

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

Analyse der Insektenbiomasse aus Malaise-Fallen- Fängen in verschiedenen Habitaten im Osten Luxemburgs

verfasst von / submitted by

Ben Rock, BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien, 2023 / Vienna 2023

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

UA 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Master Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

Univ.-Prof. Mag. Dr. Konrad Fiedler

Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich bei meinem Betreuer, Univ.-Prof. Mag. Dr. Konrad Fiedler, bedanken. Seine Hilfestellung bei der Auswahl und der Formulierung des Themas meiner Masterarbeit sowie seine zahlreichen wertvollen Feedbacks und Kommentare haben die Fertigstellung der Arbeit entscheidend vorangebracht.

Ein ganz großer Dank gilt meiner Mutter für die unermüdliche Unterstützung und die aufmunternden Worte auf dem Weg zur Fertigstellung dieser Masterarbeit.

Meiner Partnerin möchte ich von ganzem Herzen für die moralische Unterstützung, auch in schwierigen Zeiten, während des Verfassens der Masterarbeit danken.

Ein besonderer Dank gilt auch meinem Vater für das Korrekturlesen meiner Arbeit und der Unterstützung während der gesamten Studienzeit.

Bei der Stiftung Natur & Umwelt möchte ich mich herzlich für die Bereitstellung ihrer Insektenproben und das Ermöglichen eines Praktikums bedanken. Insbesondere möchte ich Nathalie Grotz und Claude Kolwelter von Natur & Umwelt für ihre Unterstützung und Verfügbarkeit bei etwaigen Fragen danken.

Zudem möchte ich mich bei Dr. Frank Mousset für hilfreiche Ratschläge bei Statistikfragen bedanken, sowie bei Evelyn Purr, die mir stets bei Fragen zum QGIS-Programm zur Verfügung stand.

Inhaltsverzeichnis

Abstract.....	8
Kurzfassung.....	9
Einleitung.....	10
Fragestellungen.....	13
Hypothesen.....	14
Methoden.....	15
Beprobung.....	15
Biomasse.....	17
Wetterdaten.....	19
Statistische Datenanalyse.....	19
Resultate.....	21
Insektenbiomasse in den Malaise-Fallen-Fängen nach Ordnungen bzw. Standorten.....	21
Quantitative Verfügbarkeit der Fluginsektenbiomasse im Verlauf der Zeit.....	24
Einfluss der landschaftlichen Umgebung der Fallenstandorte auf die Insektenbiomasse.....	26
Biomasse der Fallenfänge in Zusammenhang mit Witterungsdaten.....	29
Vertretene Trophie-Ebenen und Nahrungsgilden in den Malaise-Fallen-Fängen.....	31
Diskussion.....	34
Informationen zum Rückgang der Insektenbiomasse in Nachbarregionen Luxemburgs.....	36
Zusammenhang der landschaftlichen Diversität und der Insektenbiomasse.....	38
Biomasse in Zusammenhang mit Witterungsdaten.....	40
Analyse der vertretenen Nahrungsgilden in den Malaise-Fallen.....	41
Erfassung wichtiger Nahrungsorganismen für die Zielarten in den Malaise-Fallen.....	43
Conclusio.....	47
Bibliografie.....	49
Appendix.....	59
Fallenstandorte.....	61
Bezeichnung der Standorte:.....	61
Überblick der 15 Standorte im Osten Luxemburgs.....	62
Charakterisierung der Standorte.....	62

Abstract

In this thesis, the flying insect biomass from the months April to July 2021 is analysed. The insects were caught by means of Malaise traps at 15 different sites in the east of Luxembourg by the Nature & Umwelt Foundation as part of the Life project "Bats & Birds". By sorting and identifying the trap catches on order level, it was possible to create an overview of which insects were represented in the Malaise traps. In total, I observed representatives from 7 insect orders. Diptera, Hymenoptera and Lepidoptera were dominant in the traps in terms of biomass. At sites where management measures had been carried out before the trapping period, the biomass yield was higher. Furthermore, it could be confirmed that biomass varies strongly depending on the month of capture. In this context, the biomass data were correlated with weather data from different nearby weather stations. While a strong positive correlation was found between temperature and insect biomass, the relationship between precipitation and biomass did not show a clear trend.

The allocation of insects to family or species level in feeding guilds showed that nectarivores clearly dominated the trap catches. In addition, this analysis showed that the expectations with regard to the trophic pyramid were fulfilled. The landscape diversity of the surroundings of the trap sites (50m radius) was also investigated. This allowed biomass data to be related to the surrounding land use types. The analysis showed that biomass tended to be higher in Malaise traps surrounded by forest and shrubland than traps in grassland.

In this work, some aspects of insect biomass and composition in malaise trap catches could be confirmed, fitting seamlessly into the existing knowledge of the specific malaise trap literature. Long-term monitoring could provide further fundamental information.

Kurzfassung

In der vorliegenden Arbeit wird die Fluginsektenbiomasse aus den Monaten April bis Juli 2021 analysiert. Die Insekten wurden mittels Malaise-Fallen an 15 Standorten im Osten Luxemburgs durch die Stiftung Natur & Ëmwelt im Rahmen des Life-Projektes "Bats & Birds" gefangen. Durch die Sortierung und Bestimmung der Fallenfänge auf Ordnungsniveau konnte ein Überblick geschaffen werden, welche Insekten in den Malaise-Fallen vertreten waren. Insgesamt beobachtete ich Vertreter aus 7 Insektenordnungen. Diptera, Hymenoptera und Lepidoptera waren in den Fallen dominant in Bezug auf ihre Biomasse. An Standorten, an denen vor der Fangperiode Management-Maßnahmen durchgeführt worden waren, fiel der Ertrag der Biomasse höher aus. Weiters konnte bestätigt werden, dass die Biomasse je nach Aufnahmezeitpunkt stark variiert. In diesem Zusammenhang wurden die Biomassedaten mit Wetterdaten aus verschiedenen nahegelegenen Wetterstationen in Verbindung gesetzt. Während zwischen Temperatur und Insektenbiomasse ein stark positiver Zusammenhang hergestellt werden konnte, ließ die Beziehung zwischen Niederschlag und Biomasse keinen klaren Trend erkennen.

Die Zuordnung der Insekten auf Familien- bzw. Artniveau in Nahrungsgilden ergab, dass Nektarivore die Fallenfänge deutlich dominierten. Zudem hatte diese Analyse ergeben, dass die Erwartungen, die man in Hinblick auf die trophische Pyramide hat, erfüllt wurden. Ebenfalls wurde die landschaftliche Diversität der Umgebung der Fallenstandorte (50m-Radius) untersucht. So konnten Biomassedaten mit den umgebenden Landnutzungstypen in Verbindung gesetzt werden. Die Analyse ergab, dass die Biomasse in Malaise-Fallen tendenziell in der Umgebung von Wald und Gebüsch höher ausfiel als bei Fallen im Grünland.

In dieser Arbeit konnten einige Aspekte der Insektenbiomasse und deren Zusammensetzung in Malaise-Fallen-Fängen bestätigt werden, indem sie sich nahtlos in den bestehenden Kenntnisstand der speziellen Malaise-Fallen-Literatur einfügen. Ein langfristiges Monitoring könnte zu aussagekräftigeren Ergebnissen führen.

Einleitung

Insekten machen einen Großteil der Lebewesen in der terrestrischen Tierwelt aus. Sie üben sehr wichtige ökologische Funktionen aus (Weisser & Siemann, 2013). Insekten tragen einen essentiellen Beitrag zur Funktionalität unserer Ökosysteme bei. Aber auch für den Erhalt von Ökosystemleistungen und den von der Existenz bedrohten Arten ist das Fortbestehen von Tierpopulationen in Agrarlandschaften von großer Bedeutung (Tscharrntke et al., 2005). Sie spielen nicht nur eine bedeutsame Rolle in zahlreichen Prozessen (Ollerton et al., 2011), sondern stellen auch eine elementare Nahrungsquelle für höhere trophische Ebenen dar. Zum Beispiel können sie als Bestäuber und Samenverbreiter bei Blütenpflanzen oder als Nahrung und Energiequelle für andere Organismen fungieren. Zudem spielt die Bestäubungsleistung durch Insekten auch eine wichtige Rolle, was die Monetarisierung von Ökosystemen angeht. Potts et al. (2010) betonen in ihrer Publikation nochmal, dass das Insektensterben dadurch, dass die vollbrachten Ökosystemleistungen mit anderen Prozessen und Triebkräften in Verbindung stehen, auch negative Folgen auf den globalen Wandel hat. Gerade deswegen ist der Rückgang an Insektenbiomasse, der in vollem Gange ist (Hallmann et al., 2017; Wagner et al., 2021), auch ein breit diskutiertes Thema in der Gesellschaft. Es ist in der Tat ein Thema, das es auch vermehrt in die Schlagzeilen von Tageszeitungen schafft. Unter anderem durch die sogenannte Krefeld-Studie (Hallmann et al., 2017) wurde nochmals aufgezeigt, wie es um den Insektenbestand steht. Tatsächlich bekam diese Studie große Aufmerksamkeit, auch auf internationaler Ebene, und wurde somit zu dem Biodiversitätsthema der letzten Jahre. In einem Schutzgebiet in NW-Deutschland war zuvor schon ein dramatischer Rückgang der Insektenbiomasse um fast 80% festgestellt worden (Sorg et al., 2013).

Der angesprochene Insektenrückgang hat mit Sicherheit negative Auswirkungen, da Insekten aus ökosystemarer Sicht von hoher Bedeutung sind (Öckinger & Smith, 2007). Nicht zuletzt sind sie durch mehrere Faktoren wie beispielsweise die Landnutzung und den Klimawandel bedroht. Dieser hat Folgen auf die Artenvielfalt und somit zugleich auf Nahrungsketten (Lister & Garcia, 2018). Davon sind beispielsweise auch insektivore Vögel und Fledermäuse betroffen, deren Hauptnahrung Insekten sind (Buij et al., 2012). Laut Bowler et al. (2019) ist der Rückgang von insektivoren Vögeln in Kontinentaleuropa längst schon im Gange. Faktoren wie Habitat-Veränderungen tragen zum Verlust der biologischen Vielfalt und somit auch zum Insektensterben bei. Tatsächlich werden Habitat-Veränderungen und somit auch die Zerstörung von Lebensräumen für den hohen Biodiversitätsverlust hauptverantwortlich gemacht (Maxwell et al., 2016). Dabei ist die

Intensivierung von Kulturlandschaften nur ein Teil davon. Besonders Mitteleuropa ist von intensiv geführten Landwirtschaftsflächen dominiert (Uchida & Ushimaru, 2014).

Intensivierung bedeutet die Entfernung von Hecken, Bäumen und anderen Strukturen, eine Vergrößerung der Straßen und Wege, Frühmähen, die Umwandlung von Wiesen in Ackerland sowie den Einsatz von Pflanzenschutz- und Düngemitteln.

Arthropoden betreffen die Intensivierung von landwirtschaftlich genutzten Flächen besonders. Es sind in der Tat vor allem deren Lebensräume, die durch den Einsatz von Pestiziden zerstört werden (Brühl & Zaller, 2019). Die Folge ist eine fragmentierte Landschaft und ein dramatischer Rückgang der Insektenbiomasse.

Laut Billeter et al. (2008) wurde der Biodiversitätsverlust schon in den letzten Jahrzehnten immer wieder als ein wichtiges Anliegen in der Ökologie thematisiert. Doch trotz zahlreicher Studien rund um den durch Landnutzungsänderungen geförderten Biodiversitätsrückgang wurde wenig unternommen, um beispielsweise dem herbivoren Insektensterben entgegen zu steuern (Kruess & Tschamtko, 2002).

Der Effekt des Insektensterbens spiegelt sich in der Tat in der Abundanz der insektivoren Vogelpopulationen wider. Laut Stanton et al. (2018) ist in den letzten Jahrzehnten unter anderem die Anzahl an insektivoren Vogelarten zurückgegangen. Der Insektenrückgang hat also direkte Auswirkungen auf die Nahrungsverfügbarkeit von Vögeln und somit auch auf deren Populationsdynamik. So wird, laut Seward et al. (2013), die Nahrungsverfügbarkeit also zu einem limitierenden Faktor für insektivore Vögel.

Die möglichen Ursachen für den Rückgang von Insekten werden bereits in der Literatur viel diskutiert. Als Hauptgründe werden, wie bereits erwähnt, Lebensraumverlust und Degradation ausgemacht (Potts et al., 2010). Aber auch Faktoren, die die Lebensqualität von Insekten vermindern, spielen eine bedeutende Rolle: Einsatz von Insektiziden, Schadstoffeinträge, aber auch der Klimawandel im Großen und Ganzen tragen laut Wagner (2021) einen erheblichen Beitrag zur verschlechterten Situation der Insekten bei.

Im Rahmen des Life-Projektes "Bats & Birds" in Luxemburg (www.life-bats-birds.lu) wurden Habitat-Management-Maßnahmen an 15 ausgewählten Standorten im Osten Luxemburgs ergriffen, um die Insektenvielfalt und -biomasse zu fördern und somit die Nahrungsgrundlage für die Zielarten dieses Projektes zu sichern. Diese Zielarten sind die große Hufeisennase und die Wimperfledermaus sowie Raubwürger, Neuntöter, Steinkauz und Wendehals.

Der Rückgang aller 6 Zielarten kann mit einem Verlust an Lebensräumen infolge einer intensivierten Landnutzung in Verbindung gebracht werden. Damit einher geht also auch

eine limitierte Nahrungsverfügbarkeit und somit auch eine drastische Reduktion der Lebensqualität.

Im Rahmen des Projektes wird die Nahrungsverfügbarkeit für die Zielarten in standardisierter Weise ermittelt, woraus sich ein langfristiges Monitoring ergeben soll. Ein Ziel des Life-Projektes ist es also, die Insektenbiomasse zu erhöhen und somit die Nahrungsgrundlage für bestimmte Vögel und Fledermäuse zu verbessern. Durch diese konkret unternommenen Habitat-Management-Maßnahmen soll dem negativen Trend entgegengesteuert werden.

Für den Fang von Insekten und die darauffolgenden wissenschaftlichen Untersuchungen gibt es zahlreiche Methoden. Neben Bodenfallen gibt es auch beispielsweise Lichtfallen (Sheikh et al, 2016) und Malaisefallen. Letztere gelten als eine besonders effiziente Methode für den Fang von flugfähigen Insektengruppen (Thomas & Sheikh, 2016).

Diese Methode wurde auch im Rahmen des Projektes in Luxemburg angewandt. Es wurden bereits zahlreiche wissenschaftliche Projekte anhand von Malaisefallen durchgeführt. Dabei handelt es sich um einen der am meisten verwendeten statischen Fallentypen für Fluginsekten, der ohne Lockmittel funktioniert (Muirhead-Thompson, 1991).

Für das Insektenmonitoring des Life-Projektes wurden Malaise-Fallen der Marke "bioform" verwendet. Diese sind mit Edelstahlhalterung und Doppel-Fangflasche (1 Liter) ausgestattet. Sie haben eine Höhe von 190cm, eine Länge von 190cm und Breite von ca. 100cm (Fig. 1).



Figur 1: Beispiel einer Malaise-Falle der Marke "bioform" an einem der 15 Standorte. Foto: Ben Rock (20.07.22).

In dieser Masterarbeit wird die mit Univ.-Prof. Mag. Dr. Konrad Fiedler vereinbarte gesammelte Insektenbiomasse aus dem Aufnahmejahr 2021 (von April bis Juli) untersucht. Bei der Sortierung nach Insekten-Ordnungen wurde darauf geachtet, welche Ordnungen häufig vorhanden sind, um dann gegebenenfalls einige Proben bis zur Familienebene zu bestimmen. Durch Zuordnung der Fänge auf Ordnungsniveau werden die Tiere funktionellen Gruppen bzw. Nahrungsgilden zugeordnet (Sorg et al. 2013), wodurch eine Einordnung ihrer Bedeutung in ökosystemaren Prozessen möglich wird.

Außerdem wird ein Überblick über die Zusammensetzung der Biomasse aus den Malaise-Fallen-Fängen sowie über die quantitative Verfügbarkeit der Fluginsektenbiomasse aus den Malaise-Fallen geschaffen.

Des Weiteren ist es interessant, sich den Zeitverlauf der Biomassenentwicklung während der Vegetationsperiode vergleichend in den verschiedenen Lebensräumen anzuschauen. Durch die Charakterisierung der Malaise-Fallen-Standorte wird ein Überblick der vorherrschenden landschaftlichen Diversität um die Fallenstandorte geschaffen.

Zudem werden die Biomassedaten in Zusammenhang mit Witterungsdaten gesetzt und mögliche Einflüsse von Umweltvariablen auf die Insektenbiomasse geprüft.

Durch meine Analyse der einzelnen Aspekte hoffe ich, den aktuellen Kenntnisstand der einschlägigen wissenschaftlichen Fachliteratur an den verschiedenen Habitaten im Osten Luxemburgs bestätigen zu können.

Fragestellungen

Aus dieser Ausgangslage ergeben sich folgende konkrete Fragestellungen:

1. Entwickelte sich im Jahr 2021 das zeitliche Muster der Fluginsektenbiomasse an 15 Standorten im Osten Luxemburgs parallel? Zielvariable ist hier die quantitative Verfügbarkeit der Insektenbiomasse in den einzelnen Kalendermonaten, aufgegliedert nach taxonomischen Großgruppen. Diese Beobachtungen sollen auch mit Daten zum Witterungsverlauf im Jahr 2021 in Verbindung gesetzt werden.
2. Welche taxonomischen Großgruppen bzw. funktionellen Gruppen oder Nahrungsgilden dominieren in den Fallenfängen, welche spielen hingegen nur eine untergeordnete Rolle? Wie variiert die Häufigkeit der Nahrungsgilden je nach Aufnahmemonat? Relevante Aspekte hierbei sind beispielsweise der Anteil von Insekten mit aquatischen Larven oder die Mengenverhältnisse der Insekten, die verschiedene Trophie-Ebenen repräsentieren (Herbivore, Detritivore, Prädatoren, Parasitoide).

3. Anhand der Charakterisierung der Malaise-Fallen-Standorte und der Definition eines 50m-Puffers um jede Falle können die Flächenanteile der vorherrschenden Landnutzungstypen sowie die landschaftliche Diversität beschrieben werden.
4. Zudem könnte anhand einschlägiger wissenschaftlicher Literatur ein Überblick über den Insektenrückgang in Luxemburgs Nachbarregionen (Niederlande, Deutschland, Belgien) verschafft werden.
5. Durch Rückgriff auf einschlägige Literatur zu den Zielarten des Projektes (insektivore Vögel und Fledermäuse) soll ermittelt werden, welche bekanntermaßen wichtigen Nahrungsorganismen überhaupt durch die Malaise-Fallen erfasst wurden (Tryjanowski et al., 2001; Mwansat et al., 2015).

Hypothesen

- 1) Die Insektenbiomasse unterscheidet sich nach Gesamtmenge und Zeitverlauf ihrer Emergenz auffallend zwischen den verschiedenen Habitattypen.
- 2) Die Ordnungen Diptera, Hymenoptera, Hemiptera und Lepidoptera machen den Großteil der Malaise-Fallen-Fänge aus (Matthews & Matthews, 1971; Gressit & Gressit, 1962; Geiger et al., 2016).
- 3) Die Gesamtbiomasse der Fluginsekten variiert stark je nach Aufnahmemonat. Dabei ist auch die Temperatur ein wichtiger Faktor (Hallmann et al., 2017; Kaczmarek et al., 2022, Welti et al., 2022).
- 4) Der Gesamtfang der Insektenbiomasse fällt geringer aus, wenn der Standort sich im Umkreis von landwirtschaftlich genutzten Flächen befindet. (Welti et al., 2022).
- 5) Da alle 15 Standorte sich nicht in der Nähe eines Gewässers befinden (Still- oder Fließgewässer), sind in den Insektenproben vor allem Herbivore und Prädatoren sowie auch Parasitoide zu finden. Dabei werden herbivore und nektarivore Insekten in den Malaise-Fallen dominant vertreten sein, während Prädatoren seltener anzutreffen sind. Der Anteil an Insekten mit aquatischen Larven wird daher eine geringere Rolle spielen. Die Häufigkeit des Vorkommens der verschiedenen Nahrungsgilden verändert sich voraussichtlich im Laufe der Vegetationsperiode.

Methoden

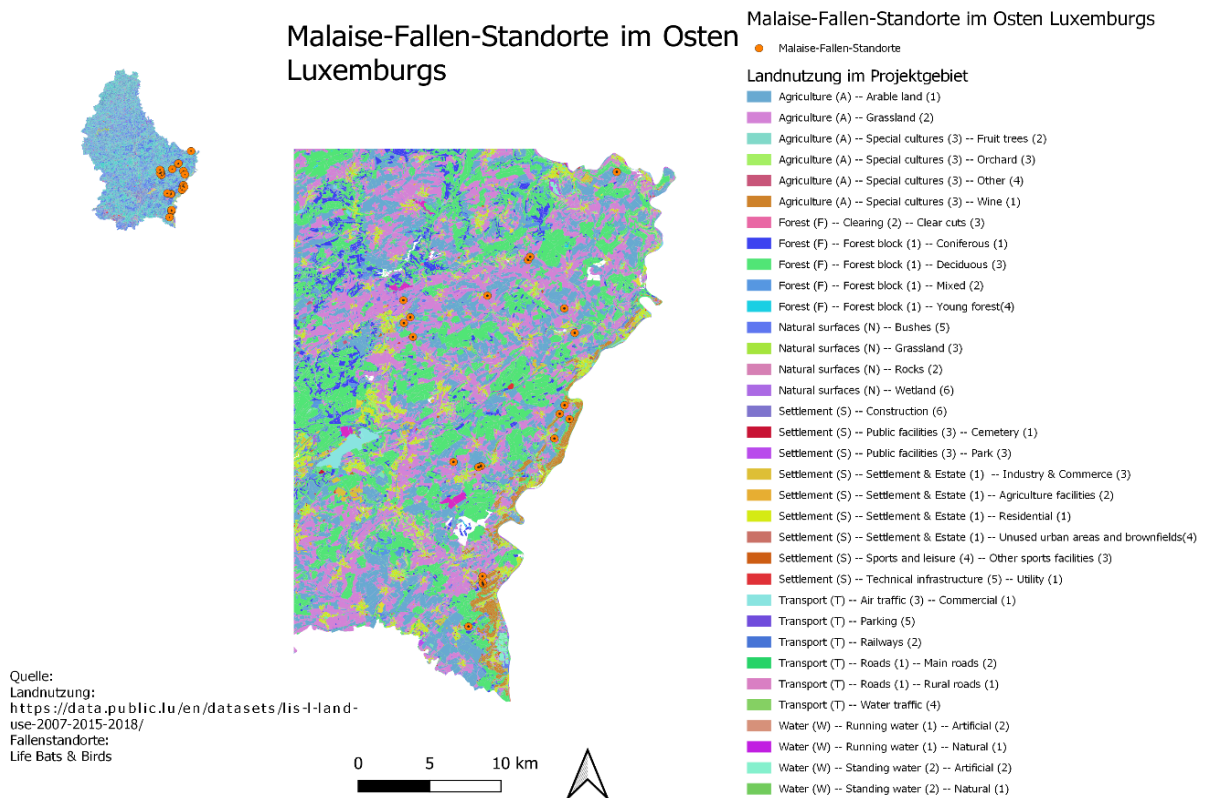
Beprobung

Die Beprobung der Standorte hatte vor Beginn meiner Bearbeitung bereits stattgefunden, diese erfolgte unter der Leitung von Nathalie Grotz und Claude Kolwelter von der Stiftung Natur & Ëmwelt in Luxemburg. Um die Insektenbiomasse zu erfassen, wurde an 15 verschiedenen Standorten im Osten Luxemburgs jeweils eine Malaise-Falle am Boden aufgestellt. Diese Fallen wurden alle 14 Tage entleert. Die zur Verfügung stehenden Proben stammten vom April 2021 bis einschließlich Juli 2021. Um die Insekten für nachfolgende Untersuchungen weiter nutzen zu können, wurden diese in Ethanol (96%) konserviert. Die Flächen, auf denen die Malaise-Fallen für das Monitoring platziert waren, sind vor allem Flachland-Mähwiesen und Streuobstwiesen. Die Lage der Flächen in Luxemburg ist Figur 2 zu entnehmen. Eine Übersicht gibt Tabelle 1, eine genauere Charakterisierung der einzelnen Flächen findet sich im Anhang (Kapitel: Charakterisierung der Standorte).

Tabelle 1: Zusammenfassung der 15 Standorte, gegliedert nach Habitat-Management-Maßnahmen.

Maßnahme	ID	Nummer	Jahr	Habitat-Lebensraum-Nutzung	Schutzgebiet	Koordinate Lat	Koordinate Long	Höhe über NN (m)	Parzelle	Flurname
Anpflanzung	1	C1A	2021	Mähwiese	LU0002016	6,38881854	49,75381763	310	55/191	Bech - In Lilien
	2	C1B	2021	Streuobst mit Pferdeweide	LU0002015	6,27471216	49,70092034	309	1330/1088	Junglinster - Hanner Weimerech
	3	C1X	2021	Mähwiese	LU0001029	6,341665126	49,53837832	232	2930/2880	Remich - Buedenbaach
	4	C1Y	2021	Mähwiese	LU0002015	6,265488379	49,72522803	331	367	Junglinster - Enner Reisch
	5	C15	2021	Verger	LU0002015	6,272177473	49,71394906	324	883/2328	Junglinster - an Duelen
Extensivierung	6	C2A	2021	Mähwiese	LU0001024	6,417040564	49,64989784	300	207/1957	Flaxweiler - op dem Frimbiërg
	7	C2B	2021	Mähwiese	LU0002016	6,38675052	49,75167632	318	55/190	Bech - In Lilien
	8	C2X	2021	Mähwiese intensiv	LU0001017	6,473402157	49,8096837	320	1546/2934	Rosport - op Wäiteschwee
	9	C2Y	2021	Mähwiese intensiv	LU0001029	6,342394687	49,53722408	239	2980/4043	Remich - Buedenbaach
	10	C25	2021	Trockenrase / Beweidung	LU0002015	6,265946701	49,7101297	350	1211/3238	Junglinster - Péiteschbiërg

Entbuschung	1 1	C3A	2021	Trockenrasen	LU0001024	6,4117851 11	49,633556 17	245	1731/548 8	Flaxweiler - Gëlleberg
	1 2	C3B	2021	ehem. Brache →Trockenrasen	LU0001024	6,4217870 68	49,655600 54	296	2318/391 9	Wormeldange - Haangeberr eg
	1 3	C3X	2021	Brachgefalle ner Weinberg	LU0002018	6,3402626 66	49,615389 52	308	478/1903	Lenningen - Canecherbie rg
	1 4	C3Y	2021	Brachgefalle ner Weinberg	LU0002018	6,3380324 1	49,614735 65	288	463/2031	Lenningen - Canecherbie rg
	1 5	C35	2021	Trockenrasen / Beweidung	LU0001029	6,3416761 9	49,542630 61	240	47/2906	Bous - am Fuusselach



Figur 2: Projektgebiet im Osten Luxemburgs mit den Fallenstandorten und der vorherrschenden Landnutzung.

Um eine möglichst hohe Fangquote zu erzielen, sollte die Platzierung und Ausrichtung der Malaise-Fallen sorgfältig vorbereitet werden (Fraser et al, 2008). Laut Gressitt und Gressitt (1962) wird die höchste Insektenfangquote erzielt, wenn Aspekte wie Dichte der Vegetation, Windverhältnisse und lokale Topografie mit in Betracht gezogen werden. So wurde von der Projektleitung darauf geachtet, dass alle Einflugöffnungen der aufgestellten Malaise-Fallen

nach Süden ausgerichtet waren. Die Platzierung in Richtung der Sonne ist sinnvoll, da viele flugaktive Insekten dem Licht entgegen fliegen.

Bei der Positionierung der Fallen konnte jedoch kein einheitlicher Abstand vom Waldrand oder von sonstiger Vegetation berücksichtigt werden, da die Projektleiter an die Vorgaben der Grundeigentümer gebunden waren.

Malaise-Fallen sind besonders gut für Offenlandbiotope geeignet (Ssymank et al., 2018). Dabei spielt die freie Sonneneinstrahlung auf die Dachkonstruktion der Malaise-Falle eine bedeutende Rolle. Somit ist die Anwendbarkeit dieser Methodik in Wäldern mit geschlossenem Kronendach sehr eingeschränkt beziehungsweise sind die Ergebnisse mit Offenlandflächen nur schwer vergleichbar. Außerdem ist zu beachten, dass bei Malaise-Fallenfängen auch immer wieder flugunfähige Taxa zu finden sein können. Dabei kann es sich beispielsweise um Araneae handeln oder auch um epigäische Arthropoden, die durch ihren Wirt oder Prädator in die Falle hineingetragen werden.

Malaise-Fallen sind am wenigsten effektiv beim Fangen großer aktiver flugfähiger Insekten (Karlsson et al, 2020). Dazu gehört beispielsweise die Ordnung der Odonata oder die Überfamilie der Tagfalter (Papilionoidea). Auch größere "Nachtfalter" werden eher selten gefangen.

Laut Karlsson et al. (2020) bieten Malaise-Fallen jedoch auch reichlich Vorteile. Die Fallen können ohne Aufsicht stehen gelassen werden und die Entleerung kann, je nach Jahreszeit, erst nach einigen Wochen erfolgen. Zudem bleiben die mit Ethanol gefüllten Behälter vorwiegend sauber. Dies erleichtert die Bearbeitung der Proben.

Laut Ssymank et al. (2018) bieten die Ergebnisse der Malaise-Fallenfänge eine gute Reproduzierbarkeit und Normierbarkeit der Methodik. Zudem sind die gesammelten Proben bei sorgfältiger Konservierung auch Jahrzehnte danach noch auswertbar. Ein weiterer Punkt ist, dass der Fang der flugfähigen Insekten in Relation mit deren Abundanz sowie deren Flugaktivität steht, weil auf zusätzliche Lockmittel verzichtet wird (Geiger et al., 2016).

Biomasse

Anhand der Malaise-Fallen-Fänge bestimmte ich zunächst die Gesamtbiomasse aller Fluginsekten. Dafür mussten ggf. Beifänge (z. B. Araneae, Opiliones, Schnecken ...) aussortiert werden. Die Biomasse wurde in die taxonomischen Großgruppen Diptera, Hymenoptera, Tagfalter und Nachtfalter (dazu gehörend auch Kleinschmetterlinge), Hemiptera, Dermaptera und Orthoptera eingeteilt. Zu der Großgruppe der Hymenoptera ist zu erwähnen, dass die Gruppe der Formicidae fast nicht in den Fallenfängen vertreten war und somit nicht für die weiteren Analysen von Bedeutung war. Neben diesen Großgruppen

wurden auch noch die Ordnungen, die sehr selten in den Proben vertreten waren, der Kategorie "andere Insekten" zugeordnet. Dazu gehörten Neuroptera, Blattodea und Mecoptera. Odonata waren über die 4 Monate nicht in den Fallen vertreten. Der Ordnung Hemiptera wurden sämtliche Insekten zugeordnet, die zu dieser Gruppe gehören. Dazu zählten sowohl Wanzen als auch Pflanzenläuse und Zikaden.

Sodann wurde auf einer digitalen Laborwaage der Marke Cgoldenwall (Maximalgewicht bis 5000g) mit einer Messgenauigkeit von 0,01g das Abtropfgewicht der Stichproben bestimmt, welches näherungsweise der lebenden Biomasse äquivalent ist. Anhand von Bestimmungsliteratur (Müller & Bährmann, 2015; Brohmer & Schaefer, 2018) wurde diese Insektenbiomasse nach Ordnungen sortiert. Bei verschiedenen Ordnungen erfolgte eine weitergehende Sortierung auf Familienebene, um Aussagen über die Trophie-Ebene bzw. funktionelle Bedeutung der betreffenden Insekten im Nahrungsnetz tätigen zu können. Einige wenige Insekten konnten auch auf Artebene bestimmt werden.

Zu erwähnen ist, dass die Gesamtbio­masse anfällig für Ausreißer ist. Dies war aber relativ selten der Fall. Lediglich war die Gruppe der Aranae mit insgesamt 3,59g als Beifang vereinzelt in sehr geringen Mengen in den Malaise-Fallen-Fängen vertreten. In einer anderen Probe war auch eine einzige Schnecke zu finden.

Wenn einzelne, gut erkennbare Insektenarten durch besonders hohe Abundanzen auffielen, wurde deren Biomasse separat bestimmt.

Eine effektive und präzise Sortierung der Proben erforderte zunächst eine Einarbeitung in die taxonomische Bestimmung der Insekten. Für die Bestimmung auf der Ebene von Ordnungen wurde anfangs ein Mikroskop zur Hilfe herangezogen, nach einiger Zeit, und vor allem nach erarbeiteter Routine, konnte diese auch ohne Hilfe präzise durchgeführt werden. Methodik und Herangehensweise konnten von Woche zu Woche verbessert und der Arbeitsablauf somit laufend optimiert werden.

Die gesammelte Probe wurde durch ein Sieb ausgeschüttet. Zuerst wurden die größeren Insekten, wie zum Beispiel Hummeln, Tag- und Nachtfalter und einige größere Käfer, zur Sortierung herangezogen. Anschließend wurden auch kleinere Insekten bei der Sortierung bestimmt. Die Insekten wurden nach Ordnungen in eine große Spülwanne der Marke bioform gelegt, damit dadurch eine Übersicht der bereits sortierten Insekten behalten werden konnte. Damit die Sortierung und somit auch das Abwiegen der Biomasse so präzise wie möglich ablaufen konnte, wurden die einzelnen Insekten, vor allem auch Insekten mit größerer Fläche wie beispielsweise Tagfalter, mit Ethanol abgespült, da viele

kleine Insekten daran klebten. Beim Vorgang der Sortierung wurde streng darauf geachtet, dass die Insekten in der Spülwanne zu keiner Zeit austrockneten.

Nachdem alle Insekten aus der ausgeschütteten Probe sortiert worden waren, wurden diese in einzelne Behälter gegeben. Zuerst wurde von den Behältern aus Plastik das Leergewicht bestimmt, anschließend wurde das Gewicht des Behälters mit Insekten abgelesen, welche anschließend wieder mit Ethanol (96%) zur Konservierung aufgefüllt wurden.

Wetterdaten

Die Wetterdaten aus dem Jahr 2021 für die Monate April, Mai, Juni und Juli der Beprobung der Insektenfallen können zur Analyse herangezogen werden, um mögliche Zusammenhänge zwischen der Menge an Biomasse und der mittleren Temperatur beziehungsweise des mittleren Niederschlags zu untersuchen.

Die vorhandenen Wetterdaten (mittlere Temperatur pro Kalendermonat, mittlere Niederschlagsmenge pro Kalendermonat) können also als mögliche Prädiktoren verwendet werden, da sie dazu beitragen können, vorherzusagen, wie die Insektenbiomasse sich im Laufe der Zeit entwickeln könnte (Klein et al., 2007).

Um die gesammelte Insektenbiomasse so präzise wie möglich mit Witterungsdaten in Verbindung zu setzen, wurde für jeden Standort die nächstgelegene Wetterstation ausgewählt. So kommt es, dass die zur Analyse herangezogenen Wetterdaten von 4 verschiedenen Wetterstationen im Osten Luxemburgs stammen. Für die Standorte C1B, C15, C25 und C1Y wurden die Daten der Wetterstation in Godbrange herangezogen. Die Daten für die Standorte C35, C1X und C2Y stammen von der Wetterstation in Remich. Außerdem wurden für die Standorte C3B, C2A, C3A, C3X und C3Y die Daten aus Wormeldange beziehungsweise für C1A, C2B und C2X die Daten aus Echternach zur Auswertung verwendet.

Statistische Datenanalyse

Die quantitative Datenauswertung in dieser Masterarbeit fiel weitgehend deskriptiv aus. Die ermittelten Biomassen und ihre anteiligen Beiträge wurden tabellarisch und graphisch erfasst. Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte mit den Programmen Microsoft Excel und PAST 4.12 (Hammer et al., 2001).

Aufgrund der kleinen Stichprobe ($n = 60$) und der immer wieder auftretenden Ausreißer wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman für Korrelationsanalysen herangezogen, um mögliche Zusammenhänge der Gesamtfänge der Malaise-Fallen und der landschaftlichen Zusammensetzung zu untersuchen. Zudem wurde mit dem

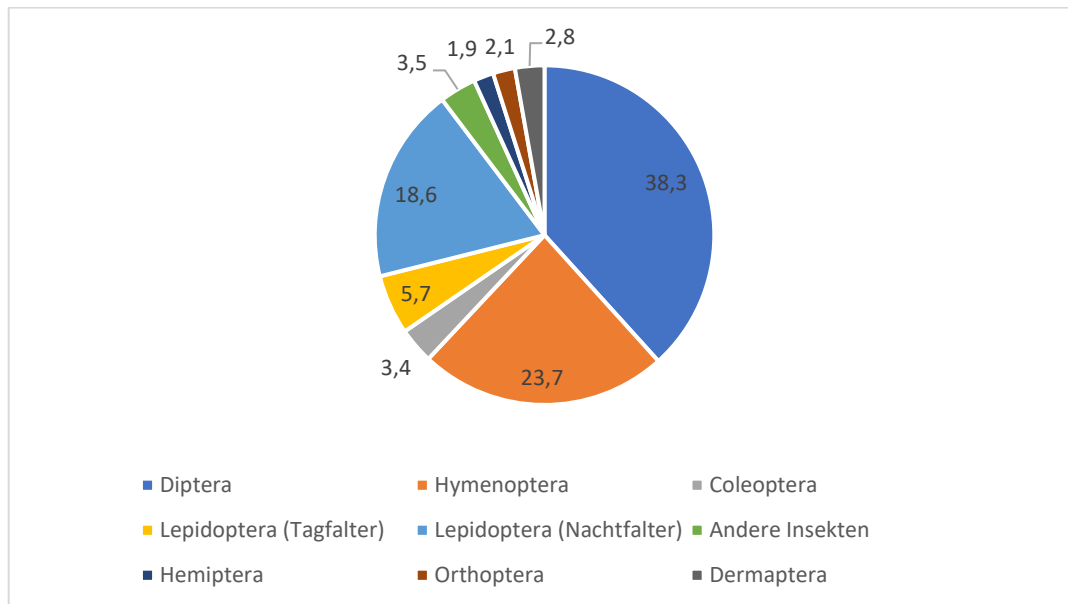
Geoinformationssystem QGIS 3.16.11 gearbeitet (QGIS Development Team, 2020). Ich habe Puffer von 50m um die Fallenstandorte gelegt. In diesen Puffern wurde die Landnutzung identifiziert, welche für die Insekten-Gemeinschaften der Fallenstandorte relevant sein könnte. Infolgedessen konnte die landschaftliche Diversität innerhalb dieser Puffer anhand des Shannon-Index bestimmt werden.

Tabelle 2: Abstand der Standorte der Malaise-Fallen zu einigen wichtigen Bezugspunkten in der umgebenden Kulturlandschaft.

Standort	Distanz zur nächsten Waldfläche (m)	Distanz zum nächsten Gewässer (m)	Distanz zu einer natürlichen Fläche (m)	Distanz zur nächsten landwirtschaftlich genutzten Fläche (m)	Distanz zur nächsten Siedlung (m)	Distanz zur nächsten Verkehrsinfrastruktur (m)
C1B	286	1587	15	0	217	131
C15	182	688	5	0	323	129
C2A	63	456	267	0	325	137
C2Y	34	1261	54	0	233	68
C1X	162	1279	17	0	266	83
C25	203	898	38	0	228	38
C3A	0	74	277	55	74	52
C3B	0	1038	215	36	283	32
C35	0	1266	110	68	423	64
C2X	163	849	6	0	397	65
C1Y	184	725	28	0	435	98
C3X	0	1596	29	32	370	25
C3Y	0	1421	62	58	220	20
C2B	302	497	458	0	621	61
C1A	499	394	202	0	415	233

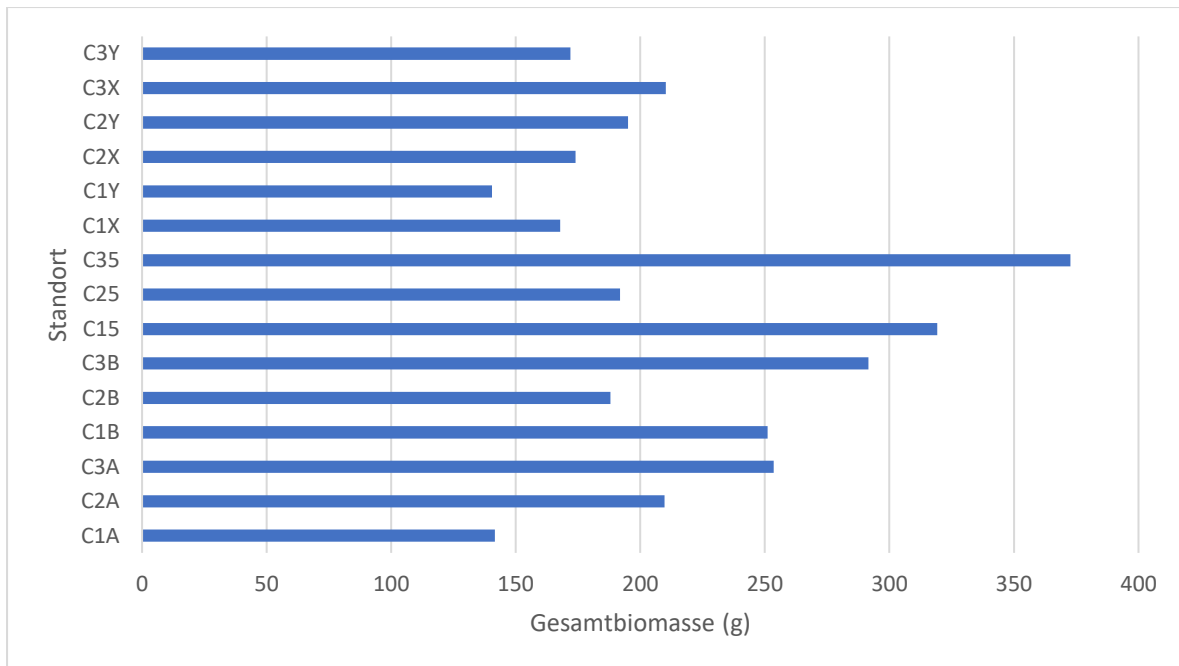
Resultate

Insektenbiomasse in den Malaise-Fallen-Fängen nach Ordnungen bzw. Standorten



Figur 3: Anteil der Biomasse (%) pro Insektenordnung aus den kumulierten Malaise-Fallen-Fängen der Monate April, Mai, Juni und Juli 2021.

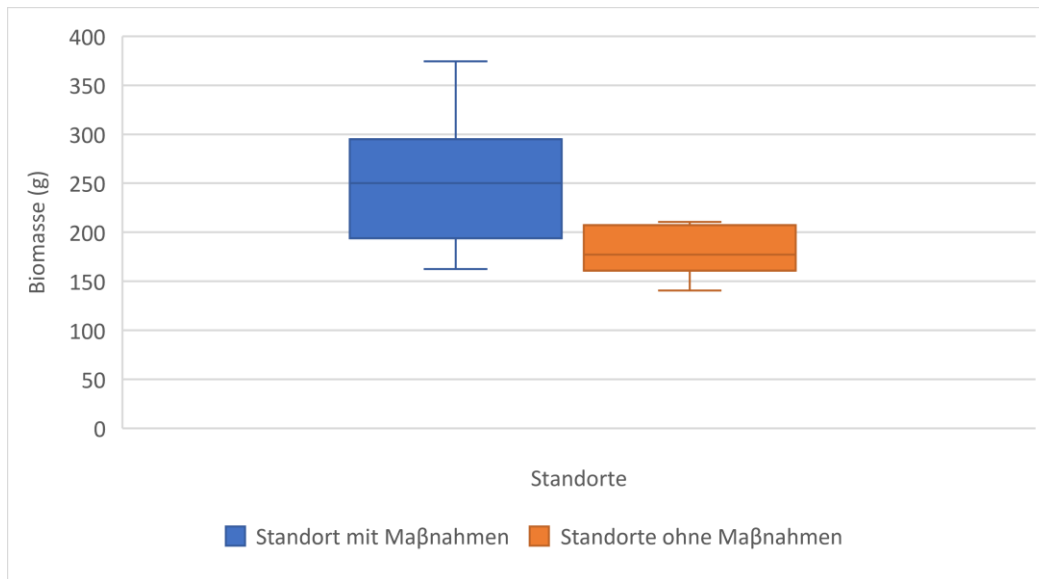
Insgesamt beobachtete ich Vertreter von 7 Ordnungen pterygoter Insekten in den Fallenfängen. Den größten Anteil der gesammelten Insektenbiomasse über die 15 Standorte hinweg aus den Monaten April 2021 bis Juli 2021 machte die Ordnung Diptera aus mit 38,3%, gefolgt von Hymenoptera (23,7%). Am wenigsten waren Dermaptera mit 2,8% beziehungsweise Hemiptera mit fast 2% in den Fallen-Fängen vertreten (Figur 3).



Figur 4: Gesamtbiomasse (g) der Insekten in Malaise-Fallen an 15 Standorten in Luxemburg von April bis Juli 2021.

Die Gesamtbiomasse der Malaise-Fallen-Fänge über den Zeitraum von April bis Juli 2021 in Luxemburg variierte je nach Standort (Figur 4). Auffällig war, dass vor allem am Standort C35 mit 374,34g deutlich am meisten Insektenbiomasse über den genannten Zeitraum zu beobachten war. Zudem konnte Standort C15 mit 298,13g ebenfalls eine hohe Biomasse vorweisen. Beides sind Standorte, an denen die Habitat-Management-Maßnahmen bereits länger (seit 5 Jahren) durchgeführt werden.

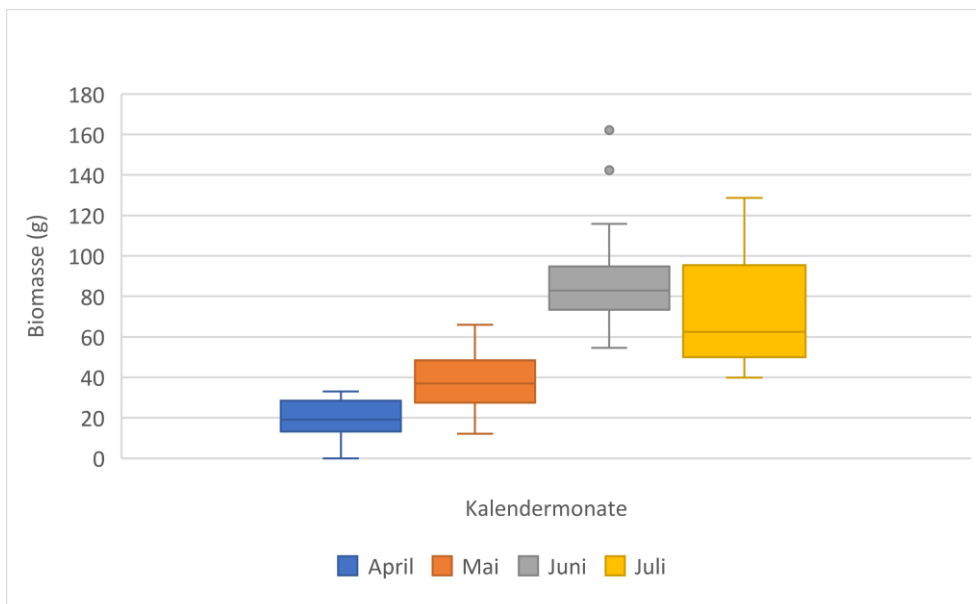
Um ein mögliches konsistentes Muster zu erkennen, ob an Standorten mit Durchführung von Naturschutzmaßnahmen in der Tat eine höhere Biomasse erzielt wurde, wurden die 15 Standorte im Osten Luxemburgs danach gruppiert, ob Habitat-Management-Maßnahmen durchgeführt wurden oder nicht (Figur 5). Dies war in der Tat der Fall (Mann-Whitney U-Test: $U = 9$; $p < 0,05$).



Figur 5: Gesamt-Biomasse (g) pro Standort, im Vergleich von Standorten mit bzw. ohne Habitat-Management-Maßnahmen. Angegeben sind der Median, Interquartilbereich und die Spannweite der Messwerte.

Quantitative Verfügbarkeit der Fluginsektenbiomasse im Verlauf der Zeit

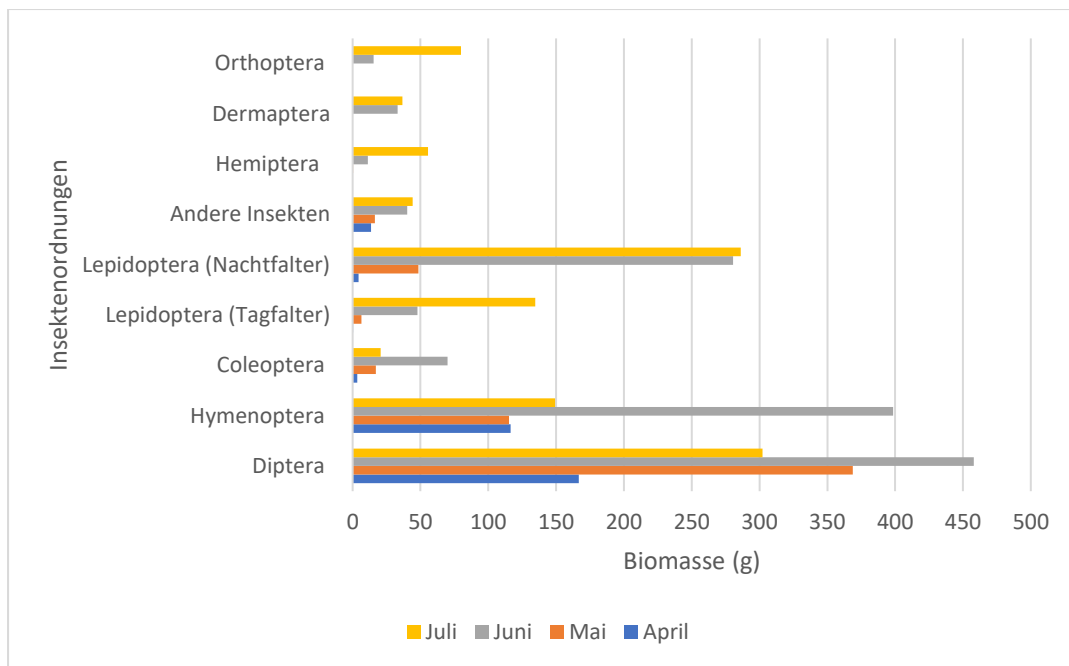
Um einen Überblick über das zeitliche Muster der Fluginsektenbiomasse über die 15 Standorte zu bekommen, wurde ein Boxplot erstellt (Figur 6). Die zeitliche Entwicklung der Fluginsektenbiomasse im Jahr 2021 zeigte einen klaren Trend an. Im Monat Juni waren etwa doppelt so viele Insekten in den aufgestellten Malaise-Fallen gefangen worden als im Mai. Im April und Mai war im Mittel die Biomasse der Insekten in den Fallenfängen deutlich geringer als im Juni und Juli. Der Unterschied über die Monate hinweg war signifikant (H-Test: $H_{3df} = 42,69$; $p < 0,0001$).



Figur 6: Quantitative Verfügbarkeit der Fluginsektenbiomasse aus den Malaise-Fallen in den Monaten April, Mai, Juni und Juli 2021. Angegeben sind der Median, Interquartilbereich, die Spannweite der Messwerte und die Ausreißerpunkte. Unit of analysis: Gesamtfang (g) der Malaise-Fallen pro Monat über die 15 Standorte hinweg.

Um herauszufinden, wo sich die signifikanten Unterschiede in den Daten befanden, wurde der Mann-Whitney-Test paarweise mit Bonferroni-Korrektur durchgeführt. Tatsächlich waren die Fänge der Monate April und Juni ($p < 0,05$), sowie April und Juli ($p < 0,05$) signifikant unterschiedlich. Auch in den Monaten Mai und Juni ($p < 0,05$) sowie Mai und Juli ($p < 0,05$) unterschieden sich die Fangergebnisse signifikant voneinander (Appendix: A5).

Schaut man sich Figur 7 genauer an, verdeutlicht diese die quantitative Verfügbarkeit der einzelnen Taxa aus den Malaise-Fallen-Fängen in den analysierten Kalendermonaten.



Figur 7: Quantitative Verfügbarkeit der Insektenbiomasse (g) nach taxonomischen Großgruppen in den Kalendermonaten April, Mai, Juni und Juli 2021.

Erwartungsgemäß war die Biomasse in den Sommermonaten deutlich am höchsten. Zu erwähnen ist die Zunahme an Biomasse der Hymenoptera von Mai auf Juni um 283,25g. Bei den Dipteren gab es eine Zunahme von rund 89g. Bemerkenswert war der Rückgang der Biomasse der Ordnung Hymenoptera von Juni auf Juli. Im Juni hatten in der Tat vor allem die Familie der Pflanzenwespen mit 53,03g und die *Vespa crabro* (10,31g) einen großen Anteil des Gesamtfanges der Hymenoptera im Monat Juni. Im Juli hingegen waren diese nicht in den Fallenfängen zu finden.

Die Biomasse der Nachtfalter, unter der sich viele Eulenfalter (z.B. die Unterfamilie Noctuidae) befanden, unterschied sich, anders als die der Tagfalter mit zahlreichen Schachbrettfaltern und Admiralen, im Juni und Juli kaum. Kleinschmetterlinge wurden hierbei auch den Nachtfaltern zugeordnet. In der Tat nahm die Biomasse der Tagfalter von Juni auf Juli um 86,81g zu. Zudem war bei den Coleoptera festzustellen, dass die gesammelte Biomasse im Mai (17,02g) fast genauso viel wie im Juli (20,68g) betrug.

Die Ordnungen Orthoptera, Dermaptera und Hemiptera waren in den ersten beiden Aufnahmemonaten beinahe nicht präsent. Lediglich die Hemiptera waren mit 0,44g in den Malaise-Fallen vertreten.

Einfluss der landschaftlichen Umgebung der Fallenstandorte auf die Insektenbiomasse

Tabelle 3: Flächenanteile der Landnutzungstypen (%) und Shannon-Index im Umkreis von 50m um die 15 Malaise-Fallen-Standorte.

Standort	Flächenanteil von Landnutzungstypen (%)	Shannon-Diversität H' (Basis 10)	Exponentialversion $10^{H'}$
C1A	Ackerland: 26,89 Grünland: 73,11	0,253	1,79
C2A	Ackerland: 17,99 Grünland: 82,01	0,205	1,60
C3A	Laubwald: 100	1,000	1,00
C1B	Grünland: 64,13 Streuobstwiese: 21,96 Gebüsch: 13,91	0,387	2,44
C2B	Ackerland: 33,24 Grünland: 66,76	0,276	1,89
C3B	Ackerland: 7,88 Laubwald: 88,51 Hauptstraße: 3,61	0,186	1,53
C15	Ackerland: 5,97 Grünland: 0,2 Streuobstwiese: 45,55 Gebüsch: 48,28	0,521	3,32
C25	Grünland: 90,79 Gebüsch: 5,52 Hauptstraße: 3,69	0,158	1,40
C35	Nadelwald: 16,19 Laubwald: 83,81	0,192	1,56
C1X	Grünland: 89 Gebüsch: 11	0,150	1,41
C2X	Ackerland: 8,15 Grünland: 82,81 Gebüsch: 9,04	0,251	1,78
C3X	Grünland: 8,8 Weinbau: 2,43 Laubwald: 74,27 Gebüsch: 6,65 Landstraßen: 7,51	0,389	2,45
C1Y	Grünland: 92,47 Gebüsch: 7,53	0,116	1,31
C2Y	Grünland: 92,35 Laubwald: 7,65	0,117	1,31
C3Y	Laubwald: 95,39 Landstraßen: 4,61	0,081	1,21

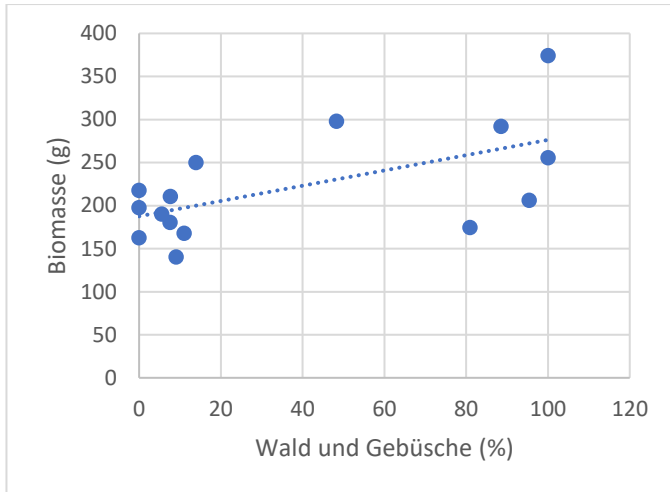
Innerhalb des um die Standorte gelegten 50m-Puffers konnte der Flächenanteil der vorherrschenden Landnutzungstypen bestimmt und der entsprechende Shannon-Index

berechnet werden. Hervorzuheben ist, dass die Umgebung an den allermeisten Standorten innerhalb dieses festgelegten Puffers lediglich 2 unterschiedliche Landnutzungstypen umfasste und dementsprechend auch eine geringe landschaftliche Diversität aufzeigte. Einzig die Standorte C15 und C3X wiesen eine höhere Diversität auf (Tabelle 3). Mittels des Korrelationskoeffizienten nach Spearman untersuchte ich, ob es möglicherweise einen Zusammenhang der vorhandenen Gesamtbiomassedaten pro Standort und der jeweiligen landschaftlichen Heterogenität an den Fallenstandorten gibt. Die Analyse ergab jedoch keinen Zusammenhang ($r_s = -0,014$; $p = 0,96$).

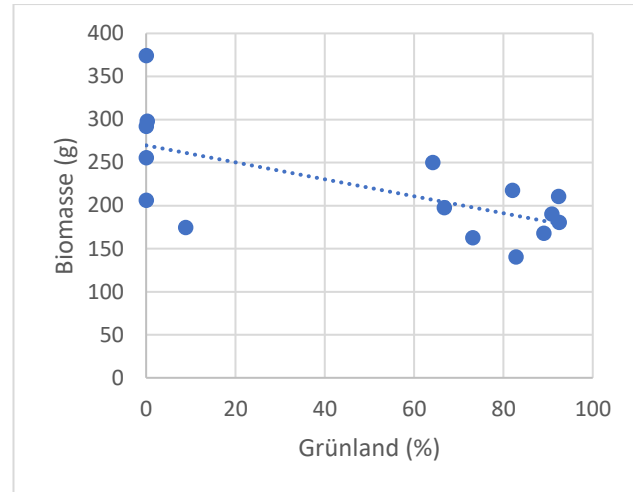
Anhand des Korrelationskoeffizienten nach Spearman untersuchte ich zudem mögliche Zusammenhänge zwischen der Ausprägung verschiedener Landnutzungstypen in den Puffern um die Standorte und der Gesamtbiomasse aus den Malaise-Fallen (Tabelle 4). Besonders zwischen dem Anteil von Grünland in der Fallenumgebung und der Gesamtbiomasse zeigte sich ein signifikant negativer Zusammenhang (Figur 9). Umgekehrt bestand ein schwacher positiver Zusammenhang zwischen dem Anteil von Wald/Gebüsche im Umfeld der Fallen und der Biomasse der Fluginsekten (Figur 8).

Tabelle 4: Zusammenhänge zwischen dem Anteil verschiedener Landnutzungstypen in der Umgebung (50 m Puffer) der Malaise-Fallen und der gesammelten Gesamtinsektenbiomasse (g). Angegeben sind Rang-Korrelationskoeffizienten nach Spearman und p-Werte. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) in Fettdruck.

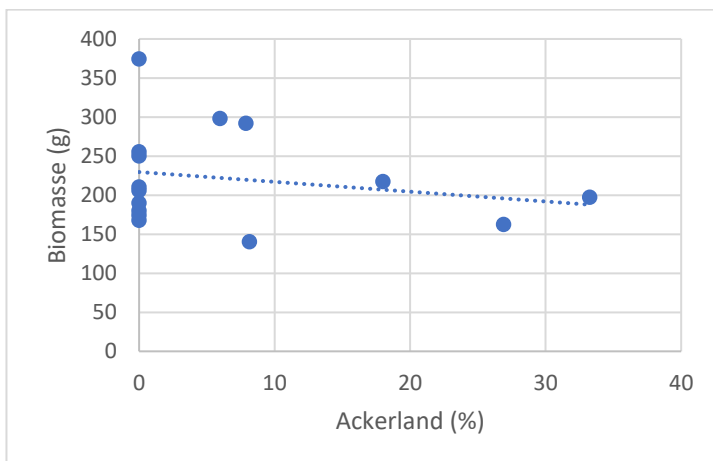
Landnutzungstyp	r_s	p-Wert
Grünland	-0,609	0,016
Ackerland	-0,149	0,596
Gebüsche	-0,209	0,454
Wald (Laub- und Nadelwald)	0,486	0,066
Verkehrsinfrastruktur	0,092	0,745
Wald/Gebüsche	0,526	0,044
Ackerland/Verkehrsinfrastruktur	-0,242	0,386



Figur 8: Zusammenhang der Gesamtbiomasse (g) der Fallenfänge und dem Landnutzungstyp Wald und Gebüsch (%) im Umkreis von 50m um die Malaise-Fallen. Gestrichelt: OLS-Regressionsgerade. Unit of analysis: Gesamtfang (g) pro Standort und Prozentanteil Wald und Gebüsch pro Standort im Umkreis von 50m.



Figur 9: Zusammenhang der Gesamtbiomasse (g) der Fallenfänge und dem Landnutzungstyp Grünland (%) im Umkreis von 50m um die Malaise-Fallen. Gestrichelt: OLS-Regressionsgerade. Unit of analysis: Gesamtfang (g) pro Standort und Prozentanteil Grünland pro Standort im Umkreis von 50m.

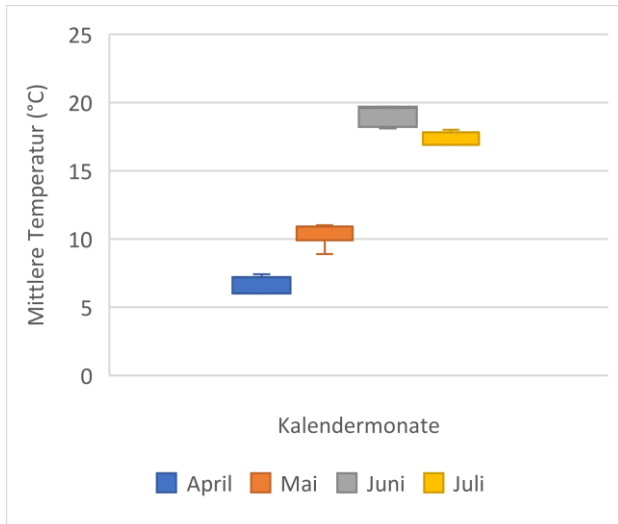


Figur 10: Zusammenhang zwischen der Gesamtbiomasse (g) der Fallenfänge und dem Landnutzungstyp Ackerland (%) im Umkreis von 50m um die Malaise-Fallen. Gestrichelt: OLS-Regressionsgerade. Unit of analysis: Gesamtfang (g) pro Standort und Prozentanteil Ackerland pro Standort im Umkreis von 50m.

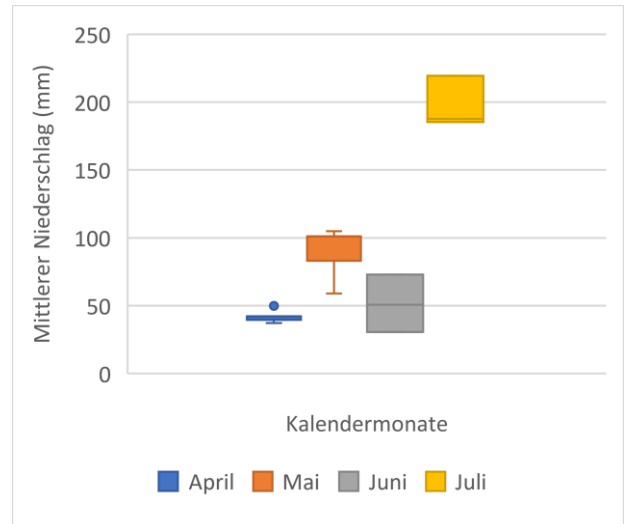
Die Annahme, dass die Gesamtbiomasse in der Umgebung von landwirtschaftlich genutzten Flächen geringer ausfällt, konnte hingegen nicht eindeutig bestätigt werden (Tabelle 4; Figur 10).

Biomasse der Fallenfänge in Zusammenhang mit Witterungsdaten

Im Folgenden werden die gesammelten Insektenbiomassendaten aus dem Jahr 2021 mit Wetterdaten aus 4 verschiedenen Wetterstationen in Luxemburg in Verbindung gebracht.

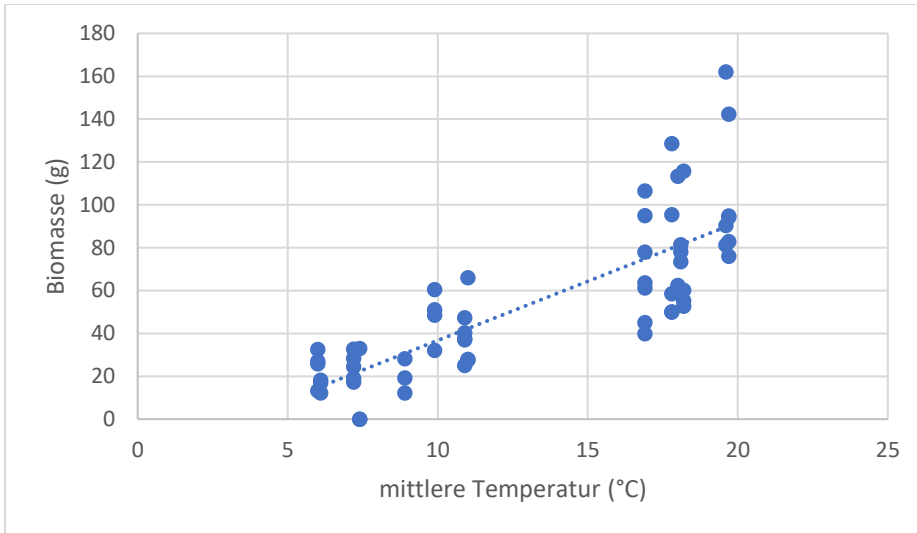


Figur 11: Mittlere Temperatur (°C) pro Kalendermonat an den verschiedenen Wetterstationen im Jahr 2021. Angegeben sind der Median, Interquartilbereich und die Spannweite der Messwerte.



Figur 12: Mittlerer Niederschlag (mm) pro Kalendermonat an den verschiedenen Wetterstationen im Jahr 2021. Angegeben sind der Median, Interquartilbereich, die Spannweite der Messwerte und die Ausreißerpunkte.

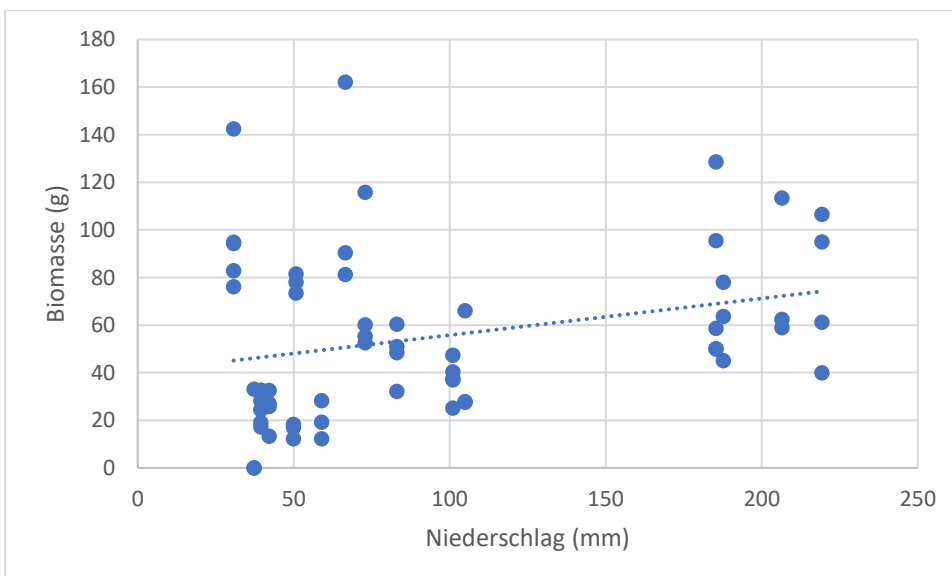
Der Monat Juni war der wärmste im Jahr 2021, gefolgt vom Juli (Figur 11). Zudem werden auch Unterschiede zwischen den Wetterstationen erkennbar. Im Monat Juli war die höchste Niederschlagsmenge der 4 analysierten Monate zu verzeichnen (Figur 12). Nimmt man in diesem Zusammenhang noch Figur 6 in die Analyse hinzu, kann festgestellt werden, dass im Juli weniger Insekten in den Malaise-Fallen zu finden waren. Der wärmste Monat Juni mit zugleich niedrigem Niederschlag wies den höchsten Gesamtfang der 4 betrachteten Monate auf.



Figur 13: Zusammenhang zwischen der monatlichen Gesamtbiomasse (g) aus den einzelnen Malaise-Fallen pro Standort und der mittleren Temperatur (°C) pro Monat, gemessen an der nächstgelegenen Wetterstation des jeweiligen Standortes.

Es konnte weiters festgestellt werden, dass die monatlich gesammelte Biomasse höher ausfiel, je wärmer der Monat war ($r_s = 0,83$; $p < 0,01$; Figur 13).

Es konnte festgestellt werden, dass eine erhöhte Niederschlagsmenge mit einer Zunahme der Biomasse an den Standorten einherging. Ein schwach positiver Zusammenhang zwischen Niederschlag und Biomasse wird durch den Korrelationskoeffizienten nach Spearman $r_s = 0,297$ ($p = 0,021$) nahegelegt.



Figur 15: Zusammenhang zwischen der monatlichen Gesamtbiomasse (g) aus den Malaise-Fallen pro Standort und dem Niederschlag (mm) pro Monat, gemessen an der nächstgelegenen Wetterstation des jeweiligen Standortes.

Figur 15 zeigt einen schwachen, positiven aber knapp signifikanten Zusammenhang.

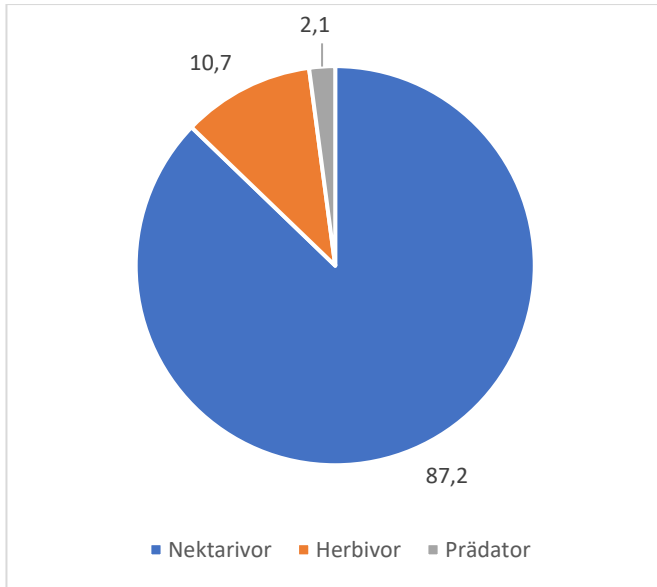
Vertretene Trophie-Ebenen und Nahrungsgilden in den Malaise-Fallen-Fängen

Anhand der Bestimmung auf Familienebene der öfter in den Malaise-Fallen vorkommenden Insekten wird ein Überblick über die vertretenen Trophie-Ebenen und Nahrungsgilden der Fluginsekten in den Malaise-Fallen-Fängen geschaffen.

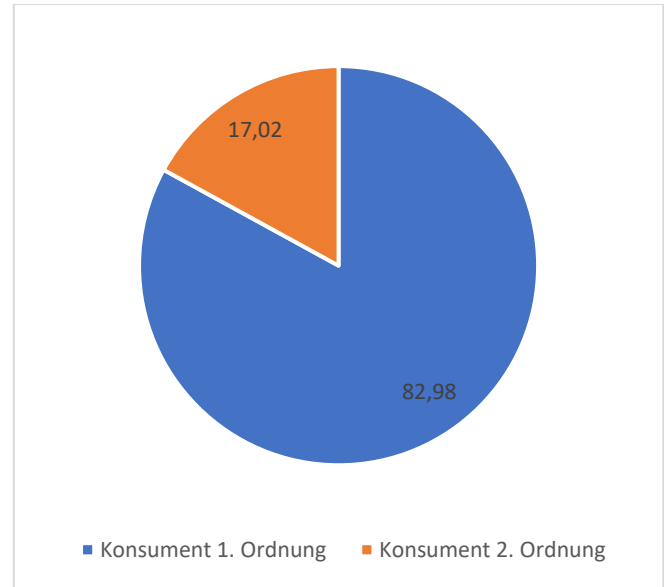
Tabelle 6: Überblick der aus den Malaise-Fallen-Fängen auf Familien- oder Artniveau bestimmten Insekten und deren zugeordneten Nahrungsgilden und Trophie-Ebenen im adulten Stadium. Angegeben sind Familie bzw. Art der Insekten, Nahrungsgilde, Referenz und Trophie-Ebene.

Familie/Art	Nahrungsgilde	Referenz	Trophie-Ebene
Scathophagidae (Dungfliegen)	Prädatör	Esser, 2023	Konsument 2. Ordnung
Curculionidae (Rüsselkäfer)	Herbivor	Solis, 2002	Konsument 1. Ordnung
Ichneumonidae (Schlupfwespen)	Nektarivor	Heimpel & Jervis, 2005	Konsument 1. Ordnung
Tenthredinidae (Pflanzenwespen)	Nektarivor/Prädatör	Brc, 2009	Konsument 1. Ordnung
Staphylinidae (Kurzflügler)	Prädatör	Solis, 2002	Konsument 2. Ordnung
Pyrrhocoridae (Feuerwanzen)	Herbivor	Brc, 2009	Konsument 1. Ordnung
Tipulidae (Schnaken)	Nektarivor	Zumbado, 2006	Konsument 1. Ordnung
Vespidae (Faltenwespen)	Nektarivor/Prädatör	Chenchouni et al., 2015	Konsument 2. Ordnung
Syrphidae (Schwebfliegen)	Nektarivor	Zumbado, 2006; Larson et al., 2001	Konsument 1. Ordnung
Bombus terrestris (Dunkle Erdhummel)	Nektarivor	Chenchouni et al., 2015	Konsument 1. Ordnung
Vanessa atalanta (Admiral)	Nektarivor	Borror & White, 1970	Konsument 1. Ordnung
Melanargia galathea (Schachbrettfalter)	Nektarivor	Borror & White, 1970	Konsument 1. Ordnung
Aphrophoridae (Schaumzikade)	Herbivor	Dongiovanni et al., 2019	Konsument 1. Ordnung
Rhaphigaster nebulosa (Gartenwanze)	Herbivor	Schaefer & Panizzi, 2000	Konsument 1. Ordnung
Conopidae (Blasenkopffliegen)	Nektarivor	Ssymank, 2011	Konsument 1. Ordnung
Volucella zonaria (Hornissenschwebfliege)	Nektarivor	Zumbado, 2006; Sommaggio, 1999	Konsument 1. Ordnung
Coccinellidae (Marienkäfer)	Prädatör	Solis, 2002	Konsument 2. Ordnung

Chrysomelidae (Blattkäfer)	Herbivor (oligo- oder monophag)	Solis, 2002; Lopez et al., 2009	Konsument 1. Ordnung
Vespa crabro (Europäische Hornisse)	Nektarivor	Chenchouni et al., 2015	Konsument 1. Ordnung
Maniola jurtina (Großes Ochsenauge)	Nektarivor	Borror & White, 1970	Konsument 1. Ordnung
Cantharidae (Weichkäfer)	Herbivor/Prädator	Solis, 2002; Brust, 1991; Dickinson & McKone, 1992	Konsument 2. Ordnung
Noctuidae (Eulenfalter)	Herbivor	Borror & White, 1970	Konsument 1. Ordnung
Melolontha (Maikäfer)	Herbivor	Brc, 2009	Konsument 1. Ordnung
Sphecidae (Sandwespe)	Prädator	Ugalde, 2002	Konsument 2. Ordnung
Cerambycidae (Bockkäfer)	Herbivor	Triplehorn & Johnson, 2004	Konsument 1. Ordnung



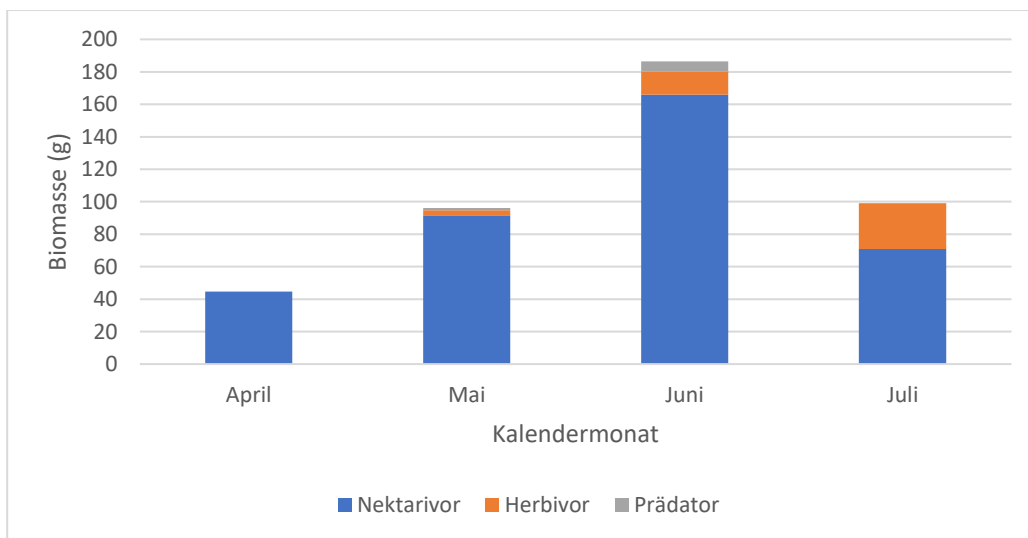
Figur 16: Überblick über die in den Malaise-Fallen-Fängen vertretenen Nahrungsgilden (%) anhand der Gesamtbio­masse (g) über die 15 Standorte hinweg im April, Mai, Juni und Juli 2021.



Figur 17: Überblick über die in den Malaise-Fallen-Fängen vertretenen Trophieebenen (%) anhand der Gesamtbio­masse (g) über die 15 Standorte hinweg im April, Mai, Juni und Juli 2021.

Figur 16 stellt einen Überblick über denjenigen Teil der Malaise-Fallen-Fänge dar, der bis auf Familien- oder Artenebene bestimmt werden konnte. Konkret handelt es sich dabei lediglich um rund 10,7% der Biomasse des Gesamt­fanges über die Monate April bis Juli 2021. Aus Figur 16 geht hervor, dass nektarivore Insekten den analysierten Teil der Malaise-Fallen-Fänge mit 87,2% deutlich dominierten. Herbivore stellten 10,7 % und Prädatoren waren nur zu 2,1% in den Fallen vertreten.

Die Konsumenten 1. Ordnung dominierten die Biomasse mit 82,98% (Figur 17).



Figur 18: Überblick über die vertretenen Nahrungsgilden des bis zum Familien- bzw. zum Art­niveau bestimmten Anteils aus den Malaise-Fallen-Fängen im Juli 2021. Unit of analysis: Gesamtbio­masse (g) der jeweiligen in die Nahrungsgilden zugeordneten Insekten pro Monat über die 15 Standorte hinweg.

Figur 18 schafft einen Überblick über das zeitliche Muster der vertretenen Nahrungsgilden. Schaut man sich die Grafiken genauer an, kann festgehalten werden, dass nektarivore Insekten über die 4 Monate hinweg die Fallenfänge dominierten. Herbivore und Prädatoren waren ebenfalls über alle Monate hinweg in den Fallen vertreten.

Diskussion

In dieser Arbeit wurden mehrere Aspekte der Insektenfänge aus Malaise-Fallen-Fängen an 15 verschiedenen Standorten im Osten Luxemburgs beleuchtet. Primär wurde ein Überblick über die monatlich variable Zusammensetzung der gesammelten Biomasse aus den Monaten April bis Juli 2021 geschaffen. Anhand meiner Sortierung konnte ich klarstellen, welche taxonomischen Großgruppen diese Fallenfänge dominierten. Wie erwartet machten die Ordnungen Diptera, Hymenoptera, Hemiptera und Lepidoptera den Großteil der Biomasse aus, und zwar rund 88% des Gesamtfanges. Dieses Ergebnis entspricht den Beobachtungen von Matthews & Matthews (1971), Gressit & Gressit (1962), Sheikh et al. (2016) und Geiger et al. (2016). Hymenoptera und Diptera machten alleine sogar 62,1% der Gesamtbiomasse aus (Noriega et al., 2017). Mein Ergebnis bestätigt auch die Aussage von Szymank et al. (2018), dass Malaise-Fallen in der Erfassung von Dipteren und Hymenopteren besonders effizient sind.

Malaise-Fallen können auch bodenbewohnende und insbesondere nicht flugfähige Arthropoden fangen, indem diese von nahegelegener Vegetation in die Falle gelangen oder selbst in die Falle hinaufklettern, jedoch sind diese deutlich unterrepräsentiert (Uhler et al., 2022). In meinen Daten machten solche Arthropoden nur ca. 0,20 % der Biomasse aus. In meinen Fallenfängen waren andererseits auch manche flugfähigen Insektengruppen selten bis gar nicht vertreten, obwohl zu erwarten ist, dass zum Beispiel Vertreter der Neuroptera, die fast gar nicht in meinen Daten zu finden waren, aber öfters in Malaise-Fallen zu finden sind (Schuch et al., 2020). Stelzl & Devetak (1999) zufolge bieten Malaise-Fallen eine gute Übersicht über allgemeine Artenzusammensetzung, jedoch stellen sie keine geeignete Fangmethode für Neuropteren dar. Auch die Gruppe der Mecoptera, die beispielsweise bei Geiger et al. (2016) in den Fallen vertreten waren, waren an den Untersuchungsstandorten kaum vorgekommen. Anhand von Malaise-Fallen-Stichproben können über unterrepräsentierte Insektengruppen, wie eben die Bodenfauna oder aquatische Insekten, kaum Aussagen getätigt werden (Sorg et al., 2013). Dies gilt auch für die Gruppe der Odonata.

Diese gehören ähnlich wie die größeren Aculeata zu den Insekten mit besonders ausgeprägtem Sehvermögen. Laut Darling & Packer (1988) und Van Achterberg (2009) ist bei solchen Gruppen eine höhere Fangquote nur bei weitmaschigen Netzen möglich, da so die Falle eine weniger leicht sichtbare Barriere für die Tiere darstellt. Dass aquatische Insekten an entsprechenden Standorten in Malaise-Fallen reichlich vertreten sein können, zeigt beispielsweise die Studie von Karlsson et al. (2020), in der die Gruppe der Plecoptera oder auch die Familie der Chironomidae zahlreich vorkommen. In den Ergebnissen von Geiger et al. (2016) macht zudem die Gruppe der Trichoptera rund 2,2% der Biomasse aus.

Auch die dritte Hypothese konnte in dieser Arbeit bestätigt werden. Die gesammelte Insektenbiomasse variierte stark je nach Aufnahmemonat. Erwartungsgemäß war der Ertrag in den Sommermonaten (Juni und Juli) am höchsten (Hallmann et al., 2017). Dies traf auf alle in den Proben bestimmten Ordnungen zu bis auf die Diptera, deren Biomasseertrag im Mai etwas höher ausfiel als im Juli.

Der Vergleich der Gesamtbiomasse an Standorten ohne Durchführung von Habitat-Management-Maßnahmen und solchen, wo im Vorfeld Naturschutzmaßnahmen durchgeführt worden waren, erbrachte ein deutliches Ergebnis. Tatsächlich konnte eine höhere Biomasse an Standorten mit Maßnahmen beobachtet werden. Ähnliche Befunde wurden bereits in zahlreichen anderen Studien nachgewiesen (Morris, 2000; Plantureux et al., 2005). Bei Maßnahmen wie einer Anpflanzung von Gehölzstrukturen (Garratt et al., 2017), einer extensiven Beweidung (Kruess & Tschardtke, 2002) und anderen wurde mehrfach nachgewiesen, dass die Insektenbiomasse (und auch deren Diversität) gefördert werden konnte. In der vorliegenden Arbeit kann jedoch keine Aussage getätigt werden, ob der erhöhte Biomasse-Ertrag auf behandelten Flächen eine direkte Folge dieser Habitat-Management-Maßnahmen war oder ob andere Eigenschaften dieser Lebensräume dafür verantwortlich waren. Denn leider standen keine vergleichbaren Aufsammlungen aus Jahren vor dem Beginn der Management-Maßnahmen zur Verfügung. Die vorliegende Analyse kann aber als Grundlage für spätere Vergleiche bei Fortführung des Insektenmonitorings dienen.

Informationen zum Rückgang der Insektenbiomasse in Nachbarregionen Luxemburgs

Aus Luxemburg liegen leider keine quantitativen Daten zu Trends der Biomasse oder Diversität von Insekten aus den letzten Jahrzehnten vor. Die Veröffentlichung der sogenannten Krefelder-Studie (Hallmann et al., 2017) aus dem nahe gelegenen Nordwest-Deutschland machte einer breiten Öffentlichkeit deutlich, wie es um den Fluginsektenbestand steht. Diese Studie erlangte besondere Aufmerksamkeit, da sie mittels Malaise-Fallen einen enormen Rückgang der Fluginsektenbiomasse um ca. 76 % nachwies, obwohl sämtliche 63 Fangstandorte in Schutzgebieten von unterschiedlichem Status lagen.

Auch die Studie von Seibold et al. (2019) zeigte signifikante Veränderungen bezüglich der Insektenbiomasse in Deutschland auf, und zwar anhand von Daten aus insgesamt 290 Probeflächen, die in drei klimatisch und ökologisch sehr unterschiedlichen Regionen im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogrammes „Biodiversitäts-Exploratorien“ erhoben wurden (2008 - 2017). Hier wurden insbesondere Grasland- und Waldflächen im Vergleich bearbeitet. Tatsächlich wurde auch hier eine starke Abnahme der Biomasse (67% in Grasland-Habitaten und 41% in Wald-Habitaten) bestätigt. Aus der Studie geht hervor, dass der Biomassenrückgang, aber auch beispielsweise der Rückgang der Artendiversität nicht auf einen Habitattyp beschränkt ist. Außerdem ist hervorzuheben, dass der beobachtete Rückgang sich auf alle trophischen Ebenen bezieht.

Aus unmittelbaren Nachbarregionen Luxemburgs wurden ähnliche Situationen für einzelne, besser untersuchte Insektentaxa beschrieben. So konnten van Strien et al. (2019) am Beispiel der Tagfalter einen Rückgang der Arten von mindestens 80% nachweisen. Betreffend die Abundanz der Tagfalterarten wird davon ausgegangen, dass diese noch deutlich stärker in den Niederlanden zurückgegangen ist.

Ähnliches wurde auch in Belgien festgestellt: Maes und Van Dyck (2001) beschrieben einen drastischen Biodiversitätsverlust der Tagfalter in der Region Flandern, im Norden Belgiens, bereits im 20. Jahrhundert. Aus dieser Studie geht zudem hervor, dass Belgien (19 Aussterbefälle) und die Niederlande (17 Aussterbefälle) die Länder mit den höchsten Verlusten an biologischer Vielfalt der Tagfalter auf europäischem Gebiet sind.

Biesmeijer et al. (2006) beschrieben einen lokalen Rückgang der Bienenvielfalt in den Niederlanden, aber auch in England. Betreffend die Wildbienen wurde ein Rückgang von 67% seit 1980 festgestellt. Für den Artenreichtum von Schwebfliegen, die eine Präferenz für eher feuchte Lebensräume haben (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019), musste ebenfalls ein

Rückgang in den Niederlanden und in England verzeichnet werden (Biesmeijer et al., 2006). Interessant ist, dass aus dieser Studie hervorgeht, dass Mobilität für Schwebfliegen ein wichtiger Faktor für das Überleben der Populationen ist, denn wandernde Schwebfliegenarten konnten eine höhere Überlebensrate vorweisen als sesshafte.

Bereits zwischen 1950 und 1980 wurde in den Niederlanden, Belgien, Dänemark und Luxemburg eine Abnahme von Carabidae festgestellt. Genauer gesagt wurde ein Rückgang bei 34% dieser Arten verzeichnet (Desender & Turin, 1989). Zudem konnte in der Studie von Turin und den Boer (1988), ähnlich wie bei Biesmeijer et al. (2016), festgestellt werden, dass Mobilität ein wichtiger Faktor ist, wenn es um das Überleben dieser Arten geht. In der Tat wiesen Carabidae-Arten mit großer Mobilität oder in Verbindung mit anthropogenen Lebensräumen stabile Populationen auf.

Schuch et al. (2012) stellten außerdem einen Rückgang der Auchenorrhyncha, Vertreter der Hemiptera, im Osten Deutschlands fest. Laut Biedermann et al. (2005) sind diese zahlreich in anthropogen beeinflusstem oder natürlichem Grünland vertreten. Vor allem die Artenzusammensetzung habe sich laut Schuch et al. (2012) drastisch verändert. Es wurden Proben aus den Jahren 1963-1967 und 2008-2010 miteinander verglichen. Auffällig ist, dass vor allem die Zahl der Spezialisten ab- und die der Generalisten zunimmt. Auch die mittlere Abundanz ging um 66% zurück.

Auch was die Ursachen für die Rückgänge der Insektenbiomasse betrifft, werden in den verschiedenen Studien immer wiederkehrende Gründe genannt. Einer dieser Gründe ist der von Sánchez-Bayo und Wyckhuys (2019) angeführte Verlust an Lebensräumen sowie die negativen Auswirkungen der intensiven Landwirtschaft, der zunehmenden Verkehrsinfrastrukturen und der Verstädterung. Die Folgen von Landnutzungsveränderungen und Landschaftsfragmentierung betreffen alle Ordnungen, also auch die am meisten untersuchten Ordnungen Coleoptera, Lepidoptera und Hymenoptera, was aus der von Sánchez-Bayo und Wyckhuys (2019) analysierten Literatur hervorgeht.

Habel et al. (2016) beschreiben in ihrer Publikation, die sich auf Gebiete aus dem Südosten Bayerns in der Nähe von Regensburg bezieht, dass der negative Trend der Diversität von Insekten sich sogar auf unbehandelten Flächen und auf solchen, auf denen sogar Management-Maßnahmen angewandt wurden, nachweisen lässt. Daraus schließen Habel et al. (2016), dass die dafür verantwortlichen Faktoren eher auf Landschaftsebene zu finden sind. In der Tat sind vor allem kleinräumig konzentrierte Populationen von Verschlechterungen der Lebensbedingungen auf Landschaftsebene betroffen.

Der Umschwung von der extensiven Landwirtschaft zu intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen hat dazu geführt, dass Sträucher, Hecken und Randstreifen verloren gingen, obwohl diese wichtige Lebensräume für Insekten darstellen. Auch Bestäuberinsekten sind sehr anfällig für Habitat- und Landnutzungsänderungen. Laut Williams und Osborne (2009) scheint dies ein bedeutender Aspekt für den Rückgang dieser Gruppe zu sein.

Der beobachtete Rückgang der Carabidae ist laut Brooks et al. (2012) primär auf den Verlust von Bäumen und Hecken zurückzuführen. Letzterer Grund spielt auch eine Rolle beim Rückgang der Nachtfalter. Der zunehmende Verlust von Bäumen durch die intensive Landwirtschaft ist verantwortlich für den Rückgang der Mottenarten, die als Larven überwintern. Dazu kommt, dass der zunehmende Mangel an Wildkräutern den Bestand der Mottenarten gefährdet, die als Ei oder Puppe überwintern (Fox, 2013).

Geiger et al. (2010) machten auch darauf aufmerksam, dass der verstärkte Einsatz von Insektiziden und sämtlichen Pflanzenschutzmitteln negative Auswirkungen auf den Insektenbestand hat. Wichtig zu erwähnen ist, dass der Insektenrückgang kein Szenario darstellt, das sich lediglich auf Europa bezieht. In der Tat handelt es sich um eine Thematik, die von globaler Relevanz ist (Wagner, 2019). Auf allen Teilen der Erde konnte das „Insektensterben“ nachgewiesen werden.

Zusammenhang der landschaftlichen Diversität und der Insektenbiomasse

Die von mir untersuchten Fallenstandorte wiesen im Umkreis von 50m keine hohe landschaftliche Diversität auf. Dies wird auch durch den berechneten Shannon-Index verdeutlicht. Zu berücksichtigen ist, dass diese geringen Werte unter anderem auf den relativ kleinen Puffer zurückzuführen sind. Fraser et al. (2007) wählten sogar lediglich einen Radius von 20m um die betrachteten Malaise-Fallen. Um die vorherrschenden Landnutzungstypen einigermaßen gut darstellen zu können, habe ich einen 50m-Puffer gewählt, da er den aktiven Radius einer Malaise-Falle sicher inkludiert. Die landschaftliche Diversität konnte trotzdem nur begrenzt erfasst werden. Im Rückblick auf diese Analyse wäre es von Vorteil gewesen, einen größeren Puffer um die Fallenstandorte zu legen. Schaut man sich die spezielle Malaise-Fallen-Literatur genauer an, kann man feststellen, dass häufiger ein größerer Radius zur Erfassung der landschaftlichen Diversität verwendet wird. So haben Seibold et al. (2019) mit einem Puffer zwischen 250m und 2km um die Fallenstandorte gearbeitet, Welti et al. (2022) mit einem Radius von 1km. Ein Puffer von 100m oder sogar 200m, wie in der Studie von Hallmann et al. (2017), hätte die umgebenden

Landnutzungsflächen, darunter auch vermehrt Siedlungen und Verkehrsinfrastrukturen, besser erfasst. Hallmann et al. (2017) zufolge können Landnutzungsflächen innerhalb eines 200m-Puffers die Insektenbiomasse besser vorhersagen als Flächen in einem 500m oder gar 1km-Puffer.

Die Analyse der Zusammenhänge zwischen dem Anteil verschiedener Landnutzungstypen in der Umgebung der Malaise-Fallen und der gesammelten Gesamtinsektenbiomasse brachte dennoch einige Erkenntnisse. So war die Biomasse tendentiell höher, wenn die Falle von Wald und Gebüsch umgeben war (Figur 8). Ein Ergebnis, das in der Studie von Welti et al. (2022) anders ausgefallen ist. Für Jachula et al. (2017) könnte ein wesentlicher Grund die geringere Menge an Blütenressourcen im Waldunterwuchs sein. Ein weiterer Grund, der zu einem reduzierten Fallenfang in Waldumgebung führen könnte, wäre die Vegetationsstruktur von Wäldern, die die Bewegung von Insekten durch die Landschaft einschränken könnte (Cranmer et al., 2012).

Anders fällt die Analyse in dieser Arbeit aus, wenn die Falle von landwirtschaftlich genutzten Flächen wie Grünland umgeben war. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass dieser Habitattyp von einer Beeinträchtigung durch anthropogene Einflüsse geprägt werden kann (Sanchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Die Art und Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung von Grünlandflächen ist ausschlaggebend für die Auswirkungen auf die Biodiversität solcher Flächen (Seibold et al., 2019). Änderungen und Fragmentierungen der Landnutzung können beispielsweise als Hauptgrund für den dramatischen Rückgang von Coleoptera, Hymenoptera oder Lepidoptera ausgemacht werden (Winfree et al., 2011). Mehrere Studien heben die dramatischen Folgen von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen auf die Insektenvielfalt in der Agrarlandschaft hervor (Brühl & Zaller, 2019; Potts et al., 2010; Diaz et al., 2019; Geiger et al., 2010). Dies betrifft aber nicht nur die Insektenvielfalt, sondern laut Hausmann et al. (2020) auch die Biomasse, die durch das Praktizieren konventioneller Landwirtschaft ebenfalls einen negativen Trend erlebt. Deshalb hätte man einen negativen Zusammenhang bei der Untersuchung mit dem Landnutzungstyp Ackerland erwarten können. Diese ergab jedoch keinen signifikanten Zusammenhang. Zu bedenken ist auch, dass die Aussagekraft dieser Analyse durch die kleine Stichprobe (n = 15) sehr eingeschränkt ist. Dies kann auch als plausible Erklärung herangezogen werden, dass, anders als erwartet, bei der Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Ackerland/Verkehrsinfrastrukturen und der Biomasse keine Beziehung nachgewiesen werden konnte. Auch Welti et al. (2022) konnten bei dieser landschaftlichen Zusammensetzung mit der Insektenbiomasse keinen negativen Effekt feststellen. Laut Fahrig et al. (2011) soll die Insektenbiomasse in landschaftlich heterogenen Gebieten mit weniger Verkehrsinfrastrukturen in der Umgebung höher ausfallen.

Biomasse in Zusammenhang mit Witterungsdaten

Die Analyse der gesammelten Biomasse in Verbindung mit den Wetterdaten führte erwartungsgemäße Ergebnisse herbei. Dass die Biomasse pterygoter Insekten in den Sommermonaten am höchsten ausfällt, wird in zahlreichen Publikationen nahegelegt (Hallmann et al., 2017; Welti et al., 2022). Dies konnte anhand der gesammelten Insektenbiomasse aus den Malaise-Fallen bestätigt werden.

Außerdem konnte in dieser Arbeit festgehalten werden, dass Biomasse und Niederschlag positiv, wenn auch schwach, miteinander korrelieren. Laut Pellegrino et al. (2013) können Insekten Veränderungen des barometrischen Drucks wahrnehmen und somit ihre Flugaktivität einstellen. Dies könnte einen zur Annahme verleiten, dass bei erhöhtem Niederschlag weniger Fluginsekten in den Fallen zu finden wären. Aufgrund der schwach positiven Beziehung zwischen beiden Variablen in dieser Arbeit konnte dies jedoch nicht bestätigt werden. Auch wenn der Niederschlag hier keinen hoch signifikanten Prädiktor für die Biomasse darstellte und keine klare Tendenz erkennbar war, konnte diese Annahme nicht bestätigt werden. Dies stimmt auch mit den Ergebnissen von Welti et al. (2022) überein. In dieser Publikation werden geringe Niederschlagsschwankungen zwischen den Standorten als möglicher Grund dafür ausgemacht. Ähnlich fällt auch das Ergebnis in der Studie von Kaczmarek et al. (2022) aus, in der Niederschlag keine Reduzierung der Biomasse verursacht. Auch wenn laut Kasper et al. (2008) die Flugaktivität verschiedener Insekten bei Regen nicht gänzlich eingestellt, aber reduziert wird, spielt dieser Faktor für die Biomasse in meinen Daten keine entscheidende Rolle. Zudem muss gesagt werden, dass der mittlere Niederschlag immer für den ganzen Monat berücksichtigt wurde. So kommt es beispielsweise, dass auch wenn der Monat Juli ein vergleichsweise überdurchschnittlich verregneter Monat war, es doch ausreichend Tage gab, an denen die Flugaktivität der Insekten nicht durch Niederschlag eingeschränkt wurde. Es kann also festgestellt werden, dass Regen dazu führen kann, dass vorübergehend weniger Insekten fliegen. Dieser Effekt kann aber weniger deutlich sein, wenn Insekten über längere Intervalle gefangen werden, da möglicherweise auch Tage ohne Niederschlag in diesen Intervallen enthalten sein können (Matthews & Matthews, 1970).

Bei dieser Analyse ist auf jeden Fall zu berücksichtigen, dass der Monat Juli ein überdurchschnittlich verregneter Monat in Luxemburg war. Vor allem der 14. und 15. Juli 2021 waren von extremem Starkregen geprägt. Auf der Wetterstation in Godbrange wurden etwa $105,7 \text{ L/m}^2$ innerhalb eines Tages gemessen. Trotz der hohen Niederschlagsmenge

waren die Temperaturen in diesem Monat sommerlich warm, sodass die Biomasse nur einen leichten Knick erlebte.

Analyse der vertretenen Nahrungsgilden in den Malaise-Fallen

Einschränkungen gelten für die Einteilung der taxonomischen Großgruppen in Nahrungsgilden. Für diese Analyse wurden Insekten genommen, die auf Familien- beziehungsweise Artenniveau bestimmt werden konnten. Die Zuordnungen wurden für die Insektenfamilien oder -arten vorgenommen, bei denen mit hoher Überzeugung eine Aussage getätigt werden konnte. Doch trotz der Bestimmung auf dieser Ebene können die getroffenen Zuordnungen (Tabelle 6) aufgrund von Ausnahmen sehr fehlerhaft ausfallen. Es ist zu beachten, dass es etwa innerhalb der Ordnungen zu Unterschieden bezüglich der Nahrungsquelle kommen kann. So gibt es beispielsweise innerhalb der Coleoptera oder Diptera unterschiedliche Nahrungsweisen. Dazu kommt noch die Divergenz der Nahrungsweisen zwischen Insekten im Adulten- und Larvenstadium (Wäckers et al., 2007). Um die Fehlerquote bei der Zuordnung so gering wie möglich zu halten, wurden die Nahrungsbeziehungen sämtlich aufgelisteter Insektenfamilien und -arten im adulten Stadium berücksichtigt.

Nimmt man das Beispiel der Schwebfliegen (Syrphidae), so kann gesagt werden, dass die Nahrungsweise der Larven vielfältiger ist, als dies bei ihren Imagines der Fall ist. So können sie im Larvenstadium phytophag, räuberisch oder auch saprophag leben (Larson et al., 2001). Syrphidae bilden eine Gruppe, die grundsätzlich als anthophil bezeichnet werden (Kendall & Solomon, 1973; Kevan & Baker, 1983). In der Tat sind die Schwebfliegen im adulten Stadium als Nektarivore einzuordnen (Zumbado, 2006). Auch Dunn et al. (2020) ordnen diese Gruppe im adulten Stadium als Blütenbesucher ein.

Dazu muss präzisiert werden, dass lediglich 10,7g des Gesamtfanges bis zur Familien- oder Artenebene bestimmt werden konnte. Diese Analyse stellt also einen eingeschränkten Eindruck über die vertretenen Nahrungsgilden und Trophie-Ebenen in den Insektenproben dar. Trotzdem kann sie eine Idee sowie wertvolle Informationen vermitteln, welche relevanten Insektengruppen und Nahrungsgilden überhaupt anhand der Malaise-Fallen erfasst worden sind.

Es können zum Beispiel saisonale Veränderungen in der Zusammensetzung der Biomasse und der Nahrungsgilden festgestellt werden. Während sich die Biomasse aus den Proben im April und Mai fast ausschließlich auf die Ordnungen der Diptera und Hymenoptera beschränkt, fällt sie in den Sommermonaten deutlich diverser aus. Diese saisonale Veränderung in der Zusammensetzung der Biomasse kann durch die Hauptaktivitätszeiten

der jeweiligen Insekten erklärt werden. So ist die Untergruppe der Tagfalter (Nektarivor), darunter der Schachbrettfalter, der seine Hauptaktivitätszeit als Imago von Juni bis August hat, deutlich präsenter in den Monaten Juni und Juli. Gleiches gilt für Nachtfalter, Dermaptera und Orthoptera. Letztere haben ihre Hauptaktivitätszeit im Sommer (Badenhausser et al., 2009). Laut Uhler et al. (2021) wird der saisonale Peak der Biomasse im Sommer vor allem durch die Gruppen der Lepidoptera und Orthoptera herbeigeführt.

Die Analyse bestätigt meine Hypothese, dass an den 15 Standorten mehr Primärkonsumenten vorhanden waren als Insekten von höheren trophischen Ebenen (Figur 21). Dies stimmt auch mit dem überein, was mit Blick auf die trophische Pyramide zu erwarten war. In Übereinstimmung mit den ökologischen Prinzipien zeigt meine Analyse der Insektenbiomasse aus den Malaise-Fallen, dass diese in der Tat mit steigender Trophiestufe abnimmt (Bodenheimer, 1938). Es wird davon ausgegangen, dass etwa ein Zehntel der Biomasse der Primärkonsumenten zu den Sekundärkonsumenten übergeht. Dies kann in meiner Analyse zwar nicht festgestellt werden, was unter anderem auf den für diese Analyse berücksichtigten zu geringen Anteil der Biomasse zurückzuführen sein kann.

Festgehalten werden kann, dass nektarivore Insekten die größte Gruppe der Nahrungsgilden in den Malaise-Fallen-Fängen darstellen, gefolgt von den Herbivoren und Prädatoren. Diese Verteilung kann mehrere Gründe haben. So haben die allermeisten nektarivoren Insekten, wie beispielsweise *Melanargia galathea*, ihre Hauptaktivitätszeit in den warmen Monaten, also in den Monaten, die für diese Arbeit analysiert wurden. Zudem ist das Vorkommen dieser Nahrungsgilde auch von der Verfügbarkeit ihrer Nahrungsressourcen, den Blüten, abhängig. In der Tat sind Nektarivore und Herbivore direkt von Pflanzen abhängig.

Dabei können verfügbare Nahrungsressourcen, wie Nektarquellen oder Pflanzenressourcen eine wichtige Rolle spielen. Da Herbivore und Nektarivore direkt von einer großen Vielfalt an Nahrungsressourcen profitieren können, wirkt sich Pflanzenreichtum deutlich stärker auf die Trophie-Ebene der Herbivoren als auf höhere trophische Stufen aus (Tobisch et al., 2023). Welti et al. (2020) konnten nachweisen, dass pflanzliche Biomasse die Biomasse von Arthropoden kontrolliert. Am Beispiel der Auchenorrhyncha und Langfühlerschrecken zeigen Welti et al. (2020), dass die Biomasse der beiden tatsächlich mit der Biomasse von Pflanzen steigt. Bei steigender Pflanzenbiomasse nimmt also auch die Biomasse von Herbivoren zu, was darauf hindeutet, dass die Pflanzenbiomasse einen Einfluss auf die Population dieser Insekten hat. Wenn also die Pflanzenproduktion in einem Ökosystem erhöht wird, kann dies zu einer Zunahme von nektarivoren oder herbivoren Insekten führen.

Daten zur Pflanzenbiomasse bzw. -vielfalt sind im Rahmen des Life-Projektes nicht erfasst worden, aber es wurden Management-Maßnahmen ergriffen, die die Nahrungsgrundlage von Insekten und insbesondere von nektarivoren und herbivoren Insekten fördern sollte.

Ein sogenanntes „top-heaviness“ System, wie es beispielsweise im marinen Ökosystem mehrfach beobachtet wurde (Herndl, 1991; Mourier et al., 2016), kann in meinen Untersuchungen nicht festgestellt werden.

Wären die Zuordnungen in Nahrungsgilden im Larvenstadium getroffen worden, würde sich die Verteilung wohl ändern. Beispielsweise könnte ein höherer Anteil parasitoider Insekten erwartet werden (z.B. Ichneumonidae, Conopidae, ...). So würde auch der Anteil herbivorer Insekten zunehmen, da einige nektarivore Insekten im larvalen Stadium herbivor sind (z.B. *Melanargia galathea* und *Maniola Jurtina*).

Erfassung wichtiger Nahrungsorganismen für die Zielarten in den Malaise-Fallen

Neuntöter (*Lanius collurio*)

Der Neuntöter ist bei seiner Nahrungssuche hauptsächlich auf Insekten aus (Kuper et al., 2000; Tryjanowski et al., 2003). Beim Nahrungserwerb überwiegen größere Insekten wie beispielsweise große Käfer. Dazu gehören laut Tryjanowski et al. (2003) auch Laufkäfer, die in den analysierten Fallenfängen aus dem Jahr 2021 enthalten waren. Zudem genießt der Neuntöter auch Familien der Hymenoptera wie Bienen (Apidae) oder auch Faltenwespen (Vespidae). Zudem gehören auch Formicidae und Ichneumonidae zum Beutespektrum. Letztere waren vor allem in den Sommermonaten zahlreich in den Fallen vorhanden. Außerdem gehören auch Orthoptera zur beliebten Nahrung des Neuntötters (Tryjanowski et al., 2003). Auch diese Insekten konnten mit den aufgestellten Malaise-Fallen gut erfasst werden. Darüberhinaus werden auch größere Dipteren von *Lanius collurio* gejagt. Eher seltener greift er auf Spinnen oder Asseln zurück.

Wendehals (*Jynx torquilla*)

Der Wendehals ist recht wählerisch bei seinem Beutefang. Er jagt hauptsächlich am Boden. Daher ist es naheliegend, dass Ameisen als Hauptnahrung dienen (Scherzinger, 1989). Genauer gesagt, handelt es sich vor allem um die gewöhnliche Rasenameise, die

schwarzgraue Wegameise und die gelbe Wiesenameise sowie deren Larven und Puppen (Scherzinger, 1989). Diese werden allerdings kaum von Malaise-Fallen erfasst und waren somit nicht oder nur sehr sporadisch in den Insektenfallen zu finden, die sich hauptsächlich für den Fang von flugfähigen Insekten eignen. Spinnen, Raupen und weitere kleine Diptera gelten nur als Alternativnahrung (Scherzinger, 1989).

Raubwürger (*Lanius excubitor*)

Lanius excubitor jagt sowohl wirbellose als auch Wirbeltiere. Laut Grimm (2009) und Brzezniski (2010) ist das Ziel für seinen Beutefang stark saisonal abhängig. In der Tat jagt der Raubwürger ab April und vor allem in den Sommermonaten bevorzugt Insekten, da diese zu der Zeit zugänglicher sind. Dies kann durch die vorhandene abgewogene Biomasse aus den Malaise-Fallen-Fängen bestätigt werden. Der Raubwürger greift also weniger auf Wirbeltiere zum Verzehr zurück. Umgekehrt ist es während der Wintermonate. Kleine Säugetiere stellen dann etwa 90% seines Nahrungserwerbs dar (Grimm, 2009). Dazu zählen nach Brzezniski et al. (2010) beispielsweise die Feldmaus (*Microtus arvalis*) oder die Waldspitzmaus (*Sorex araneus*). Kleine Säugetiere konnten naturgemäß nicht anhand von Malaise-Fallen erfasst werden.

Aber nicht nur in den Sommermonaten, sondern auch in der Zeit der Jungenaufzucht, Bebrütung und Eiablage kommt es zu einer vermehrten Jagd auf Insekten (Grimm, 2009). Hierbei kann es sich um verschiedene Arten von Käfern handeln wie die Familie der Carabidae, die ausreichend in den Malaise-Fallen-Fängen repräsentiert ist. Auch Rüssel- und Blatthornkäfer gehören dazu. Vereinzelt werden auch Ohrwürmer (Dermaptera) gejagt.

Steinkauz (*Athene noctua*)

Der Steinkauz ist eine weitere Zielart des Projektes „Life Bats & Birds“, die es zu schützen gilt. Betreffend des Nahrungserwerbs besteht dieser, laut Ille (1992) zu 82% aus Insekten. Génot und Nieuwehuysse (2002) zufolge gelten auch kleine Säugetiere als beliebte Nahrung des Steinkauzes. Den größten Anteil jedoch macht die Gruppe der Coleoptera aus. Die Carabidae sind dabei sehr dominant. Der Nahrungsspektrum des Steinkauzes ist aber sehr breit und enthält auch Regenwürmer, Grillen und Ohrwürmer. Zudem jagt der Steinkauz auch kleine Vögel sowie Amphibien und Reptilien.

Aus der Studie von Akhmad et al. (2023) geht hervor, dass der Steinkauz zwar von den 4 Jahreszeiten im Sommer am meisten Insekten frisst, aber dennoch häufiger als Nahrung auf kleine Nagetiere zurückgreift, welche nicht durch Malaise-Fallen erfasst werden.

Auch während den jungen Jahren und der Brutzeit greift der Steinkauz vermehrt auf Insekten als Hauptnahrung zurück (Ille, 1992).

Laut Tomé et al. (2008) ist aber auch die Ordnung der Orthoptera oftmals das Ziel beim Nahrungserwerb. Zudem sind Dermaptera durchaus beliebt beim Steinkauz. Diese Insekten waren auch in den untersuchten Malaise-Fallen-Fängen wiederzufinden.

Wimperfledermaus (*Myotis emarginatus*)

Die Wimperfledermaus jagt sehr dicht an der Vegetation. Sie entnimmt ihre Beute unmittelbar von den Blättern (Zachos, 2009). Die Hauptnahrung besteht aus Diptera (Kervyn et al., 2012). Aber auch Spinnen zählen zu einer beliebten Nahrung für diese Fledermaus (Brinkmann, 2006; Goiti et al., 2011). Zudem greift sie laut Kervyn et al. (2012) auch auf Hymenoptera und Falter zurück.

Durch Malaise-Fallen konnte die Nahrungsgrundlage der Wimperfledermaus einigermaßen gut erfasst werden. Tatsächlich repräsentiert die Ordnung der Diptera den größten Teil der gesammelten Insektenbiomasse (38,8 %), gefolgt von Hymenoptera (23,3 %). Nur die Spinnen (Araneae) waren kaum in den Fallenfängen vorhanden und konnten somit nur unzureichend erfasst werden.

Große Hufeisennase (*Rhinolophus ferrumequinum*)

Die Große Hufeisennase frisst bevorzugt Käfer sowie Nachtfalter (Jones, 1990; Ransome, 1996). Laut Dietz et al. (2007) gehören zur Nahrungsgrundlage auch Mücken, Fliegen, Spinnen und Schnaken. Vor allem die Gruppe der Diptera wurde gut von Malaise-Fallen erfasst. Schnaken dominierten vor allem die Malaise-Fallen-Fänge im Monat April. Auch vereinzelte Hymenoptera-Arten werden von der Großen Hufeisennase gerne verzehrt, so zum Beispiel die Familie der Ichneumonidae (Jones, 1990), die ebenfalls in den Sommermonaten in den Malaise-Fallen-Fängen reichlich vertreten waren. Grundsätzlich werden die Nahrungsorganismen dieser Zielart gut mit dieser Fallenart erfasst.

Was die Verfügbarkeit der Nahrungsorganismen an den Standorten, wo die Zielarten vorkommen, betrifft, kann gesagt werden, dass der Steinkauz außer an Standort C2A und C3A reichlich Nahrung findet. Der Neuntöter findet an den meisten Standorten genügend Nahrung, nur an den Standorten ohne Management-Maßnahmen sind beispielsweise Orthoptera und Hymenoptera in vergleichsweise geringer Menge vorhanden. An sämtlichen Standorten, an denen die große Hufeisennase und die Wimperfledermaus vorkommen, (C2A, C3A, C3B und C2X), sind ausreichend Insekten, die für beide Zielarten von Relevanz sind, zu finden. Vor allem an den Standorten C2A und C3B waren ihre Nahrungsorganismen in großen Mengen vorhanden. Während der Raubwürger an den meisten seiner Standorte,

außer an C25 und C2X, reichlich Nahrung findet, kann für den Wendehals, der hauptsächlich am Boden jagt, kaum eine Aussage über dessen Nahrungsverfügbarkeit anhand der Biomassenzusammensetzung aus den Malaise-Fallen getroffen werden.

Alles in allem kann zusammengefasst werden, dass zahlreiche Nahrungsorganismen der Zielarten durch die Malaise-Fallen erfasst wurden. Allerdings muss gesagt werden, dass nicht das gesamte Nahrungsspektrum dieser Zielarten, wie zum Beispiel das vom Wendehals oder Raubwürger, durch die Malaise-Fallen repräsentiert werden konnte. Um sämtliche Insekten ausreichend erfassen zu können, wäre es notwendig, noch andere Methoden wie Bodenfallen, Lichtfallen etc. heranzuziehen. Der Einsatz von Lichtfallen eignet sich nämlich gut zur Erfassung von nachtaktiven Lepidoptera oder auch Coleoptera, die eine wichtige Nahrungsgrundlage für die große Hufeisennase darstellen. Zudem sind Bodenfallen besser für den Fang von Ameisen (Siewers et al., 2014) und Spinnentieren (Wermelinger et al., 2017) geeignet.

Der parallele, langfristige Einsatz von verschiedenen Fallentypen würde eine breitere Erfassung von Insektenarten ermöglichen, die in verschiedenen Lebensräumen und zu verschiedenen Zeiten aktiv sind. Es könnten also dann sowohl bodenbewohnende, als auch fliegende sowie tag- und nachtaktive Insekten umfassender gefangen werden. Eine weitere Option wäre die Kombination von Fallen, die beispielsweise Eigenschaften von Malaise- und Fensterfallen (Knuff et al., 2019) bzw. Fenster- und Schwenkfallen (Duelli et al., 1999) kombinieren, um das erfassbare Artenspektrum deutlich zu erweitern.

Grundsätzlich ist zu sagen, dass die Menge an Biomasse, die in Malaise-Fallen in den analysierten Monaten (April – Juli) von verschiedenen Faktoren (Wetterbedingungen, umgebende Lebensräume, etc.) abhängig ist und somit auch, im Vergleich zu anderen Studien mit Malaise-Fallen aus Mitteleuropa, nur mit Vorsicht einzuordnen ist. Trotzdem geht die Tendenz dahin, dass sich meine Malaise-Fallen-Daten am unteren Rand des Erwartbaren einordnen lassen. Denn laut Ssymank et al. (2018) kann in einer einzigen Malaise-Falle über die Vegetationszeit hinweg zwischen 0,2kg und 1,5kg Insektenbiomasse (Abtropfgewicht) erwartet werden. Dabei können Wintermonate quantitativ vernachlässigt werden. In der Tat liegt der Biomasseertrag aus den analysierten Insektenproben von April bis Juli zwischen 140,53g und 374,34g. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass meine Daten nicht für die gesamte Vegetationszeit gelten, sondern von April bis Juli. Betrachtet man Daten aus Malaise-Fallen in Deutschland genauer, kann gesagt werden, dass, auch, wie in dieser Arbeit bereits besprochen, der Peak im Sommer erreicht wurde, die Biomasse in anderen Studien trotzdem deutlich höher ausfällt.

Für die Analyse gewisser Aspekte in dieser Arbeit wäre es sicherlich von Vorteil gewesen, wenn die Insekten aus den Malaise-Fallen-Fängen bis zum Artniveau hätten bestimmt werden können. Auch wenn meine Analysen einen guten Überblick über die Insektenproben darstellen, hätte eine Bestimmung der Insekten auf Artniveau tiefgründigere Analysen ermöglicht. Genauer gesagt, wäre mir beispielsweise die Zuordnung der Insekten in Nahrungsgilden leichter gefallen und wäre somit weniger fehlerbehaftet. So wären auch präzisere Aussagen bei der Interpretation der Ergebnisse möglich gewesen, da ein größerer Umfang der gesammelten Proben mit weniger Aufwand hätte bestimmt werden können. Dies hätte zu einer größeren Datengrundlage und somit auch zu aussagekräftigeren Feststellungen geführt. Abgesehen davon, hätten, statt der taxonomischen Bestimmung, andere Bestimmungsmethoden wie das DNA Metabarcoding eingesetzt werden können. Die in dieser Arbeit angewandte Methode der taxonomischen Bestimmung ist enorm zeitintensiv (Kaczmarek et al., 2022) und erfordert Einarbeitung, denn selbst für Experten stellt die große Menge an Insekten eine Herausforderung dar (Sorg et al., 2013). Dies hätte den enormen zeitlichen Aufwand für die Bestimmung komplexer Malaise-Fallen-Proben erspart und hätte außerdem eine genauere Bestimmung der Insekten ermöglicht. Der Nachteil dieser Methode liegt jedoch darin, dass man hier keine Mengenangaben erhält beziehungsweise keine Abundanzen erfasst werden (Sorg et al., 2013; Kaczmarek et al., 2022). Die Anwendung solch einer Methode für diese Arbeit wäre nach Rücksprache mit den Projektleitern in Luxemburg zudem in logistischer und finanzieller Hinsicht nicht umsetzbar gewesen.

Conclusio

In der vorliegenden Masterarbeit konnten einige Aspekte der Insektenbiomasse und deren Zusammensetzung in Malaise-Fallen-Fängen bestätigt werden, indem sie sich nahtlos in den bestehenden Kenntnisstand der speziellen Malaise-Fallen-Literatur einfügen. Obwohl aufgrund der Datengröße keine bahnbrechenden neuen Erkenntnisse gewonnen wurden, kann jeder Beitrag zur Validierung und Vertiefung des vorhandenen Wissens von Bedeutung sein. So konnte die Biomassenzusammensetzung aus früheren Studien bestätigt werden. Auch dass der Faktor Temperatur ein Prädiktor für die Biomasse darstellt, konnte in dieser Arbeit bestätigt werden. Zudem war es möglich, durch die Analyse der landschaftlichen Diversität Zusammenhänge zwischen Landnutzungstypen und der Biomasse zu untersuchen. Hier wurde ein negativer Zusammenhang zwischen Grünland und Biomasse sowie eine positive Beziehung zwischen Wald/Gebüsche und der Biomasse festgestellt. Bezüglich der Analyse der vertretenen Nahrungsgilden und Trophie-Ebenen konnten die allgemeinen Regeln der Nahrungsnetz-Ökologie bestätigt werden, indem mehr

Primärkonsumenten als Insekten von höheren trophischen Stufen an den Standorten vorhanden waren.

Diese Analysen können dazu beitragen, das Verständnis der Insektenbiomasse aus Malaise-Fallen und ihrer Beziehungen zu Umweltfaktoren weiter zu vertiefen und Erkenntnisse aus früheren Studien zu bestätigen.

Durch die Sortierung, Bestimmung und Analyse der im Rahmen des Life-Projektes Bats & Birds der Stiftung Natur & Umwelt gesammelten Malaise-Fallen-Fänge aus den Monaten April bis Juli 2021 im Osten Luxemburgs konnten mehrere Aspekte berücksichtigt werden. Das Ziel dieser Arbeit war es, einen Überblick zu bekommen, welche Insekten überhaupt in den Fallen vertreten waren, und somit auch eine Übersicht über die Nahrungsverfügbarkeit der Zielarten des Projektes zu schaffen.

Darüberhinaus könnten meine Ergebnisse sowohl als Ausgangspunkt für zukünftige Untersuchungen dienen, die möglicherweise innovative Methoden und Ansätze entwickeln, um weitere Einblicke in die Ökologie und Biodiversität von Insekten zu gewinnen, als auch als Anreiz zum Ausbau des laufenden Life-Projektes in Luxemburg. Ein Ausbau des Projektes könnte beispielsweise auch die Erfassung der Pflanzenvielfalt an allen Standorten beinhalten, um eine umfassendere Analyse der Zusammenhänge der Vegetation und Insektenbiomasse zu ermöglichen.

Meine Arbeit kann zudem einen wertvollen Beitrag leisten, indem sie die Bedeutung von Malaise-Fallen als Monitoring-Werkzeug für die Erfassung der Insektenbiomasse unterstreicht.

Ein langfristiges Monitoring, das gegebenenfalls auch ausgebaut werden kann, könnte weitreichendere Aussagen über den Zustand der Insektenbiomasse in Luxemburg liefern.

Bibliografie

- Akhlamad, N. F., Tabatabaei, F., Khani, A., & Rey-Rodríguez, I. (2023). The seasonal diet and variation in the prey selection of the little owl (*Athene noctua*) in the Northeast of Iran. *Journal of Wildlife and Biodiversity*, 7(1), Art. 1. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7348991>
- Badenhausser, I., Amouroux, P., Lerin, J., & Bretagnolle, V. (2009). Acridid (Orthoptera: Acrididae) abundance in Western European Grasslands: sampling methodology and temporal fluctuations. *Journal of Applied Entomology*, 133(9–10), 720–732. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2009.01437.x>
- Biedermann, R., Achtziger, R., Nickel, H., & Stewart, A. (2005). Conservation of Grassland Leafhoppers: A Brief Review. *Journal of Insect Conservation*, 9, 229–243. <https://doi.org/10.1007/s10841-005-0531-z>
- Biesmeijer, J., Roberts, S., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S., Kleukers, R., Thomas, C., Settele, J., & Kunin, W. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science (New York, N.Y.)*, 313, 351–354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., ... Edwards, P. j. (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 141–150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Bodenheimer, F. S. (1938). *Problems of Animal Ecology*. Oxford University Press.
- Borror, D. J., & White, R. E. (1970). *A Field Guide to the Insects of America North of Mexico*. Houghton Mifflin.
- 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(5), 1120–1130. <https://doi.org/10.1111/cobi.13307>
- BRC - Database of Insects and their Food Plants. (2009). Abgerufen 13. Mai 2023, von <http://dbif.brc.ac.uk/families.aspx>
- Brinkmann, R. (2006). The trophic niche of the Geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*) in south-western Germany. *Acta Chiropterologica*, 8, 445–450.
- Brohmer, P., & Schaefer, M. (2018). *Brohmer - Fauna von Deutschland: Ein Bestimmungsbuch unserer heimischen Tierwelt* (25. Auflage). Quelle & Meyer Verlag.
- Brooks, D. R., Bater, J. E., Clark, S. J., Monteith, D. T., Andrews, C., Corbett, S. J., Beaumont, D. A., & Chapman, J. W. (2012). Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1009–1019. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02194.x>
- Brühl, C., & Zaller, J. (2019). Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate

Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 177. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177>

- Brust, G. E. (1991). Soil moisture, no-tillage and predator effects on southern corn rootworm survival in peanut agroecosystems. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 58(2), 109–121. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1991.tb01459.x>
- Brzezniski, M., Zalewski, A., Szalanski, P., & Kowalczyk, R. (2010). Feeding habits of Great Grey Shrike *Lanius excubitor* wintering in north-eastern Poland: Does prey abundance affect selection of prey size? *Ornis Fennica*, 87, 1–14.
- Buij, R., Van der Goes, D., De longh, H. H., Gagare, S., Haccou, P., Komdeur, J., & De Snoo, G. (2012). Interspecific and intraspecific differences in habitat use and their conservation implications for Palaearctic harriers on Sahelian wintering grounds. *Ibis*, 154(1), 96–110.
- Chenchouni, H., Menasria, T., Neffar, S., Chafaa, S., Bradai, L., Chaibi, R., Mekahlia, M. N., Bendjoudi, D., & Si Bachir, A. (2015). Spatiotemporal diversity, structure and trophic guilds of insect assemblages in a semi-arid Sabkha ecosystem. *PeerJ*, 3, e860. <https://doi.org/10.7717/peerj.860>
- Cranmer, L., McCollin, D., & Ollerton, J. (2012). Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos*, 121(4), 562–568.
- Darling, C., & Packer, L. (1988). Effectiveness of Malaise traps in collecting Hymenoptera: The influence of trap design, mesh size, and location. *The Canadian Entomologist*, 120. <https://doi.org/10.4039/Ent120787-8>
- Desender, K., & Turin, H. (1989). Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, cicindelidae). *Biological Conservation*, 48(4), 277–294. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90103-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90103-1)
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., ... Zayas, C. N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science (New York, N.Y.)*, 366(6471), eaax3100. <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>
- Dietz, C., Von Helversen, O., & Nill, D. (2007). *Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas*. Kosmos.
- Dongiovanni, C., Cavalieri, V., Bodino, N., Tauro, D., Di Carolo, M., Fumarola, G., Altamura, G., Lasorella, C., & Bosco, D. (2019). Plant Selection and Population Trend of Spittlebug Immatures (Hemiptera: Aphrophoridae) in Olive Groves of the Apulia Region of Italy. *Journal of Economic Entomology*, 112(1), 67–74. <https://doi.org/10.1093/jee/toy289>
- Duelli, P., Obrist, M. K., & Schmatz, D. R. (1999). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: Above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), 33–64. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00029-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00029-8)
- Dunn, L., Lequerica, M., Reid, C. R., & Latty, T. (2020). Dual ecosystem services of syrphid

- flies (Diptera: Syrphidae): pollinators and biological control agents. *Pest Management Science*, 76(6), 1973–1979. <https://doi.org/10.1002/ps.5807>
- Esser, J. (2023). Dungfliegen (Diptera: Scathophagidae). *Freilandoekologie*. Abgerufen 9. Juli 2023, von <https://freilandoekologie-esser.de/dungfliegen/>
- Fahrig, L., Brotons, L., Burel, F., Crist, T., Fuller, R., Sirami, C., Siriwardena, G., & Martin, J.-L. (2010). Functional Landscape Heterogeneity and Animal Biodiversity in Agricultural Landscapes. *Ecology letters*, 14, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fox, R. (2013). The decline of moths in Great Britain: A review of possible causes. *Insect Conservation and Diversity*, 6(1), 5–19. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00186.x>
- Fraser, S. E. M., Dytham, C., & Mayhew, P. J. (2007). Determinants of parasitoid abundance and diversity in woodland habitats. *Journal of Applied Ecology*, 44(2), 352–361. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01266.x>
- Fraser, S. E. M., Dytham, C., & Mayhew, P. J. (2008). The effectiveness and optimal use of Malaise traps for monitoring parasitoid wasps. *Insect Conservation and Diversity*, 1(1), 22–31. doi: 10.1111/j.1752-4598.2007.00003.x
- Garratt, M. P. D., Senapathi, D., Coston, D. J., Mortimer, S. R., & Potts, S. G. (2017). The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.048>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W., Emmerson, M., Morales, M., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J., & Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Geiger, M., Moriniere, J., Hausmann, A., Haszprunar G., Wägele, W., Hebert, P., Rulik, B. (2016). Testing the Global Malaise Trap Program – How well does the current barcode reference library identify flying insects in Germany? *Biodiversity Data Journal* 4: e10671. <https://doi.org/10.3897/bdj.4.e10671>
- Génot, J.-C., & Nieuwehuysen, D. (2002). Athene noctua Little Owl. *The Journal of Birds of the Western Palearctic Update*, 4, 35–63.
- Goiti, U., Aihartza, J., Guiu, M., Salsamendi, E., Almenar, D., Napal, M., & Garin, I. (2011). Geoffroy's bat, *Myotis emarginatus*, preys preferentially on spiders in multistratified dense habitats: A study of foraging bats in the Mediterranean. *Folia Zoologica*, 60(1), 17–24. <https://doi.org/10.25225/fozo.v60.i1.a3.2011>
- Gressitt, J. L., & Gressitt, M. K. (1962). An improved Malaise trap. *Pacific Insects*, 4(1), 87-90.
- Grimm, H. (2009). Zur Biologie und Ökologie des Raubwürgers *Lanius excubitor* im Thüringer Becken und im Kyffhäuser-Unstrut-Gebiet. 2. Teil: Nahrung und Nahrungserwerb. *Anzeiger des Vereins Thüringer Ornithologen*, 6, 271–286.

- Habel, J. C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W. W., & Schmitt, T. (2016). Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology*, 30(4), 754–762. <https://doi.org/10.1111/cobi.12656>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hallmann, C. A., Ssymank, A., Sorg, M., de Kroon, H., & Jongejans, E. (2021). Insect biomass decline scaled to species diversity: General patterns derived from a hoverfly community. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(2), e2002554117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002554117>
- Hammer, O., Harper, D., & Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 1–9.
- Hausmann, A., Segerer, A. H., Greifenstein, T., Knubben, J., Morinière, J., Bozicevic, V., Doczkal, D., Günter, A., Ulrich, W., & Habel, J. C. (2020). Toward a standardized quantitative and qualitative insect monitoring scheme. *Ecology and Evolution*, 10(9), 4009–4020. <https://doi.org/10.1002/ece3.6166>
- Heimpel, G., & Jervis, M. (2005). Does floral nectar improve biological control by parasitoids? *Plant-Provided Food for Carnivorous Insects: A Protective Mutualism and its Applications*, 267–304. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542220.010>
- Herndl, G. J. (1991). Microbial Biomass Dynamics Along a Trophic Gradient at the Atlantic Barrier Reef off Belize (Central America). *Marine Ecology*, 12(1), 41–51. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1991.tb00082.x>
- Ille, V. R. (1992). *Zur Biologie und Ökologie des Steinkauzes (Athene noctua) im Marchfeld: Aktuelle Situation und mögliche Schutzmaßnahmen*. *Egretta*, 35, 49–57.
- Jachula, J., Denisow, B., & Wrzesień, M. (2018). Validation of floral food resources for pollinators in agricultural landscape in SE Poland. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 98(7), 2672–2680. <https://doi.org/10.1002/jsfa.8761>
- Jones, G. (1990). Prey Selection by the Greater Horseshoe Bat (*Rhinolophus ferrumequinum*): Optimal Foraging by Echolocation? *Journal of Animal Ecology*, 59(2), 587–602. <https://doi.org/10.2307/4882>
- Kaczmarek, M., Entling, M. H., & Hoffmann, C. (2022). Using Malaise Traps and Metabarcoding for Biodiversity Assessment in Vineyards: Effects of Weather and Trapping Effort. *Insects*, 13(6), 507. <https://doi.org/10.3390/insects13060507>
- Kanecher Wengertsbiereg—Natur&ëmwelt. (o. J.). Abgerufen 15. März 2023, von <https://www.naturemwelt.lu/de/lieux/kanecher-wengertsbiereg/>
- Karlsson, D., Hartop, E., Forshage, M., Jaschhof, M., & Ronquist, F. (2020). *The Swedish Malaise Trap Project: A 15 Year Retrospective on a Countrywide Insect Inventory—PMC*. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6987249/>
- Kasper, M. L., Reeson, A. F., Mackay, D. A., & Austin, A. D. (2008). Environmental factors influencing daily foraging activity of *Vespa germanica* (Hymenoptera, Vespidae) in

Mediterranean Australia. *Insectes Sociaux*, 55(3), 288–295.
<https://doi.org/10.1007/s00040-008-1004-7>

Kendall, D. A., & Solomon, M. E. (1973). Quantities of Pollen on the Bodies of Insects Visiting Apple Blossom. *Journal of Applied Ecology*, 10(2), 627–634.
<https://doi.org/10.2307/2402306>

Kervyn, T., Godin, M. C., Jocqué, R., Grootaert, P., & Libois, R. (2012). Web-building spiders and blood-feeding flies as prey of the notch-eared bat (*Myotis emarginatus*). *Belgian Journal of Zoology*, 142(1). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/124356>

Kevan, P., & Baker, H. (1983). Insects as Flower Visitors and Pollinators. *Annual Review of Entomology*. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.28.010183.002203>

Klein, A., Vaissière, B., Cane, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 274, 303–313.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>

Knuff, A., Winiger, N., Klein, A., Segelbacher, G., & Staab, M. (2019). Optimising sampling of flying insects using a modified window trap. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 1820–1825. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13258>

Kruess, A., & Tscharntke, T. (2002). Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation*, 106(3), 293–302.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00255-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00255-5)

Kuper, J., Duinen, G. A. (Gert-J., Nijssen, M., Geertsma, M., & Esselink, H. (2000). Is decline of the Red-backed shrike (*Lanius collurio*) in Dutch coastal dune area caused by decrease in insect diversity? *The Ring*, 22, 11–25.

Larson, B. M. H., Kevan, P. G., & Inouye, D. W. (2001). Flies and flowers: Taxonomic diversity of anthophiles and pollinators. *The Canadian Entomologist*, 133(4), 439–465. <https://doi.org/10.4039/Ent133439-4>

Life Bats & Birds. (o. J.). Abgerufen 26. Juli 2022, von <https://life-bats-birds.lu/?lang=de>

Lister, B. C., & Garcia, A. (2018). Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(44): E10397-E10406. <https://doi.org/10.1073/pnas.1722477115>

Lopez, A., Castillo, H., Carmona, D., Manetti, P., Mondino, E., & Ana María, V. (2009). Biological Aspects of *Colaspis bridarollii* (Bechyné) (Coleoptera: Chrysomelidae: Eumolpinae) in Argentina. *The Coleopterists Bulletin*, 56, 259–269.
[https://doi.org/10.1649/0010-065X\(2002\)056\[0259:BAOCBB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1649/0010-065X(2002)056[0259:BAOCBB]2.0.CO;2)

Matthews, R. W., & Matthews, J. R. (1970). Malaise Trap Studies of Flying Insects in a New York Mesic Forest I. Ordinal Composition and Seasonal Abundance. *Journal of the New York Entomological Society*, 78(1), 52–59.

Matthews, R. W., & Matthews, J. R. (1971). The Malaise trap: Its utility and potential for sampling insect populations. *The Great Lakes Entomologist* 4(4), 117-122.

Maes, D., & Van Dyck, H. (2001). Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium).

Biological Conservation, 99, 263–276. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00182-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00182-8)

- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), Art. 7615. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- Ministère du Développement durable et des infrastructures & Administration de la Nature et des Forêts. (2013). Wengertsberg—Ausweisungsdossier.
- Morinière, J., Balke, M., Doczkal, D., Geiger, M. F., Hardulak, L. A., Haszprunar, G., Hausmann, A., Hendrich, L., Regalado, L., Rulik, B., Schmidt, S., Wägele, J.-W., & Hebert, P. D. N. (2019). A DNA barcode library for 5,200 German flies and midges (Insecta: Diptera) and its implications for metabarcoding-based biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*, 19(4), 900–928. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13022>
- Morris, M. G. (2000). The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, 95, 129–142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00028-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00028-8)
- Mourier, J., Maynard, J., Parravicini, V., Ballesta, L., Clua, E., Domeier, M. L., & Planes, S. (2016). Extreme Inverted Trophic Pyramid of Reef Sharks Supported by Spawning Groupers. *Current Biology*, 26(15), 2011–2016. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.05.058>
- Mwansat, G., Turshak, L., & Okolie, O. (2015). Insects as important delicacy for birds: expanding our knowledge of insect food ecology of birds in the tropics. *Ecology & Safety*, 9, 434–441.
- Muirhead-Thompson, R. C. (1991). *Trap Responses of Flying Insects: The Influence of Trap Design on Capture Efficiency*. Academic Press.
- Müller, H. J., & Bährmann, R. (2015). *Bestimmung wirbelloser Tiere: Bildtafeln für zoologische Bestimmungsübungen und Exkursionen* (G. Köhler, Hrsg.; 7., überarbeitete und ergänzte Auflage). Springer Spektrum. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-55395-0>
- Noriega, J., Hortal, J., Azcárate, F., Berg, M., BONADA, N., Briones, M., Del Toro, I., Goulson, D., Ibanez, S., Landis, D., Moretti, M., Potts, S., Slade, E., Stout, J., Ulyshen, M., Wäckers, F., Woodcock, B., & Santos, A. (2017). Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology*, 26. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.006>
- N2K LU0001024 dataforms. (2021). Abgerufen 15. März 2023, von <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=LU0001024>
- N2K LU0002016 dataforms. (2021). Abgerufen 15. März 2023, von <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=LU0002016>
- N2K LU0002015 dataforms. (2021). Abgerufen 15. März 2023, von <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=LU0002015>
- N2K LU0001017 dataforms. (2021). Abgerufen 15. März 2023, von

<https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=LU0001017>

N2K LU0001029 dataforms. (2021). Abgerufen 15. März 2023, von

<https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=LU0001029>

Öckinger, E., & Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 50–59. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x>

Pellegrino, A. C., Peñaflor, M. F. G. V., Nardi, C., Bezner-Kerr, W., Guglielmo, C. G., Bento, J. M. S., & McNeil, J. N. (2013). Weather Forecasting by Insects: Modified Sexual Behaviour in Response to Atmospheric Pressure Changes. *PLOS ONE*, 8(10), e75004. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075004>

Plantureux, S., Peeters, A., & McCracken, D. (2005). Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research*, 3, 153–164.

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

QGIS Development Team. (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://www.qgis.org/en/site/>

Ransome, R. D. (1996). *The management of feeding areas for greater horseshoe bats*. English Nature. Lowlands Team.

Schaefer, C. W., & Panizzi, A. R. (2000). *Heteroptera of Economic Importance*. CRC Press.

Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>

Scherzinger, W. (1989). *Der Wendehals (Jynx torquilla) — Ein Außenseiter unter den Spechten*.

Schuch, S., Wesche, K., & Schaefer, M. (2012). Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation*, 149(1), 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.006>

Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., Linsenmair, K. E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., & Weisser, W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574, 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>

Seward, A.M., Beale, C.M., Gilbert, L., Jones, T.H., Thomas, R. J. (2013). The impact of increased food availability on survival of a long-distance migratory bird. *Ecology*, 94, 221–230. <https://doi.org/10.1890/12-0121.1>

Sheikh, A. H., Thomas, M., Bhandari, R., & Meshram, H. (2016). *Malaise trap and insect sampling: Mini Review*. 2.

- Siewers, J., Schirmel, J., & Buchholz, S. (2014). The efficiency of pitfall traps as a method of sampling epigeal arthropods in litter rich forest habitats. *EJE*, 111(1), 69–74. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.008>
- Solís, Á. (2002). *Costa Rica beetles*. Editorial INBio.
- Sommaggio, D. (1999). Syrphidae: Can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1–3), 343–356. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00042-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00042-0)
- Sorg, M., Schwan, H., Stenmans, W. & Stenmans, A. (2013): Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise-Fallen in den Jahren 1989 und 2013. *Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein in Krefeld*, 1, 1–5.
- Ssymank, A. (2011). *Dickkopfliegen (Diptera: Conopidae) im Saarland – erste faunistische Ergebnisse*.
- Ssymank, A., Sorg, M., Doczkal, D., Rulik, B., Merkel-Wallner, G., & Vischer-Leopold, M. (2018). Praktische Hinweise und Empfehlungen zur Anwendung von Malaisefallen für Insekten in der Biodiversitätserfassung und im Monitoring. *Series Naturalis* 1, 1–12.
- Stanton, R. L., Morrissey, C. A., & Clark, R. G. (2018). Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254, 244–254. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- Stelzl, M., & Devetak, D. (1999). Neuroptera in agricultural ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), 305–321. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00040-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00040-7)
- Thomas, J. a. (2005). Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 339–357. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1585>
- Thomas, M., & Sheikh, A. (2016). Malaise trap and insect sampling: Mini Review. *Bio Bulletin*, 2, 35–40.
- Tobisch, C., Rojas-Botero, S., Uhler, J., Kollmann, J., Müller, J., Moning, C., Redlich, S., Steffan-Dewenter, I., Benjamin, C., Englmeier, J., Fricke, U., Ganuza, C., Haensel, M., Riebl, R., Uphus, L., & Ewald, J. (2023). Conservation-relevant plant species indicate arthropod richness across trophic levels: Habitat quality is more important than habitat amount. *Ecological Indicators*, 148, 110039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110039>
- Tomé, R., Catry, P., Bloise, C., & Korpimäki, E. (2008). *Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal*. 85.
- Triplehorn, C. A., & Johnson, N. F. (2004). Borror and DeLong's introduction to the study of insects. 7.
- Tryjanowski, P., Baraniak, E., R, B., Gwiazdowicz, D., Konwerski, S., Olszanowski, Z., &

- Szymkowiak, P. (2001). Arthropods in nests of the red-backed shrike (*Lanius collurio*) in Poland. *Belgian Journal of Zoology*, 131, 69–74.
- Tryjanowski, P., Karg, M., & Karg, J. (2003). Food of the Red-Backed Shrike *Lanius collurio*: A Comparison of Three Methods of Diet Analysis. *Acta Ornithologica*, 38, 59–64. <https://doi.org/10.3161/068.038.0101>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Turin, H., & den Boer, P. J. (1988). Changes in the distribution of carabid beetles in The Netherlands since 1880. II. Isolation of habitats and long-term time trends in the occurrence of carabid species with different powers of dispersal (Coleoptera, Carabidae). *Biological Conservation*, 44(3), 179–200. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90101-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90101-2)
- Uchida, K., & Ushimaru, A. (2014). Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: Patterns and mechanisms. *Ecological Monographs*, 84(4), 637–658. <https://doi.org/10.1890/13-2170.1>
- Uhler, J., Haase, P., Hoffmann, L., Hothorn, T., Schmidl, J., Stoll, S., Welti, E. A. R., Buse, J., & Müller, J. (2022). A comparison of different Malaise trap types. *Insect Conservation and Diversity*, 15(6), 666–672. <https://doi.org/10.1111/icad.12604>
- Uhler, J., Redlich, S., Zhang, J., Hothorn, T., Tobisch, C., Ewald, J., Thorn, S., Seibold, S., Mitesser, O., Morinière, J., Bozicevic, V., Benjamin, C. S., Englmeier, J., Fricke, U., Ganuza, C., Haensel, M., Riebl, R., Rojas-Botero, S., Rummeler, T., ... Müller, J. (2021). Relationship of insect biomass and richness with land use along a climate gradient. *Nature Communications*, 12(1), Art. 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26181-3>
- Une année trop froide, marquée par les extrêmes.* (2021). Aktuelles - Landwirtschaftsportal - Luxemburg. Abgerufen am 10. März 2023, von <http://agriculture.public.lu/de/actualites/2021/dezember-2021/bilan-meteorologique-agrimeteo-2021.html>
- Van Achterberg, K. (2009). Can Townes type Malaise traps be improved? Some recent developments. *Entomologische Berichten*, 69(4), 129–135.
- van Strien, A. J., van Swaay, C. A. M., van Strien-van Liempt, W. T. F. H., Poot, M. J. M., & WallisDeVries, M. F. (2019). Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in the Netherlands. *Biological Conservation*, 234, 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.023>
- Wäckers, F., Romeis, J., & Van Rijn, P. (2007). Nectar and Pollen Feeding by Insect Herbivores and Implications for Multitrophic Interactions. *Annual review of entomology*, 52, 301–323. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091352>
- Wagner, D. L. (2019). Global insect decline: Comments on Sánchez-Bayo and Wyckhuys (2019). *Biological Conservation*, 233, 332–333. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.005>

- Wagner, D. L., Grames, E., Forister, M., Berenbaum, M., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, e2023989118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>
- Weisser, W. W., & Siemann, E. (2013). *Insects and Ecosystem Function*. Springer Science & Business Media.
- Welti, E. A. R., Prather, R. M., Sanders, N. J., de Beurs, K. M., & Kaspari, M. (2020). Bottom-up when it is not top-down: Predators and plants control biomass of grassland arthropods. *Journal of Animal Ecology*, 89(5), 1286–1294. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13191>
- Welti, E., Zajicek, P., Frenzel, M., Ayasse, M., Bornholdt, T., Buse, J., Classen, A., Dziock, F., Engelmann, R., Englmeier, J., Fellendorf, M., Förschler, M., Fricke, U., Ganuza, C., Hippke, M., Hoenselaar, G., Kaus-Thiel, A., Kerner, J., Kilian, D., & Haase, P. (2022). Temperature drives variation in flying insect biomass across a German malaise trap network. *Insect Conservation and Diversity*, 15, 168–180. <https://doi.org/10.1111/icad.12555>
- Wermelinger, B., Moretti, M., Duelli, P., Lachat, T., Pezzatti, G. B., & Obrist, M. K. (2017). Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. *Forest Ecology and Management*, 391, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.033>
- Williams, P. H., & Osborne, J. L. (2009). Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie*, 40(3), 367–387. <https://doi.org/10.1051/apido/2009025>
- Winfrey, R., Bartomeus, I., & Cariveau, D. P. (2011). Native Pollinators in Anthropogenic Habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 1–22. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042>
- Zachos, F. E. (2009). Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Biologie, Kennzeichen, Gefährdung. *Mammalian Biology*, 74(1), 82–83. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2007.10.005>
- Zumbado, M. (2006). *Diptera of Costa Rica and the New World tropics*. Editorial INBio.

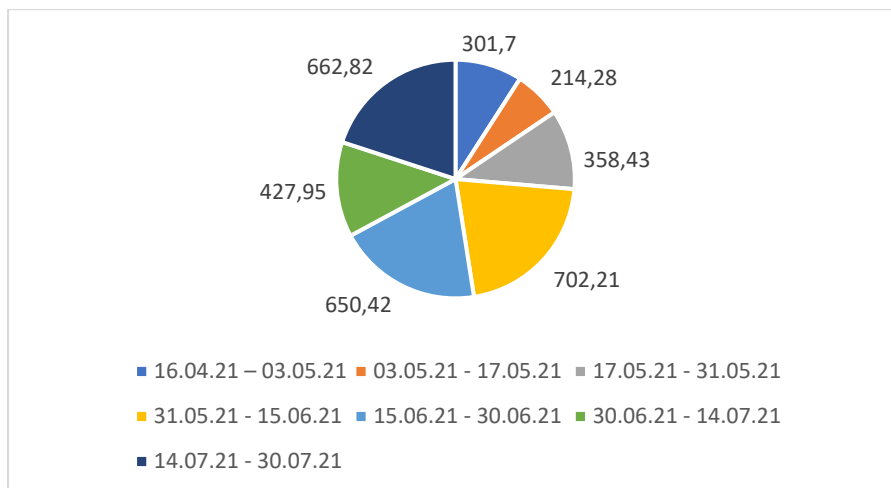
Appendix

Gesamtbiomasse (g) pro Standort:

Tabelle A1: Gesamtbiomasse (g) der einzelnen taxonomischen Großgruppen pro Standort und die Gesamtbiomasse (g) pro Standort.

Insektenordnungen	C1A	C2A	C3A	C1B	C2B	C3B	C15	C25	C35	C1X	C1Y	C2X	C2Y	C3X	C3Y
Diptera	53,25	84,37	124,85	87,82	54,1	128,92	120,01	85,98	89,95	55,94	51,24	42,2	56	115,24	119,78
Hymenoptera	42,31	57,96	47,54	38,19	48,86	94,66	84,52	32,62	96,44	44,63	36,26	26,09	43,77	55,83	38,15
Coleoptera	12,36	6,82	9,11	6,71	12,8	3,86	12,23	8,99	4,32	7,46	6,36	8,8	6,13	3,22	2,87
Lepidoptera (Tagfalter)	14,42	6,49	6,99	22,25	11,81	8,83	14,73	10,8	58,67	13,07	11,88	3,41	3,62	1,2	0,26
Lepidoptera (Nachtfalter)	32,14	28,72	53,74	29,42	39,93	34,45	44,22	29,4	86,63	34,31	16,65	55,68	63,08	29,76	39,17
Andere Insekten	5,02	3,87	7,4	15,96	2,85	10,83	10,19	14,65	5,32	6,87	8,26	12,4	3,28	4,36	5,02
Hemiptera	0,11	1,14	4,79	39,02	0,23	3,2	1,43	0,47	5,27	4,32	1,35	0,91	1,4	0,64	0,33
Orthoptera	2,95	1,21	1,12	4,76	3,98	5,78	7,75	3,05	27,84	1,29	8,53	19,67	3,06	0,38	0,6
Dermaptera	0	26,99	0	6,06	22,96	1,5	3,05	4,09	0	0	0	5,3	0	0	0
Total	162,56	217,57	255,54	250,19	197,52	292,03	298,13	190,05	374,34	167,89	140,53	174,46	180,34	210,63	206,18

Gesamtbiomasse (g) pro Leerung:



Figur A1 : Überblick der Gesamtbiomasse (g) aus den Malaise-Fallen pro Leerungszeitraum.

Deskriptive Statistik:

Tabelle A2: Zusammenfassung der deskriptiven Statistik pro Insektenordnung

Hymenoptera		Diptera		Coleoptera	
N	15	N	15	N	15
Min	26,09	Min	42,2	Min	2,87
Max	96,44	Max	141,16	Max	12,36
Sum	772,89	Sum	1265,39	Sum	108,57
Mean	51,526	Mean	84,359	Mean	7,238
Std. error	5,832	Std. error	8,363	Std. error	0,785
Variance	510,17	Variance	1049,128	Variance	9,244
Stand. dev	22,587	Stand. dev	32,39	Stand. dev	3,04
Median	43,77	Median	85,98	Median	6,82
Orthoptera		Lepidoptera (Tagfalter)		Hemiptera	
N	15	N	15	N	15
Min	0,38	Min	0,26	Min	0,11
Max	27,84	Max	56,67	Max	39,02
Sum	92,26	Sum	186,43	Sum	64,88
Mean	6,151	Mean	12,429	Mean	4,325
Std. error	1,995	Std. error	3,504	Std. error	2,52
Variance	59,695	Variance	184,118	Variance	95,25
Stand. dev	7,726	Stand. dev	13,569	Stand. dev	9,76
Median	3,06	Median	10,8	Median	1,34
Dermaptera		Lepidoptera (Nachtfalter)		Andere Insekten	
N	15	N	15	N	15
Min	0	Min	16,68	Min	3,28
Max	26,99	Max	86,63	Max	30,86
Sum	69,95	Sum	601,76	Sum	186,93
Mean	4,663	Mean	40,117	Mean	12,462
Std. error	2,207	Std. error	4,817	Std. error	2,288
Variance	73,037	Variance	348,026	Variance	78,556
Stand. dev	8,546	Stand. dev	18,655	Stand. dev	8,863
Median	0	Median	34,31	Median	8,26

Fallenstandorte

Die im Rahmen des Naturschutzprojektes "Life Bats & Birds" ergriffenen Erhaltungsmaßnahmen wurden allesamt auf Natura 2000 - Gebieten angewandt. Dabei handelt es sich überwiegend um Flachland-Mähwiesen und Streuobstwiesen in 6 verschiedenen Natura 2000 - Gebieten im Osten Luxemburgs:

3 pSCI (proposed Sites of Community Importance):

LU0001017 Vallée de la Sûre inférieure

LU0001024 Machtum-Pellembierg / Froumbierg / Greivemaacherbiert

LU0001029 Région de la Moselle supérieure

3 SPA (Special Protection Areas):

LU0002015 Région de Junglinster

LU0002016 Région de Mompach, Manternach, Bech et Osweiler

LU0002018 Région de Schuttrange, Canach, Lenningen et Gostingen

Bezeichnung der Standorte:

C → Bezeichnung für Naturschutzmaßnahmen (Conservation actions)

1 → Bezeichnung für Maßnahme „Anpflanzung von flächigen, linearen und punktuellen Gehölzstrukturen in landwirtschaftlichen Intensivflächen“

2 → Bezeichnung für Maßnahme „Extensivierungsberatung für landwirtschaftliche Intensivflächen“

3 → Bezeichnung für Maßnahme „Wiederaufnahme der Nutzung von extensiven Kulturlandschaftselementen“

A und B → Bezeichnung für Standorte, an denen Maßnahmen angewandt wurden

X und Y → Bezeichnung für Standorte, an denen keine Maßnahmen angewandt wurden → Referenzflächen zur Negativkontrolle

5 → Bezeichnung für Standorte, an denen Naturschutzmaßnahmen länger angewandt wurden → Dauer: länger als 5 Jahre

Überblick der 15 Standorte im Osten Luxemburgs

Charakterisierung der Standorte

LU0001017 Vallée de la Sûre inférieure

Im Schutzgebiet LU0001017 (pSCI) befindet sich der Fallenstandort **C2X**. Das Natura 2000-Gebiet beinhaltet zahlreiche Lebensraumtypen, die im Anhang I der FFH-Richtlinie zu finden sind. Darunter befinden sich auch 5 prioritäre Lebensraumtypen. Insgesamt machen sie 30,8% der Fläche des Gebietes aus (N2K LU0001017 dataforms, 2021).

Die landwirtschaftliche Nutzung macht rund die Hälfte des Gebietes aus. Sie wird von intensiver Landnutzung dominiert, davon sind 50% intensiv genutztes Grünland und etwa ein Viertel Äcker, die intensiv genutzt werden.

Neben der landwirtschaftlichen Nutzung besteht das Natura 2000-Gebiet unter anderem noch aus Waldflächen. Die sich in dem Schutzgebiet befindenden Waldlebensräume bestehen aus 87% Laubwäldern wie beispielsweise Waldmeister- und Kalkbuchenwald (N2K LU0001017 dataforms, 2021).

In diesem Schutzgebiet sind laut Standard Data Form (2021) unter anderem die Zielarten *Jynx torquilla* (Wendehals), *Lanius collurio* (Neuntöter), *Myotis emarginatus* (Wimperfledermaus), *Rhinolophus ferrumequinum* (Hufeisennase) und *Athene noctua* (Steinkauz) vertreten.

LU0001024 Machtum-Pellembierg / Froumbierg / Gréivemaacherbierg

Dieses Schutzgebiet enthält die Malaise-Fallen-Standorte **C2A**, **C3A** und **C3B**.

Das Natura 2000-Gebiet Machtum erstreckt sich entlang des engen Moseltals von Ahn im Südosten bis nach Grevenmacher im Nordosten.

Die Fallenstandorte **C2A**, **C3A** und **C3B** befinden sich im pSCI Machtum-Pellembierg / Froumbierg / Gréivemaacherbierg. Das Projektgebiet in Machtum besteht etwa zur Hälfte aus Waldlebensräumen sowie zu einem Drittel aus Offenland. Zudem sind ca. 18% Ackerflächen in dem Gebiet vorzufinden.

In diesem Gebiet sind überwiegend verbuschte Weinbergsterrassen auf Südost exponierten Hängen zu finden. Diese wurden auch zeitweise als Streuobstwiesen oder Trockenrasen genutzt, bevor sie stark verbuschten (N2K LU0001024 dataforms, 2021).

Im Gebiet sind die beiden Fledermausarten sowie der Neuntöter, Wendehals und Raubwürger vorzufinden (N2K LU0001024 dataforms, 2021).

LU0001029 Région de la Moselle supérieure

Die Insektenfallenstandorte **C35**, **C1X** und **C2Y** befinden sich im Gebiet "Schengen". Dieses liegt im Südosten Luxemburgs. Das Schutzgebiet LU0001029 erstreckt sich über zwei naturräumliche Wuchsgebiete, das Moseltal und das westlich daran angrenzende Mosel-Vorland.

Ein bedeutender Teil des Schutzgebiets besteht aus Waldlebensräumen (58%).

Darüberhinaus sind ca. 31% landwirtschaftlich genutzte Flächen hinzuzurechnen. Außerdem sind auch rund 5% des Gebietes Gewässer. Diese befinden sich jedoch in gewisser Distanz zu den Malaise-Fallen, sodass sie keine Einflüsse auf die Fallenfänge haben dürften (N2K LU0001029, 2021).

In diesem Projektgebiet sind die Wimperfledermaus, die Große Hufeisennase, der Steinkauz, der Wendehals, der Neuntöter und der Raubwürger vorhanden (N2K LU0001029, 2021).

LU0002015 Région de Junglinster

Dieses Schutzgebiet enthält die Fallenstandorte mit der Bezeichnung **C1B**, **C1Y**, **C15** und **C25**.

Das Projektgebiet Junglinster befindet sich im Zentrum des Großherzogtums Luxemburg, in der Umgebung der Ortschaft Junglinster. Das Schutzgebiet LU0002015 ist Teil einer Schichtstufenlandschaft, die hauptsächlich durch Sedimentation entstand. Bezüglich der Nutzung wird das Gebiet überwiegend zu landwirtschaftlichen Zwecken genutzt (Wiesen und Weiden dominant). Darüberhinaus sind etwa 12% Waldlebensräume, davon sind Laubwälder dominant, die etwa $\frac{3}{4}$ der Waldfläche ausmachen.

Die vorherrschende Vegetation wird dominiert von feuchten Mähwiesen. In dem Schutzgebiet sind aber auch weitere Lebensraumtypen wie Niedermoore, Großseggenriede, Schilfröhricht und Feuchtbrachen (N2K LU0002015 dataforms, 2021).

Laut Standard Data Form (2021) sind folgende geschützte Zielarten des Projekts in diesem Gebiet vorhanden: *Athene noctua* (Steinkauz), *Jynx torquilla* (Wendehals), *Lanius collurio* (Neuntöter) und *Lanius excubitor* (Raubwürger).

LU0002016 Région de Mompach, Manternach, Bech et Osweiler

Im Schutzgebiet LU0002016 befinden sich die Standorte **C1A** und **C2B**.

Das SPA Mompach im Osten Luxemburgs beinhaltet unterschiedliche Habitats. Dominiert wird das Gebiet von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diese machen rund 63% des Gebietes aus. Dazu kommen ca. 150 ha Streuobstwiesen, die größtenteils als schützenswerte Biotope aufgenommen worden sind. Die Streuobstwiesen in diesem Gebiet befinden sich hauptsächlich in der Umgebung der das Schutzgebiet umfassenden Dörfer. Auch Waldlebensräume tragen wieder zur Landschaft bei (27%), darunter hauptsächlich Laubwälder (Waldmeister-Buchenwald) (N2K LU0002016 dataforms, 2021).

Zudem sind weitere Habitattypen in der landschaftlichen Umgebung zu finden wie beispielsweise Kalkfelsen mit Felsspaltvegetation und mesophiles Grünland, Schluchtwald sowie Kalkbuchenwald.

Erwähnenswert ist, dass dieses Gebiet zudem als Vogelschutzgebiet ausgewiesen worden ist. Auch für Fledermäuse bietet dieses Gebiet geeignete Lebensräume (N2K LU0002016 dataforms, 2021).

Außer dem Wendehals sind zudem noch der Raubwürger und der Neuntöter im Gebiet zu finden (N2K LU0002016 dataforms, 2021).

LU0002018 Région de Schuttrange, Canach, Lenningen et Gostingen

Die beiden Fallenstandorte **C3X** und **C3Y** befinden sich im Naturschutzgebiet Schuttrange. Dieses besteht hauptsächlich aus Offenlandschaften (vgl. Kanecher Wengertsbiert (www.naturemwelt.lu)). Das Gebiet wird zu 83% von der Landwirtschaft genutzt. Darunter sind etwa ein Drittel gedüngte Wiesen. Zudem kommt noch ein Drittel Ackerfläche und ein größerer Teil, der extensiv bewirtschaftet wird (N2K LU0002016 dataforms, 2021). Das

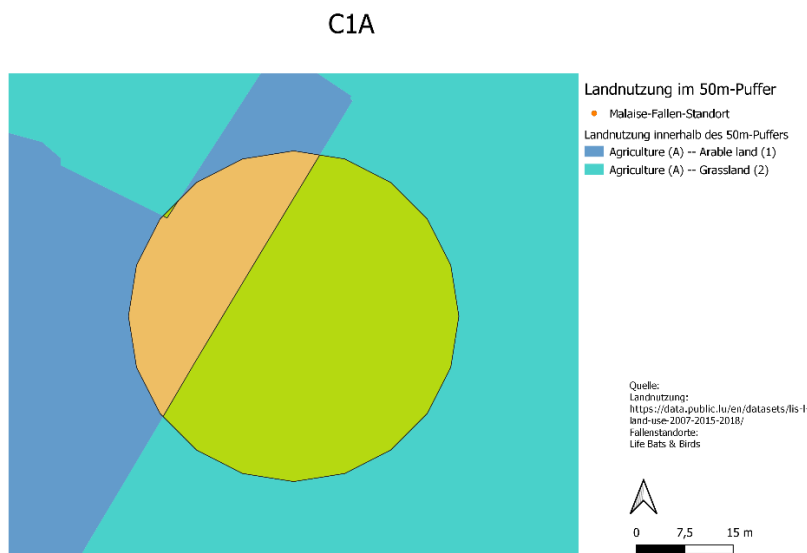
Naturschutzgebiet LU0002018 bietet zahlreiche Lebensräume wie beispielsweise Hecken, Streuobstwiesen, Säume und Baumreihen (Ministère du Développement durable et des infrastructures & Administration de la Nature et des Forêts, 2013).

Im Schutzgebiet sind der Steinkauz, der Wendehals, der Neuntöter und der Raubwürger vertreten (N2K LU0002016 dataforms, 2021).

Standorte mit Habitat-Management-Maßnahmen:

Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C1A	ab 2021 zweijährlich	Lilien-01	Bech - In Lilien	Agriculture (A) -- Arable land (1)	1242,76	2077,43
C1A	ab 2021 zweijährlich	Lilien-01	Bech - In Lilien	Agriculture (A) -- Grassland (2)	10611,50	5647,95

Der Standort C1A in Bech, an dem eine Malaise-Falle aufgestellt worden ist, ist geprägt von Ackerflächen und vor allem Grasland. Die Charakterisierung des Standortes gilt für den Standort und dessen landschaftliche Umgebung in einem Radius von 50m.

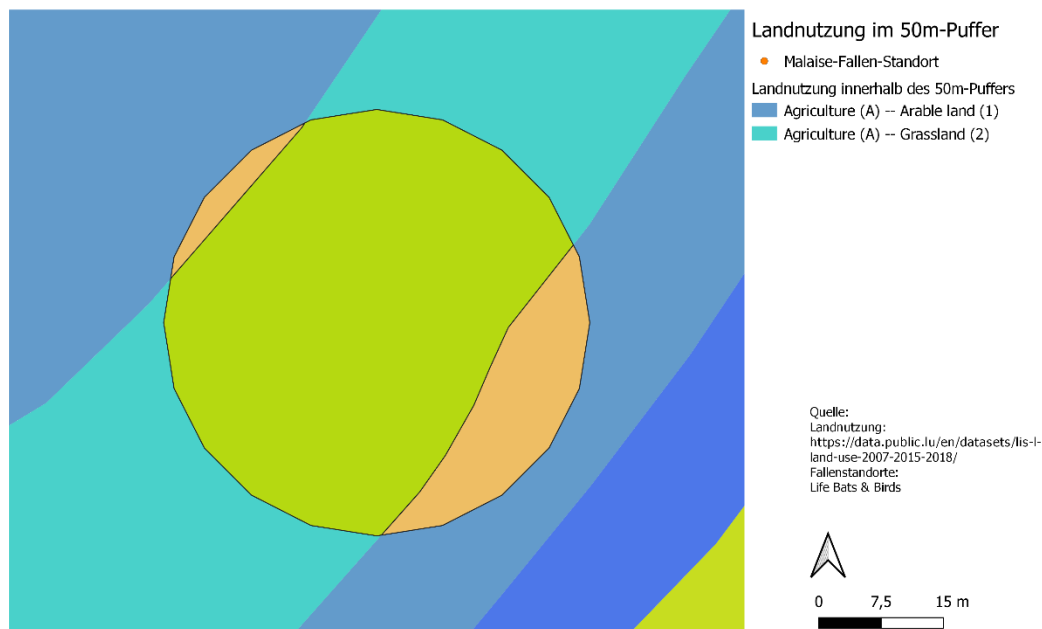


Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C2A	ab 2021 zweijährlich	Obdonv-01	Flaxweiler - op dem Frimbiereg	Agriculture (A) -- Arable land (1)	1309,82	1183,62

C2A	ab 2021 zweijährlich	Obdonv- 01	Flaxweiler - op dem Frimberg	Agriculture (A) -- Arable land (1)	2185,39	206,55
C2A	ab 2021 zweijährlich	Obdonv- 01	Flaxweiler - op dem Frimberg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	1174,57	6335,21

Der Standort C2A ist hauptsächlich von Ackerflächen beziehungsweise Kulturlandschaften geprägt. Zudem ist aber auch Grasland um den Standort herum zu finden.

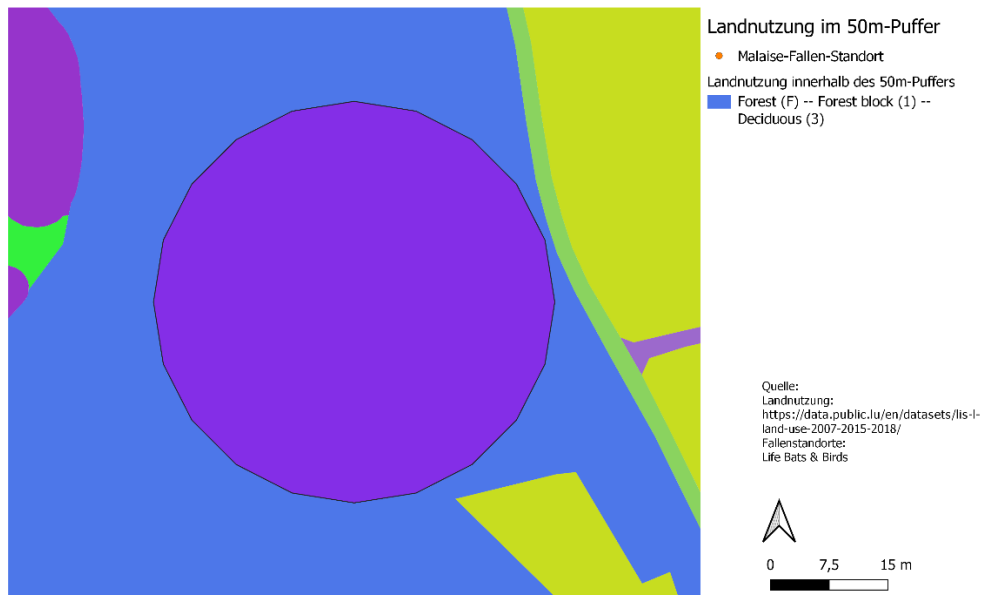
C2A



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C3A	ab 2021 zweijährlich	Ahn-02	Flaxweiler - Gëlleberg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	4708,74	7725,39

Der Standort C3A und dessen Umgebung in einem Radius von 50m in Flaxweiler ist von Laubwald dominiert.

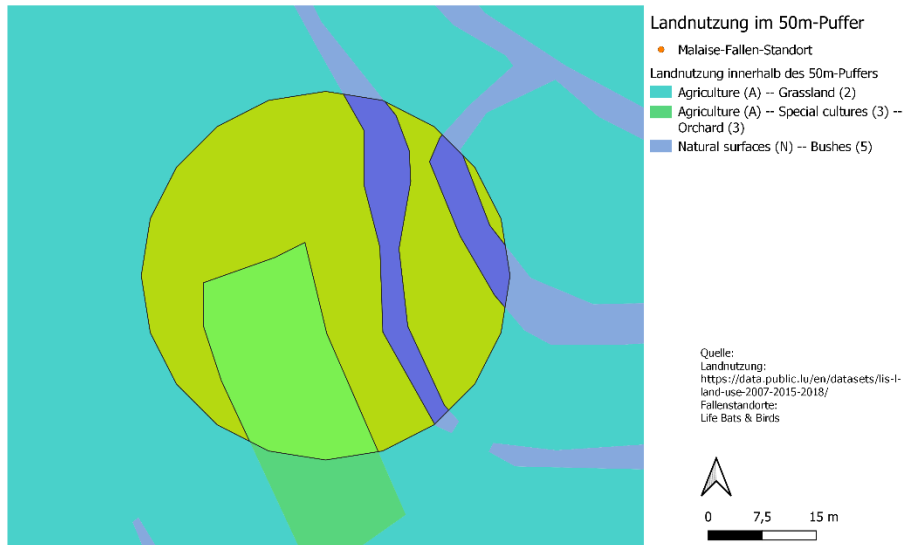
C3A



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C1B	ab 2021 zweijährlich	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Agriculture (A) -- Grassland (2)	318,09	58,72
C1B	ab 2021 zweijährlich	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Agriculture (A) -- Grassland (2)	7411	4895,66
C1B	ab 2021 zweijährlich	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Agriculture (A) -- Special cultures (3) -- Orchard (3)	225,97	1696,64
C1B	ab 2021 zweijährlich	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	4461,05	365,59
C1B	ab 2021 zweijährlich	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	577,71	708,82

Der Standort C1B, an dem neue Gehölzstrukturen angepflanzt wurden, befindet sich in Junglinster, also im Osten Luxemburgs. Dieser Standort ist im Vergleich zu anderen Malaise-Fallen-Standorten vielfältig, was die vorherrschenden Landnutzungstypen betrifft. So ist neben dem relativ oft vorhandenen Grasland auch eine große Fläche an Gebüsch vorhanden. Zudem sind auch Streuobstwiesen in der Umgebung zu finden.

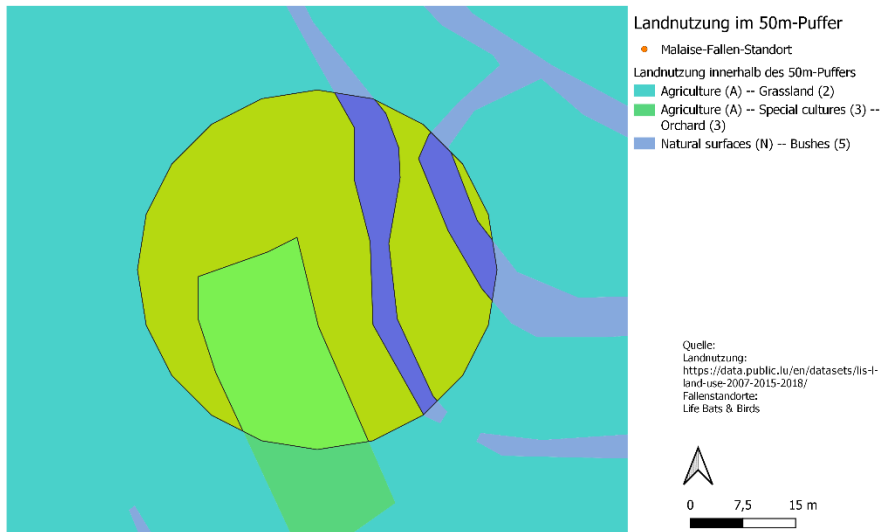
C1B



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C2B	ab 2021 zweijährlich	Lilien-01	Bech - In Lilien	Agriculture (A) -- Arable land (1)	1242,76	2567,89
C2B	ab 2021 zweijährlich	Lilien-01	Bech - In Lilien	Agriculture (A) -- Grassland (2)	10611,5	5157,49

Dieser Standort ist hauptsächlich von Grasland umgeben. Zudem sind auch Ackerflächen im Radius von 50m dieses Standortes zu finden.

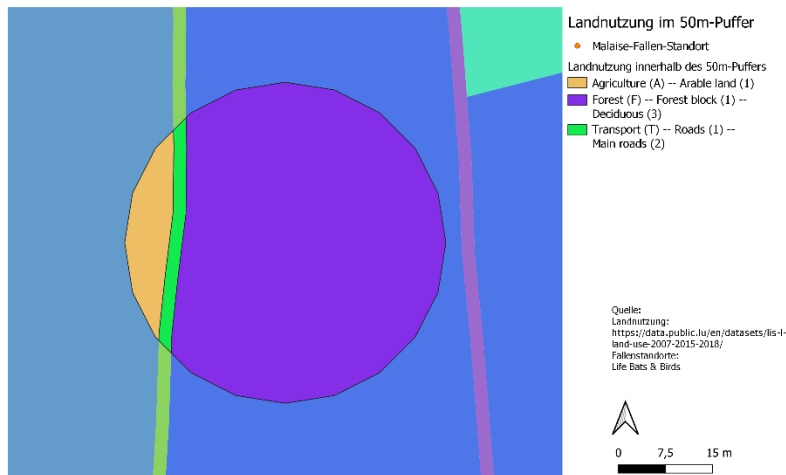
C1B



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C3B	ab 2021 zweijährlich	Macht-02	Wormeldange - Haangeberreg	Agriculture (A) -- Arable land (1)	3061,03	608,92
C3B	ab 2021 zweijährlich	Macht-02	Wormeldange - Haangeberreg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	3284,76	6837,55
C3B	ab 2021 zweijährlich	Macht-02	Wormeldange - Haangeberreg	Transport (T) -- Roads (1) -- Main roads (2)	1337,91	278,87

Der Standort C3B befindet sich in Machtum in der Gemeinde Wormeldange. Dieser ist von nahegelegenen Waldflächen geprägt. Außerdem sind Ackerflächen und Verkehrsinfrastrukturen, wie Landstraßen, in der Umgebung zu finden.

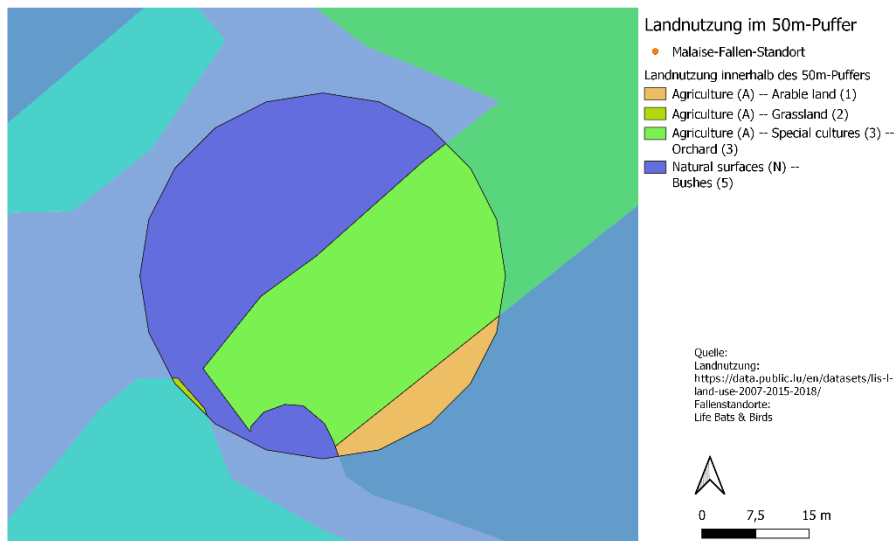
C3B



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C15	jährlich	Jung-09	Junglinster - an Duelen	Agriculture (A) -- Arable land (1)	2178,47	461,02
C15	jährlich	Jung-09	Junglinster - an Duelen	Agriculture (A) -- Grassland (2)	644,77	15,51
C15	jährlich	Jung-09	Junglinster - an Duelen	Agriculture (A) -- Special cultures (3) - - Orchard (3)	666,38	3518,91
C15	jährlich	Jung-09	Junglinster - an Duelen	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	3052,13	3730

Beim Standort C15 handelt es sich um einen Standort, an dem die Naturschutzmaßnahmen bereits länger angewendet wurden, nämlich 5 Jahre. Die Malaise-Falle, die auf diesem Standort in Junglinster aufgestellt wurde, ist von unterschiedlichen Vegetationstypen umgeben. So sind Ackerflächen und ein kleiner Anteil an Grasland, aber auch Streuobstwiesen und Gebüsche vorzufinden.

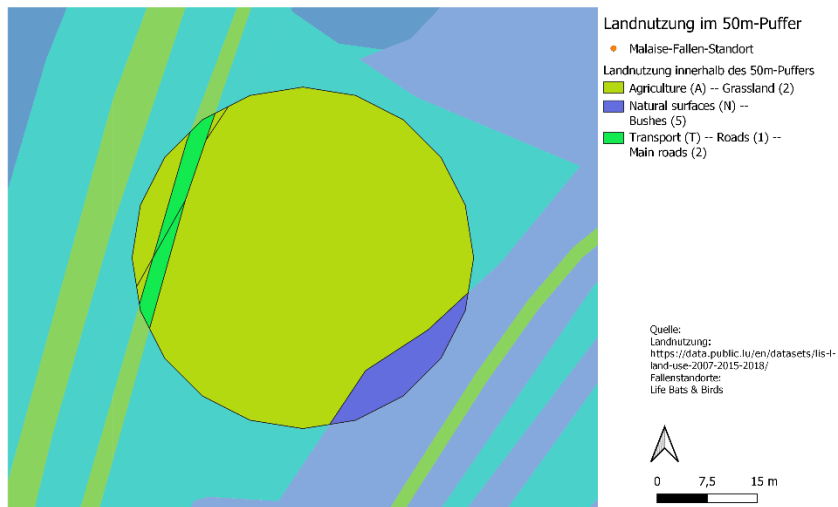
C15



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C25	jährlich	Jung-16	Junglinster - Péiteschberg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	557	12,75
C25	jährlich	Jung-16	Junglinster - Péiteschberg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	766,54	246,19
C25	jährlich	Jung-16	Junglinster - Péiteschberg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	406,8	15,81
C25	jährlich	Jung-16	Junglinster - Péiteschberg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	924,93	6739,17
C25	jährlich	Jung-16	Junglinster - Péiteschberg	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	3052,13	426,73
C25	jährlich	Jung-16	Junglinster - Péiteschberg	Transport (T) -- Roads (1) -- Main roads (2)	188,13	159,11
C25	jährlich	Jung-16	Junglinster - Péiteschberg	Transport (T) -- Roads (1) -- Main roads (2)	158,67	125,66

Gleiches gilt für den Standort C25 in Junglinster (Péiteschberg): auch hier wurden die Naturschutzmaßnahmen bereits länger durchgeführt. Die Umgebung dieses Standortes wird von Graslandflächen dominiert. Zudem sind Verkehrsinfrastrukturen wie Hauptstraßen und Gebüsche vorzufinden.

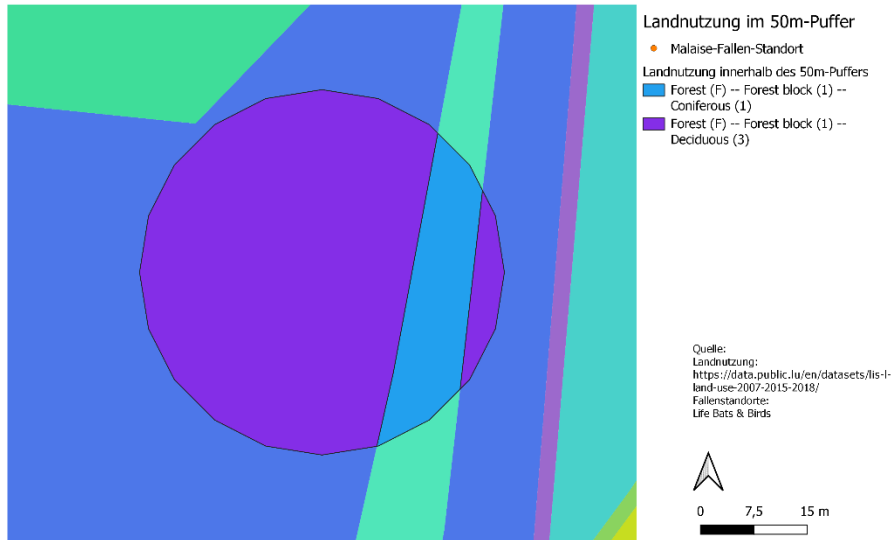
C25



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C35	jährlich	ErpelN-05	Bous - am Fuusselach	Forest (F) -- Forest block (1) -- Coniferous (1)	404,4	1251,05
C35	jährlich	ErpelN-05	Bous - am Fuusselach	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	1330,43	6474,31

Der Standort C35 in Bous ist dominiert von Waldflächen: Nadelwald und Laubwald mit einem höheren Anteil als der Nadelwald.

C35

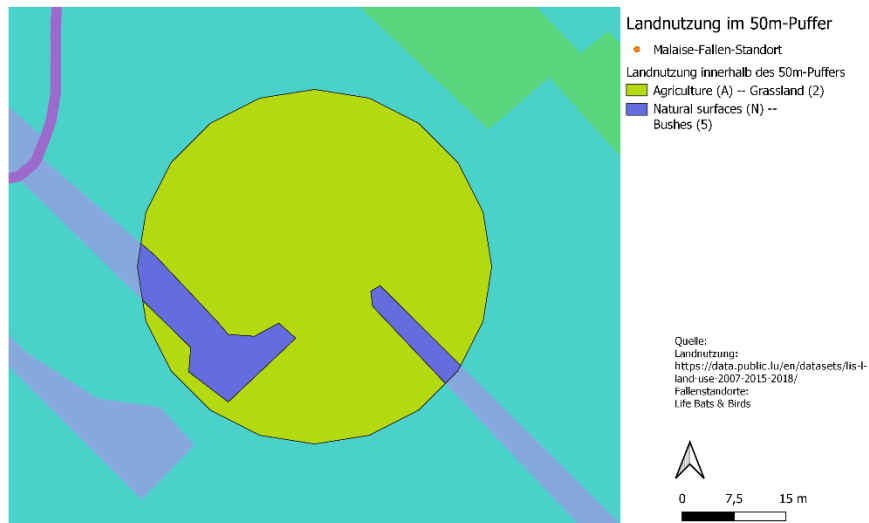


Standorte ohne Habitat-Management-Maßnahmen:

Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C1X	jährlich	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Agriculture (A) -- Grassland (2)	2182,83	6875,81
C1X	jährlich	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	307,68	195,88
C1X	jährlich	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	217	653,67

Der Standort C1X in Remich, nahe der deutsch-luxemburgischen Grenze, ist in einem Radius von 50m hauptsächlich von Grasland, aber auch von Gebüschern umgeben.

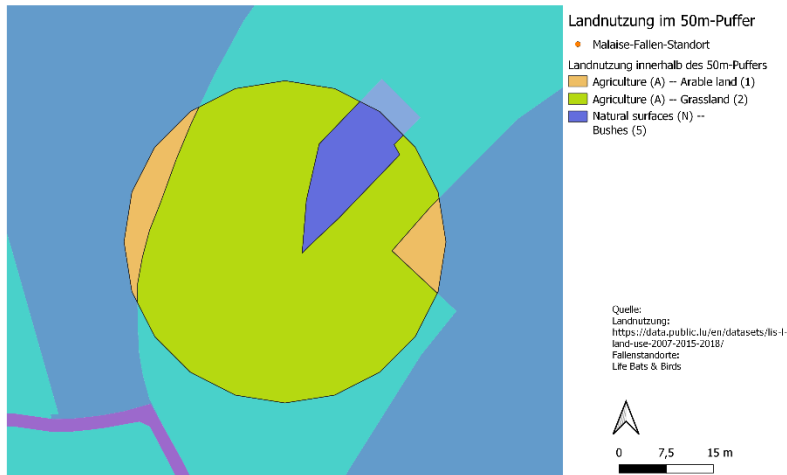
C1X



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C2X	jährlich	Steinh-01	Rosport - op Wäiteschwee	Agriculture (A) -- Arable land (1)	1505,13	249,85
C2X	jährlich	Steinh-01	Rosport - op Wäiteschwee	Agriculture (A) -- Arable land (1)	759,9	379,54
C2X	jährlich	Steinh-01	Rosport - op Wäiteschwee	Agriculture (A) -- Grassland (2)	951,82	6397,95
C2X	jährlich	Steinh-01	Rosport - op Wäiteschwee	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	137,68	697,97

Der sich in Rosport befindende Standort C2X ist von Kulturlandschaften und Grasland geprägt. Zudem sind Gebüsch in einem Radius von 50m des Standortes vorzufinden.

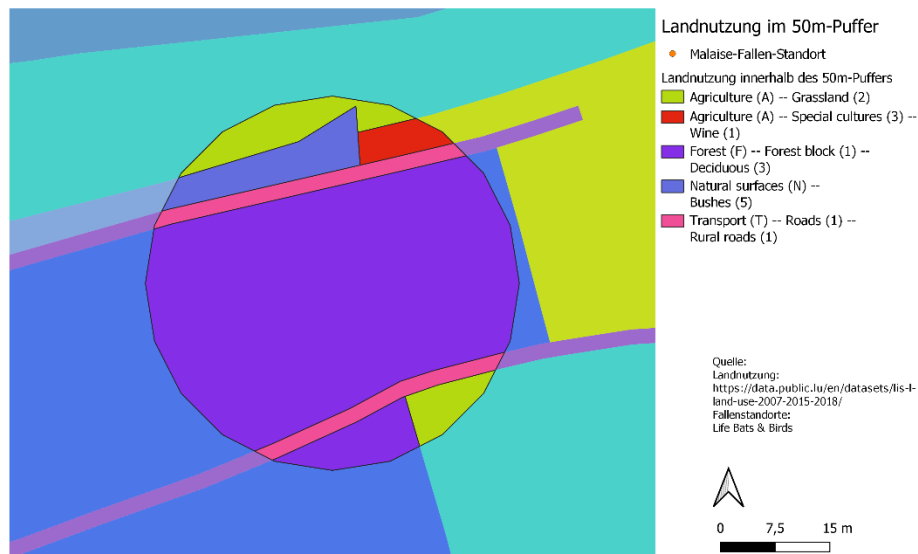
C2X



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C3X	jährlich	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	1183,91	227,62
C3X	jährlich	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	1965,96	452,19
C3X	jährlich	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Agriculture (A) -- Special cultures (3) - Wine (1)	482,94	187,42
C3X	jährlich	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	799,85	366,1
C3X	jährlich	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	1682	5371,34
C3X	jährlich	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	354,43	513,52
C3X	jährlich	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Transport (T) -- Roads (1) -- Rural roads (1)	1183,22	274,73
C3X	jährlich	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Transport (T) -- Roads (1) -- Rural roads (1)	1054,84	332,48

Der Standort C3X, an dem ebenfalls keine Habitat-Management-Maßnahmen getroffen wurden, ist in einer Umgebung von 50m von mehreren unterschiedlichen Landnutzungstypen geprägt. So ist neben Grasland auch ein erheblicher Anteil an Laubwald vorhanden. Zudem sind Landstraßen in der Nähe dieses Standortes in Lenningen zu finden. Weitere Vegetationstypen in der Umgebung dieses Standortes sind Gebüsche und Sträucher sowie auch Weinberge.

C3X



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C1Y	jährlich	Jung-07	Junglinster - Enner Reisch	Agriculture (A) -- Grassland (2)	3552,62	7143,97
C1Y	jährlich	Jung-07	Junglinster - Enner Reisch	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	144,1	581,45

Der Standort C1Y ist von Grasland geprägt. Zudem ist auch ein kleiner Anteil an Gebüsch vorzufinden.

C1Y



Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C2Y	jährlich	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Agriculture (A) -- Grassland (2)	2182,83	7134,78
C2Y	jährlich	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	334,71	590,63

Am Standort C2Y in der Gemeinde Remich ist hauptsächlich Grasland vorhanden, aber auch ein kleiner Anteil an Laubwaldflächen ist vor Ort vorzufinden.

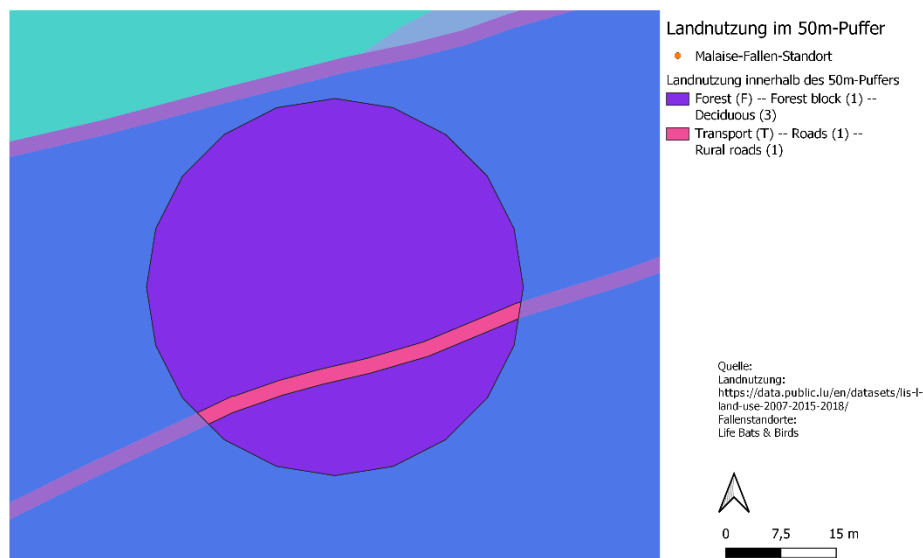
C2Y



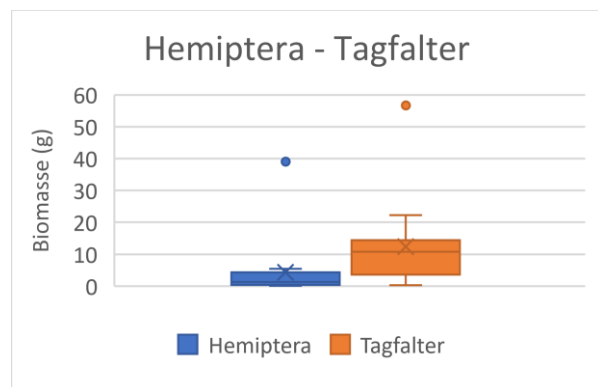
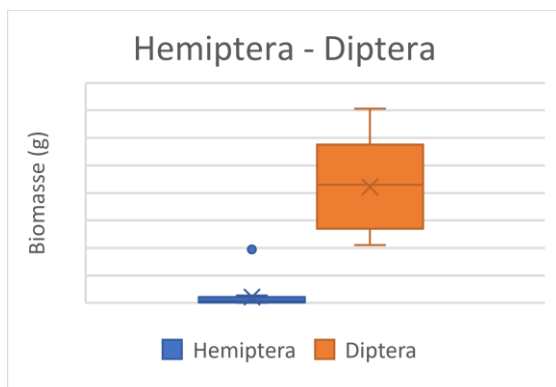
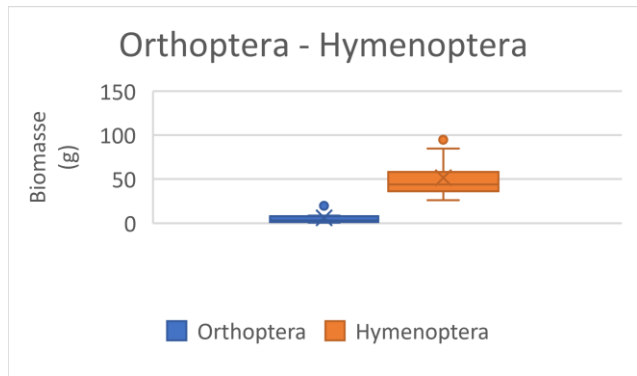
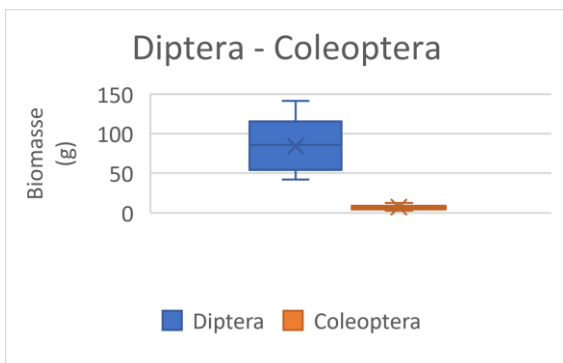
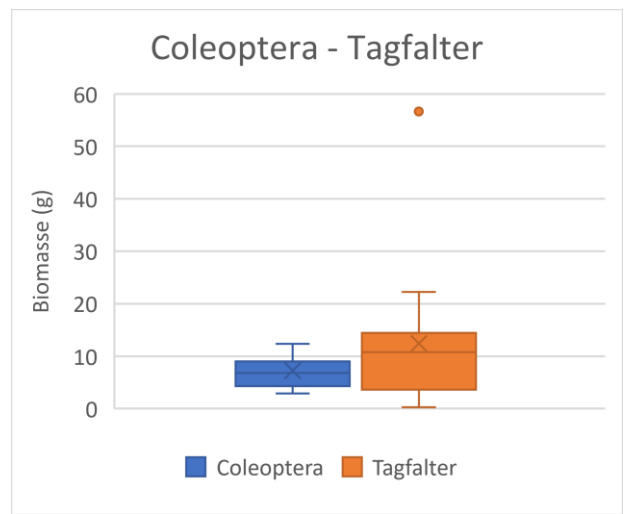
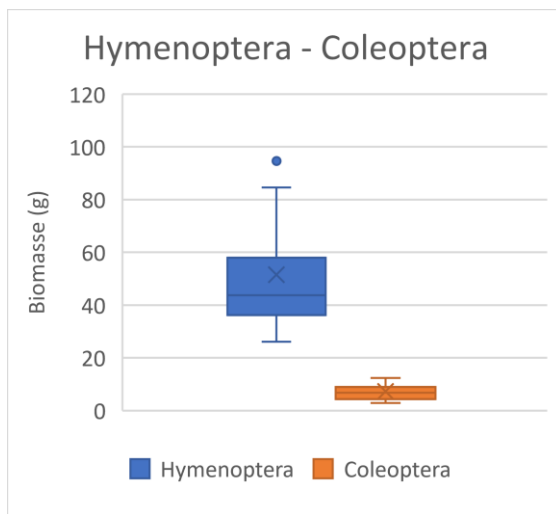
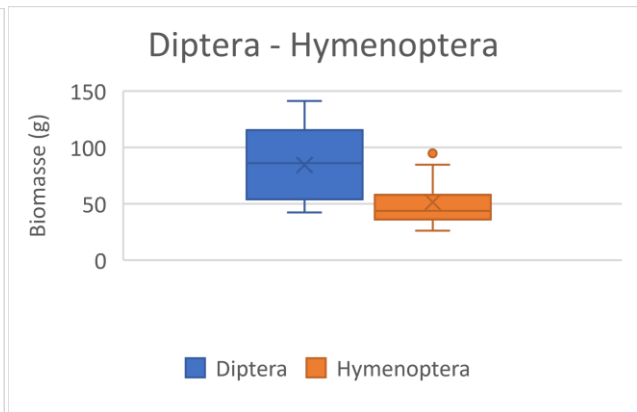
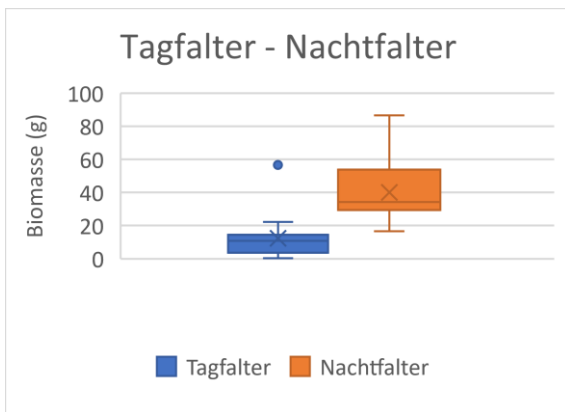
Standort	Fangperiode	Gebiet	Flurname	Landnutzung	Länge (m)	Fläche (m ²)
C3Y	jährlich	Kanecherbiereg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	799,85	1585,1
C3Y	jährlich	Kanecherbiereg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	1682	5784,02
C3Y	jährlich	Kanecherbiereg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Transport (T) -- Roads (1) -- Rural roads (1)	1183,22	356,27

Der Standort C3Y ist hauptsächlich von Waldflächen umgeben. Zudem befinden sich Landstraßen in der Umgebung dieses Malaise-Fallen-Standortes.

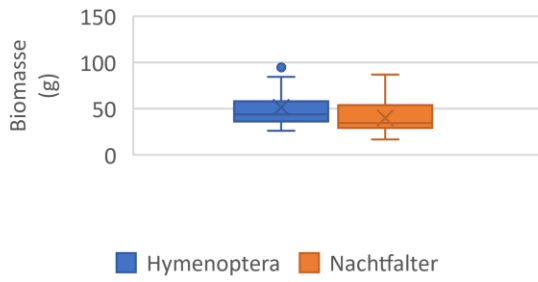
C3Y



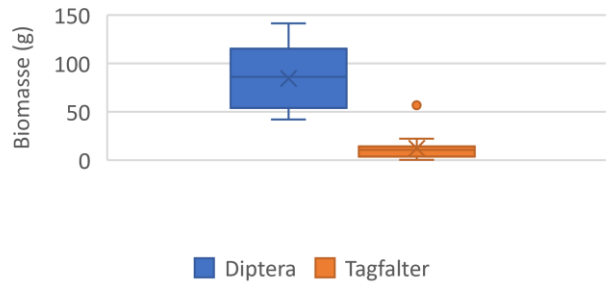
Boxplots zur Analyse der Verteilung der Daten:



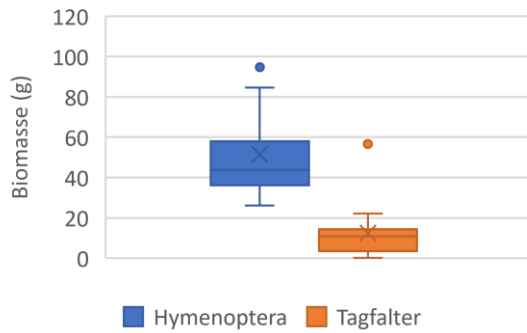
Hymenoptera - Nachtfalter



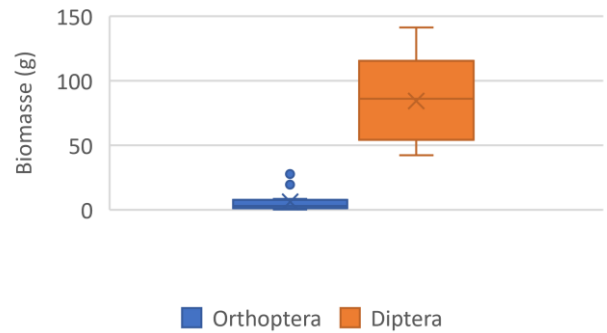
Diptera - Tagfalter



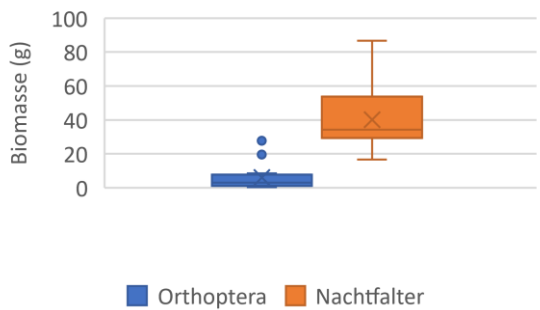
Hymenoptera - Tagfalter



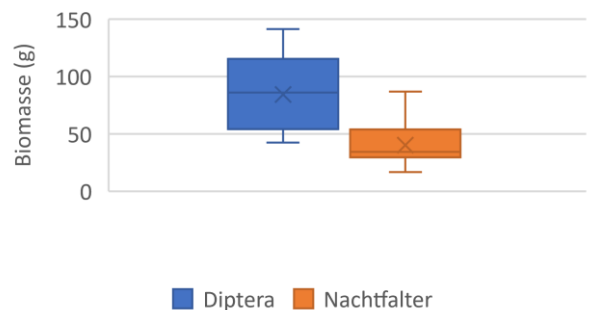
Orthoptera - Diptera



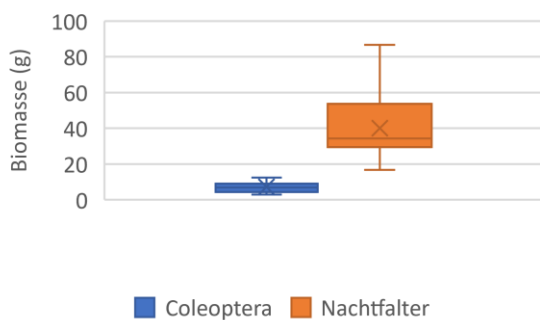
Orthoptera - Nachtfalter



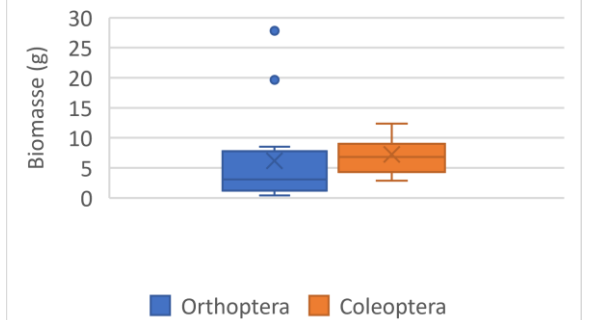
Diptera - Nachtfalter

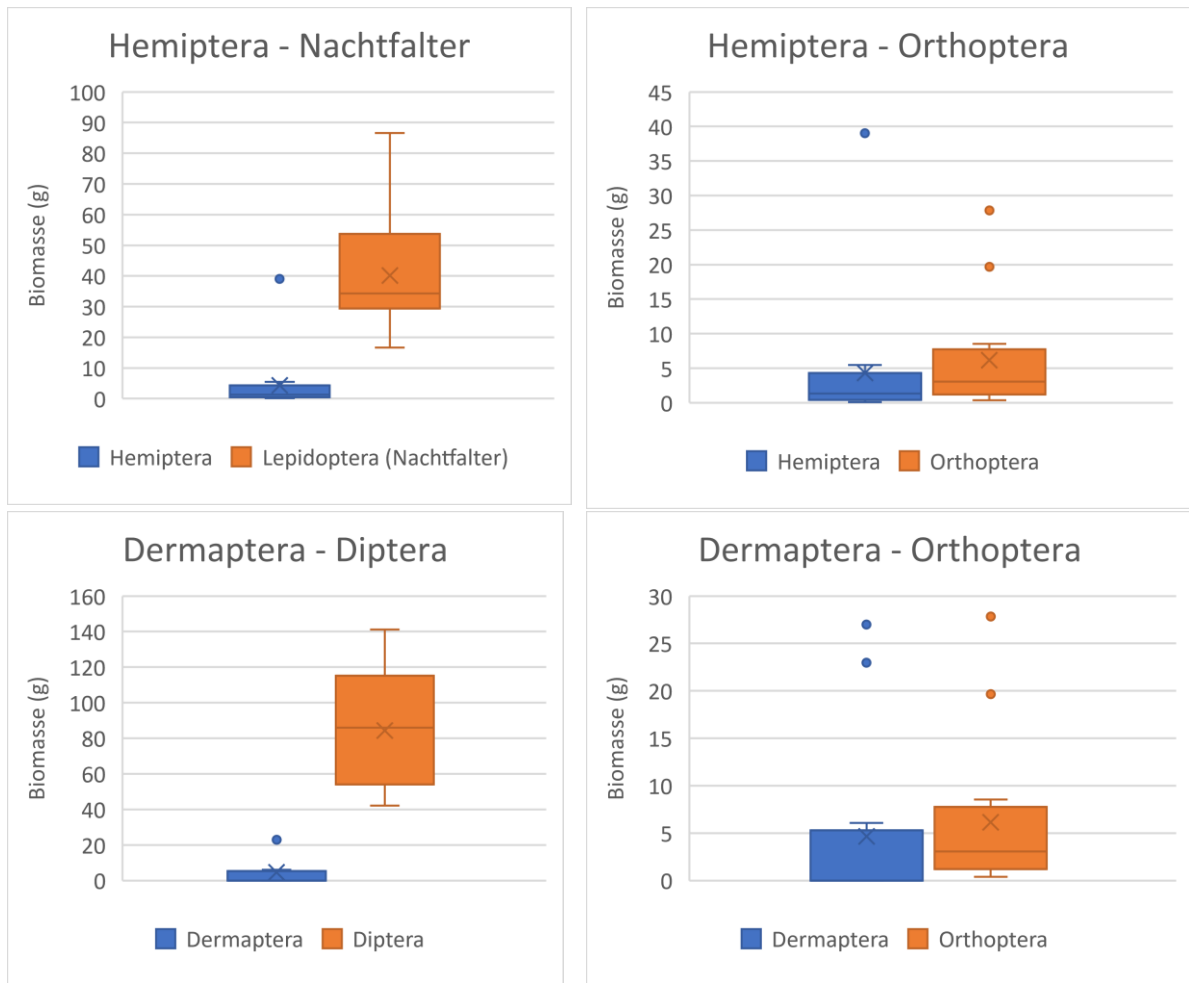


Coleoptera - Nachtfalter



Orthoptera - Coleoptera





Figur A2: Boxplots zur Analyse der Verteilung der Daten zwischen den Insektenordnungen.

Tabelle A3: Zusammenfassung der Standorte mit der jeweiligen Fangperiode, ID, Gebiet, Flurname, Landnutzungstyp, Länge (m) und Fläche (m²).

Standort	Fangperiode	ID	Gebiet	Flurname	LU_2018_na	Length	Area
C1B	ab 2021 zweijährlich	2	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Agriculture (A) -- Grassland (2)	318,085 7051	58,7189 1839
C1B	ab 2021 zweijährlich	2	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Agriculture (A) -- Grassland (2)	7411,00 008	4895,65 5615
C1B	ab 2021 zweijährlich	2	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Agriculture (A) -- Special cultures (3) -- Orchard (3)	225,968 3312	1696,64 3053
C1B	ab 2021 zweijährlich	2	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	4461,05 3931	365,593 6936
C1B	ab 2021 zweijährlich	2	Jung-18	Junglinster - Hanner Weimerech	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	577,718 4741	708,822 45
C15	jährlich	7	Jung-09	Junglinster - an Duelen	Agriculture (A) -- Arable land (1)	2178,46 7742	461,021 2454
C15	jährlich	7	Jung-09	Junglinster - an Duelen	Agriculture (A) -- Grassland (2)	644,774 7048	15,5128 2037
C15	jährlich	7	Jung-09	Junglinster - an Duelen	Agriculture (A) -- Special cultures (3) -- Orchard (3)	666,379 3352	3518,90 8492
C15	jährlich	7	Jung-09	Junglinster - an Duelen	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	3052,13 161	3730,00 2978

C2A	ab 2021 zweijährlich	8	Obdonv-01	Flaxweiler - op dem Frimbiereg	Agriculture (A) -- Arable land (1)	1309,81 7046	1183,61 9789
C2A	ab 2021 zweijährlich	8	Obdonv-01	Flaxweiler - op dem Frimbiereg	Agriculture (A) -- Arable land (1)	2185,39 1478	206,552 2422
C2A	ab 2021 zweijährlich	8	Obdonv-01	Flaxweiler - op dem Frimbiereg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	1174,56 8196	6335,20 5566
C2Y	jährlich	1 3	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Agriculture (A) -- Grassland (2)	2182,83 0915	7134,78 2578
C2Y	jährlich	1 3	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	334,712 2303	590,634 5152
C1X	jährlich	5	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Agriculture (A) -- Grassland (2)	2182,83 0915	6875,81 3927
C1X	jährlich	5	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	307,678 6546	195,876 5088
C1X	jährlich	5	Remi-02	Remich - Buedenbaach	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	216,998 7872	653,673 2171
C25	jährlich	1 4	Jung-16	Junglinster - Péiteschbiereg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	557,004 8913	12,7507 641
C25	jährlich	1 4	Jung-16	Junglinster - Péiteschbiereg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	766,540 0792	246,190 3868
C25	jährlich	1 4	Jung-16	Junglinster - Péiteschbiereg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	406,800 6985	15,8117 77
C25	jährlich	1 4	Jung-16	Junglinster - Péiteschbiereg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	924,930 7837	6739,17 1206
C25	jährlich	1 4	Jung-16	Junglinster - Péiteschbiereg	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	3052,13 161	426,728 3539
C25	jährlich	1 4	Jung-16	Junglinster - Péiteschbiereg	Transport (T) -- Roads (1) -- Main roads (2)	188,129 3216	159,114 9108
C25	jährlich	1 4	Jung-16	Junglinster - Péiteschbiereg	Transport (T) -- Roads (1) -- Main roads (2)	158,666 7684	125,662 4442
C3A	ab 2021 zweijährlich	1 5	Ahn-02	Flaxweiler - Géllebiereg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	4708,74 0238	7725,39 103
C3B	ab 2021 zweijährlich	1 6	Macht-02	Wormeldange - Haangeberreg	Agriculture (A) -- Arable land (1)	3061,02 8966	608,920 5288
C3B	ab 2021 zweijährlich	1 6	Macht-02	Wormeldange - Haangeberreg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	3284,75 9342	6837,55 0768
C3B	ab 2021 zweijährlich	1 6	Macht-02	Wormeldange - Haangeberreg	Transport (T) -- Roads (1) -- Main roads (2)	1337,91 3625	278,865 7722
C35	jährlich	2 1	ErpelN-05	Bous - am Fuusselach	Forest (F) -- Forest block (1) -- Coniferous (1)	404,404 2911	1251,04 8796
C35	jährlich	2 1	ErpelN-05	Bous - am Fuusselach	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	1330,43 1571	6474,31 2005
C2X	jährlich	1 2	Steinh-01	Rosport - op Wäiteschwee	Agriculture (A) -- Arable land (1)	1505,12 682	249,852 4343
C2X	jährlich	1 2	Steinh-01	Rosport - op Wäiteschwee	Agriculture (A) -- Arable land (1)	759,899 2935	379,544 839
C2X	jährlich	1 2	Steinh-01	Rosport - op Wäiteschwee	Agriculture (A) -- Grassland (2)	951,820 3861	6397,95 3122
C2X	jährlich	1 2	Steinh-01	Rosport - op Wäiteschwee	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	137,683 9908	697,967 8295
C1Y	jährlich	6	Jung-07	Junglinster - Enner Reisch	Agriculture (A) -- Grassland (2)	3552,62 0976	7143,96 6944
C1Y	jährlich	6	Jung-07	Junglinster - Enner Reisch	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	144,095 0234	581,451 6997
C3X	jährlich	1 9	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	1183,91 1576	227,622 9284
C3X	jährlich	1 9	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Agriculture (A) -- Grassland (2)	1965,96 1517	452,188 4306
C3X	jährlich	1 9	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Agriculture (A) -- Special cultures (3) -- Wine (1)	482,940 6665	187,424 9683
C3X	jährlich	1 9	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	799,848 548	366,090 3991
C3X	jährlich	1 9	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	1681,99 781	5371,33 5949
C3X	jährlich	1 9	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Natural surfaces (N) -- Bushes (5)	354,425 8878	513,515 4952
C3X	jährlich	1 9	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Transport (T) -- Roads (1) -- Rural roads (1)	1183,22 2952	274,730 3429
C3X	jährlich	1 9	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Transport (T) -- Roads (1) -- Rural roads (1)	1054,84 268	332,483 7855
C3Y	jährlich	2 0	Kanecherbi erg-06	Lenningen - Canecherbiereg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	799,848 548	1585,09 8389

C3Y	jährlich	20	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Forest (F) -- Forest block (1) -- Deciduous (3)	1681,99781	5784,016658
C3Y	jährlich	20	Kanecherberg-06	Lenningen - Canecherberg	Transport (T) -- Roads (1) -- Rural roads (1)	1183,222952	356,2745462
C2B	ab 2021 zweijährlich	9	Lilien-01	Bech - In Lilien	Agriculture (A) -- Arable land (1)	1242,756736	2567,888604
C2B	ab 2021 zweijährlich	9	Lilien-01	Bech - In Lilien	Agriculture (A) -- Grassland (2)	10611,5032	5157,487502
C1A	ab 2021 zweijährlich	1	Lilien-01	Bech - In Lilien	Agriculture (A) -- Arable land (1)	1242,756736	2077,427563
C1A	ab 2021 zweijährlich	1	Lilien-01	Bech - In Lilien	Agriculture (A) -- Grassland (2)	10611,5032	5647,950847

Tabelle A4: Kruskal-Wallis-Test zur Prüfung der Biomassedaten an den 15 Standorten pro Monat auf statistische Signifikanz.

H (chi2):	42,69
Hc (tie corrected):	42,7
p (same):	2,856E-09

Tabelle A5: U-Test nach Mann/Whitney mit Bonferroni-Korrektur paarweise zur Überprüfung von signifikanten Unterschieden zwischen den einzelnen Monaten im Jahr 2021.

	April	Mai	Juni	Juli
April		0,00282	3,383E-06	3,383E-06
Mai	0,00282		1,099E-05	0,0002622
Juni	3,383E-06	1,099E-05		0,1711
Juli	3,383E-06	0,0002622	0,1711	