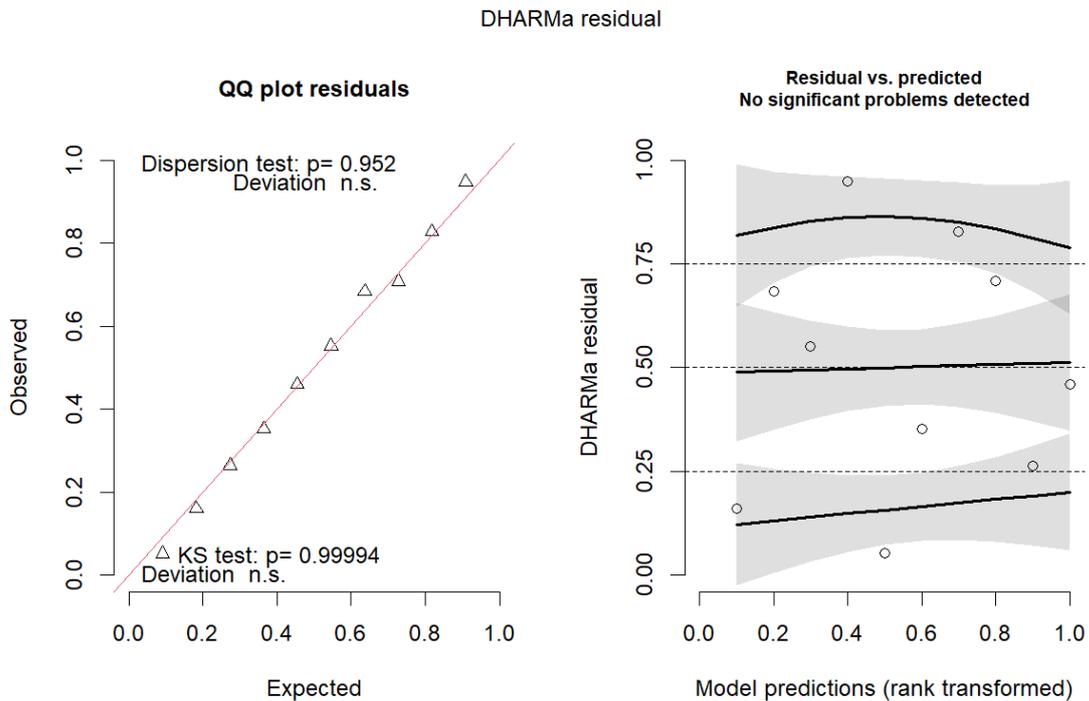


Figure 36: Évaluation de la qualité du modèle linéaire utilisant les retombées d'azote atmosphérique en fonction de la superficie des milieux agricoles (%). Graphique effectué à l'aide de la fonction simulateResiduals du package Dharmia.