

Influence des gestions des prairies bocagères pour la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) en lien avec les ressources nutritives et le microclimat



Mélissa Delaporte

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Master en Biologie des Organismes et Ecologie

Sous la supervision de :

Promoteur : Hans Van Dyck (UCLouvain)

Encadrante : Suzon Rondeaux (UCLouvain)

Année académique 2021-2022

Table des matières

Summary

Résumé

Remerciements

Chapitre 1 - Introduction 1

1.1) La sélection d'un habitat et ses différentes formes d'indice 1

1.1.1) Le piège écologique 3

1.2) L'impact des organismes 4

1.2.1) L'impact de l'agriculture sur les espèces 4

1.2.1.1) *Les systèmes d'exploitation* 6

1.2.1.2) *Les méthodes d'enrichissement écologique* 8

1.2.2) L'impact du changement climatique sur les individus..... 9

1.2.3) L'Impact du microclimat sur les organismes 11

1.3) Espèce étudiée : La Pie-grièche écorcheur 14

1.4) Objectifs et hypothèses de l'étude 15

Chapitre 2 - Matériel et méthode 18

2.1) Sites d'étude 18

2.2) Récolte des données..... 19

2.2.1) Echantillonnage des ressources nutritives..... 20

2.2.2) Données sur les ressources nutritives..... 22

2.2.3) Récolte des données thermiques et hygrométriques 23

2.2.4) Informations sur le paysage..... 24

2.3) Analyses statistiques..... 25

Chapitre 3 - Résultats 26

3.1) Les variations entre les gestions 26

3.1.1) Les invertébrés 26

3.1.1.1) *Relation entre le nombre d'invertébrés et la gestion du sol* 26

3.1.1.2) Relation entre la diversité spécifique et le type de gestion.....	29
3.1.1.3) Relation entre la taille des invertébrés et la hauteur de végétation	31
3.1.2) Les insectes volants.....	31
3.1.2.1) Relation entre le nombre d'insectes volants et la gestion du sol.....	32
3.1.3) Les orthoptères	34
3.1.3.1) Relation entre le nombre d'orthoptères et la gestion du sol.....	34
3.1.3.2) Relation entre la taille des orthoptères et la hauteur de végétation.....	36
3.2) Les variations selon le microclimat	37
3.2.1) Les invertébrés	38
3.2.1.1) Relation entre le nombre d'invertébrés et le microclimat	38
3.2.1.2) Relation entre la diversité des invertébrés et le microclimat	39
3.2.1.3) Relation entre la taille des invertébrés et le microclimat.....	40
3.2.2) Les insectes volants.....	40
3.2.2.1) Relation entre le nombre d'insectes ailés et le microclimat.....	40
3.2.3) Les orthoptères	42
3.3) Les invertébrés ayant un intérêt pour la Pie-grièche écorcheur.....	42
3.3.1) Les invertébrés d'intérêt.....	42
3.3.1.1) Relation entre le nombre d'invertébrés et la gestion du sol	42
3.3.1.2) Relation entre la taille des invertébrés et la hauteur de végétation	44
Chapitre 4 - Discussion.....	46
4.1) Les variations entre les gestions	46
4.2) Influence du microclimat sur les individus.....	50
4.3) Les invertébrés d'intérêt pour la Pie-grièche écorcheur	53
4.4) Remarques méthodologiques.....	55
4.5) Conclusion et perspectives	56
Bibliographies.....	57
Annexes	68

Summary

Habitat selection is critical for an individual and, for vertebrates, it can occur several times during its lifetime. There are multiple factors that come into play such as prey availability and predation rates. For migratory species seeking a territory to reproduce, the abundance and quality of nutritive resources are essential to ensure their reproductive success within a relatively short timeframe since their reproductive cycle must be completed prior to migration. However, anthropogenic environments create challenging conditions with growing unpredictability in time and space.

The species studied in this master dissertation project is the Red-backed Shrike, *Lanius collurio*, a migratory bird species breeding in agricultural areas whose reproductive success is known to be dependent on the environment. The overarching objective of this study is to compare the different management types of the agricultural landscape by analyzing the influence of the microclimate on invertebrates and by observing the quantity, quality, and size of the prey of this bird, which may ultimately contribute to differences in reproductive success. Flying insects were identified and counted directly in the field; invertebrates were collected using a netting method, and orthopterans were counted using a biocenometer.

The main effects detected were as follow: (1) The average invertebrate number and diversity was high in heterogeneous landscapes (such as pastures and unmown meadows) compared to a homogeneous landscape (such as mowed meadows); (2) Individuals were also larger in size in environments with taller vegetation; (3) Vegetation height affected the presence of invertebrates, but also abiotic factors played a role; and (4) Abiotic factors affected invertebrate numbers, diversity, and size. To establish the link with the reproductive success of the Red-backed Shrike, this study focused on the main diet of the Shrike. That is, a diet mainly composed of beetles, hymenopterans and orthopterans.

Résumé

La sélection d'habitat est primordiale pour un individu et peut avoir lieu plusieurs fois au cours de la vie des vertébrés. Il y a de multiples facteurs qui rentrent en jeux tels que la disponibilité en proies et le taux de prédatons. Chez les espèces migratrices cherchant un territoire pour se reproduire, l'abondance et la qualité en ressources nutritives sont primordiales pour assurer leur succès reproducteur dans un laps de temps relativement court puisque leur cycle de reproduction doit être achevé avant la migration. Cependant, les environnements anthropiques créent des conditions difficiles avec une imprévisibilité croissante dans le temps et l'espace.

L'espèce étudiée dans ce mémoire est la pie-grièche écorcheur, *Lanius collurio*, une espèce d'oiseau migrateur se reproduisant en milieu agricole dont le succès reproducteur est connu pour être dépendant de l'environnement. L'objectif principal de cette étude est de comparer les différents types de gestion d'un paysage agricole en mesurant et en analysant l'influence du microclimat sur les invertébrés et en observant la quantité, la qualité et la taille des proies de cet oiseau, ce qui pourrait contribuer à des différences dans son succès reproductif. Les insectes volants ont été identifiés et comptés directement sur le terrain ; les invertébrés ont été collectés à l'aide d'une méthode au filet et les orthoptères ont pu être dénombrés à l'aide d'un biocénomètre.

Les effets principaux détectés sont (1) le nombre d'invertébrés moyens et la diversité sont élevés dans les paysages hétérogènes (tels que les pâturages et les prairies non fauchées) comparé à un paysage homogène (tels que les prairies fauchées). (2) Les individus sont également de taille plus importante dans les paysages où la végétation est plus haute. (3) La taille de la végétation exerce une influence sur la présence des invertébrés mais les facteurs abiotiques jouent également un rôle ; et (4) les facteurs abiotiques affectent le nombre, la diversité et la taille des invertébrés. Pour établir le lien avec le succès reproducteur de la Pie-grièche écorcheur, cette étude s'est concentrée sur le régime alimentaire principal de celle-ci. C'est-à-dire, un régime principalement composé de coléoptères, hyménoptères et d'orthoptères.

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier Monsieur Hans Van Dyck, mon promoteur de mémoire. Un grand merci pour m'avoir suivi tout le long de cette aventure, de m'avoir prodigué de nombreux conseils, de votre bienveillance lorsque je connaissais des moments difficiles lors de la conception de mon mémoire et de vos retours rapides qui m'ont permis d'avancer. Vous m'avez toujours aidée à réfléchir par moi-même tout en m'encadrant, ce qui a sans nul doute permis la finalisation de cette étude.

J'aimerais aussi remercier Madame Suzon Rondeaux, mon encadrante, qui m'a prodigué de nombreux conseils et qui m'a supervisée tout le long de mon travail sur le terrain. Son expérience et celle de Monsieur Frédéric Dermien sur le terrain ainsi que leurs précieux conseils sur la Pie-grièche écorcheur nous ont permis de faire de nombreuses découvertes. Je ne suis pas prête d'oublier de bien m'hydrater, de bien manger, de mettre fréquemment de la crème solaire et surtout prendre le temps d'apprécier les moments passés sur le terrain comme Suzon aimait tant nous le rappeler.

Je tiens également à remercier sincèrement Madame Justine Dewilde, ma co-équipière. Merci de m'avoir aidée à la récolte de mes données, d'avoir partagé avec moi des fous rires, ta fatigue mais aussi tes connaissances. Sans toi mes journées auraient été bien longues et mes données bien plus compliquées à collecter. Il est difficile de dire merci à une personne qui mérite bien plus que ces simples mots.

Enfin, il me paraît indispensable d'adresser mes remerciements aux personnes qui m'ont entourée comme ma sœur qui s'est appliquée à relire de nombreuses fois ce mémoire. A mes amis qui m'ont donné beaucoup de motivations. Merci également à Monsieur Adrien Joseph, Monsieur Béranger Waterschoot et Monsieur Khaled Mirzaei qui ont égayé mes journées. Grâce à vous je me suis sentie intégrée à l'équipe.

C'était la première fois que je devais faire face à une étude aussi imposante en termes de terrain, d'identification mais aussi d'analyses statistiques. Vous m'avez aidée à chasser mes peurs et mes doutes. Pour cela, je vous en serai éternellement reconnaissante.

Chapitre 1 - Introduction

1.1) La sélection d'un habitat et ses différentes formes d'indice

Tout organisme prend le soin de sélectionner son habitat et cela à différentes échelles spatiales et temporelles (Mayor *et al.*, 2009). Mais définir réellement l'habitat d'une espèce est quelque chose de très complexe et ce n'est pas toujours très clair pour les scientifiques travaillant dans ce domaine (Dennis *et al.*, 2003). Un habitat peut être défini par la portion de l'environnement consacrée aux activités des individus comme la reproduction ou la recherche de nourriture (Doligez *et al.*, 2008). De plus en plus de recherches se basent maintenant sur une échelle spatio-temporelle dont le choix est fonction du degré de finesse souhaité pour l'étude. Par exemple, la richesse spécifique peut fortement varier en fonction de l'échelle à laquelle l'observateur se place : intra habitat, inter habitat, intra région ou inter région. L'échelle peut être, à la fois une aide et un obstacle pour établir les généralités de la sélection d'un habitat mais elle est surtout utile pour agir lors de restauration ou de conservation des espèces et des habitats. De plus, il est important de ne pas confondre l'habitat et l'aire de répartition d'une espèce, qui est tout autant utilisé en écologie de la restauration et de la conservation. L'aire de répartition est une zone dans laquelle les conditions environnementales sont favorables à la reproduction de l'espèce et dans laquelle elle est potentiellement présente (Wiens., 1973). Les organismes de grandes tailles par exemple, auraient tendance à avoir une plus grande aire de répartition (Mayor *et al.*, 2009), mais il arrive parfois de constater l'effet inverse dans certain cas. Il est aussi intéressant de prendre en compte la capacité de déplacement de l'organisme étudié afin de pouvoir délimiter plus facilement son habitat, puisqu'il peut être continu ou discontinu, et il suffit qu'une ressource y soit manquante pour qu'il ne soit plus considéré en tant que tel (Doligez *et al.*, 2008). Malgré tout, il existe des cas plus complexes comme l'exemple des organismes migrateurs. Faut-il prendre le point A ou le point B ? Le parcours pour aller d'un point à l'autre fait-il parti de leur habitat ? L'aire peut alors fortement différer selon l'échelle à laquelle on se positionne, il est important de savoir identifier la plus pertinente par rapport à l'objectif de l'étude. Il existe beaucoup de phénomènes à différentes échelles pouvant être considérés comme des formes de sélection d'habitat comme la prédation, le gréganisme, la recherche de nourriture, les déplacements...

Il est essentiel que les individus sélectionnent un habitat de la meilleure qualité possible, c'est-à-dire qui leur confère la plus grande fitness et pour cela, ils vont se baser sur des indices environnementaux. Par exemples, les besoins individuels des oiseaux des terres agricoles se basent

principalement sur la disponibilité en nourriture en période de reproduction et en hiver mais aussi sur le site de nidification (Vickery *et al.*, 2004). Ces indices ne sont évidemment pas indépendants les uns des autres et cela risque aussi d'être différent si l'espèce est sédentaire ou plutôt migratrice (Vickery *et al.*, 2004). Le choix d'un habitat optimal implique alors que l'individu ait pris connaissance de la qualité des habitats voisins, de leur disponibilité en proies et de leur répartition (Charnov, 1976). Une fois sur le site, selon la modélisation de Charnov, l'individu tenterait d'optimiser sa recherche de nourriture avec le moins de contraintes possibles, ce que les scientifiques appellent plus couramment le concept de « optimal foraging ». La théorie d'optimal foraging indique que la sélection naturelle favorise les stratégies de recherche de nourriture qui équilibrent le budget énergétique minimum et le budget temps (Charnov, 1976).

Les organismes prennent des décisions individuelles en se basant sur la qualité qu'un habitat peut leur fournir mais ils peuvent aussi être influencés par les autres individus (Bowers & Dooley., 1993 ; Danchin *et al.*, 2004). Il est alors probable qu'ils doivent faire des compromis lors de la sélection de leur habitat en prenant en compte la proximité avec des individus conspécifiques ou encore la présence des prédateurs. Les individus peuvent alors préférer un environnement de plus faible qualité nutritive mais avec moins de menaces de prédation sur les nids ou de compétition pour la nourriture par exemple (Bowers & Dooley., 1993 ; Folt *et al.*, 1998 ; Dussault *et al.*, 2005). Lors de la sélection de son habitat, le concept d'optimal foraging va donc se mettre en place mais couplé à cela, le concept de la « distribution libre idéale » peut aussi s'appliquer. Un environnement riche en ressource nutritive va attirer un grand nombre d'individus mais arrivé à une certaine densité, il devient plus intéressant pour certains individus d'aller dans un environnement plus pauvre (Grand, 1997). C'est un équilibre dont tous les individus bénéficient équitablement. On parle alors de « profitabilité » d'une parcelle, c'est-à-dire une partie d'un terrain d'une seule culture ou de même utilisation constituant une unité cadastrale.

$$\text{Profitabilité} = \frac{\text{quantité nourriture disponible}}{\text{Nombre de consommateur dans la parcelle}}$$

En revanche, il existe aussi de nombreux cas où la présence de congénères n'est pas un indice pour s'en éloigner mais au contraire un indice de qualité de l'environnement. Par exemple, l'urubu noir (*Coragyps atratus*) se sert de l'urubus à tête rouge (*Cathartes aura*) comme indice de présence de ressources nutritives, ce qui lui permet par la suite de lui dérober ses carcasses (Buckley., 1997).

Si l'individu fait partie d'un groupe avec une structure sociale, il existe alors plusieurs formes de prises de décisions pour chaque déplacements ou sélection d'habitat. Comme chez les babouins olive (*Papio anubis*), le groupe va suivre la décision qui sera sélectionnée par un plus grand nombre d'individus (Strandburg-Peshkin *et al.* 2011). D'autres peuvent aussi se fier aux dominants du groupe (Strandburg-Peshkin *et al.* 2005).

La structure spatio-temporelle d'un environnement rentre aussi en jeu.

Dans un environnement hétérogène la sélection naturelle va favoriser les individus capables de détecter les indices de qualité d'un habitat et de sélectionner l'habitat ou la parcelle la plus favorable pour leurs activités qui augmenteront leurs fitness. Cet environnement conduira à une pression sélective, favorisant les comportements de sélection des habitats de haute qualité chez les organismes. Dans un environnement homogène, la fitness serait à peu près similaire dans tous les habitats et les individus auront une moins forte pression de sélection. De plus, la prévisibilité de la qualité d'un environnement est nécessaire à l'évolution de la préférence d'un habitat. Si l'environnement s'avère être imprévisible pour une activité donnée, il ne pourra être choisi sur la seule base d'indices, car ceux-ci pourraient changer dans le laps de temps entre la collecte d'informations sur l'habitat et la décision prise par l'individu. Ce qui pourrait avoir un fort impact sur sa fitness entraînant ainsi une réduction de sa survie ou un échec de sa reproduction (Doligez *et al.*, 2008).

1.1.1) Le piège écologique

Lors de la sélection de son environnement, un individu cherche donc des indices pour obtenir l'habitat qui favorisera sa reproduction (Mayor *et al.*, 2009 ; Patten *et al.*, 2010). Parfois les indices s'avèrent trompeurs, l'individu se retrouve irrésistiblement attiré par un habitat qui se révélera ne pas être de qualité suffisante pour lui assurer un bon succès reproducteur et c'est ainsi que naît le concept de piège écologique (Patten *et al.*, 2010). Les environnements soumis à des contraintes anthropogéniques peuvent créer une perception biaisée de la qualité d'un habitat et donc engendrer de mauvais choix, surtout pour des organismes très mobiles et à temps limité de sélection (Hollander *et al.*, 2013). De plus, les pièges écologiques pourraient même amener à l'extinction de population (Hale *et al.*, 2016). En effet, seuls les individus étant capables de modifier leur choix sur base de leurs expériences et ceux aptes à analyser plusieurs indices lors de la sélection de l'habitat seraient susceptibles d'être moins tenté par l'habitat piège (Hale *et al.*, 2016). Ce concept a été découvert grâce à des études faites sur les oiseaux dans les années 1970 (Hale *et al.*, 2016), mais en

complément d'autres recherches, il a été démontré que de nombreux organismes étaient à leur tour impacté. Par exemple, les arthropodes sont irrésistiblement attirés par la lumière polarisée qui se dégagent de structures artificielles comme les bâtiments. Les insectes se mettent donc à déposer leurs œufs sur ces structures à la place de leur site naturel, les zones humides (Robertson *et al.*, 2019 ; Robertson *et al.*, 2016). Mais les taxons peuvent être touchés par bien d'autres façon puisque qu'ils peuvent être victime de piège causé par la prédation, ce qui est en grande partie le cas pour les oiseaux. Les pièges écologiques peuvent aussi se présenter sous forme de pollution, ce qui touchent plus particulièrement les organismes aquatiques. L'étude des pièges écologiques peut alors être une bonne approche pour permettre la conservation des espèces (Hale *et al.*, 2016). Mais ce concept reste faute d'un manque de connaissances sur certains taxons. Pourtant les pièges sont susceptibles de devenir de plus en plus courant puisque l'homme modifie les écosystèmes à une vitesse croissante.

1.2) L'impact des organismes

1.2.1) L'impact de l'agriculture sur les espèces

Le déclin des organismes des terres agricoles représente une lutte importante pour la conservation. Celui des insectes (Bowler *et al* 2019 ; Hallmann *et al.*,2014) et notamment celui des oiseaux des terres agricoles européennes sont considérés comme de bons indicateurs de la biodiversité globale (Donald *et al.*, 2001 ; Traba & Morales., 2019 ; Vickery *et al.*, 2004). Ces terres abritent plus de 50% des espèces d'oiseaux de l'Union Européenne et 55% sont présents sur la liste rouge de l'UICN (Traba & Morales., 2019). Le milieu agricole est un habitat de grande importance qui supporte le plus grand nombre d'espèce d'oiseaux en Europe (Donald *et al.*, 2001). Des déclin chez les mammifères, arthropodes et les plantes à fleurs y ont aussi été mis en évidence (Benton *et al.*, 2003 ; Bowler *et al.*, 2019 ; Hallmann *et al.*, 2014).

L'évolution des pratiques agricoles a entraîné une forte diminution de l'hétérogénéité du milieu, ce qui a fortement réduit la biodiversité locale (Benton *et al.*, 2003). La maximisation du rendement, l'exploitation de monoculture et les changements mis en place pour le passage des machines agricoles ont conduit à une homogénéisation de l'environnement et à la perte d'éléments bénéfiques pour la biodiversité tel que les jachères, les haies, les bandes herbeuses (Traba & Morales., 2019). Ce type d'habitat constitue alors une vulnérabilité accrue face aux prédateurs due à une augmentation de la densité des prédateurs, à la diminution des sites de nidification, à la possibilité

de se dissimuler dans le paysage en général, à la diminution l'abondance et de la diversité de nourriture (Roodbergen *et al.*, 2012). La pollution liée à cette intensification est principalement associée à l'usage d'azote et de pesticides, qui semble aussi entraîner une perte importante d'insectes et de plantes hôtes des insectes (Benton *et al.*, 2003 ; Hallmann *et al.*, 2017). Dans les pesticides les plus couramment utilisés, apparaît les néonicotinoïdes mais l'intensité d'application est telle que les concentrations dans l'environnement ont dépassé les normes environnementales. Ils s'accumulent dans les sols et ruissellent dans les eaux de surfaces et souterraines (Hallmann *et al.*, 2014). Ils peuvent donc affecter les invertébrés non ciblés, qu'ils soient aquatiques ou terrestres et donc nuire aux oiseaux insectivores et même aux oiseaux principalement granivores qui ont besoin des invertébrés pour se nourrir en période de reproduction et pour nourrir leur progéniture (Bowler *et al.*, 2019 ; Hallmann *et al.*, 2014). Et surtout impacter les oiseaux insectivores migrateurs qui ne peuvent pas adapter leur période de reproduction au moment du pic de disponibilité des insectes (Bowler *et al.*, 2019). Pourtant la disponibilité en proie tout comme la prédation sont des indices majeurs de la qualité d'un habitat pour beaucoup d'espèces et ils impactent grandement la reproduction. De nombreuses études en viennent à la même conclusion, la diminution de la reproduction serait la cause majeure du déclin des oiseaux de ces terres (Roodbergen *et al.*, 2012). Heureusement, en 2021, la cour de justice de l'Union Européenne européenne a validé l'interdiction de trois insecticides du groupe des néonicotinoïdes prise par la commission Européenne en 2013 (McGrath., 2014). L'intensité de l'agriculture est fortement variable à travers l'Europe et cela semble être dû à des différences dans les systèmes de politiques. Concernant l'Union Européenne (UE), il y a eu apparition de la politique agricole commune (PAC). La PAC vise à développer et moderniser l'agriculture, elle a été le moteur de l'intensification agricole au cours de laquelle le déclin de nombreux oiseaux des terres agricoles a commencé à apparaître (Benton *et al.*, 2003 ; Donald *et al.*, 2001). Comparé aux pays d'Europe de l'Est où elle a fortement baissé depuis l'effondrement du communisme. A la suite du déclin de la biodiversité, des actions ont été mises en place comme l'application de programmes agroenvironnementaux (PAE) visant à la protection de l'environnement, à la conservation du patrimoine et au maintien des paysages en zone agricole (Donald *et al.*, 2001). De nombreuses espèces des terres agricoles font même l'objet de plan d'action pour la biodiversité (PAB) (Vickery *et al.*, 2004). Des études à grande échelle sont absolument nécessaires afin d'avoir un suivi optimal des tendances de la biodiversité des milieux agricoles et d'optimiser les plans d'actions, l'Europe se base ainsi sur le Farmland bird index (FBI ; Traba & Morales., 2019). En complément, d'autres actions locales sont établies comme le recensement des oiseaux par des particuliers en Wallonie ou dans certaines nations comme en Angleterre par exemple

où la politique locale vise à la réduction des maladies, de la concurrence ou de la prédation (Vickery *et al.*, 2004). L'accès aux informations reste néanmoins continuellement difficile d'accès pour les chercheurs et les politiciens, ce qui limite l'évolution de certaines actions malgré la nécessité accrue de la situation (Roodbergen *et al.*, 2012).

1.2.1.1) Les systèmes d'exploitation

Il faut bien garder en tête que ce n'est pas un type d'exploitation ou une pratique agricole spécifique qui cause le déclin de la biodiversité mais l'ensemble des facteurs qui interagissent entre eux (Benton *et al.*, 2003).

Certaines exploitations sont alors préconisées plus que d'autres. Les jachères, mêlant prairie et pâturage semi-naturels, sont des biotopes utilisés comme habitat pour beaucoup d'oiseaux des terres agricoles. Un biotope est une zone caractérisée par des conditions physico-chimiques et climatiques uniformes, hébergeant une flore et une faune spécifiques. Les jachères contiennent une grande biodiversité, fournissent des ressources alimentaires abondantes pour les organismes et sont très utilisées pour la reproduction. Ce biotope serait considéré comme le deuxième habitat le plus favorable pour la Pie-grièche écorcheur après les pâturages pour l'abondance et la biomasse des invertébrés (Goławski *et al.*, 2008). Malgré leurs bienfaits ces terres ont considérablement diminué (Traba & Morales., 2019 ; Vickery *et al.*, 2004).

Sur les terres cultivées, la composition de la végétation est importante pour les individus. Les études observent une nette augmentation de densité et de diversité d'organismes, lorsque les cultures sont variées et lorsqu'elles apportent une source d'alimentation nécessaire aux organismes, surtout quand la nourriture se fait rare. Les cultures printanières et hivernales sont alors bénéfiques pour la protection des espèces (Vickery *et al.*, 2004). La rotation des cultures, plus souvent mis en place en agriculture biologique est favorable aux sols des terres agricoles et peut offrir une nourriture plus abondante et plus variée. Une densité plus élevée d'individu est généralement retrouvée dans ce type d'exploitation. Alors qu'une agriculture homogène va avoir tendance à favoriser une invasion plus rapide des ravageurs et fortement diminuer l'abondance et la diversité des prédateurs naturels (Vickery *et al.*, 2004). En effet, il y a une corrélation positive entre la diversité des habitats et la diversité des insectes généralistes (Benton *et al.*, 2003). Les maladies seront, elles aussi, plus facilement transmises dans de telles exploitations. De plus, dans un habitat de monoculture, qu'il soit fauché ou non, les nids sont plus facilement détectables. Et une faible abondance de proies

alternatives pour les prédateurs peut renforcer la prédation sur les nids et les oiseaux (Kentie *et al.*, 2015). L'influence négative des terres arables sur la Pie-grièche écorcheur a d'ailleurs été prouvée plus d'une fois et cela serait notamment lié au fait que ces terres auraient une plus faible abondance et biomasse d'invertébré que les autres terres (Goławski *et al.*, 2008).

Le bétail, quant à lui, est omniprésent sur les prairies bocagères et aide généralement à l'amélioration de la qualité d'un habitat. En effet, les pâturages et les prairies ont des effets positifs sur l'effectif de la population de la Pie-grièche écorcheur par exemple (Goławski *et al.*, 2008 ; Olsson., 1995). Ils attirent de nombreux invertébrés grâce aux excréments présents sur le milieu et notamment les coléoptères (Goławski *et al.*, 2008). Des études appuient le fait qu'un pâturage de bovins à faible intensité est préféré à celui d'ovins, puisqu'ils contribueraient à l'obtention d'un gazon plus varié et empêcherait la compétition entre plantes (Vickery *et al.*, 2004). Grâce à un gazon plus hétérogène, la diversité en invertébrés est favorisée et les proies sont plus facilement détectables pour les oiseaux (Goławski *et al.*, 2008). En rendant un paysage plus uniforme, les moutons augmenteraient l'efficacité des prédateurs à la détection des oiseaux ou de leurs nids (Benton *et al.*, 2003). De plus, afin de réduire les impacts sur les invertébrés et la structure de l'habitat, il est préférable d'établir le pâturage durant l'automne (Vickery *et al.*, 2004). Ce type de d'habitat serait d'ailleurs le plus bénéfique pour l'alimentation de la Pie-grièche écorcheur. En revanche, il peut occasionner des risques pour la nidification, le bétail peut contribuer à la destruction des nids des oiseaux de prairie (dominée par les espèces d'échassiers et de canards) par piétinement (Kentie *et al.*, 2015).

Les prairies de graminées semblent être un habitat de moindre qualité pour les organismes. Du fait de leur structure assez homogène, la nidification et les ressources alimentaires sont alors réduites (Vickery *et al.*, 2004). Cependant, les prairies humides riches en herbe sont bénéfiques pour beaucoup d'individus. En raison de la végétation croissante, elles offrent un certain degré de protection contre les prédateurs, apportent beaucoup de ressources et de diversité dans le paysage (Vickery *et al.*, 2004 ; Kentie *et al.*, 2015). Dans l'étude de (Bowler *et al.*, 2019), les prairies est l'habitat où apparaît les plus forts déclin de population. Du fait qu'elles ont été fortement impactées par de multiples facteurs comme la fertilisation, la fauche, la densité du bétail, cela a surement entraîné une réduction de la qualité d'habitat en termes de reproduction et d'alimentation. De plus, dans l'étude de (Kentie *et al.*, 2015), la prédation sur les nids est élevée dans ces habitats mais pas autant que sur les monocultures. Dans l'ensemble les prairies sont tout de même un habitat important pour les oiseaux des terres agricoles mais cela va donc dépendre des traitements qu'on lui a appliqué directement ou indirectement, de sa composition et bien d'autres facteurs.

Cependant, il est important de trouver un juste milieu entre surprotéger une espèce et ne rien mettre en place pour assurer sa protection. Les réserves naturelles ou les zones de protection, se trouvent être aussi un environnement très apprécié des prédateurs étant donné l'augmentation de la densité de leurs proies et d'une grande couverture. La protection des individus peut aussi entacher la survie de l'espèce en résultant à une augmentation involontaire de la densité et de l'efficacité des prédateurs dû à la création de piste olfactives et visuelles (Roodbergen *et al.*, 2012).

De plus, de manière générale, les systèmes de gestion les plus stricts sont aussi les moins adoptés par les agriculteurs étant donné leur difficulté d'application et du fait de leurs coûts onéreux, similaires aux « habitats gérés » spéciaux et parfois nécessitant de conseils et d'une formation accrue (Vickery *et al.*, 2004).

1.2.1.2) Les méthodes d'enrichissement écologique

Les habitats non cultivés comme les marges non fauchées, les hautes herbes, les haies, fossés et broussailles sont fortement utilisés pour la reproduction et la recherche de nourriture par tout type d'organisme (Vickery *et al.*, 2004). Elles ont des impacts positifs sur l'abondance et la diversité de la flore, des invertébrés et des oiseaux (Benton *et al.*, 2003). De plus, ces actions sont assez bien acceptées chez les agriculteurs puisqu'elles ne requièrent pas beaucoup d'entretien. Seul une fauche tous les 2-3 ans est conseillé pour permettre aux marges de se diversifier et permettre aux insectes d'accomplir leur cycle de vie complet (Vickery *et al.*, 2004). Les haies permettent un déplacement en toute sécurité des organismes en servant de corridor (Benton *et al.*, 2003). De plus, des recherches soutiennent que les habitats avec des haies longues et larges et avec quelques arbres dispersés sont, semble-t-il, les plus riches en biodiversité. Quant aux bandes herbeuses traversant les cultures, elles permettent un contrôle efficace des ravageurs des cultures (Benton *et al.*, 2003).

De nombreuses options favorisent la nidification et l'établissement des organismes comme une fauche tardive, la réintroduction de souches de mauvaises herbes et une intensité faible de coupe (Kentie *et al.*, 2015). Un fauchage à grande échelle peut amener à l'augmentation du déplacement des organismes pour la recherche de nourriture et donc engendrer des plus grands risques, surtout s'ils se dispersent vers un habitat de mauvaise qualité (Benton *et al.*, 2003 ; Roodbergen *et al.*, 2012). Le fauchage peut aussi entraîner la destruction de nids et augmenter la prédation due à une détectabilité élevée des nids après son passage (Kentie *et al.*, 2015). En revanche, même si le fauchage semble néfaste pour la nidification, il n'en est pas de même pour l'approvisionnement en proie. Une nette augmentation de l'intensité de l'alimentation a été observée sur les prairies fauchées

comparé à celles qui ne l'étaient pas (Goławski *et al.*, 2008). Il faudrait veiller à diversifier l'enrichissement écologique puisque chaque espèce a des exigences particulières (Benton *et al.*, 2003). Faucher de façon précoce sur la moitié d'une parcelle et tardivement sur l'autre moitié pourrait peut-être améliorer la qualité de l'habitat. Si l'environnement est hétérogène à toutes les échelles, même si les espèces ont leurs propres exigences, elles finiront par trouver leur habitat et subvenir à leurs besoins (Benton *et al.*, 2003).

Concernant l'alimentation des organismes, certaines recherches appuient le fait qu'il faudrait concentrer les actions sur des périodes clés de l'année. Comme avec l'exemple des bruants arboricoles (*Passer montanus*) une amélioration de l'alimentation durant l'hiver aurait un impact plus grand sur son rétablissement (Vickery *et al.*, 2004).

Les différents systèmes d'exploitation et les enrichissements peuvent donc être adaptés pour améliorer l'hétérogénéité des terres. Mais de nos jours, les programmes de gestion ne mentionnent pas cet objectif de façon explicite, ce qui limite donc malheureusement une amélioration plus grande de la biodiversité (Benton *et al.*, 2003).

1.2.2) L'impact du changement climatique sur les individus

Ajouté au facteur agricole, le changement climatique rentre aussi en jeu quand il est question d'aborder le sujet du déclin de la biodiversité.

La convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (UNFCCC), estime une augmentation des températures annuelles moyennes mondiales de 1°C d'ici 2025 et de 3°C d'ici la fin du 21^{ème} siècle. Si l'on continue vers cette trajectoire, un cinquième de toutes les espèces d'eucaryotes disparaîtront probablement au cours des prochaines décennies voire le double d'ici la fin du 21^{ème} siècle (Raven & Wagner., 2021).

Les plus fortes augmentations se produisant aux latitudes élevées, les individus s'y trouvant devront trouver des habitats alternatifs appropriés à de plus grandes latitudes. Au Royaume-Uni, quatre espèces de papillons ont déjà disparu des latitudes inférieures au cours des 25 dernières années (Sharma., 2014). La préservation des terres dont la latitude est complexe sera primordiale si l'on veut augmenter la chance de survie des espèces. Un environnement complexe offre plus de possibilités aux individus pour se déplacer et se disperser (Raven & Wagner., 2021). Les espèces habituées aux conditions froides, se verront dans l'obligation de monter vers des altitudes plus hautes (Raven & Wagner., 2021 ; Sharma., 2014).

Les insectes étant poïkilothermes sont très influencés par les paramètres climatiques tel que la température, la vitesse du vent, les précipitations, l'humidité. La plupart des insectes sont sensibles au stress thermique, ce qui peut leur causer des effets délétères inévitables. Une étude a prouvé que les populations de punaise verte ponctuée (*Nezara viridula*) souffraient régulièrement de stress thermique durant l'été. Ce stress a non seulement affecté les performances de reproduction de la 1^{ère} génération mais aussi de la 2^{ème} génération (Kiritani., 2013). Mais la hausse de la température touche aussi d'autres organismes comme les oiseaux. Plusieurs études, ont pu démontrer des changements dans la date, dans la durée mais aussi dans la taille de ponte chez plusieurs espèces d'oiseaux. Ainsi, une augmentation rapide de la taille de la couvée chez la Pie-grièche écorcheur a pu être corrélée à une augmentation de la température (Møller *et al.*, 2010 ; Hušek & Adamík., 2008).

Cependant, les arthropodes sont les plus susceptibles de réagir plus rapidement aux changements climatiques puisqu'ils possèdent un cycle de vie plus court et un taux de reproduction plus élevé que les autres organismes. Ce qui entraînera des impacts directs sur les individus comme une modification de leur abondance, leur répartition géographique, leur croissance, leur durée de développement et une modification de la phénologie (Porter *et al.*, 1991 ; Skendžić *et al.*, 2001). Si l'on prend le cas de la répartition géographique, les individus non diapausants élargiront leurs distributions n'ayant pas besoin de basse température pour la déclencher (Sharma., 2014). A l'inverse, les individus diapausant, nécessitant des basses températures, auront tendance à restreindre leurs distributions. Selon une autre étude, l'expansion de l'aire de répartition de la punaise verte (*N. viridula*) au Japon a été observée en raison du réchauffement climatique (Kiritani., 2013).

Les organismes se développeront aussi plus rapidement et émergeront beaucoup plus tôt qu'auparavant. Les papillons ont changé leur phénologie en Europe, en avançant leur période de vol de 2 à 10 jours (Sharma.,2014). Des modifications dans la phénologie de pucerons migrants, d'abeilles, de mouches et de coléoptères ont aussi été observés (Sharma.,2014).

Les impacts indirectement liés au climat, vont quant à eux exercer une influence entre les organismes et leur environnement mais aussi affecter les relations des organismes entre eux (Skendžić *et al.*, 2001). Les interactions de type trophiques se verront subir des bouleversements majeurs. Par exemple, les interactions plante-insectes se verront altérer. Si une plante hôte ne supporte pas les variations climatiques, elle finira par entraîner l'extinction de ses insectes spécifiques (Sharma.,2014).

De plus, La plupart des organismes nécessitent généralement pour son bon développement, de divers habitats et microclimats pour ses différents stades de vie. Par conséquent, le changement climatique entraînera une forte modification dans le développement des organismes à cycle de vie complexes.

La variation des précipitations causés par le réchauffement climatique exercera une influence sur l'abondance, la diversité des organismes mais aussi sur les écosystèmes résilients qui peuvent en temps normal résister à de larges changements climatiques. Cependant, si les changements climatiques dépassent les limites de résilience, l'écosystème passe généralement à un type d'écosystème fondamentalement différent et engendre la perte ou la migration de beaucoup d'organismes (Kiritani., 2013). De fortes précipitations chez la pie-grièche écorcheur peuvent entraîner la perte du nid, le refroidissement des oisillons et indirectement réduire la disponibilité de nourriture (Hušek & Adamík., 2008).

Les changements de précipitation sont généralement plus importants que les variations climatiques pour les milieux agricoles. La composition de la faune et de la flore sera fortement impactée surtout dans les régions où les précipitations sont déjà très faibles (Sharma.,2014).

Les scientifiques ont encore beaucoup de recherches à faire concernant les méfaits et les bienfaits du changement climatique et les arthropodes sont de bons indicateurs et leur surveillance pourrait fournir des informations d'avertissements d'effets écologiques causés par le changement climatique (Sharma., 2014).

1.2.3) L'Impact du microclimat sur les organismes

Le déclin des organismes des terres agricoles se traduit du fait de la modification de la structure des habitats mais aussi de par une uniformité temporelle qui dépend de la saisonnalité et des processus stochastiques comme le climat (Benton *et al.*, 2003 ; Bowler *et al.*, 2019). Les organismes peuvent employer trois stratégies pour médier aux variations thermiques soit en tolérant ou résistant physiologiquement, soit en migrant à grande échelle, ou soit, en compensant par une redistribution entre les (micro)habitats (Prinzing., 2005). Mais la dispersion à grande échelle est très coûteuse et dangereuse pour beaucoup d'organismes, qui sembleraient alors favoriser la redistribution entre les microhabitats. Une dispersion à petite échelle au sein d'un même biotope pourrait être une solution efficace pour trouver un microclimat adéquat puisque les fluctuations y sont grandes. Mais la redistribution entre les micro-habitats n'est pas évidente pour tous les organismes, surtout s'ils sont très mobiles comme les coléoptères, papillons et oiseaux (Prinzing., 2005).

Le réchauffement climatique a de forts impacts sur les variations microclimatiques des écosystèmes terrestres. Et le microclimat à son tour pourrait induire des modifications des réponses des espèces aux changements climatiques (Suggitt *et al.*, 2014). De plus, l'augmentation de la température ambiante pourrait induire une discordance entre la reproduction des espèces et les conditions optimales pour la reproduction en influençant le pic d'abondance de nourriture des organismes (Roodbergen *et al.*, 2012). Plusieurs facteurs interviennent pour faire varier le microclimat comme les saisons, l'heure du jour, les conditions météorologiques, l'emplacement le long du gradient de microclimat et le type de végétation qui vont permettre de déterminer la persistance d'une espèce dans le milieu (Harte *et al.*, 1996 ; Heiniger *et al.*, 2015 ; Xu *et al.*, 2002). Cependant, les caractéristiques faisant varier le microclimat dans un paysage n'ont pas été beaucoup étudiées (Suggitt *et al.*, 2014 ; Xu *et al.*, 2002). Pourtant, porter un intérêt au microclimat est primordiale pour prévoir la distribution des espèces et leur composition (Heiniger *et al.*, 2015).

Un couvert végétal dense pourrait protéger le sol des rayons infrarouges et donc réduire l'impact du réchauffement sur le milieu (Harte *et al.*, 1996). Alors dans le cas des prairies agricoles, une parcelle fauchée, se retrouvant avec un gazon court et homogène, pourrait entraîner des températures microclimatiques élevées et devenir défavorables aux organismes. Dans l'étude de (Gardiner & Hassal, 2008), cela entraîne d'ailleurs des comportements de fuite et de recherche d'ombre chez plusieurs espèces d'orthoptères dans l'étude de Gardiner & Hassal, 2008. Ils sont pourtant très appréciés comme proie pour certains oiseaux en déclin des terres agricoles comme la Pie-grièche écorcheur et aussi pour une série d'invertébrés comme les araignées (Gardiner & Hassal, 2008). Le déclin des oiseaux insectivores est d'ailleurs directement corrélé avec la diminution de la diversité et de la densité des arthropodes (Titeux *et al.*, 2015). Cependant, il existe toutefois des organismes suffisamment adaptés à ce type d'habitat et de microclimat hostile comme certains insectes de petite taille (Gardiner & Hassal, 2008). Une espèce généraliste aura un plus large éventail de possibilité quant aux variations de l'environnement et à son milieu de vie comparé aux spécialistes qui seront plus restreints et sensibles aux changements (Heiniger *et al.*, 2015). Pour remédier à ce problème, des bordures herbeuses sont préconisées pour diversifier les habitats et permettraient donc aux plus gros organismes non adaptés aux habitats chauds de s'y développer. Certains lépidoptères comme *Polyommatus bellargus* ont d'ailleurs déjà prouvé qu'ils étaient capables de passer d'un biotope des pelouses rases sur calcaire à un biotope avec une végétation plus haute (Suggitt *et al.*, 2014). Dans le cas de la hausse des températures, ce type d'habitat pourrait offrir une opportunité d'échappatoire aux organismes ne supportant pas les conditions les plus chaudes (Suggitt *et al.*, 2014). L'activité des insectes est fortement influencée par les conditions ambiantes. Alors, quand le pic de chaleur

n'est pas atteint et que les températures sont favorables les insectes sont plus actifs et de même pour la chasse chez les oiseaux. Dans l'étude de (Olsson., 1995), la chasse de la Pie-grièche écorcheur atteint 33% par temps ensoleillé contre seulement 8% lors d'un ciel couvert. Les conditions microclimatiques peuvent aussi affecter la fréquence de nourrissage des jeunes. Lors d'un temps favorable l'intervalle sera plus court alors que lors de vent fort et de végétation humide, il sera plus long (Olsson, 1995).

En revanche, il existe d'autres habitats modifiés par l'homme qui semblent moins propices à l'installation des invertébrés comparés aux habitats agricoles. Dans l'étude de (Titeux *et al.*, 2015) les arthropodes présents dans les coupes à blanc dans les plantations d'Epicéas étaient bien moins abondants comparé aux arthropodes des terres agricoles. Une coupe à blanc aurait de fort impact sur les ressources écologiques et les conditions abiotiques, créant un habitat fortement homogène et ralentissant la colonisation de certains invertébrés comme les coléoptères et les araignées. Les auteurs constatent d'ailleurs, des contraintes microclimatiques plus fortement occasionnées par une coupe à blanc forestière que par les terres agricoles. Ce genre d'habitat occasionne de grands changements dans la répartition et dans l'abondance des communautés et pourrait renforcer le déclin des oiseaux des terres agricoles.

L'humidité varie en fonction du contexte paysager, la densité du couvert végétal et le type de végétation qui peut à son tour faire varier les communautés d'invertébré (Harte *et al.*, 1996 ; Suggitt *et al.*, 2014). Une densité faible de la végétation peut entraîner une augmentation de la température, une surchauffe des organismes et donc produire une probable perte en eau et une plus forte sensibilité à la dessiccation chez les espèces (Gardiner & Hassal, 2008). De plus, l'activité des arthropodes pourrait ne pas être très élevée pendant les saisons chaudes puisque des températures élevées corrélées à un déficit en eau pourrait réduire leur activité (Prinzing, 2005). Le type de végétation peut donc aussi faire varier l'humidité, une forêt comparée à une pâture aura un couvert végétal plus important et les températures dans un environnement forestier y seront plus basses, ce qui est bénéfique à de nombreux organismes comme aux collemboles (Heiniger *et al.*, 2015). Les espèces forestières sont donc susceptibles d'être moins abondantes ou même absentes dans les habitats avec moins de végétation comme les pâturages, ne supportant pas les conditions climatiques de cet habitat même si certains auraient une préférence pour le régime alimentaire des pâtures (Heiniger *et al.*, 2015). Le microclimat serait donc un facteur qui façonne les espèces forestières mais moins les espèces des pâturages qui semble plus affectées par la compétition et les ressources trophiques (Heiniger *et al.*, 2015). Mais les ressources trophiques se verront à leurs tours affectées puisque des fortes fluctuations peuvent également dégrader la nourriture (Prinzing, 2005). La

préférence d'habitat est donc gérée en partie par le microclimat mais aussi par la qualité du sol, les changements climatiques et les stress anthropiques des habitats agricoles modifieront grandement les communautés de divers habitats.

1.3) Espèce étudiée : La Pie-grièche écorcheur

L'organisme étudié lors de ce mémoire est la Pie-grièche écorcheur, *Lanius collurio* (Passériformes : Laniidés). *Lanius collurio* hiverne en Afrique australe et migre sur les sites de reproduction dans le Paléarctique occidental (Olsson., 1995). Les mâles arrivent en moyenne deux jours avant la femelle afin de sélectionner un habitat (Hollander *et al.*, 2011). Depuis une dizaine d'années une préférence inhabituelle de ceux-ci est observée. Ils sélectionneraient les espaces ouverts anthropisés tel que les coupes d'épicéas à la place de leurs habitats habituels, les prairies agricoles (Hollander *et al.*, 2011 ; Hollander *et al.*, 2013 ; Titeux *et al.*, 2020). Plusieurs études ont clairement appuyé le fait que ce soit un cas de piège écologique puisque la reproduction de la Pie-grièche écorcheur dans cet habitat est inférieure à celui des paysages agricoles (Hollander *et al.*, 2011 ; Hollander *et al.*, 2013 ; Hollander *et al.*, 2017).

Ce mémoire se concentre sur les différentes gestions des paysages agricoles en elles-mêmes. Les modifications apportées et les divers types de gestions sur ces territoires pourraient être aussi dans certains cas considérés comme piège écologique pour les oiseaux. Beaucoup de facteurs peuvent varier au sein des territoires agricoles, par exemple, la structure, la composition de la végétation et les communautés d'invertébrés qui peuvent varier selon la gestion de la parcelle. Pour sélectionner leur site les Pies grièches sont influencées par la disponibilité en nourriture et la quantité de prédateurs (Hollander *et al.*, 2017). La présence de bons postes d'observation sur le territoire est alors primordiale pour chasser (Olsson, 1995). Son alimentation est composée en grande partie d'invertébrés et plus précisément dans l'étude de (Tryjanowski *et al.*, 2003 ; Goławski *et al.*, 2008), les coléoptères, les hyménoptères et les orthoptères représentent une partie principale de son alimentation. Les coléoptères sont facilement repérables puisqu'ils se laissent automatiquement tomber lorsque l'ombre des oiseaux les surplombent. De même pour les orthoptères qui sont aussi détectables pour les oiseaux dû à leurs sauts lors des déplacements. Le groupe des hyménoptères est sans doute le moins favorisé des trois puisque la capture demande un coût énergétique plus important (Tryjanowski *et al.*, 2003). Dans l'étude de (Hollander *et al.*, 2015), Les Pies grièches semblent moins se fier à la disponibilité de proies mais plutôt à la présence de prédateurs. Elles sont capables d'éviter les zones où les prédateurs de nid sont le plus présent et donc choisir leur habitat

en fonction de ce facteur (Hollander *et al.*, 2015). Mais malgré qu'un habitat semble moins pourvu de prédateur, il n'est pas forcément lié à un succès de reproduction plus élevé. Il faut aussi penser à évaluer la structure et la composition de la végétation pour dissimuler les nids. Il est aussi important de pouvoir se dissimuler lors de l'approvisionnement au nid face aux prédateurs pour ne pas indiquer sa direction. De plus, la disponibilité en proies rentre aussi en compte puisque de longues absences pour chercher la nourriture et ajouté à cela l'augmentation des activités de mendicité, tous ces facteurs peuvent augmenter la révélation du nid (Hollander *et al.*, 2015). Les activités des hommes troublent les organismes en modifiant les habitats, ce qui pousse les espèces à envisager de nouveaux choix qui aboutissent parfois à des pièges pour les espèces. Chez les Pies grièches, le moment de reproduction est aussi un facteur à prendre en compte. Puisque la performance de reproduction semble diminuer parallèlement aux ressources qui s'épuisent elles aussi au fil des saisons en qualité et en quantité. Les premiers individus ont alors un intérêt avantageux à se reproduire de façon précoce pour éventuellement avoir l'occasion de refaire une couvée de remplacement si la première échoue (Hollander *et al.*, 2017).

1.4) Objectifs et hypothèses de l'étude

Grâce au concept d'optimal foraging, il a été constaté que la sélection naturelle favorise les stratégies de recherche de nourriture qui pousse les espèces à faire des compromis entre le temps à chercher de la nourriture et le budget énergétique correspondant aux besoins pour la survie de l'individu (Charnov, 1976). Lorsque l'individu ne trouve plus de proies en abondance sur son territoire, il va mettre plus de temps et d'énergie pour trouver une proie. Il va alors se déplacer vers un autre territoire à proximité dont il connaît déjà la qualité en nourriture (Charnov, 1976). Cependant, la plupart des prairies agricoles sont fortement homogènes, ce qui a pour conséquence de réduire grandement la biodiversité et donc de restreindre la probabilité pour un individu d'obtenir un habitat de bonne qualité avec un faible nombre de compétiteur et de prédateurs déjà présent dans ce milieu (Benton *et al.*, 2003). Si la densité d'espèces a atteint sa limite par rapport au nombre de proies présentes sur le milieu, cela va pousser les individus à parcourir de plus grandes distances pour trouver de la nourriture (Grand., 1997). De plus, comme évoqué précédemment, les terres agricoles étant assez homogènes et la biodiversité se faisant plus rare, cela pourrait encore augmenter le temps de recherche de nourriture pour l'espèce. Les oiseaux des terres agricoles pourraient alors ne plus réussir à trouver un équilibre entre leur budget temps et énergie, et donc voir leur fitness diminuer au vu d'une réduction de leur succès reproductif. Dans une optique de conservation, il est donc

important de comprendre quel type de gestion agricole serait bénéfique pour la Pie-grièche écorcheur. Celle-ci étant en déclin depuis quelques années en raison, d'une part de sa préférence pour les lisières de forêts coupées à blanc précédemment évoqué (Cf : 1.3 Espèce étudiée : La Pie-grièche écorcheur) et d'autre part du fait de l'intensification des pratiques agricoles (Brambilla *et al.*, 2007).

Dans ce mémoire nous voulons déterminer si les différentes gestions des prairies bocagères exercent une influence sur la reproduction de la Pie-grièche écorcheur en fonction de ses proies et du microclimat.

Nous allons commencer par étudier la distribution des ressources nutritives sur un paysage subissant des pressions anthropiques : le paysage agricole. Ce paysage est constitué de prairies fauchées ou non fauchées et de pâtures. La distribution des ressources étant très important pour la sélection d'habitat. Nous nous attendons à ce que l'abondance et la diversité soient plus importantes dans des habitats plus hétérogènes telle que les pâtures de bovin ou les prairies non fauchées comparé à des structures homogènes comme les prairies entièrement fauchées. En effet, l'hétérogénéité permettrait d'obtenir plus d'habitats pour les invertébrés, plus de ressources alimentaires, de minimiser les déplacements pour leurs besoins, ce qui tend à joindre la théorie d'optimal foraging (Benton *et al.*, 2003 ; Roodbergen *et al.*, 2012). De plus, certaines gestions de cette étude sont placées sous Natura 2000, ce qui pourrait amplifier les critères d'abondance et de diversité des proies pour la Pie-grièche écorcheur. En effet, l'unité de gestion numéro 2 (UG2) « Milieux ouverts prioritaires » de Natura 2000, sont des prairies présentant un grand intérêt pour la biodiversité. L'UG3 « Prairies habitats d'espèces » sont des prairies qui abritent des espèces animales protégées à l'échelon Européen et parmi ces espèces la Pie-grièche écorcheur y est présente. Sur ces prairies la fauche est maigre et tardive, le labour interdit et l'ajout d'engrais absent (Natagriwal., 2021).

Puis nous nous intéresserons à l'analyse du microclimat au sein d'un territoire et à observer si il exerce une influence sur l'abondance, la diversité et la biomasse des invertébrés selon la structure de l'habitat. Comme cité auparavant, une structure hétérogène permettrait la création de micro-habitat pour les individus et donc de bénéficier d'un microclimat plus varié (Prinzing, 2005). De plus les insectes de grandes tailles auraient tendance à fuir les habitats homogènes avec peu de végétation lorsque le microclimat devient trop élevé (Gardiner & Hassal, 2008 ; Prinzing., 2005). Nous estimons que le microclimat aurait donc un impact sur la diversité, l'abondance et la biomasse des communautés, surtout lors des pics de chaleur importants.

Enfin, nous finirons par étudier le lien entre les proies, c'est-à-dire, la disponibilité en ressources nutritives et le succès reproducteur chez la Pie-grièche écorcheur. Selon, nos précédentes

hypothèses, l'idée serait que la Pie-grièche écorcheur aurait un meilleur taux de reproduction dans un habitat avec une structure diversifiée. En effet, le microclimat y serait plus varié, il y aurait alors une plus grande abondance et diversité en proies pour la Pie-grièche écorcheur, ce qui pourrait influencer son succès reproducteur.

Chapitre 2 - Matériel et méthode

2.1) Sites d'étude

L'étude se déroulait dans la Région de la Famenne en Belgique, dans les communes de Rochefort, Wellin et Beauraing sur une période de juin à août 2021 (*Figure. 1a et b*).

La commune de Rochefort est définie par une surface de 16 527 hectares. C'est la commune wallonne comportant la superficie la plus importante de sites Natura 2000. 6,2 % sont des terrains artificialisés, 4,6 % sont des terrains de nature inconnue et 89,2 % sont des terrains non artificialisés dont 12,0 % de terres cultivées, 31,2 % de prè et pâture et 42,9 % de forêts, bois et production de sapins (*Fiche d'utilisation du sol. Commune de Rochefort. cpdt Wallonie. 2008*).

La commune de Beauraing est définie par une surface de 17 455 hectares. 4,3 % sont des terrains artificialisés, 3,2 % sont des terrains de nature inconnue et 92,5 % sont des terrains non artificialisés dont 19,7 % de terres cultivées, 26,6 % de prè et pâture et 44,3 % de forêts, bois et production de sapins (*Fiche d'utilisation du sol. Commune de Beauraing. cpdt Wallonie. 2008*).

La commune de Wellin est quant à elle définie par une surface de 6 751 hectares. 3,3 % sont des terrains artificialisés, 3,6 % sont des terrains de nature inconnue et 93,1 % sont des terrains non artificialisés dont 15,5 % de terres cultivées, 17,9 % de prè et pâture et 55,9 % de forêts, bois et production de sapins (*Fiche d'utilisation du sol. Commune de Wellin. cpdt Wallonie. 2008*).

La thèse de madame Suzon Rondeaux, doctorante à l'Université Catholique de Louvain-la-Neuve portant sur le succès reproducteur de la Pie-grièche écorcheur en milieu bocager a permis la sélection aléatoire des sites d'étude.

Les observations préalablement effectuées sur une centaine de couples ont donné lieu à un total de 26 sites avec comme condition 13 sites Natura 2000 et 13 sites hors Natura 2000, tous se situant à l'intérieur d'un rayon de 7 km autour du Château de Lavaux-Sainte-Anne.

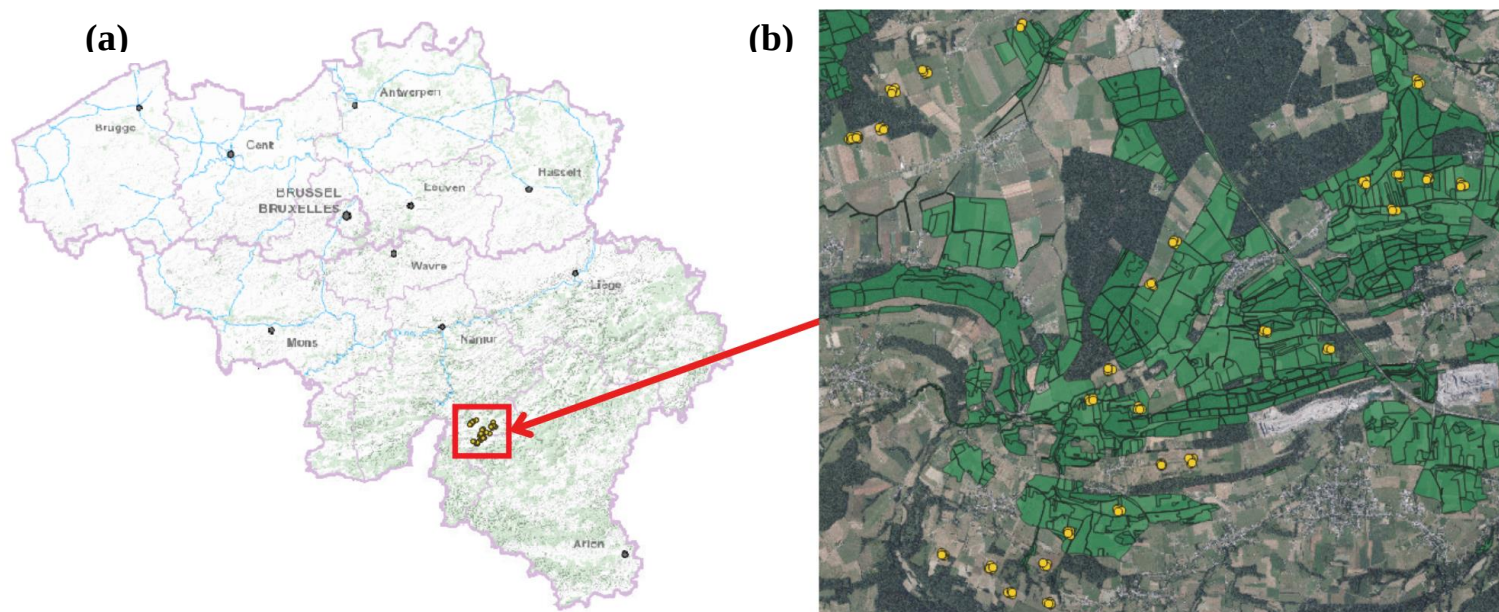


Figure 1 : (a) : localisation du site d'étude sur la carte de la Belgique, (b) : Zoom sur la localisation des sites d'étude dans les communes de Rochefort, Beauraing et Wellin. Les surfaces vertes représentent les zones Natura 2000, les points jaunes représentent les sites d'études.

2.2) Récolte des données

La Pie-grièche écorcheur a besoin d'un apport important en insectes lors de la reproduction, de l'apparition des œufs et lors du développement des jeunes. Nous trouvions intéressant d'observer l'abondance et la diversité des insectes présents sur les différentes gestions lors de ces trois étapes. Les mâles arrivent généralement sur le site de reproduction de fin avril à fin mai, en moyenne deux jours avant les femelles (Olsson., 1995). De mai à juillet se passe la saison de reproduction pour aboutir à la couvée. Il faudra par la suite attendre 14 jours avant que les œufs n'éclosent puis 7 jours pour que les oisillons sortent du nid pour se déplacer et essayer de chasser par eux-mêmes.

Pour être certain de recouvrir toutes les étapes de la reproduction de la Pie-grièche écorcheur l'échantillonnage s'est déroulé en session continue du 1^{er} juin au 12 août. L'arrivée tardive des Pies grièches est expliquée par l'apparition d'une vague de froid tardive lors de l'année 2020-2021. De ce fait, l'expérimentation a commencer en juin à la place d'avril.

Le principe général de cette étude consistait à prélever et/ou à identifier directement invertébrés présents sur les 26 sites. Puis, à relever la température et l'humidité sur chaque terrain à l'aide d'une sonde thermique. Une journée d'observation type commençait à 8h00 pour se finir à 17h00. Une pause entre 13h00 et 14h00 était primordiale pour éviter les heures les plus chaudes de la journée, afin de limiter le biais dû aux températures élevées sur les insectes. Nous sommes passé 5 fois sur chaque site tout en essayant de faire cela le plus aléatoirement possible. Nous avons tout même veillé à avoir un équilibre entre les sites visités le matin et ceux l'après-midi. C'est-à-dire, au moins deux répliques le matin et deux l'après-midi pour limiter les biais liés à la journée.

Sur chaque site, 5 points ont été sélectionnés aléatoirement grâce au logiciel QGIS tout en veillant à rester dans la zone d'alimentation de la Pie-grièche écorcheur. Les points étaient espacés de 10 mètres minimum pour éviter toute interférence entre eux (*Figure.2*). Sur ces points, l'échantillonnage des ressources nutritives et la récolte des données thermiques et hygrométriques ont pu être réalisées.

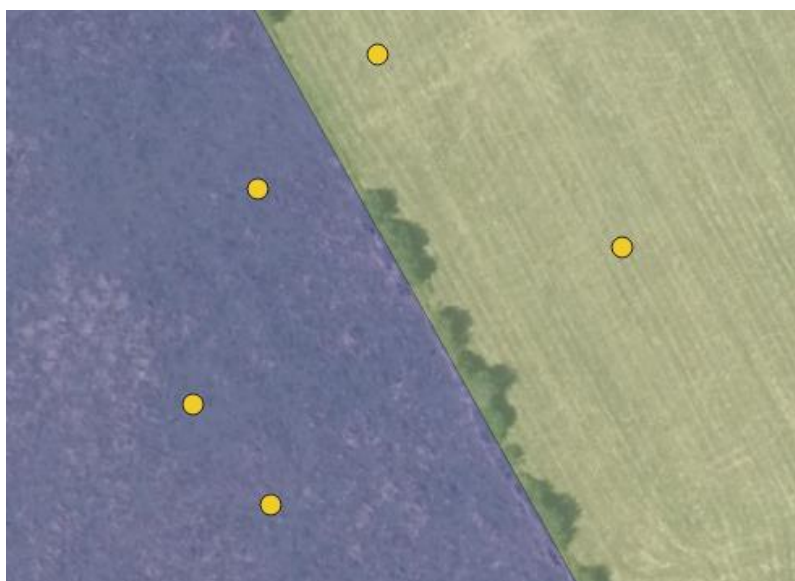


Figure 2 : Les cinq points jaunes représentent les points d'échantillonnages sur un site. Les surfaces colorées représentent les gestions, la zone bleue (à gauche) est une pâture et la zone verte (à droite) est une prairie de fauche.

2.2.1) Echantillonnage des ressources nutritives

Afin d'estimer la disponibilité en ressources nutritives à l'échelle du territoire, trois méthodes furent mises place. N'ayant pas eu l'autorisation de prélever les invertébrés sur les territoires Natura 2000,

nous avons dû réfléchir à d'autres options, que nous avons appliquées sur tous les sites afin d'avoir des données standardisées.

- 1) Le « **biocénomètre** » pour le comptage et l'ordre de grandeur des orthoptères (*Figure.4a*) (Tryjanowski *et al.*, 2003). Une enceinte de 1 à 3 m² a été placée au sol, dès lors placée, les orthoptères se posent sur les parois de l'enceinte et il est alors facile de les compter. Cette méthode possède plusieurs avantages : elle est peu coûteuse, sa disposition est rapide et elle permet de réaliser le comptage des orthoptères, qui est un taxon clé de cette étude, sans leur porter préjudice. Ce piège ne concernant que les orthoptères, il est nécessaire d'utiliser des méthodes de capture complémentaires pour les autres invertébrés.
- 2) Le « **comptage et l'identification** » pour les insectes volants (dont les hyménoptères). Cette étape avait lieu tout en restant à proximité du biocénomètre. Il suffisait d'observer l'environnement aux alentours de notre point d'échantillonnage et de noter l'ordre des espèces observées et être le plus précis si possibilité il y avait.
- 3) La capture active au filet « **sweep netting** » pour les invertébrés. Dix coups de filet aller-retour à proximité du biocénomètre (*Figure. 4b*). Puis les invertébrés ont été placés dans des tubes de collecte remplis d'alcool dénaturé. Le numéro du site, le numéro du quadrat et la date étaient inscrits sur chaque tube (*Figure. 4c*). Cette partie était différente sur les sites Natura 2000. Nous procédions de la même manière avec le filet mais par la suite les invertébrés n'étaient pas placés dans un tube d'alcool, à la place ils étaient pris en photo puis relâchés (*Figure. 3*).



Figure 3 : photos d'espèce prises au filet sur les sites Natura 2000. A gauche : Malachie à deux points, *Malachius bipustulatus* et à droite : Punaise des baies, *Dolycoris baccarum*.

Ces trois méthodes sont basées sur les préférences de la pie-grièche écorcheur dont le régime principal serait composé à 97,7 % de coléoptères, des hyménoptères et des orthoptères (Tryjanowski *et al.*, 2003). Selon cette même étude, 51 % des proies étaient des coléoptères, 22 % des hyménoptères, 12,9 % des orthoptères et 7,2 % des hétéroptères. Pourtant selon une étude de (Golawski., 2006) les proportions seraient de 83,6 % de coléoptères, 8 % d'hyménoptères et 3,8 % d'orthoptères. La Pie-grièche écorcheur utilise une stratégie de chasse peu couteuse en énergie qui consiste à s'asseoir et attendre sur des postes d'observation ou des perchoirs pour capturer les coléoptères et les orthoptères (Morelli *et al.*, 2016). Comme précédemment évoqué les coléoptères ont tendance à se laisser tomber lorsqu'ils aperçoivent un oiseau, les rendant facilement détectable par les prédateurs. Les hyménoptères, sont quant à eux beaucoup plus mobiles ce qui les rends plus couteux en énergie et de ce fait moins importants pour la Pie-grièche écorcheur (Tryjanowski *et al.*, 2003).



Figure 4 : (a) comptage des orthoptères à l'aide du biocénomètre, (b) capture des invertébrés avec le filet fauchoir, (c) photo de droite : pots contenant les invertébrés prélevé grâce au filet.

2.2.2) Données sur les ressources nutritives

Chaque invertébré capturé au filet a été identifié jusqu'à l'ordre ou à la famille, plus rarement jusqu'au genre à l'aide de guide de détermination (Nouvel atlas d'entomologie : Les diptères de

France, Belgique, Suisse par Seguy, E ; Les insectes d'Europe par Michael Chinery ; le guide photo des araignées et arachnides d'Europe par Heiko Bellmann). Puis mesuré en longueur à l'aide de papier millimétré (Figure. 5). L'entièreté du corps a été mesurée sans prendre en compte les antennes, pattes et ailes qui peuvent être très variables ou fréquemment endommagées ou courbées. La taille étant corrélée avec le poids, on utilise la longueur comme mesure de taille et de poids.

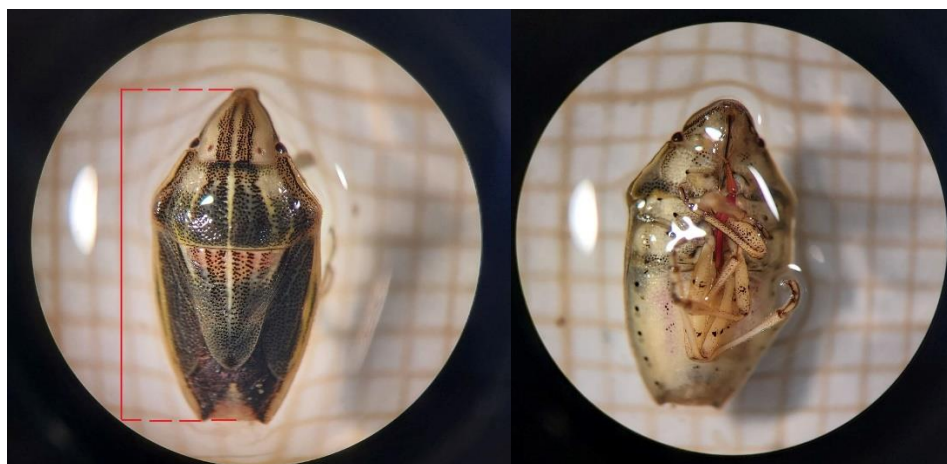


Figure 5 : Prise de la mesure de la punaise des céréales, *Aelia acuminata*, capturée au filet.

Concernant les orthoptères qui étaient directement comptés sur le terrain. Eprouvant des difficultés à différencier les sous-ordres lorsqu'ils étaient très nombreux sur le biocénomètre, nous avons créé en plus de la catégorie « nombre », des catégories se référant à la taille « petit » étant inférieur à 15 mm, « moyen » entre 15 et 40 mm et « grand » supérieur à 40 mm.

Pour faire le lien entre les proies et la Pie-grièche écorcheur une catégorie portant sur l'intérêt de l'oiseau a été créée. Nous partons du principe que tous les orthoptères et les insectes volants identifiés sur le terrain avaient un intérêt certain pour la Pie-grièche écorcheur. Cependant, pour les invertébrés capturés au filet, nous n'avons pas trouvé de sources d'informations sur la taille minimale des invertébrés capturaient par la Pie-grièche écorcheur. De ce fait, nous avons défini de façon arbitraire que seul ceux au-dessus de 0,5 cm pouvaient commencer à être qualifié de ressource intéressante pour l'espèce.

2.2.3) Récolte des données thermiques et hygrométriques

La température et l'humidité sont des facteurs qui peuvent fortement varier à l'échelle du paysage, surtout dans les prairies bocagères où les gestions défilent au cours des saisons. Les invertébrés pourraient alors être impactés par ces facteurs en termes d'abondance et de diversité créant ainsi un microclimat. Pour tester cet impact, nous avons mesuré la température et l'humidité à l'aide d'une sonde thermique (Brannan Thermometers Humidity & Temperature Meter).

Dans un premier temps, la sonde était placée à hauteur d'homme dans chaque quadrat pour récolter les mesures de température et d'humidité ambiante. Nous avons veillé à ce que la sonde soit toujours exposée au soleil afin de garder une méthode homogène tout au long de l'étude et pour obtenir les réelles données de températures. Puis la sonde était placée au sein de la végétation pour mesurer la température et l'humidité présente dans celle-ci.

2.2.4) Informations sur le paysage

Les sites d'études se déroulant sur des prairies bocagères, nous pouvions facilement retrouver différents types de gestion sur un même site. De même que les gestions étaient variables au fur et à mesure des mois. C'est-à-dire, qu'une prairie non fauchée finissait parfois par être fauchée, une prairie pouvait accueillir des bovins et donc devenir pâture. Des catégories de type variable concernant l'occupation du sol ont donc été créées et complétées à chaque passage sur le terrain. Elles reprennent 57 % de prairies non fauchées (*Figure. 6a*), 26 % de prairies fauchées (*Figure. 6b*) et 17 % de pâtures (*Figure. 6c*). Pour compléter ces informations, la hauteur de la végétation a été relevée à chaque passage sur les différents sites.

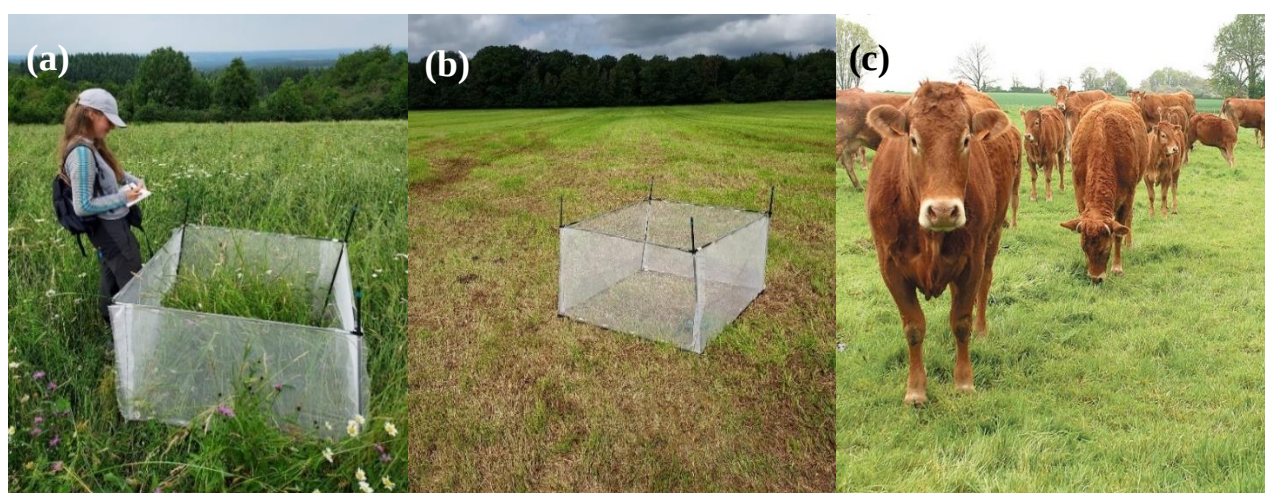


Figure 6 : Différents types d'occupation du sol, catégories de type variables. (a) : prairie non fauchée, (b) : prairie fauchée, (c) pâture.

Pour étudier la phénologie sur les invertébrés due aux changements de gestion, des catégories de type fixe ont été créées, elles gardent la même valeur tout au long du terrain. Elles comprennent, 45 % de prairie fauchée tardivement, 29 % de prairie fauchée précocement, 15 % de pâture et 11 % de prairie non fauchée.

2.3) Analyses statistiques

Le logiciel R a été utilisé pour l'ensemble des analyses statistiques.

Les analyses furent réalisées de manière séparée pour les données obtenues par capture au filet des invertébrés, par comptage des orthoptères grâce au biocénomètre et par comptage des insectes volants. La démarche a commencé en visualisant les données de manière globale par rapport aux gestions puis à se spécifier sur des taxons ayant un intérêt à la Pie-grièche écorcheur.

Pour cette étude, des modèles linéaires mixtes généralisés comprenant à la fois des facteurs fixes et aléatoires ont été utilisés avec le package glmmTMB. Le glmmTMB a pour caractéristique d'avoir la combinaison de la vitesse, de la flexibilité et de la similarité de son interface avec lme4. Il est aussi très flexible pour les modèles de comptage puisqu'il peut contrôler l'inflation des zéros lors des analyses statistiques. Enfin, des tests de corrélations entre certains facteurs explicatifs ont également été réalisés afin de s'assurer de l'indépendance de ceux-ci.

Une grande partie des analyses comprenait le facteur « session » pour prendre en compte la date. Les facteurs « quadrat » et « site » comme facteurs fixes ainsi noter dans le modèle : (1|N_quadrat/Site), le modèle étant hiérarchisé. Les inflations de zéro ont été contrôlées grâce à la formule « ziformula = ~1 » dans les analyses de glmmTMB.

Concernant la diversité spécifique des invertébrés, l'indice de diversité Shannon sur l'ordre et les familles (Nolan & Callahan., 2006 ; Peet., 1975) a été réalisé. Cet indice prend en compte le nombre d'espèces de ce milieu (richesse spécifique) et la répartition des individus au sein de ces espèces (équitabilité spécifique).

Chapitre 3 - Résultats

Au total, 25511 invertébrés ont été collectés au filet puis identifiés à la loupe binoculaire, 10721 insectes volants ont été identifiés sur le terrain et 7809 orthoptères ont été dénombrés. Le plus haut pourcentage appartient aux insectes (80,11%), suivi des collemboles (16,29%), des arachnides (3,56%) et des crustacés (0,03%). L'identification a amené à 16 ordres différents dont les Diptera (44,76%), les Hémiptera (20,41%), les Collembola (16,29%), les Coleoptera (5,04%), les Lépidoptera (4,76%), les Araneae (3,54%) et les Hymenoptera (3,04%) qui sont les plus représentés. Concernant la taille, l'ordre des dermaptères est le plus important avec 19,57% de la taille totale suivi par les isopodes (13,51%), les mécoptères (12,84%) et les éphéméroptères (12,06%) (*Tableau. 1 en annexe*).

Si l'on s'intéresse à la taille des orthoptères durant toute la saison, les petits sont les plus présents (67,77%), suivi des moyens (31,35%) et des plus grands (0,87%).

Toutes les analyses suivantes réalisées à l'aide d'un GlmmTMB sont présentes en annexe dans un tableau récapitulatif (*Tableau. 2 en annexe*).

3.1) Les variations entre les gestions

3.1.1) Les invertébrés

3.1.1.1) Relation entre le nombre d'invertébrés et la gestion du sol

Lors de la saison de terrain, les invertébrés, les données thermiques et hygrométriques ont été échantillonnés sur un total de 110 pâtures, 167 prairies fauchées et 373 prairies non fauchées. La figure 7 présente ces occupations du sol qui peuvent varier en fonction des sessions.

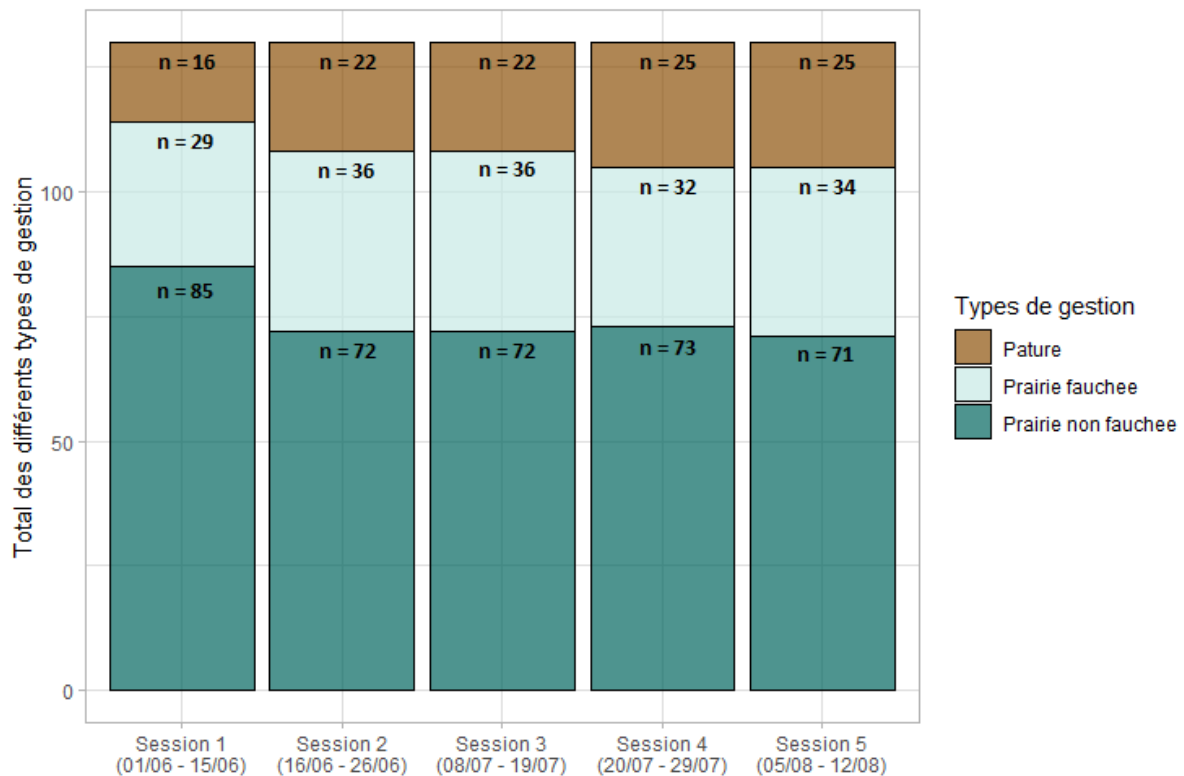


Figure 7 : Cumul des différents types de gestion en fonction des sessions.

La Figure 8 présente la moyenne du nombre d'invertébrés récoltés au filet selon la session et permet la comparaison selon les différents types de sol rencontrés. On constate que le nombre moyen d'invertébrés va plus ou moins varier au cours des sessions (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 278.053$, $P < 0.001$) et il s'élève dans les pâtures. Les prairies fauchées sont quant à elles plus élevées en début de session puis diminuent par la suite. Les prairies non fauchées gardent la même tendance au cours des mois mais comportent en moyenne moins d'invertébrés que les autres gestions. A l'aide d'un GlmmTMB nous avons analysé la variable « nombre d'invertébrés récoltés » par rapport à la variable « hauteur de la végétation ». Il en ressort que la hauteur de la végétation est corrélée au nombre d'insectes présents (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 3.126$, $P = 0.077$).

L'annexe 1 reprend exactement les mêmes données mais cette fois-ci en fonction de la gestion sur toute la saison. Elle permet de diviser les prairies fauchées en deux catégories qui sont la fauche précoce et la fauche tardive. Dans cette figure un nombre important d'invertébrés s'élève dans les pâtures à partir de la deuxième session. Puis, dans les fauches précoces, le nombre d'individus augmente jusqu'à la troisième session et finit par diminuer légèrement. Concernant les parcelles de fauches tardive et les prairies non fauchées, la figure indique sensiblement les mêmes taux sauf à la première session où les prairies non fauchées sont 45 % plus élevées que les sites à fauche tardive.

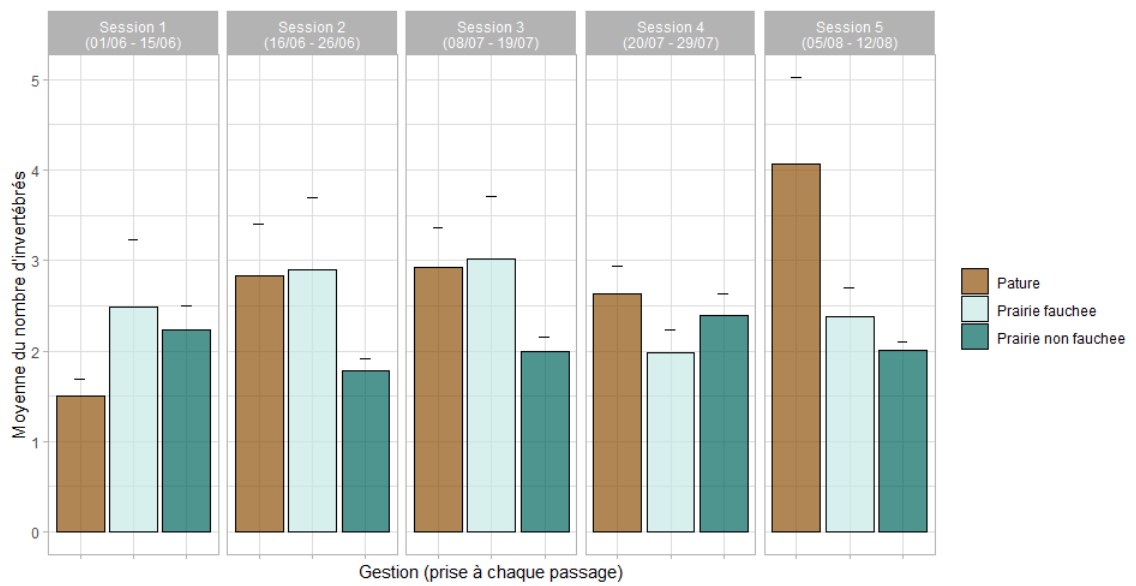


Figure 8 : Moyenne des invertébrés récoltés lors de chaque session en fonction de la gestion relevé à chaque passage. Méthode de récolte via un filet. Moyenne $\pm$ erreur-type. La catégorie « Autres » contient l'ordre des : Thysanoptera, Collembola, Dermaptera, Ephemeroptera, Isopoda, Ixodida, Mecoptera, Neuroptera et les sarcoptiformes.

La figure 9 reprend les groupes principaux récoltés sur le terrain et permet la comparaison avec les différents types de gestion. L'abondance est plus élevée dans les pâtures pour tous les hémiptères et les diptères. Pour les coléoptères, araignées et hyménoptères, ils sont plus nombreux dans les prairies non fauchées. Les prairies fauchées ont certainement un taux très élevé dû aux collembolés présents dans la catégorie « Autres ».

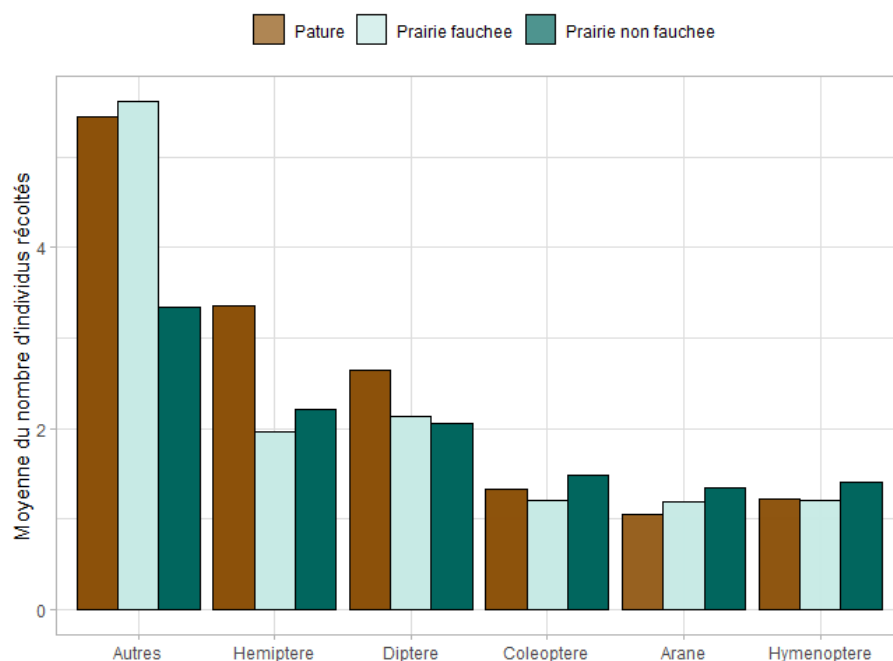


Figure 9 : Moyenne du nombre des groupes principaux récoltés via un piégeage au filet.

En plus de la taille de la végétation et de la session, il est intéressant d'inclure le facteur « Natura 2000 » (Natura 2000 ou hors Natura 2000) aux analyses afin de vérifier si le nombre d'insectes n'est pas influencé par ces sites naturels ou semi-naturels. Le nombre d'invertébrés varie selon le type de réseau (Figure. 10 ; goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 12.916$, $P < 0.001$) mais il est plus important sur les sites hors Natura 2000 que sur les sites Natura 2000.

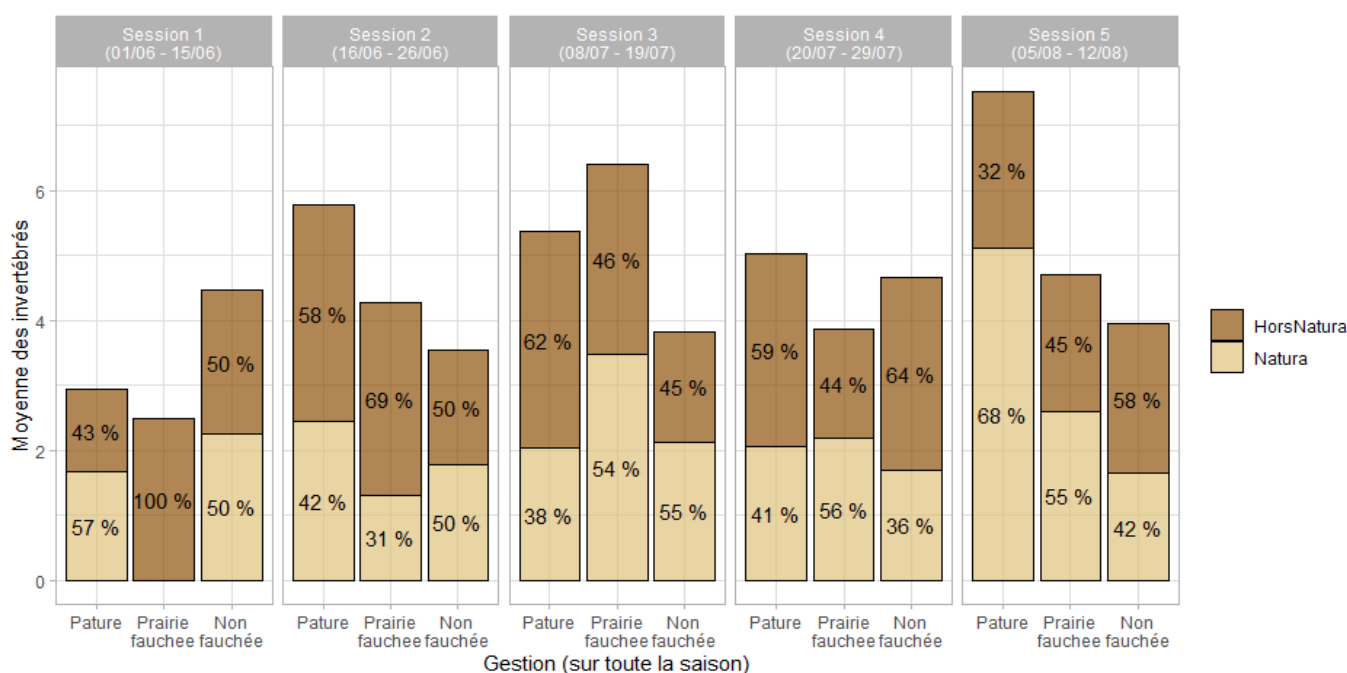


Figure 10 : Evolution des individus récoltés en fonction de la gestion prise à chaque échantillonnage. La partie marron clair représente les sites hors Natura 2000 et la partie marron foncé représente les sites Natura 2000. Récolte via un piégeage au filet.

3.1.1.2) Relation entre la diversité spécifique et le type de gestion

Les figures 11 et 12 représentent la diversité spécifique en fonction des types de gestion. Cette diversité a été calculée grâce à l'indice de Shannon, qui prend en compte le nombre d'espèces d'un milieu donné (richesse spécifique) et la répartition des individus au sein de ces espèces (équité spécifique). Si l'indice est homogène (constitué d'une seule et même espèce), alors l'indice $H' = 0$. Concernant la figure 11, le score a été calculé selon l'ordre des invertébrés et la diversité spécifique apparaît plus hétérogène dans les prairies non fauchées, puis dans les pâtures et enfin dans les prairies fauchées. Grâce au test de comparaison par paire nous constatons une différence significative entre les prairies non fauchées et les pâtures (pairwise wilcox test : $df = 2$, $P = 0.0065$)

et entre les prairies non fauchées et les prairies fauchées (pairwise wilcox test : $df = 2$, $P < 0.001$). Et cette tendance se prononce sur la figure 12 avec le score de Shannon selon la famille des invertébrés avec une différence significative entre les prairies fauchées et non fauchées (pairwise wilcox test : $df = 2$, $P < 0.001$). Ce modèle de la diversité en fonction du facteur de la gestion (prairie fauchée, prairie non fauchée, pâture) dénonce un effet prononcé de celles-ci (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 32.306$, $P < 0.001$) pour la figure 9 et pour la figure 10 (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 63.613$, $P < 0.001$).

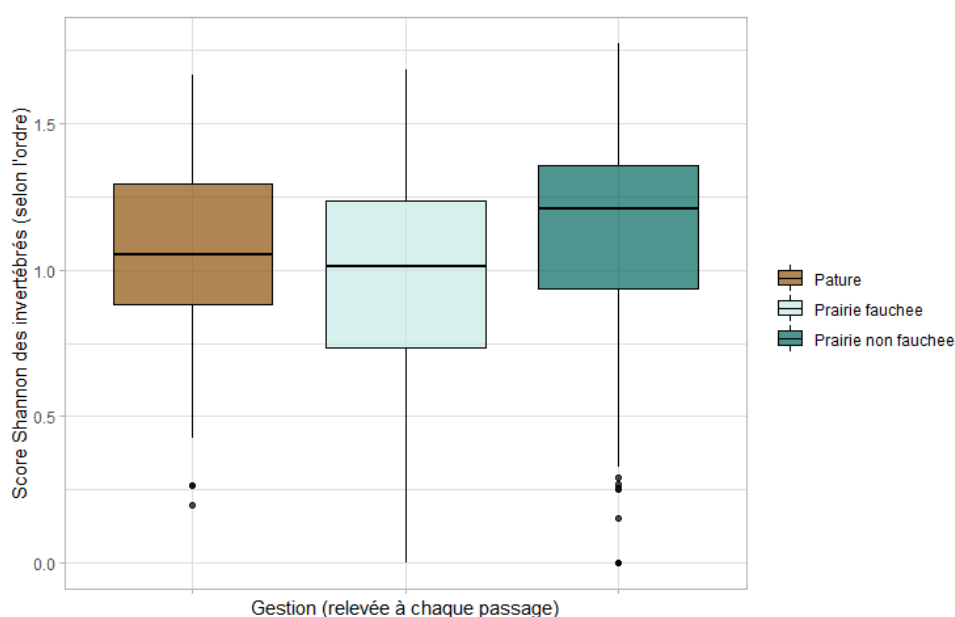


Figure 11 : Boîtes à moustaches du score Shannon à partir de l'ordre des invertébrés en fonction des gestions.

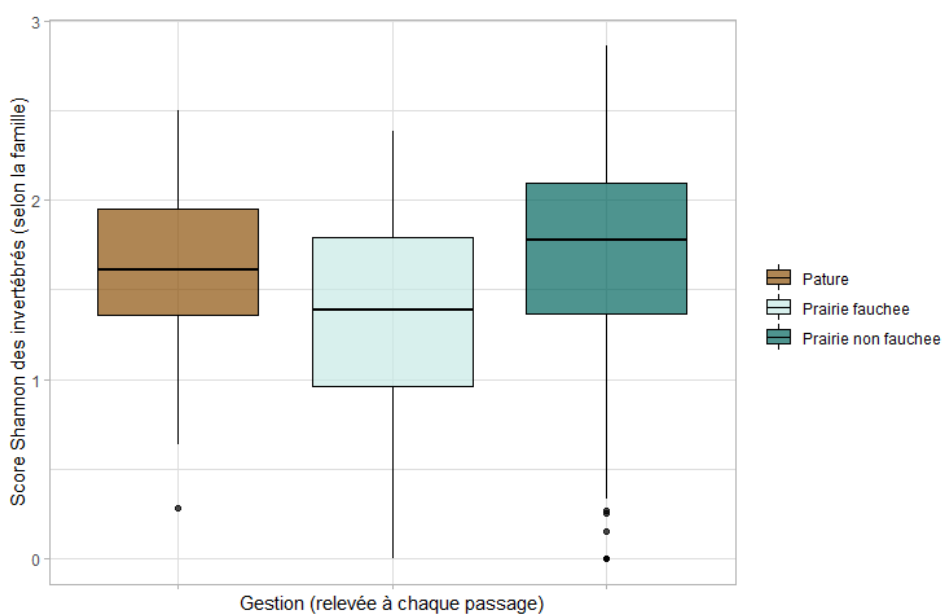


Figure 12 : Boîtes à moustaches du score Shannon réalisé selon la famille des invertébrés en fonction des gestions.

3.1.1.3) Relation entre la taille des invertébrés et la hauteur de végétation

Les invertébrés ayant été capturés à l'aide de la méthode au filet ont pu être mesurés. La figure 13 présente la taille de ceux-ci en centimètres en fonction de la hauteur de la végétation en centimètres également. La courbe dévoile qu'une végétation courte, hébergerait des individus de taille peu élevée. Cependant, lorsque la hauteur de végétation augmente, c'est-à-dire entre 80-90 cm, la taille des individus est plus importante. Il y a une relation linéaire significative entre la variable taille des invertébrés en fonction de la variable de la hauteur de végétation (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 48.879$, $P < 0.001$).

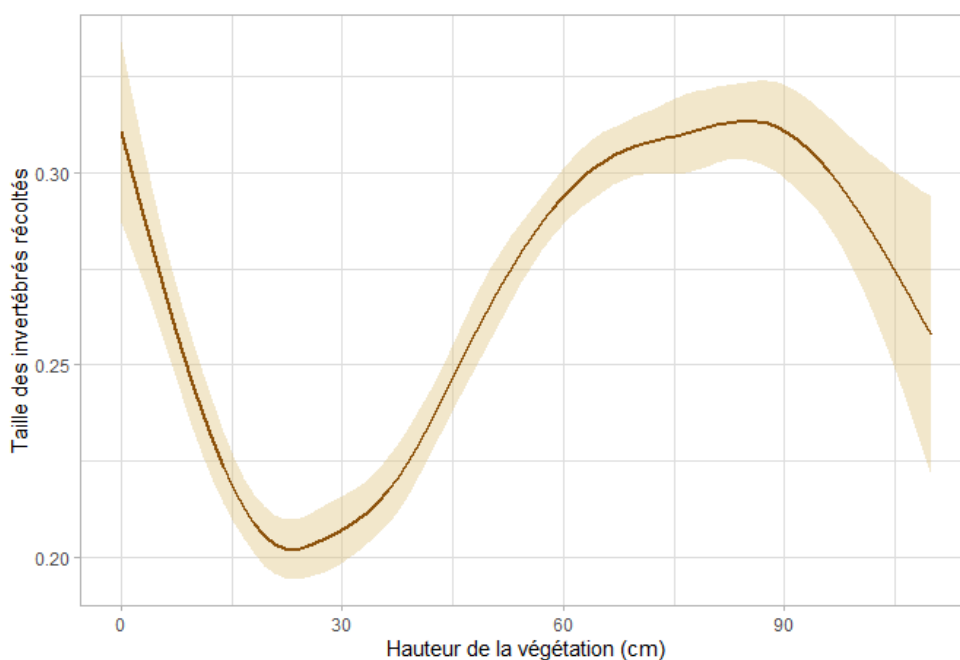


Figure 13 : Taille des invertébrés récoltés en fonction de la hauteur de la végétation (en cm) via un piégeage par filet.

3.1.2) Les insectes volants

Concernant la partie sur les insectes volants, ni l'analyse de la diversité, ni l'analyse de la taille, n'ont été réalisées. D'une part, en raison de l'imprécision sur l'identification des insectes qui n'a été réalisée que jusqu'à l'ordre et du fait que ces mêmes insectes n'ont pas été mesurés puisqu'ils

n'ont pas été récoltés. De ce fait, il en va de même pour la partie 3.2.2 sur la relation entre les insectes volants et le microclimat, la diversité et la taille ne seront pas analysés.

3.1.2.1) Relation entre le nombre d'insectes volants et la gestion du sol

La figure 14 sur les insectes ailés nous indique qu'il y a une augmentation du nombre au cours des sessions et qu'ils deviennent plus nombreux dans les pâtures. Cette même tendance était déjà constatée précédemment pour les insectes capturés au filet (*Figure. 8*). C'est assez mitigé concernant les prairies fauchées et non fauchées. Les prairies non fauchées présentent un nombre légèrement plus élevé au début puis les prairies fauchées finissent par présenter un nombre plus important lors de la dernière session. Comme les analyses précédentes, les sessions ont un effet sur le nombre d'insectes ailés (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 344.768$, $P < 0.001$), la hauteur de végétation joue aussi un rôle important (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 7.832$, $P = 0.005$).

L'annexe 2, présente la moyenne du nombre d'insectes ailés en fonction de la gestion sur toute la saison. Elle nous indique que les pâtures ont encore le nombre le plus important d'individus. Les parcelles de fauche précoce ont un nombre d'individus qui augmente au cours des sessions et elles deviennent la deuxième gestion avec le nombre le plus élevé en fin de session. Les parcelles de fauche tardive ont un nombre légèrement plus important que les autres gestions en début de session et qui augmente au cours des sessions. Les prairies non fauchées suivent de près les parcelles de fauche tardive mais restent celles avec la présence d'individus la plus faible.

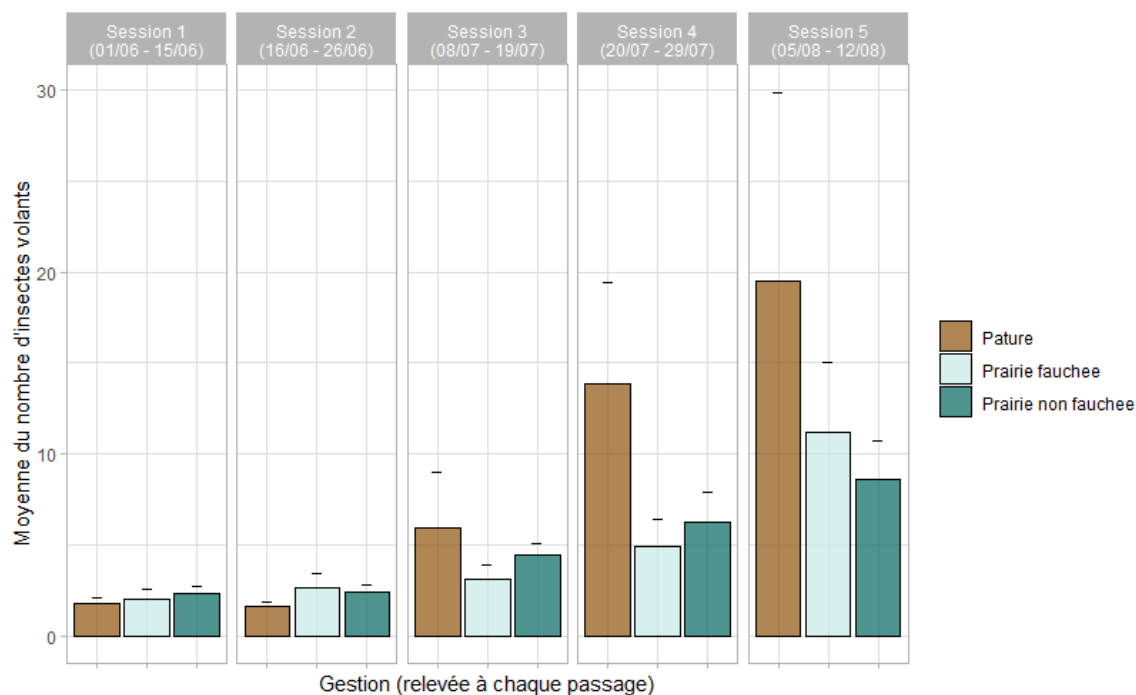


Figure 14 : Moyenne des insectes volants à chaque session en fonction de la gestion sur toute la saison d'échantillonnage via un comptage sur le terrain, n'ayant pas nécessité de capture. Moyenne $\pm$ erreur-type.

La figure 15 nous indique que les diptères est le groupe le plus présent globalement et surtout dans les pâtures. Les coléoptères, lépidoptères et hyménoptères sont plus fréquemment rencontrés dans les prairies non fauchées. Les hémiptères sont plus régulièrement aperçus dans les pâtures mais sont aussi observés dans les autres types de gestion.

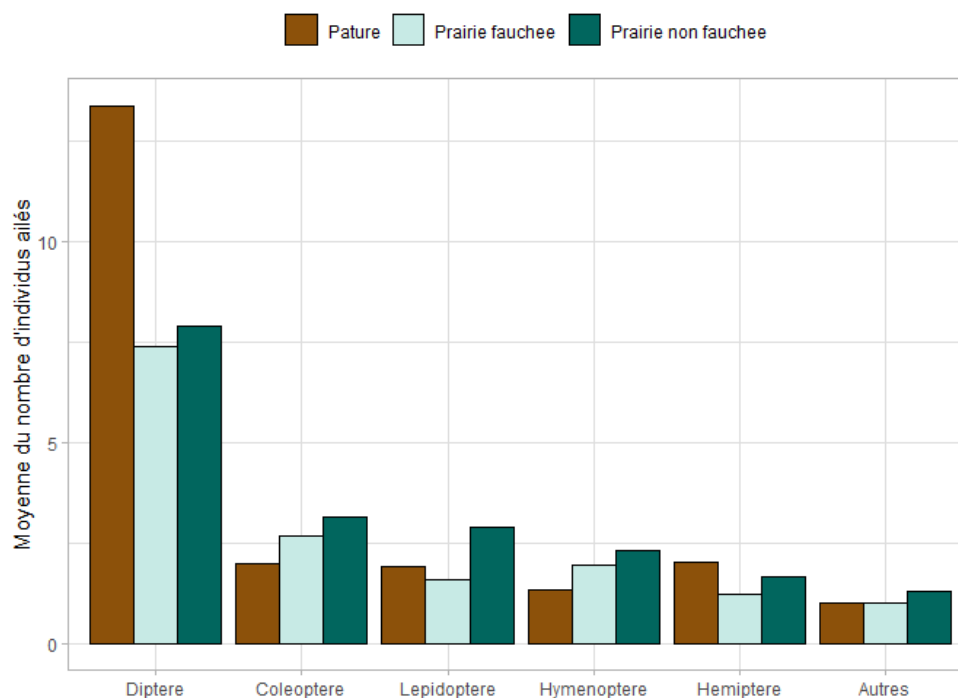


Figure 15 : Moyenne du nombre des groupes principaux via une identification et un comptage sur le terrain.

L'ajout du réseau Natura 2000 permet de remarquer un pourcentage élevé d'insectes dans les pâtures Natura 2000 (Figure. 16). L'ajout du facteur Natura 2000 au modèle précédent, qui reprenait le nombre d'insectes volants en fonction de la hauteur de végétation et de la session révèle de nouveau une interaction avec le type de réseau que ce soit sur un site Natura 2000 ou hors Natura 2000 (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 5.383$, $P = 0.020$).

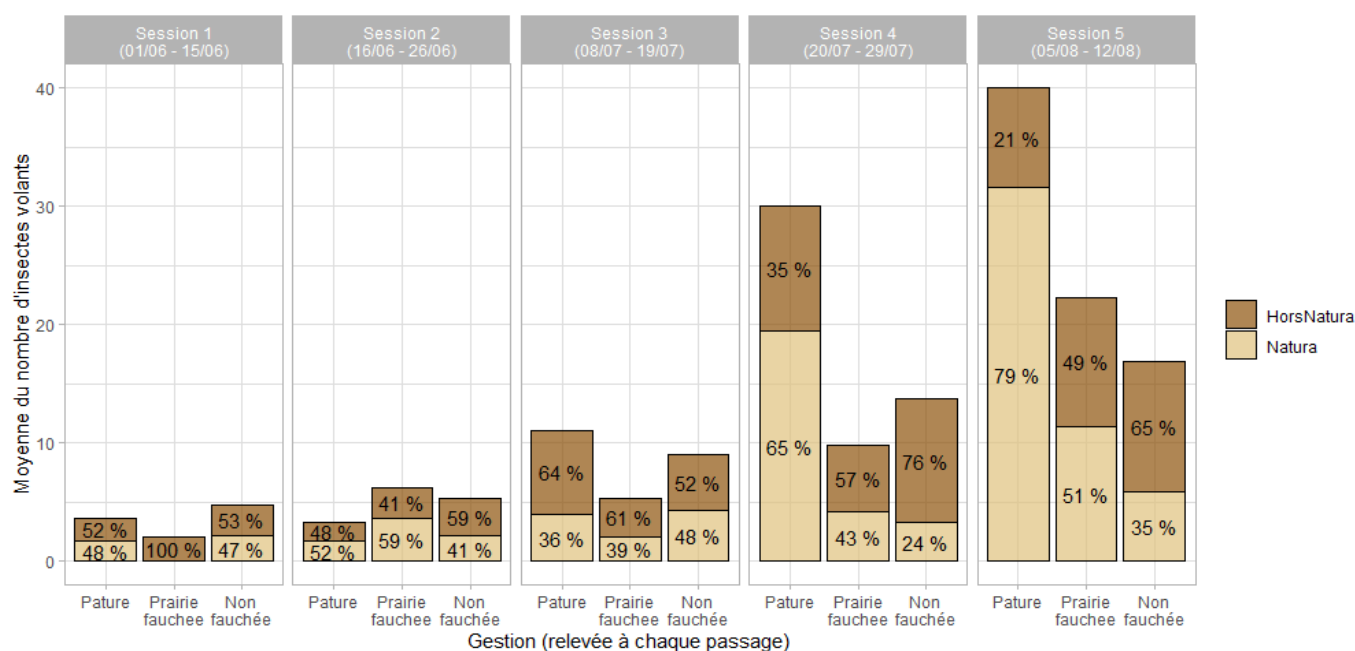


Figure 16 : Moyenne des individus en fonction de la gestion prise à chaque échantillonnage. La partie marron clair représente les sites hors Natura 2000 et la partie marron foncé représente les sites Natura 2000. Sans aucune récolte des insectes, l'identification a été faite à la vue directement sur le terrain.

3.1.3) Les orthoptères

N'ayant que relevé le nombre et la taille des orthoptères dans cette partie, une analyse de la diversité ne sera donc pas réalisée pour ces espèces.

3.1.3.1) Relation entre le nombre d'orthoptères et la gestion du sol

Comme les figures précédentes, l'effet des sessions sur le nombre d'orthoptères semble être présent (Annexe 3 ; goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_4 = 118.655$, $P < 0.001$).

Il est intéressant de poursuivre dans cette direction en ajoutant le type de gestion pour déterminer un lien possible entre le nombre d'orthoptères et l'occupation du sol (Figure. 17). A première vue, la figure ci-dessous nous indique qu'il y a une présence plus forte d'orthoptères durant la session 2 et 3, c'est-à-dire de juin à juillet. Ensuite, en se concentrant sur les gestions, le nombre le plus élevé d'orthoptères se trouve dans les pâtures jusqu'à la deuxième session et finit par être plus important dans les prairies non fauchées à partir de la troisième session. Les prairies fauchées contiennent le nombre le plus faible d'orthoptères au cours des sessions. La variation du nombre d'orthoptères a montré une corrélation avec la hauteur de la végétation (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 3.467$, $P = 0.063$).

L'annexe 4, la moyenne du nombre d'orthoptères en fonction de la gestion sur toute la saison continue à indiquer un nombre important des pâtures de la session 1 jusqu'à la session 2, puis de la fauche tardive en session 3, des prairies non fauchées en session 4 et enfin, des parcelles de fauche précoce en dernière session.

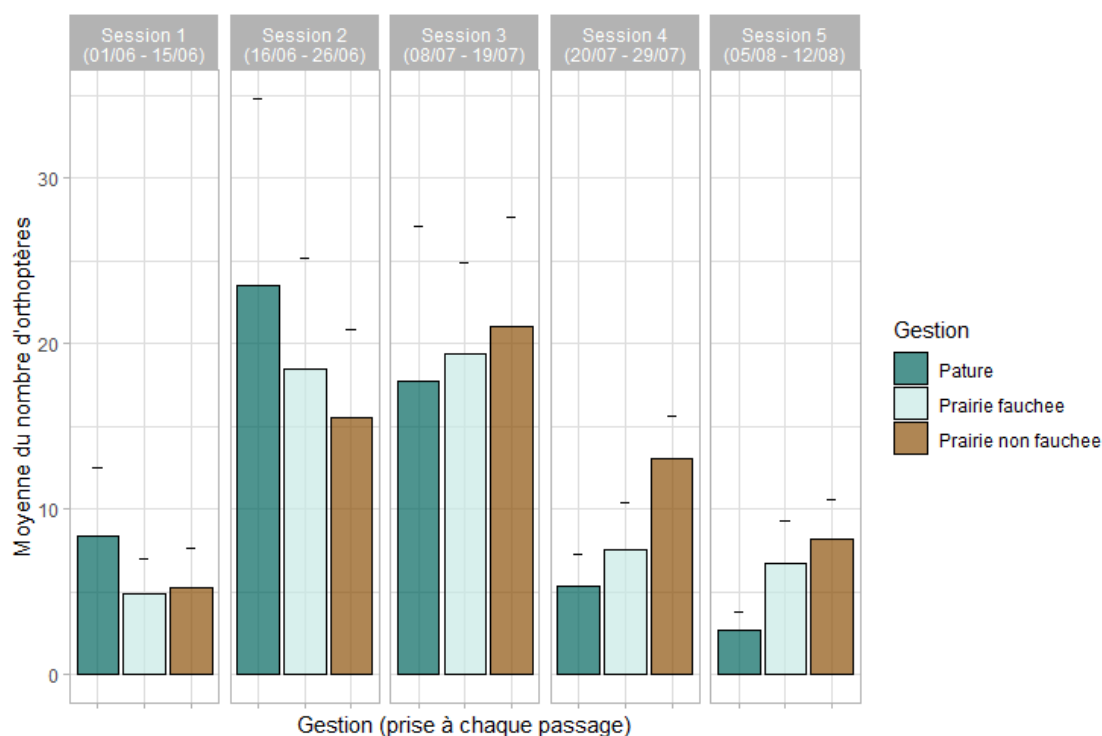


Figure 17 : Moyenne des orthoptères par session en fonction de la gestion prise à chaque passage. Méthode de comptage via un biocénomètre. Moyenne $\pm$ erreur-type.

Avec l'ajout du réseau Natura 2000, la figure 18 reflète un plus haut pourcentage d'orthoptères sur des sites hors Natura 2000. Il y a un effet léger du type de réseau (Natura 2000 ou hors Natura 2000) sur le nombre d'orthoptères (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 3.467$, $P = 7.696e-02$).

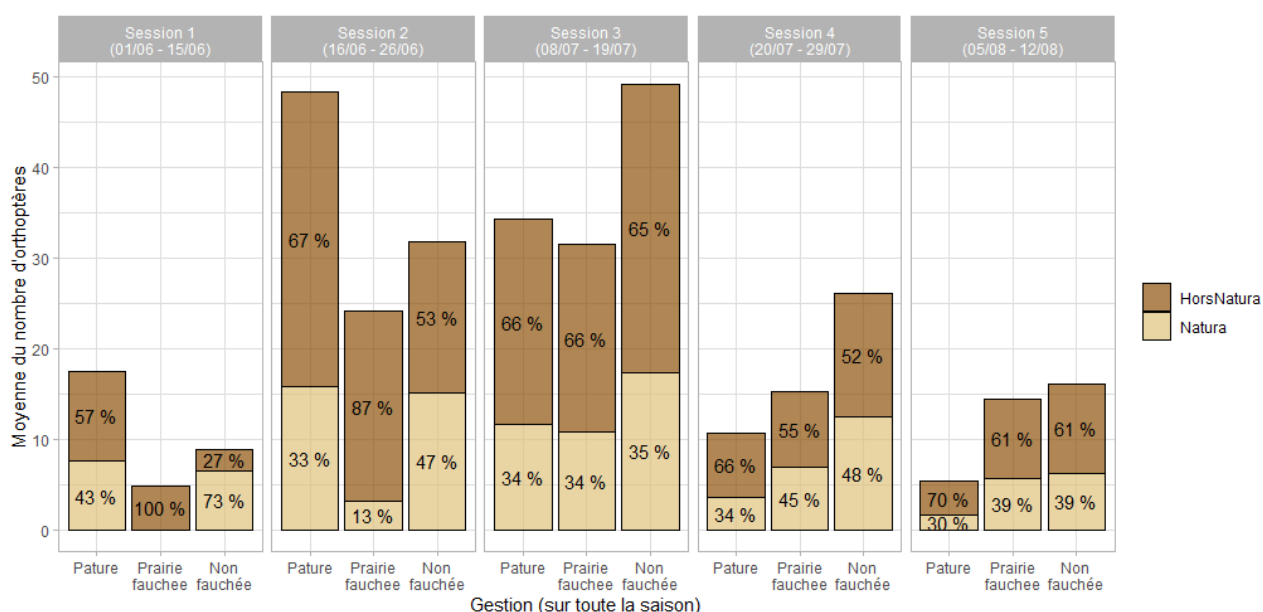


Figure 18 : Moyenne des orthoptères par session en fonction de la gestion relevé à chaque passage. La partie marron clair représente les sites hors Natura 2000 et la partie marron foncé représente les sites Natura 2000. Via une méthode de comptage sur biocénomètre.

3.1.3.2) Relation entre la taille des orthoptères et la hauteur de végétation

La figure 19, présente la moyenne du nombre d'orthoptères en fonction de la gestion au cours des sessions et selon la taille des orthoptères. La forte présence des petits orthoptères comparée aux autres tailles est indéniable, ils sont davantage présents dans les prairies de fauche précoce et dans les pâtures. Les orthoptères de taille moyenne sont globalement moins élevés, mais apparaissent plus souvent dans les pâtures, les fauches tardives et, lors des sessions 4 et 5, dans les prairies non fauchées. Les orthoptères de grande taille étaient très peu présents mais apparaissent le plus dans les prairies non fauchées, fauchées tardivement et dans les pâtures lors de la première session. Il y a un effet marqué de la taille de végétation sur le facteur « taille des orthoptères » (petit, moyen, grand) (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_2 = 21.914$, $P < 0.001$).

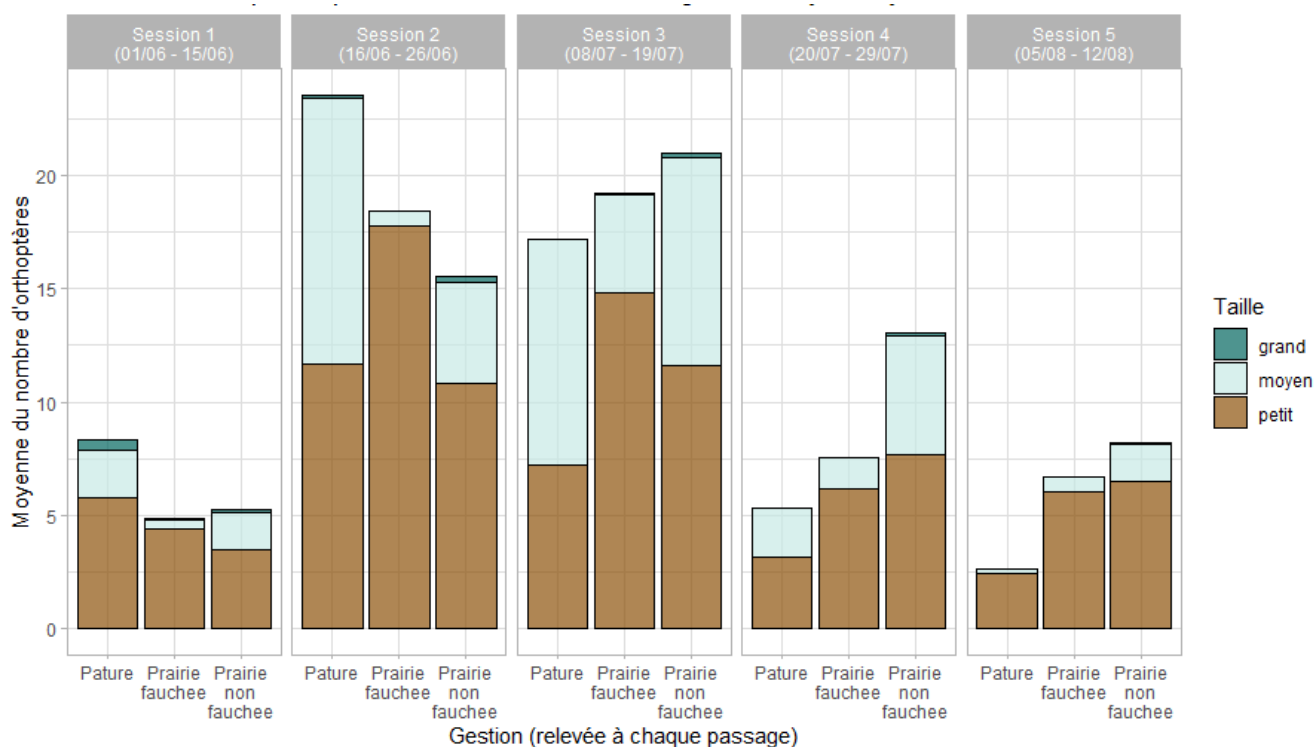


Figure 19 : Moyenne du nombre d'orthoptères par session en fonction de la gestion relevée à chaque passage et de leurs tailles.

3.2) Les variations selon le microclimat

Tout d'abord nous avons réalisé des modèles souhaitant vérifier si il y avait bien une différence significative entre les mesures prises au sol et les mesures prises à hauteur d'hommes ont été testés. Le premier modèle concerne les valeurs de la température en fonction du facteur « niveau de température » c'est-à-dire, température au sol et température à hauteur d'homme. L'analyse s'est révélée être non significative (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 3.066$, $P = 0.080$). Cependant, le modèle concernant les valeurs de l'humidité en fonction du facteur « niveau d'humidité » (humidité au sol et humidité à hauteur d'homme) nous donne un autre résultat. Il nous indique qu'il y a effectivement une différence entre les mesures de l'humidité du sol et les celles relevées à hauteur d'homme, un microclimat de l'humidité relative est alors observé (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 781.02$, $P < 0.001$).

Ensuite, nous voulions vérifier si cela pouvait avoir un lien avec la hauteur de végétation. La présence d'un microclimat concernant l'humidité ressort de la figure 20. Les courbes suivent la tendance mais en gardant un écart constant d'humidité d'environ 15%. De plus, au plus la taille de végétation augmente et au plus l'humidité va avoir tendance à augmenter elle aussi. Cependant, la

première analyse nous indique qu'il n'y a pas de relation entre la taille de végétation et l'humidité relative (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 1.065$, $P = 0.302$). En remarquant qu'il y a une tendance « en cloche » sur la figure, nous avons enrichie le modèle en ajoutant un terme quadratique à la variable « hauteur de la végétation ». De ce fait, en analysant de nouveau nous obtenons cette fois-ci un effet de la taille de la végétation sur l'humidité relative (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 17.222$, $P < 0.001$).

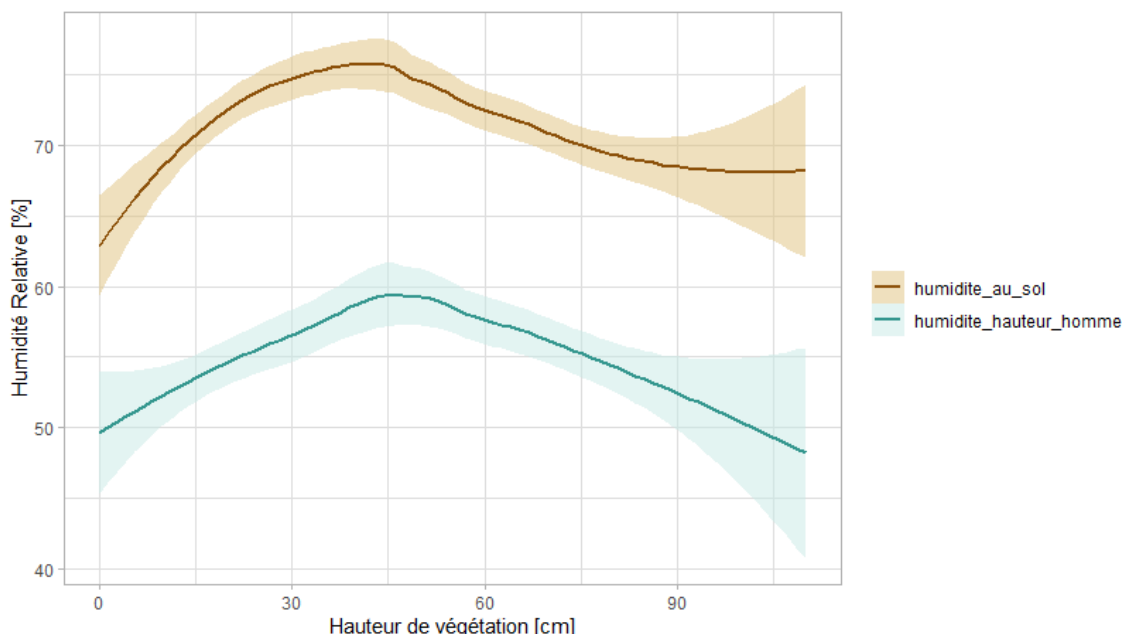


Figure 20 : Humidité relative en pourcentage en fonction de la taille de végétation en centimètre. L'humidité au sol a été mesurée à quelques centimètres du sol et l'humidité à hauteur d'homme a été mesurée à environ 160 cm.

3.2.1) Les invertébrés

3.2.1.1) Relation entre le nombre d'invertébrés et le microclimat

Il est intéressant d'observer la figure 21 qui représente le nombre d'individus récoltés en fonction de l'humidité relative. La courbe de l'humidité à hauteur d'homme est présente pour marquer la différence avec celle de l'humidité au sol. Le nombre d'invertébrés semble augmenter vers 70% d'humidité pour finir par diminuer quand l'humidité continue d'augmenter. L'humidité relative a montré une corrélation avec le nombre d'invertébrés (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 30.649$, $P < 0.001$).

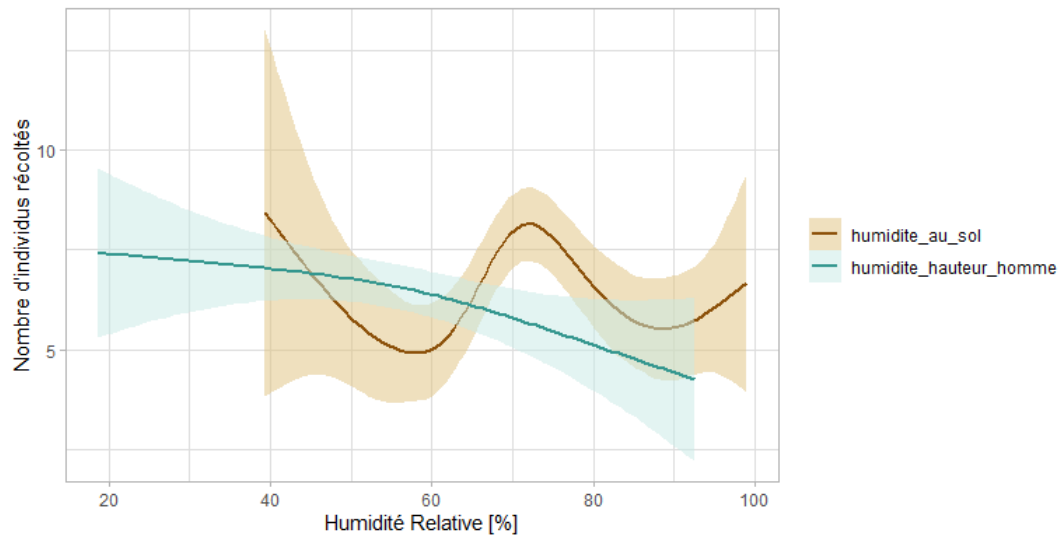


Figure 21 : Total des invertébrés récoltés en fonction de l'humidité relative en pourcentage. L'humidité au sol a été mesurée à quelques centimètres du sol et l'humidité à hauteur d'homme a été mesurée à environ 160 cm.

3.2.1.2) Relation entre la diversité des invertébrés et le microclimat

Concernant la diversité des invertébrés en fonction du microclimat, le score Shannon précédemment évoqué a été réutilisé pour cette analyse. Pour rappel quand le score de Shannon est égal à 0 cela signifie que la diversité est homogène. Ici, plus l'humidité augmente et plus la diversité est hétérogène (Figure. 22). L'analyse réalisée par la suite a révélé un effet marqué de l'humidité sur la diversité en invertébrés (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 13.003$, $P < 0.001$).

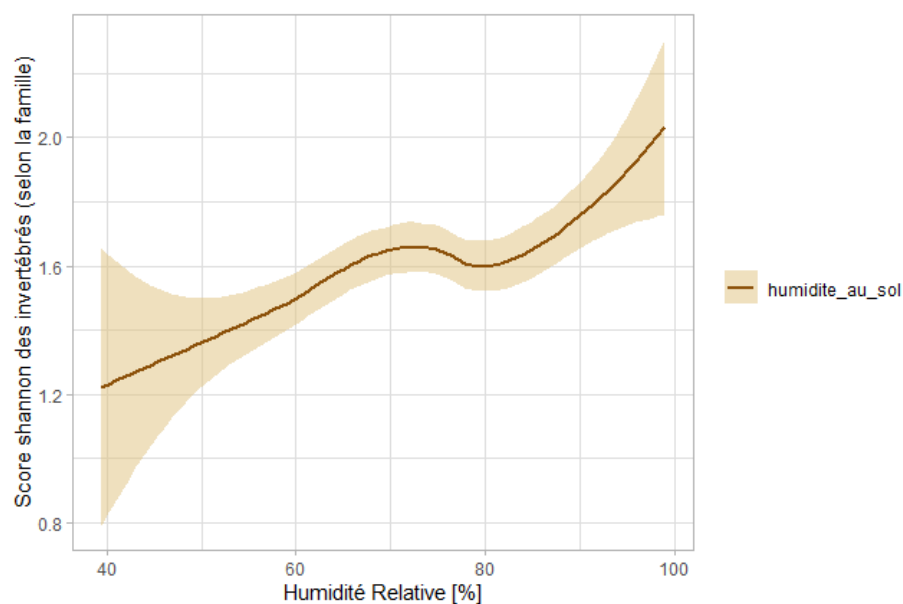


Figure 22 : Score de diversité Shannon selon la famille des invertébrés en fonction de l'humidité relative du sol.

3.2.1.3) Relation entre la taille des invertébrés et le microclimat

La figure 23 sur la taille des invertébrés en fonction de l'humidité relative, indique que la présence des invertébrés de grande taille augmente lorsque l'humidité augmente aussi. L'humidité du sol a montré une corrélation significative avec la taille des invertébrés présents sur les sites (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 4.420$, $P = 0.036$).

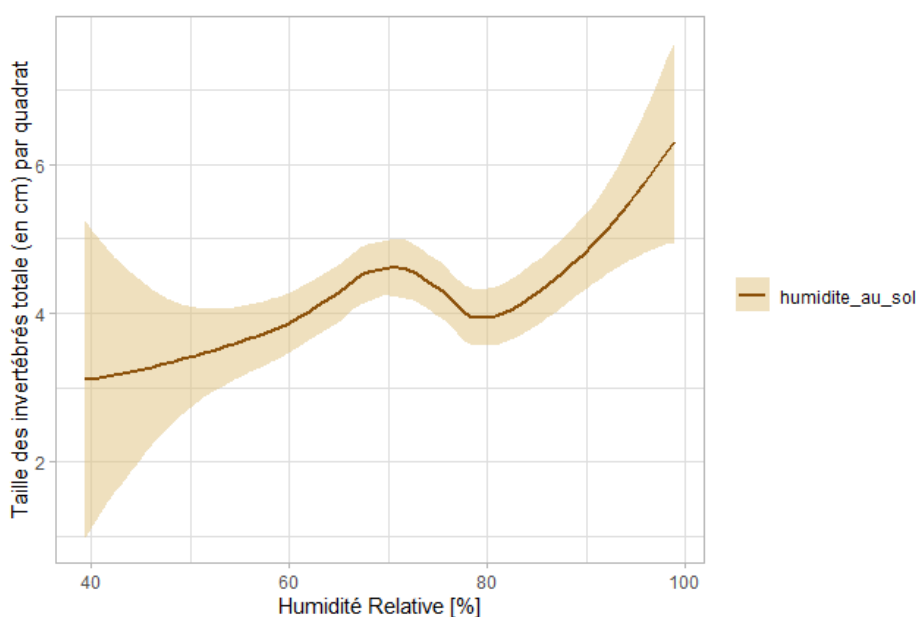


Figure 23 : Taille totale des invertébrés par quadrat en fonction de l'humidité relative du sol.

3.2.2) Les insectes volants

3.2.2.1) Relation entre le nombre d'insectes ailés et le microclimat

Le nombre d'individus ailés augmente légèrement avec l'humidité relative au sol mais semble être plus important autour de 70% d'humidité (Figure. 24). L'humidité relative a un effet marqué sur le nombre d'insectes volants tout comme dans les parties précédentes (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 4.863$, $P = 0.027$).

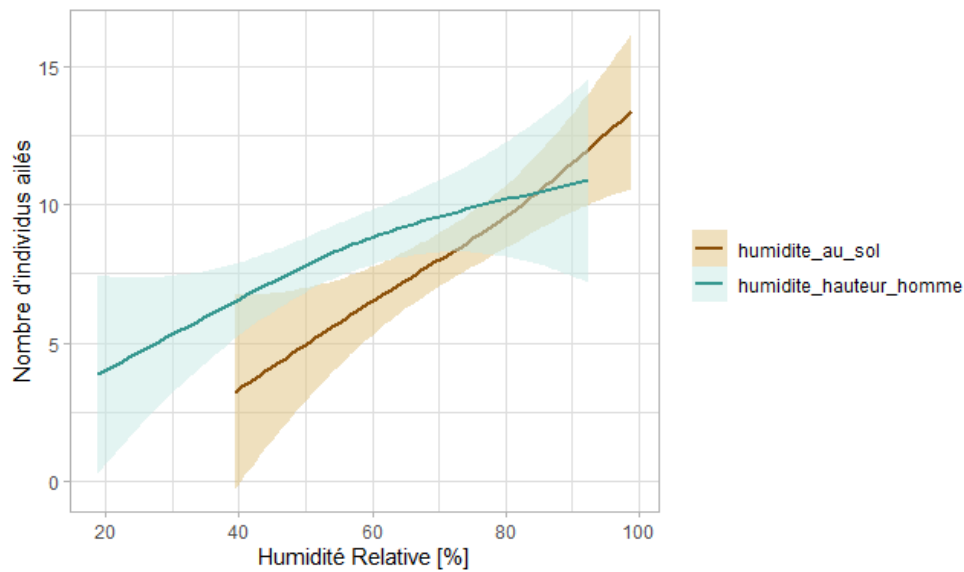


Figure 24 : Total des individus ailés en fonction de l'humidité relative en pourcentage. L'humidité au sol a été mesurée à quelques centimètres du sol et l'humidité à hauteur d'homme a été mesurée à environ 160 cm.

Habituellement, nous n'avions pas pris soin d'afficher les graphiques sur la température puisque le microclimat n'apparaissait jamais significatif et que notre objectif principal était d'étudier la présence et l'influence d'un éventuel microclimat. Cependant, dans le cas des insectes volants, la température globale fait varier le nombre de ceux-ci et nous trouvons cette information intéressante à partager (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 7.859$, $P = 0.005$). La figure 25 révèle une augmentation du nombre à 20 degrés Celsius puis une diminution progressive par la suite.

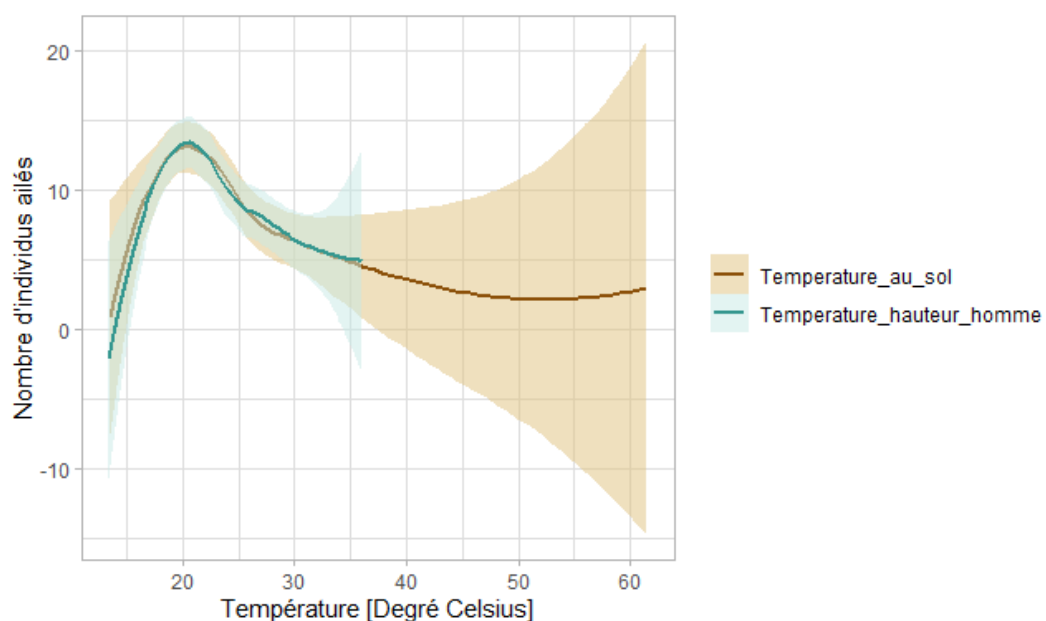


Figure 25 : Total des individus récoltés en fonction de la température en degré Celsius. La température au sol a été mesurée à quelques centimètres du sol et la température à hauteur d'homme a été mesurée à environ 160 cm.

3.2.3) Les orthoptères

Les résultats sur un éventuel lien entre le microclimat et le nombre et la taille des orthoptères se sont révélés non significatifs. Nous aborderons tout de même les résultats d'autres articles scientifiques dans la partie discussion pour débattre d'une possible influence de ces espèces avec le microclimat.

3.3) Les invertébrés ayant un intérêt pour la Pie-grièche écorcheur

3.3.1) Les invertébrés d'intérêt

Les invertébrés ayant été récoltés au filet étaient de toutes tailles allant de 0.02 à 2.3 centimètres. Il était alors intéressant de refaire les analyses en regroupant les individus à partir de 0.5 centimètres qui étaient plus aptes à porter un intérêt à la Pie-grièche écorcheur. Les figures ci-dessous (*Figure de 26 à 28*) sont donc réservées aux invertébrés de plus grosse taille au contraire des figures précédentes qui regroupent toutes les tailles.

3.3.1.1) Relation entre le nombre d'invertébrés et la gestion du sol

Dans la Figure 26, les individus sont plus importants dans les prairies non fauchées tout au long des sessions. Puis, le nombre dans les pâtures est plus élevé en début de session et finit par diminuer. Les prairies fauchées varient très peu mais sont un peu plus élevée à la première et dernière session. L'analyse s'allie avec les figures puisqu'elle nous indique que le nombre d'invertébrés va varier selon la taille de la végétation (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 20.407$, $P < 0.001$).

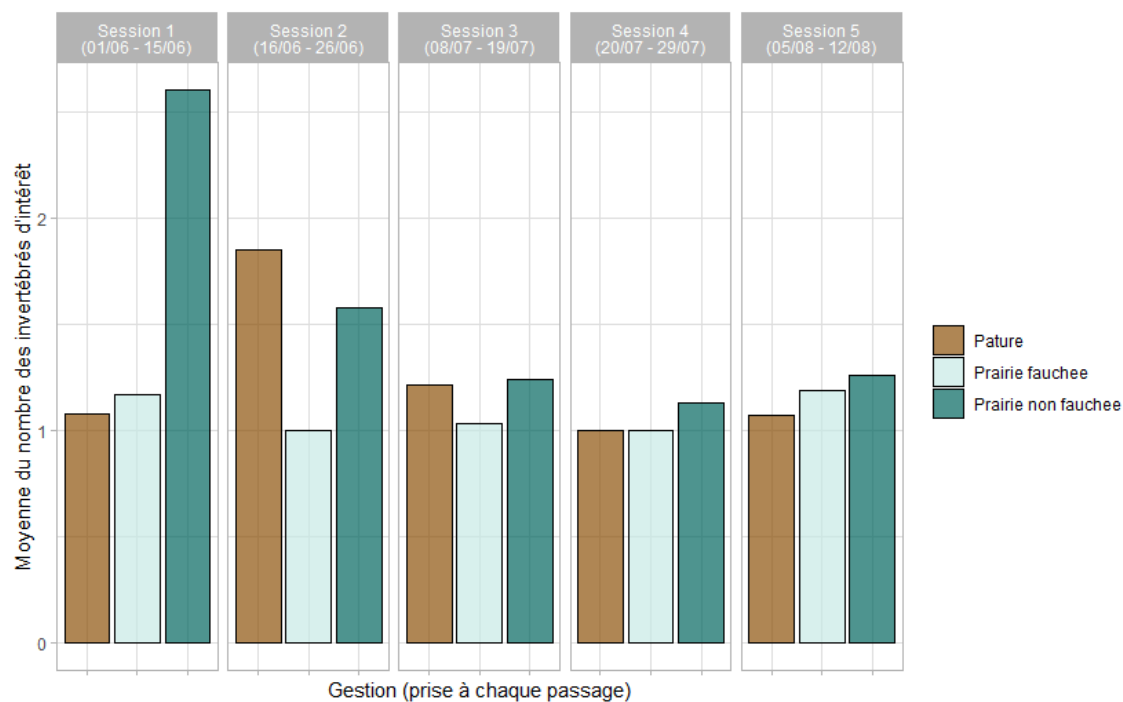


Figure 26 : Moyenne des invertébrés d'intérêt récoltés lors de chaque session en fonction de la gestion relevée à chaque passage. Méthode de récolte via un filet. Moyenne $\pm$ erreur-type.

La figure 27 représente la moyenne du nombre d'invertébrés d'intérêt regroupé en groupes principaux selon le type de gestion. Tous les invertébrés de grande taille sont plus nombreux dans les prairies non fauchées durant toute la saison puis dans les pâtures. Les hémiptères sont les plus nombreux suivis par les hyménoptères.

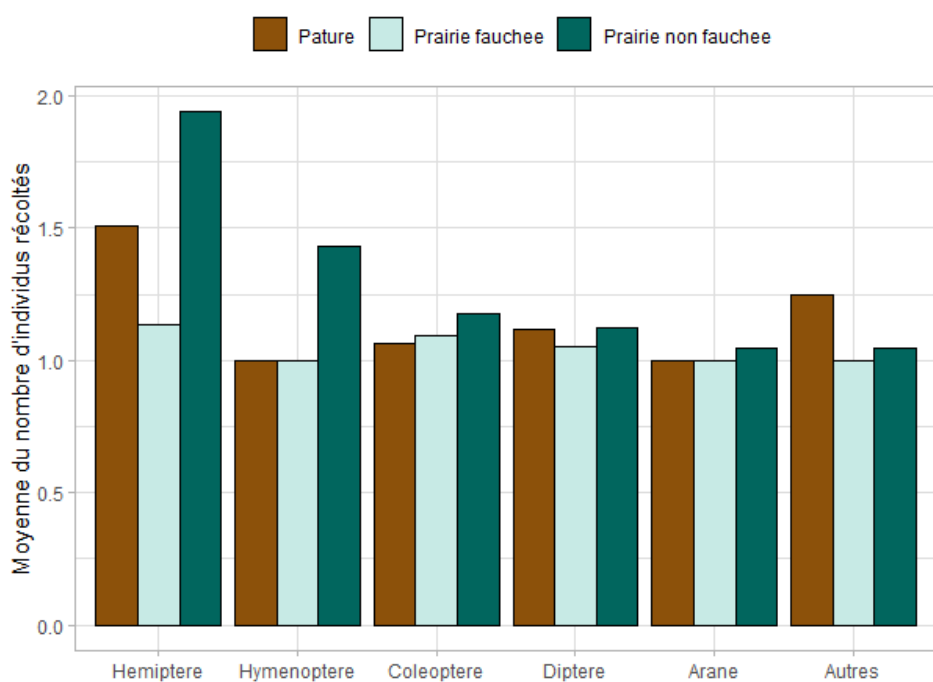


Figure 27 : Moyenne du nombre d'invertébrés d'intérêt regroupé en groupes principaux selon le type de gestion.

Si l'on ajoute à cela la variable Natura 2000, se trouvant à la Figure 28, nous pouvons constater un effet du type de réseau (Nature 2000 et hors Natura 2000) sur les invertébrés d'intérêt (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 13.616$, $P < 0.001$). Le nombre d'invertébrés augmente légèrement dans les sites protégés (Figure. 28)

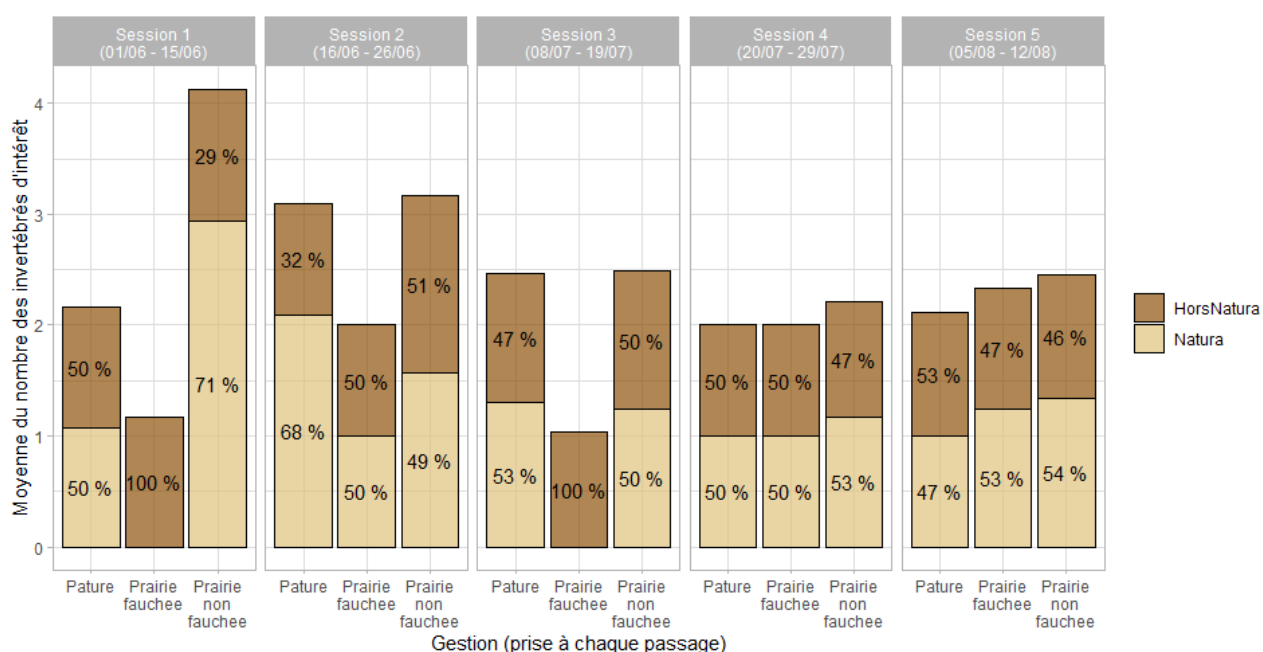


Figure 28 : Evolution des individus d'intérêt récoltés en fonction de la gestion prise à chaque échantillonnage. La partie marron clair représente les sites hors Natura 2000 et la partie marron foncé représente les sites Natura 2000. Récolte via un piégeage au filet.

3.3.1.2) Relation entre la taille des invertébrés et la hauteur de végétation

Concernant la Figure 29 qui reprend la taille des invertébrés d'intérêt en fonction de la hauteur de végétation, il transparaît y avoir la même tendance que les figures 13 et 23, la taille de la végétation à un effet sur la taille des individus (goodness-of-fit test d'un glmmTMB : $\chi^2_1 = 17.838$, $P < 0.001$). Au plus la végétation est haute et au plus il y a des individus de grande taille (Figure. 29).

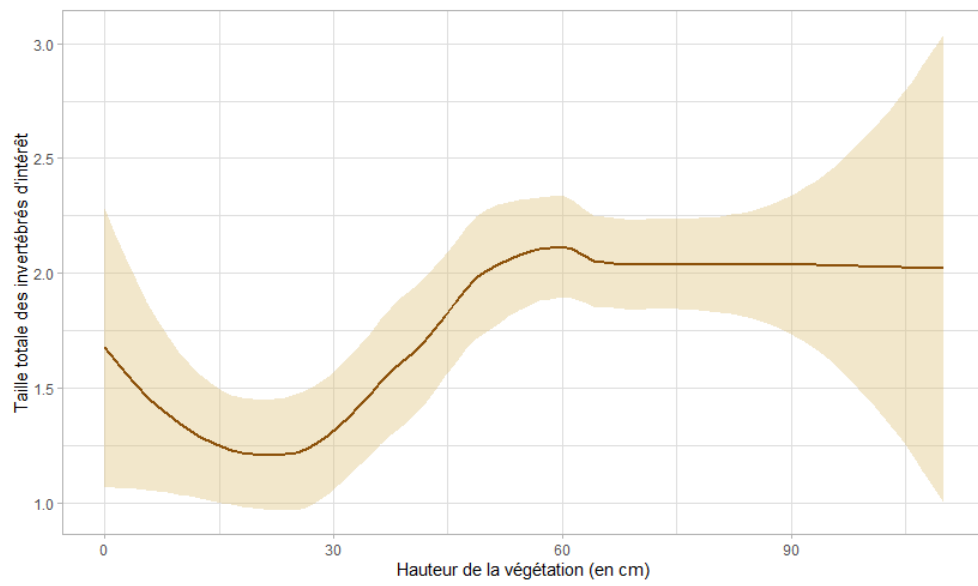


Figure 29 : Taille des invertébrés d'intérêt récoltés en fonction de la hauteur de la végétation (en cm) via un piégeage par filet.

Chapitre 4 - Discussion

Cette étude a pour objectif de répondre aux questions : La quantité et la qualité nutritive vont-elles être influencé par les différentes gestions au sein d'un paysage agricole lors de la saison de reproduction de la pie-grièche écorcheur ? Y a-t-il une influence du microclimat sur les invertébrés ? Le jeu de données de ce mémoire étant conséquent, cela a permis l'obtention d'analyses robustes.

Nous avons pu observer un fort effet des sessions et des contrastes importants entre les gestions. Les méthodes avec ou sans piégeages se sont révélées utiles puisqu'elles ont donné un panel de choix important d'invertébrés récoltés dont les groupes clés consommés par la pie-grièche.

De plus, les informations du jeu de données étant assez complètes, nous avons pu facilement cibler les invertébrés de plus grosse taille qui pourraient être de plus grand intérêt pour l'oiseau migrateur (Karlsson, 2004). Toujours dans l'optique d'observer leur abondance et diversité au sein des gestions. Ce qui s'est avéré être fructueux puisque des résultats différents de ceux précédemment observés sont apparus.

Concernant l'analyse du microclimat, l'humidité semble avoir une plus forte influence que la température dans notre étude. Faisant varier le nombre et la taille des invertébrés et l'humidité étant aussi liée à la hauteur de la végétation.

Dans la discussion qui va suivre, nous allons d'abord nous intéresser aux variations des invertébrés au sein des gestions pour tenter de comprendre la différence de répartition dans ce paysage agricole. Une même partie va donc comprendre les invertébrés au filet, les insectes volants et les orthoptères afin de faciliter les comparaisons et d'apporter un confort à la lecture de cette discussion. Puis, nous feront un point concernant l'influence du microclimat sur les individus qui semble être lié de près à la hauteur de végétation. Ensuite, nous nous concentrerons sur les ressources nutritives d'intérêt pour la pie-grièche écorcheur lors de la saison de reproduction, les invertébrés d'intérêt ayant été sélectionné en fonction de leur taille durant les analyses. Enfin, nous aborderons l'aspect critique de la méthodologie dans le but d'essayer d'apporter des améliorations aux études futures.

4.1) Les variations entre les gestions

Les résultats indiquent clairement une différence de la disponibilité des ressources nutritives au sein des gestions agricoles. Nous nous attendions à ce que la quantité et la diversité d'invertébrés soient plus importantes dans des habitats plus hétérogènes tels que les pâturages et les prairies non fauchées comparés aux prairies fauchées. Cette tendance est généralement remarquée pour les invertébrés capturés au filet (*Figure. 8*), pour les insectes volants (*Figure. 14*) et pour les orthoptères (*Figure. 17*). De plus, les figures 11 et 12 sont en accord avec notre hypothèse puisqu'elles indiquent une plus grande diversité d'invertébrés dans les pâtures et encore plus dans les prairies non fauchées comparé aux prairies fauchées. Cependant, les prairies fauchées comptent tout de même une forte quantité d'invertébrés en début de session (*Figure 8*).

En raison de l'élimination brusque de toute la végétation, les prairies fauchées ne sont pas adaptées aux herbivores comme les punaises (Torma *et al.*, 2019). En effet, d'après la figure 9, les hémiptères sont peu présents dans les prairies de fauche. Pourtant, certaines de ces espèces sont dites indicatrice des pâtures, étant très sensibles aux altérations de leur environnement physique et biologique, comme la punaise *Nabis pseudoferus* que nous avons pu rencontrer au cours de notre étude et qui s'est révélée également peu présente dans les milieux fauchés dans l'étude de Torma *et al.* (2019). D'après Horton *et al.* (2003), une diminution de la fréquence de fauche serait suffisante pour augmenter significativement le nombre de *Nabis* spp, ce qui semble appuyer l'effet négatif de la fauche sur ces individus.

Les prairies fauchées réduisent également les sources de nectar disponibles pour les lépidoptères et détruisent les abris protégeant les espèces des intempéries et des prédateurs (Bonari *et al.*, 2017 ; Torma *et al.*, 2019). La coupe de la végétation peut endommager les œufs mais aussi les larves qui ont une faible mobilité et peu de chance de s'échapper mais les adultes peuvent être aussi vulnérables. Cependant, l'étude de Sjödin *et al.* (2008), va en contradiction avec nos résultats de la figure 15, puisqu'elle suggère que les papillons ne sont pas plus abondants dans la végétation haute. En revanche, c'est la diversité en papillon qui augmenterait avec la hauteur de la végétation en raison d'un meilleur succès reproducteur dû à une meilleure complexité architecturale de l'habitat.

Les orthoptères sont particulièrement sensibles au fauchage en raison de leur grande taille et de leur mobilité réduite à grande échelle (Gardiner & Hassall., 2009). Tout comme les lépidoptères, les orthoptères ont besoin d'une végétation basse et clairsemée pour la parade nuptiale, la ponte des œufs et se prélasser mais aussi d'une végétation plus haute et dense pour s'alimenter et se cacher (Weiss *et al.*, 2013). Comme les pâtures, les prairies non fauchées peuvent offrir une grande source d'abris en raison de la complexité architecturale des plantes et une meilleure disponibilité d'alimentation du fait d'une accumulation de la litière (Kruess & Tschardtke., 2002 ; Sjödin *et al.*,

2008). Il n'est dans ce cas pas étonnant de trouver les individus en grand nombre dans les pâtures et dans les prairies non fauchées qui présentent un habitat avec une bonne hétérogénéité à petite échelle (*Figure. 15 et figure. 19*) (Bonari *et al.*, 2017 ; Weiss *et al.*, 2013). Cependant, les prairies non fauchées à long terme entraînent une perte de la diversité végétale en raison des changements dans la structure de la végétation et de l'empiétement des plantes ligneuses. Mais à court terme elles peuvent présenter des avantages sur les invertébrés, les plantes et peuvent même augmenter la diversité en orthoptère, en lépidoptère et en coléoptère (Bonari *et al.*, 2017 ; Sjödin *et al.*, 2008).

Quant aux pâtures, elles peuvent accroître la variation de la composition des espèces végétales dont la survie dépend de ce milieu comme les gentianes naines (*Gentianella spp.*), ce qui peut aussi accentuer la diversité en invertébrés. Certains taxons dépendent même directement des animaux des pâtures comme les parasites se nourrissant de sang ou les coléoptères et les diptères dépendant des excréments (Bonari *et al.*, 2017 ; Gołowski & Meissner., 2007). Ce qui explique la forte présence des diptères récoltés dans ce milieu lors de notre étude (*Figures. 9 et 15*).

Les coléoptères n'ont pas de contrastes très marqués entre les gestions dans ce mémoire mais sont plus fréquemment rencontrés dans les prairies non fauchées (*Figure. 9*). La hauteur de végétation serait déterminante dans leur composition et nous retrouvons cette même tendance dans l'article de Sjödin *et al.* (2008) qui révèle que les coléoptères sont plus abondants et riches en espèces dans les prairies à végétation haute. Cela serait comme pour beaucoup d'individus en raison de la forte présence de végétation et de litière sur ce milieu, attirant les coléoptères herbivores et du fait de la forte présence de proies attirant les coléoptères prédateurs.

Les araignées ne paraissent pas être grandement influencées par les gestions (*Figure. 9*), ce qui est en accord avec l'étude de Torma *et al.* (2019). Cela semble être grâce au fort pouvoir de dispersion qu'elles peuvent avoir sur de courte et de grande distance. Les hyménoptères quant à eux suivent un peu la même tendance que les araignées en raison que leur nombre ne semble pas être fortement affecté par les gestions (*Figure. 9 et figure. 15*). Ils ont besoin de différents types de sol pour se maintenir puisque certaines espèces construisent leur nid dans la végétation haute alors que d'autres creusent des trous dans le sol. L'abondance en fleurs serait aussi un facteur déterminant pour ce groupe, les plus petites espèces cherchant des fleurs à proximité du nid et les plus grosses se déplaçant plus loin (Sjödin *et al.*, 2008).

Maintenant si l'on décide d'observer l'effet du réseau Natura 2000 sur les invertébrés, nous pourrions peut-être trouver d'autres indications quant à la quantité et à la diversité des espèces. En effet, l'analyse a révélé un effet significatif du type de réseau sur le nombre d'individus dans les gestions. Cependant, comparé à ce que nous nous étions imaginés, les figures 10, 16 et 18 semblent

indiquer un plus grand nombre d'invertébrés récoltés sur les sites hors Natura 2000. En revanche, dans la figure 16, le nombre d'insectes volants augmente au cours des sessions sur les sites Natura 2000. Malheureusement, le manque d'informations sur l'abondance et la diversité végétale des sites Natura 2000 ne nous permet pas de conclure un effet significatif de Natura 2000 sur les invertébrés. De plus, l'étude de Pellissier *et al.* (2020) s'intéressant à l'efficacité du réseau européen Natura 2000 suggère que la protection du réseau prend surtout en compte les exigences des oiseaux mais très peu celles des insectes. Ce qui pourrait expliquer que l'on ne trouve pas d'effet concluant du réseau dans nos résultats.

En ce qui concerne la taille des invertébrés, les résultats indiquent qu'elle augmente avec la hauteur de végétation (*Figure. 13*). Si l'on se fie au fait que la hauteur de végétation est liée au type de gestion dans notre étude, alors les plus grands individus auraient donc tendance à se situer dans les pâtures et dans les prairies non fauchées contrairement aux prairies fauchées.

En effet, lors de la consultation de notre jeu de données nous apercevons ce phénomène. Par exemple, si nous reprenons l'ordre des dermaptères qui est celui avec la taille la plus importante de notre jeu de données, nous avons pu observer que les individus les plus grands de la famille des forficulidés se trouvaient dans les prairies non fauchées. De même pour les coléoptères de grande taille dans la famille des cantharidés et des carabidés qui ont surtout été collectés dans les gestions à haute végétation.

Outre les facteurs abiotiques discutés dans la partie suivante « 4.2 Influence du microclimat sur les individus », les perturbations anthropiques pourraient avoir exercées une influence sur la taille des invertébrés. Par exemple, les perturbations dues à la fauche pourraient entraîner une réduction de la taille des populations. Nos résultats de la figure 19, indiquant que la taille corporelle des orthoptères est plus petite dans les sites à basse végétation comparé aux autres sites coïncident avec l'étude de Torma *et al.* (2019). De plus, les espèces de grande taille ont tendance à avoir une taille de population plus petite et un cycle de vie plus court ce qui peut rendre leur développement et leur production plus vulnérables aux fortes perturbations (Torma *et al.*, 2019).

Par ailleurs, la présence des prédateurs comme les oiseaux sont en lien avec l'abondance et la diversité des invertébrés. Dans l'étude de Svenningsen *et al.* (2020) une perte de pâturage a causé la diminution de l'abondance et de la diversité d'insectes ce qui a engendré une diminution de 60 % des populations d'étourneaux. Mais la taille des arthropodes est aussi un facteur très important dans la recherche de nourriture. Les grandes proies apportent plus d'énergie pour le prédateur ce qui maximiserait sa fitness. Recher *et al.* (2001) montre l'influence des oiseaux sur la taille des

arthropodes. En l'absence des prédateurs, les individus ont une taille bien plus élevée. Lors de ce mémoire, nous ne nous sommes pas concentrés sur la présence des prédateurs sur les sites mais nous ne pouvons pas exclure ce que peut exercer cette pression sur la taille des invertébrés.

4.2) Influence du microclimat sur les individus

Concernant le microclimat nous avons supposé que les gestions hétérogènes auraient des microclimats plus variés et que l'on y retrouverait des invertébrés de grande taille, en plus grand nombre et en plus grande diversité comparée aux habitats homogène. D'après notre hypothèse le microclimat exercerait donc une influence les invertébrés.

Premièrement, nous avons dû observer si il y avait présence d'un microclimat en analysant la différence entre le climat à hauteur d'homme (comprenant la température et l'humidité) et le climat à hauteur du sol. Nous avons eu la confirmation d'une différence significative entre l'humidité au sol et l'humidité relevée à hauteur d'homme. Cependant, elle s'est révélé être non significative pour la température (Cf. Partie résultats).

Dans la figure 21, les résultats indiquent une variation du nombre d'invertébrés en fonction de l'humidité du sol. De même pour les individus ailés, l'humidité exerce aussi une influence sur leur quantité (*Figure. 24*). Les individus augmentent légèrement avec l'humidité du sol. Il en va de même pour la diversité qui varie avec l'humidité à la surface du sol, dans la Figure 22, plus l'humidité augmente et plus la diversité est hétérogène. Mais ce n'est pas tout, la taille des invertébrés suit la même tendance. Lorsque l'humidité est plus élevée, on a tendance à rencontrer des individus de taille plus importante (*Figure. 23*). L'humidité est donc un facteur important pour les organismes et influence grandement leur quantité, diversité et leur taille. Certaines espèces comme les collemboles vont même jusqu'à favoriser le microclimat plutôt que la qualité du substrat sur lequel ils vivent (Heiniger *et al.*, 2015).

Nous avons cherché à déterminer si l'humidité était corrélée avec la hauteur de la végétation et de ce fait avec le type de gestion rencontré lors de notre étude. Cela s'est avéré être le cas, la figure 20 montre que la hauteur de la végétation influence l'humidité du sol. L'humidité augmente lorsque la végétation en fait de même. De plus, l'étude de Harte *and al.* (1995), constate également que la végétation et l'humidité sont étroitement liées. Ils mettent en avant que dans des parcelles chauffées, les sols plus humides ont conduit à des augmentations de température plus faible, l'humidité peut donc limiter l'augmentation de la température. Par surcroît, une haute végétation peut influencer les

conditions abiotiques comme la température, en arrêtant les rayons du soleil (Hunter & Price, 1992). Une diminution de la complexité structurelle de la végétation d'un habitat peut altérer les conditions microclimatiques. Par conséquent, dans les prairies fauchées, le rayonnement solaire atteint beaucoup plus facilement le sol que dans les autres gestions et peut provoquer l'augmentation des températures (Bonari *et al.*, 2017 ; Torma *et al.*, 2019). Dans ce contexte, les individus vont se déplacer pour chercher un habitat plus humide, ça peut être simplement pour étancher leur soif (Leclercq., 1947) ou pour apporter de l'eau dans leur habitat comme les abeilles apportent de l'eau pour diminuer la température de la ruche (Abou-Shaara *et al.*, 2017) mais ça peut être aussi un comportement de thermorégulation. Les organismes peuvent avoir des comportements de fuite vers de plus grandes ressources végétales, capables de leur fournir un abri pour lutter contre les éléments abiotiques. De ce fait, lorsque les températures augmentent, les insectes peuvent s'y cacher pour bénéficier de régions ombragées et humides (Raghu *et al.*, 2004). L'étude de Dial *et al.* (2006), fait référence au même phénomène que ce mémoire, l'abondance et la taille des arthropodes sont plus importantes dans un feuillage plus dense et humide. Une taille de corps plus grande pourrait être difficile à refroidir rapidement dans des environnements chauds poussant les espèces à fuir vers des habitats avec des températures plus basses (Gardiner & Hassall., 2009). Cependant, il n'est pas si aisé de trouver refuge dans tout habitat et notamment dans les habitats ouverts où la température au-dessus de la surface du sol peut vite devenir hostile pour les invertébrés. En revanche, les pâtures où les prairies non fauchées contiennent une plus haute végétation qui peut rester plus longtemps humide et par conséquent fournir un abri contre la chaleur (Antvogel & Bonn., 2001 ; Gardiner & Hassall., 2009). L'humidité à la surface du sol est un facteur important pour de nombreux organismes. En effet, dans l'étude de Gardiner & Hassall. (2009), les sauterelles présentes dans les prairies fauchées s'avèrent être plus sensibles à la perte en eau et à la dessiccation plutôt que celles présentes dans les prairies hautes où l'humidité est plus élevée et les températures plus basses. De plus, Antvogel & Bonn. (2001), ont constaté que les paramètres abiotiques étaient les principaux facteurs influençant l'activité des carabes mais la structure de la végétation s'est également avérée importante concernant la distribution des espèces. Ces études nous confortent dans nos résultats concernant une abondance et une diversité plus élevée dans des habitats plus humide avec une végétation haute. L'humidité relative est par conséquent importante pour les invertébrés du sol mais tout autant pour les insectes volants. Les abeilles mellifères nécessitent d'une humidité élevée pour l'éclosion de leurs œufs, une humidité optimale pour une éclosion normale serait de 90 à 95 % d'humidité relative. En revanche, si elle est inférieure à 50 % cela empêcherait l'éclosion (Abou-Shaara *et al.*, 2017). De plus, l'humidité de l'air s'avère très importante dans la survie des abeilles lors des conditions sèches et chaudes. Lorsque la température atteint 35°C et que l'humidité n'est

que de 15 % à 50% la survie des abeilles est négativement affectée. Cependant, les abeilles survivent mieux à 35°C avec une humidité de 75 % (Abou-Shaara *et al.*, 2017).

Même si nous n'avons pas la preuve d'un effet de la température à la surface du sol dans cette étude, ça ne nous empêche pas de constater une influence générale de celle-ci sur les insectes. En effet, la figure 25 nous montre une augmentation du nombre d'individus ailés lorsque la température augmente également. Puis, lorsque la température continue d'augmenter vers des températures encore plus élevées, la présence d'insectes volants finit par diminuer.

Certains insectes nécessitent d'une température élevée pour se réchauffer avant de voler, ce qui est le cas des diptères par exemple (Peng *et al.*, 1992). Par ailleurs, la chaleur augmente indirectement leur comportement floricole et de recherche de miellat en augmentant la production de nectar des fleurs et en stimulant les pucerons à se nourrir davantage des arbres ce qui engendre une plus grande production de miellat (Peng *et al.*, 1992). Les lépidoptères de jour apprécient également les températures estivales, le papillon cuivré (*Heodes virgaureae*) a une température optimale d'environ 35°C, ne volant que lorsque l'intensité du rayonnement est élevée mais aimant se prélasser à des températures plus basses (Willmer, 1982). Concernant les abeilles mellifères, l'activité de recherche de nourriture la plus élevée est à une température de 20°C et à l'inverse l'activité de butinage la plus faible a été enregistrée à une température de 43°C (Abou-Shaara *et al.*, 2017). Ce qui reflète exactement les résultats que nous pouvons observer dans la figure 25, un pic apparaissant à 20°C pour diminuer progressivement après coup.

Par conséquent, lors des températures légèrement plus élevées l'activité des insectes à tendance à augmenter, ce qui peut expliquer que l'on observe un plus grand nombre d'insectes volants lorsque la température augmente (figure. 25). En effet, l'étude de Gruebler *et al.* (2008) montre que l'abondance en insectes volants est affectée par la température journalière. Cependant, l'exposition à des températures microclimatiques très élevées peut être défavorable pour certains organismes comme chez les abeilles butineuses en réduisant leur durée de vie (Abou-Shaara *et al.*, 2017). En effet, leur durée de vie habituelle variant de 2 à 17 jours passerait de 1 à 4 jours sous une température de 42°C. Concernant les orthoptères, c'est autour de 44°C dans les prairies courtes que la température devient défavorable (Gardiner & Hassall, 2009). Ces températures entraînent un comportement de fuite et de recherche d'ombre chez ces espèces. Cependant, la température peut différer selon les espèces. Le Gomphocère tacheté (*Myrmeleotettix maculatus*) possède une petite taille qui s'avère être une adaptation aux températures élevées dans les herbes courtes. Au contraire du Criquet verdelet (*Omocestus viridulus*) présent dans les hautes herbes, doté d'une taille plus

importante, il peut facilement surchauffer dans les prairies courtes (Gardiner & Hassall., 2009). Ce qui est corrélé avec nos observations, pour rappel nous avons observé des organismes de plus grande taille dans des milieux plus humides (*Figure. 23*). De plus, outre les comportements qui amènent un individu à fuir un habitat pour un autre, d'après l'étude de Angilletta *et al.* (2004), les grands individus sont capables de produire une descendance plus grande dans des environnements plus froids. Par ailleurs, une autre hypothèse serait, que les ectothermes ont une croissance moins rapide mais sont de taille plus grande lorsqu'ils ont atteint leur maturité (Atkinson., 1994).

4.3) Les invertébrés d'intérêt pour la Pie-grièche écorcheur

Le régime principal de la Pie-grièche écorcheur est composé de coléoptères, d'hyménoptères et d'orthoptères (Golawski., 2006 ; Tryjanowski *et al.*, 2003). Mais il leur arrive quelques fois de sélectionner d'autres invertébrés comme les hétéroptères, les diptères et les aranéides (Tryjanowski *et al.*, 2003).

De plus, la Pie-grièche écorcheur capture préférentiellement des proies de grandes tailles (Karlsson, 2004). En effet, ce comportement est cohérent avec la théorie de la recherche optimale de nourriture qui pour rappel, implique d'obtenir le maximum d'énergie avec une proie de valeur nutritive élevée tout en dépensant le moins d'énergie possible par exemple en capturant des proies bien visibles (Charnov, 1976). Dans la figure 27 reprenant les invertébrés de taille plus importante, nous avons collecté principalement des hémiptères, des hyménoptères puis des coléoptères. Le plus grand nombre d'invertébrés se trouvant dans les prairies non fauchées tout au long de la saison, les pâtures venant en second et enfin les prairies fauchées (*Figure. 26*). La disponibilité en ressource nutritive a un impact considérable sur le succès reproducteur des oiseaux (Hollander *et al.*, 2013 ; Hollander *et al.*, 2017). Hollander *et al.*, 2013 ont observé qu'une faible abondance d'arthropodes induit une qualité de descendance inférieure pour la Pie-grièche écorcheur. De plus, il y aurait un lien entre le déclin de cet oiseau et la diminution du nombre de grand invertébrés (Kuper *et al.*, 2000). Cependant, la quantité d'individus n'est pas le seul facteur à prendre en compte lors de la sélection d'un habitat. En effet, la Pie-grièche à dos roux (*Lanius gubernator*) est capable de différencier la taille des proies et cette capacité influence leur décision d'approvisionnement des nids (Carlson., 1983). Les prairies non fauchées et les pâtures sont alors d'importance capitale pour les prédateurs en quête de proie de grande taille dans les habitats agricoles (*Figures. 26 et 28*). La Figure 29 indiquant encore un lien entre la hauteur de la végétation et la taille des invertébrés rencontrés.

Les coléoptères étant la première source nutritive de la Pie-grièche écorcheur (Golawski., 2006 ; Tryjanowski *et al.*, 2003), sont plus fréquemment rencontrés dans les pâtures (Bonari *et al.*, 2017 ; Goławski & Meissner., 2007) et dans les prairies à végétation haute (Sjödin *et al.*, 2008), ce qui coïncide avec nos résultats (*Figure. 27*). La hauteur de la végétation influençant le microclimat (température et humidité) est déterminante dans la composition des coléoptères (Antvogel & Bonn., 2001). De surcroît, les Carabidés seraient la famille avec la biomasse la plus importante dans les milieux agricoles et lors de notre étude, nous l'avons surtout récolté dans les gestions à végétation haute (Clere & Bretagnolle., 2001).

Les hyménoptères n'étaient pas fortement affectés par les gestions dans nos figures précédentes (*Figure. 9 et figure. 15*). Cependant, ceux de taille plus importante sont nettement plus présents dans les prairies non fauchées (*Figure. 27*). L'abondance de fleurs étant déterminante pour ce groupe (Sjödin *et al.*, 2008), nous pouvons faire l'hypothèse que les grosses espèces ont eu plus de facilité pour se déplacer vers les prairies non fauchées qui regorgeaient fréquemment de fleurs sur les sites Natura 2000 (*Figure. 28*). Cependant, les facteurs abiotiques comme la température et l'humidité régissent aussi la composition et la survie des hyménoptères (Abou-Shaara *et al.*, 2017). De ce fait, les hyménoptères de surface plus importante souffrant des fortes températures dans les prairies fauchées peuvent se déplacer vers les hautes végétations pour trouver une humidité plus adéquate.

En observant nos résultats sur les ressources nutritives, la Pie-grièche écorcheur trouverait un avantage à nicher dans territoire avec une surface importante de prairies non fauchées et de pâtures, au vu de l'abondance et de la taille des invertébrés s'y trouvant. Cependant, rappelons qu'à l'inverse la végétation haute tend à limiter la capture des proies. De plus, la période de reproduction de la Pie-grièche écorcheur s'effectue de mi-mai à fin-juillet (Olsson, 1995). C'est à la période du mois de juin (session 1 et 2) que nous avons récolté le plus d'invertébrés de grande taille dans les prairies non fauchées et les pâtures, lors de la période d'incubation et de l'éclosion des premiers jeunes (*Figure. 26*). De plus, les orthoptères seraient aussi plus nombreux courant mi-juin dans les pâtures (*Figure. 19*). Cependant, la deuxième portée étant plus rare se déroule courant du mois de juillet où le nombre d'invertébrés de grande taille était moins élevé et où il n'y avait que de légère différence entre les gestions (*Figure. 26*). Les orthoptères restaient quant à eux assez nombreux en début juillet dans les prairies non fauchées pour finir par diminuer fortement fin juillet (*Figure. 19*). La première portée serait alors avantagée au vu du nombre de grands invertébrés et d'orthoptères durant le mois de juin comparé aux portées suivantes.

4.4) Remarques méthodologiques

Cette dernière section a pour objectif de détailler brièvement quelques limitations et biais auxquels nous avons pu faire face tout au long de notre étude et ainsi répondre à d'éventuelles questions qui pourraient ne pas avoir été évoquées précédemment.

Les invertébrés capturés au filet sur les sites hors Natura 2000 ont pu être identifiés jusqu'à la famille et parfois même jusqu'à l'espèce. Cependant, sur les sites Natura 2000 la capture étant interdite, nous avons dû nous adapter grâce à la prise de photos et l'identification jusqu'à l'espèce était souvent impossible. Cette prise de données n'étant pas homogène, nous nous sommes contentés de réaliser des indices de diversité Shannon jusqu'au genre ou jusqu'à la famille afin de limiter les biais. De même pour les insectes ailés et les orthoptères qui n'ont pas pu bénéficier d'une identification plus précise. Pourtant, une détermination jusqu'à l'espèce serait peut-être bien plus judicieuse pour connaître plus précisément la vraie répartition des espèces dans les prairies agricoles.

Concernant la mesure de la taille des invertébrés. Au vu du nombre d'invertébrés à déterminer et le peu de temps pour cette étude, nous nous sommes contentés de mesurer la taille de ceux-ci mais la masse n'a pas pu être calculée. De ce fait, certains résultats concernant la taille des coléoptères par exemple auraient pu être bien plus concluant.

A propos de la hauteur de la végétation, la méthode de mesure peut ne pas avoir été idéale, en raison des herbes très hautes de prairies non fauchées qui s'affaissaient très facilement. De ce fait, la prise de mesure peut avoir masquée une partie de la variation réelle. De plus, la hauteur de la végétation s'est avérée être influente sur l'abondance et la diversité des organismes. Cependant, elle peut également limiter leur capture et il était parfois difficile de bien positionner le biocénomètre lorsqu'elle devenait très dense.

Pour finir, le nombre de répliques n'était peut-être pas assez élevé pour une étude comprenant différents facteurs à plusieurs niveaux. Pour palier cela, nous avons parfois dû créer d'autres facteurs réduisant ainsi les niveaux et permettant une meilleure stabilité au niveau des analyses. Ce manque de répliques est dû en grandes parties aux facteurs météorologiques qui nous ont régulièrement limité dans la prise de données mais aussi en raison du manque d'expérience en début d'étude, nous avons parfois mis plus de temps à nous mettre en place sur le terrain et bien nous organiser dans la récolte des données. Et une dernière raison est due au fait que mes journées étaient divisées avec les observations d'un autre mémoire sur le comportement de la Pie-grièche écorcheur. En contrepartie,

ma co-équipière m'ayant grandement aidée au déplacement de mon matériel, cela a dû permettre de gagner un temps précieux sur les journées d'observations.

4.5) Conclusion et perspectives

Il ressort des résultats de cette étude que des différences apparaissent être la quantité et la qualité d'invertébrés entre les diverses gestions d'un paysage agricole. Un des facteurs fondamentaux à prendre en compte est la hauteur de la végétation, qui influençait le nombre et la diversité des invertébrés en raison de sa structure mais également de son apport en éléments nutritifs pour les espèces herbivores. Par ailleurs, nous avons pu observer que la hauteur de végétation influençait aussi les facteurs abiotiques tel que l'humidité à la surface du sol. Les insectes de grande taille étaient plus fréquemment rencontrés dans des milieux avec plus d'humidité.

La plupart des arthropodes étaient en moyenne plus grands, plus nombreux et avec une plus grande diversité dans les gestions hétérogènes comme les pâtures et les prairies non fauchées. Cependant, les résultats variaient tout au long de la saison, ce qui indique l'importance de l'échelle temporelle mais aussi l'échelle spatiale selon l'organisme étudié.

Par conséquent, si l'on se fie à la taille, au nombre et à la diversité plus importante dans les prairies non fauchées et les pâtures, ces habitats pourraient être les plus avantageux pour le succès reproducteur de la Pie-grièche écorcheur.

Ce mémoire peut renvoyer à une étude plus approfondie du succès reproducteur de la Pie-grièche écorcheur, lié à la présence de proies. Il pourrait être intéressant d'ajouter à cette étude la présence des nids de Pie-grièche écorcheur sur chaque site, ainsi que leur succès reproducteur et permettre un lien avec les ressources nutritives disponibles tout au long de la saison de reproduction que nous avons observé. De plus, ma co-équipière ayant réalisée un mémoire sur le comportement de la Pie-grièche écorcheur a détecté un effet d'augmentation de vigilance de leur part sur certains sites. D'après elle, ce comportement serait dû à une combinaison de recherche de proies et de surveillance des alentours. De ce fait, en alliant des résultats de disponibilités en proies et des résultats de comportement de la Pie-grièche écorcheur, ce dernier aspect pourrait éventuellement prouver que l'état de vigilance accrue est bien en parti pour la recherche de ressources nutritives.

Bibliographies

- Abou-Shaara, H.F., Owayss, A.A., Ibrahim, Y.Y & Basuny, N.K., 2017. A review of impacts of temperature and relative humidity on various activities of honey bees. *Insectes Sociaux*. 64, 455–463. <https://doi.org/10.1007/s00040-017-0573-8>
- Angilletta, M.J., Steury, T.D & Sears, M.W., 2004. Temperature, growth rate, and body size in ectotherms: fitting pieces of a life-history puzzle. *Integrative and Comparative Biology*. 44, 498–509. <https://doi.org/10.1093/icb/44.6.498>
- Antvogel, H & Bonn, A., 2001. Environmental parameters and microspatial distribution of insects: a case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography* 24, 470–482.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2001.tb00482.x>
- Atkinson, D., 1994. Temperature and organism size-A biological law for ectotherms? *Advances in Ecological Research* 25: 1. Res. 25.
- Bonari, G., Fajmon, K., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., Kočárek, P., Konvička, O., Uříčář, J & Chytrý, M., 2017. Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 246, 243–252.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.010>
- Benton, T.G., Vickery, J.A & Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*. 18, 182–188.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bowers, M. A., James L & Dooley J.L. 1993. Predation hazard and seed removal by small mammals: microhabitat versus patch scale effects. *Oecologia*. 94, 247-54.
<https://doi.org/10.1007/BF00341324>

- Bowler, D.E., Heldbjerg, H Fox., A.D., de Jong, M & Böhning-Gaese, K. 2019. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology*. 33, 1120–1130.
<https://doi.org/10.1111/cobi.13307>
- Brambilla, M., Rubolini, D & Guidali, F., 2007. Between land abandonment and agricultural intensification: Habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in low-intensity farming conditions. *Bird Study*. 54, 160–167.
<https://doi.org/10.1080/00063650709461471>
- Buckley, N.J., 1997. Experimental tests of the information-center hypothesis with black vultures (*Coragyps atratus*) and turkey vultures (*Cathartes aura*). *Ecology and Sociobiology*. 41, 267–279.
<https://doi.org/10.1007/s002650050388>
- Carlson, A., 1983. Maximizing Energy Delivery to Dependent Young: A Field Experiment with Red-Backed Shrikes (*Lanius collurio*). *Journal of Animal Ecology*. 52, 697–704.
<https://doi.org/10.2307/4448>
- Charnov, E.L. 1976. Optimal Foraging, the Marginal Value Theorem. *Theoretical Population Biology*. 9, 129–36.
[https://doi.org/10.1016/0040-5809\(76\)90040-X](https://doi.org/10.1016/0040-5809(76)90040-X)
- Danchin, E., Giraldeau, L.-A., Valone, T.J & Wagner, R.H., 2004. Public Information: From Nosy Neighbors to Cultural Evolution. *Science*. 305, 487–491.
<https://doi.org/10.1126/science.1098254>
- Dennis R.L.H., Shreeve T.G & Van Dyck H. 2003. Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos*. 102, 417–426.
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0579.2003.12492.x>
- Dial, R.J., Ellwood, M.D.F., Turner, E.C & Foster, W.A., 2006. Arthropod Abundance, Canopy Structure, and Microclimate in a Bornean Lowland Tropical Rain Forest. *Biotropica*. 38, 643–652.

- Doligez, B & Boulinier, T., 2008. Habitat Selection and Habitat Suitability Preferences, in: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, pp. 1810–1830.
<https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00015-X>
- Donald, P.F., Green, R.E & Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the royal Society of London*. B 268, 25–29.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L & Jolicoeur, H. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* 28, 619-28.
<https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04263.x>.
- Eurostat, Statistics explained, http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Main_Page.
- Fiche d'utilisation du sol de la commune de Rochefort. 2008. cpdt Wallonie.
https://cpdt.wallonie.be/sites/default/files/cartes_fiches/rochefort_1.pdf
- Fiche d'utilisation du sol. Commune de Beauraing. 2008. cpdt Wallonie.
https://cpdt.wallonie.be/sites/default/files/cartes_fiches/beauraing_1.pdf
- Fiche d'utilisation du sol. Commune de Wellin. 2008. cpdt Wallonie.
https://cpdt.wallonie.be/sites/default/files/cartes_fiches/wellin_1.pdf
- Folt, C.L., Nislow, K.H & Power, M.E., 1998. Implications of temporal and spatial scale for Atlantic salmon (*Salmo salar*) research. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 55, 9–21.
<https://doi.org/10.1139/d98-017>
- Gardiner, T & Hassall, M., 2009. Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *Journal of Insect Conservation*. 13, 97–102.
<https://doi.org/10.1007/s10841-007-9129-y>

- Goławski, A & Meissner, W., 2007. The influence of territory characteristics and food supply on the breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in an extensively farmed region of eastern Poland. *Ecological Research*. 23, 347–353.
<https://doi.org/10.1007/s11284-007-0383-y>
- Goławski, A & Goławska, S., 2008. habitat preference in territories of the red-backed shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture. *Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 54, 89-97
- Grand, T.C. 1997. Foraging site selection by juvenile Coho Salmon: Ideal free distributions of unequal competitors. *Animal Behaviour*. 53, 185-96.
<https://doi.org/10.1006/anbe.1996.0287>
- Grüebler, M.U., Morand, M & Naef-Daenzer, B., 2008. A predictive model of the density of airborne insects in agricultural environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 123, 75–80.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.05.001>
- Hale, R. & Swearer, S.E., 2016. Ecological traps: current evidence and future directions. *Proceedings of the royal Society of London*. 283, 20152647. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2647>
- Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Kroon, H. & Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511, 341–343.
<https://doi.org/10.1038/nature13531>
- Harte, J., Torn, M.S., Chang, F.-R., Feifarek, B., Kinzig, A.P., Shaw, R & Shen, K., 1995. Global Warming and Soil Microclimate: Results from a Meadow-Warming Experiment. *Ecological Applications*. 5, 132–150.
<https://doi.org/10.2307/1942058>
- Harte, J., Rawa, A & Price, V., 1996. Effects of manipulated soil microclimate on mesofaunal biomass and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 313–322.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00139-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00139-5)

- Heiniger, C., Barot, S., Ponge, J.-F., Salmon, S., Carmignac, D., Suillerot, M & Dubs, F., 2015. Collembolan preferences for soil and microclimate in forest and pasture communities. *Soil Biology and Biochemistry*. 86, 181–192.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.04.003>
- Hollander, F.A., Van Dyck, H., San Martin, G & Titeux, N., 2011. Maladaptive habitat selection of a migratory passerine bird in a human-modified landscape. *PLoS One*. 6, e25703.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025703>
- Hollander, F., Titeux, N & Van Dyck, H., 2012. Territorial resource valuation deviates from habitat quality in an ecologically trapped, long-distance migratory bird. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 66, 777–783.
<https://doi.org/10.1007/s00265-012-1325-4>
- Hollander, F.A., Titeux, N. & Dyck, H., 2013. Habitat-dependent prey availability and offspring provisioning explain an ecological trap in a migratory bird. *Functional Ecology*. 27, 702–709.
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.12077>
- Hollander, F.A., Titeux, N., Walsdorff, T., Martinage, A & Van Dyck, H., 2015. Arthropods and novel bird habitats: do clear-cuts in spruce plantations provide similar food resources for insectivorous birds compared with farmland habitats? *Journal of Insect Conservation*. 19, 1011–1020.
<https://doi.org/10.1007/s10841-015-9817-y>
- Hollander, F.A., Van Dyck, H., Martin, G.S & Titeux, N., 2015. Nest Predation Deviates from Nest Predator Abundance in an Ecologically Trapped Bird. *Plos One*. 10, e0144098.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144098>
- Hollander, F., Titeux, N., Holveck, marie-jeanne & Van Dyck, H., 2017. Timing of Breeding in an Ecologically Trapped Bird. *The American Naturalist*. 189, 515–525.
<https://doi.org/10.1086/691329>

- Horton, D., Broers, D., Lewis, R., Granatstein, D., Zack, R., Unruh, T., Moldenke, A & Brown, J., 2003. Effects of mowing frequency on densities of natural enemies in three Pacific Northwest pear orchards. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 106, 135–145.
<https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2003.00018.x>
- Hunter, M & Price, P., 1992. Playing Chutes and Ladders: Heterogeneity and the Relative Roles of Bottom-Up and Top-Down Forces in Natural Communities. *Ecological Society of America*. 73(3), 724–732.
<https://doi.org/10.2307/1940152>
- Hušek, J & Adamík, P., 2008. Long-term trends in the timing of breeding and brood size in the Red-Backed Shrike *Lanius collurio* in the Czech Republic, 1964–2004. *Journal of Ornithology*. 149, 97–103. <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0222-5>
- Karungi, J., Cherukut, S., Ijala, A.R., Tumuhairwe, J.B., Bonabana-Wabbi, J., Nuppenau, E.A., Hoeher, M., Domptail, S. & Otte, A., 2018. Elevation and cropping system as drivers of microclimate and abundance of soil macrofauna in coffee farmlands in mountainous ecologies. *Applied Soil Ecology*. 132, 126–134.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.08.003>
- Kentie, R., Both, C., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T., 2015. Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *Ibis*. 157, 614–625.
<https://doi.org/10.1111/ibi.12273>
- Kiritani, K., 2013. Different effects of climate change on the population dynamics of insects. *Applied Entomology and Zoology*. 48, 97–104.
<https://doi.org/10.1007/s13355-012-0158-y>
- Kruess, A & Tscharntke, T., 2002. Grazing Intensity and the Diversity of Grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology*. 16, 1570–1580.

Kuper, J., van Duinen, G.-J., Nijssen, M., Geertsma, M & Esselink, H., 2000. Is the decline of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in the dutch coastal dune area caused by a decrease in insect diversity? *The Ring*. 22.

Leclercq, J., 1947. Mise En Évidence de Réactions au Gradient D'Humidité Chez Plusieurs Insectes. *Archives Internationales de Physiologie*. 55, 93–116.

<https://doi.org/10.3109/13813454709148698>

Mayor, S.J., Schneider, D.C., Schaefer, J.A. & Mahoney, S.P., 2009. Habitat selection at multiple scales. *Écoscience*. 16, 238–247.

<https://doi.org/10.2980/16-2-3238>

McGrath, P.F., 2014. Politics meets Science: The case of neonicotinoid insecticides in Europe. S.A.P.I.EN.S. *Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*.

Møller, A.P., Flensted-Jensen, E., Klarborg, K., Mardal, W & Nielsen, J.T., 2010. Climate change affects the duration of the reproductive season in birds. *Journal of Animal Ecology*. 79, 777–784.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01677.x>

Morelli, F., Mróz, E., Pruscini, F., Santolini, R., Goławski, A & Tryjanowski, P., 2016. Habitat structure, breeding stage and sex affect hunting success of breeding Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ethology Ecology and Evolution*.

<http://dx.doi.org/10.1080/03949370.2015.1022907>

Natagriwal, 2021. Natura2000 guide de gestion ug natagriwal [WWW Document]. Natagriwal.be.

URL https://ntf.be/sites/default/files/media/natura2000_guide-de-gestion_ug_natagriwal.pdf
(accessed 20.06.2021)

Nolan, K & Callahan, J., 2006. Beachcomber Biology: The Shannon-Weiner Species Diversity Index. *Proceedings Workshop of the Association for Biology Laboratory Education*. 27.

Olsson, V., 1995. The Red-backed Shrike *Lanius collurio* in southeastern Sweden: Breeding biology. *Ornis Svecica*. 5, 101–110.

<https://doi.org/10.34080/os.v5.22999>

Patten, M.A. & Kelly, J.F., 2010. Habitat selection and the perceptual trap. *Ecological Applications*. 20, 2148–2156.

<https://doi.org/10.1890/09-2370.1>

Pellissier, V., Schmucki, R., Pe'er, G., Aunins, A., Brereton, T.M., Brotons, L., Carnicer, J., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., del Moral, J.C., Escandell, V., Evans, D., Foppen, R., Harpke, A., Heliölä, J., Herrando, S., Kuussaari, M., Kühn, E., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Moshøj, C.M., Musche, M., Noble, D., Oliver, T.H., Reif, J., Richard, D., Roy, D.B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Teufelbauer, N., Touroult, J., Trautmann, S., van Strien, A.J., van Swaay, C. a. M., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Voříšek, P., Jiguet, F & Julliard, R., 2020. Effects of Natura 2000 on nontarget bird and butterfly species based on citizen science data. *Conservation Biology*. 34, 666–676.

<https://doi.org/10.1111/cobi.13434>

Peet, R.K., 1975. Relative Diversity Indices. *Ecology*. 56, 496–498. <https://doi.org/10.2307/1934984>

Peng, R.K., Fletcher, C.R & Sutton, S.L., 1992. The effect of microclimate on flying dipterans. *International Journal of Biometeorology*. 36, 69–76.

<https://doi.org/10.1007/BF01208916>

Porter, J.H., Parry, M.L & Carter, T.R., 1991. The potential effects of climatic change on agricultural insect pests. *Agricultural and Forest Meteorology*. 57, 221–240.

[https://doi.org/10.1016/0168-1923\(91\)90088-8](https://doi.org/10.1016/0168-1923(91)90088-8)

Prinzing, A., 2005. Corticolous arthropods under climatic fluctuations: compensation is more important than migration. *Ecography*. 28, 17–28.

<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03940.x>

- Raghu, S., Drew, R.A.I & Clarke, A.R., 2004. Influence of Host Plant Structure and Microclimate on the Abundance and Behavior of a Tephritid Fly. *Journal of Insect Behavior*. 17, 179–190.
<https://doi.org/10.1023/B:JOIR.0000028568.90719.2a>
- Raven, P.H & Wagner, D.L., 2021. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 118, e2002548117.
<https://doi.org/10.1073/pnas.2002548117>
- Recher, H., Eveleigh, N & Majer, J., 2001. The effects of reducing bird predation on canopy arthropods of marri (*Eucalyptus calophylla*) saplings on the Swan Coastal Plain, Western Australia. *Edith Cowan University Publications* 84.
- Robertson, B.A. & Horváth, G., 2019. Color polarization vision mediates the strength of an evolutionary trap. *Evolutionary Applications*. 12, 175–186.
<https://doi.org/10.1111/eva.12690>
- Robertson, B.A. & Hutto, R.L., 2006. A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing. *Ecology*. 87, 1075–1085.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1075:AFFUET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2)
- Roodbergen, M., van der Werf, B. & Hötter, H., 2012. Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *Journal of Ornithology*. 153, 53–74.
<https://doi.org/10.1007/s10336-011-0733-y>
- Sharma, H.C., 2014. Climate Change Effects on Insects: Implications for Crop Protection and Food Security. *Journal of Crop Improvement*. 28, 229–259.
<https://doi.org/10.1080/15427528.2014.881205>
- Sjödín, N.E., Bengtsson, J & Ekbom, B., 2008. The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology*. 45, 763–772.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01443.x>

- Skendžić, S., Zovko, M., Živković, I.P., Lešić, V & Lemić, D., 2021. The Impact of Climate Change on Agricultural Insect Pests. *Insects*. 12, 440.
<https://doi.org/10.3390/insects12050440>
- Strandburg-Peshkin, A., Farine, D.R., Couzin, I.D. & Crofoot, M.C., 2015. Shared decision-making drives collective movement in wild baboons. *Science*. 348, 1358–1361.
<https://doi.org/10.1126/science.aaa5099>
- Suggitt, A.J., Wilson, R.J., August, T.A., Fox, R., Isaac, N.J.B., Macgregor, N.A., Morecroft, M.D. & Maclean, I.M.D., 2015. Microclimate affects landscape level persistence in the British Lepidoptera. *Journal of Insect Conservation*. 19, 237–253.
<https://doi.org/10.1007/s10841-014-9749-y>
- Svenningsen, C.S., Bowler, D.E., Hecker, S., Bladt, J., Grescho, V., Dam, N.M. van, Dauber, J., Eichenberg, D., Ejrnæs, R., Fløjgaard, C., Frenzel, M., Frøslev, T.G., Hansen, A.J., Heilmann-Clausen, J., Huang, Y., Larsen, J.C., Menger, J., Nayan, N.L.B.M., Pedersen, L.B., Richter, A., Dunn, R.R., Tøttrup, A.P & Bonn, A., 2020. Contrasting impacts of urban and farmland cover on flying insect biomass. *Biorxiv*.
<https://doi.org/10.1101/2020.09.16.299404>
- Tarara, J.M., 2000. Microclimate Modification with Plastic Mulch. *HortScience*. 35, 169–180.
<https://doi.org/10.21273/HORTSCI.35.2.169>
- Torma, A., Császár, P., Bozsó, M., Deák, B., Valkó, O., Kiss, O & Gallé, R., 2019. Species and functional diversity of arthropod assemblages (Araneae, Carabidae, Heteroptera and Orthoptera) in grazed and mown salt grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 273, 70–79.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.004>
- Titeux, N., Aizpurua, O., Hollander, F., Sardà-Palomera, F., Hermoso, V., Paquet, J.-Y., Mestdagh, X., Settele, J., Brotons, L & Van Dyck, H., 2020. Ecological traps and species distribution models: a challenge for prioritizing areas of conservation importance. *Ecography*. 43, 365–375.
<https://doi.org/10.1111/ecog.04783>

- Tryjanowski, P., Karg, M.K. & Karg, J., n.d., 2003. Diet composition and prey choice by the red-backed shrike *Lanius collurio* in western Poland. *Belgian Journal Zoology*. 133, 157-162.
- Vickery, J.A., Bradbury, R.B., Henderson, I.G., Eaton, M.A & Grice, P.V., 2004. The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation*. 119, 19–39.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.06.004>
- Weiss, N., Zucchi, H & Hochkirch, A., 2013. The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. *Biodiversity and Conservation*. 22, 2167–2178.
<https://doi.org/10.1007/s10531-012-0398-8>
- Wiens, J.A., 1973. Pattern and Process in Grassland Bird Communities. *Ecological Monographs*. 43, 237–270.
<https://doi.org/10.2307/1942196>
- Willmer, P.G., 1982. Microclimate and the Environmental Physiology of Insects, in: Berridge, M.J., Treherne, J.E., Wigglesworth, V.B. (Eds.), *Advances in Insect Physiology*. Academic Press, pp. 1–57.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2806\(08\)60151-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2806(08)60151-4)
- Xu, M., Qi, Y., Chen, J. & Song, B., 2004. Scale-dependent relationships between landscape structure and microclimate. *Plant Ecology* 173, 39–57.
<https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000026322.18998.cc>

Annexes

Les tableaux:

Tableau 1 : Taille moyenne des invertébrés capturés au filet.

Groupes	Taille moyenne individu	%
Arane	0,242131148	4,44%
Coleoptere	0,375415058	6,89%
Collembola	0,084081978	1,54%
Dermaptera	1,066666667	19,57%
Diptere	0,209898301	3,85%
Ephemeroptera	0,657142857	12,06%
Hemiptere	0,303210834	5,56%
Hymenoptere	0,21768797	3,99%
Isopode	0,736363636	13,51%
Ixodida	0,18125	3,33%
Mecoptere	0,7	12,84%
Neuroptere	0,533333333	9,79%
Sarcoptiformes	0,05	0,92%
Thysanoptera	0,092788732	1,70%
SOMME	5,449970515	100,00%

Tableau 2 : tableau récapitulatif de toutes les analyses GlmmTMB présentes dans la partie résultat. Significativité = degré de significativité (codes : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1). Les données significatives sont mises en gras.

Modèle	χ^2_1	Df	P-valeur	Significativité
Les invertébrés				
3.1.1.1) Le nombre d'invertébrés				
Session	278.053	4	< 0.001	***
TailleVG	3.126	1	0.077	.

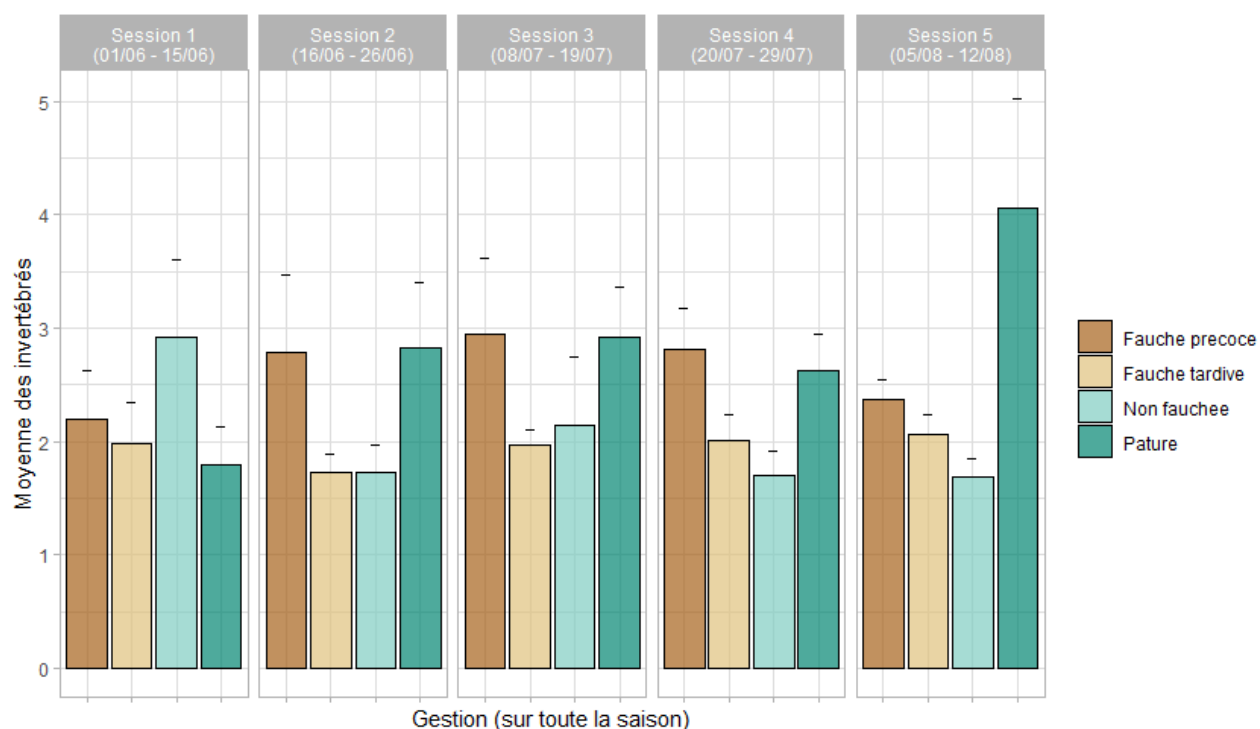
Natura	12.916	1	< 0.001	***
Humidité sol	30.649	1	< 0.001	***
Température sol	0.449	1	0.503	
3.1.1.2) La diversité d'invertébrés (selon l'ordre)				
Session	44.108	4	< 0.001	***
Gestion	32.306	2	< 0.001	***
Natura	0.570	1	0.450	
Humidité sol	0.007	1	0.932	
Température sol	0.0003	1	0.985	
3.1.1.2) La diversité d'invertébrés (selon la famille)				
Session	247.274	4	< 0.001	***
Gestion	63.613	2	< 0.001	***
Natura	1.248	1	0.264	
Humidité sol	13.003	1	< 0.001	***
Température sol	2.817	1	0.093	.
3.1.1.3) La taille des invertébrés				
Session	211.761	4	< 0.001	***
TailleVG	48.879	1	< 0.001	***
Humidité sol	4.420	1	0.036	*
Température sol	5.168	1	0.023	*
Les invertébrés d'intérêt pour la Pie-grièche écorcheur				
3.3.1.1) Le nombre d'invertébrés d'intérêt				
TailleVG	20.407	1	< 0.001	***
Natura	13.616	1	< 0.001	***

3.3.1.2) La taille des invertébrés d'intérêt				
TailleVG	17.838	1	< 0.001	***
Les insectes ailés				
3.1.2.1) Le nombre d'insectes ailés				
Session	344.768	4	< 0.001	***
TailleVG	7.832	1	0.005	**
Natura	5.383	1	0.020	*
Température sol	7.859	1	0.005	**
Humidité sol	4.863	1	0.027	*
Les orthoptères				
3.1.3.1) Le nombre d'orthoptères				
Session	118.655	4	< 0.001	***
TailleVG	3.467	1	0.063	.
Natura	3.128	1	0.077	.
Température sol	1.646	1	0.200	
Humidité sol	0.474	1	0.491	
Taille*TailleVG	21.914	2	< 0.001	***
Taille*Température sol	0.246	2	0.885	
Taille*Humidité sol	3.668	2	0.160	
Microclimat				
3.2) Les valeurs de la température				
TempLevel	3.066	1	0.080	.
Session	32.566	4	< 0.001	***
3.2) Les valeurs de l'humidité				

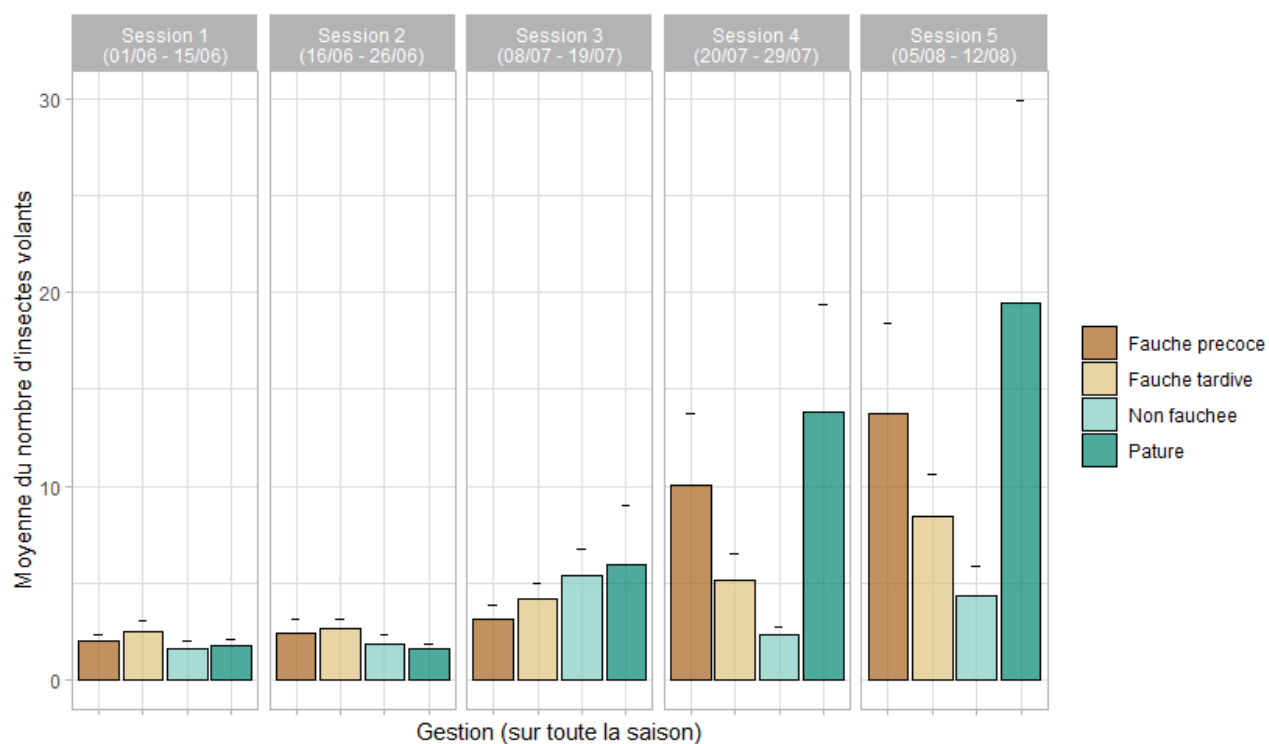
HumLevel	781.02	1	< 0.001	***
Session	166.25	4	< 0.001	***
TailleVG	1.065	1	0.302	
Ajout de l'effet quadratique				
HumLevel	793.862	1	< 0.001	***
Session	225.380	4	< 0.001	***
TailleVG	18.320	1	< 0.001	***
I(TailleVG)^2	17.222	1	< 0.001	***

Abréviation des facteurs : *TailleVG* = taille de la végétation en centimètre, *TempLevel* = niveau de la température (température relevée au sol ou température relevée à hauteur d'homme), *HumLevel* = niveau de l'humidité (Humidité relevée au sol ou humidité relevée à hauteur d'homme).

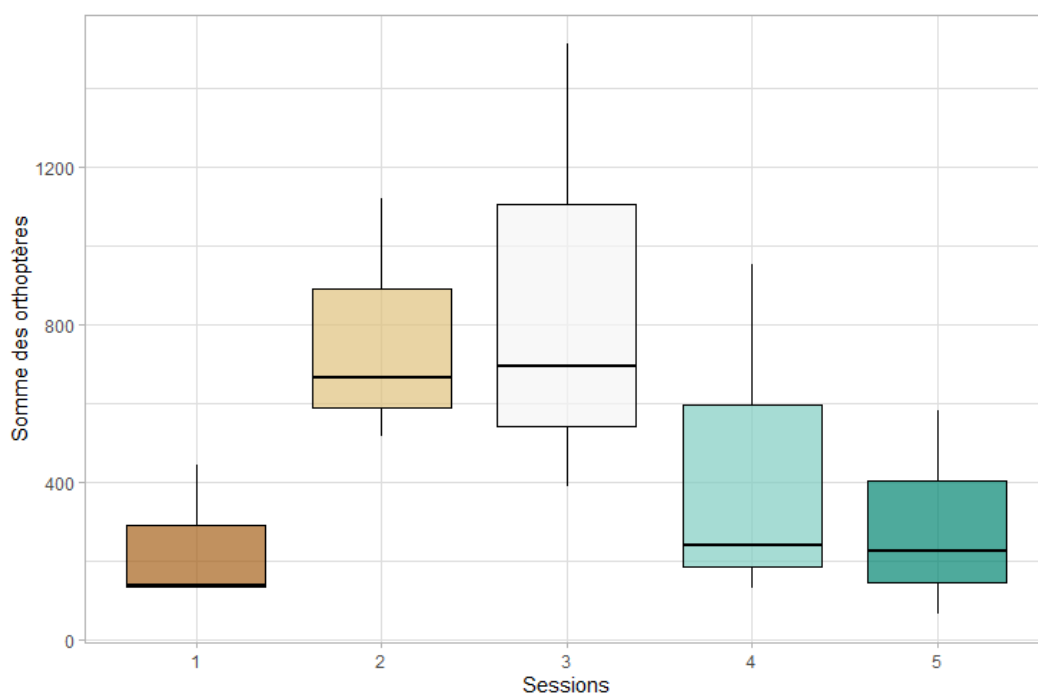
Les figures :



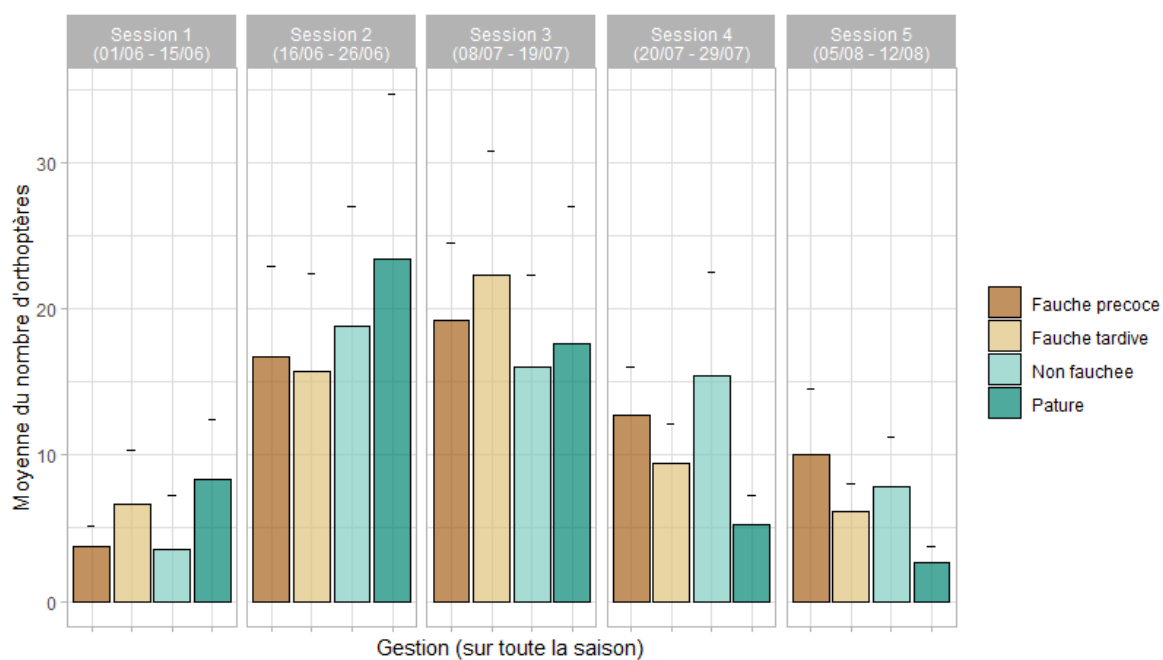
Annexe 1 : Moyenne des invertébrés récoltés lors de chaque session en fonction de la gestion sur toute la saison d'échantillonnage via un piégeage au filet. Moyenne $\pm$ erreur-type.



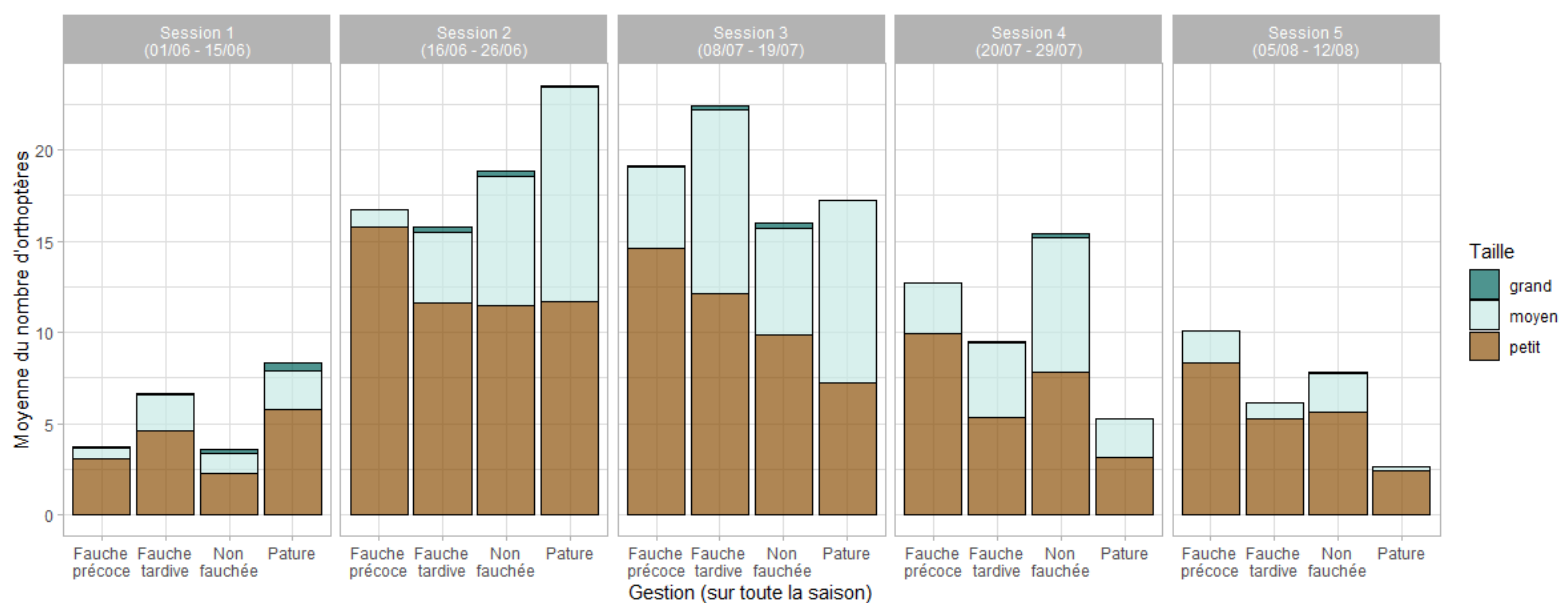
Annexe 2 : Moyenne des individus ailés à chaque session en fonction de la gestion sur toute la saison d'échantillonnage via un comptage sur le terrain, n'ayant pas nécessité de capture. Moyenne $\pm$ erreur-type.



Annexe 3 : Somme des orthoptères en fonction des sessions. Méthode de comptage à l'aide d'un biocénomètre.



Annexe 4 : Moyenne des orthoptères pour chaque session en fonction de la gestion sur toute la saison d'échantillonnage via un comptage sur biocénomètre. Moyenne $\pm$ erreur-type.



Annexe 5 : Moyenne du nombre d'orthoptères par session en fonction de la gestion sur toute la saison et de leurs tailles.