

Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren – Ursachen und ausgewählte Beispiele

Dokumentationsband



Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren – Ursachen und ausgewählte Beispiele

Dokumentationsband



LAND  KÄRNTEN



Wien, März 2022

Impressum

Projektnehmer: DI Thomas Zuna-Kratky

Ingenieurbüro für Landschaftsplanung und Landschaftspflege

Adresse: Lange Gasse 58/20, 1080 Wien

Projektleiter: DI Thomas Zuna-Kratky

Tel.: +43-699 126 23160

E-Mail: office@zuna-kratky.at

Kooperationspartner: ÖKOTEAM (Dr. Werner E. Holzinger, Dr. Thomas Frieß, Helge Heimburg MSc, Elisabeth Huber, BSc), Dr. Johann Neumayer, Dr. Inge Illich, Dr. Bärbel Pachinger, Mag. Esther Ockermüller, Dominik Rabl MSc, Dr. Kathrin Pascher, Dr. Christa Hainz-Renetzeder, Dr. Leopold Sachselner.

Finanzierungsstellen: Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus; Land Burgenland Hauptreferat für Agrarförderung; Land Kärnten Abt. 10 Land- & Forstwirtschaft, Budget & Controlling; Land Niederösterreich Abt. K3 Wissenschaft & Forschung sowie LF3 Landwirtschaftliche Förderung; Land Oberösterreich Abt. Land & Forstwirtschaft; Land Salzburg Abteilung Lebensgrundlagen & Energie sowie Natur- & Umweltschutz; Land Steiermark Abteilung 10 Land- & Forstwirtschaft sowie Abt. 13 Umwelt & Raumordnung; Land Tirol Abteilung Wirtschaft; Land Vorarlberg inatura Erlebnis Naturschau GmbH; Land Wien MA 58 Wasserrecht.

Projektlaufzeit: März 2020 bis März 2022.

1. Auflage

Alle Rechte vorbehalten.

Fotos soweit nicht anders angegeben von Thomas Zuna-Kratky.

Titelfoto: Felsen-Kuckuckshummel *Bombus rupestris* als Beispiel für einen parasitischen, auf nur wenige Wirtsarten angewiesenen Blütenbesucher, hier auf dem stark gefährdeten Deutschen Ziest *Stachys germanica*

Wien, 2022. Stand: 7. Juli 2022

Inhalt

1 Projektablauf.....	8
2 Hintergrund und Projektziele	10
3 Faktoren der Beeinflussung von Insektenpopulationen	13
3.1 Direkt auf das Individuum wirksame Wirkfaktoren	14
3.1.1 Vergiftung durch toxische synthetische Stoffe	14
3.1.2 Konzentration und Abfang durch Lichtverschmutzung.....	17
3.1.3 Verluste durch Kollisionen.....	19
3.1.4 Verluste durch maschinellen Einsatz in Landwirtschaft und Landschaftspflege....	19
3.2 Indirekt auf das Individuum wirksame Wirkfaktoren.....	21
3.2.1 Verlust von Lebensraum durch Überbauung	21
3.2.2 Verlust von Nahrungspflanzen im Lebensraum durch Landnutzung	22
3.2.3 Erhöhung des Intensivierungsgrades in der Landwirtschaft	24
3.2.4 Aufgabe extensiver traditioneller Nutzungsformen.....	25
3.2.5 Verlust von Sonderstrukturen	27
3.2.6 Veränderung von Lebensräumen durch Nährstoffeintrag	30
3.2.7 Klimawandelfolgen	32
3.2.8 Ausbreitung von Neobiota.....	34
4 Veränderungen der Umweltbedingungen für Insekten in Österreich.....	37
4.1 Direkt auf das Individuum wirksame Wirkfaktoren	37
4.1.1 Veränderungen im Einsatz von Pestiziden und anderen insektentoxischen Stoffen	37
4.1.2 Veränderungen der nächtlichen Beleuchtung	40
4.1.3 Veränderungen hinsichtlich Kollisionswahrscheinlichkeiten	42
4.1.4 Veränderungen hinsichtlich maschinellen Einsatzes in der Landschaft.....	43
4.2 Indirekt auf das Individuum wirksame Wirkfaktoren.....	44
4.2.1 Ausmaß der Veränderungen durch Verbauung und Versiegelung	44
4.2.2 Ausmaß des Verlustes von Nahrungspflanzen im Lebensraum	45
4.2.3 Veränderung des Intensivierungsgrades in der Landwirtschaft.....	47
4.2.4 Ausmaß der Aufgabe traditioneller Nutzungsformen im Grünland.....	48

4.2.5 Veränderungen in der Ausstattung mit Sonderstrukturen	49
4.2.6 Veränderungen der Stickstoffdeposition	52
4.2.7 Klimatische Veränderungen	56
4.2.8 Veränderungen im Auftreten von Neobiota	59
4.3 Veränderungen der Lebensraumsituation im Wald	60
5 Bewertung der Ansprüche und Merkmale einer Insekten-Stichprobe.....	63
5.1 Artenauswahl.....	63
5.2 Parameter der Insektenbewertung	72
5.3 Charakteristika der Insekten-Stichprobe und Risikofaktoren für abnehmende Populationen	82
5.3.1 Charakteristika der untersuchten Insektenfauna.....	83
5.3.2 Risikofaktoren und deren Bedeutung für die heimischen Insekten.....	91
6 Veränderungen von Insektenpopulationen in Österreich.....	95
6.1 Konkrete Fallbeispiele	96
6.2 Großräumige Arealveränderungen	99
6.3 Monitoring von Schadinsekten.....	101
6.4 Indirekte Nachweise durch Bestandstrends von Insektenfressern.....	102
7 Projekteigene Freilandenerhebungen	107
7.1 Übersicht über die Repräsentativität der Erhebungen	108
7.2 Wiederholung von Heuschrecken-Erhebungen aus den 1990er Jahren aus ganz Österreich	114
7.2.1 Methodische Vorgehensweise	114
7.2.2 Veränderungen im Artenspektrum	124
7.2.3 Artenreichtum der Testflächen	129
7.2.4 Veränderung in der Häufigkeit der Heuschrecken	133
7.2.5 Einfluss von Wirkfaktoren	136
7.3 Quantitative Erhebung von Heuschrecken in alpinem Grasland in den Hohen Tauern 150	
7.3.1 Untersuchungsgebiet und Erhebungsmethodik.....	151
7.3.2 Ergebnisse der Erhebungen.....	158

7.3.3 Analyse der Ergebnisse	161
7.4 Quantitative Erhebung von Hummeln aus Almgebieten in den Hohen Tauern	164
7.4.1 Einleitung	164
7.4.2 Methodik	164
7.4.3 Ergebnisse – Zusammensetzung der Hummelgemeinschaft	168
7.4.4 Ergebnisse – Phänologie & Blütenbesuch	170
7.4.5 Ergebnisse – Flächennutzung	172
7.4.6 Ergebnisse – Einfluss der Witterung	173
7.4.7 Diskussion der Ergebnisse	175
7.5 Quantitative Erhebung von Hummeln in Grünlandhabitaten des Flachgau	179
7.5.1 Einleitung	179
7.5.2 Methodik	180
7.5.3 Ergebnisse – Zusammensetzung der Hummelgemeinschaft	182
7.5.4 Ergebnisse – Phänologie & Blütenbesuch	184
7.5.5 Ergebnisse – Flächennutzung	187
7.5.6 Ergebnisse – Einfluss der Witterung	190
7.5.7 Diskussion der Ergebnisse	190
7.6 Quantitative Erhebung von Wanzen und Zikaden auf Grünlandflächen mit WF-Förderung in Südostösterreich	196
7.6.1 Aufgabenstellung und Methodische Grundlagen	196
7.6.2 Flächenauswahl	198
7.6.3 Erhebungsmethodik & klimatischer Überblick	199
7.6.4 Testflächen	202
7.6.5 Ergebnisse – Veränderung des Artenspektrums	208
7.6.6 Ergebnisse - Artenreichtum und Abundanz der Testflächen	224
7.6.7 Ergebnisse – Bedeutung der Landnutzung	227
8 Auswertungen vergleichbarer bestehender Freilandhebungen	232
8.1 BINATS – Erfassung der Biodiversität in den österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen	233
8.1.1 Methodische Vorgehensweise	233

8.1.2	Änderung von Landnutzung und Strukturausstattung der Landschaft	235
8.1.3	Analyse der Veränderungen der Insektenpopulationen	235
8.1.4	Veränderungen der Heuschreckenpopulationen	240
8.1.5	Veränderungen der Tagfalterpopulationen	244
8.2	Veränderungen der Heuschreckenpopulationen im Naturpark Jauerling	248
8.2.1	Veränderung der Artenzusammensetzung	249
8.2.2	Veränderungen des Artenreichtums an den Einzelflächen	253
8.2.3	Zusammenfassende Analyse	254
9	Literatur	256
10	Danksagung	286

1 Projektablauf

Für die vom Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus sowie den neun Bundesländern beauftragte „Insektenstudie“ wurde ein Projektzeitraum von Mai 2020 bis März 2022 vorgesehen, der durch drei Zwischenberichte mit Präsentation und Diskussion im eigens eingerichteten Fachbeirat gegliedert war. Ein erster Zwischenbericht wurde im August 2020 gelegt (Zuna-Kratky et al. 2020a), in dem die Ziele und Vorgehensweise des Projektes ausführlich dargestellt wurden. Die in jenem Zwischenbericht erarbeiteten Untersuchungen und Erkenntnisse betrafen umfangreiche Literaturstudien und Analysen vorhandenen Datenmaterials zur Beurteilung der Veränderungen von Insektenpopulationen in Österreich und umfassten auch die detaillierte Bewertung und Einstufung von Ökologie, Biologie und soweit möglich Bestandsstatus von etwa 10 % der heimischen Insektenwelt. Ergänzt und validiert wurden diese Ergebnisse durch die Auswertung gezielter Freilanderhebungen, die anhand ausgewählter Insektengemeinschaften die Bestandsentwicklung an konkreten Standorten in Österreich während der letzten 30 Jahre nachzeichnen sollten.

In dem im Dezember 2020 vorgelegten zweiten Zwischenbericht (Zuna-Kratky et al. 2020b) wurde der Fortschritt der im Zuge dieses Projektes durchgeführten Freilanderhebungen im ersten Erhebungsjahr 2020 dargestellt und soweit möglich auch erste Ergebnisse vorgestellt, vor allem aus dem Fachbereich der Heuschrecken und Fangschrecken, für die ein Modul (in den Hochlagen der Hohen Tauern) bereits abgeschlossen werden konnte. Zusätzlich wurden zwei bereits vorhandene Untersuchungen gezielt auf die Bedürfnisse dieser Studie hin ausgewertet. Dabei handelte es sich um die über zehn Jahre laufende BINATS-Studie sowie über eine Erhebung in Wiesengebieten am Jauerling, die etwa 25 Jahre zurückblickte.

Der im Oktober 2021 vorgelegte dritte Zwischenbericht (Zuna-Kratky et al. 2021) lieferte die Dokumentation des gesamten Programms der für die „Insektenstudie“ vorgesehenen Freilanderhebungen aus den beiden Feldsaisons 2020 und 2021. Er fasste noch einmal Konzept, Methodik und Probeflächenauswahl der fünf für die „Insektenstudie“ vorgesehenen Vergleichserhebungen zusammen, stellte die Repräsentativität der Testflächen für die österreichische Landschaft dar und führte die Ergebnisse hinsichtlich aufgefundener Arten und Abundanzen der untersuchten Insektengruppen auf. Soweit es die knappe Zeit zwischen dem Abschluss der Freilanderhebungen und der Erstellung des Zwischenberichtes zuließ, wurden auch erste Analysen mit dem gesamten Datenmaterial durchgeführt um für den Zeitraum bis zur Erstellung des Endberichtes auch abgesicherte Grundlagen für die notwendigen Diskussionen zu erhalten.

Aufgrund des großen Umfangs der Recherchen des ersten Zwischenberichts sowie der Ergebnisse der Freilanderhebungen der folgenden Zwischenberichte wurde vereinbart, die Projektergebnisse und Analysen in zwei getrennten Berichten zusammenzustellen. Der hier vorliegende Dokumentationsband beinhaltet alle Ergebnisse der Recherchen zu den Wirkfaktoren, die in Österreich maßgeblich auf Insektenpopulationen wirken können, die Befunde aus der Bewertung der umfangreichen Insektenstichprobe sowie die detaillierten Ergebnisse der für diese „Insektenstudie“ durchgeführten und ausgewerteten Freilanderhebungen. In einem davon getrennten Endbericht werden die Ergebnisse, die in diesem Dokumentationsband enthalten sind, analysiert und zusammenfassend diskutiert sowie die daraus abgeleiteten Empfehlungen für notwendige Maßnahmen zum Erhalt der Insektenbiodiversität in Österreich vorgestellt.



Abbildung 1: Die Themen dieses Dokumentationsbandes: Recherche zu Wirkfaktoren, die Insektenpopulationen in Österreich beeinflussen (oben: verbuschende Magerwiese nach Aufgabe der Grünlandnutzung, Kamptal/NÖ), Darstellung der Ansprüche und „Risikofaktoren“ der heimischen Insekten anhand einer Stichprobe (Mitte: Der Ameisenlöwe *Distoleon tetragrammicus* als mikroklimatisch anspruchsvolle Art) sowie die Ergebnisse der für die Insektenstudie durchgeführten Freilanderhebungen (unten: von den ackerbaulich geprägten Tieflagen im Osten – Marchfeld/NÖ – bis auf alpine Gipfelregionen – Piffkar/Sbg).

2 Hintergrund und Projektziele

Der Rückgang der Populationen von Insekten ist in den letzten Jahren nicht nur in wissenschaftlichen Kreisen thematisiert worden, sondern wird zunehmend von der Öffentlichkeit und der Politik aufgegriffen. Bedeutsame Hinweise dazu lieferte z. B. die sogenannte "Krefeld-Studie" (Hallmann et al. 2017), die einen Rückgang der Biomasse fliegender Insekten um 75 % in den letzten 30 Jahren in Naturschutzgebieten in Deutschland feststellte. Ähnliche Ergebnisse lieferten z. B. Biesmeijer et al. (2006), Shortall et al. (2009), Stefanescu et al. (2011) und Fox (2013) für Großbritannien, Holland und Spanien. Zahlreiche weitere Studien belegen, dass diese negativen Veränderungen offensichtlich weite Teile der globalen Insektenpopulationen betreffen und auch im Ausmaß der Rückgänge oft sehr ähnliche Werte aufweist (vgl. Fox 2013, Ceballos et al. 2015, Habel 2019). Die aktuellste großflächige Studie an Insekten aus Deutschland (Seibold et al. 2019) ergab gravierende Rückgänge in Artenzahl (-34 %), Abundanz (-78 %) und Biomasse (-67 %) in Grünlandlebensräumen im Zeitraum 2008 bis 2017; auch in Wäldern sanken Artenzahl (-36 %) und Biomasse (-41 %) deutlich. Lediglich eine aktuelle Studie aus Großbritannien durch Outhwaite et al. (2020) über 5.000 Arten von Wirbellosen, Moosen und Flechten erbrachte bei starker Variation der Bestandsentwicklung und deutlichen Anzeichen für gravierende Arten turnover einen klar negativen Trend nur für die terrestrischen Nicht-Insekten unter den Wirbellosen.

Die Ursachenforschung zu den Veränderungen der Insektenpopulationen ist ebenfalls weit fortgeschritten, wobei viele Studien einzelne Faktoren ausführlich behandeln (z. B. Pestizidbelastung durch Geiger et al. 2010 oder Eutrophierung durch Haddad et al. 2000).

Für Österreich liegen erst wenige gezielte Untersuchungen zur Wirkung von anthropogenen Einflussfaktoren auf Insektenpopulationen vor, sieht man von einigen Analysen im Rahmen der in den letzten 15 Jahren publizierten nationalen Roten Listen ab. Konkrete quantitative Erhebungen von Insektenpopulationen über einen längeren Zeitraum beschränkten sich fast durchwegs auf Einzelstandorte, meist in Schutzgebieten. Die Veränderung des Artenbestandes von Insekten in Österreich ist aber ein seit langem untersuchtes Thema, das vor allem durch die Darstellung in den Roten Listen der gefährdeten Tiere Österreichs für viele Gruppen bereits ausführlich abgehandelt wurde. Erst in neuerer Zeit haben Einschätzungen von Expertinnen und Experten sowie erste Auswertungen quantitativer Studien gezeigt, dass auch die Individuenzahl bzw. die Biomasse vieler Insektengruppen offenbar stark rückläufig ist. Während für manche Wirbeltiergruppen – vor allem Vögel – langjährige, teils auch räumlich detailliert aufgelöste Zeitreihen über die Veränderungen der Populationsdichte und Individuenzahlen existieren und die Ursachenforschung hinter diesen Phänomenen teils weit fortgeschritten ist, fehlt diese

Information weitgehend für Insekten wie auch für fast alle anderen Wirbellose in Österreich. Das vorliegende Projekt verfolgt daher mehrere Ziele:

In einem ersten Schritt werden die für Österreich maßgeblichen anthropogenen Einflüsse auf Insektenpopulationen zusammenfassend dargestellt und deren Wirkung, soweit mit dem vorhandenen Wissen möglich, analysiert. Besonderes Augenmerk wird dabei auf diejenigen Wirkfaktoren gelegt, die direkt oder indirekt auf das Vorkommen und die Fortpflanzungsmöglichkeiten von Insekten Einfluss nehmen können. So soll beispielsweise für die oft genannte Ursache „Einsatz von Pestiziden“ die tatsächlich wirksame Folgeerscheinung im Lebensraum von Insekten herausgearbeitet werden (in diesem Fall u. a. Verlust von Nahrungspflanzen oder direkte Mortalität durch die Wirksamkeit der eingesetzten Mittel). Dies geschieht unter anderem unter Berücksichtigung der Studie „Insekten in Österreich“ sowie dem derzeit in Ausarbeitung befindlichen „Aktionsplan Insektenvielfalt“ des Umweltbundesamtes (vgl. Rabitsch et al. 2020).

Der bedeutsame nächste Schritt ist der Versuch einer Priorisierung der erarbeiteten Einflussfaktoren hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Veränderung von Insektenpopulationen. Dies erfolgt auf zwei Wegen: Einerseits werden die quantitativen Veränderungen der Ursachen im Verlauf der letzten 30 Jahre (z. B. die Zunahme des Lebensraumverlustes durch Überbauung) soweit erfassbar recherchiert und damit das Ausmaß der Einflussgröße der jeweiligen Ursache auf Insektenpopulationen ermittelt. In einem zweiten Schritt wird anhand der Sensibilität der Vertreter einer ausgewählten Gruppe von Insektenfamilien (mit etwa 10 % der heimischen Insektenvielfalt) die mögliche Stärke der Wirkung der jeweiligen Ursachen abgeschätzt. Dies erfolgt anhand einer durch Experten jeder Art zugeordneten Serie an Parametern, die für die Art entscheidend für das Vorkommen ist (z. B. Spezifität der Nahrungswahl, klimatische Ansprüche an Wärme bzw. Trockenheit, Bindung an Sonderstandorte etc.). Bei nahrungspflanzenspezifischen Arten wird zusätzlich durch Verschneidung mit der Bestandsentwicklung und Gefährdung der betreffenden Pflanzenarten die Abhängigkeit dieser Arten von bestimmten Pflanzengruppen bzw. deren Habitats herausgearbeitet.

Das Ergebnis dieses zweistufigen Analyseverfahrens soll soweit möglich eine Darstellung der in ihrer Wirksamkeit auf Insektenpopulationen in Österreich abgestuften Ursachen und Einflussgrößen, die die Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren bestimmt haben, umfassen. Gleichzeitig liegt damit eine ökologische Charakterisierung eines bedeutenden Teils der heimischen Insektenwelt vor, die auch für die Evaluierung der „Achillesfersen“ der heimischen Insektenwelt – also von ökologischen oder biologischen Charakteristika, die mit einem erhöhten Rückgangrisiko verbunden sind – nutzbar ist.

Das zweite Projektmodul soll anhand der Wiederholung ausgewählter quantitativer Studien aus den 1990er bzw. 2000er Jahren mit derselben Methodik konkretes, belastbares Datenmaterial zur Veränderung von Insektenpopulationen gewinnen. Anhand der im ersten Modul vorgenommenen Charakterisierung der Arten kann die Wirksamkeit der verschiedenen Ursachen bzw. Einflussfaktoren überprüft und die Aussagen des ersten Moduls abgesichert werden. Aufgrund der notwendigerweise zumindest zwei Vegetationsperioden umfassenden Kartierungsarbeit wurden zur zeitnahen Überprüfung die Ergebnisse der Erhebungen des sogenannten BINATS-Projektes, in dem Tagfalter und Heuschrecken zwischen den Jahren 2007/2008 und 2017/2018 quantitativ erhoben wurden (Pascher et al. 2020), in entsprechender Weise als Test für die Periode der letzten zehn Jahre herangezogen werden.

Zu Projektende liegt nun eine Übersicht über die Bedeutung und Wirksamkeit anthropogener Einflussfaktoren auf die heimischen Insektenwelt sowie eine Übersicht über die ökologischen Ansprüche eines wesentlichen Teils der heimischen Insektenwelt vor. Zusätzlich konnten durch eine Reihe von Vergleichserhebungen mit Studien aus den 1990er und 2000er Jahren konkrete Fallstudien mit quantitativem Ansatz aus Österreich vorgelegt werden.

Als Schnittstelle zwischen den Finanzierungspartnern und den Projektbetreibern wurde ein Projektbeirat gegründet, der in regelmäßigen Abständen von den Fortschritten des Projektes bzw. den Teilergebnissen unterrichtet wurde.

3 Faktoren der Beeinflussung von Insektenpopulationen

Insekten stehen – wie alle Lebewesen und letztendlich auch die unbelebte Natur – im Ökosystem in vielfältiger und außergewöhnlich komplexer Beziehung mit den anderen Akteuren des Systems. Die Identifikation entscheidender Wirkfaktoren auf Vorkommen und Größe von Insektenpopulationen ist daher schwierig und nur annäherungsweise möglich, wird jedoch seit Anbeginn entomologischer Forschung unternommen und in den letzten Jahren und Jahrzehnten intensiviert. Der mit dieser Studie unternommene Versuch fügt sich daher in eine kaum überschaubare Reihe an Studien und Analysen ein und soll mithelfen, dieses komplexe Wirkungsgefüge zwischen Insekten und ihrer Umwelt besser zu verstehen und entsprechende Handlungsempfehlungen für eine Steuerung dieser Prozesse zu formulieren. Der geografische Rahmen fokussiert auf das Staatsgebiet von Österreich und unter den Wirkfaktoren werden jene behandelt, die maßgeblich durch menschliches Handeln von vorwiegend österreichischen Akteuren beeinflusst bzw. bestimmt werden. Ausgespart bleiben die „natürlichen“ Wirkfaktoren (wie Räuber-Beute-Beziehungen, Krankheiten und Parasiten u. a.), sofern sie nicht maßgeblich und nachvollziehbar durch menschliche Eingriffe beeinflusst werden.

Um auf Insektenpopulationen negativ einzuwirken sind prinzipiell zwei Kategorien von Wirkfaktoren vorstellbar:

- Eine direkte Einflussnahme auf das Insektenindividuum (z. B. durch Fang, Vergiftung u. a.)
- Eine indirekte Einflussnahme durch Veränderung der Lebensraumbedingungen (z. B. durch Veränderung des Mikroklimas, Reduktion von Nahrungspflanzen, Förderung von Konkurrenten u. a.)

Diese grundsätzlich wirksame Einteilung der Wirkfaktoren wird in dieser Studie durchgehend beibehalten und die einzelnen Wirkfaktoren werden jeweils zugeordnet.

Über die Einstellung einer „normalen“ mittleren Populationsdichte bei Insekten sei besonders auf die theoretischen Überlegungen von Wilbert (1961) hingewiesen. Die Regulation einer Populationsdichte kann nur über dichteabhängige Faktoren wie intraspezifische Konkurrenz erfolgen, die aber durch „Determinanten“ wie das Klima im Vorkommensgebiet oder die Verfügbarkeit von Nahrungspflanzen begrenzt ist. Zufallsbedingte, dichteunabhängige Faktoren wie z. B. besonders günstige bzw. ungünstige Wetterlagen regulieren hingegen nicht die mittlere Populationsdichte, sondern bewirken einen sogenannten Massenwechsel. Letzterer ist eine charakteristische Eigenschaft vieler Insektenpopulationen, in denen Jahre mit auffällig

hohen Dichten oft von Jahren abgelöst werden, in denen die Art sehr selten auftritt (siehe z. B. die Wirkung von Extremwetterlagen auf Massenwechsel bei Insekten in Getreidefeldern bei Ewald et al. 2015). Diese Zusammenhänge sollten bei der Betrachtung der Veränderungen von Insektenpopulationen immer in Evidenz gehalten werden.

3.1 Direkt auf das Individuum wirksame Wirkfaktoren

Diese Wirkfaktoren wirken direkt dem Wachstum einer Insektenpopulation entgegen, indem sie Individuen töten, bevor sie sich durch vorangegangene Paarung und Eiablage vermehren konnten. Klassische „natürliche“ Wirkfaktoren sind dabei z. B. Singvögel, die Insekten zur Aufzucht ihrer Jungen verfüttern. So benötigt eine Familie der Kohlmeise *Parus major*, einer der häufigsten Brutvögel in Österreich, während einer Brutsaison etwa 50 g Biomasse (vorwiegend Insekten) pro Tag (vgl. Mols et al. 2005). Nyffeler et al. (2018) schätzen den weltweiten Bedarf insektenfressender Vögel auf 400-500 Mio. Tonnen Insektenbiomasse pro Jahr, mindestens ebenso hoch ist offenbar die „Fraßleistung“ von Spinnen. Der „natürliche“ Aderlass an Insekten ist gewaltig und die Populationsökologie dieser Tiergruppe hat sich entsprechend darauf einstellen müssen, um trotzdem langfristig stabile Populationen zu sichern.

Gleichsinnig agierende Wirkfaktoren, die durch den Menschen neu in das Ökosystem gelangt sind, umfassen einerseits das gezielte Töten von als schädlich eingestuften Insekten, vorwiegend durch chemische Mittel (Insektizide), seltener durch Lockfallen oder mechanische Vorrichtungen, die abhängig von der Spezifität der eingesetzten Mittel auch andere Insekten treffen können. Andererseits wird ein beträchtlicher Teil der Insekten unbeabsichtigt auf vielfältige andere Weise getötet, sei es mechanisch wie etwa durch Erntemaschinen, Kollisionen mit Fahrzeugen oder Windrädern, chemisch durch Umweltgifte wie etwa im Zuge der Verschmutzung von Gewässern oder durch unbeabsichtigtes Anlocken und Einfangen wie etwa mit nächtlichen Lichtquellen. Die folgenden Kapitel stellen die Wirkungsweise der wichtigsten anthropogenen Wirkfaktoren, die direkt auf die Reduktion von Insektenpopulationen durch Abtöten von Individuen abzielen, zusammen.

3.1.1 Vergiftung durch toxische synthetische Stoffe

Durch die Tätigkeit des Menschen werden eine Vielzahl von insektentoxischen Stoffen in die Umwelt freigesetzt, deren Wirksamkeit auf Insektenpopulationen in den meisten Fällen nur ansatzweise bekannt ist. Viele dieser Stoffe kommen auch natürlicher Weise in Lebensräumen oder Organismen vor, werden jedoch lokal in schädlichen Konzentrationen aufgebracht oder abgelagert. Viele Stoffe sind aber synthetische Neuentwicklungen, auf die es im Ökosystem oft keine entsprechenden Prozesse zu Abbau und Verarbeitung gibt. Stoffliche Wirksamkeit,

Persistenz im Ökosystem, Akkumulationswirkung sowie die kaum abschätzbaren Synergieeffekte gemeinsam auftretender Stoffe erschweren die Beurteilung dieses Wirkfaktors.

Zu den am besten untersuchten Stoffgruppen gehören die in der Landwirtschaft und Landschaftspflege (z. T. auch in der Humanmedizin) eingesetzten Pestizide. Die Bedeutung der in der Kulturlandschaft eingesetzten Pestizide zur Regulierung von Organismen, die für Nutzpflanzen, aber auch für Nutztiere oder den Menschen selber schädlich wirken können, ist seit Beginn ihres Einsatzes ein intensiv diskutierte Faktor hinsichtlich des Rückganges von Insekten (und in Folge weiterer Auswirkungen in der Nahrungskette – vgl. bereits Carson 1962 für den Einsatz von DDT in den 1950er Jahren in den USA). Während die zur Regulation der Beikräuter eingesetzten Herbizide offenbar vorwiegend indirekte Effekte durch Verringerung des Nahrungspflanzenangebots auslösen, wirken gezielt auf die Regulation von Wirbellosen eingesetzten Insektizide (und andere wie z. B. Vermizide, Acarizide u. a.) direkt auf die Mortalität der betroffenen Tiere. Abhängig von der Spezifität der Mittel kann es dabei auch zu letalen Auswirkungen auf Nicht-Zielarten kommen. Aufgrund der Großflächigkeit des Einsatzes kommt der Verwendung entsprechender Mittel in der Landwirtschaft die größte Bedeutung als Wirkfaktor auf Insektenpopulationen zu, während humanmedizinische Einsätze (z. B. zur Gelsenregulierung; aktuell mit *Bacillus thuringiensis israelensis*-Präparat in den niederösterreichischen March-Thaya-Auen, Wolfram et al. 2016) oder andere technische Einsatzbereiche (z. B. Regulation von Zuckmücken in der Abwasserentsorgung) viel lokaler und zeitlich eingeschränkter auftreten.

Die Wirkung von Pestizideinsatz auf Nichtziel-Insektenpopulationen unter Freilandbedingungen wurde in zahlreichen Publikationen untersucht. Drei Studien aus Nachbarländern seien hier genannt: In einer großen europaweiten Studie wiesen Geiger et al. (2010) bei der Untersuchung der Wirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf Wildpflanzen, Laufkäfer, biologische Blattlauskontrolle und Brutvögel die klarsten negativen Effekte auf Insekten in Korrelation mit dem Einsatz von Insektiziden nach, während der Anteil an biologischer Wirtschaftsweise sowie von Agrarnaturschutzflächen positiv mit der Laufkäferdichte korrelierte. Die Untersuchungen von Brittain et al. (2010) in Norditalien belegten, dass durch den Einsatz des Präparats Fenitrothion die Abundanz von Wildbienen ab der zweiten Applikation signifikant zurückging, während Hummeln und Schmetterlinge hingegen bei ausreichendem Blütenangebot keine klare Reaktion zeigten. Eine vielzitierte Studie aus dem Südtiroler Vinschgau, einem der Zentren des Intensivobstbaus im Alpenraum, kam zu dem Ergebnis, dass trotz günstiger Habitatausstattung der Lebensräume in den Talböden und Unterhängen deutlich geringere Arten- und vor allem Individuenzahlen an Tagfaltern und Widderchen (*Zygaenidae*) zu dokumentieren waren als in den Oberhängen mind. 300 m über dem Talboden. Dieser Bereich mit erniedrigter Falteraktivität fällt mit dem Einflussbereich der windverdrifteten Insektizide aus den Obstgärten des Talbodens zusammen (Huemer & Tarmann 2001, Tarmann 2009, Tarmann 2019).

Von besonderer Bedeutung für den in der vorliegenden Studie abgehandelten Zeitraum sind die ab Mitte der 1990er Jahre, besonders aber in den letzten zehn Jahren in der Landwirtschaft verbreitet eingesetzten Neonicotinoide, die (zusammen mit dem Pflanzenschutzmittel Fipronil) bisher eingesetzte Pflanzenschutzmittel zunehmend ersetzt haben (Di Bartolomeis et al. 2019). Diese Wirkstoffgruppe hat viele positive Eigenschaften in der landwirtschaftlichen Anwendung wie die Spezifität für Arthropoden (v. a. für Insekten), die ausbleibende Bioakkumulation (wie sie in vielen Pestiziden früherer Generationen feststellbar war) und die fehlende Toxizität für Säugetiere (und damit den Menschen). Als systemisch wirkende Mittel sind sie in der gesamten behandelten Pflanze nachweisbar, zusätzlich können die Wirkstoffe im Zuge der Aussaat durch Staubverfrachtung in die umgebenden Lebensräume gelangen (Forero et al. 2017); der Großteil der freigesetzten Mittel gelangt jedoch gelöst in das Bodenwasser (vgl. Goulson 2013, 2014). Bedingt durch die Wasserlöslichkeit und die lange Halbwertszeit, die mehrere Jahre umfassen kann, besteht die Gefahr einer anhaltenden Wirkung auch außerhalb der behandelten Ackerkultur. Sánchez-Bayo et al. (2016) registrierten inzwischen eine weitreichende Kontamination von aquatischen Ökosystemen mit Neonicotinoiden, deren Auswirkungen in ihrer Komplexität erst ansatzweise verstanden werden kann.

Eine ganze Reihe von Studien untersuchte die Wirkung von Neonicotinoideinsatz auf Insekten, vor allem auf blütenbesuchende Arten. In einer umfassenden Meta-Studie wiesen Pisa et al. (2014) anhand einer großen Zahl an Studien nach, dass diese Mittel eine sehr hohe Toxizität für eine breite Palette an Wirbellosen (vor allem Insekten) aufweisen. Die derzeit übliche Praxis der Ausbringung von Neonicotinoiden und Fipronil ist ausreichend, um großflächig negative Auswirkungen auf Wirbellose in terrestrischen und aquatischen Lebensräumen zu haben. Gilburn et al. (2015) stellten signifikante negative Zusammenhänge zwischen der mit Neonicotinoiden behandelten Ackerfläche und dem Auftreten von weit verbreiteten und häufigen Tagfaltern fest. Die Autoren schränken jedoch ein, dass es zu klären ist, ob der Faktor Neonicotinoideinsatz direkt oder als Indikator für intensive Landwirtschaft allgemein diesen Zusammenhang ergibt. Hallmann et al. (2014) fanden schließlich Rückgänge bei insektenfressenden Vögeln – also auf der nächsten trophischen Ebene – in signifikantem Zusammenhang mit dem Imidacloprid-Anteil in Oberflächenwässern (vgl. Goulson 2014).

Eine Zusammenfassung von 14 aktuellen Studien zur Wirkung von Pestiziden auf Organismen, die nicht Ziel der Wirkstoffapplikation sind, zeigt die vielfältigen negativen Auswirkungen, die in Agrarökosystemen durch deren Einsatz hervorgerufen werden (Zaller & Brühl 2019). Aufgrund der Komplexität der Wechselwirkungen sind viele zugrundeliegende Zusammenhänge noch unklar und es besteht weiterhin großer Bedarf an Freiland-Untersuchungen zur realistischen Abschätzung der Wirkung von Pestiziden auf die umliegende Fauna und Flora (vgl. z. B. van der Sluijs et al. 2015). Dass die aufgebrauchten Mittel trotz positiv abgelaufener Zulassungsprozesse (vgl. Brühl & Zaller 2019) jedoch eine negative Wirkung auf die Biodiversität in der

Kulturlandschaft entwickeln, ist jedoch gut belegt. In weltweiter Betrachtung wird der Einsatz von Pestiziden zusammen mit Düngung inzwischen als zweitbedeutendster Faktor für den Rückgang der Insektenfauna angesehen (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019).

Studien aus Österreich, die das Wirkungsgefüge zwischen Pestizideinsatz und der Bestandsentwicklung von Insekten untersuchen, sind rar. Deren Bedeutung muss vorerst vor allem aus vergleichbaren Studien aus den Nachbarländern erschlossen werden (siehe oben). In einer Laborstudie der Universität Graz (Waibel et al. 2016) konnte jedoch die Wirkung von drei Insektiziden – das Neonicotinoid Imidacloprid, das Pyrethroid Cypermethrin und das Organophosphat Dimethoat – auf die Dunkle Erdhummel *Bombus terrestris* untersucht. Die Studie konnte zeigen, dass vor allem die Kombination der Mittel eine überhöhte Mortalität hervorruft und auch, dass sich bereits geringe Konzentrationen sublethal über Störungen in den Verhaltensweisen auswirken können.

Für Zulka (2020) wären die Effekte der aktuell eingesetzten Pflanzenschutzmittel jedenfalls mit eine Erklärung, warum auch häufige und als ökologisch anspruchslos geltende Arten in der Kulturlandschaft in den letzten Jahrzehnten stark rückläufige Bestände aufweisen. Zu beachten ist jedoch, dass der Wirkstoff Fipronil seit 2013 als Pflanzenschutzmittel auf EU-Ebene verboten ist und im Jahr 2018 auch für Neonicotinoide ein generelles Verbot für den Einsatz im Freiland beschlossen wurde.

Auch in der Tiermedizin eingesetzte Mittel können gravierende Effekte auf die Biodiversität spezialisierter Insektengemeinschaften haben. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Vermizide, die freilaufenden Weidetieren verabreicht werden und zu einer weitgehenden Abtötung von koprophagen (dungzersetzenden) Insekten führt (vgl. Tonelli et al. 2017). Der drastische Rückgang der naturschutzfachlich bedeutsamen Dungkäfer-Fauna in Mitteleuropa wird aktuell – neben dem Rückgang der Weidewirtschaft in den ackerbaudominierten Landesteilen – mit dem verstärkten Einsatz effizienter Wurmmittel in Verbindung gebracht (vgl. Schernhammer 2020). Dungkäfer gelten derzeit weltweit zusammen mit Schmetterlingen und Hautflüglern als die am stärksten rückläufige Insektengruppe (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019).

3.1.2 Konzentration und Abfang durch Lichtverschmutzung

Viele flugfähige Insekten sind ausgesprochen phototrop, das heißt sie fliegen Lichtquellen gezielt an, wobei nachtaktive Insekten – die den Großteil des Artenspektrums repräsentieren – von einem breiten Spektrum an Lichtqualitäten angelockt werden, tagaktive Arten aber auf langwelliges UV-A-Licht (typisch für Sonnenlicht und die diffuse Globalstrahlung) reagieren. Die in der Natur sinnvolle Verhaltensweise, über die Orientierung an Lichtquellen den „freien

Flugraum“ zu erkennen, führt durch die Entwicklung künstlichen Lichts durch den Menschen jedoch zu oft fatalen Fehlflügen.

Der Einsatz von Lichtquellen in der besiedelten Landschaft im Zuge der Siedlungserweiterung, aber auch durch ein verändertes „Beleuchtungsbedürfnis“ der Bevölkerung hat weltweit in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich zugenommen. Problematisch wird diese nächtliche Beleuchtung dadurch, dass nachtaktive Insekten teils sehr unselektiv von Lichtquellen angelockt werden und deren Umfeld oft nicht mehr verlassen können. Auf diesem Wege sterben große Zahlen an Insekten an künstlichen Lichtquellen bzw. werden aus ihrem Lebensraum „abgezogen“ und können nicht mehr zur Aufrechterhaltung ihrer Population beitragen (vgl. z. B. Hausmann 1992, Höttinger & Graf 2003, Suchy & Stoll 2019).

Die „Effektivität“ einer Lichtquelle als Lockstelle für Insekten hängt von der emittierten Lichtqualität und von ihrer Positionierung im Lebensraum ab. Die größte Anlockwirkung geht dabei von Lichtquellen mit UV-Strahlung und hohem Blauanteil (kurzwelliger Strahlung) aus. Der zunehmende Einsatz von LED-Lampen statt den zuvor im Außenbereich bevorzugt eingesetzten Gasentladungslampen, die deutlich stärker anziehend auf Insekten wirken, dürfte zumindest regionsweise die Anlockeffekte in der Landschaft verringern können (vgl. Sucha & Stoll 2019).

Die negativen Auswirkungen von nächtlicher Beleuchtung auf Insekten – vor allem die Konzentration auf potentiell ungeeignete, beleuchtete Lebensräume, erhöhte Prädation an den Konzentrationspunkten (z. B. durch Fledermäuse) und verringerte Reproduktionsfähigkeit (durch Beeinflussung der Pheromone, „Verlegen“ von Eiern und eingeschränkte Larvalentwicklung) – sind inzwischen gut bekannt und untersucht (vgl. Tihelka 2019). Eine Reduktion der vorhandenen Individuenzahl an Insekten in einem beleuchteten Landschaftsausschnitt muss daher als gesichert angenommen werden.

Studien über einen belegten langfristigen Einfluss von nächtlicher Beleuchtung auf die Populationsgröße und Vitalität umliegender Insektenpopulationen fehlen jedoch aus Österreich und sind auch aus anderen Ländern kaum verfügbar (Fox 2013). Der teils gewaltige Aderlass (z. B. geschätzte 350.000 Insekten/Jahr an einer groß dimensionierten Leuchtreklame in Graz, Gepp 1977) kann offenbar von vitalen Insektenpopulationen mit entsprechender Reproduktionsmöglichkeit weitgehend kompensiert werden.

3.1.3 Verluste durch Kollisionen

Insekten sind vielfach ausgezeichnete Flieger und Läufer und verfügen über eine hervorragende Manövrierfähigkeit. Moderne Technologien erlauben jedoch Beschleunigungen und Bewegungsgeschwindigkeiten von anthropogenen Strukturen, an die Tiere in ihren Verhaltensweisen und Reaktionen nicht angepasst sind. Fahrzeuge im Straßenverkehr, rotierende Teile von Windkraftanlagen oder Ventilatoren sind Strukturen, die Insekten im Herannahen zu spät erkennen, um noch rechtzeitig eine Ausweichbewegung vorzunehmen. Eine Kollision mit meist tödlichem Ausgang ist daher unvermeidlich, wenn Insekten in den Bewegungsbereich derartiger Strukturen geraten. Als kritische Geschwindigkeit werden etwa 40-50 km/h angegeben, ab der ein Ausweichen nicht mehr möglich ist (Rao & Girish 2007) – im Straßenverkehr oder bei drehenden Strukturen wie Windrädern wird diese rasch überschritten.

Ähnlich wie bei der sehr gut untersuchten Mortalität von Vögeln durch Kollisionen ist die Wirksamkeit dieses Einflussfaktors abhängig von der Lokalisierung im Raum. Artenreiche Lebensräume, die über längere Strecken z. B. von Fahrzeugen gequert werden, weisen höhere Fallraten auf als Lebensräume, in denen Insekten nur in geringer Dichte auftreten. Die Spezifität von Kollisionen ist üblicherweise gering, solange sich die räumlichen und tageszeitlichen Aktivitätsmuster überschneiden – dadurch wird ein breites Artenspektrum, vielfach repräsentativ für den jeweiligen Lebensraum (Rao & Girish 2007), von Kollisionen getroffen.

Besonders auffällig und in der Bevölkerung weithin bekannt ist das „windshield phenomenon“, die Tatsache, dass nach einer längeren Fahrt die Windschutzscheibe eines Kraftwagens von toten kollidierten Insekten bedeckt ist. Verkehr ist höchstwahrscheinlich die bedeutendste Mortalitätsursache in Bezug auf Kollisionen mit technischen Einrichtungen und ist sowohl was die flächige Verbreitung als auch die Dichte möglicher Kollisionsereignisse in seiner Auswirkung vor allen anderen technogenen Kollisionen zu stellen. Diskussionen über die Auswirkungen von Kollisionen an Windkraftanlagen nehmen zwar derzeit zu (vgl. BfN 2019), deren Bedeutung kann aber im Vergleich zum Verkehr als vernachlässigbar eingestuft werden.

3.1.4 Verluste durch maschinellen Einsatz in Landwirtschaft und Landschaftspflege

Maschineller Einsatz in der Landwirtschaft (vor allem während der Ernte von Feldkulturen sowie während der Mahd von Wiesen bzw. während der Weidpflege auf Weiden) und der Landschaftspflege (z. B. Böschungsmahd der Straßenmeistereien) ist ein bedeutender direkter Mortalitätsfaktor für Insekten, die in entsprechend bewirtschafteten Lebensräumen – die auch im gebirgigen Österreich den überwiegenden Teil der Landesfläche ausmachen – vorkommen. Vor allem im Grünland gibt es eine Reihe von Untersuchungen, die belegen, dass die verschiedenen Erntemethoden sehr unterschiedlich wirksam hinsichtlich der Mortalität von Insekten sind.

Humbert et al. (2009, 2010a, 2010b) führten eine fundierte Literaturstudie sowie gezielte eigene Erhebungen über die Wirkung unterschiedlicher Mähgeräte sowie der einzelnen Ernteschritte bei der Wiesenernte auf Insekten durch. Die höchsten Mortalitätsraten erbrachte die Kombination des Einsatzes eines Trommeljäherers mit Aufbereiter, die geringsten die Mahd mit dem Hand-Balkenmäher ohne Aufbereiter. Zetten, Schwaden und Heuaufladen verursachen pro Arbeitsschritt jeweils ebenso hohe Verluste wie die Mahd selbst, wobei ein großer Teil der negativen Wirkung (vor allem auf Insekten des Boden-Stratums) auf die verdichtende Wirkung der Traktorräder entfällt. Allein der Einsatz eines Aufbereiteters führte hingegen zu einer Verdopplung bis Verdreifachung der Mortalitätsraten, dieses Element der Wiesenernte wies den bedeutendsten Mortalitätseffekt unter allen geprüften Arbeitsschritten und Maschinen auf. Die Mortalität für Schmetterlingsraupen pro Schnitt (ohne die folgenden Ernteschritte) wurde mit 20 % bei Verwendung eines Hand-Balkenjäherers gegenüber 40 % bei Verwendung eines Kreiseljäherwerks ermittelt; letzterer Wert steigt bei Einsatz eines Mähaufläherers jedoch auf 70 % (Humbert et al. 2010b). Die Gesamtmortalität liegt jedoch durch die weiteren notwendigen Arbeitsschritte noch deutlich höher. Im Experiment mit Heuschrecken betrug die Gesamtmortalität nach Abfuhr des Heus selbst beim Einsatz des Traktor-Balkenjäherers ohne Aufbereiter im Schnitt bei 66 %, beim Trommel-Scheibenmäher mit Aufbereiter schließlich bei 84 % (Humbert et al. 2010a). Moderne Heuernteverfahren stellen somit einen sehr bedeutenden Mortalitätsfaktor für Insekten des Grünlandes dar.

Wenig Einfluss auf die Mortalität der Insekten hatte hingegen die Schnitthöhe, die experimentell bei 6 bzw. 9 cm getestet wurde (Humbert et al. 2010b) und auch bezüglich der Mahdgeschwindigkeit sind die Befunde nicht eindeutig. Ähnliche Schlüsse ziehen van de Poel & Zehm (2014) mit ihrer Literaturstudie, wobei vor allem die stark erhöhte Mortalität beim Wechsel von Balkenmäheretechnik auf rotierende Mähwerke dokumentiert wird.

Große Wieseninsekten (>20 mm) sind offenbar stärker von der maschinellen Heuernte betroffen als kleine Arten, ebenso weiche (z. B. Raupen) gegenüber harten (z. B. Heuschrecken, Käfer-Imagines) Insekten (vgl. Oppermann et al. 2000 und Humbert et al. 2010b für Heuschrecken und Schmetterlingsraupen), während mobile Arten ein gewisses Potential haben, in (soweit vorhanden) ungemähte Randstrukturen auszuweichen und damit ihre Mortalitätsrate zu senken, wie Humbert et al. (2010a) zeigen konnten.

Die entscheidenden Faktoren, um die Mortalität von Wieseninsekten während der Mahd zu reduzieren sind nach Humbert et al. (2010a) und van de Poel & Zehm (2014) der Verzicht auf Mähaufläherer, das Belassen von ungemähten Refugien auf der bewirtschafteten Fläche, die Bevorzugung von Balkenjäherern gegenüber Rotationsmäherwerken, sowie eine große Arbeitsbreite, um den direkten Einfluss der Traktorräder zu minimieren. Auch eine Optimierung der Mäherkonfiguration durch Verblendung etc. kann die Mortalität bei Wieseninsekten

senken. In diesem Zusammenhang können von dem aktuell laufenden Projekt der ARGE Insektenschonendes Mähen im Auftrag des BMLRT sehr wertvolle Erkenntnisse erwartet werden (Zeitschrift „Blick ins Land“ vom 1.9.2020).

Im Gegensatz zu den Mähgeräten werden Schlegelmulchgeräte vor allem in der Landschaftspflege zum Kurzhalten des Bewuchses entlang von Verkehrswegen aber auch in der Landwirtschaft zum Häckseln von Acker- und Grünlandbrachen eingesetzt. Da im Zuge des Mulchens eine unmittelbare maschinelle Zerkleinerung des Mähgutes erfolgt, sind die gemessenen Mortalitäten für Insekten noch deutlich höher als bei der Wiesenmahd. In der von Schiess-Bühler et al. (2003) zusammengefassten Übersicht weisen Schlegelmulcher Anteile verletzter bzw. getöteter Insekten von 40 bis fast 100 % auf und liegen damit deutlich über den Mortalitätsraten, die durch einen Schnitt mit einem Mähwerk erzielt werden. Da das Häckseln bzw. Mulchen jedoch nur einen Arbeitsgang erfordert, ist die gesamte Mortalität des Prozesses im Vergleich zur Heuernte nicht mehr so deutlich verschieden (vgl. Humbert et al. 2010b).

3.2 Indirekt auf das Individuum wirksame Wirkfaktoren

Anthropogene Wirkfaktoren, die indirekt auf Insektenindividuen Einfluss nehmen und mittelbar die Populationsgröße bestimmen, sind weitaus vielfältiger als direkte Mortalitätsfaktoren, gleichzeitig aber auch komplexer zu verstehen und stehen vielfach auch untereinander in Wechselbeziehungen. Die folgenden Kapitel stellen die für österreichische Verhältnisse wichtigen Wirkfaktoren dar.

3.2.1 Verlust von Lebensraum durch Überbauung

Die Umwandlung von für Insekten zumindest grundsätzlich geeigneten natürlichen bzw. naturnahen Lebensräumen in versiegelte Standorte wie Gebäude, Verkehrswege und Abstellflächen u. a. führt zu einer entsprechenden Verkleinerung dieser Lebensräume und – bei stabiler Dichte der Insektenpopulationen – zu einem entsprechenden, wahrscheinlich proportionalen Rückgang der Insektenzahl. Der umgekehrte Prozess – der Rückbau versiegelter Fläche in insektaugliche Lebensräume – ist in Österreich aktuell vernachlässigbar.

Dieser „Flächenverbrauch“ wird in Österreich schon lange thematisiert und ist Gegenstand zahlreicher Diskussionen und Initiativen, diesen stetigen Verbrauch zu verringern (vgl. Umweltbundesamt 2001, „Ins Bodenlose“ aus Der Standard vom 22.1.2020).

Aufgrund des strengen Österreichischen Forstgesetzes, das eine dauerhafte Rodung nur unter hohen Auflagen erlaubt, findet der Flächenverbrauch ganz überwiegend in der unbewaldeten

Kulturlandschaft statt. Betroffen sind von diesem Wirkfaktor daher Insekten der Offenlandschaft in viel höherem Ausmaß als Waldarten. Indirekt wirkt sich der Flächenverbrauch auch auf die aquatischen Lebensräume aus – fehlende Versickerungsmöglichkeiten verringern die Pufferkapazität der Landschaft bei Niederschlägen und verstärken die Abflussspitzen und die Sedimentfrachten der Fließgewässer.

Entscheidend für die Wirksamkeit dieses Wirkfaktors ist neben der absoluten Fläche des Lebensraumverlustes aber vor allem die Art des verloren gegangenen Lebensraumes sowie der Umstand, ob insektaugliche Restflächen von der Entwertung ausgenommen geblieben sind. Das Versiegeln artenreicher Lebensräume mit einem hohen Potential, kopfstärke Populationen aufzubauen, wie etwa von Extensivgrünland, Verlandungszonen von Gewässern oder krautigen Randstrukturen, kann lokal bis regional drastische Rückgänge im Insektenvorkommen auslösen. „Gründliche“ Umwandlung ohne verbleibende Restflächen, die als Habitatinseln bei entsprechender Mobilität für Insekten den Aufbau von Metapopulationen ermöglicht, wirkt besonders stark, selbst wenn sich die absoluten Zahlen an verlorenem Lebensraum nicht mehr so deutlich unterscheiden.

Gerade in einem stark zersiedelten Land wie Österreich ist die Versiegelung nicht auf die Städte und Dörfer beschränkt, sondern strahlt über die stetige Baulanderweiterung kontinuierlich in das angrenzende Grünland aus und hat entlang der Verkehrsachsen ebenfalls große Auswirkungen durch die Entstehung von Betriebsgeländen u. a. Auch in der offenen, siedlungsfernen Kulturlandschaft gehen durch Wegasphaltierung oder den Ausbau von Gebäuden und Anlagen im Grünland insektaugliche Lebensräume verloren. In seiner Flächenhaftigkeit gehört der Verlust von Lebensräumen durch Verbauung zu den bedeutendsten, anhaltend wirksamen Faktoren, die das Insektenvorkommen in Österreich beeinflussen können.

3.2.2 Verlust von Nahrungspflanzen im Lebensraum durch Landnutzung

Der Rückgang der Pflanzenartenvielfalt in den Lebensräumen der Insekten trifft herbivore Arten direkt durch Verringerung des verfügbaren Nahrungsangebotes und die nächsthöhere trophische Ebene der carnivoren und parasitoiden Insekten indirekt durch den entsprechenden Rückgang ihrer Beutetiere bzw. Wirte. Bedeutendste anthropogene Einflussfaktoren kommen dabei aus der Landwirtschaft und betreffen den Einsatz von Herbiziden (v. a. im Ackerbau), die gezielte mechanische Bekämpfung (z. B. durch Striegeln) aber auch die Auswirkung veränderter Bewirtschaftungsweisen wie die Erhöhung der Schnitzzahl im Grünland, die zum Rückgang schnittempfindlicher, meist krautiger Pflanzenarten führt.

Dass der Rückgang blütenbestäubender Insekten in enger Wechselbeziehung mit dem Rückgang der bevorzugt oder ausschließlich von ihnen aufgesuchten Pflanzenarten steht, konnten Biesmeijer et al. (2006) im Zuge vergleichender Studien an Wildbienen und Schwebfliegen in Großbritannien und Holland zeigen. Eine positive Rückkoppelung, die den Rückgang der voneinander abhängigen Spezies weiter vorantreibt, scheint damit plausibel.

Das derzeit am häufigsten eingesetzte Herbizid in der Kulturlandschaft ist Glyphosat, das nicht nur in der Landwirtschaft, sondern auch im gewerblichen und privaten Bereich weite Verbreitung hat und als sehr breit wirksames Pflanzenschutzmittel in bestimmten Kulturen zur Anwendung kommen kann. Eine sehr effiziente Reduktion von Beikräutern, die für die meisten Insekten, die in der Kulturlandschaft auftreten, von größerer Bedeutung als Nahrungspflanze sind als die Nutzpflanzen, ist dadurch möglich und ist auch verbreitet in der Kulturlandschaft zu beobachten. Wie erfolgreiche Bio-Betriebe im Ackerbau zeigen, ist aber eine effiziente Beikrautbekämpfung auch ohne den Einsatz chemischer Mittel möglich (z. B. Rüscher 2013, Babucke 2019). Derartig beikrautarm gehaltene Feldkulturen haben ebenfalls eine deutlich verringerte Bedeutung für Insekten, was wohl die fehlenden Unterschiede in der Tagfalterdichte zwischen konventionellen und biologisch bewirtschafteten Äckern in der Untersuchung von Holzer et al. (2019) erklärt. Auch die weitgehend identische Bewirtschaftung von Grünland hinsichtlich Schnitzeitpunkt und Schnitthäufigkeit mit entsprechenden Auswirkungen auf die Pflanzenartenvielfalt auf Wiesen unterscheidet sich in Summe aktuell nicht zwischen konventionellen und biologisch wirtschaftenden Betrieben und führt dazu, dass Holzer et al (2019) keine Unterschiede in der Artenvielfalt von Tagfaltern und Heuschrecken benachbarter Schläge nachweisen konnten.

Die Verringerung der Beikrautvielfalt in der Ackerlandschaft bzw. des botanischen Artenreichtums auf Wiesen und Weiden ist somit ein über ganz Österreich in der überwiegenden Zahl der Kulturen feststellbarer Prozess, der das Vorkommen vor allem von mono- oder oligophagen (sowie mono- und oligolektischen) Arten, die auf nur wenige oder gar nur eine bestimmte Nahrungspflanze sowie Pollenquelle angewiesen sind, begrenzt.

Bedeutsam ist in diesem Zusammenhang auch der Verlust von Nahrungspflanzen durch Landnutzungsänderung. Dies betrifft einerseits die Umwandlung von Grünland in Ackerflächen bzw. – in geringem Ausmaß und eher in höheren Lagen relevant – die Umwandlung von Ackerland in Grünland mit dem damit einhergehenden Verlust der Segetalflora. Ebenfalls in vielen Regionen bedeutsam ist der Verlust von pflanzenartenreichem Extensivgrünland durch Umwandlung in Waldfläche, die ebenfalls in überwiegendem Ausmaß mittelfristig mit einem Rückgang der Pflanzenartenvielfalt einhergeht.

3.2.3 Erhöhung des Intensivierungsgrades in der Landwirtschaft

Die gemeinhin als „Intensivierung“ zusammengefassten Veränderungen der landwirtschaftlichen Praxis in den letzten Jahrzehnten führte durch eine Verbesserung der maschinellen Ausstattung (mit effizienteren landwirtschaftlichen Geräten, größeren Arbeitsbreiten und einer erhöhten Arbeitsgeschwindigkeit), einer Veränderung der Feldstückgeometrie, v. a. durch Vergrößerung der Flächen im Zuge von gezielten Zusammenlegungen sowie den Folgen des Rückgangs der landwirtschaftlichen Betriebe und die Entwicklung effizienterer Anbau-, Pflanzenschutz- und Erntemethoden zu einer kontinuierlichen Veränderung der Lebensbedingungen für Insekten in der ortsüblich bewirtschafteten Kulturlandschaft. Mit Ausnahme einiger weniger Insektengruppen, die meist als schwer bekämpfbare Schadorganismen in landwirtschaftlichen Kulturen an Boden gewonnen haben (wie z. B. aktuell die Käferarten Rapsglanzkäfer *Brassicogethes aeneus*, Maiswurzelbohrer *Diabrotica virgifera* oder Zuckerrübenrüssler *Tanymecus palliatus*), werden diese Intensivierungsprozesse durchwegs mit rückläufigen Beständen und Artenzahlen in Insektenpopulationen des Acker- und Grünlandes in Zusammenhang gebracht (vgl. die umfangreiche Metastudie von Gossner et al. 2016).

Gossner et al. (2016) ermittelten neben dem vielfach belegten Rückgang der Artenzahlen an untersuchten Standorten vor allem einen deutlichen Rückgang der Beta-Diversität der Biodiversität eines Landschaftsraumes, was einer zunehmenden Homogenisierung des Artenspektrums innerhalb eines Gebietes entspricht.

Homogenisierung geht vielfach mit einer Einengung des Artenspektrums durch Wegfall der anspruchsvollen Spezialisten und Verbleib bzw. stellenweise auch Zunahme der Ubiquisten und Generalisten (vgl. z. B. Desender et al. 2010, Stefanescu et al. 2011, Habel et al. 2016) einher. Bereits bei moderater Zunahme der Landnutzungsintensität konnten Homogenisierungseffekte auf allen trophischen Ebenen und sowohl im Bodenleben als auch über der Bodenoberflächen nachgewiesen werden (Gossner et al. 2016).

Eine Aufschlüsselung der einzelnen Elemente der Intensivierung und Bewertung hinsichtlich ihrer Wirkung und Wirksamkeit auf Insektenpopulationen ist dadurch erschwert, dass die meisten dieser Elemente parallel verlaufen und Korrelationen zwischen Intensivierungselementen und Veränderungen in Insektenpopulationen kaum korrekt zuordenbar sind. Vorerst müssen diese Wirkfaktoren als Bündel an Intensivierungsmaßnahmen (LUI – „local landuse intensity“ nach Gossner et al. 2016) zusammengefasst werden.



Abbildung 2: Bergmähwiesen im alpinen Raum stellen traditionelle Bewirtschaftungsformen mit hohem manuellem Arbeitseinsatz dar, die sich durch einen überdurchschnittlichen Artenreichtum und das Vorkommen von spezialisierten Insektenarten auszeichnen (Pfons bei Matrei am Brenner/Tirol).

3.2.4 Aufgabe extensiver traditioneller Nutzungsformen

Extensive traditionelle Nutzungsformen sowohl in der offenen, durch die Landwirtschaft geprägten Kulturlandschaft, als auch im Wald, erhalten Lebensräume von zentraler Bedeutung für die Biodiversität. Charakteristisch für diese Nutzungsformen sind erschwerte Bewirtschaftungsbedingungen, z. B. durch Flachgründigkeit, Steilheit oder Vernässung, ein niedriges Niveau an Mitteleinsatz und oft das Festhalten an kulturhistorischen Traditionen (z. B. in der Mittelwaldnutzung, vgl. Denner 2020).

Bedeutsam für die Insektenvielfalt ist durch diese Nutzungsumstände bedingt das Vorhandensein einer ausgeprägten Mikrohabitatstruktur, oft lange Bewirtschaftungspausen (z. B. bei einmähdigen Wiesen) sowie die enge Verzahnung mit Sonderstrukturen (z. B. auf Hutweiden).

Im Zuge des Vergleichs unterschiedlich mit biodiversitätsfördernden Maßnahmen belegter Mähwiesenschläge in Österreich zeigten in den Grünlandgebieten unter der Waldgrenze lediglich die einmähdigen Wiesen eine signifikant erhöhte Artenzahl bei Heuschrecken und

Tagfaltern im Vergleich zu ungeförderten Wiesenflächen, was die besondere Bedeutung traditioneller Nutzungsformen im Grünland unterstreicht (Holzer et al. 2019).

In den alpinen Lebensräumen sind es vor allem die Bergmähwiesen als traditionelle Nutzungsformen, die eine überdurchschnittlich hohe Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt aufweisen (vgl. Holzer et al. 2019, Abbildung 2). Die Auswirkung der Nutzungsaufgabe von Bergmähdern auf Insekten untersuchten Walcher et al. (2019) in der Eisenwurzen (Steiermark) und konnten zeigen, dass die Aufgabe der Nutzung bei den Indikatorgruppen Hummeln und Wanzen zu einer deutlichen Einschränkung des Artenspektrums führte.

Die Wirkung des Verlustes von Extensivgrünland wurde auch am Beispiel der Umgebung von Bad Mitterndorf nach jahrzehntelanger Beobachtungstätigkeit von Habeler (2014) eindrücklich dokumentiert. Während es hier in den niederschlagsreichen Talzügen der Nordalpen vor allem die Streuwiesen und Moore betrifft, sind es im Osten Österreichs aber vorwiegend die xerothermophilen Magerwiesen und Trockenrasen, die bedeutende Anteile der Biodiversität beherbergen, aber in den letzten Jahrzehnten in großem Umfang aus der Nutzung gefallen sind.

Wie erstaunlich wirksam die Etablierung einer extensiven Beweidung in Grünlandhabitaten auf den Artenreichtum von Heuschrecken sein kann, zeigt ein Beispiel aus den Marchauen bei Marchegg/NÖ (Zuna-Kratky 2022): Durch eine Ganzjahresbeweidung mit Konik-Pferden und zeitweise auch Rindern stieg der Gesamtartenbestand von Heuschrecken kontinuierlich von 26 auf 41 Arten an und sowohl die Arten- als auch die Individuendichte an den jeweiligen Erhebungspunkten hat sich signifikant erhöht (Abbildung 3).



Abbildung 3: Extensive Beweidung in den Marchauen bei Marchegg/NÖ führt zu einem signifikanten Zuwachs der Arten- und Individuendichte von Heuschrecken (Foto: Gerhard Egger).

3.2.5 Verlust von Sonderstrukturen

Viele Insektenarten weisen eine mehr oder weniger stark ausgeprägte Bindung an Sonderstrukturen in der Landschaft auf, die für die kontinuierliche Besiedlung durch die jeweilige Art von entscheidender Bedeutung sind. Sonderstrukturen sind Lebensraumelemente, die sich in Struktur, Artenzusammensetzung, Alter, speziellen Bedingungen des Untergrundes und anderen Parametern deutlich von der umgebenden, „normal“ bewirtschafteten Landschaft unterscheiden. Ihr Vorkommen hat vielfach kulturhistorische oder grundbesitzbedingte Gründe und ist stark von Zufallsereignissen abhängig. Neuanlage oder Wiederherstellung ist vielfach schwierig und bedarf oft langer Zeiträume. Ihr flächenmäßiger Anteil in der Landschaft bzw. in einem Lebensraum ist vielfach verschwindend klein und steht in keiner Relation zur oft hochgradig bedeutsamen Wirkung auf die Biodiversität von Insekten.

Als Beispiel aus dem Wald nennen Monnerat et al. (2016) für die gefährdeten saproxylichen Käfergemeinschaften folgende „seltene bis sehr seltene Ressourcen mit langsamer bis sehr langsamer Erneuerung“:

- alte absterbende Bäume mit dicken toten Ästen und Höhlen
- stehende tote dicke Bäume, respektive Stämme (Abbildung 4)
- am Boden liegende, morsche bis fast abgebaute Stämme und dicke Äste
- am Boden liegende tote Stämme und dicke Äste
- absterbende Bäume mit toten Teilen



Abbildung 4: Eichenüberhälter als Sonderstruktur im Wirtschaftswald, Lebensraum für spezialisierte gefährdete Arten wie den Heldbock *Cerambyx cerdo* oder die Drüsenameise *Liometopum microcephalum* (Bernhardsthal/NÖ).

In der Kulturlandschaft sind viele dieser Sonderstrukturen durch den Begriff des „Landschaftselements“ erfasst, der im Zuge der Dokumentation der Schlagnutzungen in der österreichischen Landwirtschaft auch im Mehrfachantrag jedes Betriebs ausgewiesen ist (Abbildung 5). Aus technischen Gründen werden hier aber nur Sonderstrukturen erfasst, die eine bestimmte Ausdehnung überschreiten und für die eine Verfügungsgewalt durch einen Landwirt gegeben ist. Das tatsächliche Ausmaß an Landschaftselementen in der Kulturlandschaft wird auch aufgrund der oft geringen Flächenausdehnung selbst im Rahmen von Biotopkartierungen nur unzureichend erfasst.

Eine besondere Rolle spielen Sonderstrukturen in der Landwirtschaft im Zuge von Kommassierungs- bzw. Zusammenlegungsverfahren. Während „Landschaftselemente“ im aktuellen ÖPUL-Fördersystem explizit geschützt sind (und auch Förderrelevanz besitzen), ist ein bedeutendes Ziel in der „Flurbereinigung“ das Entfernen von Bewirtschaftungshindernissen, als das viele Sonderstrukturen eingestuft werden. Die hohe ökologische Bedeutung von Sonderstrukturen wurde bereits vor Jahrzehnten in der österreichischen Zusammenlegungspraxis berücksichtigt (vgl. Liebel et al. 1986) und deren Erhaltung z. B. durch die Einforderung ökologischer Gesichtspunkte in den aktuellen Flurverfassungs-Landesgesetzen rechtlich festgelegt ist. Trotzdem sind derartige Agrarverfahren bis in die jüngste Zeit verantwortlich für das Verschwinden von Sonderstrukturen aus der Landschaft mit entsprechend negativen Folgen für die Biodiversität (vgl. Semrad 2001, Sachslehner & Schmalzer 2011 für Brutvögel).



Abbildung 5: Alte Kopfweide an Graben in einer Mähwiesenflur als bedeutender Lebensraum für spezialisierte Insekten wie den Weberbock *Lamia textor* oder die Schwarzweiße Maskenzikade *Macropsis albae* (Sankt Margarethen im Burgenland).

Von besonderer Bedeutung für das Überleben von Insekten sind Sonderstrukturen in Gewässerökosystemen. Die Varianz in Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Sohlsubstrat und Sauerstoffgehalt sowie die Ausbildung von Wasserpflanzenvegetation ist entscheidend für das Auftreten von wassergebundenen Insektenarten, die vielfach sehr eng in bestimmte Umweltbedingungen eingemischt sind. Unregulierte Fließgewässer sowie Stillgewässer mit intakten Uferzonen bieten eine sehr hohe strukturelle Vielfalt, die entscheidend für das Vorkommen einer arten- und individuenreichen Insektengemeinschaft ist. Das Verschwinden dieser Gewässersonderstrukturen geschah an den Fließgewässern vor allem durch die wasserbaulichen Eingriffe zu Hochwasserschutz und Meliorierung, die in Österreich vorwiegend im 19. und 20. Jahrhundert umgesetzt wurden (z. B. Wiesbauer & Denner 2013). Die Auswirkungen auf die aquatische Lebewelt sind gravierend, wie z. B. Graf et al. (2016) am Beispiel der Lafnitz im Burgenland anhand der negativen Auswirkungen der regulierungsbedingten Feinsedimentablagerungen in den naturnahen Abschnitten auf die Wasserinsekten zeigen. Strukturmindernde Eingriffe an Stillgewässern entstehen hingegen vor allem durch Ausbau für Erholungsnutzung, Fischerei oder Siedlungserweiterungen.

Die Auswirkung der Entfernung von Sonderstrukturen in der Kulturlandschaft auf das Auftreten von Insekten ist im Gegensatz zu Vögeln in Österreich bisher nicht gezielt untersucht worden. Die Bindung vieler rückläufiger und gefährdeter Arten an besondere Kleinstrukturen ist jedoch vielfach belegt. So sind z. B. offene, vegetationsarme Sandstandorte von besonderer Bedeutung für Vertreter vieler Insektengruppen. Unter den hochgradig gefährdeten bzw. ausgestorbenen Grabwespen in Österreich erreicht der Anteil der Sandnister seinen Spitzenwert von 80 % (Wiesbauer & Mazzucco 1999).

Wie lange auf Sonderstrukturen (bzw. auch auf extensiv genutzte Lebensräume, vgl. Kapitel 3.2.4) spezialisierte Insekten in zunehmend isolierten Habitatinseln überleben können, ist Gegenstand zahlreicher Studien. Thomas et al. (2001) konnten anhand von Schmetterlingen zeigen, dass sowohl die Qualität der von ihnen besiedelten „Habitatinseln“, als auch die Metapopulations-Effekte von lokalem Aussterben und Wiederbesiedlung, bedingt durch den potentiell möglichen Austausch zwischen den „Habitatinseln“ in einer fragmentierten Landschaft, von Bedeutung für den Erhalt der Population der jeweiligen Art ist. Die Verbesserung der Qualität der verbliebenen Strukturen hat einen starken positiven Effekt auf die Metapopulations-Effekte der Wiederbesiedlung und konnte somit den Verlust weiterer Sonderstrukturen kompensieren. Zunehmende Isolation und auch Flächenverringering könnte somit zumindest vorübergehend durch eine deutliche Verbesserung der Habitatqualität in den verbliebenen Sonderstrukturen ausgeglichen werden, was aber in der Praxis nur selten vorkommt (Thomas et al. 2001).

Wie wirksam eine gute Ausstattung einer Ackerlandschaft mit Sonderstrukturen dem Rückgang der Insekten entgegenwirken kann, konnten Albrecht et al. (2019) anhand eines Braunkohle-Rekultivierungsgebietes mit intensiver ackerbaulicher Nutzung zeigen, wo die Artenvielfalt seit den 1990er Jahren nicht abgenommen hat. Entscheidend dafür war die entsprechend große Zahl an Sonderstrukturen, die auch hinsichtlich Anlage und Pflege nach ökologischen Kriterien optimiert wurden.

3.2.6 Veränderung von Lebensräumen durch Nährstoffeintrag

Zusammen mit Habitatverlust und Klimawandel zählt anthropogener Stickstoffeintrag weltweit zu den bedeutendsten Gefährdungsfaktoren für Biodiversität (Clark et al. 2013). Die beiden mit Abstand bedeutendsten Quellen sind dabei der Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft und die Verbrennung von fossilen Energieträgern. Während die Wirkung von Stickstoffeinträgen auf Pflanzen gut untersucht ist, sind die meist indirekt wirksamen Auswirkungen auf Tiere viel weniger gut bekannt (Clark et al. 2013).

Der Eintrag von zusätzlichem Stickstoff durch gezielte Düngung in der Landwirtschaft sowie über trockene oder feuchte Deposition durch Lufttransport oder über das Grund- und Oberflächenwasser, wirkt in den Lebensräumen von Insekten auf zweierlei Weise: Stickstoff ist eines der wichtigsten Pflanzennährstoffe und kommt in natürlichen und naturnahen Lebensräumen fast immer als limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum vor. Zusätzliche kontinuierliche Stickstoffgaben fördern damit das Wachstum, vor allem von konkurrenzstarken Arten, die mit raschem Biomassezuwachs reagieren können. In Gewässern führt diese verstärkte Biomasseakkumulation zusätzlich in der Folge zu einem Absinken des Sauerstoffgehalts im Wasser. Der zweite, weit verbreitete Effekt von Stickstoffzufuhr stellt das Absinken des pH-Werts im Substrat, somit eine Versauerung des Lebensraumes, dar; zusätzliche Depositionen von Schwefel verstärken diesen Effekt (vgl. Bobbink et al. 2002, Zechmeister et al. 2016).

Die Auswirkung von verstärktem Stickstoffeintrag auf die Insektenlebensräume sind Bestandteil zahlreicher Studien und können wie folgt zusammengefasst werden (vgl. z. B. Bobbink et al. 2002, Zechmeister et al. 2003):

Eine zunehmende Dominanz konkurrenzstarker Pflanzenarten führt zum Rückgang der Pflanzenartenzahl und damit des potentiellen Nahrungs- bzw. Wirtsartenspektrums in betroffenen Lebensräumen (z. B. Haddad et al. 2000). Dieser negative Zusammenhang zwischen Stickstoff-Düngergabe und Artenzahl von Moosen und Gefäßpflanzen konnte in Österreich z. B. durch Zechmeister et al. (2003) belegt werden. Schwellenwerte lagen bei Gefäßpflanzen bei 90 kg Stickstoff (N) pro Hektar und Jahr, bei Moosen bei 60 kg N pro Hektar und Jahr, ab denen

die Artenzahlen signifikant verringert waren. Entsprechende Auswirkungen sind auch auf die vorwiegend herbivoren Insekten zu erwarten.

Stickstoffdüngung führt bei gleichbleibenden sonstigen Rahmenbedingungen nicht nur zu einer Verarmung, sondern auch zu einer Verschiebung der ökologischen Charakteristik des Artenspektrums. So stellten Zechmeister et al. (2002) eine signifikante Zunahme von mesophilen Pflanzenarten im Gegensatz zu einer Abnahme von feuchtigkeits- und trockenheitsliebenden Arten fest. Es kommt somit zu einer „Trivialisierung“ des Pflanzenartenbestandes, in dem Spezialisten zunehmend seltener werden.

Die Erhöhung der Pflanzenbiomasse durch den Eintrag von Stickstoff hat vor allem auch durch die Veränderung des Mikroklimas eines Lebensraumes gravierende Auswirkungen auf die Insektenfauna. Dichter Wuchs, stärkere Beschattung und Aufbau einer dickeren Streuschicht bedingen eine deutliche mikroklimatische Abkühlung und Befeuchtung. Dadurch verlieren Arten mit xerothermophilen Ansprüchen geeignete Habitate, während im Gegenzug mesophile bis hygrophile Arten sowie Ubiquisten günstigere Bedingungen vorfinden können.

Eine Zunahme der Pflanzenbiomasse durch Stickstoffeinträge kann aber – bei gleichzeitiger Abnahme der Artenvielfalt – zu einer Zunahme der Insektenbiomasse und -abundanz (v. a. von Herbivoren und Detritivoren) führen, wie Haddad et al. (2000) an Insektengemeinschaften im nordamerikanischen Grünland zeigen konnte. Parasitoide Insekten zeigten zwar keine signifikanten Veränderungen in der Artenzahl, nahmen jedoch im Gegensatz zu ihren Wirten in der Abundanz ab.

In Gewässerökosystemen kann das verstärkte Pflanzenwachstum (v. a. bei Algen) im Zuge des Abbaus zu Sauerstoffzehrung führen, mit letalen Folgen für Insekten mit höheren Ansprüchen an den Sauerstoffgehalt des Wassers, was wie in den terrestrischen Lebensräumen zu einer „Trivialisierung“ des Artenspektrums führen kann.

Verstärktes Pflanzenwachstum auf Grünland erlaubt zusätzlich eine intensivere Nutzung mit erhöhter Anzahl an Schnitten; dies kann auch noch durch die klimawandelbedingte Verlängerung der Vegetationsperiode verstärkt werden –diese Entwicklung verringert die Anteile konkurrenzschwacher sowie sich vorwiegend generativ vermehrender Pflanzenarten ebenfalls (vgl. Zechmeister et al. 2003).

Nach der Nutrient-Dilution-Hypothese sinkt in Futterpflanzen der Anteil an für Insekten essentiellen Nährstoffen mit steigender Produktivität der Pflanze – das Futter wird dadurch schlechter verwertbar bzw. sind größere Futtermengen notwendig. Welti et al. (2020) untersuchten diesen Effekt, der bei der überwiegenden Zahl untersuchter Pflanzenarten

nachgewiesen wurde, auf die Bestandsentwicklung von grasfressenden Heuschrecken in einer Prärie in Kansas, USA. Während die Pflanzenbiomasse in 30 Jahren um 60 % anwuchs, sank der Anteil an insektenwichtigen Nährstoffen in der Blattmasse um 42 bis 90 %! Der Rückgang der Heuschrecken im selben Zeitraum war signifikant korreliert mit der verringerten Nährstoffdichte der Nahrungspflanzen. Es ist anzunehmen, dass ähnliche Effekte auch in Lebensräumen in Österreich eine bedeutende Rolle spielen (vgl. aber Jandl et al. 2012 für Wälder). Zu beachten ist, dass dieser Effekt nicht nur von Eutrophierung, sondern auch von gesteigener Pflanzenproduktivität durch höhere CO₂-Konzentrationen und gestiegene Temperaturen getrieben wird. Dieser Effekt lässt sich jedoch temporär durch Dürreereignisse mit sinkender Produktivität reversieren (Welti et al. 2020).

Besonders gravierende Auswirkung hat der Eintrag von Nährstoffen auf natürlicherweise oligotrophe Lebensräume mit konkurrenzschwachen, an niedrige Nährstoffniveaus angepasste und oft hochgradig habitatspezialisierte Artengemeinschaften. Das Verschwinden zahlreicher Moorspezialisten unter den Schmetterlingen des steirischen Salzkammergutes führt Habeler (2014) neben ausbleibender Bewirtschaftung vor allem auf die Degradierung der Moore durch den fortschreitenden Nährstoffeintrag zurück. Bobbink et al. (2002) sowie Bobbink & Hettelingh (2010) werteten eine Vielzahl an europäischen empirischen Studien aus, um Grenzwerte für den jährlichen Stickstoffeintrag in Ökosysteme zu definieren, ab denen signifikante negative Veränderungen im Ökosystem auftreten. Für Waldökosysteme wurde dieser Grenzwert mit 10-20 kg N pro Hektar und Jahr beziffert, für Zwergstrauchheiden alpiner Lagen sowie von Trockenstandorten liegt dieser Wert ebenfalls bei 10-20 kg/ha.a, für Dauergrünland reichen die kritischen Werte von 5-10 kg N/ha.a für alpines Grasland bis 20-30 kg N/ha.a für Heuwiesen der tieferen Lagen. Als sensibelster Lebensraum erwiesen sich nährstoffarme Gewässerlebensräume mit kritischen Stickstofffrachten von 3-10 kg N/ha.a.

3.2.7 Klimawandelfolgen

Veränderungen des Klimas haben sehr komplexe und vielfältige Auswirkungen auf Insekten und ihre Lebensräume. Die ganze (Wieder-)Besiedlung Mitteleuropas in den letzten 10.000 Jahren nach der Eiszeit durch die uns heute bekannte Insektenfauna wurde durch die Klimaerwärmung und die dadurch ausgelösten Veränderungen der mitteleuropäischen Lebensräume getrieben. Der aktuell zu beobachtende Klimawandel weist in seiner Rasanz jedoch eine neue Qualität auf, die in ungewohnter Geschwindigkeit eine steigende Durchschnittstemperatur und offensichtlich auch eine höhere Rate an Extremwetterlagen verursacht. Die Auswirkung der in Österreich zu beobachtenden Veränderungen des Klimas wirken sich auf Insektenpopulationen vor allem in folgender Weise aus:

Durch die Veränderung der klimatischen Rahmenbedingungen ändert sich das mikroklimatische Lebensumfeld der Insektenarten. Abhängig von der klimatischen Potenz der jeweiligen Art können Insektenpopulationen davon profitieren oder werden in ihren Möglichkeiten eingeschränkt; nur Arten mit breiter klimatischer Potenz können diesen Veränderungen über einen längeren Zeitraum ohne sichtbare Reaktion begegnen. Alle anderen Arten können bzw. müssen durch eine Verlagerung ihres Aufenthaltsraumes reagieren – sei es kleinräumig durch Aufsuchen mikroklimatisch günstiger Standorte (andere Exposition, Beschattung, flussaufgelegene Gewässerabschnitte etc.), sei es durch großräumigere horizontale oder vertikale Wanderbewegungen. Problematisch wird dieses Ausweichen, wenn eine Insektenart nicht über die notwendige Mobilität verfügt oder wenn ein Ausweichen aufgrund des Fehlens geeigneter Habitate bzw. Wanderstrukturen nicht möglich ist. Vor allem in den winterkalten Regionen ist auch der Effekt von zunehmend ausbleibenden anhaltenden Frostperioden für die Entwicklung vieler Insektenarten problematisch. So benötigen z. B. alle heimischen Kamelhalsfliegen (Raphidioptera) eine Überwinterung mit Temperaturen um den Gefrierpunkt, um sich von der Puppe zum fertigen Imago zu entwickeln.

In Gewässerlebensräumen wirken Veränderungen der klimatischen Bedingungen nicht nur direkt auf die Temperatur, sondern indirekt auch auf den im Wasser gelösten Sauerstoff und bei Betrachtung eines größeren Rahmens auch auf das Abflussregime. So sind in Österreich zunehmend abgeschwächte Frühlingshochwässer der Tieflandflüsse wie der March in Niederösterreich offenbar bedingt durch die fehlende Schneeakkumulation im Winterhalbjahr in den Einzugsgebieten – mit entsprechenden negativen Konsequenzen für viele Feuchtgebietsarten (T. Zuna-Kratky unpubl.). Massive Verringerungen der Abundanzen bei Wasserinsekten an einem Fluss in Deutschland im Zeitraum 1969-2010 konnten Baranov et al. (2020) auf die Klimaerwärmung zurückführen.

Die Reaktionen auf klimatische Veränderungen können zwischen den Insektenarten und ihren Nahrungsorganismen unterschiedlich rasch bzw. stark ablaufen, sodass es zu einer Veränderung in der phänologischen Synchronisation kommen kann. Insekten sind in ihrem phänologischen Auftreten eng mit der Phänologie ihrer Wirts- und Nahrungsorganismen (v. a. Pflanzen) synchronisiert. Diese im Zuge evolutiver Prozesse entstandene Synchronisierung wird durch die Veränderungen in der jahreszeitlichen Entwicklung sowohl der Wirts- bzw. Nahrungsart als auch der Insektenart selbst im Zuge gerichteter klimatischer Veränderungen strapaziert. Eine erneute Anpassung dieser Abhängigkeit ist daher notwendig, um das Wirkungsgefüge funktionell zu halten. Die Möglichkeiten einer Art, sich entsprechend erfolgreich anzupassen, ist stark von ihrer Überwinterungsstrategie abhängig. Eine Überwinterung als Puppe oder Imago erlaubt es eher, vom fixierten phänologischen Ablauf abweichende Bedingungen zu kompensieren, z. B. durch verfrühte oder verzögerte Eiablage, die gezielte Auswahl früher bzw. später entwickelnder Individuen der Nahrungsart und andere

Strategien. Arten, die als Larve in die Vegetationsperiode „einsteigen“ (nach Überwinterung als Ei oder junge Larve), haben weniger Potential, Asynchronitäten zu kompensieren.

Eine Bindung an wenige oder gar nur eine Art als Wirt bzw. zur Nahrung verringert für eine Insektenart unter sich ändernden klimatischen Bedingungen ebenfalls die Kompensationsmöglichkeiten, während polyphage bzw. polylektische Arten möglicherweise auf andere geeignete Arten mit nunmehr „passender“ phänologischer Entwicklung ausweichen können. Detaillierte publizierte Untersuchungen zu diesem Faktorenkomplex fehlen aus Österreich bisher leider, liegen aber sicher in vielfacher Weise als „graues Wissen“ unter den Entomologinnen und Entomologen vor.

Als indirekte Folge der Klimaveränderung können Insekten durch die Veränderung der Pflanzenartenzusammensetzung ihrer Lebensräume maßgeblich beeinflusst werden. Sehr anschaulich zeigt sich dies z. B. in den derzeit in den tieferen Lagen verbreitet zu beobachteten Vitalitätsverlusten von Nadelbäumen wie der Fichte *Picea abies* oder der Rotkiefer *Pinus sylvestris*, die klimabedingt einem stark erhöhten Trockenheitsstress ausgesetzt sind (vgl. Niedermair et al. 2008), was für zahlreiche an diese Art angepasste Insektenarten negative Folgen haben kann. Auch die Veränderung klimasensibler Lebensräume in den Hochlagen der Alpen kann über die Verschiebung des Pflanzenartenspektrums die darauf angepasste Insektenfauna beeinträchtigen. Dies kann gerade in Österreich von großer Bedeutung sein, da viele heimische Endemiten spezialisierte Bewohner von Hochlagen der Alpen sind (vgl. Rabitsch & Essl 2009).

3.2.8 Ausbreitung von Neobiota

Das Auftreten invasiver Neobiota in Lebensräumen von autochthonen Insekten kann zu gravierenden Veränderungen in der Struktur und Artenzusammensetzung führen. Besonders gravierende Auswirkung sind bei der Verdrängung von essentiellen Nahrungspflanzen durch konkurrenzstarke Neophyten zu beobachten. Ein Beispiel dafür ist z. B. die massive Ausbreitung des Eschenahorns *Acer negundo* in den Auwäldern der tieferen Lagen auf Kosten der autochthonen, von einer artenreichen Insektenfauna besiedelten Baumarten der Weichen Au wie der Silberweide *Salix alba*. Untersuchungen von Krebs (2012) an der Herbivorengemeinschaft an Eschenahornen im Nationalpark Donauauen (Niederösterreich) zeigten im Vergleich zum autochthonen Feldahorn *Acer campestre*, dass am Eschenahorn weniger Spezialisten leben konnten und die Artengemeinschaft von Generalisten dominiert wird; der Fraßdruck unterschied sich jedoch nicht zwischen den beiden Ahornarten.



Abbildung 6: Neozoen treffen Neophyten – Robinien-Blatttütenfalter *Parectopa robiniella* (oben) und Robinien-Miniermotte *Macrosaccus robiniella* (unten) auf Robinie *Robinia pseudacacia* – Neueinwanderer aus Nordamerika im Kamptal/NÖ.

Gleichzeitig können aber einwandernde Neophyten neue attraktive Nahrungsquellen für autochthone Arten darstellen bzw. die Einwanderung von Neozoen in der Insektenwelt ermöglichen. Ein Beispiel dafür wäre die weithin bekannte Kastanien-Miniermotte *Cameraria ohridella*, die an der in Österreich ursprünglich ebenfalls nicht heimischen Roßkastanie *Aesculus hippocastanum* beachtenswert große Populationen in kürzester Zeit aufbauen konnte (vgl. auch Fox 2013). Auch stellt das in weiten Teilen Österreichs in Hochstaudenfluren verbreitete Drüsige Springkraut *Impatiens glandulifera* eine attraktive Nektarquelle z. B. für Hummeln dar, kann aber gleichzeitig wichtige heimische Blütenpflanzen verdrängen (vgl. Kapitel 7.5).

Die Ausbreitung von Neophyten kann überdies zu einer Veränderung der Vegetationsstruktur und damit einhergehend zu einer Verschiebung der mikroklimatischen Verhältnisse, üblicherweise hin zu kühleren und luftfeuchteren Bedingungen, führen. Klassische Beispiele dafür wären z. B. die Ausbreitung hochwüchsiger Goldruten *Solidago gigantea* & *canadensis*-Bestände in verbrachenden Magerrasen oder von Robinien *Robinia pseudacacia* auf Trocken- und Halbtrockenrasen, was mit einem massiven Rückgang xerothermophiler Arten einhergeht. Dieser Einfluss von Neobiota auf Insektenpopulationen dürfte in Österreich bezüglich Flächenwirksamkeit und Anzahl betroffener Arten zumindest in terrestrischen Lebensräumen die anderen Wirkungen von Neobiota übersteigen; konkrete Untersuchungen dazu fehlen jedoch.

Konkurrenz durch invasive Neozoen sowie die Einwanderung bzw. Einschleppung von Parasiten und Prädatoren, auf die die autochthone Insektenfauna nicht angepasst ist, sind ebenfalls Auswirkungen, die vor allem in tropischen Ökosystemen eine große Rolle spielen, für die es aber aus Österreich derzeit wenige gut erforschte Beispiele gibt. Aus anderen europäischen Ländern liegen z. B. Nachweise negativer Auswirkungen des invasiven Asiatischen Marienkäfers *Harmonia axyridis* auf die heimische Marienkäfer-Fauna vor (vgl. Kenis et al. 2017). Anders sieht es in Österreich offenbar jedoch in aquatischen Lebensräumen aus, wo invasive außereuropäische Tierarten zu ganz gravierenden Umwälzungen in den Artengarnituren führen, wobei dies vor allem für Fische, Mollusken und Krebstiere gut belegt ist. Die Veränderung aquatischer Insektengemeinschaften durch Neozoen ist weniger gut belegt, jedoch ist ein stark negativer Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Neozoen in der aquatischen Lebensgemeinschaft mit dem Auftreten der wichtigen Wasserinsektengruppen der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen gegeben (vgl. Leitner et al. 2020). In Österreich sind vor allem im durch Schifffahrt geprägten Donausystem Neozoen an vielen Abschnitten inzwischen die dominante Tiergruppe unter Wasser, wobei Insekten dabei kaum eine Rolle spielen, jedoch in hohem Maße von den Neozoen betroffen sein dürften (z. B. Moog et al. 2008).

Neuzugänge aus außereuropäischen Vorkommensgebieten in der heimischen Fauna sind in Österreich auch bei den Insekten praktisch alljährlich nachzuweisen. Nur ein kleiner Teil davon hat aber das Potential, invasiv zu sein und überregional auf die Bestände der autochthonen Insektenfauna zu wirken. Mit der Verordnung 1143/2014 hat die Europäische Union ein Kontrollinstrument für die Überwachung biologischer Invasionen in die EU geschaffen. In der aktuell gültigen Liste (Durchführungsverordnung 2019/1262) von 66 invasiven Neobiota ist unter 30 als invasiv und überwachungspflichtig geltenden Neozoen aber nur ein Insekt aufgeführt, die in Österreich noch nicht aufgetretene Asiatische Hornisse *Vespa velutina*.

4 Veränderungen der Umweltbedingungen für Insekten in Österreich

Zur Klärung der Bedeutung der in Kapitel 3 aufgeführten Gefährdungsursachen für die Veränderung der Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren ist es wichtig zu wissen, in welchem Ausmaß diese in diesem Zeitraum wirksam waren bzw. wie sich deren Einfluss im Laufe der Zeit verändert hat. In den folgenden Kapiteln soll versucht werden, das verfügbare Wissen zu den jeweiligen Gefährdungsursachen zusammenzutragen und – falls notwendig über Indikatoren – deren Einwirkungsgröße abzuschätzen. Gestützt werden die Aussagen auf verfügbare nationale Dokumentationen und Erfassungsprogramme, die jedoch in sehr unterschiedlichem Ausmaß verfügbar sind. Es ist zu hoffen, dass durch das wachsende Bewusstsein für die Bedeutung der Wirkfaktoren – die ja nicht nur für die Insektenwelt von Relevanz sind – eine bewusstere bzw. gezieltere Dokumentation in Österreich etabliert bzw. verstärkt werden kann.

4.1 Direkt auf das Individuum wirksame Wirkfaktoren

4.1.1 Veränderungen im Einsatz von Pestiziden und anderen insektentoxischen Stoffen

Das Ausmaß und die Intensität des Einsatzes insektentoxischer Stoffe in der österreichischen Landschaft ist schwer zu quantifizieren und auch eine Ermittlung der Veränderung des Wirkungsausmaßes über den Betrachtungszeitraum ist mit großen Hürden verbunden. Als aktuelles Beispiel für die Vielfalt der zum Pflanzenschutz eingesetzten Mittel in der Landwirtschaft und Landschafts- und Gartenpflege soll das Jahr 2018 dienen – zu diesem Zeitpunkt waren in Österreich 273 chemisch-synthetische Pestizid-Wirkstoffe zugelassen, die in Form von 1.313 Produkten mit einer Wirkstoffmenge von insgesamt 5.288,5 t auf den Markt gebracht wurden (BMNT 2018). Den mengenmäßig größten Anteil daran haben Herbizide mit 43 %, direkt insektentoxische Stoffe (Insektizide) machten in diesem Referenzjahr 26 % der angekauften Menge aus (darunter aber zu einem nicht unbeträchtlichen Anteil das Gas CO₂ zur Bekämpfung von Lagerschädlingen). Etwa 350 Mittel sind in Österreich für den Privatgebrauch zugelassen, ihr Anteil an der insgesamt in Österreich ausgebrachten Wirkstoffmenge wird mit 5-10 % geschätzt (Zaller 2020).

Regelmäßige Dokumentationen zum Einsatz von Insektiziden existieren in Österreich vorwiegend für das Ausmaß der Inverkehrbringung, die jedoch nicht direkt mit der in der Natur freigesetzten Wirkstoffmenge gleichgesetzt werden kann. Betrachtet man diese Zahlen, die alljährlich von der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) zusammengefasst werden, ist der gesamte jährliche Pflanzenschutzmitteleinsatz in Gewichtseinheiten in den letzten 30 Jahren – vor allem bei Betrachtung der chemisch-synthetischen Wirkstoffe – leicht gesunken. Der markante Anstieg ab dem Jahr 2016 ist dabei auf die Hinzunahme zusätzlicher Wirkstoffe, v. a. von CO₂ zum Schutz von Lagerbeständen, zurückzuführen, die zuvor nicht dokumentiert wurden. Ein Teil des Rückgangs des Mitteleinsatzes könnte auf die deutliche Zunahme des Biolandbaus in der Ackerlandschaft zurückzuführen sein, wobei beachtet werden muss, dass auch im Biolandbau der Einsatz von bestimmten Pflanzenschutzmitteln erlaubt ist (vgl. BIO Austria 2020). In der aktuellen Zusammenstellung des Grünen Berichts (BMNRT 2021) zeigt sich für die Jahre 2016 bis 2020 jedoch eine signifikante Zunahme der Inverkehrbringung von Insektiziden (ohne inerte Gase) mit einer durchschnittlichen jährlichen Zuwachsrate von 12 %! Eine Trendwende im Einsatz von Insektiziden in der Landwirtschaft (und wohl auch im privaten Bereich) ist daher vorerst nicht absehbar. Dies ist auch angesichts der inzwischen auf 26,5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche angewachsenen Biologischen Wirtschaftsweise (BMLRT 2021) überraschend.

Die EU-Statistikverordnung 1185/2009 fordert eine realistische Abschätzung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in der Landwirtschaft, die erstmals für das Jahr 2012 von der AGES durchgeführt wurde: Auf neun ausgewählten landwirtschaftlichen Kulturen wurden in diesem Jahr rund 2.110 t Wirkstoffe ausgebracht, wobei der Großteil Fungizide und Herbizide betraf, während 5,8 % des Wirkstoffgewichts auf Insektizide entfiel. Der Anteil der Insektizide bei der Inverkehrbringung fiel mit 6,9 % etwas höher aus. Die Kulturen mit dem größten Mitteleinsatz bei Insektiziden waren Apfel und Wein, den höchsten Bedarf an Neonicotinoiden hatten hingegen mit deutlichem Abstand in fallender Reihenfolge Winterraps, Zuckerrübe und Mais. In der aktuellsten Zusammenstellung aus dem Jahr 2017 (AGES 2020) waren die am stärksten mit Insektiziden belasteten Kulturen mit jeweils recht ähnlichen Mengen (zwischen 10 und 20 t) in abfallender Reihe Äpfel (sowohl konventionell als auch biologisch), Winterraps, Mais und Kartoffel. Neonicotinoide wurden vor allem (mit jeweils 2,4-2,9 t) in Wintergerste, Mais und Zuckerrübe eingesetzt. Diese Momentaufnahmen zeigen deutlich, dass die Insektizidkonzentration eines Landschaftsausschnittes stark von den vorherrschenden landwirtschaftlichen Kulturen abhängig ist.

Die reine Wirkstoffmenge kann aber nur eingeschränkt auf eine Wirksamkeit für Insektenpopulationen umgerechnet werden, da die unterschiedlichen Produkte (im Jahr 2012 laut AGES 254 zugelassene Pflanzenschutzmittel) sehr unterschiedliche Wirkungen und Spezifitäten haben. Es ist daher bei dem derzeitigen Kenntnisstand nicht möglich, die

tatsächliche Belastung von Insektenpopulationen in Österreich durch den Einsatz von Insektiziden in der Landwirtschaft zu quantifizieren bzw. die Entwicklung von deren Wirksamkeit in den letzten 30 Jahren abzuschätzen.

In dem seit 1990 laufenden europaweiten Moos-Monitoring werden seit dem Erfassungsjahr 2010 auch die Anteile Persistenter organischer Schadstoffe (POP), zu denen vor allem Organochlor-Insektizide wie DDT oder Dieldrin, aber auch PCBs oder andere langlebige organische Verbindungen zählen, in den untersuchten Moosen erfasst. Aufgrund des erst vergleichsweise kurzen Erfassungszeitraumes können keine verlässlichen Trends über die letzten 30 Jahre aus diesem Programm abgeleitet werden. Es ist jedoch auffällig, dass bei den Erhebungen im Jahr 2015 Österreich zu den Ländern mit den höchsten Werten an Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) zählte (Frontasyeva et al. 2020).

Ganz aktuell werden im Rahmen des Interreg-Projektes „protectAlps“ die POP-Werte auch an Insekten in einem Versuchsgebiet am Sonnblick in den Hohen Tauern erfasst (vgl. https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/protectalps/index.htm), das überraschend hohe Belastungen selbst in dieser entlegenen Hochgebirgsregion ergab. Im Zuge der Untersuchung wurden auch Auswirkungen auf die Integrität der untersuchten Insekten (Ameisen, Hummeln und Totengräber) durchgeführt. Auch diese Untersuchungen geben einen Hinweis, dass die Belastung mit potentiell insektentoxischen Stoffen in Österreich auch abseits des Dauersiedlungsraumes nicht unerheblich sein dürfte. Die Datenlage dazu ist aber vor allem in naturnahen Regionen noch sehr lückenhaft (vgl. Hierlmeier et al. 2022).

Ein wenig bekannter, möglicherweise unterschätzter Wirkfaktor stellt in diesem Zusammenhang auch der radioaktive Niederschlag nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl dar. Gerade im Alpenraum ist die Belastung durch die mit höherer Halbwertszeit ausgestatteten Isotope auch aktuell noch nachweisbar und es gibt in einer Fallstudie von Trawöger & Brunner (2004) einen deutlichen Zusammenhang zwischen Strahlungsbelastung und Aussterberate des Alpenwollafters *Eriogaster arbusculae*, der auch andere alpine Schmetterlingsarten betreffen dürfte (Trawöger & Brunner 2013). Nach Daten des Monitorings des Umweltbundesamtes liegt noch im Jahr 2011 in den Hochlagen der Hohen Tauern sowie der steirisch-oberösterreichischen Kalkalpen die Bodenbelastung bei über 40 Kilobecquerel/m² und damit noch bei knapp 50 % der Werte des Unfalljahres 1986 (BORIS Datenbank, Umweltbundesamt).

4.1.2 Veränderungen der nächtlichen Beleuchtung

Österreich ist im europäischen Vergleich durch den dünn besiedelten Alpenbogen ein vergleichsweise schwach „beleuchtetes“ Land. Aktuelle Darstellungen der Lichtverschmutzung zeigen großflächig „dunkle“ Regionen in den Nord- und Zentralalpen sowie räumlich deutlich eingeschränkter in den Hochlagen der Böhmisches Masse (Abbildung 7). Großflächig stark beleuchtet sind hingegen vor allem das Wiener Becken sowie die Einzugsbereiche der größeren Städte Linz, Graz und Salzburg. Gerade die Zentren der Insektendiversität, die klimatischen Gunstlagen im Wiener Becken sowie am Alpenostrand sind somit am stärksten von Lichtverschmutzung betroffen (Abbildung 8).

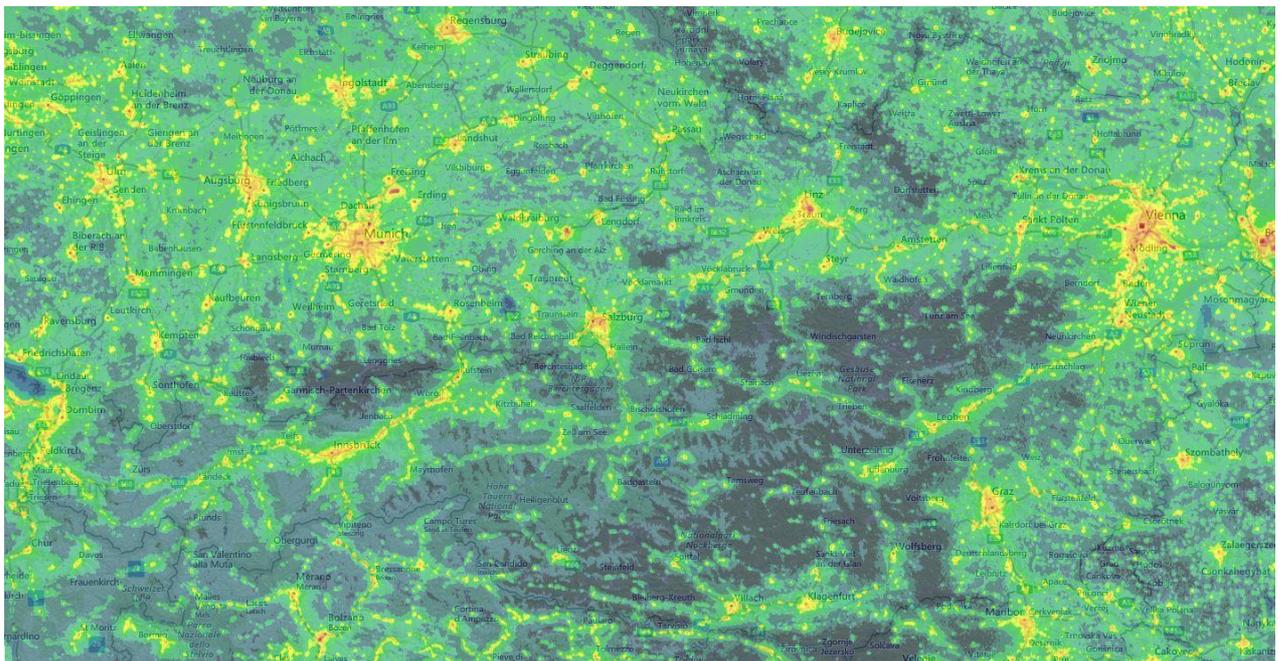


Abbildung 7: Karte der Lichtverschmutzung in Österreich und in angrenzenden Gebieten nach VIIRS-Satellitendaten (W/cm^2 , Quelle: www.lightpollutionmap.info, Abfrage Juni 2020). Die Milchstraße ist erst in den grün und blau gefärbten Bereichen sichtbar.

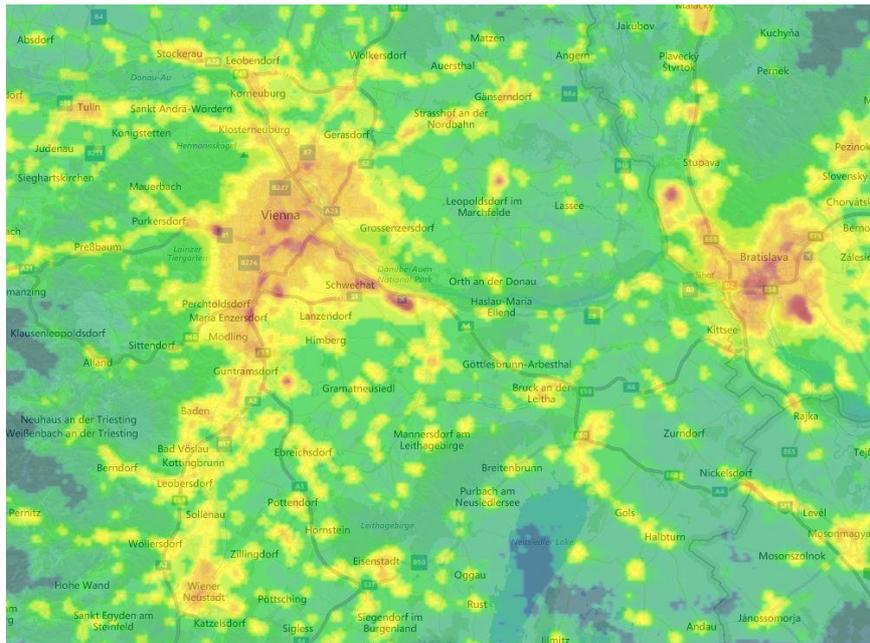


Abbildung 8: Karte der Lichtverschmutzung in der am stärksten belasteten Region Österreichs im Großraum Wien nach VIIRS-Satellitendaten (W/cm^2 , Quelle: www.lightpollutionmap.info, Abfrage Juni 2020). Die „Hot-Spots“ der Biodiversität entlang des Alpenostrandes sowie im March-Thaya-Raum sind besonders stark beleuchtet.

Eine Quantifizierung der nächtlichen Beleuchtungsintensität hinsichtlich ihrer Insektenwirksamkeit ist derzeit aber nur eingeschränkt möglich. Erschwerend kommt hinzu, dass Lichtquellen je nach emittiertem Spektrum sowie Lichterzeugung sehr unterschiedliche Lockwirkungen auf Insekten haben. Gemessene Beleuchtungsstärke kann daher sehr unterschiedliche Wirkung bedeuten. In den letzten 20 Jahren kam es jedoch – ausgehend von der Initiative „Die helle Not“ der Tiroler Umweltschutzorganisation und des Tiroler Landesmuseums – zu einer österreichweiten Sensibilisierung für dieses Thema. Inzwischen gibt es verbindliche Richtlinien zum insektenschonenden Einsatz von nächtlicher Beleuchtung (Landesumweltreferenten 2018), die vor allem von Gemeinden zunehmend berücksichtigt werden. Inwieweit diese Initiative sowie das verstärkte Bewusstsein über die Problematik den kontinuierlichen Anstieg der nächtlichen Beleuchtung kompensieren konnte bzw. ob sich die Situation in Summe sogar entschärft, kann jedoch mit der derzeitigen Kenntnislage nicht beurteilt werden.

Eine eigene Auswertung von Zeitreihen der Beleuchtungsstärke (Radiation in W/cm^2), die durch DMSP-Satelliten dokumentiert sind, ergaben für Österreich für den Zeitraum 1992 bis 2020 in Durchschnitt jedenfalls mittlere jährliche Zuwachsraten von 3,1 % bei relativ geringer Streuung von Region zu Region (Auswertungen mittels www.lighttrends.lightpollution.info). Das bedeutet, dass die Stärke der nächtlichen Lichtquellen im Betrachtungszeitraum von 30 Jahren insgesamt um etwa 70 % zugenommen hat. Stichprobenhafte Auswertungen der mittleren

monatlichen nächtlichen Strahlung (inzwischen mit der verbesserten VIIRS-Satelliten-Technologie) in Österreich ergeben auch aktuell (2013 bis 2020) anhaltende mittlere Zunahmen in vielen Regionen mit z. B. + 3 % in den Großräumen Wien und Graz, aber auch großflächig ähnlichen Zuwachsraten in den bisher wenig beleuchteten alpinen Regionen (z. B. Nordtirol oder Wald- und Mühlviertel). Im Gegensatz dazu gibt es jedoch einige dicht besiedelte Gebiete mit stabiler bis leicht rückläufiger Lichtverschmutzung, z. B. in Innsbruck, Linz und dem Vorarlberger Rheintal, möglicherweise erste Anzeichen einer Trendwende durch die oben genannten Initiativen (Auswertungen mittels www.lighttrends.lightpollution.info).

4.1.3 Veränderungen hinsichtlich Kollisionswahrscheinlichkeiten

Eine Zunahme der Wahrscheinlichkeit, dass ein Insekt durch eine Kollision mit einem Verkehrsmittel oder einer technischen Einrichtung (z. B. einer Windkraftanlage) umkommt, hat in den letzten 30 Jahren zweifelsfrei zugenommen. Die von Personenkraftwagen gefahrenen Kilometer haben im Zeitraum 1990 bis 2017 nach einer aktuellen Studie des Verkehrsclub Österreich in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt eine Zunahme von 41,0 auf 71,5 Milliarden Kilometer erfahren, was einem Zuwachs von 80 % entspricht. Ähnliche Zuwächse sind wohl auch für den LKW-Verkehr und in geringerem Ausmaß für den Schienenverkehr anzunehmen. Auch die Flächenwirksamkeit dieses Einflussfaktors hat durch den stetigen Ausbau des Verkehrsnetzes in Österreich stark zugenommen. Nach Daten der Statistik Austria beträgt die Länge des hochrangigen Straßennetzes in Österreich (Autobahnen und Schnellstraßen) aktuell 2.242 km, die des Schienennetzes 5.650 km. Die Gesamtlänge des Straßennetzes ist jedoch um ein Vielfaches höher und betrug im Jahr 2005 106.987 km (BMVIT 2007) – bis 2019 ist eine Zunahme um fast 20 % zu verzeichnen (BMVIT, Verkehrsclub Österreich).

Auch die Anzahl der Windkraftanlagen hat in Österreich nach der Errichtung der ersten großtechnischen Anlage im Jahr 1994 auf nunmehr 1.307 Stück zugenommen (Stand Ende 2020, Quelle: IG Windkraft). Über konkrete Effekte auf die Mortalität von Insekten liegen jedoch aus Österreich – im Gegensatz zu Vögeln und Fledermäusen – keinerlei Untersuchungen vor.

Eine Abschätzung der effektiven Auswirkungen von Kollisionen auf die Insektenpopulationen in Österreich ist durch das fast vollständige Fehlen von konkreten Untersuchungen erschwert. Dass es im Straßenverkehr jedoch großflächig und verbreitet zu Kollisionen mit Insekten kommt, kann jede Autofahrerin bzw. jeder Autofahrer aus eigener Erfahrung bestätigen, wenn auch das Ausmaß der Fälle offensichtlich stark rückläufig ist. Gezielte Nachsuchen an Straßenabschnitten in Ostösterreich belegen jedenfalls auch aktuell verbreitete Verluste v. a. bei Tagfaltern und Libellen (M. Hubinger & T. Zuna-Kratky unpubl., vgl. Rao & Girish 2007). Quantifizierungen der Verluste durch den Straßenverkehr wurden in Großbritannien in den Jahren 2003-2004 und in

Holland 2011 über Citizen-Science-Projekte versucht und ergaben jeweils ein getötetes Insekt pro 8 bzw. pro 5 km gefahrenem Kilometer (Royal Society for the Protection of Birds bzw. A. van Vliet). Angesichts der großen Menge an gefahrenen Fahrzeugkilometern summieren sich diese gering wirkenden Zahlen bei Übertragung auf Österreich mit aktuell etwa 7 Mio. zugelassenen Fahrzeugen mit im Schnitt 14.000 Fahrkilometern pro Jahr (laut Statistik Austria & Österreichische Verbraucheranalyse) zu einer nicht unbeträchtlichen Anzahl getöteter Insekten, die in die Milliarden geht.

4.1.4 Veränderungen hinsichtlich maschinellen Einsatzes in der Landschaft

Über die maschinelle Ausstattung der österreichischen Landwirtschaft, die den flächenmäßig mit Abstand bedeutendsten Beitrag zur maschinellen Pflege und Bewirtschaftung von Insektenlebensräumen liefert, liegen keine kontinuierlichen Dokumentationen aus dem Untersuchungszeitraum vor. Eine Annäherung ist über die Agrarquote, also die Entwicklung der in der Land- und Forstwirtschaft tätigen Arbeitskräfte möglich, da rückläufige menschliche Arbeitskraft bei gleichbleibender flächenhafter Nutzung und Produktion durch eine entsprechend erhöhte maschinelle Produktivität kompensiert werden muss. Nach den Daten in den Grünen Berichten ist die Zahl der Arbeitskräfte in der Land- und Forstwirtschaft in den vergangenen 30 Jahren um etwa 38 % gesunken (wobei hier die Zurechnungskriterien nicht durchgehend einheitlich waren). Waren im Jahr 1990 noch 3,3 Personen pro 100 ha land- & forstwirtschaftliche Produktionsfläche beschäftigt, sank dieser Wert bis 2016 auf 2,3 Arbeitskräfte. Dies ist nur durch eine entsprechend effizientere maschinelle Ausrüstung der Betriebe möglich, was im Groben größere Arbeitsbreiten, schnellere Arbeitsgeschwindigkeiten und effizientere Erntemethoden voraussetzt. Diese Entwicklung betrifft alle Regionen – unabhängig vom Acker- oder Grünlandanteil – gleichermaßen, wenn auch den Almbereich am wenigsten.

Die Zunahme von insektenschädlichen Maschinen v. a. bei der Heuernte, wie etwa die Umstellung von Balken- auf Kreiselmähwerke und der vermehrte Einsatz von Mähaufbereitern kann im Untersuchungszeitraum für den überwiegenden Teil der österreichischen Landwirtschaft angenommen werden, wenn auch konkrete Zahlen dazu nicht ermittelt werden konnten. Nach Angaben des Herstellers Palfinger wird aktuell jedenfalls ein Großteil der Mähgeräte mit Aufbereiter verkauft. Auch der verstärkte Einsatz von Schlegelmulchern bei der Pflege von z. B. Straßenrändern oder Gemeindeflächen kann vielfach beobachtet werden und ist aus Gründen der Effizienzsteigerung wirtschaftlich erwünscht. Auch in der Forstwirtschaft ist in Österreich ein zunehmender Einsatz effizienter Pflege- und Erntemaschinen zu beobachten, der nicht ohne negativen Einfluss auf Insektenpopulationen sein kann. Eine Quantifizierung dieser Entwicklung ist aber momentan nicht möglich.

4.2 Indirekt auf das Individuum wirksame Wirkfaktoren

4.2.1 Ausmaß der Veränderungen durch Verbauung und Versiegelung

Versiegelung von insektauglichen Lebensräumen ist ein während des ganzen Untersuchungszeitraumes von vielen Seiten thematisierter Aspekt der Landschaftsveränderung. Dementsprechend gut sind die Daten über das Ausmaß und die Veränderung dieses Lebensraumverlustes.

Der Anteil der verbauten Fläche (Bauflächen und Verkehrsflächen zusammen) in Österreich betrug in den späten 1990er Jahren 4,6 % der gesamten Landesfläche bzw. 12,0 % des Dauersiedlungsraumes, wobei diese Werte für den Dauersiedlungsraum unter den einzelnen Bundesländern (ohne Wien mit 58,6 %) zwischen 9,6 und 19,4 % variierten (Umweltbundesamt 2001). Der Anteil der Verkehrsflächen umfasste 47,3 % der verbauten Fläche. Für den Zeitraum 1971 bis 1991 wurde ein durchschnittlicher täglicher Flächenverlust durch Verbauung in Österreich von 6,7 ha durch Bauzwecke und von 5,8 ha durch Verkehrszwecke ermittelt, wobei die höchsten Zuwachsraten in den großen Alpentälern sowie im Umfeld der bestehenden Ballungsräume zu beobachten waren (Umweltbundesamt 2001). Inzwischen entfällt der Großteil des Bodenverbrauchs auf Betriebsflächen, gefolgt von Bauflächen, während der Zuwachs bei der Verkehrsinfrastruktur seit 2015 sinkt.

In der aktuellsten Übersicht des Umweltbundesamtes ist die mittlere Flächeninanspruchnahme im Zeitraum 2010 bis 2019 mit 16,4 ha pro Tag noch weiter angestiegen, wobei die Tendenz in diesem Jahrzehnt aber in Summe sowie in den meisten Bundesländern mit Ausnahme von Burgenland, der Steiermark und Wien fallend war. Erst in den drei Jahren 2018 bis 2020 sank der mittlere tägliche Bodenverbrauch auf 11,5 ha (Umweltbundesamt 2021). Trotzdem bedeutete das z. B. für die Jahre 2017 bis 2019 österreichweit die Inanspruchnahme von 131,9 km² Lebensraum – mehr als ein Viertel der Fläche des Bundeslandes Wien. In Summe kann in Österreich für den Zeitraum 1990 bis 2019 von einem Verlust an Lebensräumen durch Verbauung und Versiegelung von etwa 1.580 km² ausgegangen werden, was etwa 2 % der Gesamtfläche bzw. knapp 5 % der Dauersiedlungsfläche Österreichs sowie einer Zunahme der verbauten Fläche um 38 % in 30 Jahren entspricht.

Zu beachten ist aber, dass der Versiegelungsgrad der verbauten Fläche laut Umweltbundesamt österreichweit mit etwa 41 % angenommen wird – es also auch in diesen beanspruchten Flächen ein Potential für Insektenlebensräume besteht, wenn diese unversiegelten Flächen entsprechend gestaltet werden.

Ein Fallbeispiel aus Wien zeigt, wie gravierend der Verlust von Insektenlebensräumen durch Verbauung in kurzer Zeit sein kann: Im Zeitraum 2002 bis 2012 sind 27 % aller untersuchten Probeflächen in den stark wachsenden Bezirken Favoriten und Simmering durch Verbauung zerstört oder stark beeinträchtigt worden, mit entsprechend negativen Auswirkungen auf die Bestände der Heuschrecken (Zuna-Kratky et al. 2012).

Es ist nicht unerheblich für die Auswirkung des Lebensraumverlustes auf Insektenpopulationen, welche Lebensräume von der dauerhaften Umwandlung in Bau- und Verkehrsfläche betroffen sind. In der Studie von Umweltbundesamt (2018) wurde der Anteil naturschutzfachlich bedeutsamer Lebensräume an dem bereits gewidmeten Bauland ermittelt. Bei vier Lebensräumen wurden Anteile zwischen 5,5 und 6,2 % bereits als Bauland gewidmeter Flächen ermittelt, wobei es sich mit „Halbtrocken- und Trockenrasen“, „Weidewald, Streuobstwiesen und Parks“, „Fließgewässern“ sowie „Röhrichte und Feuchtgrünland“ jeweils um sehr artenreiche und produktive Lebensräume aus Sicht des Vorkommens von Insekten handelt. Praktisch von keiner Bauland-Ausweisung betroffen sind lediglich alpine, vergleichsweise arten- und individuenarme Lebensräume wie „Gletscher“ oder „alpine und subalpine Rasen“. Es ist anzunehmen, dass bereits in früheren Phasen der Baulandausweitung gerade die bedeutsamen Lebensräume in überdurchschnittlichem Ausmaß in Anspruch genommen wurden. Die von Umweltbundesamt (2018) zugrunde gelegten Szenarien der weiteren Baulandentwicklung führen zu dem Schluss, dass die Bebauung ausgewiesener Baulandflächen einer der wichtigsten Gefährdungsfaktoren für naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume in Österreich darstellt und auch in Zukunft darstellen wird.

Aber auch die Verbauung und Versiegelung von „guten“ Ackerflächen mit geringer Bedeutung für Insekten führt letztendlich aus Gründen der Versorgungssicherheit zu einem verstärkten Nutzungsdruck auf die verbliebene landwirtschaftliche Nutzfläche – mit entsprechend größeren Schwierigkeiten, hier insektenfreundliche Extensivierungsmaßnahmen umzusetzen.

4.2.2 Ausmaß des Verlustes von Nahrungspflanzen im Lebensraum

Die Veränderung der Zusammensetzung des Artenspektrums von Pflanzen in den Lebensräumen Österreichs ist seit langem gut untersucht und langfristige Vergleiche zur Quantifizierung der Veränderungen sind weitaus zahlreicher zu finden als im Falle der Insekten. Trotzdem sind nationale Zusammenstellungen sehr rar. In erster Linie können die Roten Listen der gefährdeten Pflanzen Österreichs Auskunft über die Entwicklung der für Insekten bedeutsamen Nahrungspflanzen geben. Die bisher durchgeführten Bilanzen sind jedoch bereits älteren Datums (Niklfeld 1986, Niklfeld & Schratt-Ehrendorfer 1999) und basieren überwiegend nicht auf einer standardisierten Bewertungsmethodik, sondern auf umfangreichen Experteneinschätzungen. Aktuell wurde die Bestandsentwicklung und der Gefährdungsstatus

der heimischen Gefäßpflanzen nach einem modernen Bewertungsschema evaluiert und soll in Kürze veröffentlicht werden (Schratt-Ehrendorfer et al. in Vorb.). Aufgrund der methodischen Unterschiede in der Einstufungsmethodik ist jedoch ein direkter Vergleich der Veränderungen der Gefährdungseinstufungen zwischen den drei nationalen Roten Listen nicht möglich.

Für eine Beurteilung der Veränderungen im Nahrungspflanzenspektrum unterschiedlicher Lebensräume müssen daher wie bei den Insekten (vgl. Kapitel 6.1) Vorher-Nachher-Untersuchungen mit vergleichbarer Methodik analysiert werden. Diese liegen aus Österreich vorwiegend beschränkt auf spezielle Lebensräume (z. B. die Gipfelregionen der Alpen) und meist mit starkem regionalem Bezug vor. Untersuchungen aus den Hochlagen belegen eine Zunahme von wärmeliebenden Pflanzenarten mit größerem Verbreitungsareal bei gleichzeitigem Rückzug von kälteangepassten und vielfach kleinräumiger verbreiteten Arten (Lamprecht et al. 2018, Steinbauer et al. 2019) – ein Befund, der sich gut mit unseren Erhebungen an Heuschrecken deckt (vgl. Kapitel 7.3, Illich & Zuna-Kratky 2022). Aus den tieferen und mittleren Höhenlagen ist in Österreich vor allem die Zunahme von nitrophilen Arten, die mit dem steigenden Nährstoffangebot in der Landschaft (vgl. Kapitel 4.2.6) an Konkurrenzstärke gewinnen, in mehreren Studien belegt worden (z. B. Hülber et al. 2017 für den Wienerwald). Gleichzeitig ist auch die Ausweitung der Areale invasiver Neophyten auf Kosten autochthoner Pflanzenbestände ein weit verbreitetes Phänomen. Beide Entwicklungen können sowohl positiv, als auch negativ auf Insektenbestände wirken – so ist z. B. die Ausbreitung des Drüsentragenden Springkrautes *Impatiens glandulifera* ein Grund für die Verarmung gewässernaher konkurrenzschwächerer Hochstaudenfluren mit wohl entsprechend negativen Auswirkungen auf darauf spezialisierte Insektenarten. Gleichzeitig bieten die großen, lang blühenden Blüten dieser Pflanzen für nektarsaugende Insekten eine attraktive Weide, jedoch nur zeitlich beschränkt gegen Ende der Flugzeit (siehe auch Kapitel 7.5 für die Bedeutung als Hummel-Futterpflanze).

Von großer Bedeutung ist jedoch die Veränderung des Nahrungspflanzenangebotes im bewirtschafteten Ackerland, das zu der bedeutendsten Landnutzung in Österreich gehört. Der Rückgang der Ackerbegleitflora ist ein Phänomen, das aus ganz Mitteleuropa gut beschrieben ist (vgl. Meyer 2020) und für das aus Österreich zumindest im regionalen Rahmen ebenfalls gute Beispiele vorliegen. Der Referenzzeitraum reicht jedoch meist weiter zurück als die in dieser Insektenstudie behandelten 30 Jahre (z. B. Riess 1991) und vielfach handelt es sich um Arbeiten, die die Ackerbeikrautgesellschaften zwar charakterisieren, aber die Veränderungen nicht behandeln (z. B. Kurz 2002). Eine Verarmung an Nahrungspflanzen in den Ackerflächen Österreichs kann mit Sicherheit angenommen werden, belastbare Studien dazu fehlen aber. Die chemische Bekämpfung von Ackerbeikräutern durch Herbizide lässt sich zumindest ansatzweise durch das seit einigen Jahren laufende Monitoring der AGES nachverfolgen. In den Jahren 2016 bis 2020 kam es zu einem tendenziellen, geringfügigen Rückgang des Herbizideinsatzes (BMLRT

2021), wobei durch die gleichzeitige Zunahme des ohne Herbizide auskommenden Bio-Landbaus eigentlich ein stärkerer Rückgang zu erwarten wäre. Ähnlich wie bei den Insektiziden ist der Einsatz von Herbiziden sehr kulturabhängig – die mit großem Abstand intensivste Kultur ist in diesem Fall der Maisanbau, gefolgt von der Zuckerrübe, wie eine Übersicht aus dem Jahr 2017 zeigt (AGES 2020). Nicht quantifizierbar, aber von wohl ebenso großer Bedeutung, ist die mechanische Beikrautbekämpfung, die vor allem für die biologische Wirtschaftsweise die Standardmethode darstellt und wahrscheinlich im Untersuchungszeitraum nicht zuletzt durch Fortschritte in der Maschinenteknik deutlich zugenommen hat.

Dass es in den letzten 30 Jahren zu gravierenden Veränderungen im Artenspektrum der Pflanzengemeinschaften in Österreich gekommen ist, kann somit als gut belegt angesehen werden. Die weitgehend fehlenden Untersuchungen zum komplexen Abhängigkeitsgefüge zwischen Pflanzen und darauf angewiesenen Insekten erlaubt jedoch keine Quantifizierung dieser Veränderungen für Österreich. Am ehesten finden sich entsprechende Hinweise bei der Entwicklung der Nahrungsverfügbarkeit für Blütenbesucher, wie die beiden Hummel-Erhebungen dieser Insektenstudie zeigen (Kapitel 7.4 und 7.5), wo sowohl in den Tieflagen, als auch im alpinen Raum das Angebot an blühenden Pflanzenarten gestiegen ist – durch Einwanderung von sowohl wärmeliebenden heimischen als auch invasiven außereuropäischen Pflanzen. Die weitaus gravierenden Veränderungen durch die Monotonisierung vieler Pflanzenbestände sowie den Rückgang lokaler Artenvielfalt auf Insekten sind hingegen für Österreich noch kaum untersucht.

4.2.3 Veränderung des Intensivierungsgrades in der Landwirtschaft

Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion in Österreich ist ein Prozess, der kontinuierlich fortschreitet und in den letzten 30 Jahren auch stark vom Beitritt zur Europäischen Union und unter den dadurch gültigen Bedingungen der Gemeinsamen Europäischen Agrarpolitik geprägt wurde (vgl. Klamminger 2010). Die Zunahme des Einsatzes von Maschinen zu Lasten menschlicher und tierischer Arbeitskraft sowie die Steigerung der Effizienz der maschinellen Prozesse, z. B. bei der Saatgutreinigung oder der Ernte, sind unübersehbar, aber kaum quantifizierbar. Eine Annäherung ist über die Entwicklung der Arbeitskräfte in der Land- und Forstwirtschaft seit 1990 möglich, denn bei weitgehend gleichbleibender (tatsächlich geringfügig sinkender) Bewirtschaftungsfläche ist ein Rückgang der Arbeitskräfte nur mit einer Erhöhung des maschinellen Einsatzes möglich (vgl. Kapitel 4.1.4).

Von besonderer Bedeutung für die Insektenfauna ist die Intensivierung in der Grünlandwirtschaft, da im Grünland im Schnitt pro Fläche deutlich höhere Artenzahlen und Dichten an Insekten vorkommen als im bewirtschafteten Ackerland (vgl. die Daten zu Tagfaltern und Heuschrecken in Holzer et al. 2019). Der Anteil an Grünland mit zwei- und mehr Nutzungen

im Jahr sowie Kulturweiden an der gesamten Grünlandfläche hat in Österreich von 1990 bis 1999 von 43,5 auf 47,5 % zugenommen (BMLRT 2021). Danach änderte sich die Definition von „Intensivem Grünland“ im Grünen Bericht, indem die zweimähdigen Wiesen zum „Extensiven Grünland“ gerechnet wurden, was bei der Beurteilung der Statistiken berücksichtigt werden muss. Der Anteil „mehrmähdiger Wiesen“ mit zumindest zwei Schnitten stieg jedenfalls bis 2010 dann deutlich auf 59,1 % und bis 2016 weiter auf 64,0 % an, was für einen markanten Intensivierungsschub in der Grünlandwirtschaft, vor allem ab dem Jahr 2000, spricht (BMLRT 2021). Der Anteil von Grünland mit drei oder mehr Nutzungen ist jedenfalls von 2010 auf 2016 ebenfalls von 34,7 % auf 39,2 % angestiegen, wobei zu beachten ist, dass die heute regional möglichen vier- bis sechsschnittigen Wiesen zu Beginn der Untersuchungsperiode absolute Ausnahmen waren. Insekten im Grünland sind somit in den vergangenen 30 Jahren mit einer jährlichen Zunahme der Fläche mehrschnittiger Wiesen und Kulturweiden von durchschnittlich 1,3 % der Gesamtgrünlandfläche konfrontiert – in absoluten Zahlen entspricht das einer Umwandlung von extensivem Grünland in intensives Grünland (jeweils im Sinne der Definition vor 2000) um knapp 690.000 ha bzw. 55 % der aktuellen Grünlandfläche (BMLRT 2021). Ein vielversprechender Ansatz für eine flächendeckendere naturangepasste Grünlandbewirtschaftung – der „Abgestufte Wiesenbau“ – ist in Österreich leider bisher über die konzeptionelle Phase mit Pilotprojekten nicht hinausgekommen (vgl. Abfalter et al. 2021).

4.2.4 Ausmaß der Aufgabe traditioneller Nutzungsformen im Grünland

Die Veränderung der Bewirtschaftung von Grünland ist eine der am häufigsten genannten Ursachen für Biodiversitätsverlust in Österreich. Extensive Nutzungsformen, oft in Kombination mit geringem Nährstoffangebot und extremen Standortbedingungen, gehören einerseits zu den artenreichsten Insektenlebensräumen und beherbergen andererseits eine besonders große Zahl an spezialisierten Arten, die an diese selten vorkommenden Habitatbedingungen angepasst sind. Die entsprechend an diesen Grünlandtyp angepasste traditionelle Bewirtschaftung durch den Menschen ist heutzutage für die allermeisten Landwirte betriebswirtschaftlich nicht mehr leistbar. Sie wurde trotz umfangreicher Förderprogramme in großem Maße aufgegeben (mit starkem Trend zur Bewaldung dieser Grünlandflächen, vgl. Kapitel 4.3) bzw. wurden die Flächen durch Bewirtschaftungsänderung in produktivere und maschinell besser bewirtschaftbare Grünlandtypen umgewandelt. Die Umwandlung in Ackerland spielt hingegen im Gegensatz zu den Jahrzehnten davor aktuell keine relevante Rolle mehr (mit Ausnahme von Zusammenlegungsverfahren, wo das strenge Umbruchverbot von Grünland nur eingeschränkt Gültigkeit hat).

Die Grünen Berichte des Ministeriums, die alljährlich die wichtigen land- und forstwirtschaftlichen Kennzahlen zusammenfassen, dokumentieren über den Untersuchungszeitraum von 1990 bis 2019 einen kontinuierlichen Rückgang dieser traditionell

bewirtschafteten Nutzungen. Für die in der Evaluierungsstudie von Holzer et al. (2019) als herausragend wertvolle Insektenlebensräume identifizierten Schlagnutzungsarten mussten in diesem Zeitraum folgende Flächenverluste festgestellt werden:

- Hutweiden – Rückgang um 40 % von 112.945 (1990) auf 67.839 ha (2018)
- einmähdige Wiesen – Rückgang um 75 % von 92.848 (1990) auf 22.832 ha (2018)
- Streuwiesen – Rückgang um 61 % von 10.381 (1990) auf 4.018 ha (2018)
- Bergmähder – Rückgang um 30 % von 6.610 (1999, früher nicht verfügbar) auf 4.642 ha (2018)

Mehr als die Hälfte dieses für Insekten überdurchschnittlich wertvollen Extensivgrünlandes ist somit im Untersuchungszeitraum durch Nutzungsaufgabe oder Umwandlung in weniger bedeutsame Nutzungsformen in Österreich verloren gegangen.

Auch die als traditionell anzusehende Nutzung von Wiesen durch eine zweimalige Mahd ist im Untersuchungszeitraum deutlich zugunsten einer drei- oder mehrschnittigen Wiesennutzung zurückgegangen (vgl. auch Kapitel 4.2.3). Suske et al. (2019) konnten bei einer Evaluierung des Zeitraumes 2012 bis 2017 einen Rückgang zweimähdiger Wiesen um über 40.000 ha feststellen, wobei aber ein Teil dieses Rückgangs durch die Neuordnung der Maßnahme „DIV – Biodiversitätsfläche im Grünland“ ausgelöst wurde. Auch die oben genannten Rückgänge der anderen traditionellen Nutzungsformen im Extensivgrünland sind für den von Suske et al. (2019) dokumentierten Zeitraum belegt.

Von großer Bedeutung für die Aufrechterhaltung der Bewirtschaftung dieser für Insekten besonders wertvollen Lebensräume sind Fördermaßnahmen der öffentlichen Hand, die in diesem Sektor ganz überwiegend aus dem landwirtschaftlichen Förderprogramm ÖPUL bereitgestellt werden. Die Fläche von Schlägen, die mit der Maßnahme „Naturschutz“ (je nach Förderperiode auch „K“ oder „WF“) belegt sind und damit eine naturschutzfachlich günstige Bewirtschaftung erhalten sollten, hat im Untersuchungszeitraum seit dem EU-Beitritt deutlich zugenommen und umfasste im Jahr 2020 insgesamt 78.428 ha bzw. 2,9 % der landwirtschaftlich genutzten Gesamtfläche (BMLRT 2021). Es ist offensichtlich, dass auch mit dieser Maßnahme nur ein Bruchteil der traditionell bewirtschafteten Grünlandflächen erreicht wird.

4.2.5 Veränderungen in der Ausstattung mit Sonderstrukturen

Es gibt eine ganze Reihe von Entwicklungen in der Bewirtschaftung und Pflege der österreichischen Landschaft, die in den letzten 30 Jahren zu einer kontinuierlichen Verringerung des Anteils von Sonderstrukturen in den Lebensräumen von Insekten führte. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist es vor allem die betriebswirtschaftliche Verbesserung

von Ausformung und Größe der genutzten Schlagflächen bei gleichzeitiger Entfernung von Bewirtschaftungshindernissen, die zum Verlust von Sonderstrukturen führt. Dieser Prozess wird vorwiegend im Zuge von Zusammenlegungsverfahren (vielfach als „Kommassierung“ oder „Flurbereinigung“ bezeichnet) auf geordnetem Wege durchgeführt (vgl. Liebel et al. 1986), geschieht aber auch auf einzelbetrieblicher Initiative, vor allem bedingt durch das kontinuierliche Wachstum der Betriebsgrößen aufgrund des Rückgangs der landwirtschaftlichen Betriebe. Das Entfernen von „Landschaftselementen“, die den überwiegenden Teil der Sonderstrukturen in der Kulturlandschaft umfassen, ist im derzeit gültigen ÖPUL-Programm bewilligungspflichtig, sie wurden daher in der laufenden Förderperiode erstmals flächenhaft digitalisiert. Veränderungen in der Anzahl und Ausdehnung dieser Landschaftselemente, die eine Quantifizierung des Einflusses dieses Wirkfaktors auf Insekten ermöglichen könnte, sind aber auf diesem Wege nicht möglich, da es für frühere Förderperioden keine Dokumentation des Bestandes an Landschaftselementen gibt. Ihr Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche ist jedoch verschwindend gering, wie die aktuellen Angaben in Dersch et al. (2017) zeigen, die einen mittleren Anteil von Landschaftselementen in den am ÖPUL teilnehmenden Betrieben mit 0,4 % angeben.

Auch das Ausmaß und die Entwicklung an Zusammenlegungsverfahren kann landesweit derzeit nicht abgeschätzt werden, da diese in Landeskompetenz von den Agrarbezirksbehörden abgewickelt werden und nicht national dokumentiert werden. Dies wäre jedoch von großer Bedeutung, da die ortsüblichen Zusammenlegungsverfahren vor allem bei den insektenrelevanten, vielfach kleinflächigen Sonderstrukturen deutliche Rückgänge verursachen (z. B. Liebel et al. 1986 am Beispiel von Schrick), während die vielfach im Zuge der Verfahren als Kompensation angelegten Windschutzgürtel und Baumhecken (als „Gemeinschaftliche Anlagen“) eine deutlich abgeschwächte Funktion als Sonderstruktur wahrnehmen. Ausnahmen kommen vor, basieren jedoch auf einer starken Einbindung einer naturschutzfachlichen Begleitplanung (z. B. Zuna-Kratky 2018a).

Tatsache ist aber, dass die in den letzten 30 Jahren fortschreitende Produktivitätssteigerung der Landwirtschaft zu einer stetigen Verringerung der Ausstattung der Kulturlandschaft mit Sonderstrukturen geführt hat, wie der Augenschein oder Vergleiche mit alten Landkarten und Luftbildern in allen Landschaftsräumen Österreichs zeigt. Die Quantifizierung des Ausmaßes dieser Entwicklung ist aber mit der derzeit verfügbaren Information nicht möglich.

Die seit Ende der 1980er Jahre mögliche geförderte Anlage von Grünbrachen auf Ackerflächen hat jedoch das Potential, den Verlust von Sonderstrukturen in der Ackerlandschaft zumindest teilweise und für einen bestimmten Anteil der Insektenfauna auszugleichen. Wie die Erhebungen von Holzer et al. (2019) zeigen konnten, sind die Artenzahlen von Tagfaltern und Heuschrecken als Indikatoren für Insektenbiodiversität in Grünbrachen vergleichbar mit denen

von Landschaftselementen im selben Landschaftsraum. Die Flächenausdehnung von Grünbrachen hat auch tatsächlich im Zeitraum 1990 bis 2000 deutlich von 20.541 ha auf 110.806 ha zugenommen, um jedoch nach 2006 drastisch wieder auf ein Minimum von 41.765 ha im Jahr 2011 zu fallen. Erst mit der aktuellen ÖPUL-Periode ist wieder eine Zunahme zu verzeichnen, die jedoch die Werte der 2000er Jahre nicht mehr erreicht (53.027 ha im Jahr 2018, BMNT 2019).

Ein vergleichbares Programm gibt es für das Grünland jedoch nicht, da die analog eingerichteten Biodiversitätsflächen im Grünland nach der Evaluierung von Holzer et al. (2019) keine signifikante Verbesserung des Artenreichtums im Vergleich zu umgebenden, „normal“ bewirtschafteten Wiesen brachten. Auch die Schlagnutzungsart „Grünlandbrache“ kann nur eingeschränkt als Indikator für Sonderstrukturen gelten, sondern stellt in den meisten Fällen vielmehr einen Beleg für die fortschreitende Aufgabe von Grenzertragsstandorten dar.

Sonderstrukturen in Waldlebensräumen sind weniger stark betroffen als in der Kulturlandschaft, da die Notwendigkeit der Schaffung größerer Bewirtschaftungseinheiten sowie das Entfernen von Bewirtschaftungshindernissen hier betriebswirtschaftlich eine viel geringere Rolle spielt. Mehrere Entwicklungen waren dem Erhalt und der Ausbildung von Sonderstrukturen im Wald sogar förderlich. So führte der im Untersuchungszeitraum forcierte Aufbau des Naturwaldreservate-Programmes zu einem Netzwerk von 192 Naturwaldreservaten in Österreich mit einer Gesamtfläche von 8.355 ha (Bundesforschungszentrum für Wald, Stand Mai 2019). Weitere langfristige Außernutzungsstellungen fanden in den großen Schutzgebieten (v. a. Nationalparks, Wildnisgebieten und Biosphärenparks) sowie im Zuge von LIFE-Projekten statt. Zusätzlich bietet das Waldumweltprogramm in der land- & forstwirtschaftlichen Förderung die zumindest temporäre Abgeltung der Erhaltung von Höhlenbäumen, Veteranenbäumen und Totholz, allesamt wichtigen Sonderstrukturen in Wäldern. Auch hier fehlt eine nationale Übersicht, um das Ausmaß der Veränderung von Sonderstruktur-Habitaten in Österreichs Wäldern abschätzen zu können. Die Situation stellt sich jedoch mit Sicherheit günstiger dar als in der offenen Kulturlandschaft.

Auch im nicht land- und forstwirtschaftlich genutzten Siedlungsgebiet sind Sonderstrukturen im Untersuchungszeitraum kontinuierlich unter Druck geraten. Beispiele hierfür sind die vielerorts durchgeführten Schlägerungen alter und anbrüchiger Bäume, die als Insektenlebensraum sehr hochwertig sein können, gleichzeitig aber von der Gesellschaft als Haftungsrisiko angesehen werden. Beispiele für den dadurch bedingten kontinuierlichen Verlust von vom Eremit *Osmoderma eremita* – einer streng geschützten Käferart – besiedelten Altbäumen im östlichen Niederösterreich gibt Straka (2009 sowie mündl.); ähnliches lässt sich für viele weitere auf Altbäume angewiesene Insektenarten annehmen.

Ein weiterer bedeutender Verlustfaktor von Sonderstrukturen im Siedlungsbereich besteht durch die Verbesserung von Verkehrswegen durch die fortschreitende Befestigung bzw. Asphaltierung. Unbefestigte Wege, offene Böschungsanrisse und besonnte, spärlich bewachsene Randstrukturen stellen für eine große Zahl an Insekten bedeutende Lebensräume dar (z. B. zeigt Wiesbauer 2020 dies sehr anschaulich für Wildbienen), die durch diese in vielen Gemeinden in den letzten Jahrzehnten vordringlich umgesetzten Maßnahmen verschwunden sind.

Der Verlust von Sonderstrukturen in Gewässerlebensräumen fußt vor allem auf die wasserbaulichen Eingriffe, die besonders im Laufe des 19. Jahrhunderts mit dem Hochwasserschutz und Siedlungswasserbau begannen und auch aktuell besonders durch den Ausbau der Wasserkraftnutzung anhalten. Im aktuellen Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan werden nur 42,8 % der Fließgewässerlänge so eingestuft, dass kein Risiko besteht, einen günstigen hydromorphologischen Zustand zu erreichen (BMLFUW 2017). Der überwiegende Teil der Fließgewässer ist nach anhaltenden wasserbaulichen Maßnahmen strukturell beeinträchtigt. Es gab aber während des Untersuchungszeitraumes eine zunehmende Tendenz, Gewässer – vor allem Fließgewässer – durch Rückbau von Regulierungsmaßnahmen wieder in einen guten, strukturreichen Zustand zurückzuführen. Vor allem Projekte der Landeswasserbauabteilungen, große LIFE-Projekte (z. B. der viadonau an Donau und March) sowie seit 2009 durch das Umweltförderungsgesetz unterstützte Projekte haben maßgeblich zu einer Verbesserung der strukturellen Ausstattung vieler Gewässer beigetragen. Beleg für die Wirksamkeit dieser Maßnahmen zeigen sich z. B. bei den Untersuchungen der Libellenfauna, wie sie Chovanec (2017a, 2017b) an rückgebauten kleinen Fließgewässern in Ober- und Niederösterreich oder Raab (2003) an neuen Uferstrukturen in einem Stauraum der Donau belegen konnte.

Der Verlust von Sonderstrukturen in Österreich ist aber ein kontinuierlich fortschreitender Prozess, der in Summe nur in geringem Ausmaß bzw. regional sehr unterschiedlich durch entsprechende Gegenmaßnahmen kompensiert wird. Leider ist eine präzisere Quantifizierung der Entwicklung des Vorkommens und der Qualität dieser oft auch schwer zu definierenden und erhebenden, aber vielfach essentiellen Lebensraumelemente von Insekten in Österreich derzeit kaum möglich.

4.2.6 Veränderungen der Stickstoffdeposition

Die Veränderung der Stickstoffdeposition in österreichischen Lebensräumen ist ein entscheidender, neben der direkten Ausbringung durch Landwirtschaft zusätzlich durch die Übertragung auf dem Luftwege flächenhaft wirksamer Einflussfaktor auf die Lebensbedingungen von Insekten.

Die Emission von Stickstoff in Österreich wird seit Jahrzehnten kontinuierlich vom Umweltbundesamt dokumentiert und die Einhaltung von Grenzwerten überwacht. In der aktuellsten Luftschadstoff-Inventur durch Umweltbundesamt (2019b) konnte belegt werden, dass die jährlichen Stickoxid (NO_x)-Emissionen (vorwiegend aus Verkehr und Industrie) in Österreich im Zeitraum 1990 bis 2017 um 36 % abgenommen haben. Im Gegensatz dazu haben die jährlichen Ammoniak (NH_3)-Emissionen (zu über 90 % aus der Landwirtschaft) im selben Zeitraum um 6 % zugenommen, wobei nach einer weitgehend stabilen Emissionsphase von 1990 bis 2010 anschließend eine kontinuierliche Zunahme festzustellen ist, der festgestellte Zuwachs sich somit auf die letzten sechs Jahre des Berichtszeitraums konzentriert. Der Düngemittelabsatz blieb in Österreich im Zeitraum 2011 bis 2020 jedoch weitgehend konstant mit durchschnittlich 113 kt Reinstickstoff pro Wirtschaftsjahr; auch die verkauften Phosphor- und Kali-Mengen zeigten keinen Trend in diesem Zeitraum. Der Düngemittleinsatz ist somit in den letzten zehn Jahren auf hohem Niveau konstant geblieben, trotz Ausweitung der Nutzfläche mit biologischer Wirtschaftsweise.

Ein langfristiges Monitoring der Deposition von Stickstoff in Österreich erfolgt seit dem Jahr 2005 im Rahmen eines europaweiten Moos-Monitorings, das bereits 1990 – jedoch mit dem primären Ziel der Erfassung der Schwermetalldepositionen in der Landschaft – begründet wurde und alle fünf Jahre Datenerhebungen durchführt (Frontasyeva et al. 2020). Da teppichbildende ectohydrische Moose den überwiegenden Teil ihrer Nährstoffe aus dem atmosphärischen Niederschlag gewinnen und nicht aus dem Boden, sind sie sehr treffsichere Indikatoren für den Stoffeintrag aus der Luft. Zu beachten ist jedoch, dass der lineare Zusammenhang zwischen Stickstoffkonzentration in Moosen und gemessenen Stickstoffdepositionsraten eine Sättigung bei etwa 15-20 kg N pro Hektar und Jahr erreicht, höhere Depositionen somit nicht ausreichend dargestellt werden (Harmens et al. 2014).

Der europäische Trend für den Zeitraum 2005 bis 2015 ergab eine überraschend stabile mittlere Stickstoffdeposition mit einem Trend von -1,5 % in diesen zehn Jahren. Die österreichischen Proben wiesen im europaweiten Vergleich unterdurchschnittliche Werte mit deutlich rückläufiger Tendenz auf (Frontasyeva et al. 2020). Die Detailanalyse zeigt jedoch regional deutlich abweichende Bilder (Zechmeister et al. 2016): Die mit Abstand höchsten Stickstoffkonzentrationen fanden sich in Proben im nördlichen Alpenvorland, wo die Quellen primär landwirtschaftlich bedingt sind (v. a. Ammonium NH_4^+ -Einträge durch die Viehhaltung). Ein zweiter Bereich mit erhöhten Konzentrationen findet sich in den städtischen Ballungsräumen (Rheintal, Inntal, Großraum Wien - Bratislava), wo der Stickstoffeintrag v. a. durch den Verkehr bedingt ist (vorwiegend als Stickoxid NO_x). Aufgrund der großen Schwankungsbreite zwischen den einzelnen Standorten besteht aktuell jedoch kein signifikanter Unterschied im Stickstoff-Depositionsniveau zwischen den verschiedenen Landschaftsräumen Österreichs (sieben Landschaftsräume in Zechmeister et al. 2016). Während im Zeitraum 2005 bis 2010 ein im

Mittel stabiles Konzentrationsniveau festzustellen war, kam es im folgenden Zeitabschnitt bis 2015 zu einer deutlichen Reduktion. Regional wurden aber die zuvor bekannten Höchstwerte in den einzelnen Landschaftsräumen erneut erreicht, sodass von keiner flächigen Verringerung der Depositionen ausgegangen werden kann.

Berücksichtigt man die von Bobbink & Hettelingh (2010) festgelegten Grenzwerte, ab denen Lebensräume signifikante negative ökologische Veränderungen durch Eutrophierung zeigen, so sind je nach Standort Stickstoffeinträge ab 3 bis 30 kg N pro Hektar und Jahr entsprechend wirksam. Allein die atmosphärischen Stickstoffeinträge erreichen in Österreich großflächig Werte von 4 bis 40 kg N/ha.a; ergänzt um die direkten Stickstoffgaben im Zuge der landwirtschaftlichen Düngung ist klar, dass der ganz überwiegende Teil der Lebensräume in Österreich inzwischen durch Stickstoffeintrag nachhaltig verändert und in seinen ökologischen Charakteristika gestört ist. Dies gilt vor allem für Lebensräume der offenen und halboffenen Landschaft, wo daher verbreitet auch negative Auswirkungen auf Insektenpopulationen abzuleiten sind.

In der Untersuchung von Obersteiner & Offenthaler (2008) wird die Überschreitung der „Critical Loads“ des Stickstoffeintrages in österreichische Lebensräume ermittelt. Als Medianwert der Critical Loads, ermittelt mit einer Massebilanzberechnung, für Waldlebensräume Österreichs ergaben sich etwa 11 kg N/ha.a, die nicht überschritten werden sollten. Insgesamt wurden diese Grenzwerte für Critical Loads jedoch auf 94,4 % der modellierten Waldfläche übertroffen, wobei die stärksten Überschreitungen nördlich des Alpenbogens sowie im Osten Österreich zu finden waren. Im Zuge einer Evaluierung der empirisch ermittelten Critical Loads, die auch für Nichtwald-Lebensräume angewandt werden konnten, wurde ein Medianwert von 15 kg N/ha.a ermittelt, der auf 30,9 % der ausgewerteten naturnahen Ökosystemflächen übertroffen wurde. Die stärksten Überschreitungen wiesen erwartungsgemäß oligotrophe Lebensräume wie Hochmoore auf. Angesichts der in Umweltbundesamt (2019b) dargestellten Entwicklung der Stickstoffemissionen in Österreich kann daher davon ausgegangen werden, dass diese von Obersteiner & Offenthaler (2008) ermittelten Überschreitungen der Grenzwerte für Critical Loads des Stickstoffeintrages in die Lebensräume Österreichs auch in der letzten Dekade Gültigkeit hatten. Dem Stickstoffeintrag ist somit trotz langfristig sinkender Emissionen eine anhaltend hohe Bedeutung als Gefährdungsfaktor für das Funktionieren von Insektenpopulationen hochwertiger Lebensräume beizumessen.

Wälder scheinen mit der derzeitigen Stickstoffbelastung besser zurecht zu kommen als Offenlandhabitats, was offenbar mit der seit Jahrzehnten zu beobachtenden Zunahme an Holzvorrat im Wald zu erklären ist, der eine Akkumulation von Stickstoff im Boden weitgehend unterbindet (Jandl et al. 2012). Auch die Versauerung der Waldböden ist laut dieser Studie weitgehend beendet bzw. in einen regenerativen Prozess steigender pH-Werte übergegangen.

Für Insekten besonders relevant ist der Umstand, dass Waldbäume das erhöhte Stickstoffangebot in Massezuwachs und weniger in einen erhöhten Stickstoffanteil in den Pflanzenteilen (v. a. Blättern) umsetzen (Jandl et al. 2012). In Grünlandhabitaten dürfte hingegen die Eutrophierung zu einem deutlich verschobenen Kohlenstoff : Stickstoff-Verhältnis führen, das die Pflanzenbiomasse für herbivore Insekten schlechter verwertbar macht. Studien dazu sind aus Österreich nicht bekannt, die Befunde von Welti et al. (2020) an grasfressenden Heuschrecken in der nordamerikanischen Prärie lassen sich aber wohl mit Vorsicht auf österreichisches Dauergrünland übertragen. Dass es aber auch in Wäldern zu Verschiebungen kommt, zeigt die signifikante Abnahme des C : N-Verhältnisses im Humus des Monitoringstandorts „Zöbelboden“ im Vergleich der Jahre 1992 und 2004 (Dirnböck et al. 2007).

Der in früheren Dekaden bedeutsame negative Einfluss des Eintrages von Säure auf die Landschaften Österreichs durch Schwefel- und Stickstoffimmissionen spielt heutzutage im Vergleich zum Stickstoffeintrag nur mehr eine geringe Rolle – Obersteiner & Ottenthaler (2008) ermittelten nur mehr 0,6 % der österreichischen Waldfläche (zur Gänze im Bereich Böhmisches Masse - Weinviertel), für die ein Überschreiten der „Critical Loads“ modelliert wurde. Kritische Säureeinträge stellen somit aktuell – ganz im Gegensatz zur Situation in den 1970er und 1980er Jahren – kein großflächiges Gefährdungspotential für die Biodiversität in Österreich dar (Obersteiner & Ottenthaler 2008).

Wie sich der Nährstoffeintrag konkret in einem österreichischen Waldlebensraum im Betrachtungszeitraum ökologisch auswirkte, konnte am „Zöbelboden“, einem als österreichischen UNECE-ICP Integrated Monitoring-Standort ausgewiesenen Waldökosystem in den Nördlichen Kalkalpen im Zeitraum 1992 bis 2004 untersucht werden (Dirnböck et al. 2007). Insekten fehlten leider in der Auswahl der Bioindikatoren; für Insekten bedeutsame, registrierte Veränderungen betrafen jedoch eine signifikante Zunahme nitrophiler Pflanzen der Krautschicht, eine Verarmung der Pflanzenvielfalt an den standörtlich extremen Sonderstandorten, eine Verschiebung der Flechtendiversität hin zu nährstofftoleranten Arten und ein allgemeiner, statistisch jedoch schwach abgesicherter Rückgang der Biodiversität der untersuchten Indikatororganismen. Angesichts des Umstandes, dass Waldökosysteme den Stickstoffeintrag besser kompensieren können als Offenlandlebensräume (siehe oben), muss großflächig in der offenen und halboffenen Kulturlandschaft Österreichs von ähnlichen bzw. noch deutlich stärker ausgeprägten Effekten ausgegangen werden.

Die Belastung der österreichischen Gewässer durch Nährstoffe (vor allem Stickstoff und Phosphor) wurde durch die Bedeutung der Gewässergüte vor allem für die Trinkwasserversorgung, aber auch für die Erholungsnutzung weitaus früher thematisiert als in der terrestrischen Landschaft und hat auch Jahrzehnte früher entsprechende effektive Gegenmaßnahmen wie den Bau von Abwasserreinigungssystemen hervorgerufen (vgl. Dokulil

2017). Seit 1991 besteht eine kontinuierliche Überwachung der Qualität der österreichischen Grundwässer und Oberflächengewässer nach standardisierten Kriterien. Die Gewässergüte hat sich in den letzten 30 Jahren aufgrund zahlreicher Maßnahmen deutlich verbessert, sodass Nährstoffbelastung, aber auch Belastung durch chemische Schadstoffe, die von Bedeutung für Wasserinsekten sein können, deutlich gesunken sind.

Nach der Studie von Schilling et al. (2011) besteht noch für etwa 15-20 % der österreichischen Fließgewässer die Gefahr, den guten gewässerökologischen Zustand aufgrund von Nährstoffbelastungen (Stickstoff und Phosphor) nicht zu erreichen. Der Nationale Gewässerentwicklungsplan beziffert das sichere Risiko, diesen günstigen Zustand aufgrund chemisch-physikalischer Parameter nicht zu erreichen bei 12,6 % der Gewässerlänge – deutlich weniger als aus hydromorphologischer Sicht (mit 36,6 %, BMLFUW 2017). Die Herkunft der Nährstofffracht ist vorwiegend im diffusen Eintrag des Nährstoffüberschusses aus der Landwirtschaft zu sehen; der Schlüssel zur Verbesserung des Gewässerzustandes wird besonders in der Reduktion des Bodenabtrags aus den landwirtschaftlichen Flächen gesehen (Schilling et al. 2011).

4.2.7 Klimatische Veränderungen

Die Veränderung des Klimas in Österreich im Zuge der aktuell ablaufenden, anthropogen bedingten Klimaerwärmung ist seit einiger Zeit Gegenstand intensiver Untersuchungen. Federführend sind dabei die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, die Universität für Bodenkultur sowie das Umweltbundesamt (z. B. Chimani et al. 2016). Der Temperaturanstieg in Österreich im Vergleich zum vorindustriellen Niveau verlief mit einer Zunahme von +2°C im Zeitraum 1880 bis 2018 deutlich stärker als im Vergleich zur weltweiten Entwicklung (+1°C im selben Zeitraum). Diese „Übererwärmung“ Österreichs entkoppelte sich in den 1980er Jahren vom globalen Trend und wird sich auch in Zukunft fortsetzen (Umweltbundesamt 2019c). Mit der Durchschnittstemperatur nahm auch die Zahl der Sommer- und Hitzetage (mit Temperaturen >25°C bzw. >30°C) sowie der Sonnenstunden zu.

Die Emissionen von klimawirksamen Treibhausgasen in Österreich haben im Zeitraum 1990 bis 2017 nicht abgenommen, sondern im Schnitt leicht zugenommen – die Emissionen des Jahres 2017 lagen 4,6 % über denen von 1990 (Umweltbundesamt 2019c). Da der Klimawandel ein globales Phänomen darstellt, wirkt natürlich auch die weltweit kontinuierlich anhaltende Zunahme an Treibhausgasen verstärkend auf die Veränderung des Klimas in Österreich.

Eine detaillierte Analyse der Klimaveränderung in Österreich in den letzten 50 Jahren liefert Chimani et al. (2016). Im Vergleich der beiden Messperioden 1961 bis 1985 und 1986 bis 2010 ist die Mitteltemperatur österreichweit innerhalb dieser 25 Jahre um +1°C gestiegen. Der

schwächste Zuwachs wurde im Schnitt im Herbst (mit +0,4°C) registriert, die anderen Jahreszeiten sind mit +1,1-1,3°C ähnlich erwärmt. Auffallend sind deutliche regionale Unterschiede mit überdurchschnittlich erhöhten Sommertemperaturen in den Tal- und Beckenlagen sowie überdurchschnittlich temperierten Wintertemperaturen im zentralen Alpenraum. Nur minimale Temperaturänderungen zeigen die montanen und alpinen Lagen im Herbst. Die Anzahl der Sommer- & Hitzetage hat im Betrachtungszeitraum ebenfalls deutlich um 8,2 bzw. 2,8 Tage/Jahr zugenommen, vor allem im Südosten sowie in Höhenlagen von 800-1200 m Seehöhe. Lediglich die Hochlagen in den Alpen sind (noch) von derartigen Tagen verschont.

Im Gegensatz zu den gravierenden Veränderungen im Temperaturregime zeigt die Niederschlagsverteilung nur regional signifikante Abweichungen von der Periode zuvor, mit einer in Summe schwachen, nicht signifikanten Zunahme zwischen den beiden Perioden um 11 %. Diese zeigt sich vor allem in signifikant verstärkten Niederschlägen im Nordalpenraum im Frühling, verbreiteten aber schwachen Zunahmen im Sommer und Herbst und gleichzeitig deutlicher Reduktion der Winterniederschläge in den südlichen Alpenbereichen (v a. Osttirol, Kärnten und Südburgenland).



Abbildung 9: Das Verschwinden der auf die Hochlagen der Alpen beschränkten Sibirischen Keulenschrecke *Gomphoceris sibiricus* aus vielen ihrer tiefer gelegenen Vorkommen am Ostrand der Alpen dürfte nicht durch die Klimaerwärmung, sondern durch die Aufgabe der Weidewirtschaft in diesen Grenzertragsflächen liegen.

Für Insekten besonders relevant ist die Verlängerung der mittleren Vegetationsperiode um 13,5 Tage, was einer Zunahme der Tage um 7 % in 25 Jahren entspricht. Die Vegetationsperiode setzt in den Niederungen und Tälern nun zwischen fünf und 20 Tagen früher ein, wobei die stärksten Abweichungen im Wiener Becken und Nordburgenland sowie im Vorarlberger Rheintal nachzuweisen sind. Im Alpenraum (mit Ausnahme der Kärntner Anteile) sowie in den höheren Lagen der Böhmisches Masse sind bisher jedoch (noch) keine signifikanten Zunahmen der Vegetationsperiode festzustellen. Dass die Verlängerung der Vegetationsperiode auch deutliche Auswirkungen auf die Grünlandbewirtschaftung hat, konnten Holzer et al. (2019) am Beginn der Wiesenmahd in Österreich zeigen, die sich seit den 1950er Jahren kontinuierlich auf nunmehr 14 Tage nach vorne verlegt hat.

In den von Chimani et al. (2016) präsentierten Klimamodellen für die Zukunft muss für ganz Österreich von einer anhaltenden signifikanten Zunahme von Mitteltemperatur (vor allem im Alpenraum), Zunahme der Sommer- & Hitzetage (mit Ausnahme der höheren alpinen Lagen) sowie Dauer der Vegetationsperiode (v. a. entlang des Alpenhauptkammes und im nördlichen Alpenvorland) ausgegangen werden. Frosttage nehmen hingegen signifikant und großflächig ab. Die weitere Entwicklung der Niederschläge weist in naher Zukunft keine signifikanten Änderungen aus, in ferner Zukunft sind vor allem in Nordösterreich sowie entlang des Alpenhauptkammes signifikante schwache Zunahmen, vor allem im Winter, zu erwarten. Für Insekten entsprechen diese Entwicklungen einer zunehmenden „Mediterranisierung“ sowie „Atlantisierung“ des Klimas mit erhöhten Temperaturen auch im Winter bei gleichzeitig guter Wasserversorgung. Der verfrühte Beginn der Vegetationsperiode erhöht jedoch das Risiko von Verlusten frostempfindlicher Arten im Zuge von späten Kälteeinbrüchen, wie sie sich in den letzten Jahren in Österreich auffallend häufen.

Die Wirkung der klimatischen Veränderungen auf die Verteilung der Lebensräume in Österreich wird vor allem im Hinblick auf das vermutete Höhersteigen von Pflanzengemeinschaften der tieferen Lagen in die Bergregionen diskutiert. So wird z. B. das Höherwandern der Waldgrenze erwartet (Harsch et al. 2009) und damit auch eine Einengung der für die Biodiversität Österreichs außerordentlich wertvollen alpinen Offenlandbiotope (vgl. Dirnböck et al. 2011). Konkrete Fallstudien, die einen längeren Zeitraum abdecken, sind dazu jedoch rar. Hagn & Peer (2010) untersuchten die Zusammensetzung eines Waldgrenzökotons („Kampfzone“) in den Schladminger Tauern auf Veränderungen, die auf die Klimaerwärmung zurückzuführen sein könnten. Die Ergebnisse bestätigten eine Verjüngung und Verdichtung des Baumbewuchses im Waldgrenzökoton, jedoch kein Vorrücken in die oberen Hangbereiche. Wie auch in anderen Studien belegt, ist es zum aktuellen Zeitpunkt sehr schwierig, Wirkungen des Klimawandels und Wirkungen des Rückganges der landwirtschaftlichen Nutzung in diesen alpinen Grenzertragsgebieten klar zu trennen (vgl. Abbildung 9). Zu beachten ist aber, dass in der aktuellen Gefährdungseinstufung für die Schmetterlinge Vorarlbergs 60 % der alpinen Arten der

Nivalstufe gefährdet sind, ein noch höherer Anteil als in den stark unter Druck stehenden Tieflagen mit 46 % gefährdeten Arten (Huemer et al. 2022).

4.2.8 Veränderungen im Auftreten von Neobiota

Die Ausbreitung von Neobionten in Österreich ist ein Thema, das in den letzten 20 Jahren intensiv beachtet wurde und in einigen zusammenfassenden Arbeiten dargestellt ist (z. B. Essl & Rabitsch 2002, Landesmuseum Niederösterreich 2010). Mit Stand 2001 waren aus Österreich 1.110 neophytische Gefäßpflanzen und über 500 neozoische Tiere (davon ca. 300 etabliert) bekannt, von denen 17 Pflanzenarten und sechs Tierarten als naturschutzfachlich relevant angesehen wurden (Essl & Rabitsch 2002). Der Artenreichtum eingeschleppter Tiere und Pflanzen hat seither deutlich zugenommen und deren Auftreten in der Landschaft weitet sich stetig aus, wobei die unterschiedlichen Naturräume und Habitate sehr unterschiedlich von Neobiota betroffen sind. Die Durchsicht aktueller faunistischer und floristischer Schriftwerke aus Österreich (z. B. Neilreichia, Beiträge zur Entomofaunistik etc.) vermitteln das Bild eines unverminderten Zuwachses an neobiotischen Spezies und es hat den Anschein, dass sich die Zuwanderungsrate in den letzten zehn Jahren deutlich verstärkt hat (vgl. z. B. Essl & Zuna-Kratky 2021 für Heuschrecken und Fangschrecken). Rabitsch et al. (2020) schätzen den aktuellen Bestand gebietsfremder Insekten in Österreich auf inzwischen über 400 Arten.

Die am stärksten von Neophyten betroffenen Lebensräume sind nach Essl & Rabitsch (2002) unter den Wäldern die Auwälder (v. a. mit dem regional flächenhaften Auftreten von Eschenahorn *Acer negundo*, Golddute *Solidago* spp., Drüsen-Springkraut *Impatiens glandulifera* und Lanzett-Aster *Symphotrichum lanceolatum*), während es im Offenland vor allem Ruderal- und Segetallebensräume sind (besonders in den städtischen Siedlungsräumen sowie in Hackfrucht-Anbaugebieten); besonders stark überprägt ist aber auch vielfach die krautige Ufervegetation (z. B. durch Staudenknöteriche *Fallopia* spp.). Die Neozoen haben ihren Schwerpunkt hingegen ganz stark in aquatischen Lebensräumen, wo sie gebietsweise die dominante Tierartengruppe darstellen. So sind im Makrozoobenthos – das sind die mit freiem Auge erkennbaren Tiere im Gewässersubstrat – der österreichischen Donau unter den 15 häufigsten Arten aktuell 14(!) Neozoen (Moog & Wieser 2010). Die aquatischen Neozoen konzentrieren sich sehr stark auf die großen Flüsse Donau, Rhein und March sowie die wärmebegünstigten Gewässer des Wiener Beckens, während die Alpengewässer davon noch weitgehend verschont sind und wohl noch typische autochthone Wasserinsektengemeinschaften aufweisen. Im Zeitraum 1990 bis 2010 stieg die Anzahl von Neozoen im österreichischen Makrozoobenthos von acht auf 30 Arten an (Moog & Wieser 2010), dieser Aufwärtstrend galt wohl auch für das anschließende Jahrzehnt.

In einer Modellstudie zeigen Kleinbauer et al. (2010), dass unter den Neophyten bei derzeitigen Klimabedingungen drei Arten in Österreich und Deutschland sich auf etwa 60 % der Landesfläche ausbreiten könnten – Kleinblütiges Springkraut *Impatiens parviflora*, Kanadische Goldrute *Solidago canadensis* und Robinie *Robinia pseudacacia*. Für zehn weitere Arten, darunter einige von hoher naturschutzfachlicher Relevanz wie die Staudenknöteriche – sind bereits jetzt über 40 % der Landesfläche klimatisch geeignet. Mit zunehmender Erwärmung wird sich die Ausbreitung invasiver Neophyten – und analog dazu wohl auch invasiver wärmeliebender Neozoen – in Österreich markant verstärken. Nicht zu unterschätzen ist auch die Auswirkung von eingeschleppten invasiven Pilzen. Aktuell wirkt sich z. B. die rasche Ausbreitung des Falschen Weißen Stängelbecherchens *Hymenoscyphus fraxineus* als Erreger des Eschentriebsterbens verheerend auf Waldgesellschaften mit hohen Eschenanteilen wie Edellaubwälder oder die Auwälder der March-Thaya-Auen aus – mit noch kaum abschätzbaren Folgen für die dortige Insektenfauna.

Trotz dieser gravierenden Entwicklungen und der zu erwartenden Schäden, die auch wirtschaftliche und medizinische Folgen auf den Menschen beinhalten, existiert kein umfassendes nationales Neobiota-Monitoring in Österreich, das über die Dokumentation der Artenzuwächse hinausgeht. Dies wäre aber – auch in Hinblick auf die Fragestellungen der Insektenstudie – dringend angebracht.

4.3 Veränderungen der Lebensraumsituation im Wald

Österreich verfügt über ein langjähriges nationales Monitoring des Zustandes der Wälder, das vom Bundesforschungszentrum für Wald durchgeführt wird, die Österreichische Waldinventur. In einem Abstand von im Schnitt etwa zehn Jahren werden österreichweit über 200 charakteristische Parameter im Wald auf 11.000 Probeflächen standardisiert erhoben und erlauben dadurch die Darstellung von Entwicklungen, die auch für das Vorkommen von Insekten im Wald von Bedeutung sind. Aus diesem Grund sollen die Veränderungen im Wald etwas aus der Reihe den oben angeführten Veränderungen der Wirkfaktoren, die vorwiegend in Nicht-Wald-Lebensräumen wirksam sind, beigestellt werden.

Die gesamte Waldfläche (in der Definition des Österreichischen Forstgesetzes) hat – im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Nutzfläche – im Untersuchungszeitraum kontinuierlich zugenommen – der Zuwachs der forstwirtschaftlich genutzten Fläche betrug von 1990 bis 2016 etwa 5 % (BMNT 2019), die Gesamtfläche an Wald umfasst mit 4,02 Mio ha nunmehr rund 48 % der Staatsfläche Österreichs (Russ 2019). Von besonderer Bedeutung ist dabei die Tatsache, dass der Zuwachs an Wald vor allem auf ehemaligen Grünlandstandorten geschieht, vorwiegend auf Grenzertragsstandorten mit traditioneller Nutzung und einer reichhaltigen

Insektenfauna (vgl. Kapitel 4.2.2); nur 10 % des Waldzuwachses entfällt auf Ackerflächen und Obstgärten (Russ 2019). Die stärksten Zuwächse zeigten dabei Höhenlagen über 1800 m, was ebenfalls ein Ausdruck des Rückganges traditioneller Wirtschaftsweisen im Almbereich ist.

Die besonders insektenreichen traditionellen Nutzungsformen des Mittelwaldes und Niederwaldes sind während des Untersuchungszeitraumes hingegen kontinuierlich zugunsten des Hochwaldes seltener geworden, der Rückgang allein in der Periode 2007/09 bis 2016/18 betrug 16 %, was einer Fläche von fast 15.000 ha entspricht (Russ 2019).

Trotz der Langlebigkeit und relativen Stabilität von Waldökosystemen war die Baumartenzusammensetzung im Untersuchungszeitraum in Österreich einer deutlichen Veränderung unterworfen. Die mit großem Abstand bedeutendste Baumart – die Fichte *Picea abies* – hat ihren Anteil am österreichischen Wald, der durch die forstliche Praxis der letzten 100 Jahre über die natürliche Verbreitung hinaus stark ausgedehnt wurde, in den letzten 30 Jahren um über 12 % auf rund 49 % verringert. Auch bei den anderen weiter verbreiteten Nadelbaumarten Rotkiefer *Pinus sylvestris*, Lärche *Larix decidua* und Tanne *Abies alba* sind Rückgänge in ähnlichen Größenordnungen zu verzeichnen, wobei vor allem die Kiefern-Arten überdurchschnittlich stark zurückgingen (Russ 2019, BFW Datenabfrage). Gerade die aktuellen Klimastress-Jahre dürften diesen Prozess in den tieferen Lagen weiter beschleunigen.

Im Gegenzug erhöhte sich seit den 1990er Jahren der Laubbaumanteil im österreichischen Ertragswald deutlich, wobei dieser Zuwachs ganz überwiegend die Buche *Fagus sylvatica* betrifft, die nunmehr gut 16 % häufiger ist als in den 1990er Jahren. Die anderen Hartlaubebäume zeigten nur geringe Zuwächse, während das flächige Vorkommen von Weichlaubhölzern (v. a. Pappeln *Populus* und Weiden *Salix* mit hohen Zahlen spezialisierter Insektenarten) im Untersuchungszeitraum um knapp 10 % kleiner wurde (Russ 2019, BFW Datenabfrage). Zumindest in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes wurden die Wälder durch eine deutliche Zunahme der Blößen und Lücken offener; diese Entwicklung hat sich aber anschließend wieder umgekehrt; eine kontinuierliche Zunahme ist aber bei Sträuchern im Waldbestand zu verzeichnen (Russ 2019).

Für die Insektenpopulationen im Wald ist nicht nur deren Zusammensetzung nach Baumarten, sondern auch grundlegende strukturelle Merkmale von Bedeutung. Nach den Daten der Österreichischen Waldinventur können folgende Entwicklungen als besonders bedeutend hervorgehoben werden: Der Holzvorrat im Wald ist im gesamten Untersuchungszeitraum kontinuierlich gestiegen, was neben dem allgemeinen Waldflächenzuwachs vor allem in einer Zunahme stärker dimensionierter Bäume begründet ist, begleitet von einer Zunahme des stehenden Totholzes (Gschwantner 2019a). Dieser Zuwachs fiel beim Laubholz noch deutlich stärker aus als bei Nadelholz. Auch der Vorrat an Totholz im Wald ist im Untersuchungszeitraum

kontinuierlich angewachsen. Der Anteil an stehendem Totholz (ab 5 cm Brusthöhendurchmesser) am Holzvorrat hat in den letzten 30 Jahren von 1,5 auf 2,5 % zugenommen und die Menge sich dadurch (unter Berücksichtigung des gewachsenen Holzvorrats) mehr als verdoppelt (Gschwantner 2019b). Starke Stämme mit über 50 cm Brusthöhendurchmesser sind aber auch heute noch selten, ihre Anzahl hat sich aber im Untersuchungszeitraum etwa verdreifacht. Seit der Inventur 2007 wird auch das liegende Totholz standardisiert dokumentiert – in Summe ist der mittlere Bestand an Totholz im österreichischen Wald in den letzten zehn Jahren leicht angestiegen auf nunmehr 30,9 m³/ha, wobei die Bergwälder deutlich totholzreicher sind als die Wälder tieferer Lagen (Gschwantner 2019b).

Nach den momentan vorliegenden Daten aus der Waldinventur haben sich – ganz im Gegensatz zur offenen und halboffenen Kulturlandschaft – eine Reihe von Parametern, die für Insektenpopulationen von Bedeutung sind, im Untersuchungszeitraum positiv entwickelt. Ein vom Bundesforschungszentrum Wald entwickelter und in der aktuellen Inventurperiode erstmals zumindest mit einem reduzierten Indikatorset ermittelter Biodiversitätsindikator hat sich im Vergleich zur Situation in den 2000er Jahren leicht positiv entwickelt, was extrapoliert auch für die Dekaden davor gültig sein müsste (Koukal et al. 2019).



Abbildung 10: Die Zunahme des Totholzanteils auch im Wirtschaftswald ist eine der meßbarsten positiven Entwicklungen in Waldlebensräumen für die Entwicklung von Insektenpopulationen, vor allem von gefährdeten Arten der xylobionten Fauna (bäuerlicher Wirtschaftswald in Drösing an der March/NÖ).

5 Bewertung der Ansprüche und Merkmale einer Insekten-Stichprobe

Ein Schwerpunkt dieser Studie ist eine Abschätzung des Risikos der heimischen Insektenfauna, von negativen Bestandsveränderungen betroffen zu sein, abgeleitet aus ihren ökologischen Ansprüchen und Charakteristika ihrer Entwicklung und Lebensweise. Derartige Studien über einen größeren Artenzahl fehlen aus Österreich bisher, sind aber z. B. von Kotiaho et al. (2004) in Finnland und von Franzén & Johannesson (2007) in Schweden zumindest für kleinere Auswahlen durchgeführt worden und kamen zu schlüssigen Ergebnissen.

Da die Insekten mit zumindest 40.010 Arten die artenreichste Organismengruppe in Österreich darstellen (Geiser 2018), war es notwendig, eine Stichprobe zu ziehen, die aufgrund der vorhandenen Kapazitäten sowie des verfügbaren Fachwissens eine halbwegs realistische Einschätzung der jeweiligen Parameter erlaubt. Das Ziel der Bearbeitung von 10 % der heimischen Insektenwelt sollte angestrebt werden, wobei Vertreter der artenreichsten Insektenordnungen auf jeden Fall ausgewählt werden sollten. Neben dem Vorhandensein einer guten Datenbasis der ökologischen Ansprüche und biologischen Merkmale sind auch vorhandene Daten über die aktuelle Bestands- und Gefährdungssituation entscheidend für die Auswahl von Insektengruppen für die hier bewertete Stichprobe. Mit Bezug auf die systematische Anordnung der Arten wurde jeweils eine ganze Insektenordnung bzw. bei sehr großen Artenzahlen gesamte Insektenfamilien ausgewählt, auch wenn der Kenntnisstand innerhalb der Familien unter Umständen unterschiedlich gut ausgeprägt ist.

5.1 Artenauswahl

Insgesamt wurden in diesem Auswahlverfahren 4.288 Insektenarten aus zwölf Ordnungen und 116 Familien ausgewählt – das entspricht etwa 11 % der heimischen Artenvielfalt bei Insekten. Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die hiermit bearbeiteten Arten mit Gruppierung zu den jeweiligen Familien.

Tabelle 1: Übersicht über die Stichprobe der ausgewählten Insektenarten für die Einstufung nach ökologischen und biologischen Parametern.

Gruppenbezeichnung	Ordnungen	Familien	Artenzahl	Fachbearbeiterinnen und -bearbeiter
Gesamt	12 Ordnungen	101 Familien	4.288 Arten	
Libellen	Odonata		78	Thomas Zuna-Kratky
		Lestidae	9	
		Calopterygidae	2	
		Platycnemididae	1	
		Coenagrionidae	16	
		Aeshnidae	13	
		Gomphidae	5	
		Cordulegastridae	3	
		Corduliidae	7	
		Libellulidae	22	
Heuschrecken	Orthoptera		140	Thomas Zuna-Kratky
		Phaneropteridae	19	
		Meconematidae	2	
		Tettigoniidae	29	
		Raphidophoridae	3	
		Gryllotalpidae	1	
		Myrmecophilidae	1	
		Oecanthidae	1	
		Trigonidiidae	2	
		Gryllidae	6	
		Tridactylidae	2	
		Tetrigidae	8	
	Acrididae	66		

Gruppenbezeichnung	Ordnungen	Familien	Artenzahl	Fachbearbeiterinnen und -bearbeiter
Fangschrecken	Mantodea	Mantidae	1	Thomas Zuna-Kratky
Zikaden	Hemiptera		650	Werner Holzinger
		Cixiidae	24	
		Delphacidae	107	
		Achilidae	2	
		Dictyopharidae	2	
		Tettigometridae	9	
		Caliscelidae	2	
		Issidae	5	
		Flatidae	1	
		Tropiduchidae	1	
		Cicadidae	8	
		Cercopidae	4	
		Aphrophoridae	14	
		Membracidae	3	
		Cicadellidae	468	
Wanzen	Hemiptera		922	Thomas Frieß
		Ceratocombidae	1	
		Dipsocoridae	2	
		Nepidae	2	
		Corixidae	30	
		Naucoridae	1	
		Aphelocheiridae	1	
		Notonectidae	7	
		Pleidae	1	
		Mesoveliidae	1	
		Hebridae	2	

Gruppenbezeichnung	Ordnungen	Familien	Artenzahl	Fachbearbeiterinnen und -bearbeiter
		Hydrometridae	2	
		Veliidae	7	
		Gerridae	11	
		Saldidae	22	
		Leptopodidae	1	
		Tingidae	65	
		Microphysidae	7	
		Miridae	343	
		Nabidae	17	
		Anthocoridae	42	
		Cimicidae	5	
		Reduviidae	17	
		Aradidae	30	
		Lygaeidae	136	
		Piesmatidae	7	
		Berytidae	14	
		Pyrrhocoridae	2	
		Alydidae	4	
		Coreidae	21	
		Rhopalidae	16	
		Stenocephalidae	3	
		Plataspidae	1	
		Cydnidae	18	
		Thyreocoridae	2	
		Acanthosomatidae	7	
		Scutelleridae	11	
		Pentatomidae	63	

Gruppenbezeichnung	Ordnungen	Familien	Artenzahl	Fachbearbeiterinnen und -bearbeiter
Kamelhalsfliegen	Raphidioptera		12	Thomas Zuna-Kratky
		Raphidiidae	10	
		Inocellidae	2	
Schlammfliegen	Megaloptera	Sialidae	3	Thomas Zuna-Kratky
Netzflügler	Neuroptera		106	Thomas Zuna-Kratky
		Osmylidae	1	
		Chrysopidae	31	
		Hemerobiidae	40	
		Sisyridae	3	
		Coniopterygidae	20	
		Mantispidae	1	
		Myrmeleontidae	8	
		Ascalaphidae	2	
Bockkäfer	Coleoptera	Cerambycidae	211	Thomas Zuna-Kratky
Bienen	Hymenoptera		711	Johann Neumayer, Esther Ockermüller, Bärbel Pachinger
		Colletidae	62	
		Andrenidae	159	
		Halictidae	150	
		Melittidae	13	
		Megachilidae	128	
		Apidae	199	
Tagfalter	Lepidoptera		208	Thomas Zuna-Kratky
		Papilionidae	6	
		Hesperiidae	24	
		Pieridae	21	
		Nymphalidae	102	

Gruppenbezeichnung	Ordnungen	Familien	Artenzahl	Fachbearbeiterinnen und -bearbeiter
		Riodinidae	1	
		Lycaenidae	54	
Nachtfalter	Lepidoptera		805	Dominik Rabl
		Hepialidae	7	
		Cossidae	6	
		Limacodidae	2	
		Zygaenidae	29	
		Thyrididae	1	
		Drepanidae	17	
		Lasiocampidae	20	
		Brahmaeidae	2	
		Endromidae	1	
		Saturniidae	8	
		Sphingidae	20	
		Notodontidae	36	
		Nolidae	19	
		Erebidae	144	
		Noctuidae	493	
Schnabelfliegen	Mecoptera		10	Thomas Zuna-Kratky
		Bittacidae	2	
		Boreidae	2	
		Panorpidae	6	
Schwebfliegen	Diptera	Syrphidae	431	Helge Heimburg
Gesamt	12 Ordnungen	116 Familien	4.288 Arten	



Abbildung 11: Beispiele für Vertreter der ausgewählten Insektengruppen aus Österreich. Von links oben nach rechts unten: Libellen (*Calopteryx splendens*), Heuschrecken & Fangschrecken (*Ephippger ephippiger*, Foto: Manuel Denner), Netzflügler im weiteren Sinn (*Dendroleon pantherinus*), Zikaden (*Ommatidiotus dissimilis*, Foto: Gernot Kunz), Wanzen (*Eurydema ornata*, Foto: Gernot Kunz), Bockkäfer (*Plagionotus floralis*).



Abbildung 12: Beispiele für Vertreter der ausgewählten Insektengruppen aus Österreich. Von links oben nach rechts unten: Wildbienen (*Osmia bicornis*, Foto: Philipp Meyer), Tagfalter (*Argynnis paphia*), ausgewählte Nachtfalter (*Endromis versicolora*), Schwebfliegen (*Ceriana conopsoides*, Foto: Helge Heimbürg).

Für die Festlegung der in Österreich vorkommenden Arten sowie die systematische Reihung wurden die aktuellsten nationalen Zusammenstellungen verwendet, ergänzt um neue publizierte Befunde.

Die Artenliste der Libellen ist Holzinger et al. (2015) entnommen, die Gefährdungseinstufung Raab et al. (2007). Die Artenliste der Heuschrecken wurde der aktuellsten Übersicht von Lechner & Zuna-Kratky (2017) entnommen, die Gefährdung wurde basierend auf Berg et al. (2005) nach derzeitigem Kenntnisstand aktualisiert. Die Artenliste der Wanzen folgt der Liste von Rabitsch (2005), ergänzt um rezente Neufunde (diverse Literaturquellen). Artenliste und Gefährdungseinstufung der Zikaden richtet sich nach Holzinger (2009a, b), ebenfalls ergänzt um aktuelle Neufunde. Die Netzflügler im weiteren Sinne (Raphidioptera, Neuroptera, Megaloptera) wurden hinsichtlich Arten und Taxonomie sowie Gefährdungseinstufung der Roten Liste von Gepp (2005a), die der Schnabelfliegen (Mecoptera) Gepp (2005b) entnommen. Die Artenliste der Bockkäfer wurde der Übersicht von Adlbauer (2005) entnommen, ergänzt um

die rezenten Neufunde durch Tomiczek & Hoyer-Tomiczek (2007), Wiesbauer (2015), Pennerstorfer & Kriechbaum (2018) und Zettel et al. (2019) sowie mit einzelnen aktuellen Namensänderungen. Die Artenliste und Benennung der Wildbienen orientiert sich an der aktuellen österreichischen Liste von Gusenleitner et al. (2012), ergänzt um aktuelle Neufunde und Erkenntnisse (vgl. Wiesbauer 2020). Die Artenliste der untersuchten Tagfalter und ausgewählten Nachtfalter richtet sich nach der österreichischen Checkliste von Huemer (2013), die Gefährdungseinstufung stammt von Höttinger & Pennerstorfer (2005) sowie Huemer (2007). Taxonomie und Nomenklatur der Schwebfliegen folgen soweit aktuell gültig der aktuellen Roten Liste und Gesamtartenliste der Schwebfliegen Deutschlands (Ssymank et al. 2011), ergänzt um die Befunde der aktuellen österreichischen Checkliste von Heimbürg (2018).

Die Einstufung der einzelnen Arten hinsichtlich der ausgewählten ökologischen Parameter erfolgte auf Basis des Fachwissens der jeweiligen Expertinnen und Experten, die die Bearbeitung dieser Insektengruppen übernommen haben. Zusätzlich wurde die relevante aktuelle Fachliteratur, vor allem jene mit Bezug zu den österreichischen Verhältnissen, ausgewertet. Folgende Werke sollen – zusätzlich zu den oben bereits genannten Publikationen – hinsichtlich Ökologie, Artenbestand, Taxonomie und Gefährdung aufgrund ihrer Bedeutung explizit genannt werden, wobei aber die tatsächlich ausgewerteten Quellen ein Vielfaches dieser Liste umfassen:

- Libellen (Odonata) – Landmann et al. (2005), Raab et al. (2007), Dijkstra (2014), Holzinger et al. (2015), Tabellen in Fauna Indicativa (vgl. Klaiber 2018)
- Heuschrecken (Orthoptera), Fangschrecken (Mantodea) – Zuna-Kratky et al. (2009), (2017)
- Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) – Nast (1972), Nickel & Remane (2002), Nickel (2003), Holzinger (2009a, b), Mühlethaler et al. (2018a)
- Wanzen (Hemiptera: Heteroptera) – Wachmann et al. (2004, 2006, 2008, 2012), Rabitsch (2005, 2007, 2012), Frieß & Rabitsch (2009, 2015),
- Netzflügler (Neuroptera), Kamelhalsfliegen (Raphidioptera), Schlammfliegen (Megaloptera) – Aspöck et al. (1974), Gepp (1977), Gepp (1978), Gepp (1979b), Malicky et al. (1983), Gepp (1988), Wachmann & Saure (1997), Gepp (1999), Aspöck et al. (2001), Gepp (2003), Weißmair (2005), Gepp (2010)
- Bockkäfer (Coleoptera: Cerambycidae) – Zábranský (1989), Steiner (1999), Adlbauer (2001), Adlbauer (2005), Paill et al. (2005), Hovorka (2008), Nieto & Alexander (2010), Klausnitzer et al. (2016), Dodelin et al. (2017)
- Wildbienen (Hymenoptera: Apoidea) – Scheuchl (1997, 2000, 2006), Gusenleitner et al. (2012), Dathe et al. (2016), Scheuchl & Willner (2016), Westrich (2018), www.atlashymenoptera.net (03.07.2020)

- Tagfalter (Lepidoptera: Papilionoidea) – Lepidopterologen-Arbeitsgruppe (1994), Höttinger & Pennerstorfer (1999), Höttinger (2008a, 2008b), Höttinger et al. (2013), Tabellen in Fauna Indicativa (vgl. Klaiber 2018)
- ausgewählte Nachtfalter (Lepidoptera: Hepialoidea, Cossioidea, Zygaenoidea, Thyridoidea, Lasiocampoidea, Bombycoidea, Drepanoidea, Noctuoidea) – Huemer (2007, 2013), Steiner et al. (2014)
- Schnabelfliegen (Mecoptera) – Gepp (1979a), Gepp (1982)
- Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) – Thompson & Rotheray (1998), Ssymank (2001), Dziöck (2009), Ssymank et al. (2012), Heimbürg (2018), Speight (2020)

5.2 Parameter der Insektenbewertung

Die Einstufung einer breiten Palette an Insektenarten aus teils sehr unterschiedlichen Ordnungen für eine gesamthafte Bewertung ihrer Sensibilität hinsichtlich unterschiedlicher Gefährdungsfaktoren bedarf einer vereinfachenden Kategorisierung. Die zu bewertenden Parameter, die man auch als Art-Eigenschaften bzw. „traits“ (vgl. Füreder 2007) bezeichnen kann, müssen auf alle behandelten Insektengruppen anwendbar sein, gleichzeitig muss gewährleistet sein, dass sie mit dem bestehenden Wissen über deren Ökologie und Situation in Österreich einstuftbar sind.

Die folgende Übersicht stellt die Parameter, die für die Kategorisierung der Insektenarten herangezogen werden, vor und definiert die möglichen Werte, die der entsprechenden Art zugeordnet werden können. Für alle Situationen, in denen eine Einstufung aufgrund des fehlenden verfügbaren Wissens nicht möglich ist, wird „unbekannt“ für den entsprechenden Parameter eingesetzt.

Begriffe in Anführungszeichen sind Vereinfachungen, die den fachlichen Hintergrund nicht vollständig abbilden, sondern hier die für die Bearbeitung der Artenlisten notwendige Kategorisierung abbilden (z. B. „parasitisch“, „mono I“). Inhaltlich wird jedenfalls die fachlich korrekte Zuschreibung für die weitere Analyse herangezogen.

Lebensraum

Es wird festgelegt, ob es sich um eine rein terrestrische oder eine rein aquatische Art handelt, oder ob sie in unterschiedlichen Entwicklungsphasen (Larve vs. Imago) oder aufgrund ihres Verhaltens beide Lebensraumkategorien nutzt.

Kategorie	Erläuterung
terrestrisch	alle Entwicklungsstadien an Land
amphibisch	Entwicklungsstadien bzw. Teile des Lebenszyklus an Land und im Wasser
aquatisch	alle Entwicklungsstadien im Wasser

Nahrungstyp

Es wird festgelegt, ob die Art rein (bzw. ganz überwiegend) andere Tiere oder nicht-tierische lebende Organismen frisst, ob sie rein (bzw. ganz überwiegend) von totem Material lebt, ob sie andere Tiere parasitiert oder ob das Nahrungsspektrum mehrere dieser Typen umfasst bzw. im Zuge der Entwicklung ein Wechsel in der Nahrungspräferenz stattfindet. Bei den Bockkäfern, Wildbienen und Schwebfliegen, wo eine Spezifität an andere Arten vor allem im Larvenstadium vorliegt, wird der Nahrungstyp der Larve herangezogen.

Kategorie	Erläuterung
„herbivor“	Pflanzenfresser (inkl. Pilze, Flechten, Algen, Mikroorganismen u. ä.)
gemischt	Pflanzen- und Fleischfresser zu ähnlichen Anteilen bzw. Wechsel im Entwicklungsstadium
carnivor	frisst lebende Tiere
saprophag	ernährt sich von totem Material (Aas, Detritus, Totholz, ...)
„parasitisch“	Ernährung zumindest eines der Entwicklungsstadien von, in bzw. bei anderen Tieren, umfasst Parasiten, Parasitoide und Kommensalen

Bindung an andere Tier- oder Pflanzenarten („Spezifität“)

Es wird festgelegt, ob die Art eine obligatorische Bindung an andere Lebewesen aufweist. Dies ist in den meisten Fällen durch eine spezifische Nahrungswahl gegeben, in manchen Fällen aber auch durch andere Bedürfnisse des Insekts bedingt, z. B. bei einer spezifischen Pflanzenart für die Eiablage. Bewertet wird außerdem die taxonomische Enge des Artenspektrums (Art, Gattung oder Familie), an das die jeweilige Insektenart gebunden ist.

Die Einstufung folgt der Bewertung der Nahrungsspezifität („Phagie“), wie sie z. B. in der Roten Liste der Zikaden (Holzinger 2009) verwendet wird. Die dort verwendete Bezeichnung der

„Phagie“ ist aber definitionsgemäß auf die eigene Nahrung beschränkt, während z. B. pollensammelnde Hymenopteren diese für ihre Nachkommen sammeln, was mit „Lektie“ bezeichnet wird. Andere Zusammenhänge betreffen hingegen z. B. die Bindung an ein spezielles Substrat für die Eiablage oder bei Parasitoiden und Kommensalen die Bindung an eine Wirtsart. Zusammenfassend geht es bei dieser komplexen Kategorie daher um die Definition einer obligatorischen Bindung, unabhängig ob die andere Art gefressen, parasitiert oder sonstwie genutzt wird, sowie um die Darstellung der taxonomischen „Enge“ dieser Bindung. Dafür gibt es leider keinen eingeführten wissenschaftlichen Begriff. Um hier Missverständnisse nicht aufkommen zu lassen, wird jeweils nur die erste Silbe der in der Phagie und Lektie benutzten Terminologie bei der Bewertung der Arten eingesetzt.

Der Betrachtungsraum für diese Bewertung ist Österreich (bzw. Mitteleuropa). Viele Arten weisen ein sehr großes Verbreitungsgebiet auf, in dem die Bindung an bestimmte Arten auf andere nah verwandte Arten übergeht, die aber in Österreich nicht vorkommen. Deswegen wird eine Art als „mono I“ eingestuft, wenn sie in Mitteleuropa nur eine Fraßpflanze nutzt, unabhängig davon, ob sie etwa in Ostasien auch andere Arten frisst.

Für die Bewertungen „mono I“ bis „meso“ wird zusätzlich in einer eigenen Übersicht für jede betroffene Art die Arten bzw. Gattungen und Familien dokumentiert, an die sie spezifisch gebunden sind.

Kategorie	Erläuterung
„mono I“	obligatorische Bindung an eine andere Art
„mono II“	obligatorische Bindung an eine bestimmte Gattung
„oligo“	obligatorische Bindung an eine bestimmte Familie
„meso“	obligatorische Bindung an zwei bis drei Familien oder max. fünf Arten verschiedener Familien
„poly“	breiteres Spektrum ohne spezifische Bindung

Sonderstrukturen

Viele Arten benötigen bestimmte Sonderstrukturen in ihrem Lebensraum für einen erfolgreichen Entwicklungszyklus. Diese Sonderstrukturen können bestimmte Pflanzenstrukturen, Mikrohabitat-Kombinationen, spezielle Landschaftselemente oder auch seltene Lebensraumcharakteristika (z. B. anhaltendes Blütenangebot, hohe Ameisendichte) darstellen. In der Bewertung soll abgeschätzt werden, wie hoch das Risiko für diese Art ist, dass die

notwendige Sonderstruktur(en) in ihrem aktuellen Vorkommensgebiet in Österreich derzeit nicht (mehr) verfügbar ist.

Kategorie	Erläuterung
stark	Sonderstruktur von Natur aus sehr selten bzw. aktuell nur mehr sehr eingeschränkt vorhanden, eventuell starke Abhängigkeit von Artenschutzmaßnahmen (z. B. solitäre besonnte Alteichen)
mäßig	Sonderstruktur selten und oft nur durch spezielle Bewirtschaftungsformen oder „glückliche“ Umstände geschaffen (z. B. Ackersutten, besonnte Uferanrisse)
schwach	Sonderstruktur weiter verbreitet bzw. wenig spezifisch, kann durch verbreitete Bewirtschaftungspraxis oder auch Fördermaßnahmen +- leicht hergestellt werden (z. B. ungemähte Säume, Totholz, offene Bodenstellen)
kein	keine Sonderstrukturen notwendig bzw. Sonderstruktur in ausreichendem Ausmaß verbreitet vorhanden

Mikroklima

Es wird festgelegt, welche spezifischen mikroklimatischen Ansprüche die Art an ihren Lebensraum stellt. Beurteilt wird dabei der anspruchsvollste Abschnitt der Entwicklung (so kann z. B. eine Art als Imago unter unterschiedlichen Bedingungen Nahrung suchen, benötigt aber warm/trockene Bodenstellen zur Eiablage).

Kategorie	Erläuterung
warm/trocken	besonnte, flachgründige Standorte, wenig Vegetation
warm/feucht	besonnte Standorte bzw. Klimagunstlage aber viel Vegetation bzw. bodennahes Grundwasser
warm	thermisch begünstigte Standorte ohne spezielles Feuchteniveau
feucht	gut wasserversorgte Standorte ohne thermische Präferenz
kühl	thermisch benachteiligte Standorte ohne spezielles Feuchteniveau
kühl/trocken	kurzrasige, flachgründig-offene, aber thermisch benachteiligte Standorte
kühl/feucht	klimatische Ungunstlagen, hohe Luftfeuchtigkeit bzw. bodennahes Grundwasser, dichte Waldbestände
breit	breite mikroklimatische Amplitude

Makroklima

Es wird festgelegt, welche makroklimatischen Rahmenbedingungen für das Vorkommen einer Art notwendig sind. Dies leitet sich in unserer Analyse aus dem großräumigen Verbreitungsareal der Art (vorwiegend in Europa) ab. Hierbei wird nicht die biogeografische Herkunft angegeben (obwohl diese natürlich eine große Rolle im Hintergrund spielt), sondern das aktuelle europäische Verbreitungsareal. Die Begriffe sind daher auch nicht in biogeographischer Sicht zu verstehen, sondern als Bezeichnungen für die makroklimatische Einnischung in (Mittel-)Europa.

Kategorie	Erläuterung
boreal	Verbreitungsareal reicht über Nordeuropa bis ins nördliche Mitteleuropa, klare südliche Verbreitungsgrenze in Mitteleuropa
alpin	Verbreitung in den Gebirgen (inkl. boreo-alpine Verbreitung)
atlantisch	Verbreitungsareal über Westeuropa mit klarer östlicher Verbreitungsgrenze in Mitteleuropa
kontinental	Verbreitungsareal reicht über Osteuropa bis nach Asien, fehlt weitgehend im Westen bzw. klare westliche Verbreitungsgrenze in Mitteleuropa
mediterran	Verbreitungsareal um das Mittelmeer mit klarer nördlicher Verbreitungsgrenze in Mitteleuropa
europäisch	europäischer Endemit mit Verbreitungsgrenzen innerhalb Europas, aber nicht mediterran
„undifferenziert“	ausgedehntes Verbreitungsareal in Europa ohne klare Verbreitungsgrenzen in Mitteleuropa
außereuropäisch	eingeführtes Neozoon

Ökologischer Typ

Es wird festgelegt, welchem „ökologischem Typ“ die Art zugerechnet werden kann. Es handelt sich dabei um eine Lebensraumkategorisierung als Kombination aus klimatischen und strukturellen Ansprüchen, die durch den jeweiligen Typ repräsentiert werden. Bei unterschiedlichen Einstufungen für die Entwicklungsstadien wird die Einstufung anhand der Larve bzw. Nymphe herangezogen. Bei breiter eingensichteten Arten wird der für Österreich flächenmäßig bedeutendste Typ gewählt. Die Einstufung lehnt sich an die erstmals von Blab & Kudrna (1982) als „Falterformationen“ festgelegten Kategorien an, die später auch in Österreich zur aktuellen Form der Kategorisierung weiterentwickelt wurden (z. B. Huemer & Erlebach 2007, Holzinger 2009).

Kategorie	Erläuterung
Mesophile Offenlandart	Vorkommensschwerpunkt in mäßig trockenen bis mäßig feuchten oder wechselfeuchten Grünlandlebensräumen
Xerothermophile Offenlandart	Vorkommensschwerpunkt in trockenen bis sehr trockenen und oft auch wärmebegünstigten Grünlandlebensräumen
Hygrophile Offenlandart	Vorkommensschwerpunkt in feuchten bis nassen Grünlandlebensräumen
(Montan-) alpine Offenlandart	Arten der Grünlandlebensräume, deren Verbreitungsschwerpunkt im (sub)alpinen Bereich liegt. In montanen Lagen leben sie – wenn überhaupt – vor allem an kühlen und schattigen Standorten
Tyrphobionte und tyrphophile Art	Arten, die (fast) ausschließlich in Hoch- und Zwischenmooren leben
Ripicole Art	Arten, die ausschließlich regelmäßig überflutete, meist spärlich bewachsene Sand- und Schotterbänke an Flüssen besiedeln. Sekundär sind Vorkommen auf anthropogenen Sedimentflächen möglich
Psammobionte Offenlandart	Arten, die lückig bewachsene Sandstandorte (Binnendünen, sandige Halbtrocken- und Trockenrasen) besiedeln
Halobionte Offenlandart	Arten, die vorwiegend in von Salz oder Soda geprägten Lebensräumen vorkommen (Meeresküste, Binnenlandsalzstellen)
Mesophile Saumart	Arten, die bevorzugt an oder in mäßig trockenen bis feuchten oder wechselfeuchten Waldrändern, Hecken und Gebüschern, auch in Schlagfluren und Waldsukzessionsflächen leben
Xerothermophile Saumart	Arten, die bevorzugt an oder in trockenen bis sehr trockenen und oft auch wärmebegünstigten, meist reicher strukturierten Waldrändern, Hecken und Gebüschern und in sehr lichten Wäldern leben
Hygrophile Saumart	Arten, die an nassen Standorten (v. a. Gewässerufer) Gebüsche und Gehölzsäume (vorwiegend Weiden) besiedeln
Mesophile Waldart	Arten, die in mäßig feuchten bis mäßig trockenen Wäldern und an deren Rändern leben
Xerothermophile Waldart	Arten, die in trockenen bis sehr trockenen, oft wärmebegünstigten und flachgründigen Wäldern und an deren Rändern leben
Hygrophile Waldart	Arten, die in feuchten bis nassen Wäldern – vor allem Au- und Bruchwäldern – und an deren Rändern leben
Art der Verlandungszone von Stillgewässern	Arten, die Seggenriede, Röhrichte und auch flutende Wasserpflanzen besiedeln sowie Arten, die an Rändern von Stillgewässern leben
Stillgewässerart	Arten, die auf und im Wasserkörper von stehenden Gewässern leben
Fließgewässerart	Arten, die auf und im Wasserkörper von Bächen und Flüssen leben

Kategorie	Erläuterung
Höhlenbewohner	Arten die ausschließlich oder überwiegend in Höhlen leben
Ubiquist/eurytope Pionierart/Kulturfolger	Arten, die sehr unterschiedliche Lebensräume besiedeln, synanthrope Arten und Pionierarten mit geringen Ansprüchen an den Lebensraum

Besiedeltes Stratum

Es wird festgelegt, welches Stratum im besiedelten Lebensraum von der betreffenden Art (bevorzugt) besiedelt wird. Der Schwerpunkt der Bewertung liegt dabei auf dem Stadium (Larve, Imago), das den überwiegenden Teil des aktiven Entwicklungszyklus einnimmt.

Kategorie	Erläuterung
Boden	im Boden oder in der Laubstreu lebend
Bodenoberfläche	am Boden (laufaktiv), in Strukturen am Boden (z. B. Kot) oder an der Basis von Pflanzen lebend
Krautschicht	in der Krautschicht lebend
Baum/Strauch	in der Baum- und/oder Strauchschicht lebend
Holz	an oder in Holz lebend
Wasseroberfläche	an der Wasseroberfläche bzw. auf Schwimmpflanzen oder Treibgut lebend
im Wasser	unterhalb der Wasseroberfläche im freien Wasser oder auf Unterwasserpflanzen lebend
Gewässersohle	an bzw. in der Gewässersohle lebend
Sonderstrukturen	z. B. in Phytotelmen, in Pilzen u. a.
Stratenwechselnd	im Zuge der Entwicklung zwei oder mehr Straten besiedelnd (ohne kurzzeitige Phasen oder Ruhestadien)

Generationenzahl

Es wird festgelegt, wie lange die Generationendauer der Art unter mitteleuropäischen Bedingungen normalerweise dauert bzw. wieviele Generationen im überwiegenden Teil des Vorkommens sich pro Jahr entwickeln können. Angegeben wird diese in Anzahl der Generationen pro Jahr.

Kategorie	Erläuterung
mehrfährig	Entwicklung dauert zumindest zwei Jahre
semivoltin	Entwicklung von Ei zu Imago benötigt länger als ein Jahr (aber nicht mehrjährig)
eine	innerhalb eines Jahres entwickelt sich eine Generation
zwei	innerhalb eines Jahres entwickeln sich (üblicherweise) zwei Generationen
drei und mehr	innerhalb eines Jahres entwickeln sich (üblicherweise) drei oder mehr Generationen

Überwinterung

Es wird festgelegt, in welchem Stadium der Entwicklung das Winterhalbjahr in Österreich üblicherweise überdauert wird.

Kategorie	Erläuterung
Ei	Überwinterung als Ei bzw. Eilarve
Larve	Überwinterung als Larve bzw. Nymphe
Puppe	Überwinterung als Puppe bzw. Präpuppe
Imago	Überwinterung als erwachsenes Tier
mehrere	Überwinterung von verschiedenen Stadien üblicherweise möglich

Körpergröße

Es wird festgelegt, in welche Größenklasse diese Insektenart fällt. Herangezogen wird dabei das ausgewachsene Tier (Imago). Bei Geschlechtsdimorphismus wird das Maß des größeren Geschlechts herangezogen, bei Arten mit sozial bedingten Größenunterschieden (z. B. staatenbildende Bienen) das der häufigsten Kaste. Da die Größe oft starken individuellen Schwankungen unterliegt, wird eine „mittlere“ Größe des ausgewählten Geschlechts bzw. Kaste als Wert herangezogen. Gemessen wird die Körperlänge (Kopf, Thorax & Abdomen) ohne Fühler, Flügel oder andere Anhänge.

Kategorie	Erläuterung
sehr klein	< 1 mm
klein	1 – 3 mm
mäßig klein	3 – 6 mm
mittel	6 – 12 mm
groß	12 – 30 mm
sehr groß	> 30 mm

Bestandstrend

Es wird festgelegt, wie sich der österreichische Bestand der betreffenden Art in den letzten 30 Jahren entwickelt hat. Dies wird aus publizierten Quellen (v. a. den entsprechenden Parametern der aktuellen Roten Listen, bei FFH-Arten auch aus dem aktuellen Nationalen Bericht nach Artikel 17) bzw. aus eigener Experteneinschätzung abgeleitet. In vielen Fällen muss der Wert aufgrund fehlender Monitoringdaten aus Veränderungen des Verbreitungsareals bzw. aus Flächenänderungen bevorzugter Habitats abgeleitet werden. In Artengruppen mit fehlender aktueller Bearbeitung durch eine Rote Liste (z. B. Bienen) ist der Bestandstrend aktuell meist nicht bekannt.

Kategorie	Erläuterung
abnehmend	deutlich belegbarer Bestandsrückgang (mind. - 30 % in 30 Jahren) bzw. ausgestorbene Art
stabil	kein klarer Trend bzw. Bestand fluktuierend bzw. unterschiedliche Trends in verschiedenen Regionen
zunehmend	deutlich belegbare Bestandszunahme (mind. + 30 % in 30 Jahren)
unbekannt	Datenlage unzureichend für eine Bestandseinschätzung

Gefährdung

Es wird festgelegt, in welche Gefährdungskategorie (nach dem Einstufungsmodus der Roten Listen Österreichs) die betreffende Art zu stellen ist. Grundlage dafür sind die Einstufungen nach der letztgültigen Roten Liste Österreichs. Sofern diese nicht vorliegt, kann als Annäherung die Einstufung nach der europäischen Roten Liste oder einer Roten Liste eines Nachbarlandes

(Tschechien für die Schwebfliegen) erfolgen, wobei bei der Auswertung berücksichtigt wird, dass die Gefährdung nach der europäischen Liste aus österreichischer Sicht hier meist zu niedrig eingestuft ist. Eine Anpassung der Einstufung auf einen aktuellen Stand kann nach Experteneinschätzung erfolgen (und wird entsprechend in der Anmerkung festgehalten).

Kategorie Gefährdungskategorien nach der IUCN-Terminologie	Erläuterung
RE	Regionally Extinct – Ausgestorben
CR	Critically Endangered – Vom Aussterben bedroht
EN	Endangered – Stark gefährdet
VU	Vulnerable – Gefährdet
NT	Near Threatened – Art der Vorwarnliste
LC	Least Concern – Ungefährdet
DD	Data Deficient – Datenlage ungenügend
NE	Not Evaluated – Nicht eingestuft



Abbildung 13: Einstufungsbeispiel Steppen-Sattelschrecke *Ephippiger ephippiger*: Lebensraum terrestrisch, Nahrung gemischt, Spezifität „poly“, Sonderstrukturen schwach, Mikroklima warm/trocken, Makroklima europäisch, Ökologischer Typ Xerothermophile Saumart, Stratum Baum/Strauch, Generationen eine, Überwinterung Ei, Körper groß, Trend abnehmend, Gefährdung VU.

5.3 Charakteristika der Insekten-Stichprobe und Risikofaktoren für abnehmende Populationen

Neben den in den Kapiteln 3 aufgeführten Wirkfaktoren auf Insektenpopulationen („immediate causes“) ist die Kenntnis der „ultimate causes“ (Kotiaho et al. 2004), die an den Ansprüchen und Möglichkeiten der jeweiligen Insektenart ansetzt, von großer Bedeutung für das Verständnis der aktuell ablaufenden Veränderungen. Diese „ultimate causes“ leiten wir aus den aus diesem Kapitel beschriebenen ökologischen und biologischen Merkmalen der Insektenarten ab.

Aus der Literatur sind derartige Risikofaktoren für viele Arten, teilweise auch für Artengruppen oder ganze Familien identifiziert worden, wobei eine vergleichbar breite Untersuchung, wie sie hier vorgelegt wird, zumindest aus Mitteleuropa nicht bekannt ist. Kotiaho et al. (2004) konnten bei Tagfaltern in Finnland folgende ökologische Parameter als entscheidend für ein hohes Gefährdungsrisiko ermitteln: schmale ökologische Nische (hinsichtlich Larvenfutterpflanzen und bevorzugtem Imaginal-Habitat), eingeschränkte Verbreitung, geringe Mobilität und kurze Flugperiode. Sehr ähnliche Befunde liefern Franzén & Johannesson (2007) für Schmetterlinge eines schwedischen Naturschutzgebietes mit eingeschränkter Nahrungswahl, eingeschränkter Verbreitung, kurzer Flugperiode und Beschränkung auf unbewaldete Lebensräume als wichtigste Risikofaktoren für rückläufige Bestände, während expansive Arten vor allem durch eine südliche Verbreitung in Schweden charakterisiert waren. Auch die Studie von Habel et al. (2016) an Schmetterlingen in Süddeutschland verschnitt ökologische Parameter mit Bestandstrends und ermittelte Habitatspezifität, eingeschränkte Mobilität und Abhängigkeit von nährstoffarmen Lebensräumen als die wichtigsten Risikofaktoren für rückläufige Bestände. Bieringer & Weißmair (2017) analysierten Faktoren, die signifikant mit dem Rückgang von Heuschrecken-Arten in Österreich korreliert sind und nennen durchaus vergleichbar Habitatspezifität (entspricht der „schmalen ökologischen Nische“ von Kotiaho et al. 2004), eingeschränktes räumliches Verbreitungsareal und geringe lokale Populationsgrößen als entscheidende Faktoren. Dass auch Körpergröße einen Risikofaktor darstellen kann zeigten z. B. Desender et al. (2010) an Laufkäfern in Belgien, wo große Arten stärker rückläufig waren. Chichorro et al. (2020) haben eine größere Zahl derartiger Studien einer Metaanalyse unterzogen und ermittelten zwei Faktoren, die über alle Taxa und Regionen entscheidend für ein erhöhtes Aussterberisiko sind: Kleines Verbreitungsareal und enge Habitateinnischung. Die vielfach genannte Körpergröße erwies sich in diesem Zusammenhang als nicht signifikant.

In Österreich entwickelte Habeler (1998) zur Bewertung der Fähigkeit, wie gut eine Art aufgrund ihrer genetischen Veranlagung mit dem Lebensraumangebot und seinen biotischen und abiotischen Faktoren zurechtkommt, einen sogenannten „Vitalitäts-Index“. Dieser Index berücksichtigt Verbreitung (als Frequenz des Auftretens in Bezug zur Stichprobe kontrollierter

Fundstellen), Zahl der Nachweise (bezogen auf die Exkursionen zur Flugzeit), Regelmäßigkeit des Auftretens und durchschnittliche Individuenzahl pro Exkursion – teilweise also Faktoren, die von den oben genannten Studien als Risikofaktoren eingestuft wurden. Der dabei ermittelte Wert stellt eine Annäherung an das Gefährdungsrisiko der jeweiligen Art, abgeleitet aus ihrem Auftreten in einem bestimmten Gebiet ab. Auch für seine Studie über die Schmetterlinge der Umgebung von Bad Mitterndorf wendet Habeler (2014) den Vitalitätsindex zur Einstufung der insgesamt 1.172 Arten hinsichtlich ihres Gefährdungsrisikos an. Als wertvolle Nebeninformation liefert der Vitalitätsindex auch ein Maß für die Verfügbarkeit einer Art in der Nahrungskette, sodass Habeler (2014) über ihre Schmetterlingsgemeinschaften auch die Bedeutung unterschiedlicher Lebensräume für Insektenfresser quantifizieren konnte.

In der hier vorliegenden Studie wurde das untersuchte Parameterset vergleichsweise breit angelegt, während manche der oben genannten Parameter aufgrund fehlender Datengrundlagen für die meisten untersuchten Arten (wie etwa Dauer des jahreszeitlichen Auftretens oder mittlere Populationsdichten) nicht erfasst werden konnten.

Im Folgenden wird die Verteilung der Merkmale der bewerteten Parameter für die einzelnen untersuchten Insektengruppen in der Übersicht und im Vergleich dargestellt, um ein repräsentatives Profil der Charakteristik der heimischen Insektenfauna erstellen zu können. Im darauffolgenden Kapitel wird ermittelt, welche dieser Parameter mit Bestandsveränderungen sowie Gefährdungseinstufungen in Zusammenhang stehen und als „Risikofaktor“ für rückläufige Populationen angesehen werden können.

5.3.1 Charakteristika der untersuchten Insektenfauna

Mit der in dieser Insektenstudie zusammengeführten Stichprobe von etwa 11 % der heimischen Vielfalt soll eine möglichst repräsentative Referenz für die Ansprüche und Charakteristika der österreichischen Insekten erstellt werden. Die hier präsentierten Darstellungen und Analysen beziehen sich auf alle fertig bewerteten 4.288 Arten aus 12 Ordnungen und 116 Familien der heimischen Insektenwelt.



Abbildung 14: Die „Otto Normalverbraucher“ unter den bewerteten Insekten Österreichs – das Ausrufungszeichen *Agrotis exclamatoris* und der Knappe *Spilostethus saxatilis*.

Die Tabelle 2 stellt das Ergebnis der Insektenbewertung in der Zusammenschau dar. Die „typische“ Ausprägung der untersuchten Insekten betrifft vor allem mittelgroße bis große, terrestrisch lebende Pflanzenfresser mit geringer Bindung an andere Arten bzw. gefährdete Sonderstrukturen, einem erhöhten Wärmebedürfnis ohne besondere makroklimatische Ansprüche, mit einer einjährigen Entwicklung und einer Besiedlung von Offenlandbiotopen, bevorzugt in der Kraut- und Gehölzschicht. Kaum eine Art vereint jedoch alle Merkmale, die jeweils als häufigste Ausprägung genannt werden – vor allem einige Nachtfalter wie das häufige Ausrufungszeichen *Agrotis exclamatoris* oder der zu den Wanzen gehörende Knappe *Spilostethus saxatilis* sind in fast allen Merkmalen in der jeweils häufigsten Kategorie zu finden (Abbildung 14).

Beachtenswert ist, dass die „Normallandschaft“, also die mesophilen Offenland-, Saum- und Waldlebensräume, von 37 % aller untersuchten Arten bevorzugt werden, während die flächenmäßig in weitaus geringerem Anteil vorhandenen xerothermophilen Lebensräume mit 36 % ein fast ebenso großes Artenspektrum beherbergen. Der bedeutendste Lebensraumtyp für Artenvielfalt überhaupt ist das Xerothermophile Offenland, also die vielfältigen Trocken- und Halbtrockenrasenbiotope, mit 1.087 Arten (25 % aller Arten!), die diesen Typ bevorzugen.

Die Unterschiede zwischen den untersuchten Insektengruppen sind markant und decken das gesamte Spektrum der möglichen Kategorisierungen aus Kapitel 5.2 ab. Besonders auffällig ist die hohe Spezifität bei Zikaden, die bei fast 60 % der Arten eine Bindung an nur eine andere Art bzw. Gattung aufweisen – gleichzeitig besteht bei diesen auch die höchste Bindung an

gefährdete Sonderstrukturen. Ähnliche Bindungen an einzelne Arten bzw. Gattungen mit 20 bis über 40 % der Arten finden sich aber auch bei Wildbienen, Bockkäfern und Tagfaltern. Wildbienen haben mit den brutparasitischen „Kuckucksbienen“ einen fünffach höheren Grad an „parasitischen“ Arten als die gesamte Stichprobe. Bockkäfer weisen durch die Bindung von fast 70 % aller Arten an totes, zerfallendes Holz eine sehr stark abweichende Rate an saprophagen Arten auf. Einen Sonderfall stellen auch die Libellen dar, die als einzige Gruppe rein carnivor und amphibisch ist.

Tabelle 2: Übersicht über die Verteilung der jeweiligen Kategorisierungen pro bewertetem Parameter (vgl. Kapitel 5.2) für die Insektenstichprobe (4.288 Arten, vgl. Tabelle 1). Die Schabelfliegen sind aus Platzgründen (taxonomisch unkorrekt) den Netzflüglern i. w. S. zugeschlagen.

	Gesamt	Libellen	Heu- & Fangschrecken	Zikaden	Wanzen	Netzflügler i. w. S.	Bockkäfer	Wildbienen	Tagfalter	Nachtfalter	Schwebfliegen
Lebensraum											
terrestrisch	94,8%		100,0%	99,8%	93,0%	94,7%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	82,8%
amphibisch	3,3%	100,0%		0,2%	0,1%	5,3%					12,3%
aquatisch	1,5%				6,9%						
unbekannt	0,5%										4,9%
Nahrung											
"herbivor"	72,1%		68,1%	100,0%	60,6%		30,3%	75,4%	100,0%	99,9%	40,6%
gemischt	5,9%		27,0%		19,5%	24,4%	0,5%				0,2%
carnivor	12,4%	100,0%	2,8%		19,3%	72,5%				0,1%	40,6%
saprophag	5,1%		1,4%				69,2%				16,2%
"parasitisch"	4,5%		0,7%		0,5%	3,1%		24,6%			1,6%
unbekannt	0,1%										0,7%
Spezifität											
"mono I"	11,3%	1,3%		34,6%	7,0%	5,3%	13,3%	8,6%	13,9%	5,7%	5,6%
"mono II"	16,0%			24,5%	12,4%	5,3%	17,1%	20,7%	29,3%	18,5%	3,5%
"oligo"	20,5%	1,3%	0,7%	18,0%	20,0%	9,2%	22,7%	17,9%	45,7%	19,1%	32,5%
"meso"	2,5%			1,8%	8,6%			0,6%	1,9%	0,7%	0,9%
"poly"	45,2%	97,4%	99,3%	16,8%	52,1%	80,2%	46,9%	49,5%	9,1%	55,9%	25,5%
unbekannt	4,3%			4,3%				2,8%			32,0%
Sonderstrukturen											
stark	10,4%	2,6%	1,4%	24,9%	5,2%		1,4%	17,4%		8,0%	9,3%
mäßig	15,2%	15,4%	3,5%	10,2%	13,6%	5,3%	11,4%	27,7%	10,6%	19,9%	7,4%
schwach	32,7%	82,1%	36,9%	29,7%	12,5%	64,9%	68,7%	51,2%	67,3%	23,5%	12,5%
kein	35,8%		58,2%	24,8%	68,8%	29,8%	18,0%	0,1%	22,1%	48,7%	32,9%

	Gesamt	Libellen	Heu- & Fangschrecken	Zikaden	Wanzen	Netzflügler i. w. S.	Bockkäfer	Wildbienen	Tagfalter	Nachtfalter	Schwebfliegen
unbekannt	6,0%			10,5%			0,5%	3,5%			37,8%
Mikroklima											
warm/trocken	27,9%		38,3%	0,8%	26,0%	26,0%	41,2%	47,8%	26,4%	43,1%	7,9%
warm/feucht	10,5%		24,1%	20,8%	5,1%	9,2%	8,5%	2,5%	3,8%	9,8%	23,4%
warm	23,6%	50,0%	16,3%	47,8%	17,2%	25,2%	28,0%	21,4%	32,2%	11,4%	17,9%
feucht	0,4%					3,1%		1,8%			
kühl	5,0%	21,8%	6,4%	2,9%	2,0%	9,9%	4,3%	9,6%	6,7%	2,5%	6,0%
kühl/trocken	0,9%		4,3%	0,3%	1,0%		0,9%	0,4%	0,5%	1,9%	
kühl/feucht	6,1%		3,5%	5,1%	11,0%	7,6%	7,1%	1,5%	6,7%	6,3%	5,1%
breit	22,9%	28,2%	7,1%	20,6%	37,7%	19,1%	9,5%	12,9%	23,6%	25,0%	18,3%
unbekannt	2,8%			1,7%			0,5%	2,0%			21,3%
Makroklima											
boreal	5,3%	20,5%	7,1%	9,7%	2,7%		3,3%	4,9%	3,4%	0,7%	5,3%
alpin	6,3%	5,1%	14,2%	4,3%	3,1%	5,3%	2,4%	4,9%	21,2%	6,6%	11,4%
atlantisch	2,2%	5,1%	4,3%		1,1%		0,5%	6,6%		0,9%	2,3%
kontinental	16,4%	37,2%	27,7%	7,2%	11,6%	23,7%	39,3%	16,3%	32,2%	6,7%	12,3%
mediterran	14,1%	10,3%	13,5%	13,5%	9,4%	23,7%	33,2%	20,0%	9,1%	30,1%	6,3%
europäisch	10,9%	2,6%	19,1%	25,5%	8,2%	16,8%	7,6%	7,3%	4,3%	16,9%	2,6%
"undifferenziert"	43,6%	19,2%	12,8%	38,0%	62,7%	30,5%	12,8%	38,7%	29,3%	37,8%	59,9%
außereuropäisch	0,7%		1,4%	1,4%	1,1%		0,9%	0,1%	0,5%	0,4%	
unbekannt	0,3%			0,3%				1,1%			
Ökologischer Typ											
Xerothermophile Offenlandart	25,3%		24,1%	17,2%	29,9%	6,1%	13,7%	48,9%	24,0%	26,8%	3,2%
Xerothermophile Saumart	6,2%		12,1%	10,3%	4,4%	11,5%	14,2%	4,9%	7,2%	2,6%	5,8%
Xerothermophile Waldart	4,5%		0,7%	2,0%	6,0%	22,1%	22,3%		0,5%	4,3%	2,6%
Mesophile Offenlandart	10,0%		17,7%	10,6%	12,8%	0,8%		7,6%	17,3%	13,4%	3,7%
Mesophile Saumart	11,7%		14,9%	14,0%	8,8%	2,3%	3,8%	15,3%	15,9%	11,9%	13,5%
Mesophile Waldart	15,4%		4,3%	12,8%	17,1%	41,2%	39,8%		10,6%	17,9%	25,5%
Hygrophile Offenlandart	3,5%		5,7%	9,7%			0,9%	0,8%	2,9%	5,0%	5,6%
Hygrophile Saumart	1,6%			4,2%		1,5%		2,3%	1,0%	1,6%	2,3%
Hygrophile Waldart	2,8%			3,8%	1,8%	3,8%	3,8%	1,1%	0,5%	2,9%	8,1%
(Montan-) alpine Offenlandart	5,6%		5,0%	1,8%	2,4%	1,5%		5,9%	17,8%	5,5%	16,9%
Psammobionte Offenlandart	1,1%		3,5%	0,8%		0,8%		2,5%		0,5%	3,7%
Halobionte Offenlandart	1,1%		1,4%	1,4%	3,6%			0,7%			
Tyrphobionte und tyrphophile Art	1,7%	14,1%		3,4%	1,7%				2,4%	1,9%	0,9%
Ripicole Art	0,6%		5,0%	1,1%	1,1%	0,8%				0,1%	
Fließgewässerart	0,5%	12,8%			0,5%	2,3%					
Verlandungszone von Stillgewässern	2,2%	38,5%	1,4%	3,5%	1,2%					1,5%	4,2%

	Gesamt	Libellen	Heu- & Fangschrecken	Zikaden	Wanzen	Netzflügler i. w. S.	Bockkäfer	Wildbienen	Tagfalter	Nachtfalter	Schwebfliegen
Stillgewässerart	2,0%	34,6%			6,0%	2,3%					0,5%
Ubiquist/Kulturfolger	3,6%		2,8%	2,6%	2,5%	3,1%	1,4%	8,0%		4,1%	3,5%
Höhlenbewohner	0,1%		1,4%		0,1%						
unbekannt	0,4%			0,8%				1,8%			
Stratum											
Boden	0,5%		0,7%	0,3%	0,8%						2,8%
Bodenoberfläche	5,9%		36,9%	6,9%	16,5%		1,9%				0,2%
Krautschicht	40,3%		40,4%	57,5%	41,9%	2,3%	14,2%		87,0%	67,5%	35,3%
Baum/Strauch	21,2%		17,7%	26,0%	28,4%	74,8%	1,4%		2,4%	31,4%	21,3%
Holz	3,9%			0,3%			43,6%				16,7%
Wasseroberfläche	0,4%				1,7%						
im Wasser/Gewässersohle	2,9%	100,0%			4,4%						1,4%
Sonderstrukturen	0,7%		4,3%		0,3%					1,1%	2,8%
Stratenwechselnd	23,4%			8,9%	6,0%	22,9%	38,9%	100,0%	10,6%		10,9%
unbekannt	0,9%										8,6%
Generationen											
mehrfähig	5,2%	32,1%	1,4%	1,4%	0,8%	16,0%	65,4%		9,6%		
semivoltin	2,4%	25,6%		0,6%	4,1%	3,1%	11,8%				3,0%
eine	69,6%	39,7%	98,6%	61,7%	79,8%	19,1%	20,9%	85,4%	55,8%	76,9%	61,5%
zwei	19,7%	2,6%		33,5%	15,1%	45,0%	1,4%	9,8%	23,1%	22,7%	28,3%
drei und mehr	1,3%				0,1%	3,1%			11,5%	0,4%	5,6%
unbekannt	1,8%			2,8%	0,1%	13,7%	0,5%	4,8%			1,6%
Überwinterung											
Ei	23,7%	17,9%	85,8%	62,5%	37,7%				10,6%	13,3%	
Larve	30,4%	70,5%	2,8%	18,9%	1,7%	52,7%	79,1%	1,8%	70,2%	48,1%	75,4%
Puppe	15,3%					36,6%	3,3%	30,7%	11,1%	34,9%	18,1%
Imago	25,0%	3,8%	0,7%	14,5%	50,2%	7,6%	4,3%	63,0%	4,8%	3,7%	0,9%
mehrere	3,8%	7,7%	10,6%	1,7%	10,3%	1,5%	12,3%		3,4%		1,2%
unbekannt	1,7%			2,5%		1,5%	0,9%	4,5%			4,4%
Körpergröße											
sehr klein	0,0%				0,1%						
klein	4,9%			17,8%	8,4%	11,5%					
mäßig klein	23,6%		2,8%	69,4%	48,4%	13,7%	7,1%	4,5%		0,1%	10,0%
mittel	27,2%		6,4%	11,1%	30,6%	46,6%	39,8%	35,6%	26,9%	12,7%	57,1%
groß	41,8%	50,0%	80,9%	1,4%	12,4%	22,1%	49,3%	59,5%	73,1%	82,6%	32,9%
sehr groß	2,5%	50,0%	9,9%	0,3%	0,1%	3,1%	3,8%	0,3%		4,6%	
unbekannt	0,1%				0,1%	3,1%		0,1%			
Bestandstrend											

	Gesamt	Libellen	Heu- & Fangschrecken	Zikaden	Wanzen	Netzflügler i. w. S.	Bockkäfer	Wildbienen	Tagfalter	Nachtfalter	Schwebfliegen
zunehmend	4,1%	7,7%	17,7%	1,4%	3,5%	30,5%	9,5%	1,3%	1,9%	1,7%	3,7%
stabil	36,6%	56,4%	54,6%	30,5%	54,6%	51,1%	49,8%	0,1%	42,8%	44,5%	29,7%
abnehmend	30,9%	34,6%	27,7%	57,8%	20,8%	16,8%	22,7%	1,1%	53,8%	44,2%	33,4%
unbekannt	28,4%	1,3%		10,3%	21,1%	1,5%	18,0%	97,5%	1,4%	9,6%	33,2%
Gefährdung											
RE	1,3%		3,5%	0,3%		2,3%	1,4%		2,4%	4,1%	
CR	7,1%	24,4%	7,8%	14,0%	7,9%	8,4%	4,7%		6,3%	8,0%	
EN	8,1%	11,5%	17,7%	12,3%	10,8%	3,8%	5,2%		9,6%	9,1%	
VU	9,3%	20,5%	10,6%	9,7%	12,8%	11,5%	12,3%		12,5%	7,3%	
NT	9,9%	10,3%	25,5%	9,8%	13,7%	16,0%	14,2%		23,1%	11,4%	
LC	30,1%	32,1%	31,2%	35,4%	40,7%	58,0%	38,4%		37,5%	47,3%	
DD	6,8%		3,5%	16,6%	12,0%		1,4%		5,3%	6,5%	
NE	27,4%	1,3%		1,8%	2,1%		22,3%	100,0%	3,4%	6,3%	100,0%

Bemerkenswert gleichförmig sind jedoch die mikroklimatischen Ansprüche, die bei allen Gruppen zumindest für die Hälfte der Arten auf die „warmen“ Kategorien fällt – dementsprechend sind auch mediterrane Arten in allen Gruppen für ein mitteleuropäisches Land mit hohem Gebirgsanteil auffallend stark vertreten. Neozoen spielen hingegen mit durchschnittlich weniger als 1 % Anteil (zumindest in unserer Stichprobe) kaum eine Rolle im heimischen Artenspektrum. Auch die Größe zeigt eine durchaus ähnliche Verteilung – in Summe sind über 90 % der untersuchten Arten zwischen 3 und 30 mm groß. Die geringen Anteile an kleinen bis sehr kleinen Arten lassen jedoch vermuten, dass hier die Stichprobenauswahl auch den Kenntnisstand in Österreich reflektiert, der mit der Kleinheit der jeweiligen Arten sinkt.

Wichtiger Teil der Insektenstudie ist auch die Bewertung der Bedeutung der „Spezifitäten“ der behandelten Insektenarten (siehe Kapitel 5.2). Eine obligatorische Bindung an eine Art bzw. Gattung besteht bei bemerkenswerten 27,4 % der bewerteten Insekten, eine Bindung an nur eine Familie bei weiteren 20,5 %. Zusammen mit den vergleichsweise wenigen als „meso“ eingestuft Arten mit etwas breiterem Bindungsspektrum sind über die Hälfte der Arten in unserer Insektenstichprobe für ihr Überleben auf eine mehr oder weniger eingeschränkte Menge an anderen Arten als Nahrung, Wirt, Larvenproviand oder Eiablagesubstrat angewiesen. Wirkfaktoren, die für diese Arten eventuell bedeutungslos sind, können über den Umweg ihrer „Partnerart“ fatal wirken und zum Rückgang oder Verschwinden dieses speziellen Insekts führen.

Die Tabelle 3 informiert über die aufgefundenen Arten und Gattungen, auf die Insektenarten der Kategorien „mono I“ und „mono II“ – also diejenigen mit der exklusivsten und risikoreichsten Bindung – obligatorisch gebunden sind.

Insgesamt liegen in unserer Stichprobe obligatorische Bindungen bzw. Spezifitäten von 486 untersuchten Insektenarten (mit „mono I“) an 273 „andere“ Arten vor. Zusammen mit den 688 auf Gattungsniveau spezifischen Insekten („mono II“) sind diese auf mind. 255 Gattungen aus 88 verschiedenen Familien verteilt. Der ganz überwiegende Teil betrifft Pflanzen, die fast ausschließlich als exklusive Nahrung bzw. als Pollenquelle benötigt werden. Aufgrund der bei den Wildbienen (und den Hymenopteren im Allgemeinen) jedoch im Vergleich zu den anderen Insekten ungewöhnlich hohen Rate an brutparasitischen Arten („Kuckucksbienen“) sind auch Wildbienen selbst mit 52 verschiedenen Arten bzw. 21 verschiedenen Gattungen, die für das Überleben der bewerteten Insekten essentiell sind, sehr stark vertreten. Viel schwächer ist hingegen eine enge Bindung an Arten und Gattungen anderer Organismengruppen ausgeprägt, so an Ameisen (Formicidae, durch sieben Arten), Blattläuse (Aphidoidea, durch fünf Arten), Pilze (durch drei Arten) oder Schnecken (als Neststandort für eine Art).

Tabelle 3: Übersicht über die Arten und Gattungen, an die die untersuchten Insekten jeweils eine besonders enge Bindung (nur an eine Art – „mono I“ bzw. nur an eine Gattung – „mono II“) zeigen, gereiht nach der Anzahl der davon abhängigen Insektenarten. Aufgeführt sind alle Gattungen und Arten, an die zumindest drei der untersuchten Insektenarten obligatorisch gebunden sind.

Gruppe	Familie	Gattung	Art	Arten- zahl	Zikaden	Wanzen	Bock- käfer	Wild- bienen	Tag- falter	andere
Pflanzen	Salicaceae	<i>Salix</i>		43	23	7	2	9	1	1
Wildbienen	Andrenidae	<i>Andrena</i>		39				39		
Pflanzen	Fagaceae	<i>Quercus</i>		36	14	10	9		2	1
Pflanzen	Cyperaceae	<i>Carex</i>		24	24					
Pflanzen	Poaceae	<i>Festuca</i>	<i>Festuca ovina</i> agg.	19	18				1	
Wildbienen	Halictidae	<i>Lasioglossum</i>		17				17		
Pflanzen	Campanulaceae	<i>Campanula</i>		17		1		16		
Pflanzen	Pinaceae	<i>Pinus</i>		16	4	1	7			4
Pflanzen	Rubiaceae	<i>Galium</i>		15		15				
Pflanzen	Poaceae	<i>Phragmites</i>	<i>Phragmites australis</i>	14	14					
Pflanzen	Poaceae	<i>Festuca</i>		12	6				6	
Pflanzen	Pinaceae	<i>Picea</i>	<i>Picea abies</i>	12	3		6			3
Pflanzen	Violaceae	<i>Viola</i>		11		2			9	
Pflanzen	Betulaceae	<i>Corylus</i>	<i>Corylus avellana</i>	10	5	2	2			1
Pflanzen	Urticaceae	<i>Urtica</i>	<i>Urtica dioica</i>	9	5	2			2	
Pflanzen	Betulaceae	<i>Alnus</i>		9	5	4				
Pflanzen	Salicaceae	<i>Populus</i>		9	1	3	4		1	

Gruppe	Familie	Gattung	Art	Arten- zahl	Zikaden	Wanzen	Bock- käfer	Wild- bienen	Tag- falter	andere
Pflanzen	Sapindaceae	<i>Acer</i>		9	6	1	2			
Pflanzen	Ulmaceae	<i>Ulmus</i>		9	5	1	2			1
Pflanzen	Salicaceae	<i>Populus</i>	<i>Populus alba</i>	7	7					
Pflanzen	Salicaceae	<i>Populus</i>	<i>Populus nigra</i>	7	7					
Pflanzen	Poaceae	<i>Calamagrostis</i>		7	6	1				
Pflanzen	Polygonaceae	<i>Rumex</i>		7						7
Pflanzen	Salicaceae	<i>Salix</i>	<i>Salix purpurea</i>	6	6					
Pflanzen	Asteraceae	<i>Centaurea</i>		6	1	4	1			
Pflanzen	Betulaceae	<i>Betula</i>		6	6					
Pflanzen	Juncaceae	<i>Juncus</i>		6	6					
Pflanzen	Lamiaceae	<i>Thymus</i>		6	2	2				2
Pflanzen	Rosaceae	<i>Potentilla</i>		6				2		4
Wildbienen	Apidae	<i>Bombus</i>		5				5		
Pflanzen	Poaceae	<i>Molinia</i>	<i>Molinia caerulea</i>	5	4	1				
Pflanzen	Poaceae	<i>Phalaris</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	5	5					
Pflanzen	Poaceae	<i>Poa</i>	<i>Poa pratensis</i>	5	5					
Pflanzen	Salicaceae	<i>Populus</i>	<i>Populus tremula</i>	5	4	1				
Pflanzen	Asteraceae	<i>Artemisia</i>		5	2	3				
Pflanzen	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i>		5		5				
Pflanzen	Fabaceae	<i>Onobrychis</i>		5				1		4
Wildbienen	Megachilidae	<i>Megachile</i>		5				5		
Pflanzen	Asteraceae	<i>Artemisia</i>	<i>Artemisia campestris</i>	4	3	1				
Pflanzen	Poaceae	<i>Brachypodium</i>	<i>Brachypodium pinnatum</i>	4	4					
Pflanzen	Poaceae	<i>Calamagrostis</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i>	4	4					
Pflanzen	Poaceae	<i>Deschampsia</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	4	3					1
Pflanzen	Pinaceae	<i>Larix</i>	<i>Larix decidua</i>	4		1	1			2
Wildbienen	Colletidae	<i>Colletes</i>		4				4		
Pflanzen	Polygonaceae	<i>Persicaria</i>	<i>Persicaria bistorta</i>	4					3	1
Pflanzen	Poaceae	<i>Sesleria</i>	<i>Sesleria caerulea</i>	4	2					2
Pflanzen	Apidae	<i>Anthophora</i>		4				4		
Pflanzen	Boraginaceae	<i>Echium</i>		4				4		
Pflanzen	Caprifoliaceae	<i>Lonicera</i>		4		1	1			2
Pflanzen	Cistaceae	<i>Helianthemum</i>		4		2		1		1
Pflanzen	Fabaceae	<i>Ononis</i>		4		3	1			
Pflanzen	Lamiaceae	<i>Stachys</i>		4		2				2
Pflanzen	Poaceae	<i>Agrostis</i>		4	4					
Pflanzen	Santalaceae	<i>Thesium</i>		4		4				
Pflanzen	Sapindaceae	<i>Acer</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	2	1				
Pflanzen	Poaceae	<i>Agrostis</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	3	3					
Pflanzen	Betulaceae	<i>Alnus</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	3	3					
Pflanzen	Betulaceae	<i>Betula</i>	<i>Betula pendula</i>	3	1	1	1			
Pflanzen	Ericaceae	<i>Calluna</i>	<i>Calluna vulgaris</i>	3	2			1		
Pflanzen	Cyperaceae	<i>Carex</i>	<i>Carex flacca</i>	3	3					
Pflanzen	Cyperaceae	<i>Carex</i>	<i>Carex humilis</i>	3	3					
Pflanzen	Cyperaceae	<i>Carex</i>	<i>Carex spec. indet.</i>	3	3					
Pflanzen	Cyperaceae	<i>Eriophorum</i>	<i>Eriophorum vaginatum</i>	3	3					
Pflanzen	Asteraceae	<i>Hieracium</i>	<i>Hieracium pilosella</i>	3		2				1
Pflanzen	Campanulaceae	<i>Jasione</i>	<i>Jasione montana</i>	3		1		1		1

Gruppe	Familie	Gattung	Art	Arten- zahl	Zikaden	Wanzen	Bock- käfer	Wild- bienen	Tag- falter	andere
Pflanzen	Pinaceae	<i>Pinus</i>	<i>Pinus mugo</i>	3		3				
Pflanzen	Salicaceae	<i>Salix</i>	<i>Salix alba</i>	3	3					
Pflanzen	Rosaceae	<i>Sanguisorba</i>	<i>Sanguisorba minor</i>	3	1				2	
Pflanzen	Lamiaceae	<i>Teucrium</i>	<i>Teucrium montanum</i>	3	1	2				
Pflanzen	Ulmaceae	<i>Ulmus</i>	<i>Ulmus minor</i>	3	3					
Pflanzen	Alliaceae	<i>Allium</i>		3				1		2
Pflanzen	Crassulaceae	<i>Sedum</i>		3	1				2	
Pflanzen	Platanaceae	<i>Platanus</i>		3	1	2				
Pflanzen	Primulaceae	<i>Lysimachia</i>		3	1			2		
Pflanzen	Ranunculaceae	<i>Ranunculus</i>		3			1	2		
Pflanzen	Rosaceae	<i>Rosa</i>		3	3					
Pflanzen	Tamaricaceae	<i>Tamarix</i>		3		3				
Pflanzen	Tiliaceae	<i>Tilia</i>		3	1		2			
Pflanzen	Urticaceae	<i>Urtica</i>		3		3				
			<i>weitere Arten & Gattungen</i>	402	132	72	23	93	45	37

5.3.2 Risikofaktoren und deren Bedeutung für die heimischen Insekten

Ausgehend von den Erkenntnissen, die in den Kapiteln 3 und 4 aufgeführt wurden, lassen sich viele der gefundenen Merkmale der Insektenstichprobe mit Wirkfaktoren bzw. Charakteristika der österreichischen Landschaft und Landnutzung in Verbindung bringen.

Für zumindest 30,9 % der bearbeiteten Insektenarten wird ein abnehmender Trend im Laufe der Untersuchungsperiode festgestellt. Lässt man die Arten mit einer unbekanntem Bestandsentwicklung weg, steigt der Anteil abnehmender Insekten sogar auf 43,1 %. Dem stehen lediglich 4,1 % (bzw. 5,7 % ohne unbekannt Trends) an zunehmenden Arten gegenüber. Diese Übersicht zeichnet somit ebenfalls ein eindrückliches Bild über den Rückgang von Insektenpopulationen in Österreich während der letzten 30 Jahre. Dementsprechend sind nur 41,4 % der in nationalen Roten Listen eingestuft Arten als „Least Concern“, als ungefährdet, kategorisiert. Der Anteil ausgestorbener Arten beträgt über alle Artengruppen 1,3 % (das sind 57 Insektenarten) und erreicht max. 3,5 % bei den Heu- und Fangschrecken und 4,1 % bei der Nachtfalter-Auswahl. Arten der drei Gefährdungskategorien „VU“, „EN“ und „CR“ umfassen 33,7 % der konkret in Roten Listen zugeordneten Arten.

In einem ersten Bewertungsschritt wurden die Parameter der Insektenstichprobe mit den festgestellten Bestandstrends in Beziehung gesetzt. Eine zumindest um 50 % erhöhte Wahrscheinlichkeit, dass eine Art als abnehmend eingestuft wurde, fand sich bei folgenden Kategorien der bewerteten Parameter (in Klammer jeweils der Anteil abnehmender Arten in dieser Kategorie ohne „unbekannt“; 43,1 % ist der Wert für die gesamte Stichprobe); signifikante Abweichungen sind mit * ($p < 0,05$) bzw. ** ($p < 0,01$) markiert (Chi-Quadrat-Test):

- Arten von Moorbiotopen (84,8 %) **
- Arten von Sandstandorten (76,9 %) **
- Arten von Feuchtgebieten im weiteren Sinn – hygrophilem Offenland, Verlandungszonen bzw. hygrophilen Säumen und Wäldern (76,0 %, 67,8 %, 66,7 %, 60,8 %) **
- Bindung an warm/feuchtes Mikroklima (66,0 %) **
- starkes bis mäßiges Risiko, benötigte Sonderstrukturen nicht vorzufinden (79,8 %) **
- Arten von Salzstandorten (halobiont, 69,4 %) **
- Arten von Xerothermophilem Offenland (64,9 %) **
- boreales Verbreitungsmuster (62,6 %) **
- Bindung an lediglich eine Art oder Gattung („mono“, 61,4 %) **
- mediterranes Verbreitungsmuster (60,0 %) **

Es besteht erwartungsgemäß auch ein enger Zusammenhang zwischen Bestandstrend und Gefährdungseinstufung mit den Kategorien CR (89,7 % abnehmende Arten), EN (84,5 %) und VU (68,1 %).

Diese Risikoanalyse identifiziert vor allem Feuchtgebiete, von Moorlandschaften über Verlandungszonen, Feuchtwiesen und Auwäldern bis Flussufer, für die im Untersuchungszeitraum ein besonders hohes Risiko besteht, dass dort vorkommende Insektenarten seltener geworden sind. Dieses Risiko besteht offensichtlich sowohl für Feuchtgebiete in kühlen Regionen als auch für wärmebegünstigte Standorte. Dass viele Arten mit einer südlichen Verbreitungsgrenze in Mitteleuropa („boreal“) rückläufige Trends zeigen, passt ebenfalls in dieses Bild. Eher überraschend ist das erhöhte Risiko bei den „mediterranen“ Arten, die von der Klimaerwärmung profitieren sollten, aber offenbar durch die Kombination mit erhöhten Ansprüchen an Vegetation und Struktur diese Möglichkeit offenbar nicht ausschöpfen können.

Ein zweiter wichtiger Faktor für Bestandsabnahmen ist die Bindung an seltene und gefährdete Sonderstrukturen, was auch Extremstandorte (Salzlebensräume, wohl auch Sandlebensräume) mit einschließt. Auch die Abhängigkeit von einer oder wenigen anderen Arten („mono I“ und „mono II“ als Spezifität) erhöht das Risiko, dass eine Art aktuell seltener geworden ist. Inwieweit diese Abhängigkeiten über spezielle Ansprüche und Seltenheiten der Wirte und Nahrungsarten zusätzlich risikoreich sind, könnte durch Verschneidung mit Roten Listen (die für Gefäßpflanzen in Österreich gerade in Vorbereitung ist) oder z. B. bei Pflanzen durch Ermittlung von deren Lebensraumansprüchen, in einem weiteren Schritt analysiert werden.

Bemerkenswerterweise ist die Gefährdung von Insekten aus xerothermophilen Lebensräumen, die ob ihrer Artenfülle wichtige Ziele des Naturschutzes sind, geringer als bei den

feuchteliebenden Arten hygrophiler Lebensräume, obwohl sich die Qualität der Trockenlebensräume vor allem aufgrund von Nutzungsaufgabe und Eutrophierung im Untersuchungszeitraum definitiv verschlechtert hat (vgl. Kapitel 4). Möglicherweise besteht hier ein Überlagerungseffekt durch die voranschreitende stetige Erhöhung der Durchschnittstemperaturen im Zuge des aktuellen Klimawandels, sodass mit steigender Temperatur auch weniger geeignete Lebensräume für wärmeliebende Arten besiedelbar bleiben bzw. sich diese sogar ausbreiten können (vgl. Kapitel 6.2). Es könnte derzeit sein, dass die momentane Erwärmung die Degradierung xerothermophiler Lebensräume für manche Arten zumindest temporär kaschieren kann. Dies betrifft aber vor allem Arten der Saum- und Waldstandorte, die mit einem dichter werdenden Bewuchs besser zurechtkommen. Die auffallend hohen Anteile rückläufiger Arten bei hygrophilen Lebensräumen könnten hingegen durch die Klimaerwärmung verstärkt aufgetreten sein, ein Effekt, der aber bei den montan bis alpin verbreiteten Arten im Gegensatz zu aktuellen Befürchtungen (noch) nicht in dem Ausmaß spürbar ist. Auffallend ist jedoch, dass es unter diesen „Gebirgsarten“ praktisch keine Vertreter mit zunehmenden Bestandstrends gibt.



Abbildung 15: Die Skabiosen-Furchenbiene *Halictus scabiosae* ist auf offene Bodenstellen als Sonderstruktur für die Nestanlage (rechts im Bild) angewiesen (Foto: Philipp Meyer). Wohl klimawandelbedingt ist sie eine der wenigen Wildbienenarten mit sicher zunehmendem Bestandstrend im Untersuchungszeitraum.

Als zusätzlicher Risikofaktor – jedoch nicht in dem für die obige Übersicht geforderten Erhöhungsrates des Rückgangsrisikos – stellte sich die Körpergröße einer Insektenart heraus. Die höchsten Anteile rückläufiger Arten finden sich in den Kategorien „sehr klein“ bis „mäßig klein“, also bei Arten mit max. 6 mm Körperlänge. Mittlere Insekten (6-12 mm Körperlänge) weisen hingegen deutlich geringere Risiken auf, die jedoch mit steigender Körpergröße wieder höher werden. Dieser Zusammenhang gilt jedoch nicht bei Beschränkung auf die carnivoren Insekten, bei denen die Körpergröße keinen signifikanten Einfluss auf die Risikoverteilung hat. Eine Tendenz spricht lediglich für etwas erhöhtes Risiko bei großen Arten, was sich z. B. mit den Ergebnissen von Nolte et al. (2019) an den räuberisch lebenden Laufkäfern deckt, wo Bestandsrückgänge positiv mit Körpergröße korreliert waren.

Auf der „sicheren“ Seite sind in Österreich hingegen vor allem jene Arten, die keine Bindung an gefährdete Sonderstrukturen haben, keine speziellen mikroklimatischen Ansprüche stellen, in mesophilen Waldlebensräumen leben oder über ein großes Vermehrungspotential (3 und mehr Generationen pro Jahr) mit Überwinterung in mehreren unterschiedlichen Stadien verfügen.

Ein weiterer Risikofaktor für Insektenpopulationen könnte eine verstärkte Bindung monophager Pflanzenfresser an gefährdete bzw. rückläufige Pflanzenarten darstellen. Anhand der aktuell in Fertigstellung befindlichen Roten Liste der gefährdeten Gefäßpflanzen Österreichs (Schratt-Ehrendorfer et al. in Vorb.) wurde verglichen, ob sich das Artenspektrum der eingestuften monophagen Insekten hinsichtlich ihrer Gefährdung von der Verteilung der Gefährdungstufen auf alle Pflanzenarten Österreichs unterscheidet. Tabelle 4 zeigt die prozentuelle Verteilung im Vergleich. Die Verteilung ist signifikant unterschiedlich (Chi²-Test, p < 0,001), wobei die von monophagen Insekten genutzten Arten viel geringere Anteile hochgradiger gefährdeter Pflanzenarten aufweisen. Der Großteil der monophagen Arten nutzt (glücklicherweise) ungefährdete Pflanzen. In unserer Stichprobe befanden sich jedoch 31 Insektenarten, die Pflanzen benötigen, die in Österreich „Stark gefährdet“ (EN) oder „vom Aussterben bedroht“ (CR) sind und damit ebenfalls am Rande des Verschwindens stehen.

Tabelle 4: Übersicht über die Gefährdungseinstufungen der österreichischen Gefäßpflanzen (nach Schratt-Ehrendorfer et al. in Vorb.) im Vergleich zu denjenigen Pflanzenarten, auf die Insekten artspezifisch („mono I“) angewiesen sind (Gefährdungskategorien siehe Kapitel 5.2).

Gefährdung	RE	CR	EN	VU	NT	LC	DD
alle Pflanzen	2,0%	7,0%	11,0%	14,6%	9,1%	54,7%	1,6%
Pflanzen mit „mono I“-Insekten	0,0%	1,5%	5,5%	8,5%	16,1%	68,3%	0,0%

6 Veränderungen von Insektenpopulationen in Österreich

Veränderungen in der Artenzusammensetzung von Insektengemeinschaften in Österreich sind für viele Ordnungen dokumentiert und reichen von lokalen Faunendokumentationen (z. B. Huemer & Erlebach 2007 für die Schmetterlingsfauna von Innsbruck), nationalen Monographien über ganze Artengruppen (z. B. Raab et al. 2003 für Libellen, Zuna-Kratky et al. 2017 für Heuschrecken) hin zu nationalen Bilanzen für größere Artenauswahlen (v. a. in den aktuellen Roten Listen, vgl. Gepp 1983, 1994, Zulka 2005, 2007, 2009; vgl. die zusammenfassende Darstellung in Gepp 2019).

Bis gegen Ende des 20. Jahrhunderts waren es vor allem die spezialisierten Insektenarten jener Lebensräume, die in der modernen Kulturlandschaft durch anhaltende Meliorierung zerstört bzw. entwertet wurden, wie dynamische Feuchtgebiete, Moorlandschaften, Steppenrasen auf Sand und Schotter oder Hutweidewälder, deren Verschwinden in Österreich thematisiert wurde. Gegen Ende des 20. Jahrhunderts und verstärkt in den letzten fünf Jahren kam es jedoch zu vermehrten Hinweisen auf eine andere Qualität der Veränderung von Insektenvorkommen, die vielfach mit dem Begriff „Insektensterben“ umschrieben wird (vgl. Zulka 2020). Hierbei wird weniger der Verlust von Arten, sondern der Verlust von Individuenzahl und Biomasse selbst häufiger und wenig anspruchsvoller Insekten – und das auf großer Fläche – konstatiert.

Gut abgesicherte Befunde dazu liegen aus einer Vielzahl von europäischen Ländern vor, neben der über weite Kreise hinaus bekannt gewordenen „Krefeld-Studie“ (mit einer mittleren Abnahme der Insektenbiomasse von 6,1 % pro Jahr von 1989 bis 2016, Hallmann et al. 2017) vor allem weitere Studien aus Deutschland, den Niederlanden, Großbritannien sowie Spanien (z. B. Biesmeijer et al. 2006 an blütenbestäubenden Insekten, Shortall et al. 2009 an Fluginsekten, Desender et al. 2010 und Brooks et al. 2012 an Laufkäfern, Schuch et al. 2012 an Zikaden, Conrad et al. 2006, Stefanescu et al. 2011 sowie Habel et al. 2016 an Schmetterlingen). Sehr eindrückliche quantitative Fallbeispiele aus dem grenznahen Bayern am Unteren Inn liefert Reichholf (2018, 2019): Die Häufigkeit von Insekten an Lichtfallen in der offenen Kulturlandschaft reduzierte sich über alle Gruppen hinweg im Zeitraum von 1969 bis 2017 markant, nicht nur bei den vielgenannten Schmetterlingen (-96 % seit den frühen 1970er Jahren), sondern auch z. B. bei den in Grünlandgebieten ökologisch besonders bedeutsamen Schnaken (Tipuliden), während Vergleichsuntersuchungen in einem nahegelegenen Auwald nur geringe Rückgänge der Insektendichte bei starken jahreweisen Schwankungen zeigten.

Die meisten verfügbaren Studien betreffen terrestrische Insekten, aber Baranov et al. (2020) konnten eine 42jährige Erhebungsperiode an Fließgewässerinsekten am Breitenbach in Deutschland auswerten, was einen Rückgang der Insektendichte um 81,6 %(!) belegte, bei gleichzeitig leichtem Anstieg der Artenzahl (schwerpunktmäßig bis 1990 mit anschließendem Rückgang) sowie einer Reihe klimawandelgetriebener Veränderungen wie eine jahreszeitliche Vorverlegung der Emergenzphase.

6.1 Konkrete Fallbeispiele

Vergleichbare Studien aus Österreich sind bisher sehr rar gewesen. Eine bis in die 1960er Jahre zurückreichende Lichtfallen-Auswertung aus dem südlichen Wiener Becken durch Malicky (2001) belegt trotz methodischer Schwächen jedoch das oben aufgeführte Muster eines Verschwindens vieler Habitatspezialisten im Zeitraum von den 1960er in die 1980er Jahre und anschließend – bei weiter sinkendem, von Ubiquisten dominiertem Artenspektrum – einen deutlichen Rückgang der Individuenzahlen der zuvor häufigen Arten. Aktuellere Befunde über einen längeren Zeitraum, die auch publiziert wurden, aber sind selten und betreffen nur ausnahmsweise auch quantitative Aspekte.

Das weitgehende Fehlen langjähriger quantitativer Erhebungsreihen von Insektenpopulationen in Österreich erschwert die Dokumentation der Veränderungen (vgl. Huemer 2016 für Schmetterlinge). Während es für die Änderung von Artenspektren auf lokaler bis nationaler Ebene (letzteres v. a. über die Roten Listen) bei vielen Insektengruppen Fallbeispiele gibt, sind Erhebungen, die auch Veränderungen in der Abundanz der Insektenpopulationen dokumentieren, sehr rar. Es ist nur eine einzige derartige Arbeit bekannt, die sich kontinuierlich über 30 Jahre mit der Veränderung einer alpinen Heuschreckenpopulation befasste (Illich & Zuna-Kratky 2022). Erst in jüngster Zeit wurde vorwiegend fußend auf privaten Initiativen ein kontinuierlich ablaufendes Monitoring von Tagfaltern, beginnend ab 2017 in Tirol und später in Vorarlberg und weiteren Bundesländern, etabliert (Huemer et al. 2022).

Tabelle 5 gibt eine aktualisierte Übersicht über verfügbare Fallstudien zu Veränderungen der Artenvielfalt und Dichte von Insekten in verschiedenen Regionen in Österreich mit Bezug zum Untersuchungszeitraum der vorliegenden Insektenstudie. Auffallend ist dabei, dass weniger Rückgänge der Gesamtartenzahlen, sondern vielmehr deutliche Veränderungen des Artenspektrums nachgewiesen wurden. Auch die Veränderungen in den Abundanzen der Insekten fallen je nach Studie unterschiedlich aus. Zu beachten ist aber, dass es sich wie erwähnt um nur wenige, vielfach auf kleine Areale beschränkte Fallstudien handelt, die wohl nicht für die nationale Situation in Österreich repräsentativ sein können.

Tabelle 5: Veränderungen im Artenspektrum von Insektenpopulationen in Österreich – lokale und regionale Studien mit Bezug zum Untersuchungszeitraum dieser Studie.

Insektengruppe	Bezugsraum	Bezugszeit	Quelle	Veränderung
Schmetterlinge	Theresienfeld/ Steinfeld (NÖ)	1980 bis 1998	Malicky (2001)	Rückgang der Artenzahl um 32 % (pannonische Spezialisten sogar um 60 %) und Rückgang der Individuenzahlen um 65 % (Pannonier um 73 %, gegenüber 1963 sogar um 97 %)
Schmetterlinge	Gemeinde Innsbruck (Ti)	1850 bis 2006	Huemer & Erlebach (2007)	Einengung des gesamten bekannten Artenspektrums von 2.160 auf aktuell 1.240 Arten (ab 2000, Schwerpunkt der Artenverluste 1950 – 1979).
Heuschrecken und Fangschrecken	Perchtoldsdorfer Heide (NÖ)	1974 gegen 2009/2010	Panrok & Zuna-Kratky (2011)	Rückgang der Artenzahl von 29 auf 27 Arten (mäßiger Arten turnover mit 66 % gemeinsamen Arten) aber Zunahme der Individuendichte um 80 % (durch Eutrophierung des Trockenrasens)
Heuschrecken	Piffkar/Hohe Tauern (Sbg)	1991 bis 2020	Illich & Zuna- Kratky (2022)	Stabile Artenzahl bei stark schwankenden Dichten und Ausbreitung v. a. der Generalisten
Heuschrecken und Fangschrecken	Nationalpark Thayatal (NÖ)	2001 gegen 2010 & 2020	Sachslehner (2021)	Zunahme der Artenzahl v. a. nach 2010 durch Einwanderung wärmeliebender Arten sowie Verlust von Arten in Arealrandlage
Heuschrecken und Fangschrecken	Bezirke Favoriten & Simmering (Wien)	2003 gegen 2012	Zuna-Kratky et al. (2012)	Kaum Veränderung im Artenspektrum (87 % gemeinsame Arten), jedoch deutliche Stetigkeitsrückgänge im stärker von Verinselung betroffenen Simmering
Köcherfliegen	Schreierbach bei Lunz am See (NÖ)	1978 gegen 2017	Martini & Waringer (2019)	Artenbestand recht stabil (von 23 auf 21 Arten, 17 Arten gemeinsam) aber

Insektengruppe	Bezugsraum	Bezugszeit	Quelle	Veränderung
				deutliche Verschiebung der Dichten mit Abnahme der azyklisch schlüpfenden Arten und Zunahme der synchronisierten
Heuschrecken & Tagfalter	Raps- & Maisanbaugebiete (OÖ, NÖ, Bgld, Stmk, Ktn - BINATS)	2007/08 gegen 2017/18	Pascher et al. (2020), vgl. Kapitel 8.1	Heuschrecken Artenzahl stabil bei 55 bzw. 54 Arten, Abnahme Artenmittel pro Punkt um 6 %, der Individuensumme um 10 %; Tagfalter Zunahme der Artenzahl von 41 auf 55, Zunahme Artenmittel pro Punkt um 50 %, der Individuensumme um 58 %
Heuschrecken & Fangschrecken	Naturpark Jauerling (NÖ)	1993 gegen 2018/19	Kraus et al. (2020), vgl. Kapitel 8.2	Zunahme der Artenzahl von 38 auf 43; 12 rückläufigen Arten stehen 18 mit höherer Stetigkeit gegenüber, gefährdete Spezialisten sind jedoch durchwegs seltener geworden
Laufkäfer	Seewinkel/Bgld	1993 gegen 2019	Milasowszky & Zulka (2021)	Geringer Rückgang bei leicht erhöhter Artenzahl und starkem Artenturnover (<50 % in beiden Jahren präsent), bedingt durch massive Aussüßung der Lackenböden
Schmetterlinge	Naturpark Kamptal (NÖ)	1890 bis 2021	Zuna-Kratky & Hubinger (in Vorb.)	Deutlich gestiegene Artenzahl von vor 1930 zu nach 2015 (652 gegen 775), aber starker Artenturnover (nur 35 % des Gesamtartenbestandes in beiden Perioden)

Nach der Erstellung eines umfangreichen Konzeptes für ein nationales Biodiversitätsmonitoring (MOBI-e, Holzner et al. 2006), kam es mit dem eigentlich für Überwachungszwecke für die mögliche Freisetzung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen im Jahr 2007 gestarteten und ab 2017 erstmals wiederholten BINATS-Projekt zu einem ersten großräumigen Monitoringprogramm in Ackerbaugebieten, das auch Insekten (Tagfalter, Heuschrecken, ab 2017 auch Wildbienen) umfasste (vgl. Pascher et al. 2010a, 2010b, 2020). Das daran angelehnte

Projekt des „ÖBM – Österreichisches Biodiversitätsmonitoring“ soll nach einer ersten Erhebungsphase in den Jahren 2017 und 2018 diese Erfassungen in Zukunft auch in den von BINATS nicht erfassten Landschaftsräumen Österreichs weiterführen (Schindler et al. 2017). Die Ergebnisse der BINATS-Erhebungen im Vergleich der Jahre 2007/2008 zu 2017/2018 wurden im Kapitel 8.1 auch für die hier vorliegende Insektenstudie gezielt ausgewertet.

Für die zukünftige Dokumentation der Veränderungen, besonders auch in Hinblick auf eine Erfolgskontrolle von Maßnahmen, die nunmehr zunehmend zum Schutz von Insektenpopulationen getroffen werden und z. B. in der Landwirtschaft teils gravierende Änderungen in der Bewirtschaftungspraxis bedingen würden, ist ein methodisch gut abgesichertes System an Monitoringprogrammen notwendig. Neben den genannten Kulturlandschaftsprogrammen BINATS und ÖBM ist es bedeutsam, ein entsprechendes nationales Monitoring auch in Wald- und Gewässerlebensräumen zu etablieren und weiterzuführen, um die hier bestehenden großen Wissenslücken zumindest zu verringern. Auch ist die Berücksichtigung anderer geeigneter Insektengruppen notwendig, da die meisten Untersuchungen bisher auf einen kleinen Ausschnitt der Insektenvielfalt beschränkt sind (v. a. Heuschrecken und Tagfalter). Einen aktuellen Standard zur Erfassung von Insektenpopulationen schlagen Hausmann et al. (2020) vor. Bei diesem Versuchsansatz mit standardisiertem Fallenfang (Malaisefallen und Lichtfallen) spielt bei der Bestimmung auch DNA-Barcoding eine wichtige Rolle, eine Methode, die zusehends in der entomologischen Praxis angewandt wird. Entscheidend für ein aussagekräftiges Monitoringprogramm ist jedenfalls die Erfassung mehrerer relevanter Parameter des Insektenvorkommens, namentlich Artenspektrum und -gemeinschaft, Abundanz sowie Biomasse der untersuchten Insekten.

6.2 Großräumige Arealveränderungen

Veränderungen in der Quantität von Insekten können indirekt auch über Arealveränderungen ermittelt werden, sofern diese nicht mit markanten Veränderungen in der Dichte der Individuen einhergehen. Dies ist in den meisten Fällen aufgrund fehlender quantitativer Daten der in Österreich übliche Weg um z. B. für die Erstellung der Roten Listen Bestandsveränderungen abzuschätzen. Diese Veränderungen können über die Auswertungen von gezielten Rasterkartierungen, wie sie z. B. für Heuschrecken (vgl. Zuna-Kratky et al. 2017), Libellen (Raab et al. 2007) oder ausgewählte Schmetterlingsgruppen (z. B. Reichl 1992, 1994) vorliegen, bzw. durch die Auswertung nationaler Datenbanken, wie sie z. B. durch die ZOBODAT am Linzer Biologiezentrum zur Verfügung gestellt werden, durchgeführt werden.

Arealrückgänge hängen eng mit den im Kapitel 3 angeführten, für Insekten maßgeblichen Wirkfaktoren zusammen und überwiegen, wie die zuvor genannten Studien sowie eine

Durchsicht der aktuellen Roten Listen zeigt. In Österreich liegen jedoch auch zahlreiche Belege von Arealausweitungen und einer damit offensichtlich einhergehenden Erhöhung der Individuenzahl vor. Ausweitungen der Areale von Insekten in Österreich können prinzipiell auf zwei Ursachen zurückgeführt werden (vgl. Zettel et al. 2002): Auf Veränderung in der Anpassungsfähigkeit der Art selber (v. a. durch Mutationen) oder auf Veränderungen in den ökologischen Faktoren (v. a. Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume sowie Verbesserung klimatischer Bedingungen). Solche Veränderungen können auch schon in historischer Zeit erfolgt sein (z. B. Rückzug der Gletscher nach Ende der Eiszeit) und stark verzögerte Arealveränderungen von wenig mobilen Arten daher scheinbar „grundlos“ erfolgen. Umgekehrt kann auch ein rückläufiges Verbreitungsareal mit deutlichem Abstand zu den ausschlaggebenden Wirkfaktorenveränderungen stattfinden, was als „Aussterbeschuld“ bezeichnet wird und das Auffinden kausaler Zusammenhänge erschwert (ausführliche Darstellung in Rabitsch et al. 2020).

Arealerweiterungen konnten in Österreich in den letzten 30 Jahren bei zahlreichen Insektenarten aus unterschiedlichsten Gruppen beobachtet werden, wobei die Ausbreitung tendenziell in nordwestliche Richtung erfolgt. Gut untersucht ist dieses Phänomen z. B. bei Heuschrecken und Fangschrecken wo beginnend in den 1960er Jahren mit der Kurzfühlerschrecke *Euchorthippus declivus* und verstärkt ab den 2000er Jahren mit Arten wie *Phaneroptera nana*, *Ruspolia nitidula* oder der Gottesanbeterin *Mantis religiosa* wärmeliebende mediterrane Arten vor allem unter östlicher Umgehung der Alpen eine nordwest- bis westwärts führende Arealausweitung zeigen, mit jahreweisen mittleren „Fortschritten“ von teils mehreren Kilometern (vgl. Arttexte in Zuna-Kratky et al. 2017, Zuna-Kratky 2018b). Auch die zunehmende faunistische Beschäftigung mit Wildbienen in Österreich zeigte, dass sich eine ganze Reihe wärmeliebender Arten entlang ähnlicher Routen vom Südosten und Osten Österreichs (nord-)westwärts ausbreiten konnten (vgl. Zettel et al. 2002, Pachinger et al. 2019, Biella et al. 2021).

Entsprechende Phänomene sind weltweit auf der nördlichen Halbkugel zu beobachten und können bemerkenswerte Geschwindigkeiten erreichen. Chen et al. (2011) ermittelten in einer weltweiten Meta-Analyse polwärts gerichtete Wanderungen von im Schnitt 16,9 km/10 Jahren sowie ein bergwärts gerichtetes Aufsteigen im Ausmaß von 11,0 m/10 Jahre. An 16 taxonomischen Gruppen in Großbritannien fanden Mason et al. (2015) im Schnitt vergleichbare 18 km nordwärts gerichtete Wanderung pro Dekade in den letzten 20 Jahren. Für die Große Schiefkopfschrecke *Ruspolia nitidula*, die in Österreich derzeit die schnellste Ausbreitungstendenz der heimischen Heuschrecken aufweist, errechneten Kaláb et al. (2021) jährliche Fortschritte von 11-16 km! Dass klimatische Veränderungen die Ursache für diese Ausweitung von Arten unterschiedlicher Insektenordnungen mit teils deutlich abweichenden ökologischen Ansprüchen darstellen, liegt auf der Hand und es ist davon auszugehen, dass sich diese Entwicklungen in Zukunft fortsetzen werden.

Auffallend ist, dass die vertikalen Bewegungen polwärts deutlich stärker ausgeprägt sind als das Höhersteigen der Insektenarten im Gebirge. Auch für Heuschrecken in Österreich konnte Landmann (2017) für den Zeitraum 1980 bis 2016 keinen signifikanten Beleg für ein generelles Höherrücken der Verbreitungsareale belegen, wenn sich auch die Obergrenze der einzelnen Nachweise bei vielen Arten aus den Tieflagen nunmehr höher befindet. Bemerkenswert ist dabei, dass gerade die alpin verbreiteten Arten mit Schwerpunkt in den Hochlagen die geringsten Veränderungen zeigen.

6.3 Monitoring von Schadinsekten

Die Überwachung der Bestände von Insekten kann handfeste ökonomische Bedeutung haben, wenn es um die Dokumentation der Veränderungen bei Arten geht, die in der Land- und Forstwirtschaft als Schadinsekten eingestuft werden und für die es Sinn macht, sich abzeichnende Gradationen rechtzeitig zu erkennen, um frühzeitig Gegenmaßnahmen einzuleiten. Ein etabliertes System dazu besteht z. B. in vielen subtropischen Regionen für das rechtzeitige Erkennen von Ausbrüchen von Wanderheuschrecken (z. B. Kimathi et al. 2020 bezüglich der aktuell ablaufenden Invasion von *Schistocerca gregaria* in Ostafrika).

In Österreich gibt es jedoch überraschenderweise zwar eine zunehmend etablierte Reihe an Überwachungsinitiativen für Schadinsekten in der Landwirtschaft, aber eine standardisierte langjährige Überwachung derartiger Insekten fehlt, wohl wegen der letztendlich nicht ausreichend drastischen ökonomischen Auswirkung ihrer Schadaktivität. Eine Übersicht über die von verschiedenen Institutionen wie z. B. der Landwirtschaftskammer Österreich (vgl. warndienst.lko.at) oder der AGES durchgeführten Schadinsekten-Monitoringprogramme geben Rabitsch et al. (2020). Eine der wenigen langfristigen Programme zur Erfassung der Abundanz von ausgewählten Insekten findet sich im Waldbereich mit dem „Borkenkäfer-Monitoring“ des Bundesforschungszentrums für Wald, das sich auf ein landesweites Netz an kontinuierlich seit dem Jahr 2005 betriebenen Käferfallen stützt (z. B. Nehterer et al. 2018). Das Schadholzaufkommen durch Borkenkäferbefall wird bereits seit Mitte des 20. Jahrhunderts dokumentiert und könnte ein realistischer Indikator für die Entwicklung der Individuendichte des häufigsten „Borkenkäfers“, des Buchdruckers *Ips typographicus*, im Wald herangezogen werden. Auf eine lange Periode mit niedrigem Schadholzaufkommen setzte ab Anfang der 1990er Jahre eine starke Zunahme ein, die in bisher drei jeweils mehrere Jahre anhaltenden Wellen mit jeweils deutlich steigendem Maximum ablief (Abbildung 16, Quelle: BFW). Den Zunahmen vorangehend waren jeweils überdurchschnittlich starke Sturm- & Schneeschadensjahre, die aktuelle, bisher stärkste Borkenkäferwelle dürfte jedoch vor allem durch die Serie trocken-warmer Jahre begünstigt worden sein (vgl. Nehterer et al. 2018).

Schadholzmengen durch Sturm, Schnee und Borkenkäferbefall

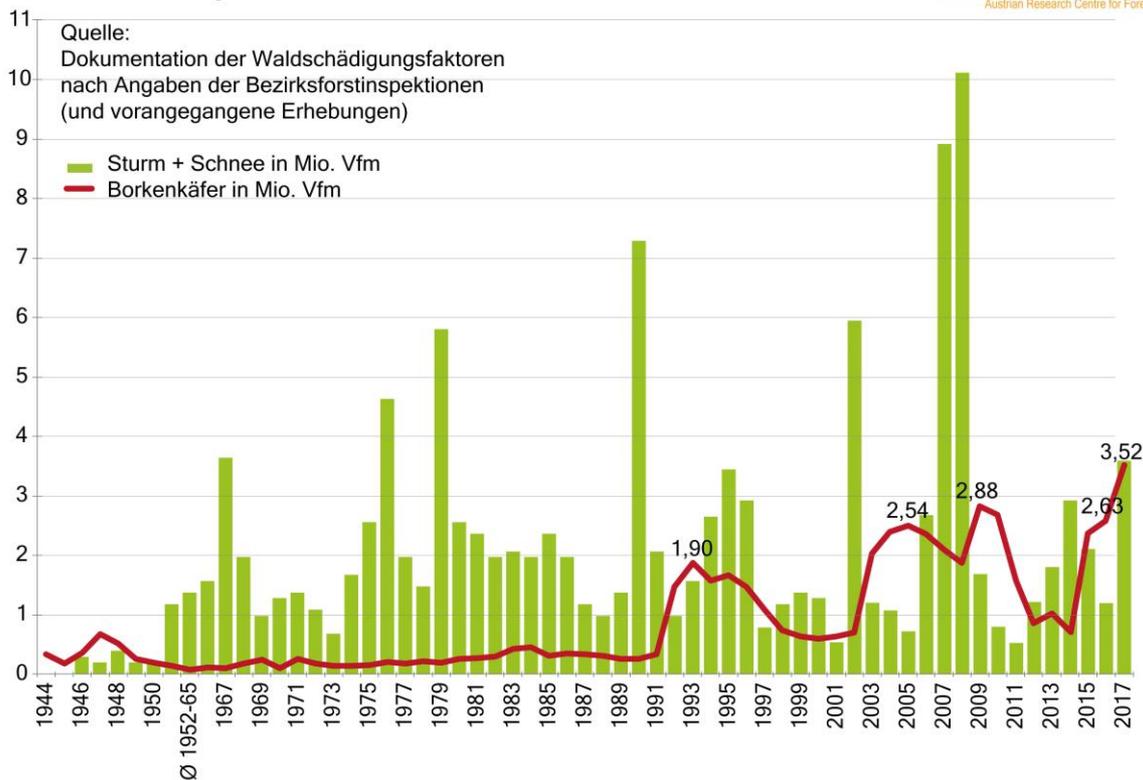


Abbildung 16: Darstellung des Schadholzaufkommens durch Sturm, Schnee und Borkenkäferbefall in Österreich von 1944 bis 2017 (Quelle: Bundesforschungszentrum für Wald).

6.4 Indirekte Nachweise durch Bestandstrends von Insektenfressern

Aufgrund der vergleichsweise schwachen Datenlage zur Bestandsentwicklung der österreichischen Insektenpopulationen kommt einem indirekten, deutlich einfacher in großflächigem Maßstab messbaren Indikator eine bedeutende Rolle zu – der Bestandsentwicklung von insektenfressenden Vögeln. Vor allem Singvögel sind zur Jungenaufzucht fast ausschließlich auf Wirbellosen-Nahrung angewiesen, wobei Insekten den bedeutendsten Teil der verfütterten Biomasse ausmachen. Rückgänge in den Insektenbiomassen sollten sich daher – eventuell zeitversetzt – in den Brutbeständen von verbreiteten und häufigen, ökologisch wenig anspruchsvollen Singvögeln niederschlagen.

Eine derartige Studie zur Ableitung der Abundanzentwicklung von Insekten wurde von Bowler et al. (2019) auf europäischer Skala an Brutvögeln durchgeführt und belegte, dass insektenfressende Vogelarten im Zeitraum 1990 bis 2015 signifikant abnahmen (-13 % in

Europa, -28 % in Dänemark), während omnivore Arten stabile Bestände aufwiesen. Auch eine Untersuchung am Kuckuck *Cuculus canorus* in Großbritannien zeigte einen engen Zusammenhang zwischen dessen Brutbestand und der Abundanz von Nachtfaltern, deren Raupen als Kuckuck-Nahrung bekannt sind (Denerley et al. 2018). Da auch Österreich seit dem Jahr 1998 über ein landesweites Brutvogelmonitoring verfügt (vgl. Teufelbauer et al. 2017), können die Bestandstrends insektenfressender Generalisten als Indikator für die langfristige Entwicklung der Insektenbiomasse in österreichischen Lebensräumen herangezogen werden.

Die Methodik sowie die räumliche Abdeckung des österreichischen Brutvogelmonitorings wird von Teufelbauer et al. (2017) ausführlich dargestellt. Die Erhebungsstrecken sind über alle österreichischen Landschaften verteilt und betreffen sowohl Offenland- als auch Waldlebensräume sowie in zunehmendem Maße auch alpine Lagen. Für die vorliegende Betrachtung wurden aus den 66 mit Trenddaten belegten Vogelarten neun Arten ausgewählt und die entsprechenden Trenddaten von BirdLife Österreich angefordert. Die ausgewählten Arten mussten einerseits häufig und weitverbreitet sein, zur Aufzucht der Jungen ganz auf das Vorhandensein von Wirbellosen als Nahrung angewiesen sein und keine besondere Bindung an spezielle Habitatstrukturen aufweisen. Ausgeprägte Zugvögel wurden ebenfalls ausgeschlossen, um andere Einflussfaktoren in den Zug- und Winterquartieren außerhalb Österreichs nicht berücksichtigen zu müssen. Zusätzlich wurde aber der Baumpieper als Langstreckenzieher mit aufgenommen, um die Entwicklungen im schwach repräsentierten Grünland besser abschätzen zu können.

Folgende Vogelarten wurden als Indikatoren für Veränderungen in der Insektenbiomasse ausgewählt und ihrem jeweils bedeutendsten Lebensraumtyp zugeordnet:

- Wälder im Allgemeinen: Rotkehlchen *Erithacus rubecula*, Buchfink *Fringilla coelebs*
- Laub- und Mischwälder, Parkanlagen & Gärten: Kohlmeise *Parus major*
- Nadelwälder: Tannenmeise *Periparus ater*
- Gebüsch, Waldränder: Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*
- Grünland: Baumpieper *Anthus trivialis*, Singdrossel *Turdus philomelos*, Misteldrossel *Turdus viscivorus*
- Ackerland: Feldlerche *Alauda arvensis*

Während für gehölzdominierte Lebensräume mehrere gut geeignete Indikatorarten vorhanden sind, konnte im Ackerland nur die Feldlerche den Vorgaben entsprechen, die jedoch hier weit verbreitet und vielfach häufig ist und eine sehr enge Bindung an diesen Lebensraum zeigt. Problematisch war die Artenauswahl für das Grünland, da typische Grünlandarten heutzutage teils sehr enge Beziehungen zu Sonderstrukturen aufweisen (z. B. Braunkehlchen *Saxicola rubetra*) und überwiegend Langstreckenzieher sind. Die beiden ausgewählten Drosselarten

brüten zwar in Gehölzen, suchen aber einen bedeutenden Teil ihrer Nahrung auf Wiesen und Weiden und können somit mit gewissen Einschränkungen als Indikatoren für die dortige Insektenbiomasse gelten. Der Baumpieper hat im Gegensatz zu den Drosseln geringere Bestandsanteile in bewaldeten Lebensräumen, sodass er trotz der Einschränkung des Weitstreckenzuges als möglicher Indikator für Grünlandinsekten dienen könnte.

Die Abbildung 17 stellt die Bestandsentwicklungen der Indikator-Vogelarten in gehölzdominierten Lebensräumen dar, die Abbildung 18 jene, die vorwiegend im Offenland nach Nahrung suchen. Die Bestandsentwicklungen im Zeitraum 1998 bis 2019 sind von Art zu Art deutlich unterschiedlich.

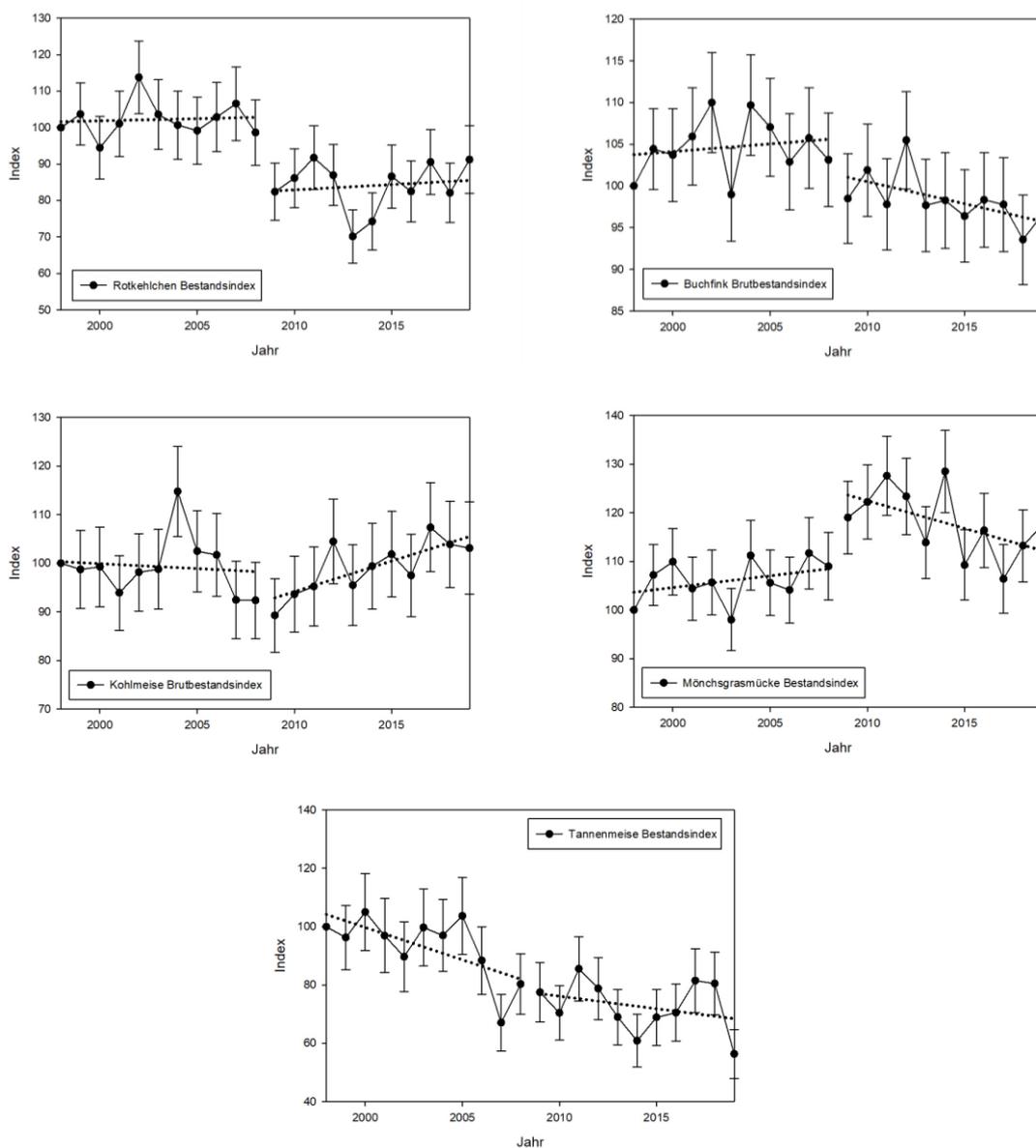


Abbildung 17: Bestandsentwicklung von Wald- und Gebüschvögeln in Österreich in den Jahren 1998 bis 2019 nach Ergebnissen des österreichischen Brutvogelmonitorings von BirdLife.

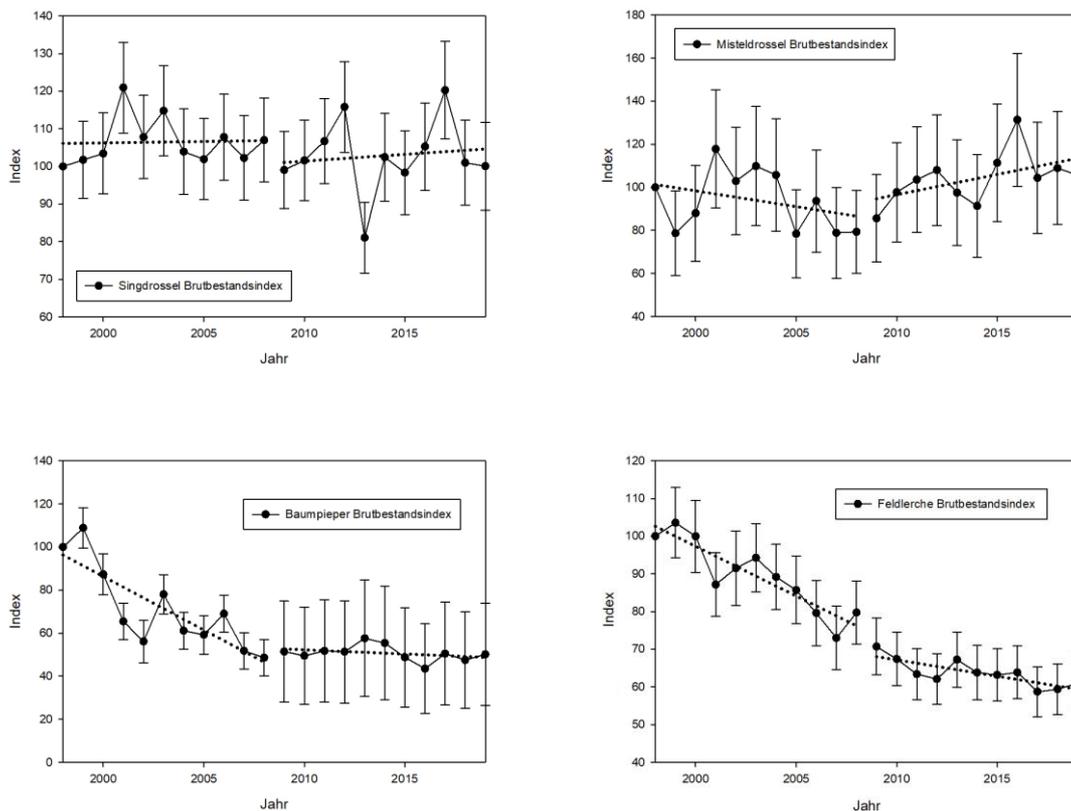


Abbildung 18: Bestandsentwicklung von Vögeln des Ackerlandes und des Grünlandes in Österreich in den Jahren 1998 bis 2019 nach Ergebnissen des österreichischen Brutvogelmonitorings von BirdLife.

Signifikant negative Bestandsentwicklung zeigen die Feldlerche als Ackerlandindikator, der Baumpieper als Indikator für Extensivgrünland, das Rotkehlchen als verbreiteter Gehölzbewohner und die Tannenmeise als verbreiteter und häufiger Nadelwaldvogel. Aber auch der weit verbreitete und häufige Buchfink zeigte über die 22 Jahre einen zwar schwachen, aber signifikanten Bestandsrückgang. Bemerkenswerterweise sind die Trends dieser doch in sehr unterschiedlichen Lebensräumen vorkommenden Arten untereinander signifikant positiv korreliert (das Rotkehlchen auch zusätzlich mit dem der Singdrossel).

Eine zunehmenden, aber nicht signifikanten Trend ($p < 0,1$) zeigt die gehölzbewohnende Mönchsgrasmücke, bei den anderen drei Arten ist keine klare Bestandsentwicklung in diesen 22 Jahren festzustellen.

Um mögliche Trendwechsel im Laufe der Periode zu erkennen, wurden die Trends (lineare Regression) für die beiden Perioden 1998 bis 2008 und 2009 bis 2019 getrennt dargestellt. Die

einzigste Art, die in beiden Perioden kontinuierlich in ähnlichem Ausmaß rückläufig war ist die Tannenmeise. Bei den beiden abnehmenden Arten Feldlerche und Baumpieper verliert die negative Bestandsentwicklung in der zweiten Periode hingegen deutlich an Steigung bzw. stabilisiert sich unter starken Schwankungen. Beim Rotkehlchen zeigt sich, dass der Rückgang vor allem auf ein starkes Absinken des Bestandesindex im Zeitraum 2007 bis 2010 zurückzuführen ist, die Bestände aber sonst recht stabil blieben. Buchfink und Mönchsgrasmücke zeigen in der zweiten Periode eine Tendenz zur Abnahme, letztere aber von einem hohen Niveau aus. Lediglich die Kohlmeise nahm in der zweiten Periode im Gegensatz zur Zeit davor tendenziell zu. Wenn die Bestandstrends in erheblichem Ausmaß von der verfügbaren Wirbellosen-Biomasse (die zu einem bedeutenden Teil von Insekten gestellt wird) gesteuert werden, so sind die stärksten Rückgänge von Insekten in den Nadelwäldern, im Ackerland sowie im Extensivgrünland zu erwarten. Laubwaldgemeinschaften und Gebüschlebensräume zeichnen sich hingegen durch vergleichsweise geringe Abnahmen bzw. stabile Verhältnisse aus.

Befunde von langjährigen Bestandserhebungen von Insekten, die die Interpretation dieser Insektenfresser-Trends stützen, fehlen leider, sodass eine Verifizierung mit den derzeitigen Daten nicht möglich ist. Die Ergebnisse sind jedoch vor allem für das Ackerland und den Nadelwald plausibel, da es dort – wie in Kapitel 4 aufgezeigt – markante, auch für Insekten negative Entwicklungen gegeben hat.



Abbildung 19: Der Rückgang der Tannenmeise *Periparus ater* steht wohl in Zusammenhang mit dem rückläufigen Anteil von Nadelbäumen im Wald sowie deren nachlassender Vitalität, was wohl auch Auswirkungen auf nadelbaumgebundene Insekten haben dürfte (Foto: Alois Thaler).

7 Projekteigene Freilandserhebungen

Die Ergebnisse der Analysen, die in den bisherigen Kapiteln erarbeitet und präsentiert wurden, sollten im Zuge dieser „Insektenstudie“ durch gezielt im Freiland erhobene Erhebungen konkretisiert bzw. bestätigt werden. Vor allem war es notwendig, die sehr dünne Datenlage hinsichtlich der konkreten qualitativen und vor allem quantitativen Entwicklung von Insektenpopulationen in den letzten 30 Jahren zu verbessern. Die folgenden Kapitel stellen Methodik und Ergebnisse der fünf für diese Studie konzipierten Wiederholungserhebungen dar. Es handelt sich hierbei um die bisher umfangreichste, gezielt auf die Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich aus dem Zeitraum der letzten 30 Jahre abzielende Durchführung von Freilandserhebungen und erbrachte eine Fülle an aussagekräftigem empirischem Datenmaterial.

Allgemeine Grundlagen für die Durchführung derartiger Erhebungen zur Feststellung von Veränderungen von Insektenpopulationen sind im Kapitel 7.6.1 zusammengefasst und wurden soweit möglich bei allen betroffenen Erhebungen berücksichtigt.



Abbildung 20: Blick über eine der Testflächen der projekteigenen Freilandserhebungen in einem montanen Grünlandgebiet bei Dreistätten am Alpenostrand/NÖ (13.8.2020, ÖKOTEAM).

7.1 Übersicht über die Repräsentativität der Erhebungen

Die im Zuge der „Insektenstudie“ in den Saisonen 2020 und 2021 durchgeführten Freilandenerhebungen, aber auch die zusätzlich im Rahmen der Studie auswertbaren Untersuchungen aus anderen Projekten (BINATS, Jauerling, vgl. Kapitel 8) konnten nicht langfristig als Insektenmonitoring geplant und entsprechend stratifiziert angelegt werden, da Monitoringprogramme dieser Form in Österreich bisher nicht beauftragt wurden. Es musste daher für die eigenen Erhebungen zur Beurteilung der letzten 30 Jahre aus bereits vorhandenen, teils auf ehrenamtlicher Basis durchgeführten Basisuntersuchungen jene ausgewählt werden, die mit vertretbarem Aufwand wiederholbar waren und einen repräsentativen Ausschnitt der österreichischen Landschaft abdecken können. Dadurch war es auch nicht möglich, die Erhebungen von vornherein so zu gestalten, dass alle Landesteile, Lebensräume und Artengruppen gleichmäßig verteilt in der Stichprobe vorkommen. Dies ist aber eine wichtige Voraussetzung, um allgemein gültige Aussagen treffen zu können.

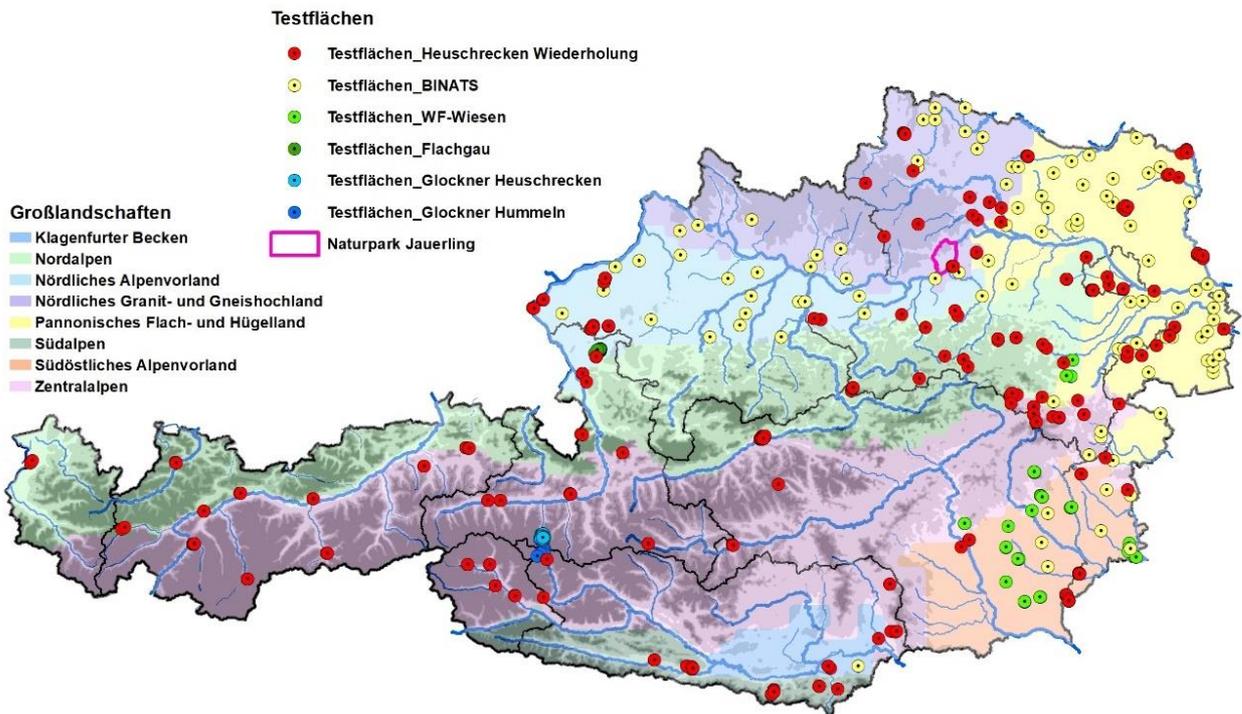


Abbildung 21: Verteilung der Testflächen der fünf eigenen und zwei ergänzenden Freilandenerhebungen über die Naturräume (nach Sauberer et al. 2017) in Österreich.

Tabelle 6: Übersicht über Stichprobengröße, Lage in den Naturräumen (A. – Alpenvorland, B. – Becken, F.H. – Flach- und Hügelland, Gneis. – Gneis-Hochland, jeweils mit Angabe der in diesem Naturraum liegenden Testflächen) und Seehöhenerstreckung sowie Vergleichszeitraum der im Zuge der „Insektenstudie“ durchgeführten bzw. ausgewerteten Freilandhebungen (siehe auch Abbildung 21).

Erhebung (Kapitel)	Indikatorgruppe	Vergleichszeitraum	Höhenspanne	Testflächen	Zentralalpen	Nordalpen	Pannon. F.H.	Granit-Gneis.	Nördliches A.	Südöstliches A.	Südalpen	Klagenfurter B.
7.2	Heuschrecken und Fangschrecken	1990-1999 vs. 2020-2021	140 bis 1908 m	105	30	26	16	11	8	7	5	2
7.3	Heuschrecken	1990 vs. 2020	1730 bis 2580 m	28	28							
7.4	Hummeln (<i>Bombus</i>)	1994-1995 vs. 2020-2021	1930 bis 2585 m	10	10							
7.5	Hummeln (<i>Bombus</i>)	1988-1989 vs. 2020-2021	506 bis 518 m	17					17			
7.6	Wanzen und Zikaden	2008 & 2011 vs. 2020-2021	199 bis 725 m	38	4		5			29		
8.1	Tagfalter, Heuschrecken, Fangschrecken	2007-2008 vs. 2017-2018	120 bis 735 m	99	3	2	49	21	16	7		1
8.2	Heuschrecken und Fangschrecken	1992-1993 vs. 2018-2019	250 bis 925 m	12				12				
Gesamt	6 Insektengruppen	1988 bis 2021 (10 bis 33 Jahre)	120 bis 2585 m	309	75	28	70	44	41	43	5	3

Aufgrund der sehr guten nationalen Datenbasis, die im Zuge der Kartierungen für den Atlas der Heuschrecken Österreichs bereits in den 1990er Jahren gesammelt werden konnte (vgl. Zuna-Kratky et al. 2017) war es jedoch möglich, für das Modul der Wiederholungserhebungen

Heuschrecken ein Testflächenset auszuwählen, dass ein vergleichsweise gutes Abbild der Landschaft in Österreich darstellt. Für das Projekt BINATS (vgl. Pascher et al. 2020) war vom Projektdesign her eine repräsentative Verteilung der Testflächen vorgegeben gewesen, sodass durch eine stratifizierte Zufallsauswahl der Testflächen (vgl. Pascher et al. 2011) diese Auswahl für die Ackerlandschaft der tieferen Lagen ebenfalls als repräsentativ für Österreich gelten kann. Die weiteren, regional begrenzten Erhebungen (WF-Wiesen, Flachgau, Hohe Tauern, Jauerling) ergänzen diesen Testflächensatz in die Grünlandgebiete des Nördlichen und Südöstlichen Alpenvorlandes sowie in die höheren Lagen der Zentralalpen.

Deutlich unterrepräsentiert sind jedoch Waldlebensräume sowie Gewässer, für die keine im Rahmen der Studie wiederholbaren vorhandenen Erhebungen mit nationaler Relevanz ausgewählt werden konnten. Für die offene und halboffene Kulturlandschaft sowie für die alpine Graslandschaft konnte jedoch eine aussagekräftige Zusammenstellung von Erhebungen mit gut als Indikatoren geeigneten Insektengruppen zusammengestellt werden, wie die Tabelle 6 sowie die Abbildung 21 mit der Darstellung der Testflächen und ihrer Verteilung auf die Naturräume und die Höhenstufen zeigen.

Um die Repräsentativität der Erhebungen für bestimmte Lebensräume zu prüfen, wurde für die drei großflächigen Erhebungen – Heuschrecken, WF-Wiesen (mit Wanzen & Zikaden) und BINATS – auch ein Vergleich zwischen der Lebensraumausstattung in einem 300 m-Puffer um die Testflächen mit derjenigen von ganz Österreich durchgeführt. Hierfür wurde der österreichische Datensatz der CORINE-Landcover-Auswertung herangezogen, die zwar in der Auflösung nicht mit einer klassischen Biotopkartierung (wie sie etwa für BINATS vorliegt) vergleichbar ist, aber die Landschaft um die jeweiligen Testflächen ausreichend charakterisiert. Wie Tabelle 7 darstellt, spiegelt sich die Verteilung der Lebensräume Österreichs relativ gut in der Testflächen-Stichprobe der Heuschreckenerhebung wider und kann auch nach statistischem Test (Chi-Quadrat-Test) als repräsentativ für ganz Österreich eingestuft werden. Im Gegensatz dazu hat BINATS – vom Ansatz her zwingend – einen starken Schwerpunkt im einfach strukturierten Ackerland in Mais- und Rapsanbaugebieten (Abbildung 22), während die Erhebung der Zikaden und Wanzen in Südostösterreich typischerweise in komplex strukturiertem Kulturland, ebenfalls mit hohem Ackeranteil, stattfand. Die in diesen drei überregionalen Freilandmodulen unterrepräsentierten Hochlagen der Alpen (mit den Codes 332 bis 335) werden mit dem entsprechenden Freilandmodul der Erhebungen von Heuschrecken und Hummeln in den Hohen Tauern abgedeckt.

Tabelle 7: Übersicht über die Verteilung der CORINE-Lebensraumtypen auf die drei für die Insektenstudie durchgeführten bzw. ausgewerteten großflächigen Wiederholungserhebungen im Vergleich zur Lebensraumverteilung in Österreich (eigene Auswertungen mit vom Umweltbundesamt veröffentlichten CORINE-Landcover-shape von 2012).

Kategorie	Code	Habitat	Öster- reich	Heuschre- cken	BIN- ATS	Wanzen & Zikaden
Bebaute Fläche	111	durchgängig städtische Prägung	0,12%	0,55%	0,00%	0,00%
	112	nicht durchgängig städtische Prägung	4,49%	8,35%	1,59%	6,23%
	121	Industrie/Gewerbeflächen	0,34%	0,00%	0,36%	0,00%
	122	Straßen/Eisenbahnnetze	0,06%	0,00%	0,00%	0,00%
	124	Flughäfen	0,04%	0,00%	0,00%	0,00%
	131	Abbauflächen	0,11%	0,32%	0,22%	0,00%
	132	Deponien, Abraumhalden	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%
	141	Städtische Grünflächen	0,06%	1,00%	0,00%	0,00%
	142	Sport/Freizeitanlagen	0,32%	0,66%	0,00%	0,03%
		Bebaute Fläche gesamt	5,56%	10,89%	2,17%	6,26%
Landwirtschaft	211	Nicht bewässertes Ackerland	15,36%	7,99%	79,93%	36,95%
	221	Weinbauflächen	0,79%	2,79%	2,28%	0,00%
	222	Obst/Beerenobstbestände	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%
	231	Wiesen und Weiden	8,25%	13,55%	3,40%	2,76%
	242	Komplexe Parzellenstruktur	4,49%	5,43%	5,09%	29,27%
	243	Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Vegetation	3,07%	9,77%	5,30%	8,03%
			Landwirtschaft gesamt	31,97%	39,53%	79,93%
Wälder und naturnahe Flächen	311	Laubwälder	5,24%	5,78%	0,57%	9,23%

Kategorie	Code	Habitat	Öster- reich	Heuschre- cken	BIN- ATS	Wanzen & Zikaden
	312	Nadelwälder	26,68%	20,41%	0,71%	0,47%
	313	Mischwälder	12,10%	8,63%	0,45%	7,03%
	321	Natürliches Grünland	7,26%	5,90%	0,00%	0,00%
	322	Heiden und Moorheiden	2,64%	2,03%	0,00%	0,00%
	324	Wald/Strauch	0,39%	2,30%	0,11%	0,00%
	332	Felsflächen ohne Vegetation	3,02%	0,70%	0,00%	0,00%
	333	Flächen mit spärlicher Vegetation	3,63%	0,93%	0,00%	0,00%
	335	Gletscher	0,42%	0,00%	0,00%	0,00%
		Wälder & naturnahe Flächen gesamt	61,38%	46,68%	1,83%	16,72%
Feucht- flächen	411	Sümpfe	0,24%	1,79%	0,01%	0,00%
	412	Torfmoore	0,02%	0,44%	0,00%	0,00%
		Feuchtflächen gesamt	0,26%	2,23%	0,01%	0,00%
Wasser- flächen	511	Gewässerläufe	0,26%	0,39%	0,00%	0,00%
	512	Wasserflächen	0,57%	0,28%	0,00%	0,00%
		Wasserflächen gesamt	0,84%	0,67%	0,00%	0,00%

Insgesamt war es im Rahmen dieser „Insektenstudie“ nun möglich, den Artenbestand und die Häufigkeit ausgewählter Insektengruppen an gut 300 verschiedenen Testflächen in Österreich in für die Kulturlandschaft weitgehend repräsentativer Auswahl nach einem Zeitraum von zehn bis max. 33 Jahren erneut zu überprüfen (Tabelle 6). Bei den behandelten Indikatorinsekten handelt es sich um sechs Gruppen – teils ganze Ordnungen (wie bei den Heuschrecken), teils um kleinere taxonomische Einheiten bzw. im Falle der Hummeln um eine gut abgegrenzte Gattung. Diese Auswahl umfasst neben Pflanzenfressern auch Insekten, die andere Tiere fressen sowie Parasiten und Parasitoide. Ein nicht unbeträchtlicher Teil gehört zu den Blütenbesuchern bzw. Bestäubern. Mit einer Seehöhenspanne von 120 m (im burgenländischen Seewinkel) bis 2585 m (in den Hohen Tauern) ist fast das gesamte von Insekten in Österreich

besiedelte Höhenspektrum abgedeckt, nur in den artenarmen Gipfelregionen fehlen Testflächen. Auch die Verteilung der Testflächen über die Naturräume Österreichs ist letztendlich recht gleichmäßig gelungen, wenn auch das Pannonische Flach- und Hügelland, die Böhmisches Masse sowie die Alpenvorländer gegenüber dem Alpenraum etwas überrepräsentiert sind (vgl. Abbildung 21, Tabelle 6).

Wir erwarten uns daher aus den Ergebnissen dieser Wiederholungserhebungen repräsentative Erkenntnisse über die Veränderung terrestrischer Insektenpopulationen in der Offenlandschaft und landwirtschaftlich geprägten Kulturlandschaft Österreichs in den letzten 30 Jahren. Über die Durchführung dieser Erhebungen sowie über die daraus abgeleiteten Erkenntnisse berichten die folgenden Kapitel für die projekteigenen Freilandserhebungen sowie das Kapitel 8 über die Auswertung bereits vor der „Insektenstudie“ durchgeführter Wiederholungserhebungen.



Abbildung 22: Österreichische „Durchschnittslandschaft“ in den klimatisch begünstigten Tieflagen – mit hohem Ackeranteil und einer Grundausstattung mit Gehölzen ist sie typisch für die Testflächen im Pannonischen Flach- und Hügelland (südliches Weinviertel, Foto: Hans-Martin Berg).

7.2 Wiederholung von Heuschrecken-Erhebungen aus den 1990er Jahren aus ganz Österreich

Bei der Auswahl geeigneter Erhebungen von Insektenpopulationen, die in den letzten 30 Jahren durchgeführt wurden und für zumindest wesentliche Teile der österreichischen Landschaft repräsentativ sind, erwiesen sich die Erhebungen für die Erstellung eines Verbreitungsatlanten über die Heuschrecken Österreichs (vgl. Zuna-Kratky et al. 2017) trotz gewisser Einschränkungen als am besten geeignete Untersuchung, um über einen möglichst großen Ausschnitt von Österreich mit vertretbarem Aufwand Daten zu Verbreitung und Häufigkeit einer Insektengruppe erneut zu erheben. Etwa mit dem Jahr 1990 setzte in Österreich eine intensivierte Beschäftigung mit dem Vorkommen von Heuschrecken ein, die schließlich in die Gründung einer österreichweit agierenden „Arbeitsgemeinschaft Heuschrecken Österreichs“ mündete, sowie neben dem nationalen Verbreitungsatlas auch die Publikation mehrerer Monographien auf Bundesländerebene ermöglichte (Zuna-Kratky et al. 2009, Illich et al. 2010, Ortner & Lechner 2015, Landmann & Zuna-Kratky 2016, Wöss et al. 2020). Aufbauend auf diesem umfangreichen, österreichweit verteilten Datenbestand wurde eine Auswahl an zu wiederholenden Kartierungsexkursionen aus den Jahren 1990 bis 1999 getroffen, die einen repräsentativen Querschnitt durch die Landschaften Österreichs darstellen (vgl. Tabelle 7 und Abbildung 21) und eine möglichst umfassende Artenliste an Heuschrecken (sowie der Gottesanbeterin als einziger heimischer Fangschrecke) beinhalten. Diese Exkursionen wurden an denselben Standorten zur selben Jahreszeit in den Saisonen 2020 und 2021 mit derselben Methodik wiederholt und erlauben somit einen Blick auf die Veränderungen hinsichtlich Artenvielfalt, Individuendichte und Artenzusammensetzung, die im Zeitraum der letzten 20 bis 30 Jahre abgelaufen sind.

7.2.1 Methodische Vorgehensweise

Auswahl der Exkursionen

Ziel dieses Teils der „Insektenstudie“ ist es, durch die möglichst exakte Wiederholung von Heuschreckenerhebungen aus dem Zeitraum 1990 bis 1999 Veränderungen im Artenbestand und in der Häufigkeit von Heuschrecken (sowie der Gottesanbeterin) zu dokumentieren. Grundlage für die Auswahl der Erhebungen ist die sogenannte „Exkursion“. Eine Exkursion stellt eine Heuschrecken-Erhebung eines bestimmten Tages von einer bestimmten Person (oder Personengruppe) dar, die sich innerhalb eines Kartierungsquadranten (3 x 5-Minuten-Raster, ca. 36 km², vgl. Zuna-Kratky & Landmann 2017) der österreichischen Heuschreckenkartierung

aufgehalten hatte. Für jeden Kartierungsquadranten wurde jene Exkursion ausgewählt, die im Zeitraum 1990 bis 1999 die meisten Arten bzw. (bei Gleichstand) die meisten Datensätze (Einzelnachweise von Arten) dokumentierte. Insgesamt konnten 890 Exkursionen als Auswahlgrundlage festgelegt werden (vgl. Abbildung 23). Deutlich ist zu sehen, dass der Schwerpunkt der Exkursionstätigkeit in den 1990er Jahren in Ostösterreich lag. Es war daher notwendig, eine repräsentative Stichprobe zu ziehen, die diese „Ostlastigkeit“ des Datenmaterials ausgleichen konnte. Entscheidend war dabei deren Repräsentativität für Österreich hinsichtlich ihrer Lage in einem der großen Naturräume Österreichs (vgl. Sauberer et al. 2017) sowie in der jeweiligen Höhenstufe (auf jeweils 100 m Seehöhe genau). Es sollte sichergestellt werden, dass die Verteilung der Exkursionen in den sieben Naturräumen sowie in den 19 Höhenstufen zwischen 100 und 2000 m Seehöhe der entsprechenden Flächenverteilung in der österreichischen Landschaft entspricht. Bereiche über 2000 m wurden in dieser Stichprobe exkludiert, da hierfür ein eigenes Erhebungsmodul durchgeführt wurde, das detaillierter auf die alpinen Gegebenheiten eingeht (vgl. Kapitel 7.3).

Anhand dieser Vorgaben wurde aus den 890 vorhandenen Exkursionen eine repräsentative Stichprobe von 105 Exkursionen gezogen, die sich über alle neun Bundesländer verteilen. Dabei wurde jeweils für jeden Landschaftsraum in Kombination mit der Höhenstufe die „ergiebigste“, also artenreichste Exkursion aus den vorhandenen Exkursionen ausgewählt, um ein möglichst großes Artenspektrum zu bilden und um sicherzugehen, dass die Exkursion von ausreichender Erfassungsintensität war.

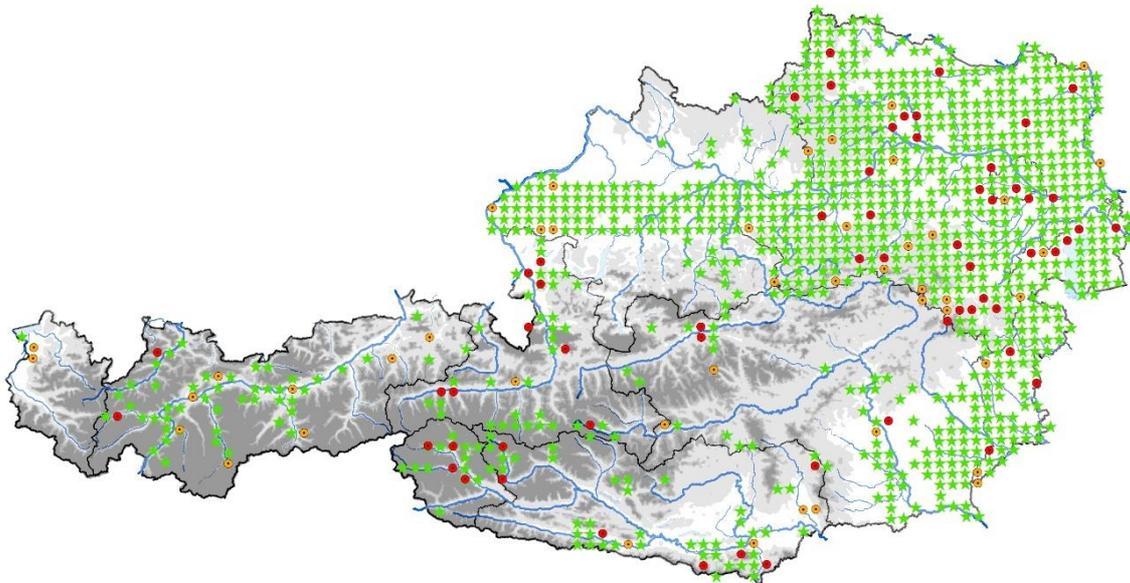


Abbildung 23: Übersicht über die Auswahl der in den 1990er Jahren durchgeführten Exkursionen (grüne Sterne) und die zur Wiederholung ausgewählten Fundorte, die im Jahr 2020 (rot) bzw. 2021 (orange) bearbeitet wurden.

Tabelle 8: Verteilung der Wiederholungsexkursionen auf die Naturräume und Höhenstufen in Österreich. „Anteil AT“ – Flächenanteil des Naturraums bzw. der Höhenstufe an der österreichischen Landesfläche, „Anteil TF“ – jeweiliger Anteil an der Stichprobe der ausgewählten Exkursionen. Für die Höhenstufen ist jeweils die untere Grenze angegeben (z. B. „200“ ≈ 200 m bis 299 m Seehöhe). TF – Testfläche, AT – Österreich.

Naturraum	Anteil AT	Anteil TF	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1600	1700	1800	1900
Klagenfurter Becken	2%	2%				1	1														
Nordalpen	24%	25%			2	4	2	2	3	2	2	1	2	2	1		1	1	1		
Nördliches Alpenvorland	8%	8%			3	3	2														
Nördliches Granit- und Gneishochland	11%	10%	1	2	1	3	1	1	1	1											
Pannonisches Flach- und Hügelland	12%	15%	7	8	1																
Südalpen	4%	5%							1	1	1	1							1		
Südöstliches Alpenvorland	7%	7%			3	4															
Zentralalpen	33%	29%					3	4	1	2	2	2	2	2	2	4	2	2	1		1
Österreich gesamt			7	9	11	13	11	7	6	6	6	4	4	4	3	4	3	4	2	0	1
Anteil TF			7%	9%	10%	12%	10%	7%	6%	6%	6%	4%	4%	4%	3%	4%	3%	4%	2%	0%	1%
Anteil AT			6%	8%	10%	9%	10%	8%	6%	6%	5%	5%	4%	4%	4%	3%	3%	3%	3%	2%	2%

Ein Nachteil dieses Ansatzes ist, dass im betreffenden Landschaftsausschnitt tendenziell die Bereiche mit höherer Artenvielfalt ausgewählt werden und artenarme Fluren dadurch eher unterrepräsentiert sind. Für derartige Lagen ist – zumindest in den Ackerbaugebieten – die Auswertung der BINATS-Studie (vgl. Pascher et al. 2020, Kapitel 8.1) daher eine wichtige Ergänzung.

Die Tabelle 8 stellt die Verteilung dieser Wiederholungsexkursionen auf die Naturräume und Höhenstufen Österreichs dar. Die Abweichungen der Lage der Stichproben-Exkursionen von der Flächenverteilung von Naturraum und Höhenstufe in Österreich sind gering angesichts der vordergründig sehr ungleichmäßigen Verteilung der vorhandenen Exkursionen aus den 1990er Jahren. Es gibt in Summe einen leichten Überhang in den tieferen Lagen und im Pannonischen Raum und eine etwas schwächere Abdeckung der höheren Lagen sowie der Zentralalpen. Dies deckt sich jedoch auch mit der Verteilung der Heuschreckenarten, die ebenfalls in tieferen Lagen und im Osten artenreicher sind und somit mit dieser Stichprobe dort etwas besser abgedeckt werden.



Abbildung 24: Die am tiefsten gelegene Testfläche an der unteren March bei Marchegg (Niederösterreich) auf 140 m Seehöhe (11.8.2021) im Vergleich zur höchstgelegenen Exkursion im Bereich der Rax am steirischen Alpenostrand mit bis zu über 1900 m Seehöhe (10.8.2021).

Die Abbildung 23 stellt die Verteilung der ausgewählten Exkursionen im Vergleich zur Gesamtzahl aller geeigneten Exkursionen in Österreich dar, wobei das Jahr der Wiederholungserhebung durch die beiden Symbolfarben markiert ist.

Methodik der Wiederholungsexkursionen

Ziel dieses Moduls der Insektenstudie ist es, eine der damaligen Erhebung möglichst vergleichbare Wiederholungserhebung durchzuführen. Für jede ausgewählte Exkursion wurden

anhand der vorhandenen Daten sowie unter Auswertung der Originalbelege bzw. Originalquellen die jeweils an diesem Exkursionstag besuchten „Fundorte“ identifiziert und kartografisch verortet. Zu diesen Fundorten liegen zusätzliche Angaben zur Habitatausstattung und zur Seehöhe vor. Die Wiederholung dieser Exkursion soll etwa zum selben jahreszeitlichen Zeitpunkt stattfinden; der dafür vorgegebene Rahmen reichte 14 Tage vor bzw. 7 Tage nach dem damaligen Datum. Der zeitliche Rahmen ist vor dem ursprünglichen Termin weiter gefasst, da durch die Klimaerwärmung der letzten Jahrzehnte auch beim phänologischen Auftreten der Arten eine Verfrühung festgestellt werden konnte (vgl. Zuna-Kratky et al. 2009). Die Erhebungen müssen bei günstiger Witterung (sonniges Wetter, wenig Wind) stattfinden, um die Arten nicht nur optisch, sondern auch akustisch gut erfassen zu können und eine entsprechend gute Aktivität der Arten vorzufinden.

Es wurde soweit möglich versucht, die Exkursion von derselben Person (bzw. Gruppe) durchführen zu lassen, die auch die ursprüngliche Exkursion in den 1990er Jahren durchführte. Wo dies nicht möglich war, wurde durch Auswertung der Originalbelege bzw. durch direkte Kontaktaufnahme mit der jeweiligen Person gewährleistet, dass die Exkursion vergleichbar durchgeführt werden konnte. Jede Kartierungsperson erhielt eine Anzahl an Exkursionen zugeteilt, die in den Saisonen 2020 und 2021 zu bearbeiten waren. Für jede Exkursion wurden die jeweils zugehörigen Fundorte durch Koordinaten und Habitatbeschreibung festgelegt und als Kartenausdruck bzw. mittels gpx-File für ein GPS-Gerät für die Kartierung vorbereitet.

Die Datenerhebung erfolgte im Freiland mittels optischer und akustischer Dokumentation des Artenbestandes am jeweiligen Fundort. Der Einsatz eines Bat-Detektors zur Erfassung hochfrequent singender Heuschreckenarten erfolgte nur dann, wenn dieser auch bei der ursprünglichen Exkursion verwendet wurde. Die Abundanz der festgestellten Arten wurde wie bei der ursprünglichen Exkursion mittels einer halbquantitativen Skala (siehe Tabelle 9) erfasst. Für jeden Fundort wurde der vorherrschende Lebensraum mittels kurzer verbaler Beschreibung sowie Kategorisierung nach dem in der österreichischen Heuschreckenkartierung verwendeten Habitatschlüssel durchgeführt.

Manche Heuschreckenlebensräume sind in ihrer Ausprägung in der Landschaft so dynamisch, dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass sie sich heute an derselben Stelle befinden wie in den 1990er Jahren. Dies sind in unserem Material Schlagflächen im Wald sowie Ackerbrachen. Waren solche Lebensräume Gegenstand der ursprünglichen Exkursion, so wurden bei der Wiederholung die jeweils nächstgelegenen, dem Lebensraum entsprechenden Standorte aufgesucht und entsprechend erhoben. Fundorte, bei denen Nutzungsänderungen oder Sukzession die ursprünglichen, nicht lagedynamischen Lebensräume verändert haben (wie z. B. eine Magerwiese, die zwischenzeitlich aufgeforstet wurde), wurden aber in vorgesehener Weise wieder erhoben. Diese stellen wichtige Referenzsituationen zur Veränderung der

Landschaft und ihrer Heuschrecken dar. Waren Fundorte aus bestimmten Gründen nicht mehr zugänglich, so würde diese Wiederholungsexkursion entfallen. Dies war jedoch bei unseren Erhebungen in keinem Fall notwendig.

Das für die beiden Kartierungssaisonen zusammengestellte Exkursionsteam bestand aus folgenden elf erfahrenen Heuschreckenkundlerinnen und Heuschreckenkundlern (in alphabetischer Reihenfolge): Liesbeth Forsthuber, Thomas Frieß, Susanne Gewolf, Inge Illich, Eva Karner-Ranner, Kurt Lechner, Alois Ortner, Andreas Ranner, Paul Wohlfarter, Günther Wöss und Thomas Zuna-Kratky. In der Saison 2020 konnten 59 Exkursionen aus den 1990er Jahren wiederholt werden, die verbliebenen 46 Exkursionen wurden im Jahr 2021 aufgenommen. Die Abbildung 25 sowie Abbildung 26 zeigen hierbei charakteristische Landschaften, die im Zuge dieser Wiederholungserhebungen in den Saisonen 2020 und 2021 erfasst wurden.

Datendokumentation

Die erhobenen Daten der Wiederholungsexkursion wurden in einer Excel-Tabelle eingegeben, die an diejenige, die zur Dokumentation der ursprünglichen Exkursionen verwendet wurde, stark angelehnt ist (vgl. Aufnahme der Parameter für den österreichischen Heuschreckenatlas in Zuna-Kratky & Landmann 2017). Die Tabelle 9 gibt eine Übersicht über die im Zuge der Erhebung aufgenommenen Parameter. Die Zuordnung zur entsprechenden ursprünglichen Exkursion erfolgt über die Spalte „Quadrant“, die den Kartierungsquadranten bezeichnet, aus dem die jeweils artenreichste ursprüngliche Exkursion entnommen wurde. Zusätzliche Beobachtungen konnten während der Wiederholung der Exkursion ebenfalls aufgenommen werden, um z. B. zu klären, ob nicht mehr aufgefundene Arten eventuell in angrenzenden Lebensräumen noch vorkommen. Diese Zusatzfunde waren durch ein Freilassen der Spalte „Quadrant“ erkennbar.

Die Kartierungspersonen erhielten zusätzlich ein Schreiben, dass sie als MitarbeiterInnen dieser Studie ausweist und über den Hintergrund der Erhebungen informiert. Die Erfahrungen im Gelände mit Landwirtinnen und Landwirten sowie Anrainern waren jedoch durchwegs positiv, es gab keine Konflikte mit anderen Personen während der Wiederholungserhebungen.

Tabelle 9: Zu dokumentierende Parameter im Zuge der Durchführung der Wiederholungsexkursion (angelehnt an Zuna-Kratky & Landmann 2017).

Parameter	Erläuterung
Quadrant	Bezeichnung des Quadranten laut Zuteilungsliste; wird dieses Feld frei gelassen, dann handelt es sich um zusätzliche Beobachtungen, die nicht der Wiederholungsexkursion zugehörig sind
Tag	Tag der Erhebung
Monat	Monat der Erhebung
Jahr	Jahr der Erhebung
Zeit_Beginn	Uhrzeit, zu der die Begehung des Fundortes begonnen hat.
Zeit_Ende	Uhrzeit, zu der die Begehung des Fundortes abgeschlossen wurde.
Lokalität	Bezeichnung des Fundorts mit Hilfe von Lokalnamen, Flurbezeichnungen etc.; z. B. Sulzwiese, Kolbeterberg, N Heuschreckenkreuz, Gersthofer Straße etc.
Himmelsr	Himmelsrichtung, in der die Lokalität von der Ortsbezeichnung aus gesehen liegt. 16-teilige Windrose, z. B. N, SSE, etc.
Ortsbezeichnung	Nächste Ortschaft, die in derselben Gemeinde liegt wie die Lokalität.
Bundesland	Bundesland, in der die Lokalität liegt. z. B. Wien = W, Salzburg = S, aber Steiermark = M.
Seehöhe	Seehöhe des Fundortes in Meter (bei unklaren Angaben Anschätzung einer mittleren Höhe). Bei ausgedehnter Höherstreckung des Vorkommens wird alle 100 Höhenmeter ein neuer Datensatz angelegt!
X_Coord	X-Koordinate des Mittelpunktes des Fundortes (aus GPS, AMAP, etc.), dezimal (z. B. 16,350)
Y_Coord	Y-Koordinate des Mittelpunktes des Fundortes (aus GPS, AMAP, etc.), dezimal (z. B. 48,734)
Biotoptyp	Code des Hauptlebensraumes (siehe Lebensraumliste)
Habitat	Code des feiner unterteilten Lebensraumes innerhalb des jeweiligen Hauptlebensraumes (siehe Lebensraumliste)
Anmerkung_Habitat	Freitext für alle weitergehenden Angaben zum Fundort; z. B. genaue Habitat-Beschreibung, Hinweise zur Auffindung, Gefährdungen etc.
Exposition	Neigung des Fundorts, z. B. "S" für Südhang; bei flachen Fundorten "E" für "eben"
Art	Eindeutiger Artnamen
Quantität	Halbquantitative Abschätzung der Häufigkeit der Art am Fundort:
	0 - kein Nachweis trotz Nachsuche
	1 – Einzelnachweis
	2 - sehr selten bis selten, in einem Gebiet nur sporadisch bzw. lokal gefunden

Parameter	Erläuterung
	3 - mäßig häufig, nicht selten
	4 - häufig, sehr häufig, verbreitet
	5 - Invasion, massenhaft
	6 - keine Angabe
Sex	Geschlecht der nachgewiesenen Individuen:
Alter	m = männlich, f = weiblich, b = beide anwesend
	Alter der nachgewiesenen Individuen:
	i = Imago, erwachsenes Tier; l = Larve; b = beide anwesend; e = Eifund, Gelegefund
Anmerkung	Freitext für alle zusätzlichen Angaben zur aufgefundenen Art. Z. B. Anzahl, genauere Habitatpräferenzen, Verhalten etc.
Wetter	Angabe der Witterung während der Kartierung
Beobacht1	HauptbeobachterIn, z. B. "Denner, Manuel"
Beobacht2	allfällige weitere BeobachterInnen.

Durchführung der Erhebungen

Die 105 ausgewählten Testflächen wurden nach den oben dargelegten Vorgaben in den beiden Saisonen 2020 und 2021 erfasst. Im ersten Jahr konnten 59, im zweiten Jahr die verbliebenen 46 Testflächen begangen und kartiert werden. Alle Flächen waren soweit begehbar, dass eine der ursprünglichen Erhebung vergleichbare „Exkursion“ möglich war.

Um zu klären, inwieweit methodische Faktoren die Ergebnisse beeinflussen, wurden mehrere Parameter der Erhebung hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Veränderung des Artenbestandes untersucht. Elf verschiedene Personen waren mit den Kartierungen betraut, was grundsätzlich eine gewisse Varianz in der Erfassungsmethodik bedingt. Weiters wurde die aktuelle Erhebung der Jahre 2020 und 2021 jahreszeitlich im Schnitt 4,8 Tage vor der ersten Erhebung durchgeführt. Die „erlaubte“ Abweichung von 14 Tagen vor bzw. sieben Tagen nach der Ersterhebung (vgl. Kapitel 7.2.1) wurde dabei ausgeschöpft, um möglichst gute Witterungsbedingungen für die zweite Erhebung zu erhalten. Lediglich bei den jahreszeitlich am spätesten anzusetzenden Exkursionen im September und Oktober wurden – um eine passable Witterung gegen Ende der Aktivitätsperiode sicherzustellen – sieben Erhebungen bereits bis zu 21 Tage vor dem eigentlichen Termin durchgeführt.



Abbildung 25: Beispiele für Fundorte aus den 1990er Jahren, die im 2020 erneut kartiert wurden (von links oben nach rechts unten): Haslauer Moor im Waldviertel (Niederösterreich, L. Forsthuber), Schönberg-Neustift im Kamptal (Niederösterreich), Wörschacher Moos im Ennstal (Steiermark, L. Forsthuber), Hohe Wand bei Stollhof (Niederösterreich), Lobnigbachtal bei Bad Eisenkappel (Kärnten, G. Wöss), Steingupf bei Grieselstein (Burgenland).



Abbildung 26: Beispiele für Fundorte aus den 1990er Jahren, die im Zuge der Wiederholungserhebungen im Jahr 2021 erneut kartiert wurden (von links oben nach rechts unten): St. Jodok am Brenner in den Zentralalpen (Tirol, K. Lechner), Blassenstein bei Scheibbs (Niederösterreich), Heiligenstatt im Inntal (Oberösterreich), Rax am Alpenostrand (Niederösterreich), St. Primus im Klagenfurter Becken (Kärnten, G. Wöss), Stadelberg bei Bonisdorf (Burgenland).

Die statistische Prüfung (Spearman-Rank-Correlation) ergab jedoch keine signifikanten Zusammenhänge des erfassten Unterschiedes im Artenreichtum mit der Person, die die zweite Erhebung durchführte sowie mit dem Unterschied im Datum zwischen den beiden Erhebungen. Es wurde auch getestet, ob die unterschiedlichen Erfahrungen der Kartiererinnen und Kartierer (sowohl in den 1990er Jahren als auch bei der aktuellen Erhebung) eine Auswirkung auf die Ergebnisse hat. Diese „Erfahrung“ wurde gemessen als Differenz zwischen dem Jahr des Beginns kontinuierlicher Heuschreckenerhebungen der Person für die österreichweite Kartierung und dem Jahr der jeweiligen Kartierung. Auch hier konnte kein signifikanter Einfluss auf die Unterschiede in den erfassten Artenzahlen nachgewiesen werden. Die bedeutenden methodischen Faktoren Erhebungsperson und unterschiedliche Erhebungstage haben somit keinen systematischen Einfluss auf die Ergebnisse bezüglich der Artenbestände der Exkursionsgebiete.

Nicht auszuschließen ist, dass die Artenkenntnis bei den Heuschreckenkartiererinnen und -kartierern im Laufe der Kartierungsperiode seit den 1990er Jahren etwas zugenommen hat, da in dieser Zeit einige neue Bestimmungswerke publiziert wurden und taxonomisch schwierige Gattungen, v. a. der Dornschröcken *Tetrix* und der Plumpschröcken *Isophya*, aktuell besser bekannt sind. Diese „schwierigen“ Arten treten aber nicht oder nur selten in unserem Material auf und können daher die allgemeinen Aussagen nicht beeinflussen. Für die beiden häufigsten Gattungen (*Barbitistes* und *Tetrix*) wurde dies auch statistisch geprüft und unter Abzug dieser beiden Gattungen keine Veränderung in den Aussagen gefunden.

7.2.2 Veränderungen im Artenspektrum

Im Zuge der Wiederholung der 105 Exkursionen aus den Jahren 1990 bis 1999 konnten in den beiden Erhebungsjahren 2020 und 2021 insgesamt 78 Heuschreckenarten sowie die Gottesanbeterin als einzige heimische Fangschrecke nachgewiesen werden. Bei der ersten Erhebung auf diesen Flächen 20 bis 30 Jahre zuvor konnte mit 76 Heuschreckenarten sowie der Gottesanbeterin ein fast identer Artenreichtum nachgewiesen werden. Sieben Arten wurden nur in der ersten Erfassungsperiode nachgewiesen, neun Arten sind erst aktuell auf diesen Flächen erfasst worden. 70 der vorkommenden Arten konnten in beiden Untersuchungsperioden festgestellt werden, das sind 82,4 % des gesamten Artenbestandes. Mit zusammen 85 Heuschreckenarten sind Nachweise von 61 % aller derzeit aus Österreich bekannten Arten in diesen Wiederholungserhebungen vertreten. Die Tabelle 10 gibt einen Überblick über die Veränderung der Verbreitung der nachgewiesenen Heuschreckenarten nach Abschluss der Erhebungen. Das Maß für die „Verbreitung“ der Arten ist hierbei die Anzahl besiedelter Testflächen in den beiden Erfassungsperioden, ihre Veränderung ist ausgedrückt durch die Bilanz zwischen den beiden Perioden sowie als prozentueller Anteil der Veränderung an der ursprünglichen Anzahl besetzter Testflächen.

Tabelle 10: Liste der auf den 105 in den Jahren 2020 und 2021 wiederholten Exkursionen nachgewiesenen Heuschrecken- und Fangschreckenarten mit Angaben zur Stetigkeit (Anzahl an Exkursionen mit Nachweisen) im Vergleich der beiden Erfassungszeitpunkte. Die Reihung erfolgt aufsteigend nach Ausmaß der Veränderung der Stetigkeit (in Prozent des ursprünglichen Wertes). Signifikante (*) bzw. hoch signifikante (**) Veränderungen in der Anzahl besetzter Testflächen sind entsprechend gekennzeichnet (Signed Rank-Test). # markiert Arten, für die aufgrund unterschiedlicher Erfassungsmethodik bzw. aufgrund neuer taxonomischer Erkenntnisse eine direkte Vergleichbarkeit nur eingeschränkt gegeben ist.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	1990er Jahre	Erhebung 2020/2021	Bilanz	Veränderung
Artenzahl		77	79		
Summe Nachweise		1.366	1.448	82	+6%
Große Buntschrecke	<i>Poecilimon ornatus</i>	2	0	-2	-100%
Atlantische Bergschrecke	<i>Antaxius pedestris</i>	2	0	-2	-100%
Gefleckte Keulenschrecke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	2	0	-2	-100%
Gefleckte Schnarrschrecke	<i>Bryodemella tuberculata</i>	1	0	-1	-100%
Grüne Strandschrecke	<i>Aiolopus thalassinus</i>	1	0	-1	-100%
Felsgrashüpfer	<i>Omocestus petraeus</i>	1	0	-1	-100%
Kiesbank-Grashüpfer	<i>Chorthippus pullus</i>	1	0	-1	-100%
Rotleibiger Grashüpfer	<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	9	1	-8**	-89%
Zweipunkt-Dornschrecke	<i>Tetrix bipunctata</i> agg. #	7	2	-5	-71%
Gewöhnliche Gebirgsschrecke	<i>Podisma pedestris</i>	6	2	-4	-67%
Buntbäuchiger Grashüpfer	<i>Omocestus rufipes</i>	12	6	-6*	-50%
Steppen-Sattelschrecke	<i>Ephippiger ephippiger</i>	10	5	-5	-50%
Gemeine Eichenschrecke	<i>Meconema thalassinum</i>	4	2	-2	-50%
Alpine Gebirgsschrecke	<i>Miramella alpina</i>	11	6	-5	-45%
Feldgrille	<i>Gryllus campestris</i>	26	15	-11	-42%
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>	6	4	-2	-33%
Sibirische Keulenschrecke	<i>Gomphocerus sibiricus</i>	6	4	-2	-33%
Gemeine Sichelschrecke	<i>Phaneroptera falcata</i>	20	14	-6	-30%
Rotflügelige Schnarrschrecke	<i>Psophus stridulus</i>	21	15	-6	-29%
Gebirgsgrashüpfer	<i>Stauroderus scalaris</i>	12	9	-3	-25%
Bunter Alpengrashüpfer	<i>Stenobothrus rubicundulus</i>	4	3	-1	-25%
Sumpfgrashüpfer	<i>Pseudochorthippus montanus</i>	22	17	-5	-23%
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>	48	38	-10	-21%
Säbeldornschrecke	<i>Tetrix subulata</i>	10	8	-2	-20%
Südliche Strauschschrecke	<i>Pholidoptera fallax</i>	6	5	-1	-17%
Gestreifte Zartschrecke	<i>Leptophyes albovittata</i>	20	17	-3	-15%
Kurzflügelige Beißschrecke	<i>Metrioptera brachyptera</i>	23	20	-3	-13%
Große Goldschrecke	<i>Chrysochraon dispar</i>	40	35	-5	-13%
Feldgrashüpfer	<i>Chorthippus apricarius</i>	37	33	-4	-11%
Waldgrille	<i>Nemobius sylvestris</i>	11	10	-1	-9%
Verkannter Grashüpfer	<i>Chorthippus mollis</i>	26	24	-2	-8%
Kleine Goldschrecke	<i>Euthystira brachyptera</i>	62	58	-4	-6%
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>	32	30	-2	-6%
Langflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus fuscus</i>	17	16	-1	-6%
Gewöhnliche Strauschschrecke	<i>Pholidoptera griseoptera</i>	76	74	-2	-3%

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	1990er Jahre	Erhebung 2020/2021	Bilanz	Veränderung
Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus lineatus</i>	48	47	-1	-2%
Fiebers Plumpschrecke	<i>Isophya camptoxypha</i>	2	2	0	0%
Kurzschwänzige Plumpschrecke	<i>Isophya brevicauda</i>	1	1	0	0%
Wantschrecke	<i>Polysarcus denticauda</i>	2	2	0	0%
Zwitscher-Heupferd	<i>Tettigonia cantans</i>	57	57	0	0%
Gebirgs-Beißschrecke	<i>Metrioptera saussuriana</i>	1	1	0	0%
Zweifarbige Beißschrecke	<i>Bicolorana bicolor</i>	26	26	0	0%
Langfühler-Dornschrecke	<i>Tetrix tenuicornis</i>	7	7	0	0%
Südliche Gebirgsschrecke	<i>Miramella irena</i>	2	2	0	0%
Sumpfschrecke	<i>Stethophyma grossum</i>	12	12	0	0%
Rotflügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda germanica</i>	1	1	0	0%
Große Höckerschrecke	<i>Arcyptera fusca</i>	5	5	0	0%
Obir-Grashüpfer	<i>Chorthippus alticola rammei</i>	1	1	0	0%
Gemeiner Grashüpfer	<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	93	93	0	0%
Roesels Beißschrecke	<i>Roeseliana roeselii</i>	71	74	3	+4%
Alpen-Strauschschrecke	<i>Pholidoptera aptera</i>	40	43	3	+8%
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>	80	87	7	+9%
Graue Beißschrecke	<i>Platycleis grisea</i>	28	31	3	+11%
Weißrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	17	19	2	+12%
Steppengrashüpfer	<i>Chorthippus vagans</i>	7	8	1	+14%
Rote Keulenschrecke	<i>Gomphocerippus rufus</i>	45	52	7	+16%
Wiesengrashüpfer	<i>Chorthippus dorsatus</i>	47	55	8	+17%
Weinhähnchen	<i>Oecanthus pellucens</i>	12	14	2	+17%
Gottesanbeterin	<i>Mantis religiosa</i>	15	18	3	+20%
Warzenbeißer	<i>Decticus verrucivorus</i>	28	34	6	+21%
Gelbstreifige Zartschrecke	<i>Leptophyes boscii</i>	3	4	1	+33%
Schwarzfleckiger Grashüpfer	<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	3	4	1	+33%
Vierpunktige Sichelchrecke	<i>Phaneroptera nana</i>	5	7	2	+40%
Blaufügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda caerulescens</i>	24	34	10*	+42%
Südliche Eichenschrecke	<i>Meconema meridionale</i>	2	3	1	+50%
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>	38	58	20**	+53%
Zwerggrashüpfer	<i>Stenobothrus crassipes</i>	2	4	2	+100%
Zweipunkt-Dornschrecke	<i>Tetrix (bipunctata) kraussi #</i>	1	2	1	+100%
Grünschrecke	<i>Odontopodisma decipiens</i>	1	2	1	+100%
Südalpen-Grashüpfer	<i>Chorthippus eisentrauti</i>	1	2	1	+100%
Weißfüßiger Grashüpfer	<i>Chorthippus oschei</i>	1	2	1	+100%
Dickkopf-Grashüpfer	<i>Euchorthippus declivus</i>	9	22	13**	+144%
Kleiner Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	2	5	3	+150%
Laubholz-Säbelschrecke	<i>Barbitistes serricauda #</i>	10	28	18**	+180%
Italienische Schönschrecke	<i>Calliptamus italicus</i>	7	27	20**	+286%
Sumpfgrippe	<i>Pteronemobius heydenii</i>	1	4	3	+300%
Lauschschrecke	<i>Mecostethus parapleurus</i>	11	44	33**	+300%
Große Schiefkopfschrecke	<i>Ruspolia nitidula</i>	3	20	17**	+567%
Kleine Beißschrecke	<i>Tessellana veyseli</i>	0	1	1	neu
Zierliche Südschrecke	<i>Pachytrachis gracilis</i>	0	1	1	neu
Südliche Grille	<i>Eumodicogryllus bordigalensis</i>	0	1	1	neu
Gemeine Dornschrecke	<i>Tetrix undulata</i>	0	1	1	neu
Zweipunkt-Dornschrecke	<i>Tetrix (bipunctata) bipunctata #</i>	0	1	1	neu
Kärntner Gebirgsschrecke	<i>Miramella carinthiaca</i>	0	1	1	neu

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	1990er Jahre	Erhebung 2020/2021	Bilanz	Veränderung
Östliche Grünschrecke	<i>Odontopodisma schmidtii</i>	0	2	2	neu
Kleine Knarrschrecke	<i>Pezotettix giornae</i>	0	3	3	neu
Nadelholz-Säbelschrecke	<i>Barbitistes constrictus</i> #	0	5	5	neu

In Summe stehen damit 17 Arten, die zumindest ein Drittel ihrer Standorte in der Stichprobe verloren haben, 27 Arten gegenüber, die aktuell in zumindest einem Drittel mehr Exkursionsgebieten nachgewiesen werden konnten bzw. neu in den Testflächen aufgetreten sind. Der Medianwert der Stetigkeits-Veränderungen aller Arten liegt aber bei Null – zu- und abnehmende Arten halten sich in Summe die Waage bzw. bilden in der Verbreitung mehr oder weniger stabile Arten den größten Anteil im erfassten Artenspektrum. Eine statistische Prüfung der Veränderung der Verbreitung konnte nur bei wenigen Arten signifikante Ergebnisse erbringen, diese sind in Tabelle 10 markiert. Dies liegt vor allem daran, dass die starken Veränderungen vielfach seltene Arten betreffen, für die die Stichprobengröße in diesem österreichweiten Material für abgesicherte Aussagen zu gering ist.

Im Zuge der Analysen für den Verbreitungsatlas der Heuschrecken in Österreich wurden umfangreiche Daten zur Habitatnutzung der jeweiligen Arten gesammelt, aus denen die „Breite“ der besiedelten Lebensraumtypen abgeleitet werden kann. Zuna-Kratky et al. (2017) unterschieden 13 verschiedene Lebensraumtypen in Österreich, die jedem Fund mit entsprechenden Angaben zugeordnet wurden. In einer für die „Insektenstudie“ durchgeführten eigenen Auswertung wurde als Maß für die Lebensraumspezialisierung für jede Heuschreckenart geprüft, wieviele Lebensraumtypen zumindest 75 % aller Nachweise beherbergen. Die Bandbreite reicht von einem Lebensraumtyp (z. B. Höhlen für die Höhlenschrecken *Troglophilus*) bis zu sieben Lebensraumtypen (für *Podisma pedestris*). Arten, die maximal drei Lebensraumtypen mit 75 % ihrer Nachweise erreichen, werden hier als „Spezialisten“ eingestuft.

Der Anteil an Spezialisten ist unter den seit den 1990er Jahren auf den Testflächen nicht mehr nachgewiesenen Arten mit 57 % praktisch gleich hoch wie bei den 2020 und 2021 neu aufgefundenen Arten mit 56 %. Unter den Arten, die zumindest 30 % ihrer Stetigkeit eingebüßt haben, findet sich ein Anteil an Spezialisten von 50 %; rückläufig ist aber auch die Gewöhnliche Gebirgsschrecke *Podisma pedestris* mit der breitesten Lebensraumnutzung aller Arten. Unter den aktuell deutlich verbreiteteren Arten liegt der Anteil von Spezialisten ebenfalls hoch bei 44 %, sodass die Enge der Lebensraumnutzung in dieser Untersuchung offenbar nicht den entscheidenden Faktor für die Veränderung der Artengemeinschaft darstellt. Unter den übrigen, weitgehend stabilen Heuschreckenarten beläuft sich der Spezialisten-Anteil hingegen auf nur 26 %. Offensichtlich hilft eine breite Lebensraumnutzung, den Bestand langfristig stabil

zu halten. Eine stark eingeschränkte Lebensraumnutzung kann hingegen sowohl zu starken Rückgängen, als auch zu starken Zunahmen führen, abhängig von der Art der genutzten Lebensraumtypen.

Besonders auffallend sind jedenfalls die signifikanten Ausbreitungsbewegungen einiger Heuschreckenarten, die als wärmeliebend gelten sowie teilweise auch gleichzeitig ein Feuchtigkeitsbedürfnis aufweisen. Es handelt sich dabei besonders um die beiden Arten warm-feuchter Lebensräume *Ruspolia nitidula* (mit einem Zuwachs der Nachweise um mehr als das Fünffache) und *Mecostethus parapleurus*, die wärmeliebenden Arten lückiger Trocken- und Ruderalstandorte *Calliptamus italicus*, *Chorthippus brunneus* und *Oedipoda caerulescens* sowie den seit den 1960er Jahren sich ausbreitenden Trockenwiesenbewohner *Euchorthippus declivus*. Das sind allesamt Arten, für die rezente Ausbreitungsbewegungen gut dokumentiert sind (vgl. Zuna-Kratky et al. 2017, Zuna-Kratky 2018b, Pascher et al. 2020, Sachslehner 2021). Auch die Gottesanbeterin hat ihre Stetigkeit in der derzeitigen Stichprobe um etwa 20 % ausgeweitet, was gut in das bekannte Bild der stetigen Ausbreitung der Art nach Westen passt (vgl. Zuna-Kratky et al. 2009).

Auf der anderen Seite betreffen die in dieser Stichprobe nachgewiesenen Rückgänge ehemals verbreiteter Arten, die in der ersten Erhebungsperiode zumindest bei fünf Exkursionen gefunden wurden, durchwegs Bewohner von Magerwiesen und -weiden wie *Omocestus haemorrhoidalis* und *Omocestus rufipes*, sowie von trockenwarmen Saumstandorten wie *Ephippiger ephippiger* oder *Leptophyes albivittata*. Auch diese Entwicklung ist durch andere Untersuchungen gut belegt (z. B. Kraus et al. 2020) und dürfte für Österreich repräsentativ sein. Bemerkenswert ist, dass die in absoluten Zahlen stärksten Verluste von Vorkommen bei zwei recht verbreiteten und als ungefährdet geltenden Arten festgestellt wurden, der Feldgrille *Gryllus campestris* und dem Grünen Heupferd *Tettigonia viridissima*, wobei erstere sich derzeit in den intensiveren Grünlandgebieten Westösterreichs markant ausbreitet (Wittmann & Illich 2014), in ihren Kerngebieten in den Klimagunstlagen aber anscheinend unter Druck gerät.

Auffallend ist überdies, dass jene Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den höheren Lagen des Alpenbogens aufweisen, mit wenigen Ausnahmen durchwegs rückläufige Verbreitung aufweisen, so vor allem *Podisma pedestris*, *Miramella alpina*, *Gomphocerus sibiricus*, *Stauroderus scalaris* und *Stenobothrus rubicundulus*. Da die Testflächen nur bis max. 1900 m reichen, beziehen sich diese Rückgänge somit besonders auf deren tiefer gelegene Arealteile.

7.2.3 Artenreichtum der Testflächen

Veränderung des Artenreichtums

Die untersuchte Stichprobe umfasst hinsichtlich des Reichtums an dort angetroffenen Heuschreckenarten eine sehr weite Schwankungsbreite – in den 1990er Jahren konnten zwischen fünf und 26 verschiedene Arten, bei den aktuellen Erhebungen zwischen vier und 30 Arten pro Testfläche festgestellt werden. Summiert man die Beobachtungen von beiden Erhebungen, so konnten an den Testflächen zwischen sechs (bei St. Paul im Lavanttal) und 35 (bei Müllendorf im Leithagebirge) verschiedene Arten nachgewiesen werden, der Median liegt bei 17 Arten. Die Häufigkeitsverteilung des Artenbestandes auf die 105 Testflächen zeigt Abbildung 27. Die stärksten Artenzahl-Klassen waren in den 1990er Jahren Exkursionen mit acht bzw. zwölf, bei der aktuellen Erhebung diejenigen mit neun bzw. elf Arten – somit eine sehr ähnliche Verteilung des Artenreichtums in der Stichprobe.

Die Artenzahl der entsprechenden Exkursionen ist im Vergleich zwischen den 1990er Jahren und heute im Median um jeweils etwa eine Art von 12 auf 13 Arten angewachsen, diese Entwicklung ist statistisch signifikant (Wilcoxon Signed Rank Test $p = 0,043$; vgl. Abbildung 28). Der Artenreichtum der untersuchten Testgebiete hat sich somit in Summe bei teils beträchtlichen Schwankungen (mit einer Schwankungsbreite von +13 bis -10 Arten pro Testfläche) geringfügig um im Schnitt 8 % erhöht.

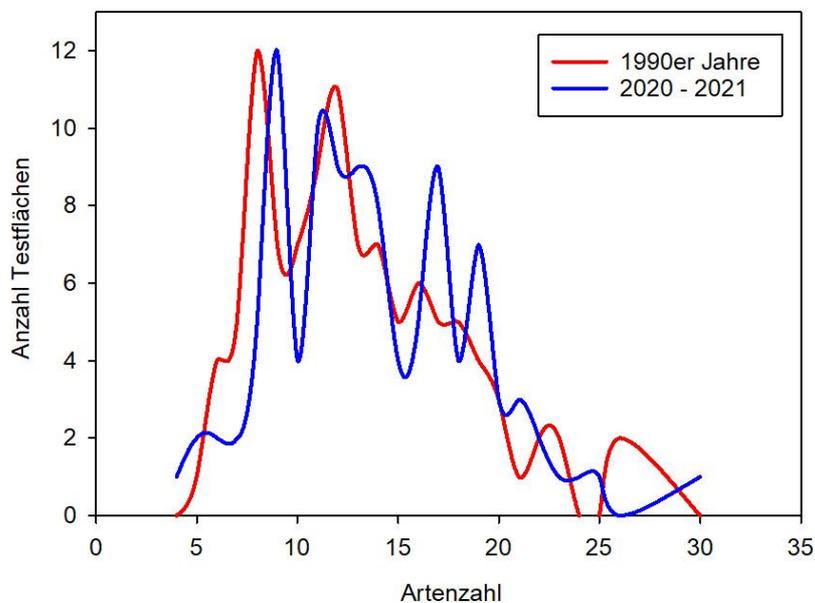


Abbildung 27: Verteilung der jeweiligen Artenzahl auf die 105 Testflächen im Vergleich der 1990er Jahre mit der aktuellen Situation.

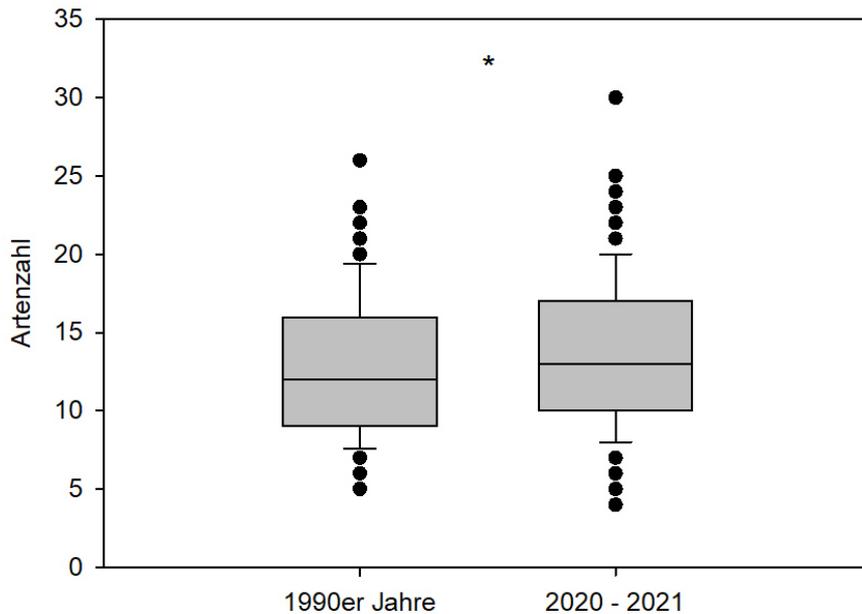


Abbildung 28: Unterschied zwischen dem Artenreichtum der 105 durchgeführten Exkursionen im Vergleich der beiden Untersuchungsperioden. Box-Plot-Darstellung mit oberem und unterem Quantil als Begrenzung der Box, Darstellung des Medians sowie Ausreißer. Der Unterschied ist signifikant.

Um sicherzugehen, dass diese Zunahme nicht darauf zurückzuführen ist, dass gewisse Arten aktuell routinemäßig gezielter erfasst wurden (v. a. die hochfrequent singenden Arten) bzw. durch Fortschritte in der Bestimmung besser dokumentiert werden können, wurde der Datensatz auch unter Aussparung der beiden Gattungen *Barbitistes* und *Tetrix*, auf die diese Veränderungen in der Erfassung zutreffen und die im Artenspektrum gut vertreten sind, getestet. Tatsächlich bestätigen sich auch ohne die beiden Gattungen die genannten Ergebnisse mit derselben Irrtumswahrscheinlichkeit und auch der Zuwachs um eine Art (Median) bleibt erhalten.

Analog zur Veränderung des Artenspektrums in seiner Gesamtheit wurde auch auf Testflächenebene geprüft, ob die Veränderung des Artenbestandes bei den Habitatspezialisten (vgl. Kapitel 7.2.2) eine andere Tendenz zeigt als die Gesamtbetrachtung. Zwischen den Erhebungen in den 1990er Jahren und denjenigen in den Jahren 2020-2021 stieg die Anzahl von Spezialisten pro Testfläche von 2,2 auf 2,5 Arten an, der Medianwert unterschied sich mit einem Wert von 2,0 aber nicht. Eine statistische Prüfung zeigte nur einen Trend zu einer leichten Zunahme aber keinen signifikanten Unterschied (Wilcoxon Signed Ran Test, $p = 0,086$). Die Veränderung der Zahl aller Arten pro Testfläche korreliert überdies hochsignifikant mit der Veränderung der Spezialisten, sodass anzunehmen ist, dass diese sich in Summe nicht grundlegend anders entwickelt haben als die mehr generalistischen Arten.

Bemerkenswert ist auch, dass die Spezialistenzahl an den jeweiligen Testflächen in den beiden Untersuchungsperioden hoch signifikant positiv miteinander korreliert sind – die Verteilung der Spezialisten auf Testflächen ist somit in Summe weitgehend gleich geblieben.

Betrachtet man die Entwicklung getrennt für artenarme (das untere Drittel der Testflächen) und artenreiche (das obere Drittel) Testflächen, so zeigt sich allerdings ein deutlich differenziertes Bild. Bei artenarmen Testflächen (mit max. zehn Arten in den 1990er Jahren) zeigt sich eine hochsignifikante Zunahme der Artenzahl um 1,5 Arten (Wilcoxon Signed Rank-Test, $p < 0,001$). Auch bei den durchschnittlich artenreichen Testflächen (mit elf bis 14 Arten) stieg die Artenzahl signifikant (Paired t-Test $p = 0,038$) im Median um eine Art an. Die überdurchschnittlich artenreichen Testflächen mit mind. 15 Arten haben hingegen im selben Zeitraum einen Verlust an Artenreichtum erlitten, der im Median eine Art beträgt, jedoch knapp nicht signifikant ist (Paired t-Test, $p = 0,056$). Diese unterschiedlichen Verschiebungen des Artenreichtums sind auch in Abbildung 27 gut ersichtlich und decken sich mit dem in Kapitel 8.2 ausgewerteten Fallbeispiel des Jauerlings, wo artenreiche Wiesen verloren, artenarme hingegen hinzugewonnen haben.

Der mit der halben Stichprobe des Jahres 2020 festgestellte negative Zusammenhang zwischen dem Jahr der ersten Erhebung und der Veränderung des Artenbestandes (vgl. Zuna-Kratky et al. 2020b) ließ sich mit dem gesamten Material nicht mehr bestätigen. Auch ein Test, ob sich die Veränderungen des Artenbestandes zwischen Flächen, die vor 1995 und solchen die ab 1995 erstbegangen wurden, unterscheidet, fiel nicht signifikant aus. Der Artenreichtum der Testflächen hat sich somit unabhängig von der Länge des untersuchten Zeitraums, der zwischen 21 und 31 Jahren betrug, verändert.

Einfluss von Naturraum und Höhenlage

Prüft man die Veränderungen des Artenreichtums in den unterschiedlichen Landschaften Österreichs, sind zwar deutliche Unterschiede zu erkennen, die jedoch aufgrund der starken Schwankungen innerhalb der Testflächen und auch teils aufgrund der geringen Stichproben in den kleinen Naturräumen letztendlich nicht statistisch signifikant ausfallen (Abbildung 29). Mit Ausnahme des nur mit zwei Testflächen repräsentierten Klagenfurter Beckens liegen die Mediane der Veränderung der Artenzahlen jedoch durchwegs nahe beieinander bei 0,0 bis max. 1,5 (für die Nordalpen).

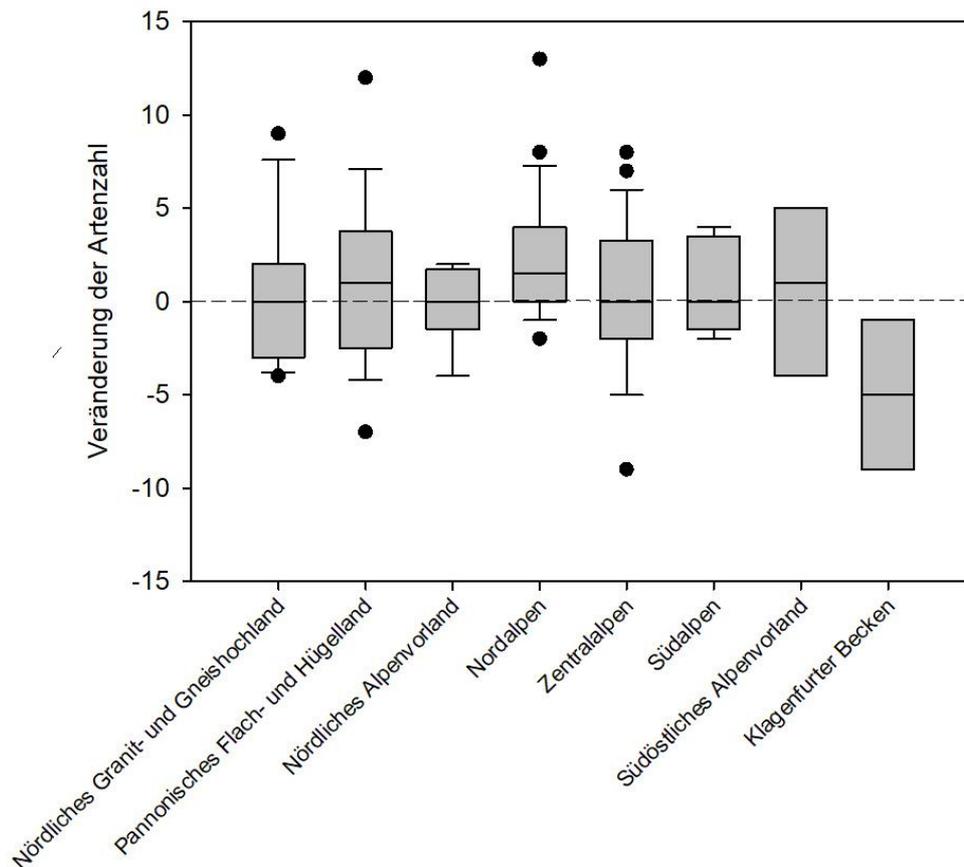


Abbildung 29: Veränderung des Artenreichtums an den Testflächen in den unterschiedlichen Naturräumen zwischen den 1990er Jahren und heute. Box-Plot-Darstellung mit oberem und unterem Quantil als Begrenzung der Box, Darstellung des Medians (Balken) sowie Ausreißer.

Es besteht ein hoch signifikanter negativer Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum einer Testfläche und ihrer Seehöhe ($r = -0,519$, $p < 0,0001$), da die Gemeinschaften von Heuschrecken und Fangschrecken mit dem zunehmend rauerem Klima in Österreich in den höheren Lagen artenärmer werden. Die Veränderung des Artenreichtums zwischen den beiden Untersuchungsperioden zeigt jedoch keine Abhängigkeit von der Höhenlage der Testflächen.

Auch unter Betrachtung einer Gruppierung der Testflächen in jene von Tieflagen (< 400 m), (tief)montaner Bereiche (400 – 1000 m) und Hochlagen (> 1000 m) konnten keine Unterschiede in der Veränderung der Artenzahlen gefunden werden. Ähnlich wie bei den Landschaftsräumen ist dies ein weiterer Hinweis darauf, dass die beobachtete Entwicklung der Artenzahlen einen österreichweiten Prozess darstellt.

Ausmaß des Artenwechsels

Der leicht angestiegene Artenreichtum ging mit einer markanten Veränderung des Artenspektrums einher, wie bereits die Ausführungen zu den sich teils gravierend in ihrer Verbreitung verändernden Arten in Kapitel 7.2.2 belegen. Der Anteil der Arten aus der ersten Erfassungsperiode, die in den jeweiligen Testflächen auch 2020-2021 nachgewiesen werden konnten, schwankt demnach zwischen 100 % (d. h. alle ursprünglichen Arten waren noch vorhanden, was in immerhin sechs Testflächen in den Alpen und im Nördlichen Alpenvorland der Fall war) und lediglich einem Drittel (31 % bzw. 35 % in zwei Testflächen in Osttirol und Kärnten). Im Mittel konnten 72 % der in der ersten Erhebung nachgewiesenen Arten bei der aktuellen Wiederholungserhebung wieder nachgewiesen werden.

Der Anteil jener Arten, die im Vergleich zu der Erhebung in den 1990er Jahren auf der entsprechenden Testfläche hinzugekommen sind, an der Zahl der anfangs erfassten Arten schwankte zwischen 0 % (d. h. es kamen keine zusätzlichen Arten hinzu, was nur in zwei Fällen in den Zentralalpen und einem im Waldviertel vorkam) und 140 % (an einer Fläche im Wienerwald). Im Schnitt kam es auf den untersuchten Testflächen zu einer Einwanderung von zusätzlichen Arten in einem Ausmaß von 39 % der jeweils ursprünglichen Artenzahl.

7.2.4 Veränderung in der Häufigkeit der Heuschrecken

Durch die Dokumentation der Häufigkeit der angetroffenen Heuschrecken auf semiquantitativer Basis ist es möglich, Veränderungen in der Individuendichte an den jeweiligen Testflächen zu erkennen. Es liegen jedoch nicht für alle Testflächen und Arten aus den 1990er Jahren derartige Angaben vor – insgesamt fehlten für 9 % der aktuellen Nachweise entsprechende Quantitätsangaben, was jedoch eine ausreichend große Stichprobe für den detaillierten Häufigkeitsvergleich übrig ließ. Für jede Art wurde die Verteilung auf die fünf Häufigkeitsklassen (Einzelfund, selten, mäßig häufig, häufig, massenhaft – siehe Kapitel 7.2.1) bei den Begehungen in den 1990er Jahren den aktuellen Erhebungen gegenübergestellt und ein eventuell vorhandener Unterschied statistisch geprüft (Chi-Quadrat-Test).

Veränderung der Häufigkeit der Arten

Das Ergebnis zeigt ein deutlich anderes Bild der Veränderung der Heuschreckengemeinschaft als die Betrachtung der Artenzahl. Bei 36 Arten (51 %) fiel der Median der Häufigkeit in den 1990er Jahren in eine höhere Klasse als bei den aktuellen Erhebungen und nur bei acht Arten war es umgekehrt, die übrigen 26 Arten wiesen diesbezüglich keinen Unterschied auf.

Tabelle 11: Statistisch signifikante Veränderungen der Verteilung der Nachweise auf die Häufigkeitsklassen (vgl. Kapitel 7.2.1) mit Angabe der Mediane, der Trendrichtung sowie des Signifikanzniveaus (* - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$).

Art	Median 1990er	Median 2020-2021	Trend	Signifikanz
<i>Mantis religiosa</i>	2	1	abnehmend	*
<i>Tettigonia cantans</i>	2	3	zunehmend	**
<i>Metrioptera brachyptera</i>	2	2	abnehmend	*
<i>Bicolorana bicolor</i>	3,5	2	abnehmend	*
<i>Roeseliana roeselii</i>	3	2	abnehmend	**
<i>Pholidoptera aptera</i>	2	2	abnehmend	*
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	2	2	abnehmend	**
<i>Oecanthus pellucens</i>	4	1	abnehmend	**
<i>Euthystira brachyptera</i>	3	3	abnehmend	**
<i>Omocestus viridulus</i>	4	3	abnehmend	*
<i>Gomphocerippus rufus</i>	3	2	abnehmend	**
<i>Chorthippus brunneus</i>	3	2	abnehmend	*
<i>Euchorthippus declivus</i>	4	3	abnehmend	**

Aufgrund der bei vielen Arten zu geringen Stichprobengrößen konnten nur bei 13 Arten die Verschiebungen in den Häufigkeitsklassen statistisch abgesichert werden, von denen zwölf signifikante bis hoch signifikante Rückgänge in der Häufigkeit aufwiesen, während lediglich eine Art signifikant häufiger wurde. Tabelle 11 führt die Arten mit signifikanter Häufigkeitsveränderung auf. Bei drei der abnehmenden Arten hat sich zwar die Medianklasse nicht verändert, die Verschiebung der Nachweise innerhalb der Klassen fiel jedoch trotzdem signifikant aus.

Die Hälfte der Arten, die deutlich seltener in ihren Vorkommen in den Testflächen geworden sind, sind überraschenderweise Arten von Saumgesellschaften und Gehölzrändern, Lebensräumen, denen man meist keine besondere Gefährdung zurechnen würde. Drei verbreitete Arten des Grünlandes – *Metrioptera brachyptera*, *Roeseliana roeselii* und *Omocestus viridulus* – finden sich ebenso in dieser Gruppe wie die xerothermophilen Arten

Chorthippus brunneus und *Euchorthippus declivus*. Die verbreitetsten und häufigsten Arten der Stichprobe (und auch von Österreich im Allgemeinen) – *Pseudochorthippus parallelus* und *Chorthippus biguttulus* – zeigten hingegen keine sichtbare Veränderung in ihrer Häufigkeit zwischen den beiden Erhebungsterminen. Die einzige signifikant zunehmende Art *Tettigonia cantans* weist eine sehr breite ökologische Amplitude auf und besiedelt als Generalist sowohl Saumgesellschaften und Gebüsche als auch krautreiche Fettwiesen.

Betrachtet man die Entwicklung hinsichtlich der Enge der Lebensraumbindung der jeweiligen Arten („Generalisten“ gegen „Spezialisten“, siehe Kapitel zur Veränderung des Artenspektrums), so findet sich unter den signifikant abnehmenden Arten mit der Zweifarbigen Beißschrecke *Bicolorana bicolor* lediglich ein Spezialist, alle anderen Arten sind Generalisten hinsichtlich Lebensraumwahl. Dieser hier dokumentierte Rückgang der Individuendichte ist somit eine Entwicklung, die vorwiegend Arten betrifft, die hinsichtlich der besiedelbaren Lebensräume eigentlich eine breite Palette an Möglichkeiten haben.

Veränderung der Gesamthäufigkeit in den Testflächen

In einem weiteren Schritt wurde auch für jede Testfläche versucht, die Veränderung der Gesamtabundanz der Heuschrecken abzuschätzen. Dazu wurden die jeweils fünf häufigsten Arten – d. h. die Arten mit den höchsten Einstufungen in die Häufigkeitsklassen – der beiden Erhebungstermine ausgewählt und deren Verteilung auf die Klassen verglichen. So konnten sowohl die artenarmen als auch die artenreichen Testflächen nach demselben Muster analysiert werden. Da bei den Erhebungen in den 1990er Jahren in 33 Testflächen nicht alle Arten halbquantitativ eingestuft wurden, konnte dieser Vergleich nur mit 72 Testflächen durchgeführt werden, die jedoch weiterhin einen großen Teil des Materials umfassen.

Die Häufigkeit der jeweils fünf dominierenden Heuschreckenarten in den geprüften Testflächen hat im Zeitraum zwischen den 1990er Jahren und den aktuell erhobenen Testflächen hoch signifikant abgenommen (Ch-Quadrat-Test, $p < 0,001$). Der Median der Häufigkeitsklassen liegt jedoch in beiden Erhebungsperioden in der Klasse 3 „mäßig häufig“, was nahelegt, dass die Heuschrecken in Summe immer noch bedeutende Populationen in den Testflächen aufweisen, wenn auch nicht mehr in derselben Dichte wie 30 Jahre zuvor. Aber es ist vor allem die Häufigkeitsklasse „häufig“, die während der aktuellen Erhebung signifikant seltener vergeben werden konnte.

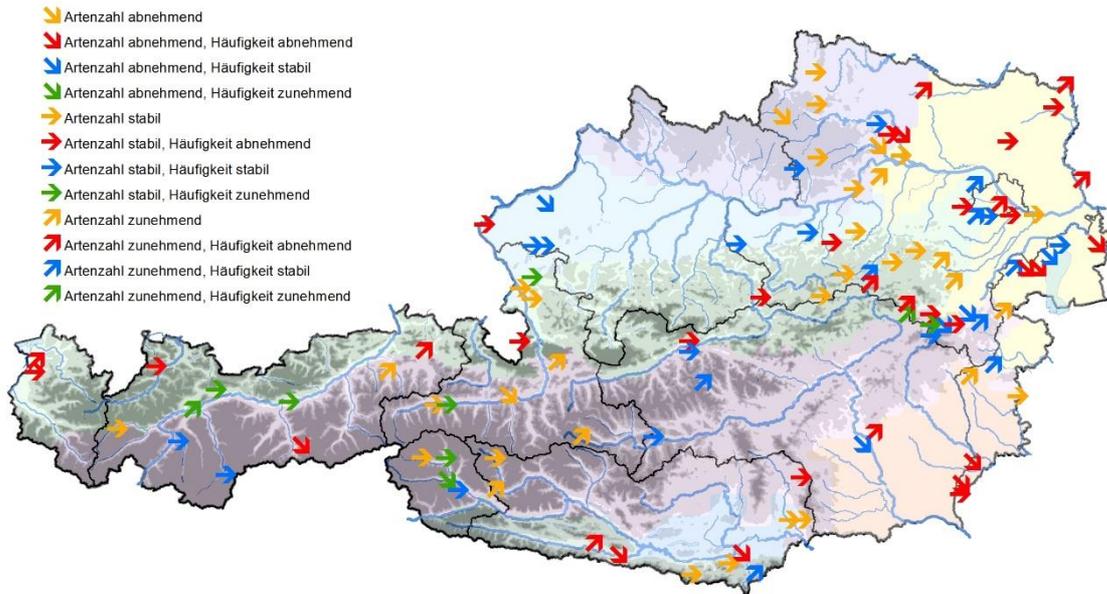


Abbildung 30: Übersicht über die Entwicklung der Artenzahlen sowie der Häufigkeiten der Heuschrecken an den 105 Testflächen im Vergleich der 1990er Jahre mit den Erhebungen 2020-2021. Für eine „stabile“ Artenzahl wurde die Spanne von +2 bis -2 Arten genommen, für eine „stabile“ Häufigkeit ein identischer Medianwert der 5 höchsten Quantitätsklassen.

Betrachtet man die einzelnen Testflächen hinsichtlich ihrer fünf häufigsten Heuschreckenarten (jeweils die entsprechende Erhebung betreffend), so haben aus der Stichprobe von 72 Testflächen 35 Flächen (49 %) einen geringeren Median für die Häufigkeitsklassen und nur zehn Testflächen (14 %) eine Zunahme des Medians zu verzeichnen. Zunehmende Häufigkeiten konnten ausschließlich in den montanen Regionen der Nord- und Zentralalpen beobachtet werden, abnehmende und stabile Häufigkeiten sind hingegen in allen Landschaftsräumen anzutreffen gewesen. Die Abbildung 30 stellt die Veränderungen im Überblick dar.

7.2.5 Einfluss von Wirkfaktoren

Bedeutung der Nutzungsarten in INVEKOS

Der ganz überwiegende Teil der Testflächen befindet sich im landwirtschaftlich genutzten Kulturland, einerseits da diese Landschaftsform in Österreich in allen Naturräumen dominiert und andererseits da Heuschrecken und Fangschrecken ganz überwiegend in offenen und halboffenen, für die landwirtschaftliche Nutzung geeigneten Lebensräumen vorkommen (vgl. z. B. Zuna-Kratky 2016). Zur Charakterisierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Umfeld der

Testflächen wurde für jeden exakt verorteten Fundort der Erhebungen von 1990 ein Puffer mit 300 m Radius generiert und dieser mit dem vom BMLRT zur Verfügung gestellten INVEKOS-Layer des Jahres 2020 verschnitten. Dadurch konnte der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche, das Vorhandensein der Feldstück- und Schlagnutzungsarten, der Anteil an Nutzflächen mit Biologischer Wirtschaftsweise sowie das Vorkommen der biodiversitätsfördernden Maßnahmen DIV (Anlage von Biodiversitätsflächen) und WF (Maßnahme Naturschutz) für jede Testfläche ermittelt werden. Da die Testflächen je nach Ausdehnung der ursprünglichen Exkursion unterschiedlich viele „Fundorte“ aufweisen, schwankte die Fläche des Puffers zwischen 28,3 und 176,4 ha, der Mittelwert lag bei 49,1 ha, der Median bei 31,5 ha.

Während die Artenzahl sowohl der ersten als auch der zweiten Erhebung erwartungsgemäß hoch signifikant positiv mit der Pufferfläche korrelierte, bestand keinerlei Zusammenhang zwischen der Veränderung der Artenzahl – dem zentralen Maß in dieser Studie – und der Pufferfläche. Zusätzlich bestand ein hoch signifikanter positiver Zusammenhang der festgestellten Artenzahlen mit dem Anteil an Ackerfläche (und im Gegenzug ein signifikanter, schwach negativer Zusammenhang mit der Grünlandfläche). Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Heuschrecken-Artenvielfalt mit steigender Temperatur ($r = 0,550$) und sinkender Niederschlagsmenge ($r = -0,540$) hoch signifikant zunimmt, was für die Ackerfläche in Österreich in noch höherem Ausmaß zutrifft ($r = 0,618$ bzw. $-0,640$). Auch die Flächenanteile von Weinbau sowie von WF- und DIV-Flächen nehmen mit steigender Temperatur signifikant zu, während der Anteil an BIO-Fläche nicht mit diesen beiden Klimafaktoren korreliert. Wir betrachten daher die Acker- und Grünlandgebiete getrennt sowie nach Klimagunstlagen und Ungunstlagen aufgeteilt, um diese starken Korrelationen auflösen zu können.

In Testflächen mit einem Ackeranteil von mind. 30 % zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Median der Quantitätsklasse der fünf häufigsten Arten (vgl. Kapitel 7.2.4) der Ersterhebung mit dem Ackeranteil ($r = 0,467$, $p = 0,019$), der jedoch in der aktuellen Erhebung nicht mehr vorhanden war – ein starker Hinweis auf Rückgänge der Häufigkeit in reinen Ackerbaugebieten. Weitere Zusammenhänge waren nicht erkennbar. Schränkt man die Ackerstichprobe auf die Klimagunstlagen in den Flach- und Hügelländern mit mind. $14,8^{\circ}\text{C}$ Sommermitteltemperatur ein, konnten keine signifikanten Zusammenhänge mit der Veränderung der Artenzahl gefunden werden. Der BIO-Anteil korrelierte jedoch hoch signifikant mit der mittleren Quantität in der aktuellen Erhebung, d. h. mit steigendem BIO-Anteil stieg auch die aktuelle Häufigkeit in der Artengemeinschaft der Heuschrecken ($r = 0,684$, $p = 0,009$). Da der BIO-Anteil in dieser Stichprobe ($n = 15$) mit keinem anderen untersuchten Parameter aus INVEKOS korrelierte, könnte hier tatsächlich ein kausaler Zusammenhang bestehen. Zu beachten ist jedoch die geringe Stichprobengröße, die eine Verallgemeinerung unsicher macht.

In der Testflächen-Stichprobe mit mind. 40 % Grünlandanteil konnten keine Zusammenhänge zwischen der Veränderung der Artenzahl oder der Artenzahl insgesamt mit dem Anteil an BIO, DIV oder WF festgestellt werden. Auch die Häufigkeiten der Heuschrecken korrelierten nicht mit den untersuchten INVEKOS-Parametern. Die mittlere Temperatur im Sommerhalbjahr korrelierte jedoch negativ mit der Veränderung der Häufigkeit, d. h. in den wärmeren Grünlandregionen – das sind jene der Tief- und Hügelländer ohne das Waldviertel – wurden die Heuschrecken in ihrer Häufigkeit in den Testflächen tendenziell seltener als in den höheren Lagen. Dieser Zusammenhang ist jedoch aufgrund der geringen Stichprobe in einer für Grünlandnutzung wenig typischen Höhenlage nicht verallgemeinerbar.

Weder in der Acker-, noch in der Grünlandstichprobe fanden sich signifikante Zusammenhänge mit den Anteilen von biodiversitätsfördernden Maßnahmen (DIV bzw. WF) mit Parametern der Heuschreckengemeinschaft in Summe. Betrachtet man jedoch nur die Entwicklung der Spezialisten mit enger Lebensraumbindung, so zeigt sich sowohl in der ersten, als auch in der zweiten Erfassungsperiode ein hoch signifikant positiver Zusammenhang von deren Artenzahl mit dem Anteil der Maßnahme „WF“ an der INVEKOS-Fläche (Pearson Product Moment Correlation, $r = 0,351$ bzw. $0,418$, $p < 0,001$) – ein Befund, der sich sehr gut mit den Erkenntnissen der Evaluierungsstudie von Holzer et al. (2019) deckt.

Bedeutung der Landschaftsheterogenität

Hohe Vielfalt in der Landschaftsstruktur sowie in der landwirtschaftlichen Nutzung wird als bedeutender Faktor für Artenreichtum aber auch Stabilität von Artengemeinschaften angesehen. Es wurde daher versucht, die beobachteten Veränderungen in der Heuschrecken- und Fangschreckenfauna mit Parametern der Landschaftsstruktur der Testflächen in Beziehung zu setzen. Zwei Parameter wurden dafür ermittelt – die mittlere Flächengröße der Landbedeckungspolygone aus dem CORINE-Landcover-Layer als Maß für die (grobe) Heterogenität der Landschaft sowie die mittlere Schlaggröße der INVEKOS-Schläge als Maß für die Kleinteiligkeit der landwirtschaftlichen Nutzung. Die Landcover-Polygone waren dabei zwischen 4,0 und 40,9 ha groß (im Mittel 14,5 ha), was zeigt, dass diese Landschaftserfassung einem relativ groben Raster folgt und daher für eher grobmaschige Unterschiede ein verlässlicher Parameter sein dürfte. Die landwirtschaftlich genutzten Schläge in den Testflächen waren zwischen 0,1 und 43,4 ha groß, der Mittelwert lag bei 4,2 ha, der (in diesem Fall verlässlichere) Median hingegen bei 2,0 ha. Beide Werte sind jedoch hoch signifikant positiv miteinander korreliert ($r = 0,283$, $p = 0,006$) – große Bewirtschaftungseinheiten sind somit auch vorwiegend in grobmaschig strukturierten Landschaften möglich.

Leider ist es aufgrund fehlender Datengrundlagen aus den 1990er Jahren nicht möglich, die Veränderung dieser Parameter über die 30 Untersuchungsjahre ausreichend flächenscharf zu

kalkulieren – es wird daher angenommen, dass diese auch mit dem aktuellen Datenbestand für die jeweiligen Testflächen für beide Untersuchungsperioden repräsentativ ist.

Die Artenzahl pro Testfläche in der Erhebung in den 1990er Jahren zeigte einen signifikanten negativen Zusammenhang mit der mittleren Schlaggröße ($r = -0,212$, $p = 0,039$), der in der aktuellen Periode nicht mehr feststellbar war. Dies würde darauf hindeuten, dass die Kleinteiligkeit der Landwirtschaft aktuell nicht mehr so stark artenzahlbestimmend ist wie in der früheren Periode. Die Veränderung der Artenzahl zwischen den beiden Perioden war jedoch unabhängig von den hier geprüften Parametern der Landschaftsstrukturierung. Auch die Quantitäten der fünf häufigsten Arten pro Testflächen haben sich nicht gleichsinnig mit einem dieser Parameter verändert.

Es ist anzunehmen, dass es zwischen Ackerbau- und Grünlandgebieten jedoch zu Unterschieden kommen könnte. Daher wurden – wie im vorherigen Kapitel – Ackergebiete (mit >30 % Ackerflächenanteil an der INVEKOS-Fläche) und Grünlandgebiete (mit >40 % Grünland) getrennt betrachtet. Der signifikante Zusammenhang zwischen Landschaftsheterogenität und Kleinteiligkeit der landwirtschaftlichen Nutzung besteht auch getrennt für diese beiden Nutzungsarten und ist im Falle der Acker-Testflächen hoch signifikant ($r = 0,634$, $p < 0,0001$).

Tabelle 12: Übersicht über die in den jeweiligen Testflächen festgestellten Wirkfaktoren, die positiv bzw. negativ auf Insektenpopulationen wirken können (vgl. Kapitel 3).

Wirkfaktor	Testflächen	Anteil
Verbrachung von Extensivgrünland	37	35,2%
Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung	36	34,3%
Bewirtschaftung von Extensivgrünland	36	34,3%
Wiederbewaldung von Extensivgrünland	24	22,9%
Keine sichtbaren Veränderungen	16	15,2%
Verlust von Sonderstrukturen	11	10,5%
Verbauung (Siedlung)	4	3,8%
Intensivierung des Weinbaus	2	1,9%
Verbauung (Verkehrswege)	1	1,0%
Anlage von Sonderstrukturen	1	1,0%

Mit den Maßzahlen der Veränderung der Heuschreckengemeinschaften ergab sich jedoch weder in der Acker- noch in der Grünlandstichprobe ein signifikanter Zusammenhang mit den getesteten Parametern der Heterogenität. Lediglich die Quantität der häufigsten fünf Arten war in der Grünlandstichprobe in den 1990er Jahren signifikant positiv mit der mittleren Größe der Schlagflächen korreliert ($r = 0,327$, $p = 0,048$), was sich aber in der aktuellen Periode nicht mehr abbildete.

Bedeutung der Landnutzungsveränderung

Anhand der Beschreibungen der Exkursionsgebiete bei der Ersterhebung und der aktuellen Aufnahme, aber auch anhand von Luftbildern und Landkartenvergleichen wurden die wichtigsten Veränderungen in der Bewirtschaftung und Lebensraumausstattung der Gebiete ermittelt. Dabei wurden die in Kapitel 3 ausgearbeiteten Wirkfaktoren herangezogen.

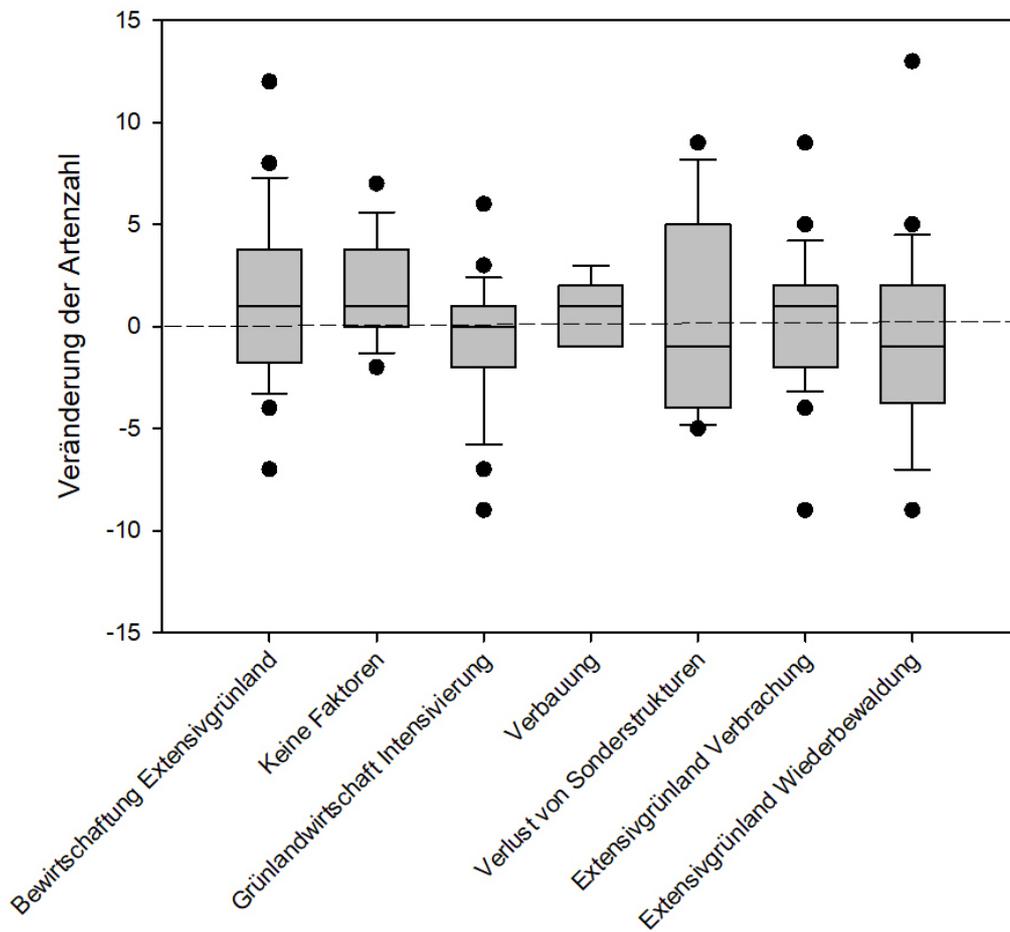


Abbildung 31: Veränderung des Artenreichtums an den Testflächen zwischen den 1990er Jahren und heute unter Berücksichtigung der jeweils dort festgestellten Wirkfaktoren hinsichtlich Landnutzungsänderung. Box-Plot-Darstellung mit oberem und unterem Quantil als Begrenzung der Box, Darstellung des Medians (Balken) sowie Ausreißer.

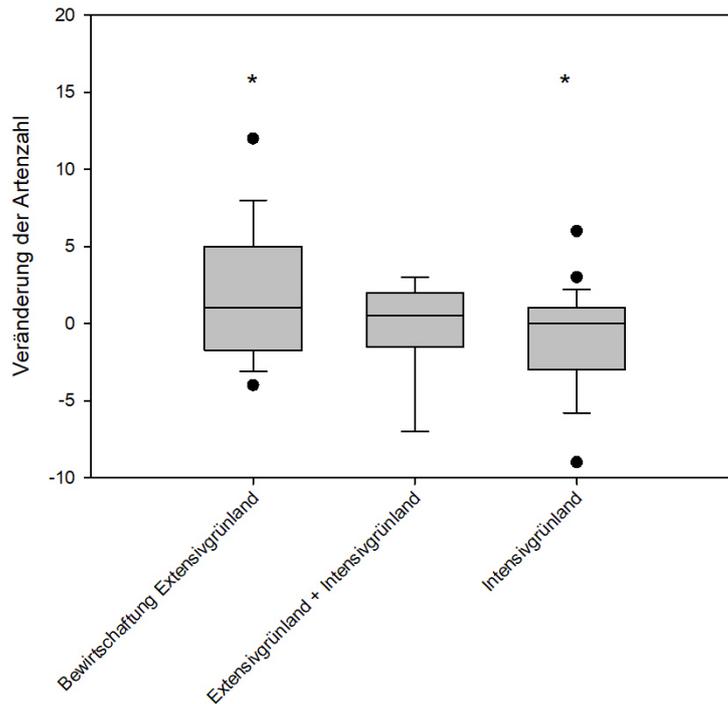


Abbildung 32: Veränderung des Artenreichtums an den Testflächen zwischen den 1990er Jahren und heute mit unterschiedlicher Grünlandbewirtschaftung (siehe Text). Box-Plot-Darstellung mit oberem und unterem Quantil als Begrenzung der Box, Darstellung des Medians (Balken) sowie Ausreißer. * markiert die beiden signifikant unterschiedlichen Stichproben.

Die in der aktuellen Stichprobe am häufigsten genannten Wirkfaktoren, die starken negativen Einfluss auf Insektenpopulationen haben können, sind „Verbrachung von Extensivgrünland“ (in 35 % der Exkursionsgebiete) sowie „Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung“ (34 %) und „Wiederbewaldung von Extensivgrünland“ (23 %).

Als positive Maßnahme wurde die „Bewirtschaftung von Extensivgrünland“ in immerhin 34 % der Exkursionsgebiete genannt. Während der „Verlust von Sonderstrukturen“ in gut 10 % der Testflächen nachgewiesen werden konnte, fanden sich nur in einem Gebiet neu angelegte Sonderstrukturen. Die Tabelle 12 gibt einen Überblick über die Verteilung der Wirkfaktoren auf die Testflächen.

Ein Test auf Unterschiede in der Veränderung der Artenzahl mit den an mind. fünf Testflächen festgestellten Wirkfaktoren („Verbauung“ zusammengefasst) ergab keine signifikanten Unterschiede (One-Way-ANOVA on Ranks). Der Test ist jedoch in der Form nicht zuverlässig, da oft mehrere, teils gegenteilig wirkende Faktoren auf derselben Testfläche vorliegen – z. B. in einem intensivierten Grünlandgebiet, wo noch einige Parzellen einmähdige Wiesen darstellen während eine Magerwiese aufgefördert wurde. Es zeigen sich jedoch Tendenzen, die in

Abbildung 31 dargestellt sind. Testflächen ohne offensichtliche Veränderungen weisen im Schnitt im Vergleichszeitraum eine Art mehr als in der ursprünglichen Erhebung auf, was dem allgemeinen Zuwachs (vgl. Kapitel 7.2.3) entspricht. Eine vergleichbare Änderung fand sich in Testflächen mit Bewirtschaftung, aber auch mit Verbrachung von Extensivgrünland, während in Testflächen, auf denen die Grünlandbewirtschaftung offensichtlich intensiviert wurde, der Artenbestand sich nicht veränderte. Einen Rückgang der Artenzahlen gab es in Testflächen mit Verlusten von Sonderstrukturen und mit der Wiederbewaldung von Extensivgrünland, was sich gut mit den Ansprüchen des Großteils der heimischen Heuschrecken deckt.

Vergleicht man hingegen Testflächen, wo eine bis heute bestehende Bewirtschaftung von Extensivgrünland ohne angrenzende Grünlandintensivierung vorliegt mit jenen, wo beide Wirtschaftsweisen vorkommen sowie jene, wo bei gleichzeitiger Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung kein Extensivgrünland mehr vorhanden ist, so besteht ein signifikanter Unterschied zwischen jenen ohne Grünlandintensivierung mit jenen, in denen kein Extensivgrünland (mehr) bewirtschaftet wird (One-Way Analysis of Variance, $p < 0,05$). Im ersten Fall stieg die Artenzahl im Schnitt um 1,7 Arten an, im letzteren Fall sank sie um 1,0 Arten (vgl. Abbildung 32). Im direkten Vergleich dieser beiden Gruppen (t-Test) ist der Unterschied sogar hoch signifikant ($p = 0,009$).

Ein Test dahingehend, ob sich solche Unterschiede auch bei den Veränderungen in der Verteilung der Häufigkeitsklassen der fünf häufigsten Arten jeder Testfläche abzeichnen, verlief jedoch negativ. Der Median bei allen drei Stichproben liegt bei 0, d. h. ohne Veränderung der Häufigkeiten.

Bedeutung der Eutrophierung

Nicht explizit den jeweiligen Exkursionsgebieten zugeordnet blieben die bedeutenden Wirkfaktoren „Klimaerwärmung“ (um etwa 1°C während dieses Zeitraumes) sowie „Eutrophierung“, die beide flächenhaft auf allen untersuchten Landschaftsräumen wirksam sind, wenn auch in unterschiedlich stark ausgeprägtem Ausmaß. Für die Stoffeinträge existiert eine österreichweite Berechnung der „Critical Loads“ für Versauerung und Eutrophierung durch das Umweltbundesamt (Dirnböck 2020), die regelmäßig aktualisiert wird und für diese Studie zur Verfügung stand. Die Werte der „Average Accumulated Exceedence“ (AEE) für die Jahre 2005 und 2018 wurden als Maß für die Belastung der Testflächen durch Stickstoffeinträge für die Auswertungen herangezogen.

Die Werte der Stickstoffeinträge über dem kritischen Wert schwankten pro Testfläche nach den AEE-Werten des Umweltbundesamtes zwischen 0,0 und 22,1 kg N pro Hektar und Jahr, wobei die Extreme in den Zentralalpen mit weitgehend fehlender Überschreitung bzw. in den

Gunstlagen des Inviertels mit den höchsten Überschreitungen in beiden Erfassungsjahren liegen. Zwischen den beiden Jahren 2005 und 2018 besteht ein hoch signifikanter Unterschied mit einem Rückgang der mittleren AAE-Werte um 38 %. Die Werte beider Jahre sind hoch signifikant positiv miteinander korreliert, sodass man annehmen kann, dass sich die Verteilung der Stickstoffeinträge zumindest in der zweiten Hälfte unseres Untersuchungszeitraumes nicht verändert hat.

Erwartungsgemäß korreliert die Artenzahl sowohl bei den Erhebungen in den 1990er Jahren, als auch aktuell positiv mit dem Ausmaß der Stickstoffeinträge. Dies liegt daran, dass die Eutrophierung hoch signifikant negativ mit der Höhenlage der Testfläche korreliert und der Artenreichtum der Heuschrecken aus klimatischen Gründen ebenfalls mit der Höhenlage sinkt. Kein Zusammenhang besteht hingegen mit dem Ausmaß der Eutrophierung der Lebensräume und der Veränderung der Artenzahl während der Untersuchungsperiode, auch wenn man stark belastete Gebiete und weniger eutrophierte Testflächen getrennt betrachtet.



Abbildung 33: Der Rotleibige Grashüpfer *Omocestus haemorrhoidalis* konnte in nur mehr 10 % der in den 1990er Jahren besiedelten Testflächen nachgewiesen werden – er ist eine Charakterart von nährstoffarmen, kurzrasig bewachsenen Lebensräumen und dürfte zusammen mit den anderen Arten dieser Gilde vor allem durch die Eutrophierung dieser Standorte massiv betroffen sein (Foto: Jan Svetlík).

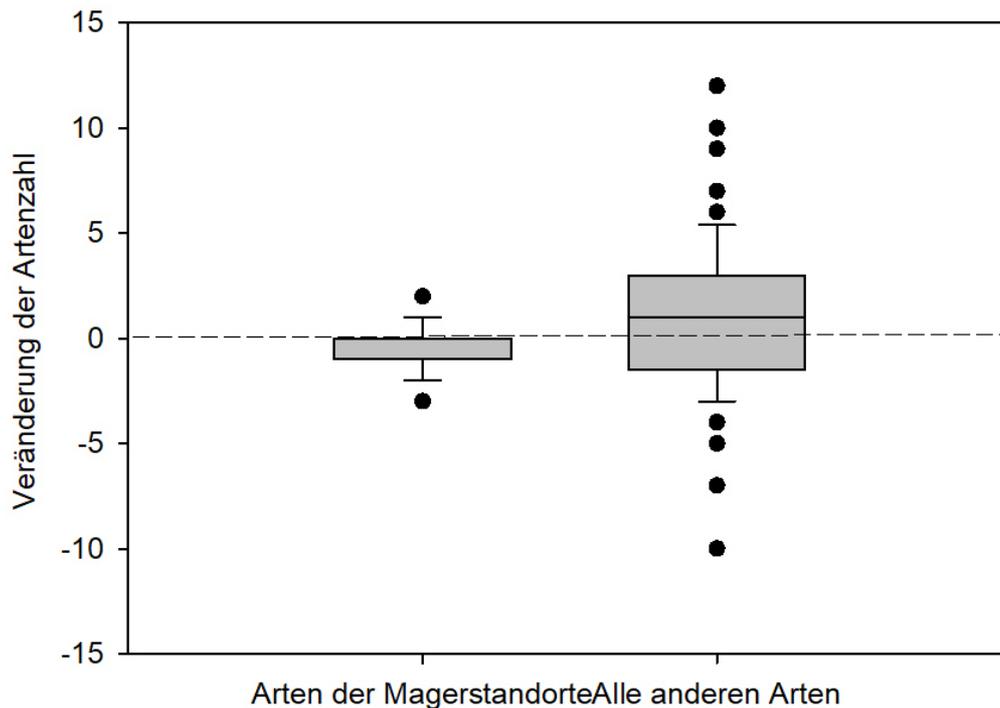


Abbildung 34: Veränderung des Artenreichtums an den Testflächen getrennt dargestellt für die ökologische Gruppe der Arten von Magerstandorten (links) sowie allen anderen Arten. Box-Plot-Darstellung mit oberem und unterem Quantil als Begrenzung der Box, Darstellung des Medians (Balken) sowie Ausreißer. Der Unterschied ist hoch signifikant.

Es gibt jedoch eine ökologische Gruppe unter den heimischen Heuschrecken, die sehr charakteristisch für Magergrünland und nährstoffarme Saumstrukturen sind. 17 Arten aus dem Bestand dieser Untersuchung lassen sich diesem ökologischen Typus zuordnen, das entspricht 20 % des Artenspektrums, darunter Arten wie *Psophus stridulus*, *Stenobothrus stigmaticus*, *Omocestus haemorrhoidalis* (Abbildung 33) oder *Omocestus petraeus*.

Während der Artenreichtum der Arten von Magerstandorten an den Testflächen in der Untersuchungsperiode hoch signifikant rückläufig war (Wilcoxon Signed Rank Test, $p = 0,005$), haben die anderen Arten im gleichen Zeitraum hoch signifikant zugenommen ($p = 0,009$). Wie Abbildung 34 an der Verteilung der Veränderung zeigt, tragen Arten mit hohen Ansprüchen an nährstoffarme Lebensräume nicht zum beobachteten Zuwachs im Artenreichtum bei, sondern haben im Gegenzug im Vergleich hoch signifikant abgenommen (Mann-Whitney Rank Sum Test, Median Magerarten -1, andere Arten +1, $p = 0,002$).

Vergleicht man die Veränderung der Artenzahlen der Magerarten mit den „Critical Loads“ des atmosphärischen Stickstoffeintrags, der ja für das gesamte Artenspektrum keine Zusammenhänge erkennen ließ, so ist der Artenbestand an Magerspezialisten bei der aktuellen

Erhebung hoch signifikant negativ mit den aktuellen Einträgen korreliert ($r = -0,375$, $p = 0,004$), während dieser Zusammenhang mit der ursprünglichen Artenzahl aus den 1990er Jahren nicht bestand. Offensichtlich hat sich die Wirkung der Eutrophierung durch die Kumulation der Stickstoffeinträge auf die Lebensräume dieser Spezialisten in der Untersuchungsperiode deutlich verstärkt. Die Veränderung der Lebensräume der untersuchten Testflächen durch die Eutrophierung hat offensichtlich die Heuschreckenarten unterschiedlich beeinflusst, wobei auf Nährstoffeintrag sensible Arten nachweislich abgenommen haben. Unter diesen finden sich auch überdurchschnittlich viele Arten der ökologischen Gruppen der „Xerothermophilen Offenlandarten“ und „Xerothermophilen Saumarten“, die tendenziell Bestandsrückgänge im Vergleich zu den Arten der anderen ökologischen Gruppen zeigen (vgl. Kapitel 5.3.2).

Bedeutung von Insektizideinsatz

Eine große Unbekannte in der vorliegenden Untersuchung ist die Abschätzung der Veränderung des Einsatzes von Pestiziden, und hier vor allem von Insektiziden, in der österreichischen Landschaft im Untersuchungszeitraum. Konkretes Datenmaterial dazu liegt nicht vor, vor allem die Verteilung in der Fläche sowie die konkrete Wirkung auf die Heuschrecken, die vorwiegend in an Ackerflächen angrenzenden Lebensräumen und nicht in den Feldkulturen selbst leben (vgl. Holzer et al. 2019), ist weitgehend unklar. Für die vorliegende Studie wurde versucht, diesen bedeutsamen Wirkfaktor mit Hilfe einer Annäherung ansatzweise zu quantifizieren.

Die landwirtschaftlichen Kulturen weisen sehr unterschiedliche Behandlungsintensitäten mit Pflanzenschutzmitteln auf. Da in Österreich mit Ausnahme der nur in großen Abständen durchgeführten Pestizidbilanzen der AGES (vgl. AGES 2020) kein öffentlich einsehbares Monitoring dazu vorliegt, wurde auf die wahrscheinlich vergleichbare Situation in Deutschland zurückgegriffen, wo das Julius-Kühn-Institut im „Panel Pflanzenschutz Anwendungen“ (PAPA) alljährlich einen Behandlungsindex für unterschiedliche Pestizidtypen für die wichtigsten Feldkulturen bestimmt. Basierend auf diesen Werten wurde den bedeutenden Schlagnutzungen entsprechende Indizes für den Insektizideinsatz zugeordnet (zwischen 0,00 für Grünlandnutzungen, Grünbrachen u. ä. bis 2,70 für Raps) und diese mit den Flächenanteilen der Schlagnutzungen innerhalb des 300 m-Puffers um die Fundorte der Testflächen multipliziert. Die daraus ermittelte „Insektizidbelastung“ der Testflächen für dort vorkommende Heuschrecken schwankte zwischen 0,0 (keine Kulturen mit Insektizideinsatz, in 56 Testflächen) und 1,6 (bei Rechnitz mit hohen Rapsanteilen). Eine Annahme bei dieser Analyse ist dabei, dass sich die Verteilung der Schlagnutzungsarten in den 30 Jahren des Untersuchungszeitraumes in den Testflächen nicht wesentlich verändert hat (die Auswertungen basieren auf den Schlagnutzungen des Jahres 2020) – was jedoch zugegebenermaßen in der Realität vor allem in den Ackerbauregionen nur eingeschränkt Gültigkeit hat.

Das Ausmaß der Insektizidbelastung korreliert – auf den ersten Blick überraschend – signifikant positiv mit dem Artenreichtum der Testflächen. Dies liegt jedoch daran, dass die Heuschreckenvielfalt aus klimatischen Gründen parallel mit dem Anteil der Ackerfläche (und damit auch mit dem Insektizideinsatz) in den Testflächen ansteigt, hier also eine Scheinkorrelation vorliegt. Aber auch wenn man die Testflächen in den ackerbaulich dominierten Klimagunstlagen der Tief- und Hügelländer miteinander vergleicht, konnten keine signifikanten Zusammenhänge zwischen der Intensität der Insektizidbelastung und der Veränderung der Artenzahl sowie der Häufigkeitsklassen der Heuschrecken gefunden werden. Andere Faktoren dürften demnach im Untersuchungszeitraum wirksamer auf die Veränderung des Vorkommens von Heuschrecken in den Testflächen einwirken als die – in diesem Fall auch nur grob zu kalkulierende – Belastung durch Insektizide.

Bedeutung der Klimaerwärmung

Ein offenbar nicht unwesentlicher Teil der Veränderungen des Artenbestandes ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf die rezente Erhöhung der mittleren Temperaturen zurückzuführen. Diese „Klimaerwärmung“ betrug über ganz Österreich gemittelt im Zeitraum 1990 bis heute etwa 1°C, wobei es regionale Unterschiede gibt (vgl. Kapitel 4.2.7). Die stärkste Erwärmung verzeichneten die Zentralalpen mit einer Zunahme der mittleren Temperaturen während der Vegetationsperiode von April bis Oktober um 1,6°C (Illich & Zuna-Kratky 2020).

Um die Bedeutung dieses klimatischen Effektes anhand unseres Materials zu erfassen, wurde für alle vorkommenden Arten ein „Klimawert“ errechnet. Diese Bewertung folgt dem Konzept des „Community Temperature Index“ (CTI), der bisher vor allem für Vögel und in weiterer Folge für Tagfalter und Hummeln entwickelt wurde, wobei ausgehend von ihrem Verbreitungsareal der jeweiligen Art ein mittlerer Wert für die Temperatur im Areal zugeordnet wird (vgl. Devictor et al. 2008, Bowler & Böhning-Gaese 2017).

Tabelle 13: Veränderung des „Community Temperature Indexes“ hinsichtlich Sommertemperatur und Jahresniederschlag der Artengemeinschaften von den 1990er Jahren zu den aktuellen Erhebungen.

	Temperatur-Mittel	Niederschlagssumme
1990er Jahre	12,30°C	1018,8 mm
2020 - 2021	12,46°C	1003,4 mm

Als Grundlage dafür wurden zwei Werte der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik aus den 1990er Jahren herangezogen, die für die Rasterquadranten der österreichischen Heuschreckenkartierung (mit einer Fläche von jeweils 35 km², vgl. Zuna-Kratky et al. 2017) verfügbar waren – die Jahresniederschlagssumme als Maß für die Humidität des Areal sowie die Sommermitteltemperatur für die Monate April bis September als Maß für die thermischen Bedingungen während der Entwicklungszeit der Heuschrecken. Der mittlere Wert der Temperatur in den Arealen der Heuschrecken schwankt in Österreich zwischen 5,3°C für die hochalpine *Melanoplus frigidus* und 16,8°C für *Epacromius coerulipes*, einen Spezialisten des Neusiedler See-Gebiets. Die mittlere Niederschlagssumme erreicht für die heimischen Heuschrecken Werte zwischen 540 mm für die nur im äußersten Osten vorkommende *Tetrix ceperoi* und der nur in Vorarlberg verbreiteten *Platypleis albopunctata* mit einem Jahresniederschlag von durchschnittlich 1.640 mm.

Diese Werte wurden dem in den 1990er Jahren festgestellten Artenspektrum zugewiesen und mit dem in der aktuellen Folgerhebung festgestellten Artenvorkommen verglichen, wobei keine Gewichtung nach Quantität erfolgte, sondern nur die Präsenz der Art im Artenspektrum der jeweiligen Testflächen geprüft wurde.

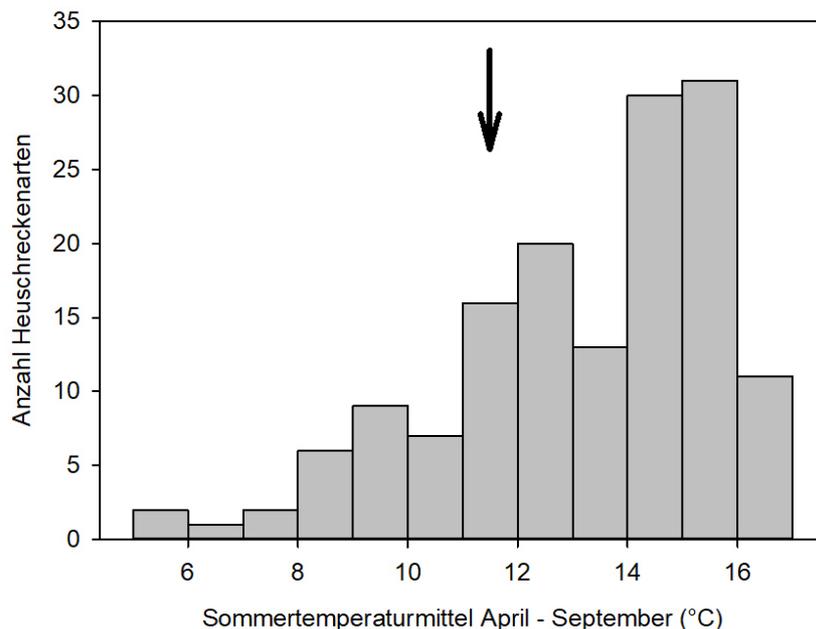


Abbildung 35: Verteilung der 140 in Österreich reproduzierenden Heuschreckenarten auf die Mittelwerte der Temperatur im Sommerhalbjahr in ihren österreichischen Vorkommensgebieten (nach Daten der ARGE Heuschrecken Österreichs). Der mittlere Temperaturwert für alle österreichischen Rasterzellen ist markiert (11,48°C, Stand 1990er Jahre).

Obwohl sich die mittleren Werte nur geringfügig unterscheiden (vgl. Tabelle 13), sind die Veränderungen über alle Testflächen so deutlich gerichtet, dass sie sowohl für die Temperatur als auch für den Niederschlag hoch signifikant sind (Paired t-Test, $p < 0,001$ für beide Werte).

Die Artengemeinschaften haben sich somit eindeutig hin zu solchen mit einem höheren Anteil von Arten entwickelt, die wärmere Temperaturen und geringere Niederschläge in ihren Verbreitungsgebieten aufweisen. Dies deckt sich auch gut mit den Zunahmen der Arten in Kapitel 7.2.2. Diese gerichtete Zunahme von Arten mit Schwerpunkt vorkommen in wärmeren und trockeneren Gebieten ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die derzeit zu beobachtende Klimaerwärmung eine bedeutende Rolle bei der in dieser Studie beobachteten Zunahme der Artenvielfalt in den Testflächen spielt. Die Heuschreckenwelt Österreichs besteht tendenziell aus eher wärmeliebenden Arten, die Verteilung der Arten auf die Temperaturklassen ist nicht normalverteilt, sondern deutlich rechtsschief, wie Abbildung 35 veranschaulicht.

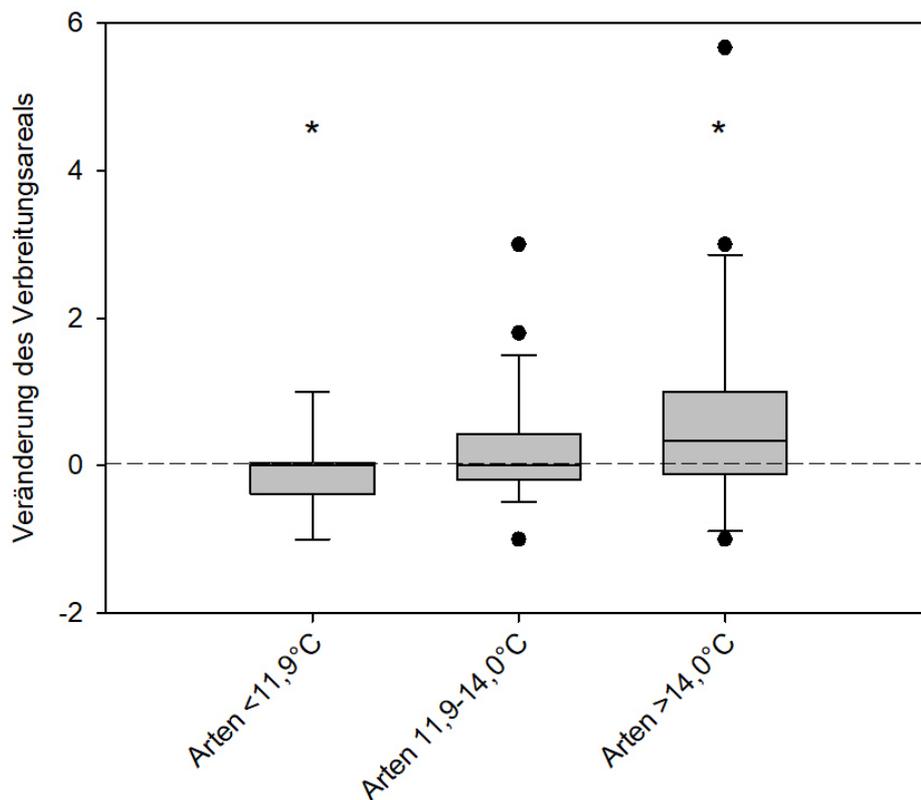


Abbildung 36: Veränderung des Verbreitungsareals (in Vielfachem des ursprünglichen Areals) der Arten mit unterschiedlichen thermischen Ansprüchen (Mittelwert der Sommertemperatur im Verbreitungsareal) im Vergleich der beiden Untersuchungsperioden. Box-Plot-Darstellung mit oberem und unterem Quantil als Begrenzung der Box, Darstellung des Medians (Balken) sowie Ausreißer. Der Unterschied zwischen der ersten und der dritten Gruppe ist signifikant.

Die seit den 1990er Jahren zu beobachtende Temperaturzunahme um etwa 1°C lässt das österreichische Staatsgebiet für eine größere Zahl an Heuschreckenarten klimatisch attraktiver werden – im Gegensatz zu Arten, die am „kühlen“ Ende der Skala nun ungünstigere Bedingungen vorfinden. Eine Zunahme der mittleren Artenzahl in der Landschaft erfolgt daher – solange die Lebensraumbedingungen großflächig günstig sind – fast zwingend.

Eine Analyse der Veränderung der besiedelten Testflächen von Arten unterschiedlicher „Wärmevorlieben“, für die das Artenspektrum in drei gleichgroße Gruppen mit Temperaturmitteln unter 11,9°C, von 11,9-14,0°C und über 14,0°C aufgeteilt wurde, zeigt, dass nur die wärmeliebendste Gruppe einen Medianwert der Veränderung von +1 Testfläche erreicht, wobei die Unterschiede über alle drei Gruppen aber nicht signifikant sind (One Way ANOVA on Ranks). Analysiert man statt der Veränderung besetzter Testflächen den individuellen Wert der Änderung des Verbreitungsareals jeder einzelnen Art („Bilanz“ in Tabelle 10), so zeigt sich jedoch ein fast signifikanter Unterschied über alle drei Gruppen (One Way ANOVA on Ranks, $p = 0,051$), der für den Vergleich der „kalten“ (Median +- 0 %) mit der „warmen“ Gruppe (Median +- 33 %) deutlich ersichtlich signifikant ist (Mann-Whitney Rank Sum Test, $p = 0,019$, Abbildung 36).



Abbildung 37: Die Lauschschrecke *Mecostethus parapleurus* zeigte von allen weiter verbreiteten Arten die stärkste Zunahme ihres Areals im Untersuchungszeitraum. Mit einer mittleren Sommertemperatur von 13,14°C in ihrem gesamtösterreichischen Verbreitungsgebiet profitiert sie direkt von einer Erhöhung des in den 1990er Jahren noch bei 11,5°C liegenden österreichweiten Mittelwerts durch die Klimaerwärmung. Ihre Einstufung als „Spezialist“ aufgrund der engen Lebensraumbindung war für dieses Ausbreitungsvermögen kein Hindernis.

7.3 Quantitative Erhebung von Heuschrecken in alpinem Grasland in den Hohen Tauern

Inge Illich & Thomas Zuna-Kratky (Feldarbeiten & Auswertung)



Abbildung 38: Blick in den Südostteil des Sonderschutzgebietes „Piffkar“ in den Salzburger Hohen Tauern mit ausgedehntem alpinem Grasland, teils auf flachgründig-steinigem Untergrund; in Bildmitte die Erhebungspunkte P-11, -14, -15 und -28, rechts darüber P-12 und -23 (16.8.2020, vgl. Abbildung 39).

Alpine Lebensräume stellen vor allem im Westen Österreichs einen bedeutenden Anteil an der Landesfläche – etwa 10 % von Österreich erstrecken sich über Seehöhen von 2000 m und darüber. Die vielerorts schon seit Jahrzehnten anhaltende Krise der Almwirtschaft, die zu einer regional teils beträchtlichen Aufgabe der Bewirtschaftung alpinen Graslandes und zum Höherrücken der Waldgrenze führt, veränderte das Bild der Berge in manchen Gegenden gravierend. Nicht minder einschneidend, aber in seiner Wirkung noch lange nicht so anschaulich sichtbar, ist die kontinuierliche Zunahme der Jahrestemperaturen, die im Gebirge offenbar noch deutlich stärker ausfällt als im Flachland. Ein langjähriges ökologisches Monitoring, das die Wirkung dieser Hauptfaktoren misst und veranschaulicht, fehlt in Österreich mit ganz wenigen Ausnahmen (z. B. das GLORIA-Projekt für alpine Pflanzen, Pauli & Grabherr 2001) zur Gänze. Das einzige bekannte, über mehrere Jahre laufende standardisierte Monitoringprogramm für

eine Insektengruppe betrifft die Erhebung von Heuschreckengemeinschaften im Sonderschutzgebiet Piffkar in den Salzburger Hohen Tauern (vgl. Illich & Winding 1999), dessen 30jährige Erhebungsreihe soeben publiziert wurde (Illich & Zuna-Kratky 2022). Vergleichbar langjährige kontinuierliche Erhebungen im Alpenraum gibt es bei den Tieren nicht einmal für die traditionell gut erfassten Brutvögel.

Im Vorfeld dieser genannten Heuschreckenstudie wurde im Jahr 1990 im damals frisch ausgewiesenen Sonderschutzgebiet Piffkar eine Reihe von faunistischen und floristischen Untersuchungen begonnen, die die Artenzusammensetzung sowie künftig auch Veränderungen in diesem teils hochalpinen Landschaftsausschnitt dokumentieren sollten (vgl. Griehser 1993, Illich 1993, Stemmer & Peer 1996, Griehser & Pfeifer 1998, Slotta-Bachmayr et al. 1999, Aichhorn & Kurtz 2007). Wichtigstes Thema war damals die Dokumentation der Auswirkungen der Reduktion bzw. gebietsweisen Aufgabe der Beweidung in diesem Sonderschutzgebiet auf die Schutzgüter und Lebensgemeinschaften. Die in jenem Jahr durchgeführte Heuschreckenkartierung konnte nun nach 30 Jahren auf denselben Flächen mit derselben Methodik wiederholt werden.

Zu beachten ist, dass hier zwei „Momentaufnahmen“ einer Lebensgemeinschaft beurteilt werden, die von starken Schwankungen der Populationsdichten von Jahr zu Jahr gekennzeichnet ist (siehe Illich & Winding 1999 sowie Illich & Zuna-Kratky 2022). Entscheidend ist daher die Betrachtung der Entwicklung der unterschiedlichen Arten unter Berücksichtigung von deren allgemeinen Ansprüchen (vgl. die Insektencharakterisierungen in Kapitel 5.3.1) sowie die Herausarbeitung gerichteter Entwicklungen über Arten und unterschiedliche Standorte.

7.3.1 Untersuchungsgebiet und Erhebungsmethodik

Das Piffkar ist ein ausgedehnter, hochmontaner bis alpiner Landschaftsraum auf der Nordseite der Hohen Tauern und erstreckt sich über Höhenlagen von 1750 bis 2626 m Seehöhe. Vorherrschende Expositionen sind nach Norden und Westen gerichtet. Geschlossene Wälder, dominiert von Fichte *Picea abies*, Lärche *Larix decidua* und Zirbe *Pinus cembra* reichen nur am westlichen Rand bis auf etwa 1900 m Seehöhe in das Gebiet hinein. Darüber ist ein ausgedehnter Krummholzgürtel – dominiert von der Latsche *Pinus mugo* – ausgebildet, der in unterschiedlichen Höhenlagen von den hier flächenmäßig bestimmenden alpinen Rasengesellschaften abgelöst wird (vgl. Abbildung 38 und Abbildung 39). Aufgrund des sehr differenzierten geologischen Untergrundes sowie der verschiedenen Expositionen und Hangneigungen ist eine Vielzahl von unterschiedlichen Vegetationsgesellschaften ausgebildet. Das Gebiet stellt in seiner geomorphologischen Ausprägung sowie der Vegetation einen charakteristischen Landschaftsausschnitt für die österreichischen Zentralalpen dar.

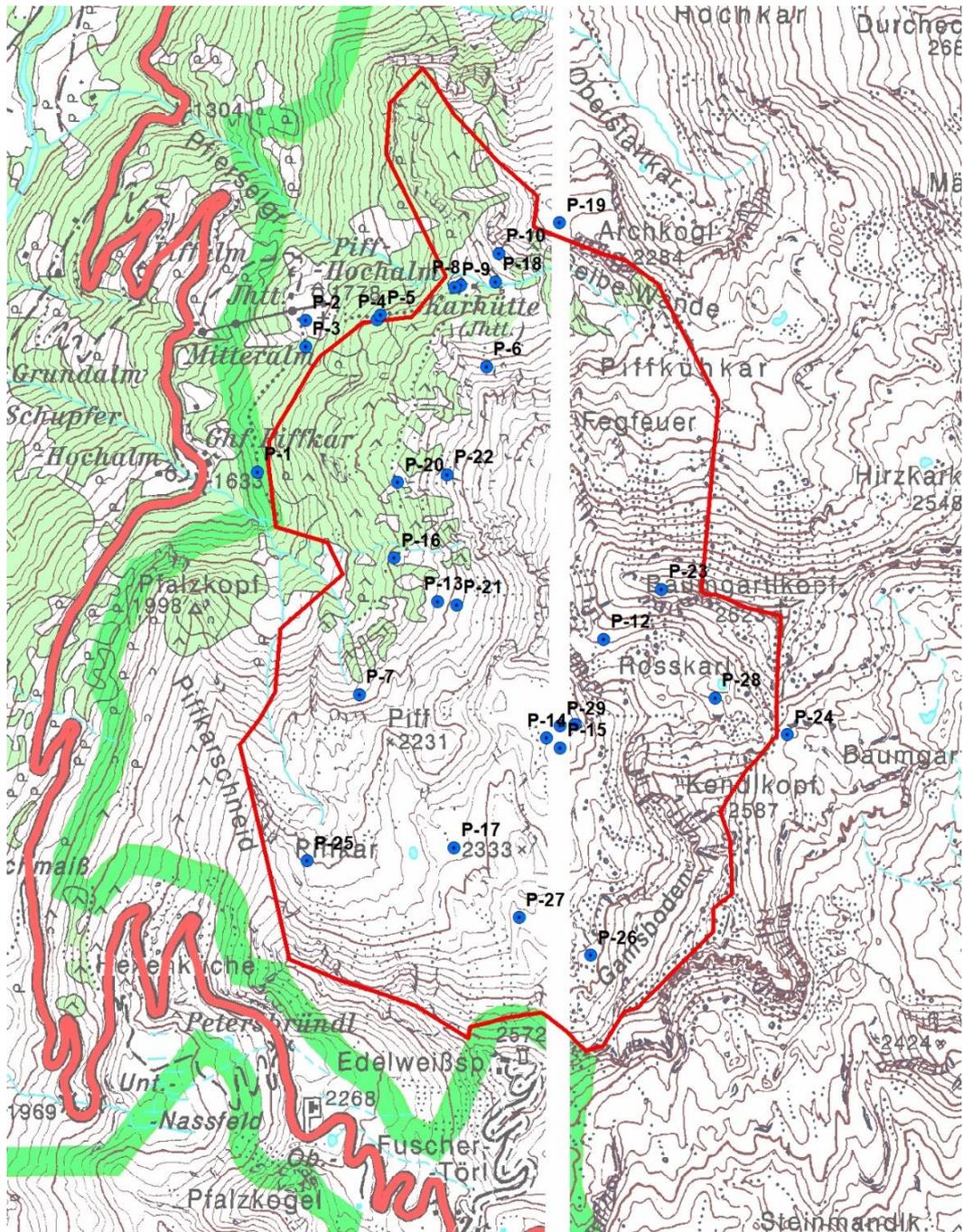


Abbildung 39: Verteilung der 29 Erhebungsstandorte, die im Jahr 1990 zur standardisierten quantitativen Erfassung der Heuschreckengemeinschaften im alpinen Sonderschutzgebiet „Pifflkar“ (rot umrandet) in den Salzburger Hohen Tauern eingerichtet wurden (vgl. Illich 1993). Das rote Band am linken Bildrand ist die Großglockner-Hochalpenstraße, grün sind die Grenzen des Nationalparks schattiert. Der Standort P-19 konnte im Jahr 2020 nicht erfasst werden und wurde ausgeschieden. Hintergrund: Austrian Map 1 : 50.000 des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen.

Die Gesamtfläche des Sonderschutzgebietes, das Teil des Nationalparks „Hohe Tauern“ ist, beträgt 472 ha. Dieses Sonderschutzgebiet wurde zu dem Zweck eingerichtet, eine alpine Landschaft möglichst unbeeinflusst von menschlichen Eingriffen zu erhalten und für den Schutz sensibler Lebewesen sowie der Erforschung alpiner ökologischer Prozesse vorzusehen. Mit der Einrichtung des Sonderschutzgebietes im Jahr 1989 wurde sukzessive die bisherige, weitgehend flächig bestehende Beweidung durch Rinder (sowie unregelmäßig durch Pferde und Schafe) ausgeschlossen (vgl. Aichhorn & Kurtz 2007). Seit 1998 ist im gesamten Sonderschutzgebiet keine Beweidung mehr gestattet, über Ausnahmeregelungen sind jedoch Randbereiche weiterhin zumindest temporär einem gewissen Weidedruck ausgesetzt. Die beiden bedeutsamsten Faktoren, die in den letzten 30 Jahren in diesem Erhebungsgebiet abliefen, sind somit die Veränderungen der Vegetationsdecke durch den Wegfall der Beweidung durch Rinder (vgl. Aichhorn & Kurtz 2007) sowie die Zunahme der mittleren Temperatur in der Vegetationsperiode um 1,6°C (Illich & Zuna-Kratky 2022 nach Daten des Sonnblick-Observatoriums der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik). Eine schwer quantifizierbare weitere Veränderung betrifft eine mögliche Eutrophierung dieser Magerstandorte durch den Eintrag von Luftschadstoffen (sowie durch die stark ausgeprägte Staubfracht, Stemmer & Peer 1996). Diese drei Wirkfaktoren haben auch sonst in Österreich in den Hochlagen eine große Bedeutung, sodass die Ergebnisse aus diesem Sonderschutzgebiet von Relevanz für eine gesamtösterreichische Beurteilung sind.

Die Begehung des Sonderschutzgebietes ist nur mit Ausnahmegewilligung möglich. Wir danken daher dem Amt der Salzburger Landesregierung sowie dem Nationalpark Hohe Tauern, die uns die Bewilligung zur Durchführung dieser Erhebungen (mit der Zahl 20507-96/55-2020) erteilten.

Über das gesamte Sonderschutzgebiet verteilt wurden im Jahr 1990 insgesamt 29 Erhebungsstandorte ausgewählt, die hinsichtlich Höhenlage, Exposition und Vegetationsbedeckung eine repräsentative Stichprobe für das gesamte Sonderschutzgebiet darstellen sollten. Abbildung 39 stellt die Lage dieser Punkte im Sonderschutzgebiet dar.

Die Höhenlage der Erhebungsstandorte reicht von 1730 bis 2580 m Seehöhe, die Neigungen schwanken zwischen 0 (eben) und 40 Grad, die Expositionen gehen vorwiegend nach Südwesten bis Nordwesten, zwei Punkte sind ostwärts orientiert. Tabelle 15 gibt eine Zusammenfassung wichtiger Lage- und Vegetationsparameter der Erhebungsstandorte. Im Vorfeld der Wiederholung der Erhebungen im Jahr 2020 wurden alle 29 Punkte anhand des originalen Kartenmaterials sowie anhand der detaillierten Beschreibungen der Punkte (vgl. Illich 1993) erneut aufgesucht und mit GPS-Koordinaten verortet. Es war dabei hilfreich, dass die Ersterhebung von derselben Person durchgeführt wurde wie die erneute Verortung der Punkte im Jahr 2020. Dabei zeigte sich, dass die knapp außerhalb des Piffkars liegende Fläche P-19 nicht mehr mit angemessenem Aufwand erreichbar war – sie wurde daher ausgeschieden.

Tabelle 14: Temperatur- und Niederschlagsmittelwerte der beiden Untersuchungsjahre an der Wetterstation Rudolfshütte (Salzburg, 2311 m Seehöhe; nach Daten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik). T – Temperaturmittel (°C), N – Gesamtniederschlag (mm).

	T V	T VI	T VII	T VIII	T IX	N V	N VI	N VII	N VIII	N IX
1990	2,6	4,3	7,4	8,2	2,8	86	310	358	144	292
2020	1,5	5,4	8,5	9,6	6,1	208	329	291	410	213

Da die klimatischen Bedingungen gerade im Hochgebirge einen bedeutenden Einfluss auf die Populationsdichte von Heuschrecken haben und warm-trockene Wetterlagen während der Entwicklungszeit die Überlebensrate der Nymphen stark erhöhen können (vgl. Illich & Winding 1999), muss auch die Witterung während der Erhebungsjahre in Betracht gezogen werden. Um diesen Faktor berücksichtigen zu können, sind in Tabelle 14 Monatswerte von Temperatur und Niederschlag einer vergleichbaren Wetterstation auf Salzburger Seite der Hohen Tauern im Vergleich der beiden Jahre dargestellt. Erwartungsgemäß waren die klimatischen Bedingungen unterschiedlich. Die Niederschlagssumme über die Monate Mai bis August lag im Jahr 2020 um 21 % über der von 1990, vor allem durch den sehr feuchten August. Die Temperatur lag im Mittel in diesen Monaten im Jahr 2020 um 1,2°C höher als während der Erhebung im Jahr 1990, was jedoch unter der langjährigen mittleren Zunahme in dieser Zeitperiode liegt. Die Saison 2020 war somit im langjährigen Vergleich unter Berücksichtigung der allgemeinen Temperaturzunahme vergleichsweise feucht und mäßig temperiert, was generell ein „schlechteres“ Heuschreckenjahr erwarten lassen würde. Dieser Witterungshintergrund muss bei der Betrachtung der Ergebnisse beachtet werden.

Die Methodik der standardisierten quantitativen Erhebungen der Heuschreckengemeinschaft an den Erhebungsstandorten wird von Illich (1993) dargestellt und auch während der Wiederholung im Jahr 2020 streng eingehalten. Der Heuschreckenbestand wurde mit standardisierten Kescherfängen auf fixierten und markierten Fangstreifen von je 20 m² Größe quantitativ erfasst. Dazu wurden auf jeder Probefläche ein 20 m langer und 1 m breiter Transekt einseitig mit einer Schnur abgespannt und mit mindestens 30 Kescherschlägen "durchkämmt" (vgl. Abbildung 40). Die gefangenen und aus der Fläche hüpfenden Heuschrecken wurden gezählt, Art und Entwicklungsstadium (Nymphe oder Imago) bestimmt und wieder auf der gleichen Probefläche freigelassen. Die Methode erwies sich vor allem bei den vorherrschenden geringen Individuendichten sowie der eingeschränkten Mobilität der vorkommenden Arten für alpine Bestandsaufnahmen als sehr geeignet zur Ermittlung absoluter Bestandsdichten und wurde auch in anderen Erhebungen der alpinen Heuschreckenwelt angewandt (z. B. Illich & Winding 1998, 1999).

Tabelle 15: Übersicht über die Lage sowie ausgewählte Parameter der 28 in beiden Jahren erfassten Erhebungsstandorte im Piffkar. Koordinatenangaben sind im System WGS84. Mittlere Vegetationshöhe (in cm) sowie Vegetationsdeckung (in %) ist für die Jahre 1990 und 2020 angegeben. Die Pflanzengesellschaft folgt der Einstufung in Illich (1993). Die Spalte „Beweidung“ zeigt den Beweidungsstatus in den beiden Jahren bzw. die Veränderung von der Erhebung 1990 zu der aktuellen.

Nr.	See- höhe	Nei- gung	Expo- sition	Pflanzengesellschaft	Beweidung	typ. Veg.- Höhe 1990	typ. Veg.- Höhe 2020	Veg.- Deck- ung 1990	Veg.- Deck- ung 2020	X-Ko- ord.	Y-Ko- ord.
1	1730	30	W	Larici-Cembretum - Lärchen-Zirbenwald mit Grünerlen und Latschen verzahnt	unbeweidet	40	30	70	95	12,8183	47,1438
2	1760	25	NW	Laricetum Rhododendretosum hirsutosum - Lichte sub- alpine Lärchen-Alpen- rosen-Gesellschaften	beweidet	25	10	80	95	12,8206	47,1490
3	1780	20	NW	Laricetum Rhodo- dendretosum hirsu- tosum - Lichte subalpine Lärchen-Alpenrosen- Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	40	70	100	100	12,8206	47,1481
4	1900	25	NNW	Laricetum Rhodo- dendretosum hirsu- tosum - Lichte subalpine Lärchen-Alpenrosen- Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	40	40	90	100	12,8242	47,1490
5	1900	20	NW	Laricetum Rhodo- dendretosum hirsu- tosum - Lichte subalpine Lärchen-Alpenrosen- Gesellschaften	beweidet	20	30	95	95	12,8243	47,1491
6	2100	30	N	Mugeto-Rhodoretum hirsuti - Alpine Zwerg- strauch-Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	7	5	95	90	12,8296	47,1474
7	2090	40	N	Mugeto-Rhodoretum hirsuti - Alpine Zwerg- strauch-Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	15	25	100	100	12,8234	47,1363
8	1950	5	W	Rumicetum alpini - subalpiner Lägerflur	beweidet	30	25	100	95	12,8282	47,1502

Nr.	See- höhe	Nei- gung	Expo- sition	Pflanzengesellschaft	Beweidung	typ. Veg.- Höhe 1990	typ. Veg.- Höhe 2020	Veg.- Deck- ung 1990	Veg.- Deck- ung 2020	X-Ko- ord.	Y-Ko- ord.
9	1940	5	W	Seslerio variae-Cari- cetum sempervirentis – Blaugrasrasen	beweidet	5	5	100	100	12,8280	47,1501
10	2040	40	SW	Seslerio variae-Cari- cetum sempervirentis – Blaugrasrasen	beweidet -> unbeweidet	20	5	80	75	12,8301	47,1513
11	2270	30	W	Seslerio variae-Cari- cetum sempervirentis – Blaugrasrasen	beweidet -> unbeweidet	5	8	80	75	12,8340	47,1353
12	2480	23	SW	Seslerio variae-Cari- cetum sempervirentis – Blaugrasrasen	beweidet -> unbeweidet	20	10	90	80	12,8354	47,1382
13	2080	15	NW	Seslerio variae-Cari- cetum sempervirentis – Blaugrasrasen	beweidet -> unbeweidet	20	15	90	100	12,8272	47,1394
14	2260	3	NW	Poetum alpinae - Alpenrispengras- Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	7	10	100	95	12,8326	47,1348
15	2260	3	NW	Poetum alpinae - Alpenrispengras- Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	17	10	100	100	12,8333	47,1345
16	2000	5	NW	Poetum alpinae - Alpenrispengras- Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	15	20	100	100	12,8251	47,1409
17	2260	0	F	Poetum alpinae - Alpenrispengras- Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	10	18	100	100	12,8281	47,1311
18	1990	23	SW	Verschiedene uneinheitliche Rasen	beweidet	6	5	80	80	12,8300	47,1503
20	2040	30	W	Caricetum ferruginei - Rostseggenrasen	beweidet -> unbeweidet	27	25	95	95	12,8252	47,1435
21	2090	15	NW	Caricetum ferruginei - Rostseggenrasen	beweidet -> unbeweidet	25	7	90	90	12,8281	47,1393
22	2170	27	W	Caricetum firmae - Polsterseggen-Rasen	unbeweidet	4	1	60	50	12,8276	47,1437
23	2580	10	SSW	Caricetum curvulae - Krummseggen-Rasen	unbeweidet	20	18	95	95	12,8382	47,1399
24	2470	17	SE	Elynetum - Nacktriedrasen- Gesellschaften	unbeweidet - > beweidet	7	3	70	70	12,8445	47,1350

Nr.	See- höhe	Nei- gung	Expo- sition	Pflanzengesellschaft	Beweidung	typ. Veg.- Höhe 1990	typ. Veg.- Höhe 2020	Veg.- Deck- ung 1990	Veg.- Deck- ung 2020	X-Ko- ord.	Y-Ko- ord.
25	2190	35	ENE	Elynetum - Nacktriedrasen- Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	5	5	90	90	12,8209	47,1306
26	2390	20	WNW	Elynetum - Nacktriedrasen- Gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	10	8	95	90	12,8349	47,1275
27	2350	5	WNW	Cetrario-Loiseleurietum – Windkanten- gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	5	5	90	95	12,8313	47,1288
28	2440	0	F	Cetrario-Loiseleurietum – Windkanten- gesellschaften	beweidet -> unbeweidet	5	4	100	70	12,8409	47,1362
29	2260	3	NW	Salicetum herbaceae – Schneebodengesell- schaften	beweidet -> unbeweidet	15	8	95	65	12,8333	47,1353

Diese Bestandserfassungen der Ersterhebung wurden zwischen dem 24.8. und 26.9.1990 von Inge Illich an insgesamt acht Feldtagen durchgeführt. Die Wiederholung dieser Erhebungen wurde im Zeitraum 11.8. bis 22.9.2020 von Inge Illich und Thomas Zuna-Kratky an sieben verschiedenen Terminen vollzogen. Der phänologische Status war in beiden Erhebungsperioden ähnlich, trotz der mittleren Vorverlegung der Entwicklung der Heuschrecken durch die Klimaerwärmung im Laufe der 30 Jahre war das Jahr 2020 bedingt durch einen eher kühlen und feuchten Sommer verzögert und damit jahreszeitlich dem Ersterhebungsjahr entsprechend (vgl. Tabelle 14).

Die Kontrollen erfolgten nur an Schönwettertagen mit Besonnung und schwachem oder keinem Wind, da aufgrund der Höhenlage die Heuschreckenaktivität viel stärker wetterabhängig ist als etwa in tieferen Lagen. Jede Fläche wurde zweimal zu Beginn sowie zur Hauptentfaltungszeit der Imaginalphase erfasst. Für die weitere Auswertung wurden die Ergebnisse der beiden Erhebungen zusammengefasst und daraus Individuenzahlen sowie Artenspektren der einzelnen Standorte ermittelt.



Abbildung 40: Die Erfassung der Heuschrecken erfolgte durch langsames Abgehen eines mittels Maßbandes abgesteckten Transektes von 20 m Länge und 1 m Breite, wobei ein Kescher zuhelfe genommen wurde. Links: P-24 am Baumgartlkopf (13.8.2020), rechts: P-14 am Langreitboden (21.9.2020).

7.3.2 Ergebnisse der Erhebungen

Im Zuge der Erhebungen des Jahres 1990 wurden auf den 28 Erhebungsstandorten des Untersuchungsgebietes Piffkar fünf verschiedene Heuschreckenarten mit zusammen 76 Individuen bei zwei Durchgängen auf 560 m² erfasst. 30 Jahre später konnten auf denselben Standorten neben den fünf bereits bekannten Heuschreckenarten zwei weitere Arten (mit sehr geringer Dichte) nachgewiesen werden; zusätzlich stieg die erfasste Individuensumme auf 160 Individuen an. Die Tabelle 16 stellt die nachgewiesenen Heuschreckenarten zusammen und nennt die jeweils erfasste Flächenzahl sowie die Individuensumme getrennt für die beiden Erhebungen.

An den 28 Erhebungsstandorten stieg die mittlere Artenzahl in den 30 Jahren von 0,9 auf 1,6 Arten an. Schwankte die Artenzahl 1990 zwischen keiner (acht Flächen) und drei Arten (eine Fläche), so lag die Bandbreite im Jahr 2020 erneut zwischen keiner (fünf Flächen) und drei Arten, letzteres aber bereits auf acht Flächen. Die mittlere Individuenanzahl pro Begehung betrug bei der Ersterhebung im Schnitt 1,4 Individuen/20 m² und lag bei der Erhebung 30 Jahre danach mit 2,9 bei einem durchschnittlich doppelt so hohen Wert. Die vergleichbar geringe Arten- und Individuendichte der Heuschrecken ist charakteristisch für alpine Standorte unter extremen klimatischen Bedingungen auf der Nordseite des Alpenhauptkammes (vgl. Illich et al. 2010).

Tabelle 17 zeigt die entsprechenden Parameter für die Erhebungsstandorte, gruppiert nach Höhenlage sowie unter Angabe der Veränderung der Beweidung.

Tabelle 16: Übersicht über die in den beiden Erhebungsjahren im Piffkar an den 28 Erhebungsstandorten nachgewiesenen Heuschreckenarten mit Angabe von Stetigkeit (Anzahl besiedelter Erhebungsstandorte) und Individuensumme sowie besiedelten Seehöhen (Min – Max). Die Arten sind gereiht nach ihrer Häufigkeit.

Art	Flächen 1990	Flächen 2020	Individuen 1990	Individuen 2020	Höhen- spanne 1990	Höhen- spanne 2020
<i>Gomphocerus sibiricus</i>	16	19	48	64	1760 – 2480 m	1940 – 2580 m
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	4	10	14	56	1950 – 2260 m	2000 – 2390 m
<i>Omocestus viridulus</i>	2	4	8	22	1940 – 1950 m	1760 – 2580 m
<i>Miramella alpina</i>	2	9	2	11	2350 – 2390 m	1950 – 2470 m
<i>Melanoplus frigidus</i>	2	2	4	4	2440 – 2470 m	2440 – 2470 m
<i>Gomphocerippus rufus</i>	0	1	0	2	–	1760 m
<i>Tetrix bipunctata</i>	0	1	0	1	–	2040 m

Während der Erhebungen wurden auch die Beschreibungen der Vegetationsdeckung und mittleren Vegetationshöhe wiederholt. Es zeigte sich, dass die Vegetationshöhe im Erhebungsjahr 2020 nur geringfügig von der Situation im Jahr 1990 abwich und im Schnitt 15,2 gegenüber 16,6 cm aufwies (im Median hingegen 15 gegen 10 cm). Die Vegetationsbedeckung hat sich ebenfalls nur geringfügig verändert, von im Schnitt 90,4 auf 91,1 % (Median in beiden Jahren bei 95 %, vgl. Tabelle 15). Diese Veränderungen sind nicht signifikant – mit einer Ausnahme auch unter Berücksichtigung der Höhenlage. So ist die Vegetationsdichte in den Standorten von 2100 m und darüber von 95 aktuell auf 90 % gesunken (Mediane, Wilcoxon Signed Rank Test, $p < 0,05$). Unterstützend für diese Beobachtung konnten auch Aichhorn & Kurtz (2007) beim langjährigen Vergleich von Vegetationsaufnahmen nur geringfügige Veränderungen nachweisen, wobei der Einfluss der Aufgabe der Beweidung vergleichsweise gering sein dürfte. Die jeweiligen Pflanzengesellschaften (vgl. Tabelle 15) konnten ebenfalls anhand von Charakterpflanzen, die bei der Erhebung 1990 dokumentiert und bei der Folgeerhebung erneut gefunden werden konnten, bestätigt werden.

Tabelle 17: Übersicht über die Veränderung der Artenzahl sowie der Individuensumme („Ind.“) an den 28 Erhebungsstandorten, gereiht und getrennt nach Höhenlage. Angegeben ist die Veränderung des Beweidungsstatus: u bzw. b – zu beiden Terminen unbeweidet bzw. beweidet, u/b – entsprechender Wechsel des Weidestatus zwischen den beiden Terminen.

1730-2090 m						
Punkt	Arten 1990	Arten 2020	Ind. 1990	Ind. 2020	Art- Diff.	Ind.- Diff.
1 – u	0	0	0	0	0	0
2 – b	1	2	2	10	1	8
3 - b/u	0	0	0	0	0	0
4 - b/u	0	0	0	0	0	0
5 – b	0	0	0	0	0	0
9 – b	2	2	4	11	0	7
8 – b	3	3	10	13	0	3
18 – b	1	1	4	12	0	8
16 - b/u	1	1	4	11	0	7
10 - b/u	1	2	2	8	1	6
20 - b/u	1	1	6	6	0	0
13 - b/u	1	1	5	13	0	8
7 - b/u	0	0	0	0	0	0
21 - b/u	1	2	5	6	1	1
Mittelwert	0,9	1,1	3,0	6,4	0,2	3,4
2100-2580 m						
Punkt	Arten 1990	Arten 2020	Ind. 1990	Ind. 2020	Art- Diff.	Ind.- Diff.
6 - b/u	0	1	0	2	1	2
22 - u	1	1	3	2	0	-1
25 - b/u	1	2	3	6	1	3
14 - b/u	1	3	4	6	2	2
15 - b/u	1	3	1	8	2	7
17 - b/u	2	3	6	13	1	7
29 - b/u	0	1	0	3	1	3
11 - b/u	1	2	5	6	1	1
27 - b/u	1	3	1	5	2	4
26 - b/u	1	3	1	4	2	3
28 - b/u	2	3	4	6	1	2
24 - u/b	2	3	5	4	1	-1
12 - b/u	1	1	1	2	0	1
23 - u	0	2	0	3	2	3
Mittelwert	1,0	2,2	2,4	5,0	1,2	2,6

7.3.3 Analyse der Ergebnisse

Der Vergleich der Heuschreckenvorkommen im Untersuchungsgebiet Piffkar zwischen den Jahren 1990 und 2020 ergab trotz der für Heuschrecken etwas ungünstigeren Witterung im Jahr 2020 für die aktuelle Erhebung einen höheren Wert sowohl bei der festgestellten Artenzahl als auch der Individuendichte pro Erhebungsstandort. Der Zuwachs an Artenzahl (der Median stieg von einer auf zwei Arten) ist ebenso statistisch signifikant wie die Zunahme des Medians der Individuensumme von 2,5 auf 6,0 Individuen (Wilcoxon Signed Rank Test, $p < 0,01$).

Beachtenswerterweise ist der Zuwachs an Arten aber beschränkt auf die höheren Lagen ab 2100 m Seehöhe, während sich die Artenzahlen auf den tiefer gelegenen Standorten zwischen den beiden Erhebungen nicht signifikant unterscheiden. Auch die Individuenzahl ist zwar in beiden Höhenlagen signifikant höher, der Zuwachs im Medianwert aber ab 2100 m Seehöhe mit 4,0 Individuen deutlich höher als mit im Schnitt 0,5 Individuen unterhalb 2100 m.

Die Zunahme der mittleren Artenzahl an den jeweiligen Standorten geht vor allem auf die Ausweitung des Vorkommens der beiden Arten *Miramella alpina* und *Pseudochorthippus parallelus* zurück, die jeweils sieben bzw. sechs Flächen im Vergleich zu 1990 neu besiedelt hatten. Bei beiden Arten sind die Unterschiede in der Verteilung der Individuen zwischen den beiden Jahren hoch signifikant (Paired t-Test, $p < 0,01$). Auch die beiden anderen bereits im Jahr 1990 nachgewiesenen Arten *Gomphocerus sibiricus* und *Omocestus viridulus* weisen aktuell eine höhere Stetigkeit und Individuendichte auf als im Erhebungsjahr 1990, wobei der in Österreich weit verbreitete *Omocestus viridulus* deutlich stärker zunahm als die andere, typischerweise nur alpin verbreitete Art (vgl. Tabelle 16). Beide Zunahmen sind jedoch nicht statistisch signifikant. Nur eine Art zeigte keine Veränderung in der Verbreitung – die boreo-alpine *Melanoplus frigidus*, die von allen vorgefundenen Arten am stärksten an hochalpine Bedingungen gebunden ist. Sie konnte an denselben Erhebungsstandorten wie im Jahr 1990 erneut angetroffen werden und auch die (geringe) Dichte dieser Art wurde wieder bestätigt.

Besonders markant sind auch die Veränderungen der Höhenverbreitung der vorgefundenen Arten – wieder mit Ausnahme von *Melanoplus frigidus*, die in exakt demselben Höhenband wie 1990 aufgefunden wurde. Die weit verbreitete, euryöke Art *Pseudochorthippus parallelus* hat ihr Vorkommen mit mehreren Neubesiedlungen um 130 m nach oben ausgeweitet. *Omocestus viridulus* besiedelte einen Standort, der 530 m(!) über dem höchsten Ort von 1990 liegt, konnte jedoch in den dazwischen liegenden Flächen nicht gefunden werden. *Miramella alpina*, eine häufige Heuschrecke des Nordalpenbogens, konnte hingegen zwar bis 80 m höher als 1990 gefunden werden, hat jedoch von oben ausgehend eine Reihe von bis zu 400 m(!) tiefer gelegenen Standorten als der tiefste Fund von 1990 besiedeln können. Auch bei *Omocestus viridulus* gelang ein Fund tiefer als im Jahr 1990.



Abbildung 41: Blick vom höchstgelegenen Erhebungsstandort (P-23, 2580 m) auf das Roßkarl (P-28, 2440 m) mit dem Vorkommen der alpinen Charakterart *Melanoplus frigidus* (13.8.2020).

Die vergleichbar wie *Miramella* verbreitete, aber deutlich xerothermophilere Art *Gomphocerus sibiricus* konnte zwar ebenfalls bis 100 m über dem höchsten Fund von 1990 nachgewiesen werden, hat aber bemerkenswerterweise im Gegensatz zu den anderen Arten die unteren 180 m seines ursprünglichen Vorkommens offenbar geräumt (vgl. Tabelle 16).

Die im Zuge dieser Untersuchung festgestellten Veränderungen belegen, dass auch im hochalpinen „unberührten“ Gelände die Insektenwelt gravierenden Veränderungen unterworfen ist. In Summe zeigt der Vergleich der beiden 30 Jahre auseinander liegenden Erhebungen eine Erhöhung der Artenzahl und eine Zunahme der Individuendichte in den Höhenlagen ab 2100 m, also über der Baumgrenze. Tiefer gelegene Standorte zeigten zwar ebenfalls diese Tendenz, jedoch nicht so ausgeprägt und nur die Zunahme der Dichte ist hier statistisch abgesichert.

Es zeigt sich, dass diese Zunahmen auf jene Arten zurückzuführen sind, die in Österreich weit verbreitete Generalisten mit geringen Ansprüchen an Temperatur und Feuchtigkeit sind, vor allem die häufigste und verbreitetste Art in Österreich, der Gemeine Grashüpfer *Pseudochorthippus parallelus*. Auch die beiden neu eingewanderten Arten sind zwar mikroklimatisch leicht thermophil, aber weit verbreitet in Österreich. Die zwei Charakterarten alpiner Lebensräume sind hingegen nur geringfügig (*Gomphocerus sibiricus*) bzw. gar nicht (die

hochspezialisierte, als Eiszeitrelikt zu deutende *Melanoplus frigidus*) häufiger und verbreiteter geworden. Diese Befunde bestätigten sich auch in der 30jährigen Studie von Illich & Zuna-Kratky (2022).

Ein entscheidender Treiber dieser Entwicklung dürfte die Erwärmung der Jahresmitteltemperatur sein, die in diesen Regionen in den 30 Jahren knapp 2°C betragen hat, was etwa dem Höherrücken der Höhenstufen um 130 m entsprechen würde. Um exakt diesen Wert ist auch der höchste Nachweis von *Pseudochorthippus parallelus* nach oben gerückt. Diese Art weist von allen hier vorkommenden Arten die langsamste Larvalentwicklung auf (vgl. Illich & Winding 1999). Wärmere Sommer können hier direkt in die temperaturlimitierte erfolgreiche Entwicklung zum erwachsenen Tier einwirken und diese Ausbreitung ermöglichen.

Die Ausweitung des Vorkommens von *Miramella alpina* in die tieferen Lagen des Untersuchungsgebietes deutet jedoch auf einen weiteren Faktor hin, der diese beobachteten Veränderungen erklären kann. Auf all diesen Standorten ist die zuvor vergleichsweise intensive Beweidung durch die Einrichtung des Sonderschutzgebietes aufgelassen oder stark reduziert worden. In den Höhenlagen des Untersuchungsgebietes, die überwiegend jenseits der Waldgrenze liegen und entsprechend schwachwüchsigen Aufwuchs zeigen, stellen die Weidetiere möglicherweise einen Nahrungskonkurrenten für die ebenfalls pflanzenfressenden Heuschrecken dar, bzw. verändern die Struktur zuungunsten stärker strukturgebundener Arten wie *Miramella alpina*. Beachtenswert dabei ist aber, dass sich die aufgenommenen Vegetationsparameter zwischen den beiden Perioden (mit Ausnahme einer Zunahme offenen Bodens in Höhenlagen über 2100 m) nicht unterscheiden, diese Veränderungen also trotz des langen Zeitraums offenbar sehr subtil ablaufen (vgl. auch Aichhorn & Kurtz 2007).

Standorte, wo die Beweidungsaufgabe bereits etwa zehn Jahre früher (ab 1989) erfolgte bzw. die zuvor schon nicht beweidet waren, weisen höhere Arten- und Individuenzuwächse auf als jene, wo die Beweidung erst im Jahr 1998 aufgelassen wurde (+1 gegen keine zusätzliche Art, +3 gegen +1 Individuen, jeweils Medianwerte). Dies spricht ebenfalls dafür, dass die Auswirkungen der Beweidungsaufgabe nur sehr langsam und geringfügig in den Heuschreckengemeinschaften ablesbar sind, diese aber tendenziell positiv auf die Individuendichte wirken.

Unklar bleibt die Wirkung der Eutrophierung dieser nährstoffarmen Standorte durch Lufteintrag, die sich am ehesten an Zunahmen an Vegetationshöhe und -dichte ablesen hätte können, die aber in unserer Untersuchung nicht nachweisbar ist. Der Effekt der laufenden Klimaerwärmung hat offenbar den stärksten Einfluss auf die Zusammensetzung der alpinen Heuschreckengemeinschaften und begünstigt nach diesen Ergebnissen die weit verbreiteten Arten tieferer Lagen deutlich stärker als die Charakterarten alpiner Lebensräume.

7.4 Quantitative Erhebung von Hummeln aus Almgebieten in den Hohen Tauern

Johann Neumayer

7.4.1 Einleitung

Bienen reagieren bemerkenswert stark auf Klimaveränderungen wie diverse regionalfaunistische Arbeiten dokumentieren, die aktuell durchwegs ein verstärktes Einwandern wärmeliebenderer Arten dokumentieren (Neumayer et al. 2017, Rupp et al. 2020, Ockermüller et al. 2021, Wallner et al. in Druck). Eine weitere erwartbare Reaktion ist das Höherwandern gebirgsbewohnender Arten. Dafür gibt es erste Hinweise aus den Pyrenäen (Marshall et al. 2020) und Alpen (Thierolf 2021). Die Klimaerwärmung wirkt allerdings nicht nur direkt auf Bienen, sondern auch indirekt über die Veränderung der Landschaft und Vegetation, z. B. durch Höherwandern der Waldgrenze und die Veränderung des Pflanzenartenspektrums. Darüber hinaus verändert sich die menschliche Nutzung einerseits klimawandelbedingt - in einigen Arealen des Untersuchungsgebiets steigen Anzahl und Ausmaß von Lawinen, die die Almbewirtschaftung beeinträchtigen (eigene Beobachtungen) – aber auch durch agrarökonomische Ursachen. So nehmen die Almauftriebszahlen in Österreich kontinuierlich ab (Obwegger 2018) und die untersuchten Bergmähder gehören zu den letzten Relikten dieser Bewirtschaftungsform (Kreisch 2001, Kreisch & Abl 2006).

7.4.2 Methodik

Die 1994 und 1995 durchgeführten Freilandhebungen von Hummeln im Glocknergebiet (Neumayer & Paulus 1999) wurden nach 26 Jahren in den Jahren 2020 und 2021 wiederholt. Die zehn Untersuchungsflächen wurden in der Ersterhebung so ausgewählt, dass die für die Hummeln bedeutsamen Vegetationseinheiten zwischen der Waldgrenze und 2500 m repräsentiert waren. Fünf Untersuchungsflächen lagen südlich des Alpenhauptkammes in Kärnten und fünf nördlich, wobei sich zwischen der Südabdachung und der Nordabdachung deutliche Dominanzunterschiede zeigten (Abbildung 42).

Die Ersterhebung begann in beiden Jahren Anfang Mai auf den tiefsten Flächen und erfolgte mit fortschreitender Ausaperung auf immer mehr Untersuchungsflächen. Mitte bis Ende Juni waren die höchsten Untersuchungsflächen ausgeapert. Die Erhebungen erfolgten bis zum ersten Wintereinbruch im September bzw. Oktober jede Woche, wobei an den Erhebungstagen jede Fläche je einmal vormittags und nachmittags begangen wurde. Die Reihenfolge der Flächen wurde bei jeder Begehung geändert, damit keine Tageszeiteffekte die Ergebnisse

verfälschten. Die Untersuchungsflächen hatten meistens eine Größe von 1.000 m², nur einige Hochstaudenflächen waren kleiner. Parallel zu den Hummelerhebungen wurde an jedem Erhebungstag das Blütenangebot auf einer Teilfläche der Untersuchungsflächen mit im Schnitt 25 m² ausgezählt.

Nach Kontaktierung der Grundbesitzer konnten alle Untersuchungsflächen der Erstuntersuchung auch 2020 und 2021 wieder ausgewertet werden. Wie bei der Erstuntersuchung wurden die Blütenerhebungsflächen entweder quadratisch gewählt oder bei inhomogenen Pflanzenbeständen als Transekt mit 10*2m ausgewählt. Bei der Ersterhebung 1994/1995 wurden diese Blütenangebotserhebungsflächen nicht genau vermessen, weil noch keine GPS-Geräte verfügbar waren. Daher wurden für die Re-Evaluierung die Erhebungsflächen des Blütenangebots wie schon bei der Ersterhebung so ausgewählt, dass sie möglichst repräsentativ für die Gesamtfläche waren. Bei niedrigem Blütenangebot wurde das Blütenangebot auf der gesamten Untersuchungsfläche ausgezählt. Die Erhebung der Hummeln und der Blütenbesuche in den Untersuchungsflächen erfolgte wie bei der Ersterhebung mittels Transektmethode mit 4 m Beobachtungsbreite (Details in Neumayer & Paulus 1999).

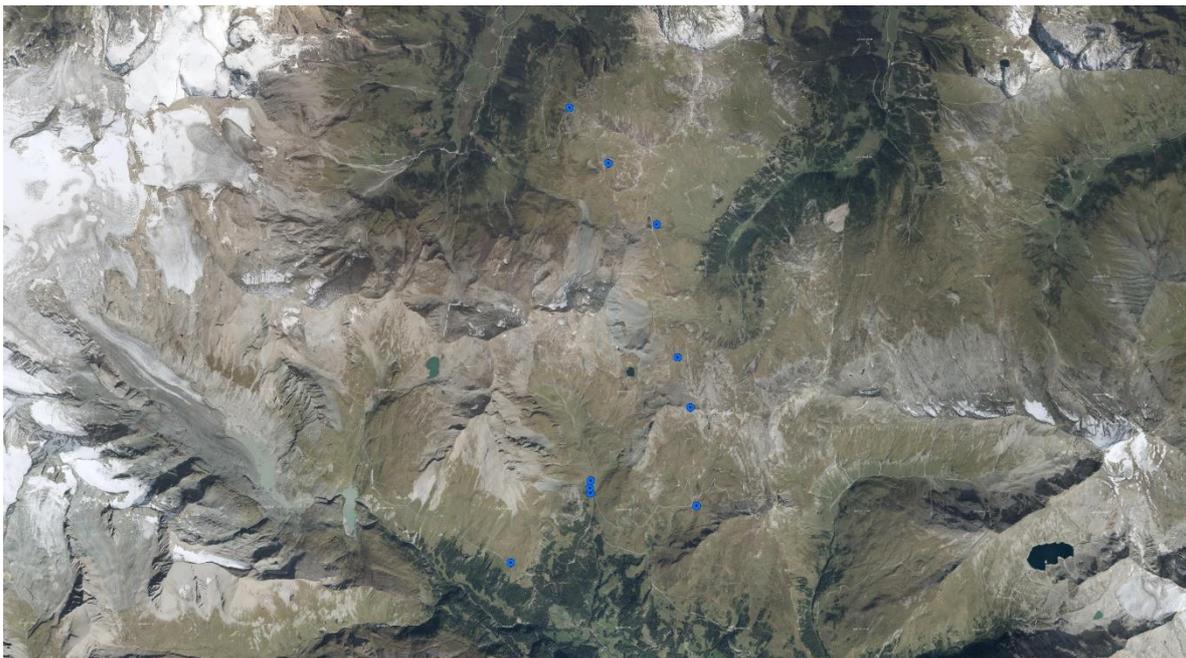


Abbildung 42: Verteilung der Erhebungsstandorte (blaue Kreise) für die standardisierte quantitative Dokumentation der Hummelgemeinschaften entlang eines Transektes über die Hohen Tauern im Bereich der Großglockner-Hochalpenstraße.



Abbildung 43: Blütenreiche Bergmähder jenseits der Baumgrenze auf einer Erhebungsfläche in den Hohen Tauern (links, Foto: Johann Neumayer) – auf der rechten Seite oben die hochspezialisierte Alpenhummele *Bombus alpinus* (26.8.2021, Foto: Johann Neumayer) und darunter die häufigste Art der aktuellen Erhebung, die Distelhummele *Bombus soroeensis*.

Die Re-Evaluierung 2020 und 2021 folgte also so weit möglich dem Schema der Ersterhebung mit zwei Änderungen:

- Die Erhebungen erfolgten nicht wöchentlich, sondern alle zehn Tage.
- Ein Beginn der Untersuchungen Anfang Mai war 2020 nicht möglich, weil die Großglocknerstraße wegen der COVID 19-Pandemie erst Anfang Juni geräumt wurde. Auch 2021 wurde die Straße aufgrund der anhaltenden Schneedecke erst verspätet geräumt, sodass erst ab 20. Mai Erhebungen möglich waren.

2020 erfolgten von Anfang Juni bis Mitte September 12 Erhebungsdurchgänge, 2021 von 20. Mai bis 10. Oktober 14 Erhebungsdurchgänge. Insgesamt fanden also 26 Erhebungsdurchgänge statt, wobei zu Beginn und am Ende der Blühsaison z. T. nur wenige Untersuchungsflächen ein

Blütenangebot aufwiesen bzw. überhaupt zugänglich waren. Die Ergebnisse wurden in Feldbüchern aufgezeichnet und im Lauf des Winters in die Datenbank übertragen und ausgewertet.

Für die Auswertung wurden die Hummeldaten der standardisierten Transekterhebungen nach Arten- und Individuenzahl ausgewertet und das Artenspektrum hinsichtlich des Community temperature Index (CTI) verglichen. Der CTI ist das gewichtete Mittel der Species temperature Indices (STI) der nachgewiesenen Hummeln, wobei sich dieser aus der Mitteltemperatur des Verbreitungsareals jeder Art ergibt (Details in Rasmont et al 2015, Thierolf 2021). Die Daten zu den STIs stammen aus Rasmont et al. (2015). Für die nicht bestimmbaren Individuen der *B. lucorum*-Gruppe wurden der STI als Mittelwert von *B. lucorum* und *B. cryptarum* genommen. Der als Maß für den geschätzten Artenreichtum verwendete Chao1-Index stellt aus der vorhandenen Stichprobe anhand der Häufigkeitsverteilung der erfassten Arten die tatsächlich zu erwartende Artenzahl dar und wurde mit dem Onlineprogramm <https://chao.shinyapps.io/SpadeR/> errechnet. Dafür wurden die Arten der *B. lucorum*-Gruppe (*B. lucorum*, *B. cryptarum*) nicht getrennt, sondern als Gruppe behandelt. Die Klassifizierung der Untersuchungsflächen nach landwirtschaftlicher Nutzung entstammt den aktuellen INVEKOS-Daten die vom BMLRT für diese Studie zur Verfügung gestellt wurden.

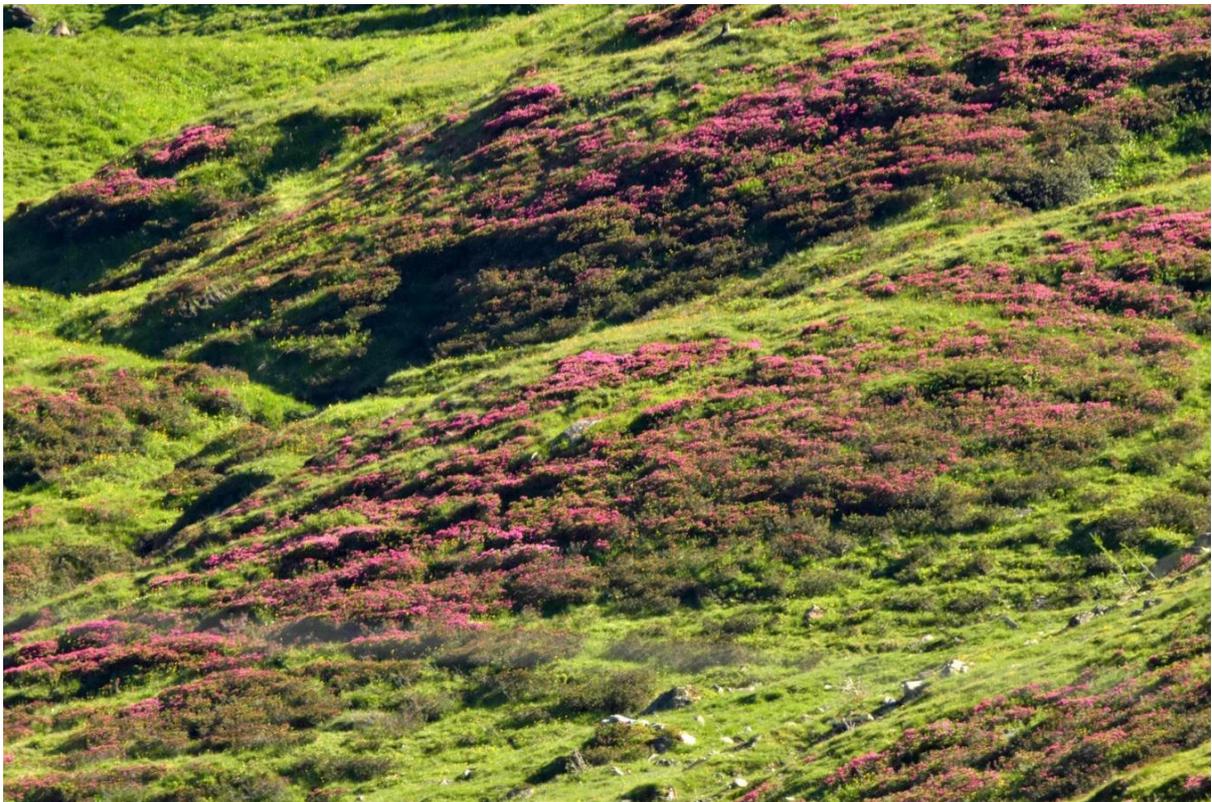


Abbildung 44: Blütenreiche Gämshede-Fluren jenseits der Baumgrenze auf einer Erhebungsfläche in den Hohen Tauern (4.7.2020, Johann Neumayer).

7.4.3 Ergebnisse – Zusammensetzung der Hummelgemeinschaft

Von den insgesamt bei allen Transektuntersuchungen bisher nachgewiesenen 24 Hummelarten des Untersuchungsgebietes an der Glocknerstraße wurden in der Referenzperiode 1994/95 22 Arten nachgewiesen, aktuell 20 (Tabelle 18). Nicht mehr auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden konnten *B. alpinus* (es gab aber ein Nachweis auf einer Untersuchungsfläche außerhalb der regulären Erhebungen und einige im weiteren Umfeld des Untersuchungsgebietes), *B. hypnorum*, sowie die drei Kuckuckshummelarten *B. barbutellus*, *B. bohemicus* und *B. campestris*.

Die Diversität und die Evenness waren in der aktuellen Untersuchungsperiode etwas niedriger als in der Referenzperiode, doch waren die Schwankungen zwischen den beiden Jahren einer Untersuchungsperiode größer als zwischen den Untersuchungsperioden.

Der Chao1-Index der anhand der Verteilungshäufigkeit der bei den Transektuntersuchungen zu erwartenden Arten war aktuell um 1,7 niedriger.

Tabelle 18: Zusammensetzung der Hummelgemeinschaft im Untersuchungsgebiet in den Hohen Tauern mit Angabe der gezählten Individuenzahlen (Transektdaten) in den vier Jahren der beiden Erhebungsperioden. * nicht bei den Transektenerhebungen aber im unmittelbaren Umfeld nachgewiesen; ** bei der Referenzerhebung waren *B. lucorum* und *B. cryptarum* kaum bestimmbar und unter *B. lucorum*-Gruppe subsummiert, in der aktuellen Erhebung sind nur die nicht sicher bestimmbar Exemplare in dieser Kategorie angeführt; *** bei den Transektbegehungen nicht identifizierbare Individuen außer den Arten des *B. lucorum*-Komplexes.

Art	1994	1995	2020	2021
<i>Bombus alpinus</i>	2	3	*	
<i>Bombus barbutellus</i>	2			
<i>Bombus bohemicus</i>	2	2		
<i>Bombus campestris</i>	1			
<i>Bombus flavidus</i>				*
<i>Bombus gerstaeckeri</i>	29		*	3
<i>Bombus hortorum</i>	33	1	5	2
<i>Bombus hypnorum</i>	2		1	
<i>Bombus mendax</i>	37	6	3	
<i>Bombus mesomelas</i>	4	43	4	2
<i>Bombus monticola</i>	24	17	20	6

Art	1994	1995	2020	2021
<i>Bombus mucidus</i>	7	1	4	6
<i>Bombus pascuorum</i>	2		1	3
<i>Bombus pratorum</i>	10	7	8	6
<i>Bombus pyrenaeus</i>	27	19	24	24
<i>Bombus quadricolor</i>			2	2
<i>Bombus ruderarius</i>	39	146	11	14
<i>Bombus rupestris</i>	4	6	10	5
<i>Bombus sichelii</i>	94	53	45	25
<i>Bombus soroensis</i>	61	119	118	233
<i>Bombus sylvestris</i>	1			1
<i>Bombus wurflenii</i>	495	53	47	104
<i>Bombus cryptarum</i>			34	10
<i>Bombus lucorum</i>			42	9
<i>Bombus lucorum</i> -Komplex**	133	34	13	3
<i>Bombus spec.</i> ***	98	56	27	35
Arten	22	16	18	18
	22		21	
Individuen	1.107	566	418	452
Individuen auf gleiche Erfassungsintensität	1.107	566	575	622
Diversität (Shannon)	1,85	2,08	2,16	1,62
	2,09		1,87	
Evenness	0,609	0,769	0,761	0,583
	0,688		0,661	
Chao1-Index	22,5 ± 0,74		20,0 ± 2,30	

Die Dominanzen der häufigen Arten variierten massiv zwischen den Untersuchungsperioden aber auch innerhalb der beiden Jahre jeder Untersuchungsperiode (Abbildung 45): *B. wurflenii* und *B. soroensis* erreichten in je einem Jahr Dominanzen von über (*B. wurflenii*) bzw. fast 50 % (*B. soroensis*). In den anderen Jahren lagen die Dominanzwerte dieser Arten nur knapp über (*B. wurflenii*) bzw. deutlich unter 10 % (*B. soroensis*). *B. ruderarius* und die *B. lucorum*-Gruppe erreichten in je einem Jahr über 25 % Dominanz und sonst durchgehend unter 10 % aller Hummeln. Der Variationskoeffizient dieser vier zumindest in einem Jahr hoch dominanten Arten lag zwischen 0,59 und 1,17 und belegt die sehr starke Variation in den jährlichen Beständen.

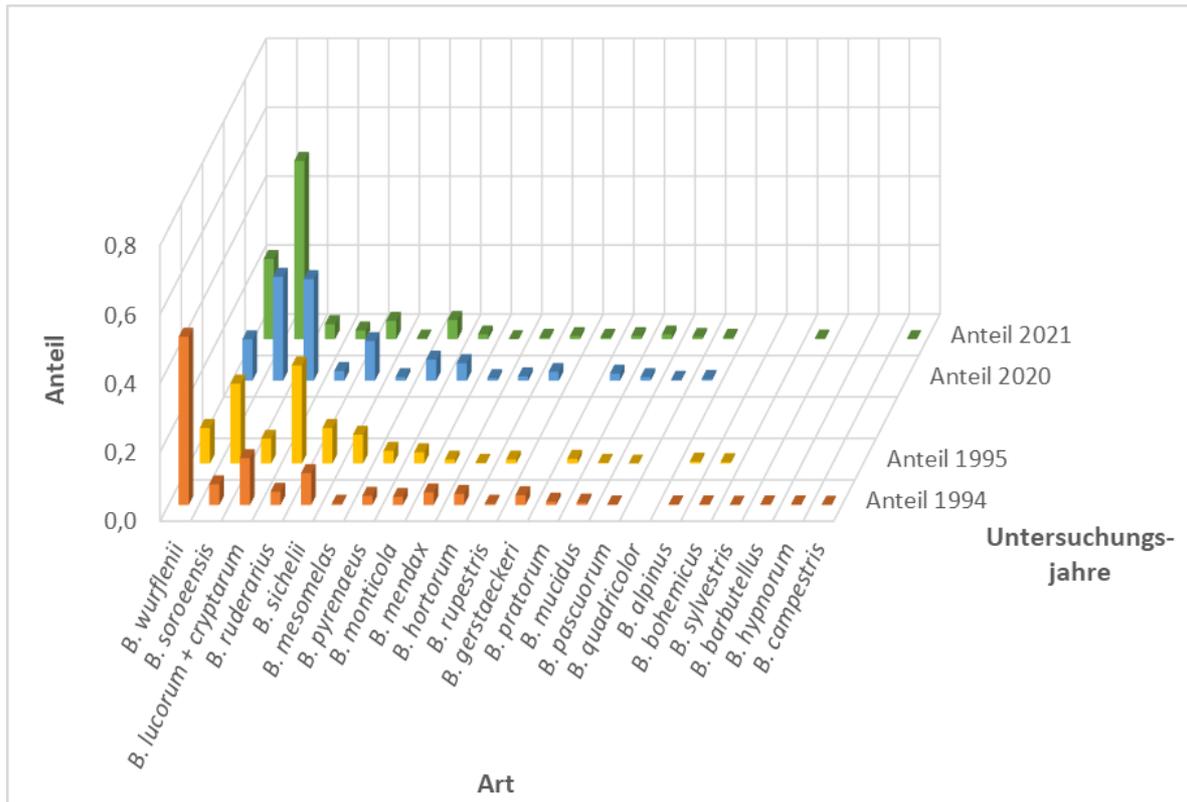


Abbildung 45: Dominanz der einzelnen Hummelarten (Anteil an den Gesamtindividuen) im Untersuchungsgebiet Hohe Tauern in den vier Untersuchungsjahren.

Betrachtet man die Arten, die in den Lebensräumen mit rückläufiger Artenzahl (vgl. Tabelle 19) zwischen den 1990er Jahren und heute nicht mehr nachgewiesen wurden, so ist die Dominanz der Kuckuckshummeln sowie von (hoch)alpinen Arten auffällig: Unter den fünf Arten, die in den Hochstaudenfluren nicht mehr nachgewiesen waren, sind zwei Kuckucks- und eine hochalpine Hummelart, im verbrachten Weiderasen von fünf verschwundenen eine Kuckucks- und zwei hochalpine Hummelarten und im Goldschwingelrasen von ebenfalls fünf verschwundenen Arten drei Kuckucks- und eine hochalpine Art.

7.4.4 Ergebnisse – Phänologie & Blütenbesuch

Phänologisch gibt es einen deutlichen Unterschied zwischen dem Jahr 1994 und allen anderen Jahren (Abbildung 46), aber keinen Trend zwischen den Untersuchungsperioden: Im klimatischen Ausnahmejahr 1994 waren die Hummelabundanzen pro Untersuchungsdurchgang deutlich höher als in allen anderen Untersuchungsjahren.

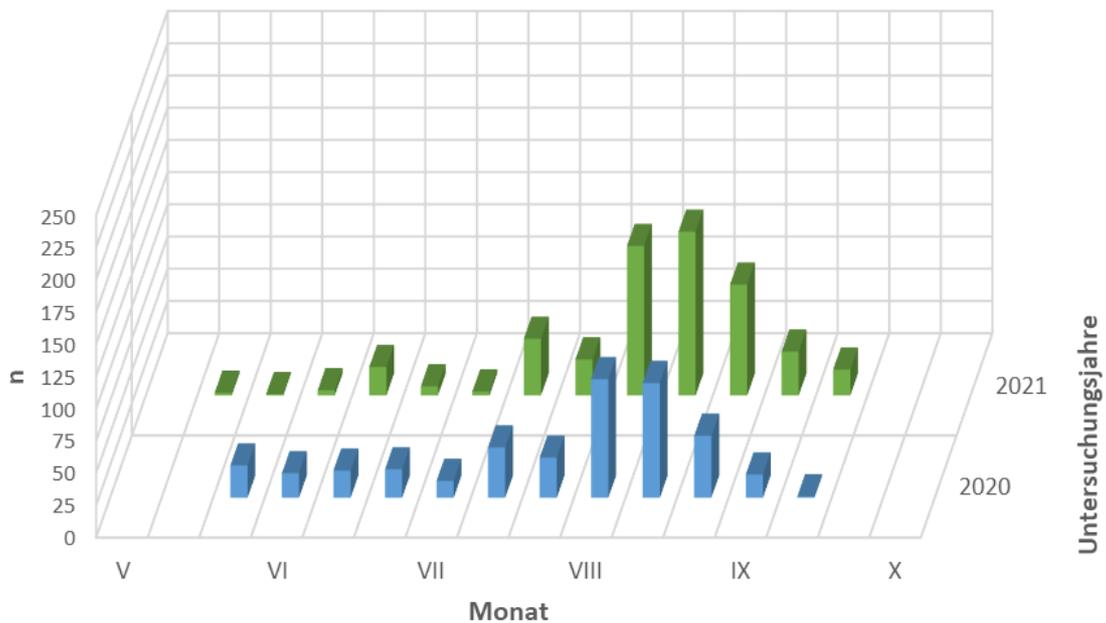
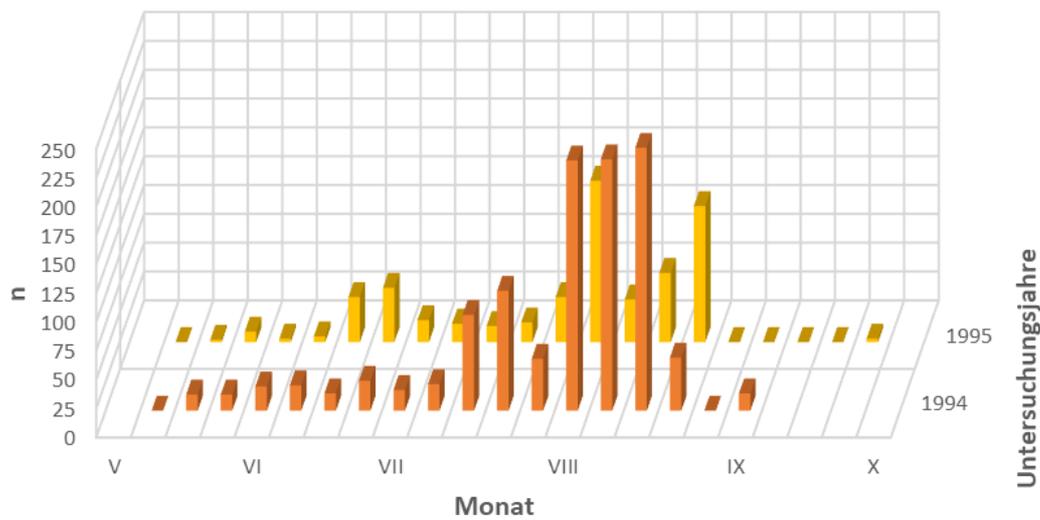


Abbildung 46: Jahreszeitliches Auftreten (Phänologie) der erfassten Hummel-Individuen im Untersuchungsgebiet während der vier Untersuchungsjahre.

In der Referenzperiode wurden auf den Transekten 49 Pflanzenarten von Hummeln genutzt, aktuell erhöhte sich diese Zahl auf 61 Pflanzenarten. Stark variierte insbesondere der Anteil des Tauern-Eisenhutes *Aconitum tauricum* (Abbildung 47), dessen Anteil an den von Hummeln genutzten Pflanzen aktuell nur knapp über 1/10 des Wertes der Referenzperiode betrug.

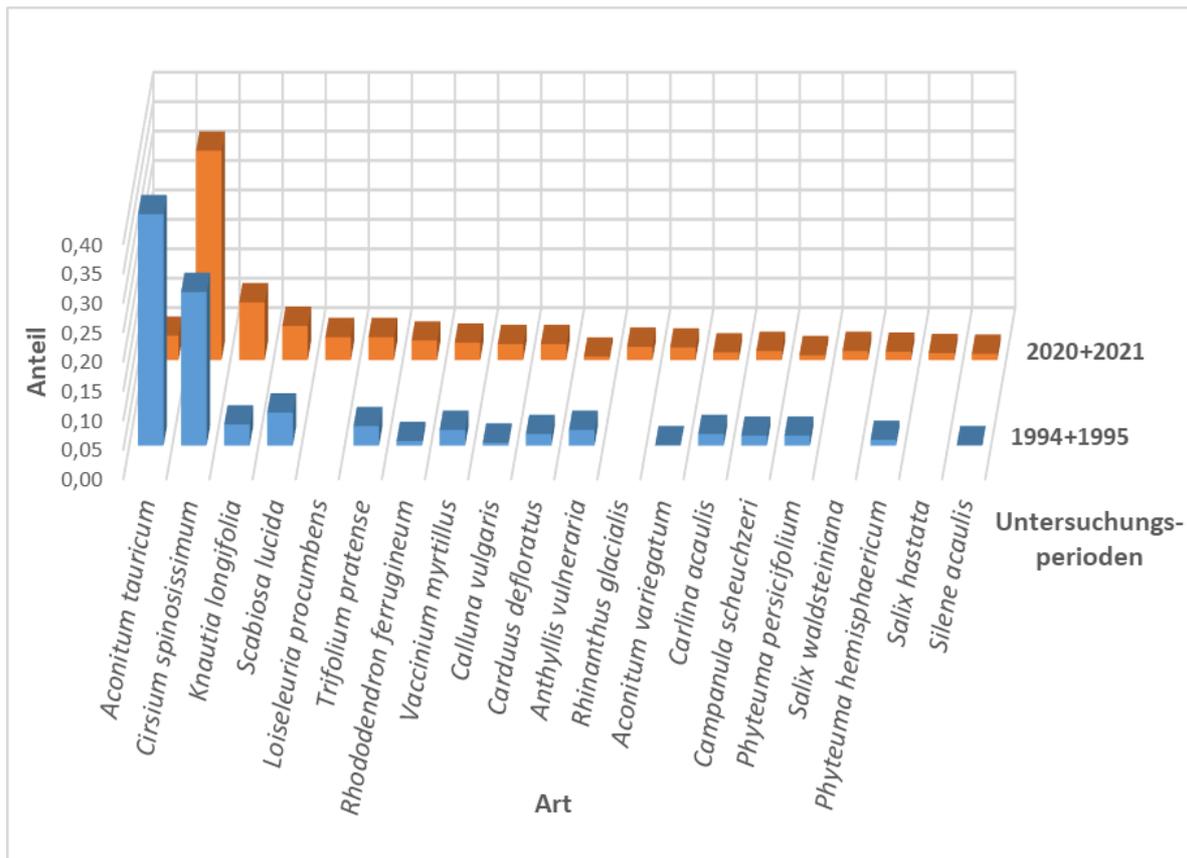


Abbildung 47: Verteilung des Blütenbesuchs von Hummeln auf die 20 wichtigsten Pflanzenarten im Untersuchungsgebiet in den beiden Erhebungsperioden.

7.4.5 Ergebnisse – Flächennutzung

In der Nutzung der einzelnen Biotoptypen ergaben sich nur relativ geringe Veränderungen gegenüber der Referenzperiode (Tabelle 19). Ebenso veränderte sich der Anteil der Nutzung von Almfutterflächen (sieben Untersuchungsflächen), Bergmähdern (eine Untersuchungsfläche) und Nicht-Almfutterflächen (zwei Untersuchungsflächen) durch Hummeln zwischen den Untersuchungsperioden nicht sehr stark ((Tabelle 19). Bei insgesamt deutlich niedrigerer Hummelabundanz in der aktuellen Untersuchung nahm der Anteil der Almfutterflächen an allen Hummelbeobachtungen von 17 % auf 34 % zu, während der Anteil der nicht bewirtschafteten Flächen und der Bergmähder leicht abnahm (Tabelle 19).

Tabelle 19: Vergleich der Verteilung der Hummelindividuen (Ind./TF.a Individuen pro Testfläche und Jahr) und Artenzahlen auf die unterschiedlichen Biotoptypen sowie Schlagnutzungsarten des Untersuchungsgebietes in den beiden Erfassungsperioden. In Klammer Anzahl der Testflächen.

	1994 + 1995	2020 + 2021	1994 + 1995	2020 + 2021	1994 + 1995	2020 + 2021
Biotoptyp	Ind./TF.a		Artenzahl			
Hochstauden (2)	62,34	60,36	14,5	13,0		
Goldschwingelrasen (1)	18,20	10,73	16,0	11,0		
Nardetum (2)	7,85	9,14	9,5	7,0		
Zwergsträucher (2)	7,67	12,22	7,0	7,0		
Curvuletum (2)	3,09	6,59	7,0	8,0		
alpine Schuttflur (1)	0,83	0,96	3,0	2,0		
Median			7,5	8,0		
Mittelwert			9,5	8,3		
Schlagnutzung	Ind./TF.a		Artenzahl		Anteil Individuen	
Nicht-Almfutterfläche (unbewirtschaftet)	224,3	120,0	17	16	65,9 %	54,4 %
Almfutterfläche	31,7	21,6	14	16	16,3 %	34,2 %
Bergmähder	121,5	50,5	14	11	17,8 %	11,4 %

7.4.6 Ergebnisse – Einfluss der Witterung

Der Community Temperature Index CTI (siehe Kapitel 7.4.2) zeigte im Mittel der Untersuchungsperioden eine sehr geringe Zunahme von 5,29 auf 5,39. Doch waren die Schwankungen zwischen den Untersuchungsjahren einer Untersuchungsperiode stärker als zwischen den Perioden (Tabelle 20). Ein Ausschluss der vagabundierenden Männchen änderte nichts an den CTIs. Während der CTI der Weibchen nördlich des Alpenhauptkammes seit der Referenzuntersuchung um fast 0,5°C zunahm, nahm er hingegen auf den Untersuchungsflächen südlich des Alpenhauptkammes um 1 Grad ab (Tabelle 20)!

Tabelle 20: Community Temperature Index (°C) der Hummelgemeinschaft sowie für Weibchen in Bezug zur Lage zum Alpenhauptkamm des Untersuchungsgebietes in den vier Untersuchungsjahren.

	1994	1995	2020	2021
alle Hummeln	4,97	5,92	5,60	5,28
	5,29		5,39	
Königinnen & Arbeiterinnen	5,01	5,86	5,80	5,24
	5,30		5,36	
Weibchen nördlich Alpenhauptkamm	4,77	5,13	5,60	5,11
	4,85		5,33	
Weibchen südlich Alpenhauptkamm	6,08	6,57	6,50	5,26
	6,36		5,33	
Weibchen südlich Alpenhauptkamm ohne kontinentale Arten	5,68	5,09	5,28	5,09
	5,48		5,09	
Anteil kontinentaler Arten südlich Alpenhauptkamm	21,2 %	69,7 %	6,2 %	7,9 %

1994 stellten die beiden einzigen Hummelarten des Untersuchungsgebietes mit Herkunft aus kontinentalem Makroklima (nach der projekteigenen Artbewertung – siehe Kapitel 5.2) - *B. mesomelas* und *B. ruderarius*, die beide fast ausschließlich südlich des Alpenhauptkammes vorkamen, einen bedeutenden Anteil und 1995 den Großteil aller Hummelbeobachtungen der Flächen südlich des Alpenhauptkamms (Tabelle 20). Ihr Anteil lag in der aktuellen Untersuchungsperiode jeweils unter 10 %, was maßgeblich zum Rückgang des CTI führte.

Die starke Variation des Anteils von Arten aus kontinentalem Makroklima auf den Flächen südlich des Alpenhauptkammes lässt einen Zusammenhang mit dem Niederschlagsregime vermuten: Im Jahr 1994 war die Temperatur der Monate Mai bis August um 1,5°C wärmer als 1995 und auch wärmer als 2020 (und 2021). In der südlich des Alpenhauptkammes situierten aber tiefer gelegenen Wetterstation Lienz zählten die Jahre 2020 und 2021 dagegen zu den wärmsten und waren ähnlich warm wie 1994. Niederschlagsmäßig war das Jahr 1994 das weitaus trockenste (Tab. 6 und Tab. 7) und hatte auch die wenigsten Niederschlagstage zwischen Mai und August. Die Jahre 1995, 2020 und 2021 zeigten ein ähnliches Niveau von Niederschlagssummen und Niederschlagstagen.

Tabelle 21: Mittlere Temperatur und Niederschlagssummen der Monate Mai bis August in den Untersuchungsjahren an den Wetterstationen Rudolfshütte (2021 noch nicht verfügbar) und Lienz (<https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klimauebersichten/jahrbuch>).

Station	Temperatur V-VIII (°C)	Niederschlag V-VIII (mm)
Rudolfshütte 1994	6,8	227,3
Rudolfshütte 1995	5,1	273,5
Rudolfshütte 2020	6,3	309,5
Rudolfshütte 2021		
Lienz 1994	17,5	107,8
Lienz 1995	16,3	107,5
Lienz 2020	17,8	138,5
Lienz 2021	17,5	111,3

Tabelle 22: Jahresniederschlagssumme und Anteil der Tage mit mehr als 1 mm Niederschlag im Gebiet der Glocknerstraße (nach Daten von SPARTACUS).

Jahr	Jahresniederschlag	Tage mit <1 mm Niederschlag
1994	492,9	60
1995	572,5	69
2020	601,5	67
2021	661,9	72

7.4.7 Diskussion der Ergebnisse

Die Artengarnitur der Hummelgemeinschaften im Untersuchungsgebiet Hohe Tauern blieb über die 25 Jahre zwischen den beiden Erhebungsperioden sehr stabil. Die gegenüber der Referenzperiode leicht gesunkene Artenzahl kann mit der niedrigeren aktuellen Erhebungsintensität in Zusammenhang stehen. Außerdem bewegen sich die aktuell nicht mehr

nachgewiesenen Arten im Untersuchungsgebiet an der oberen Verbreitungsgrenze (*B. hypnorum*), oder sie sind als Kuckuckshummeln (*B. bohemicus*, *B. campestris*, *B. barbutellus*) per se relativ selten und treten in stark schwankenden Dichten auf (eigene Beobachtungen). Thierolf (2021) fand bei ihrer Neuaufnahme der Hummeln im Kalsbachtal in Gebieten, die in den 1930er-Jahren besammelt wurden, ebenfalls kaum Kuckuckshummeln. Das könnte ein Zufallsergebnis wegen stark schwankender Dichten der auf stabile Populationen ihrer spezifischen Wirte angewiesenen Sozialparasiten sein. Es konnte aber auch ein Hinweis sein, dass die Wirtspopulationen nicht mehr groß oder stabil genug sind, um höhere Dichten von Kuckuckshummeln zu ermöglichen. In einer Detailstudie wie der vorliegenden ist diese Frage nicht zu beantworten. Eine Re-Evaluierung möglichst breit gestreuter Neuaufnahmen an Orten mit historischen Daten könnte hier Klarheit schaffen.

Dass *B. alpinus* als höchststeigende Hummelart der Alpen nicht mehr im Untersuchungsgebiet gefunden wurde, koinzidiert mit der Tatsache, dass sie zunehmend Lagen unter 2500 m räumt (Biella et al. 2017). Sie wurde allerdings mehrfach im weiteren Umfeld des Untersuchungsgebietes gefunden (Abbildung 43) und war auch 1994/1995 nur mit 5 Individuen vertreten.

Im Gegensatz zur recht stabilen Artengarnitur waren die Dominanzverhältnisse sehr fluktuierend. Zwei Arten (*B. wurflenii*, *B. soroensis*) stellten in je einem Jahr über 40 % aller Hummelnachweise und zwei weitere (*B. ruderarius*, *B. lucorum*-Gruppe) über 25 %. Alle diese vier Arten bzw. Artengruppen wiesen in anderen Jahren Dominanzen deutlich unter 10 % auf. Die starke Variabilität der Dominanzverhältnisse von Jahr zu Jahr ist im alpinen Gelände auffällig höher als in Flachlandhummelgemeinschaften (Neumayer 2022) und wurde schon mehrfach festgestellt, ohne dass bisher Gründe bekannt wären (vgl. Neumayer 2020).

Ein Faktor könnten unterschiedliche Reaktionen einzelner Arten auf differierende Witterungsverläufe sein. Hierbei sind besonders langandauernde Schlechtwettereinbrüche in der Nestgründungsphase fatal für Hummelstaaten. Es ist zu vermuten, dass vor allem die an kontinentales Makroklima angepassten Arten *B. mesomelas* und *B. ruderarius*, von denen letztere oberirdische Nester baut, sensibler auf Schlechtwetterereignisse reagieren als andere Arten. Die hohe Dominanz dieser Arten in den Jahren 1994 und vor allem 1995 könnten Folgen des „Jahrhundertsommers“ 1994 gewesen sein, der sowohl außerordentlich warm als auch trocken war (Tabelle 21, Tabelle 22).

Eine weitere Ursache für die stark schwankenden Dominanzverhältnisse bei den Hummeln könnte die Parasitierung durch Kuckuckshummeln sein. Alle im Gebiet gefundenen Arten sind in der Reproduktion bis auf seltene Ausnahmen artspezifisch (Løken 1984, Hagen & Aichhorn 2014) und ein parasitiertes Nest bringt in der Regel keine Geschlechtstiere hervor.

Im Gegensatz z. B. zu solitären Bienen enden Parasitierung oder ein intensiver langer Schlechtwettereinbruch in der Nestgründungsphase im Totalausfall der Reproduktion der betreffenden Königin. Während solitäre Bienen durch Schlechtwetter oder Parasiten eine verminderte Fortpflanzung haben, ist bei Hummelvölkern in diesen Fällen der Totalausfall die Konsequenz. Umgekehrt können Hummelvölker bei günstigen Bedingungen in der Regel deutlich mehr Geschlechtstiere hervorbringen als solitäre Bienen (Neumayer & Leiner, eigene Beobachtungen).

Die von 49 auf aktuell 61 gestiegene Anzahl der genutzten Pflanzenarten korrespondiert mit der bereits in vielen Untersuchungen nachgewiesenen Erhöhung der Pflanzenartenzahl pro Höhenstufe (Steinbauer et al. 2018): Wärmeliebende Arten rücken höher, während kälteadaptierte in einer Höhenstufe nicht sofort aussterben, gleichzeitig kann sich die Blühphase durch Verlängerung der Vegetationsperiode ausweiten. Das verbreiterte Blütenpflanzenangebot ist auch in den von Hummeln genutzten Pflanzen bemerkbar. Die verbreiterte Nahrungsbasis könnte theoretisch mehr Arten eine Lebensgrundlage bieten und Konkurrenz vermindern. Allerdings ist zu erwarten, dass mittelfristig auch wärmeadaptierte Hummeln nachrücken.

Der Anteil der genutzten Blütenpflanzen am gesamten von Hummeln genutzten Blütenspektrum war mit einer Ausnahme zwischen den Jahren relativ stabil: Der Anteil des für Hummeln hoch attraktiven Tauern-Eisenhuts *Aconitum tauricum* (Neumayer & Paulus 1999) sank zwischen den beiden Erfassungsperioden massiv. Eine Erklärungsmöglichkeit ist das sehr warme und frühe Jahr 1994, in dem alle Eisenhutpflanzen zum Abblühen kamen, bevor der Frost einsetzte. Das ist eher die Ausnahme als die Regel (eigene Beobachtungen). *A. tauricum* ist besonders in den allerletzten Vegetationswochen die attraktivste Pflanze für viele Hummeln, die sich dann alle in den Hochstaudengesellschaften sammeln und dort immens hohe Abundanzen erreichen (Neumayer & Paulus 1999). Früher oder später Frost hat entscheidende Folgen für den Anteil des Tauern-Eisenhuts am besuchten Blütenpflanzenspektrum. Außerdem scheint die Größe und Blütenanzahl von *Aconitum tauricum* in den letzten Jahrzehnten zurückzugehen. Das dürfte in Zusammenhang mit der Kanalisation der Tourismusbetriebe stehen, deren Abwässer sich über Jahrzehnte entlang von Rinnsalen verteilten und zu ausgedehnten feuchten und nährstoffreichen Hochstaudenfluren führten.

Der Anteil der einzelnen Vegetationseinheiten und der landwirtschaftlichen Nutzungstypen (Tabelle 19) an der Gesamt-Hummelgemeinschaft veränderte sich insgesamt wenig. Der etwas größere Part der Hummeln in Almfutterflächen in der aktuellen Untersuchungsperiode lässt sich darauf zurückführen, dass die Bergmahdfläche wegen der späteren Öffnung der Glocknerstraße im Jahr 2020 und 2021 wegen einer lang liegenden Lawine zu Saisonbeginn nicht untersucht

werden konnten. Außerdem spielte der dort bedeutsame Tauern-Eisenhut in der aktuellen Untersuchungsperiode eine kleinere Rolle (s. o.).

Während sich in zwei vorliegenden Untersuchungen aus den Pyrenäen (Marshall et al. 2020) und dem Kalsbachtal (Thierolf 2021) eine deutliche Steigerung des Community Temperature Index CTI um 0,8 bis 1°C gegenüber Referenzuntersuchungen vor 115 bzw. 85 Jahren ergab, war in dieser Untersuchung ein Ergebnis über alle Flächen in dieser Deutlichkeit nicht zu erzielen. Auf den fünf Untersuchungsflächen nördlich des Alpenhauptkammes erhöhte sich der CTI um fast 0,5°C, während er auf den 5 Flächen südlich des Alpenhauptkammes um 1°C fiel. Dieses auffällige Ergebnis ist zu einem hohen Anteil auf den gegenüber der Referenzperiode um mehr als 80 % gesunkenen Anteil der Arten mit Herkunft aus kontinentalem Makroklima zurückzuführen (Tabelle 20). Das korrespondiert damit, dass 1994 das Jahr mit dem niedrigsten Niederschlag und der niedrigsten Zahl an Tagen mit Niederschlag war. Arten aus kontinentalem Makroklima, die einen relativ hohen Species temperature index (STI) haben (Rasmont et al. 2015), dürften ausgehend von einem relativ hohen Niveau im Jahrhundertsommer 1994 stark reproduziert haben und dann im eher durchschnittlichen Jahr 1995 massiv dominant aufgetreten sein. In der aktuellen Untersuchungsperiode blieb bei relativ hohem Niederschlag und vielen Niederschlagstagen der Anteil dieser Arten jedoch niedrig. Daher bleibt auch der CTI deutlich unter dem der Referenzperiode. Für Vergleiche der Veränderung der Hummelgemeinschaften sollten daher zumindest auf der Südabdachung des Alpenhauptkammes, wo kontinentale Arten eine Rolle spielen, auch die Niederschlagsverhältnisse in Betracht gezogen werden.

Weiters gemahnen die starken Schwankungen des CTI zwischen aufeinanderfolgenden Jahren zur Vorsicht bei der Interpretation von Vergleichen jeweils einjähriger Untersuchungen. Derzeit liegen nur solche vor. Mehrjährige Wiederholungen mehrjähriger Referenzuntersuchungen scheitern daran, dass es zweitens kaum gibt. Außerdem gibt es kaum ältere Referenzuntersuchungen, bei denen eine definierte Datensammelmethode angewendet wurde, so dass auch dahingehend Unsicherheiten bleiben. Diese Untersuchung ist die österreichweit einzige mit definierter Erfassungsmethodik und jeweils zweijähriger Untersuchungsperiode.

Populationsentwicklungen von Hummelarten über mehrere Jahre sind mangels Langzeitmonitoring noch völlig unverstanden. Angesichts der Bestäubungskrise in manchen intensiv genutzten Landschaften wäre das Verständnis der Fluktuationen in naturnahen Gebieten grundlegend, um Entwicklungen in Agrarlandschaften beurteilen zu können.

7.5 Quantitative Erhebung von Hummeln in Grünlandhabitaten des Flachgaus

Johann Neumayer

7.5.1 Einleitung

Der Entwicklung des Artenreichtums und der Dichten von Bienen wird vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt, fungieren diese doch über ihre Bestäubungstätigkeit als „Key Species“ für viele Landökosysteme und sind auch ökonomisch von großer Bedeutung. Hummeln sind vor allem in kühlen und gemäßigten Breiten, in denen sie den Hauptanteil der langrüsseligen Bienen stellen, ein wesentlicher Teil der Bestäubergemeinschaft. Zwei weitum zu beobachtende Veränderungen haben das Potenzial, Hummelgemeinschaften zu verändern: Der Klimawandel und die Nutzungsveränderung der Landschaft.

Hummeln können sensibel auf die Klimaerwärmung reagieren, was sich ja u. a. auch in Österreich in der Einwanderung wärmeliebenderer Arten in den letzten Jahrzehnten zeigt (Jozan 1995, Biella et al. 2020). Inwieweit das derzeit nur auf einige Arten zutrifft, die ihre Areale ausbreiten können, oder ob sich Hummelgemeinschaften in ihrer Zusammensetzung deutlich verändern, ist Thema dieser Studie.



Abbildung 48: Die Erhebungsflächen im Wenger Moor umfassen sowohl naturschutzfachlich bedeutsame Extensivwiesen (links mit Sibirischer Schwertlilie *Iris sibirica*, 18.5.2020) als auch ortsüblich bewirtschaftete mehrschnittige Fettwiesen (rechts, 1.6.2020, beide Johann Neumayer).

In den letzten sechs Jahrzehnten fanden gravierende Veränderungen der Landschaft im Alpenvorland statt. Aus Betrieben mit Viehhaltung und Ackerbau wurden flächendeckend spezialisierte Milchviehbetriebe. Aus Zweischnittwiesen wurden Vier- bis Fünfschnittwiesen (Pils 1994, Sturm et al. 2018) und Randstrukturen wie Raine zwischen Äckern, Hecken und andere Landschaftselemente wurden größtenteils beseitigt, wie Vergleiche der Luftbilder aus den 1950er-Jahren und heute zeigen (SAGIS, vgl. Kapitel 4.2). Inwieweit in verschiedenen genutzten Flächen eine Veränderung der Hummelgemeinschaft feststellbar ist, ist die zweite Frage dieser Untersuchung.

7.5.2 Methodik

In den Jahren 1988 und 1989 wurden auf einer gebietstypischen Probeflächenauswahl von Wald- und Waldrandgemeinschaften über Hochmoorflächen, Streuwiesen bis zu Fettwiesen im Bereich des Wenger Moores (vgl. Abbildung 48 und Abbildung 55) Hummeln mit einer standardisierten quantitativen Methodik über zwei ganze Vegetationsperioden erfasst (Neumayer 1992). Dazu wurden 17 Untersuchungsflächen (vgl. Abbildung 49) alle 10 Tage während der ganzen Vegetationsperiode von März bis Anfang November mittels Transektmethode begangen und die Hummeln mit ihren Blütenbesuchsaktivitäten erfasst.

2020 und 2021 erfolgte nach 32 Jahren eine Wiederholung dieser Studie. Die Methodik war die gleiche wie bei der Ersterhebung (Transektmethode mit 8 m Beobachtungsbreite, Neumayer 1992). Einige Untersuchungsflächen in Feuchtwiesen und im Hochmoor des Naturschutzgebietes Wenger Moor bzw. Bayerhamer Spitz durften nach Rücksprache mit der Naturschutzabteilung des Landes Salzburg wegen des Schutzes brütender Vogelarten nicht mehr vor Ende Juli betreten werden. Diese Untersuchungsflächen wurden in einem gemeinsamen Gesprächsprozess so verlegt, dass die entsprechenden Vegetationseinheiten abgedeckt sind und die Flächengröße gleich blieb, die relevanten Brutgebiete aber nicht tangiert wurden. Nach Rücksprache mit der Schutzgebietsbeauftragten Mag. Elisabeth Ortner, wurden die Grundbesitzer kontaktiert, soweit nicht Flächen in öffentlichem Eigentum sind oder von öffentlichen Wanderwegen aus beobachtet werden können.

2020 und 2021 erfolgten wie bei der Ersterhebung jeweils 21 Erhebungsdurchgänge, wobei die Erhebungen von Mitte Mai bis Ende August jeweils einen ganzen Tag umfassten. Zu Beginn und Ende der Untersuchungsperiode wurden nur die wenigen Flächen untersucht, die ein Blütenangebot aufwiesen bzw. bei denen bei einer kurzen Inspektion Hummeln z. B. bei der Nestsuche beobachtet werden konnten.



Abbildung 49: Verteilung der Erhebungsstandorte der standardisierten quantitativen Dokumentation der Hummelgemeinschaften in Grünlandbiotopen des Wenger Moores am Nordufer des Wallersees.

Zur Abschätzung der tatsächlich vorhandenen Gesamtartenzahl wurde der Chao1-Index berechnet. Der Chao1-Index errechnet anhand der Häufigkeitsverteilung der Funde, mit wie vielen Arten insgesamt zu rechnen ist. Er wurde mittels des Onlineprogrammes auf <https://chao.shinyapps.io/SpadeR/> kalkuliert. Da bei der Referenzuntersuchung die beiden nachgewiesenen Erdhummelarten nicht unterschieden wurden, wurden die Erdhummeln für die Errechnung des Chao1-Index nur als Gruppe gewertet.

Das Artenspektrum des Untersuchungsgebiets wurde zur Abschätzung klimatischer Veränderungen hinsichtlich des Community temperature Index (CTI) verglichen. Der CTI ist das gewichtete Mittel der Species temperature Indices (STI) der nachgewiesenen Hummeln, wobei sich dieser aus der Mitteltemperatur des Verbreitungsareals jeder Art ergibt (Details in Rasmont et al 2015). Die Daten zu den STIs stammen aus Rasmont et al. (2015). Da bei der Referenzuntersuchung die beiden nachgewiesenen Erdhummelarten (*B. terrestris* und *B. lucorum*) nicht unterschieden wurden, wurden die Erdhummeln für die Errechnung des CTI nicht berücksichtigt. Eine Errechnung des STI der Erdhummelgruppe als Mittelwert beider Arten wurde nicht durchgeführt, weil sich die STIs der beiden Arten stark unterscheiden.

7.5.3 Ergebnisse – Zusammensetzung der Hummelgemeinschaft

Insgesamt wurden im Gebiet des Wenger Moores bisher 21 Hummelarten nachgewiesen. Das sind 50 % der aktuell in Österreich vorkommenden Arten. Davon konnten 19 bei den Transektuntersuchungen 1988/89 und 2020/21 nachgewiesen werden (Tabelle 23), wobei aktuell 16 und in der Referenzperiode 17 Arten gefunden wurden. Seit 2019 wurde in jedem Jahr *Bombus subterraneus* im Gebiet gefunden. Zusätzlich zu den in den Transekten oder im Umfeld der Transekte gefundenen Arten konnten 2019 und 2020 zwei Hummelarten neu für das Gebiet, allerdings nicht im Rahmen der aktuellen Untersuchung nachgewiesen werden: *B. distinguendus* (2019) und *B. semenoviellus* (2020). *B. norvegicus* und *B. veteranus* wurden in der Referenzperiode nachgewiesen, konnten aktuell aber nicht mehr bestätigt werden.

Die Diversität und die Evenness waren in der aktuellen Untersuchungsperiode höher als in der Referenzperiode, was vor allem mit dem deutlich gesunkenen Anteil der dominanten Ackerhummel, *B. pascuorum* in Zusammenhang steht (Abbildung 45). Der Chao1-Index der anhand der Verteilungshäufigkeit der bei den Transektuntersuchungen zu erwartenden Arten lag aktuell um 1,7 niedriger, was eine etwas geringere Artenausstattung des Gebietes in der aktuellen Periode vermuten lässt.



Abbildung 50: Die Erdbauhummel *Bombus subterraneus* ist ein Neuzugang im Wenger Moor, dessen Artengarnitur sich jedoch in den 32 Jahren sonst wenig verändert hatte (13.9.2021, Johann Neumayer).

Tabelle 23: Zusammensetzung der Hummelgemeinschaft im Untersuchungsgebiet Wenger Moor mit Angabe der gezählten Individuenzahlen (standardisierte Transektdaten) in den vier Jahren der beiden Erhebungsperioden. * nicht bei den Transekterhebungen, aber im unmittelbaren Umfeld nachgewiesen; ** Erdhummel-Gruppe, die nicht eindeutig bestimmt werden konnten; *** bei den Transektbegehungen nicht bestimmbare Individuen.

Art	1988	1989	2020	2021
<i>Bombus barbutellus</i>	1		2	4
<i>Bombus bohemicus</i>	1	14	17	25
<i>Bombus campestris</i>	12	20	60	21
<i>Bombus hortorum</i>	34	67	103	134
<i>Bombus humilis</i>		6	14	
<i>Bombus hypnorum</i>	7	15	5	10
<i>Bombus jonellus</i>	2	2	2	1
<i>Bombus lapidarius</i>	47	24	44	87
<i>Bombus lucorum</i>	26	89	71	42
<i>Bombus norvegicus</i>	1			
<i>Bombus pascuorum</i>	308	504	209	324
<i>Bombus pratorum</i>	28	123	59	59
<i>Bombus ruderarius</i>		*		
<i>Bombus subterraneus</i>			*	*
<i>Bombus sylvarum</i>				2
<i>Bombus sylvestris</i>		13	10	20
<i>Bombus terrestris</i>	33	36	90	93
<i>Bombus veteranus</i>	12	4		
<i>Bombus wurflenii</i>	12	34		3
<i>Bombus terrestris/lucorum</i> **			16	14
<i>Bombus spec.</i> ***	11	9	29	34
Arten	14	15	14	15
	17		16	
Individuen	535	960	704	840
Diversität (Shannon)	1,55	1,75	2,05	1,90
	1,67		2,00	
Evenness	0,587	0,664	0,800	0,719
	0,604		0,738	
Chao1-Index	16,7 ± 2,30		15,0 ± 0,46	

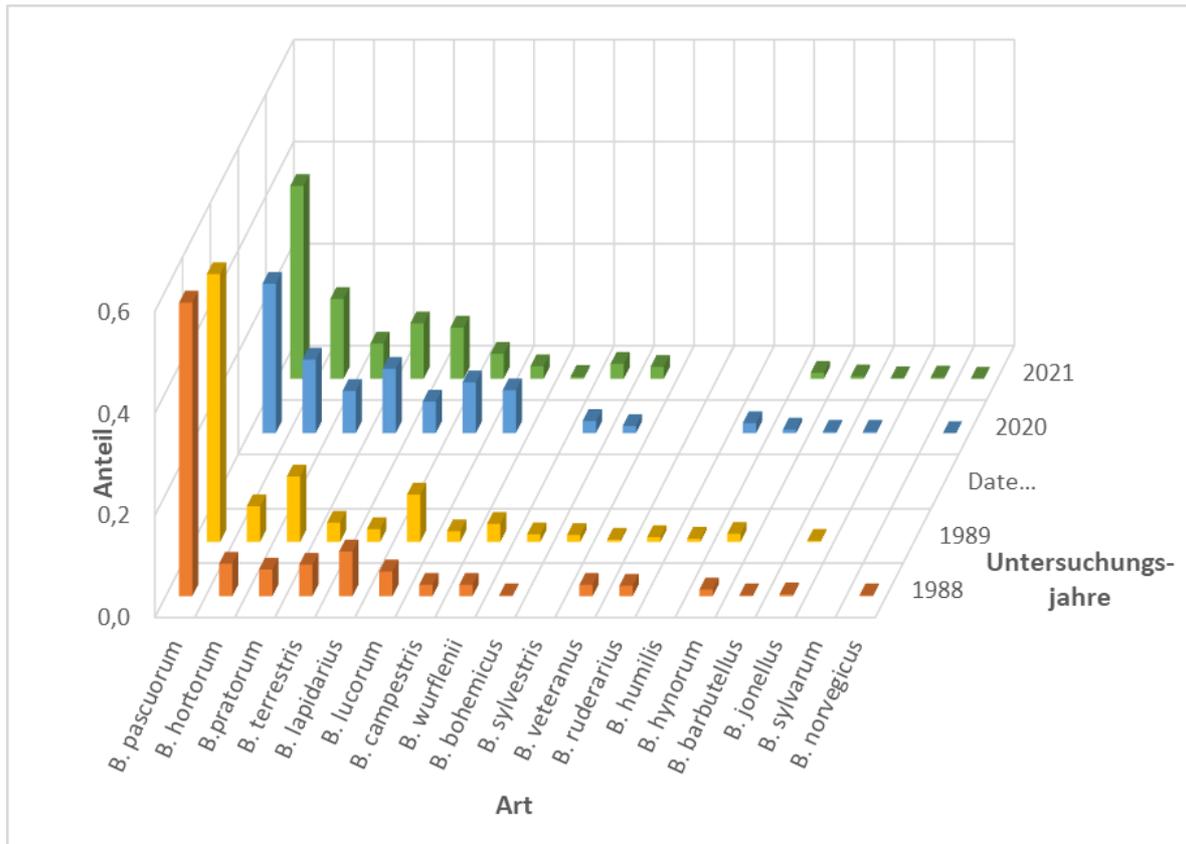


Abbildung 51: Dominanz der einzelnen Hummelarten (Anteil an den Gesamtindividuen) im Untersuchungsgebiet Wenger Moor in den vier Untersuchungsjahren.

Der Anteil der in allen Jahren dominanten Ackerhummel *Bombus pascuorum* sank von über der Hälfte aller Hummeln in der Referenzperiode auf ca. ein Drittel (Abbildung 45). Demgegenüber nahmen die Anteile der Gartenhummel *B. hortorum* und der Dunklen Erdhummel *B. terrestris* in beiden Jahren deutlich zu. In der Reihung der dominanten Arten ergab sich aber keine einschneidende Änderung zwischen den Untersuchungsjahren.

Der Community temperature Index als Maß für die klimatischen Vorlieben der vorkommenden Hummeln blieb zwischen den Untersuchungsperioden bemerkenswert stabil.

7.5.4 Ergebnisse – Phänologie & Blütenbesuch

Die Unterschiede in der Phänologie zwischen den Untersuchungsjahren waren deutlich (Abbildung 52). 2020 wurden deutlich mehr Tiere (= Königinnen und erste Arbeiterinnen) im Mai und im Juni beobachtet als 2021. Dagegen fiel 2020 die Anzahl an Beobachtungen im August stark ab, während 2021 dort ein deutlicher Peak verzeichnet wurde. Die Flugzeit der Hummeln verlängerte sich in den gut 30 Jahren zwischen der Referenzperiode und der aktuellen Untersuchungsperiode um ca. 20 Tage.

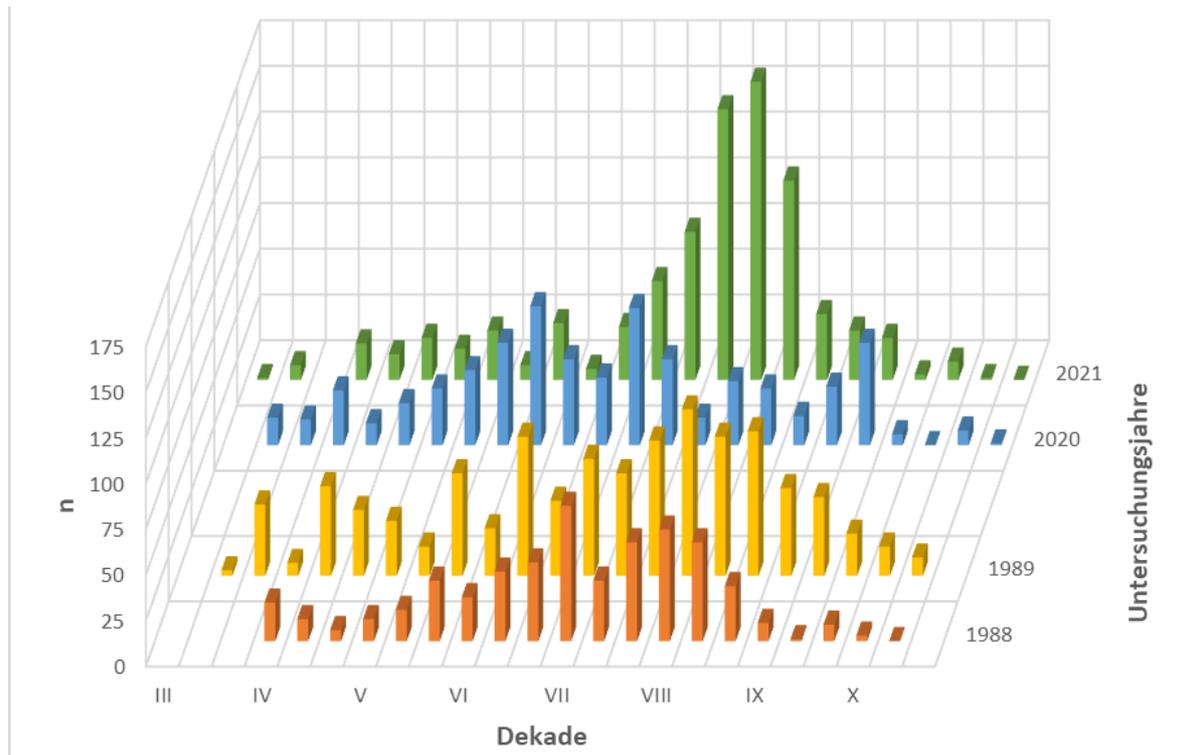


Abbildung 52: Jahreszeitliches Auftreten (Phänologie) der erfassten Hummel-Individuen im Untersuchungsgebiet Wenger Moor während der vier Untersuchungsjahre.

Die ersten Hummeln konnten aktuell regelmäßig in der dritten Märzdekade schon in höheren Dichten festgestellt werden und die letzten Hummeln flogen aktuell in der ersten Novemberdekade. Eine Veränderung der Populationsmaxima konnte dabei nicht festgestellt werden.

In der Referenzperiode wurden auf den Transekten 74 Pflanzenarten von Hummeln genutzt, aktuell waren es 78. Während der Anteil der meisten Blütenpflanzenarten am Spektrum der von Hummeln genutzten Pflanzenarten ungefähr gleich blieb oder geringfügig variierte (vgl. Abbildung 54), gab es bei den beiden Pflanzenarten mit den meisten Hummelbesuchen massive Veränderungen (Abbildung 53): Die aktuell am intensivsten genutzte Art, das invasive Drüsige Springkraut *Impatiens glandulifera*, kam in der Referenzperiode noch nicht im Gebiet vor. Dagegen ist der Anteil der Gefleckten Taubnessel, *Lamium maculatum* deutlich gesunken. Abbildung 54 zeigt das gravierende Ausmaß dieser Veränderung im Vergleich zu den übrigen Blütenpflanzen.

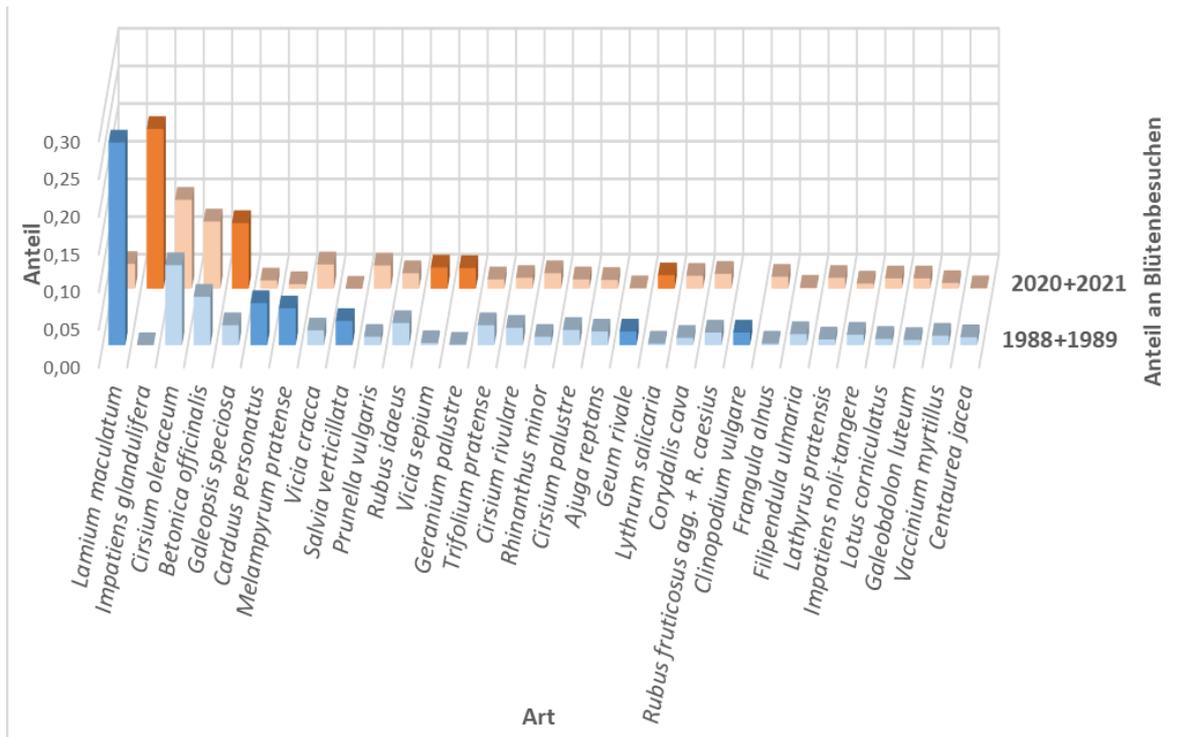


Abbildung 53: Die am stärksten von Hummeln genutzten Blütenpflanzen im Untersuchungsgebiet. Dargestellt sind alle Pflanzenarten, die während der Transektuntersuchungen von Hummeln besucht wurden und auf die die in einer der beiden Untersuchungsperioden mindestens 1 % der Hummelbesuche entfiel. Intensiv gefärbt sind die Säulen der Pflanzenarten mit deutlichen Veränderungen im Anteil an den von Hummeln genutzten Arten.

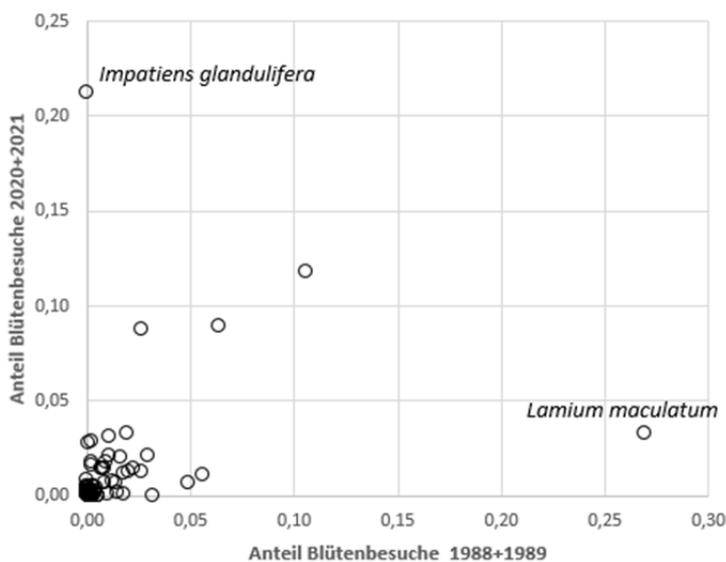


Abbildung 54: Anteil der Pflanzenarten an den Hummelbesuchen im Vergleich zwischen der aktuellen Erfassungsperiode und der Referenzperiode. Die beiden Arten mit der stärksten Veränderung sind namentlich gekennzeichnet.

7.5.5 Ergebnisse – Flächennutzung

Bezüglich der Nutzung der einzelnen Biotoptypen wurden aktuell deutlich weniger Hummeln im Hochmoor, im Laubwald und in der ehemals trockeneren Fettwiese als in der Referenzperiode gefunden. Auf der Fläche „Bahndamm“ (u. A. mit *Salvia pratensis* und *S. verticillata*) entstand nach Aufschüttungen eine Brache. Diese Brache zeigte gegenüber der ursprünglichen Mähwiese nur mehr die halbe Hummeldichte. Eine frisch-feuchte Fettwiese auf Moorgrund wird inzwischen ebenfalls nicht mehr genutzt und ist völlig verbracht. In ihr konnten nach massiver Einwanderung des Drüsigen Springkrauts *Impatiens glandulifera* drei Mal so viele Hummeln nachgewiesen werden als in der Referenzperiode

Die Laubwaldfläche wurde 1989 mit Fichten aufgeforstet und zeigt aktuell einen Mischwald mit ca. 50 % Fichtenanteil und stark verminderten Hummelnachweisen. Die Streuwiesen zeigten hingegen eine deutlich erhöhte Anzahl an Hummelnachweisen. In den beiden untersuchten feuchten Fettwiesenbeständen veränderte sich der Hummelbestand hingegen kaum (Tabelle 24). Um zu vergleichen, ob die beiden untersuchten feuchten Fettwiesen im Gebiet typisch waren, wurden 2020 und 2021 die Hummeln neun verschiedener Wiesen im Untersuchungsgebiet zusätzlich erhoben (Tabelle 25): Die beiden auch in der Referenzperiode untersuchten Flächen zählten zu den hummelreichsten Fettwiesen und sind nicht typisch für alle anderen Fettwiesen der Umgebung. Die Hummeldichte war ca. doppelt so hoch wie im Schnitt der Fettwiesen, betrug aber nur ca. ein Viertel der Magerwiesen.



Abbildung 55: Blick auf eine blütenarme Transektfläche im Untersuchungsgebiet im Wenger Moor (2.6.2021, Johann Neumayer).

Tabelle 24: Hummelindividuen (gesamt) und mittlere Artenzahlen in den verschiedenen Biotoptypen in den beiden Untersuchungsperioden. Untersuchungsflächen ohne bzw. mit gravierender Veränderung seit 1988/1989 sind getrennt gruppiert. In Klammer ist die Anzahl der Testflächen angeführt.

	1988 + 1989	2020 + 2021	1988 + 1989	2020 + 2021
Ohne gravierende Veränderungen	Individuen		mittlere Artenzahl	
Waldrand- und Saumbiotop (2)	445	597	7,3	8,0
Streuwiese einmähdig (4)	169	374	5,5	6,0
Moor-Sekundärgesellschaften (3)	33	77	6,3	6,7
Moorrandgebüsch (2)	23	13	5,5	6,7
Hochmoor (2)	73	24	3,0	4,5
Fettwiese frisch-feucht dreimähdig (2)	102	98	7,5	8,0
Median			5,5	6,5
Mit gravierenden Veränderungen				
Laubwald (1)	345	75	10,0	6,0
Fettwiese frisch-feucht, verbracht (1)	132	398	11,0	11,0
Fettwiese trocken, verbracht (1)	133	56	11,0	8,0
Median			11,0	8,0

An landwirtschaftlichen Nutzungen laut INVEKOS-Datenbank gab es an den Testflächen nur die beiden Schlagnutzungsarten Mähwiese mit 3 und mehr Nutzungen und Streuwiese. Alle übrigen Testflächen sind nicht landwirtschaftlich genutzt. Zwischen den landwirtschaftlich genutzten und den nicht genutzten Flächen konnte kein unterschiedlicher Trend in der Nutzung durch Hummeln festgestellt werden. Auch zwischen der einzigen Streuwiese ohne Nutzungsaufgaben und den drei Streuwiesen mit solchen zeigte sich kein Trend, wenngleich die Unterschiede zwischen den Untersuchungsperioden z. T. sehr groß waren (Tabelle 26).

Tabelle 25: Hummeldichten in verschiedenen Mähwiesentypen im Untersuchungsgebiet Wenger Moor und auf zusätzlichen Erhebungsflächen. Intensität der Wiesennutzung: „1m“= einmähdig, „2m“ = zweimähdig, „3m+“ = 3- oder 4-mähdig, „4m“ = viermähdig.

	Intensität	Fläche (m ²)	Hummeln/ Jahr	Hummeln/ 0,1 ha.Jahr	Arten 2020	Arten 2021
Aktuelle Untersuchung						
Fettwiese, frisch-feucht	3m	1.740	25,5	14,66	9	6
Fettwiese, frisch-feucht	3m+	1.740	23,5	13,51	5	8
Zusätzliche Untersuchungsflächen						
Fettwiese, frisch	3m+	714	4,5	6,30	1	
Fettwiese, frisch	3m+	800	6	7,50	1	1
Fettwiese, frisch-feucht	3m+	800	11	13,75	4	
Fettwiese, frisch	4m	1688	3	1,78	2	2
Magerwiese frisch 1	1m	260	16	61,54	4	
Magerwiese frisch 2	1m	393,6	28	71,14	8	
Magerwiese trocken	2m	400	19	47,50	6	

Tabelle 26: Hummelindividuen in den untersuchten Streuwiesen des Wenger Moores in den beiden Untersuchungsperioden. „WF“ – Wiese ist in der Maßnahme „WF-Naturschutz“ der landwirtschaftlichen Förderung.

Fläche	WF	1988 + 1989	2020 + 2021
Streuwiese 1 Pragerfischer	Ja	47	310
Streuwiese 2 Wallerbach	Ja	88	36
Streuwiese 3 Eisbach	Nein	3	26
Streuwiese 4 Bayerhamer Spitz	Ja	31	2

Tabelle 27: Community Temperature Index (°C) der Hummelgemeinschaft im Wenger Moor in den vier Untersuchungsjahren sowie Temperatur- und Niederschlagswerte der Untersuchungsjahre aufgrund der Messwerte der Wetterstation Salzburg Flughafen (nach Daten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

	1988	1989	2020	2021
alle Hummeln	8,13	7,97	8,05	8,14
	8,03		8,10	
Temperatur April – Juni (°C)	16,0	13,5	16,4	13,3
Temperatur Juli – September (°C)	17,9	17,6	18,7	17,9
Niederschlag April – Juni (mm)	322	338	390	289
Niederschlag Juli – September (mm)	511	509	548	528

7.5.6 Ergebnisse – Einfluss der Witterung

Der Community temperature Index (CTI) blieb zwischen den Untersuchungsperioden bemerkenswert stabil. Aber auch die Parameter der Witterung waren in den beiden Untersuchungsperioden ähnlich (Tabelle 27). Die Mitteltemperaturen der Monate April bis Juni unterschieden sich zwischen den beiden Aufnahmeperioden fast nicht, nur die der Monate Juli bis September waren 2020 um ca. 1°C gegenüber der Referenzperiode erhöht bei gleichzeitig erhöhtem Niederschlag. Vor allem der Juni 2020 war mit mehr als der doppelten Niederschlagsmenge der Juniwerte der übrigen Untersuchungsjahre extrem niederschlagsreich (Tabelle 27).

7.5.7 Diskussion der Ergebnisse

Von den 19 bisher bei Transektuntersuchungen gefundenen Arten waren 1988 und 1989 17 auf den Transekten zu finden, aktuell waren es 16 Arten. Der Chao1-Index geht davon aus, dass 1988/1989 – bei Berücksichtigung der Erdhummeln nur als Artengruppe – 16,7 Arten zu erwarten waren, aktuell wären es mit 15,0 um 1,7 Arten weniger. Berücksichtigt man, dass die Erdhummeln in allen Jahren sicher in beiden – in der Referenzperiode noch nicht unterschiedenen – Arten vorkamen, ist der Chao1-Index in der Referenzperiode um 0,7 höher als die gefundene Artenzahl, aktuell ist er gleich. In beiden Untersuchungsperioden war die Erfassungsintensität also so hoch, dass 1988/1989 maximal eine und aktuell keine zusätzliche Art auf den Transekten zu erwarten war.

Gegenüber der Referenzperiode konnten auf den Transekten *B. norvegicus* und *B. veteranus* nicht mehr gefunden werden. Von diesen ist *B. norvegicus* eine verbreitete aber nicht häufige Kuckuckshummel der ebenfalls verbreiteten Baumhummel, *B. hypnorum*, die in der Referenzperiode ebenfalls nur mit einem Exemplar nachgewiesen wurde, aber keinesfalls gefährdet ist (Rasmont et al. 2021). *B. veteranus* ist eine an kühle Klimate adaptierte Offenlandart, die charakteristisch für Feuchtwiesen war, aber mittlerweile in den Alpenvorlandmooren kaum mehr zu finden ist (Rasmont et al. 2015, Rasmont et al 2021, eigene Beobachtungen). Stattdessen wurde die verwandte wärmeliebendere Offenlandart *B. sylvarum* neu nachgewiesen.

Während auf den Transekten aktuell eine Art weniger gefunden wurde als in der Referenzperiode, konnten im gesamten Untersuchungsgebiet 2019 und 2020 durch Walter Wallner zwei zusätzliche Arten nachgewiesen werden: 2019 fand er *B. distinguendus* als Zweitfund für Salzburg auf einer 2020 und 2021 untersuchten Streuwiese und 2020 *B. semenoviellus* als Erstfund für Salzburg und Zweitfund für Österreich. Ebenfalls von Walter Wallner wurde 2019 *B. subterraneus* in den Wiesen im Naturschutzgebiet Wenger Moor gefunden (erster sicherer Nachweis dieser Art im Bundesland Salzburg), die im Zug dieser Untersuchung auch auf Untersuchungsflächen gefunden wurde, wenn auch nicht im Zug der standardisierten Transektuntersuchung (Wallner et al. in Druck). Eine weitere Art, die Grashummel *B. ruderarius* wurde in der Referenzperiode einmal im Untersuchungsgebiet abseits der Untersuchungsflächen gefunden, aktuell nicht mehr.

Insgesamt konnten 1988 und 1989 im gesamten Untersuchungsgebiet 17 und aktuell 18 Hummelarten nachgewiesen werden. Angesichts der Zu- und Abgänge sind eindeutige Schlüsse zur Veränderung des Artenreichtums schwierig, aber es ergeben sich Indizien: Die eher an kühle Klimate adaptierte *B. veteranus* konnte nicht mehr nachgewiesen werden, die wärmeadaptierte *B. sylvarum* ist seit 2007 im Gebiet nachgewiesen (Neumayer 2008). Die ebenfalls kälteadaptierte *B. wurflenii* konnte ebenfalls in der Referenzperiode deutlich häufiger gefunden werden als aktuell.

Wie sehr abiotische Witterungsfaktoren auch im Flachland Hummelgemeinschaften beeinflussen, zeigt Abbildung 52: Im Juni 2020 kam es zu starken Niederschlägen (Tabelle 27) mit kleinräumigen Wiesenüberschwemmungen. Das äußerte sich darin, dass von der an der Bodenoberfläche nistenden *B. humilis* 2020 lange Zeit fast nur Königinnen gefunden werden konnten, die offensichtlich keine Nestgründung zustande brachten. 2021 war diese Art gar nicht mehr nachzuweisen. Es erscheint wichtig, in Hinkunft bei der Prognose, wie Hummeln auf den Klimawandel reagieren (Rasmont et al. 2015), nicht nur die Temperaturpräferenzen der Arten, sondern auch die Rolle der Niederschläge, insbesondere der Starkniederschläge auf an der Bodenoberfläche nistende Arten zu berücksichtigen.

Die neu nachgewiesenen Arten *B. distinguendus*, *B. semenoviellus* und *B. subterraneus* sind einerseits ein Hinweis auf die Dynamik von Hummelgemeinschaften, die erst auffällt, wenn genug Daten vorhanden sind. Das Vorkommen von *B. subterraneus* und *B. distinguendus*, davon erstere schon über drei Saisonen, ist durchaus als Qualitätszeichen der Entwicklung der Wiesen am Wallersee zu sehen. Beide sind spät im Jahr erscheinende langrüsselige Offenlandarten. Diese Gruppe an Hummeln zählt die meisten gefährdeten Arten (Rasmont et al. 2021). Sie haben ihre Hauptverbreitung in Waldsteppenregionen am Südrand der Taiga und meiden geschlossene Wälder. Sie nutzen also die Frühlingsgeophyten und früh blühenden Bäume und Sträucher der Wälder nicht, sondern erscheinen zum Blühbeginn der Wiesenflächen im Mai. Von da an benötigen sie ein kontinuierliches Blütenangebot über die ganze Saison. Diese Arten leiden am meisten unter dem Wegfall blütenreicher Wiesen traditionell bewirtschafteter Landschaften. Im Gebiet nutzen sie vor allem die Massenblüte des Heilziests *Betonica officinalis*, finden aber in den einmähdigen Wiesen ein Blütenangebot über viele Wochen.

Negativ kann sich für diese Arten auswirken, dass die Wiesen am Wallersee fast ohne Puffer von Intensivwiesen umgeben sind, ihre Lebensräume also wesentlich isolierter sind, als sie es in der Vergangenheit waren. Die untersuchten Fettwiesen im Gebiet sind weiterhin für Hummeln attraktiv, weil sie nur mäßig intensiv bewirtschaftet werden. Damit stellen sie aber eine Ausnahme unter den drei- oder mehrfach gemähten Wiesen im Umfeld dar (Tabelle 25).

Trotz der Neuzugänge und der Abgänge an Hummelarten blieb die Dominanzstruktur zwischen den Untersuchungsperioden und -jahren relativ stabil, vor allem verglichen mit dem Großglocknergebiet (vgl. Kapitel 7.4). Gravierende Veränderungen ergaben sich bei seltenen, nicht aber bei den dominanten Arten. Die stärkere Variabilität der Dominanzstruktur in Gebirgen gegenüber dem Flachland scheint sich über mehrere Untersuchungsperioden zu bestätigen (Neumayer 2020).

Der Community temperature Index zeigte zwischen den Untersuchungsjahren nur sehr wenig Variation. Auch die Temperatur der beiden Untersuchungsperioden war im Großen und Ganzen sehr ähnlich. Lediglich 2020 war der Sommer um ca. 1°C wärmer als in den anderen Jahren, gepaart mit sehr hohen Niederschlägen. Es ist naheliegend, dass sich die abiotischen Faktoren wie Temperatur und Niederschlagshäufigkeit in Gebirgen stärker auswirken (vgl. Kapitel 7.3 und 7.4), wo ein Höherwandern über kurze Distanzen möglich ist und die Ausbreitungstendenz immer wieder Rückschläge in Jahren mit ungünstigem Wetter erleidet. In Flachlandbiotopen sind Einwanderungen dagegen nur über lange Distanzen möglich.

Bezüglich des Blütenbesuchs gab es massive Verschiebungen durch die Einwanderung des Drüsigen Springkrauts *Impatiens glandulifera*, das in der Referenzperiode noch nicht im Untersuchungsgebiet angekommen war. Es ist heute die am intensivsten besuchte Pflanzenart

im Gebiet. Dagegen hat der Hummelbesuch an der Gefleckten Taubnessel *Lamium maculatum* massiv abgenommen. Beide wachsen an ähnlichen feuchten Waldrandbiotopen und in lichten Wäldern und die Taubnessel könnte durch das Springkraut beschattet und zurückgedrängt werden oder aber einfach an Attraktivität gegenüber dem Springkraut einbüßen, wie das Chittka schon bei *Stachys palustris* nachwies (Chittka 2001). Die geringfügig von 74 auf 78 erhöhte Anzahl an genutzten Pflanzenarten geht hauptsächlich auf im Zuge von Renaturierungsmaßnahme eingebrachte Weidenarten zurück. Deutlich gesunkene Anteile wiesen einige Pflanzenarten auf, die typisch für veränderte Lebensräume sind. *Melampyrum pratense* wächst im Hochmoor, das aktuell deutlich niedrigere Hummeldichten aufwies als im Referenzzeitraum (siehe unten), *Salvia verticillata* kam nach Zerstörung der trockenen Fettwiese am Bahndamm nirgends mehr vor. Andere Arten sind kurzlebig und verschwinden im Sukzessionsprozess an Waldrändern wie *Carduus personata*. Auch die Notwendigkeit, Transekte in Streuwiesen zu verlegen, hatte sicher Einfluss auf das erfasste Blütenangebot und damit auch die Werte der Nutzungsintensität durch Hummeln.

Der Anteil vieler Biotoptypen an der Hummelfauna des Untersuchungsgebietes variierte stark (Tabelle 24). Das hat in vielen Fällen mit substanziellen Veränderungen der Untersuchungsflächen zu tun:

Alle Moorflächen wiesen deutlich weniger Hummeln auf als in der Referenzperiode. Es ist naheliegend, dass das mit der in der Zwischenzeit erfolgten Vernässung des Hochmoorkörpers im Zuge eines LIFE-Projekts zusammenhängt (vgl. Seidl et al. 2003). So könnte es zu einer Abnahme von Mausnestern im engeren Hochmoorbereich gekommen sein, was die Möglichkeit von Hummeln einschränkt, dort zu nisten. Allerdings existieren zu dieser Vermutung keine Daten.

In die untersuchte feuchte Laubwaldfläche mit einigen Überhältern und reichem Unterwuchs an Lerchensporn und Taubnesseln wurden 1989 Fichten gesetzt, die die Fläche zwischenzeitlich stark beschatteten. Während die Fichten jetzt sukzessive mit den Eschen absterben und der Wald wieder lichter wird, haben sie zu einer deutlichen Reduktion des Unterwuchses v. a. an Frühlingsgeophyten geführt, was sich im Rückgang der beobachteten Hummeln, vor allem der Hummelköniginnen im Frühjahr äußert.

Die ehemals trockene Fettwiese mit Wiesensalbei *Salvia pratensis* und Quirl-Salbei *S. verticillata* wurde 1989 aufgeschüttet und ist jetzt eine ab und zu geschlegelte Brache mit deutlich weniger Hummelvorkommen als früher.

Demgegenüber war die Hummeldichte in einer ehemaligen feuchten Fettwiese, die jetzt verbracht, um mehr als das Doppelte erhöht, weil inzwischen das Drüsige Springkraut die Wiesenränder dominiert und auch Weiden *Salix* in die Fläche hineinwachsen.

Ziemlich unverändert gegenüber der Referenzperiode sind die Streuwiesen und Fettwiesen. Die Streuwiesen spielten in Summe eine ähnlich große Rolle für die Hummelgemeinschaft wie in der Referenzperiode, aber bei großer Variation zwischen den Flächen. In Streuwiesen spielt das Vorhandensein einiger weniger Pflanzenarten eine entscheidende Rolle dafür, ob die Fläche für Hummeln attraktiv ist. Es sind in erster Linie der Heilziest *Betonica officinalis* und in zweiter Linie Wicken *Vicia*, Hornklee *Lotus* und Wiesenplatterbsen *Lathyrus pratensis*.

Die beiden untersuchten Fettwiesenflächen büßten gegenüber der Referenzuntersuchung nichts an Attraktivität ein. Dass dies aber nicht dem Gros der Fettwiesen entspricht, zeigen die zusätzlich untersuchten Fettwiesen, die zumeist deutlich niedrigere bis überhaupt fehlende Attraktivität für Hummeln zeigten. Doch auch die „besten“ Fettwiesen mit maximal dreimaliger Nutzung sind deutlich weniger attraktiv für Hummeln als Magerwiesen. Doch spielten Fettwiesen in der agrarischen Landschaft früher wegen ihrer großen Flächenausdehnung trotzdem eine bedeutende Rolle für Hummeln, die heute wegen der Intensivierung weitgehend wegfällt. Noch bedeutender ist freilich wohl der Verlust magerer Wiesenflächen in der Landschaft, da diese zusammen mit den ebenfalls stark reduzierten Randstrukturen für die Kontinuität des Blütenangebots sorgten. Insgesamt führen diese Entwicklungen zu einer zunehmenden Verinselung der Naturschutzflächen mit der Potenz, den genetischen Austausch zu verhindern. Die Auswirkung abzuschätzen ist bei Hummeln schwierig. Man weiß, dass Königinnen einiger Arten weit fliegen (Haeseler 1974), doch ist dies keinesfalls für alle Arten gesichert.

Äußerlich wenig verändert erscheinen die Waldrand- und Saumbiotop. Doch führte auch bei den feuchteren dieser Saumstrukturen die Einwanderung des Drüsigen Springkrauts zu erhöhter Attraktivität für Hummeln.

Das gesamte Gebiet ist weiterhin für Hummeln hoch attraktiv, es beherbergte über die Zeit, aber nie gleichzeitig, die Hälfte aller Hummelarten Österreichs. Hummeln sind auf Landschaftsebene auf ein Mosaik an Biotopen angewiesen, die über die Saison für die Verfügbarkeit einer ausreichenden Zahl nutzbarer Blütenressourcen sorgt. Lediglich die strengen Offenlandbewohner finden mit Wiesen das Auslangen. Dass diese weiterhin vorkommen – *B. veteranus* wurde zwar nicht mehr gefunden, aber mit *B. sylvarum*, *B. distinguendus* und *B. subterraneus* traten drei neu auf – ist ein Zeichen für den hohen Wert des Gebietes für Hummeln.

Veränderungen wegen des Klimawandels drückten sich (noch) nicht in einer signifikanten Veränderung der Dominanzhierarchie aus, aber Indizien sind wohl das Ausbleiben (*B. veteranus*) oder der starke Rückgang (*B. wurflenii*) von Arten mit Adaptation an kühle bzw. kalte Klimate.

Wesentlich gravierender wirken sich die Lebensraumveränderungen, die in vielen Testflächen stattfanden, auf die lokale Hummelgemeinschaft aus, die hier ohne Bewertung zusammengefasst sind:

- Wiedervernässung des Hochmoores
- Verbrachung von ehemaligen Wiesen
- Einwanderung des Drüsigen Springkrauts *Impatiens glandulifera*
- Intensivierung der Fettwiesen im Umfeld des Untersuchungsgebietes.

Kaum verändert blieben dagegen die untersuchten Streuwiesenflächen und die Fettwiesen des Gebietes.

Trotz aller dieser Veränderungen ist die Hummelgemeinschaft des Untersuchungsgebietes bemerkenswert stabil, vor allem im Vergleich zu Gebirgsregionen (vgl. Kapitel 7.4). Festzustellen ist derzeit nur das Ausbleiben bzw. die Zuwanderung einzelner Arten.

7.6 Quantitative Erhebung von Wanzen und Zikaden auf Grünlandflächen mit WF-Förderung in Südostösterreich

Werner E. Holzinger (ÖKOTEAM, Projektleitung), Thomas Frieß & Thomas Zuna-Kratky (Bericht), Elisabeth Huber (Freilandarbeiten, Bericht), Helge Heimbürg (Freilandarbeiten)

7.6.1 Aufgabenstellung und Methodische Grundlagen

Dieses Projektmodul soll anhand der Wiederholung der Aufnahmen, die im Rahmen der Studie „Tierökologische Bewertung von WF-Rotflächen ein und vier Jahre nach Einstieg in die WF-Maßnahme“ (Holzinger et al. 2012, ÖKOTEAM 2012) durchgeführt wurden, konkretes, belastbares Datenmaterial zur Veränderung von Insektenpopulationen im Grünland generieren.

In den Jahren 2008 und 2011 wurden in der genannten Studie die Individuendichten von Wanzen und Zikaden von 38 Grünland-Feldstücken im Südosten Österreichs erhoben, die zu einem großen Teil in der Naturschutzmaßnahme „WF“ im landwirtschaftlichen Förderprogramm ÖPUL aufgenommen waren. Eine Wiederholung dieser Erhebungen nach neun bzw. zwölf Jahren erlaubt mittels der durchgeführten quantitativen Methodik (Bodensaugproben) die Dichte von Tieren pro Quadratmeter zu berechnen und zu vergleichen und somit Einblicke bezüglich der Veränderung sowohl der Artenspektren als auch der Abundanzen dieser Insektenpopulationen zu erlangen.

Erhebungen im Zuge eines Monitorings werden mit dem Ziel durchgeführt, diese standardisiert wiederholen zu können. Nachfolgend sind daher die wichtigsten Kriterien hierzu aufgelistet.

Grundlegende fachliche Kriterien für Evaluierungsprojekte bei einzelflächenbezogenen Maßnahmen sind:

- Vorliegen repräsentativer Daten der Erstaufnahme
- eine wiederholbare Aufnahmemethodik
- exakte Flächenauswahl
- gleiches Gerät
- gleiche Stichprobengröße
- geeignete und vergleichbare Termine
- geeignetes Wetter
- vergleichbare Erfahrung der Bearbeiter

- Auswahl eines Tiergruppensets, das die relevanten, durch die Maßnahmen beeinflussten Standortfaktoren ausreichend widerspiegeln kann d. h. Vertreter unterschiedlicher ökologischer Gilden wie bodennah lebende Arten, Räuber, Pflanzenfresser, Samenfresser, Gras- und Kräuterbesiedler, Stratenwechsler, störungsempfindliche Arten...

Weiters ist anzumerken, dass Insektenpopulationen einzelner Arten jahrweise extrem schwanken können und dies in den Auswertungen natürlich zu berücksichtigen ist. Eine kausale Interpretation ist daher in vielen Fällen schwierig, da Insekten-Populationsdynamiken multifaktoriell beeinflusst werden können (Witterung, Pflanzenwachstum, interspezifische Konkurrenz, Parasiten...).

Die Bearbeitung in diesem Freilandmodul umfasste die zwei Indikatortiergruppen **Wanzen** (Heteroptera) und **Zikaden** (Auchenorrhyncha).

Die generelle Eignung von **Wanzen** als Bioindikatoren für angewandt-naturschutzfachliche Fragestellungen wird von Achtziger et al. (2007) nach dem Bewertungsmodell von Plachter et al. (2002) – unter Berücksichtigung der Kriterien „Kenntnisstand“, „Verfügbarkeit etablierter Erhebungsmethoden“, „Indikatorischer Wert“, „Vorhandensein Roter Listen“ und „Bearbeitungsaufwand“ – als „eher günstig“ bis „günstig“ (= höchste Stufe) eingestuft. Bezüglich der Eignung von Wanzen als Grünlandindikatoren liegen etliche fachspezifische Arbeiten vor, die sich mit dem Einfluss von Standortfaktoren und unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen auf die Wanzenlebensgemeinschaften diverser Wiesentypen beschäftigen. Die Artendiversität von Wanzen ist im extensiven Grünland sehr hoch (Remane 1958).

Zudem sind Wanzen, gerade im Grünland, sehr gute „Korrelate“ zur allgemeinen Artendiversität. Ihre hohe Lebensraumpräsenz sowie unterschiedliche Ernährungstypen und Habitatbindungen ermöglichen dies (Duelli & Obrist 2003). Das ist bei Wanzen, wie in kaum einer anderen Tiergruppe, der Fall: 60 % der heimischen Arten sind Pflanzensaftsauger, 20 % leben räuberisch, 15 % sind Gemischtköstler und der Rest zeigt weitere Spezialisierungen (an Pilzen oder Detritus, Blutsauger, vgl. auch die Artenbewertungen in Kapitel 5.3). Von den Wanzen des Grünlandes sind etwa 50 % an Kräuter und 20 % an Gräser gebunden (Achtziger 1991). Aus Österreich sind aktuell 926 Wanzenarten bekannt (Rabitsch & Frieß, unpubl.). Rote Listen liegen für die Bundesländer Kärnten (Frieß & Rabitsch 2009, 2022), Steiermark (Frieß & Rabitsch 2016, Frieß et al. 2021), Niederösterreich (Rabitsch 2007) und Burgenland (Rabitsch 2012) vor. Eine entsprechende Liste für das gesamte Bundesgebiet ist in Ausarbeitung (Rabitsch & Frieß, in Bearb.).

Zikaden gehören zu den artenreichsten Tiergruppen im Grünland. Sie sind zumeist in hohen Dichten und mit vielen Arten anzutreffen. Alle Arten ernähren sich ausschließlich von

Pflanzensaft. Mehr als die Hälfte sind Lebensraumspezialisten (bezüglich Nährpflanzen und/oder Habitateigenschaften), ihre Biologie (Lebensraum- und Nährpflanzenbindung), Verbreitung und Gefährdung sind gut bekannt. In Österreich gibt es eine Rote Liste und eine Checkliste (Holzinger 2009a, 2009b).

Als meist sehr individuenreiche Organismengruppe beeinflussen sie einerseits die Zusammensetzung und Dynamik der Vegetation und bilden andererseits eine wichtige Basisgruppe für die Ausbildung von komplexen Nahrungsnetzen und damit für die biologische Vielfalt in terrestrischen Ökosystemen. Viele Arten reagieren relativ kleinräumig und kurzfristig auf Veränderungen ihres Lebensraums. Unter anderem reagieren sie auf unterschiedliche Formen von Mahd und Beweidung sehr sensibel. Untersuchungen zur Zikadenfauna liefern damit flächen- bzw. parzellenscharfe Aussagen. Da es standardisierte Erfassungs- und Bewertungsmethoden und gute und aktuelle Bestimmungsliteratur gibt, sind sie eine der am besten geeigneten Indikatorgruppen für Fragen zur Grünlandbewirtschaftung (siehe Achtziger et al. 2014, Nickel in Bunzel-Drücke 2015). In Österreich sind 650 Arten vertreten (Mühlethaler et al. 2018b, Holzinger et al. 2020). Beide Artengruppen wurden im Zuge der „Insektenstudie“ vollständig auf charakteristische Parameter eingestuft, sodass Analysen auf deren Basis möglich sind (vgl. Kapitel 5.3).

7.6.2 Flächenauswahl

Um eine sinnvolle Vergleichbarkeit der Daten zu erlangen, wurden Untersuchungsflächen gewählt, von denen bereits eine belastbare Datenbasis vorliegt, sowie weitere Daten zu Bewirtschaftung der Feldstücke erhältlich sind. Im Rahmen des Projekts „Tierökologische Bewertung von WF-Rotflächen ein und vier Jahre nach Einstieg in die WF-Maßnahme“ wurden 38 Flächen gewählt, die alle im Südosten Österreichs (Steiermark, Niederösterreich, Burgenland) in den Naturräumen „Südöstliches Alpenvorland“, „Pannonische Flach- und Hügelländer“ und „Zentralalpen“ liegen. Diese Untersuchungsflächen wurden 2008 und 2011 auf die beiden Indikatorgruppen mit derselben Methodik evaluiert (Holzinger et al. 2012, ÖKOTEAM 2012) und bieten somit die Möglichkeit, einen Vergleich zwischen den drei Erhebungsjahren 2008, 2011 und 2020 durchzuführen. Die Beeinflussung der Bewirtschaftung auf die dort vorkommende Fauna sollte durch die gleichbleibende Bewirtschaftungsart möglichst gering ausfallen bzw. wenn Änderungen vorgekommen sind, können diese bei der Analyse mit einbezogen werden. Es kam im Vergleich zur Erstkartierung zu einem Flächenwechsel (Feldstück FID 37 stand uns nicht mehr zur Beprobung zur Verfügung, anstattdessen wurde mit Feldstück FID 39 ein räumlich direkt angrenzender, gleicher Lebensraumtyp beprobt) sowie zu einem Flächenverlust (FID 60 wurde durch FID 99 ersetzt, die sich jedoch nicht als vergleichbar herausstellte).

Es wurden dieselben Betriebe wie in der ersten Erhebungsperiode telefonisch kontaktiert, wobei einige der Betriebe mittlerweile übergeben wurden. Das Interesse und das Entgegenkommen der Betriebsführerinnen und Betriebsführer war sehr erfreulich. Alle wurden über das aktuelle Vorhaben informiert und gefragt, ob sie bereit wären, ihre Flächen erneut für die Untersuchung zur Verfügung zu stellen – alle haben zugestimmt! Nach Zusage wurden alle Landwirtinnen und Landwirte im Rahmen der Erhebungen persönlich aufgesucht und eine Aufwandsentschädigung von € 80,00 pro Feldstück ausbezahlt. Sämtliche Auswertungen erfolgten anonymisiert.

7.6.3 Erhebungsmethodik & klimatischer Überblick

Die Aufnahmemethodik entspricht exakt der Methode aus dem Jahr 2008 und 2011. Die Zikaden und Wanzen wurden mittels Saugproben (modifizierte Laubsauger) erfasst. Diese Methode dient dem quantitativen Nachweis jener Arten, welche in tieferen bis mittleren Höhen der Vegetation sowie auf der Bodenoberfläche leben (vgl. Stewart 2002).

Es wurden an zwei Terminen pro Fläche je drei Saugproben zu je 100 Saugpunkten mittels Bodensauger vorgenommen und jede erhaltene Wanze und Zikade entnommen (selektive Entnahme) (siehe Abbildung 56 sowie Tabelle 28). Die Fläche der Einsaugöffnung beträgt 114 cm^2 , somit repräsentiert eine derartige Probe mit 100 besaugten Punkten die Fauna von $1,14 \text{ m}^2$. In der Einsaugöffnung des Bodensaugers ist ein Gazebeutel befestigt, in dem das gesamte gesaugte Material aufgefangen wird. Der Inhalt des Gazebeutels wird nach erfolgter Probennahme direkt in eine $39 \times 28 \times 28 \text{ cm}$ große, weiße Plastikbox geleert (Abbildung 57). Danach werden alle in der Probe auffindbaren adulten Wanzen und Zikaden über einen Zeitraum von 15 Minuten mittels Exhaustors aufgesammelt. Anschließend werden die gesammelten Tiere mittels Essigsäureethylester getötet und die Probe entsprechend etikettiert, um sie zu einem späteren Zeitpunkt im Labor weiter bearbeiten zu können.

Die Insektenfauna der Flächen wurde im Erfassungsjahr 2020 in zwei Zeitfenstern erhoben: Mitte Mai (13.-20.5.2020) und Anfang/Mitte August (6.-14.8.2020). Die konkreten Erhebungstermine pro Fläche sind Tabelle 28 zu entnehmen.

Von besonderer Bedeutung für die Interpretation vor allem der Veränderungen der Individuendichten ist die Berücksichtigung der Witterung im jeweiligen Erhebungsjahr. Temperatur und Niederschläge beeinflussen die Entwicklung der meisten Insektenarten ganz wesentlich, wobei unter mitteleuropäischen Verhältnissen für den überwiegenden Teil des Artenspektrums vor allem warme und tendenziell trockene Vegetationsperioden günstiger sind als kühle und niederschlagsreiche Saisonen.



Abbildung 56: Erhebung mittels modifiziertem Bodensauger (links) – die Fläche der Einsaugöffnung beträgt 114 cm² und entspricht bei 100 Saugpunkten in etwa 1,14 m². Überführung des Beutelinhalts in eine Plastikbox (rechts) (Fotos: ÖKOTEAM).



Abbildung 57: Ansicht auf das gesaugte Material mittels 100 Saugpunkten zur weiteren gezielten Entnahme von Wanzen und Zikaden (links). Mittels Exhaustors werden ausschließlich Zikaden und Wanzen entnommen, mit Essigsäureethylester getötet und für die Determination ins Labor gebracht (rechts) (Fotos: ÖKOTEAM).

Die Tabelle 29 gibt dazu die wichtigsten Klimawerte für die Erhebungsmonate der drei Erhebungsjahre, basierend auf den Daten der für Südostösterreich relativ gut repräsentativen Wetterstation Graz – Universität. Kennzeichnend für die Untersuchungsperiode ist das auffällig trockene und warme Jahr 2011 mit einem bereits recht warmen Frühling und einem trockenen Frühsommer – Bedingungen, die sich offensichtlich sehr positiv auf die Entfaltung der Indikatorarten ausgewirkt haben (siehe Kapitel 7.6.6). Die beiden Jahre 2008 und 2020 wiesen hingegen eine ähnliche Witterung auf, wenn auch der nasse Frühsommer des Jahres 2008 als tendenziell ungünstig für Insekten eingestuft werden kann.

Tabelle 28: Übersicht der Probeflächen (FID) und Untersuchungstermine in der Freilandsaison 2020.

FID	Begehungstermin- Mai	Begehungstermin- August	FID	Begehungstermin- Mai	Begehungstermin- August
00	19.05.2020	13.08.2020	28	14.05.2020	07.08.2020
01	19.05.2020	13.08.2020	29	14.05.2020	06.08.2020
02	19.05.2020	13.08.2020	34	13.05.2020	14.08.2020
03	18.05.2020	12.08.2020	35	13.05.2020	14.08.2020
04	13.05.2020	10.08.2020	36	13.05.2020	14.08.2020
05	13.05.2020	10.08.2020	38	13.05.2020	14.08.2020
06	13.05.2020	10.08.2020	39	13.05.2020	14.08.2020
07	13.05.2020	10.08.2020	50	20.05.2020	07.08.2020
10	20.05.2020	07.08.2020	52	14.05.2020	06.08.2020
11	20.05.2020	07.08.2020	54	14.05.2020	07.08.2020
14	14.05.2020	06.08.2020	67	14.05.2020	06.08.2020
15	14.05.2020	06.08.2020	71	20.05.2020	07.08.2020
18	18.05.2020	12.08.2020	74	14.05.2020	07.08.2020
19	18.05.2020	12.08.2020	75	14.05.2020	07.08.2020
20	18.05.2020	12.08.2020	80	19.05.2020	13.08.2020
21	18.05.2020	12.08.2020	83	19.05.2020	13.08.2020
25	15.05.2020	13.08.2020	84	13.05.2020	10.08.2020
26	15.05.2020	13.08.2020	85	15.05.2020	13.08.2020
27	15.05.2020	13.08.2020	99	20.05.2020	07.08.2020

Tabelle 29: Überblick über die mittleren Temperatur- und Niederschlagswerte der für Wanzen und Zikaden relevanten Monate in den Erhebungsjahren mit der Station Graz - Universität als Referenz (nach Daten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

Temperatur (°C)	April	Mai	Juni	Juli	August	Mittelwert
2008	11,0	16,4	19,7	20,9	20,3	17,7
2011	13,4	16,2	19,6	20,2	21,7	18,2
2020	12,5	14,9	19,4	20,8	22,1	17,9
Niederschlag (mm)						
2008	53	69	255	184	115	135
2011	41	58	136	74	127	87
2020	43	46	119	170	201	116

7.6.4 Testflächen

Bearbeitet wurden die 38 bereits 2008 und 2011 untersuchten Flächen, wobei eine der damals gewählten Flächen durch denselben Lebensraumtyp ersetzt wurde (siehe Kapitel 7.6.2). Die Probeflächen liegen alle im Südosten Österreichs (28 in der Steiermark, fünf in Niederösterreich, fünf im Burgenland) und umfassen somit drei unterschiedliche naturräumliche Großregionen (Südöstliches Alpenvorland, Pannonische Flach- und Hügelländer und Zentralalpen).

Nachfolgend erfolgt eine Übersicht über die genaue Lage und Bewirtschaftungsweise in den letzten Jahren (Tabelle 30 und Abbildung 58). Nach Angabe der Landwirt/innen hat sich die Bewirtschaftung in der Zwischenzeit in den meisten Fällen nicht verändert. Sieben bisher mit der Maßnahme „WF-Naturschutz“ im ÖPUL geförderte Flächen wurden jedoch mit der folgenden Periode des ÖPUL2014 aus der Maßnahme genommen, gleichzeitig wurden aber zwei zuvor ungeforderte Feldstücke mit dieser Förderperiode in die Naturschutz-Maßnahme übernommen. 23 Flächen waren in beiden Erhebungsperioden in der Naturschutzmaßnahme gemeldet, sechs hingegen in beiden Perioden ohne Naturschutzauflagen.

Die Flächen umfassen unterschiedliche Typen von zweischürigen Mähwiesen mit Düngeverzicht, Mähweiden, Dauerweiden bis hin zu intensiver genutzten Mähwiesen und Weiden. Weitere Details finden sich in Holzinger et al. (2012) sowie ÖKOTEAM (2012).

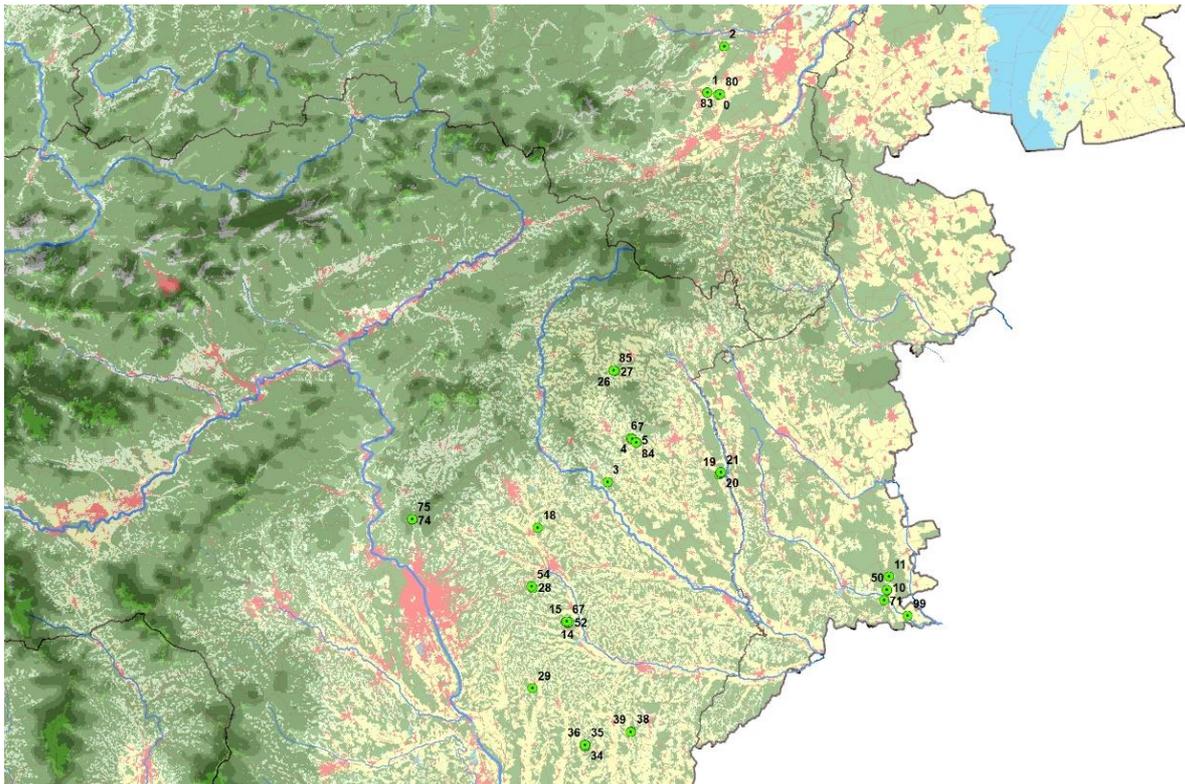


Abbildung 58: Lage der Testflächen (grüne Punkte) im südöstlichen Österreich in der Freilandsaison 2020 mit Angabe der FID-Nummer (n = 38). In der Hintergrundkarte sind Wälder grün, Gewässer blau, Siedlungsgebiete rot und die offene Kulturlandschaft gelb dargestellt.

Tabelle 30: Liste der untersuchten Testflächen mit Nennung wichtiger ökologischer Parameter. Es bedeuten: FID = Flächennummer, Bld. = Bundesland, d = Tage, WF – Teilnahme an der ÖPUL-Maßnahme „WF Naturschutz“.

FID	Koordinaten Nord	Koordinaten Ost	Seehöhe (m)	Größe (ha)	Bewirtschaftungsweise und Auflagen 2008	Biotoyp	Bld.	Naturraum
00	47°46'54,3"	16°05'42,4"	345	0,32	WF-Mähweide	Streuobstbestand	NÖ	Pannon. Flach- und Hügelländer
01	47°47'07,2"	16°04'15,5"	369	0,03	WF, 2-mähdig, Düngerzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später	Feuchte bis nasse Fettwiese	NÖ	Pannon. Flach- und Hügelländer
02	47°51'05"	16°06'41,3"	505	0,78	WF, 2-mähdig, Düngerzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später	Mitteleurop. basenreicher Mäh-Halbtrockenrasen	NÖ	Pannon. Flach- und Hügelländer

FID	Koordinaten Nord	Koordinaten Ost	Seehöhe (m)	Größe (ha)	Bewirtschaftungsweise und Auflagen 2008	Biotoptyp	Bld.	Naturraum
03	47°12'83"	15°49'51"	403	1,02	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
04	47°17'07"	15°53'07"	415	0,21	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
05	47°16'46"	15°53'44"	393	0,2	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
06	47°17'09"	15°53'02"	440	0,22	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
07	47°17'04"	15°53'12"	396	0,49	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
10	47°03'03,6"	16°24'53,9"	208	0,41	WF-Dauerweide	FrISChe, artenreiche Fettweide der Tieflagen	Bgld	SÖ Alpenvorland
11	47°04'14,6"	16°25'10,0"	244	0,23	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	FrISChe basenreiche Magerwiese der Tieflagen	Bgld	SÖ Alpenvorland
14	47°01'09,8"	15°44'16,0"	416	0,75	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
15	47°01'18,2"	15°43'58,4"	420	0,84	WF-Mähweide	Mitteleurop. basenarmer Weide-Halbtrockenrasen	Stmk	SÖ Alpenvorland
18	47°09'35"	15°40'47"	422	0,37	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später	Streuobstbestand	Stmk	SÖ Alpenvorland
19	47°13'44"	16°04'04"	316	0,72	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland

FID	Koordinaten Nord	Koordinaten Ost	Seehöhe (m)	Größe (ha)	Bewirtschaftungsweise und Auflagen 2008	Biotoptyp	Bld.	Naturraum
20	47°13'51"	16°04'17"	315	0,44	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
21	47°13'55"	16°04'19"	313	1,27	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
25	47°23'06,1"	15°51'06,6"	724	0,33	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später	Feuchte bis nasse Fettwiese	Stmk	Zentralalpen
26	47°23'05,2"	15°51'10,3"	722	0,1	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später	Feuchte bis nasse Fettwiese	Stmk	Zentralalpen
27	47°23'03,8"	15°51'16,7"	707	0,71	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später	Feuchte bis nasse Fettwiese	Stmk	Zentralalpen
28	47°04'19"	15°39'55"	463	0,91	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
29	46°55'34,6"	15°39'30,7"	375	0,42	WF-Dauerweide	Frische, artenreiche Fettweide der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
34	46°50'19,8"	15°45'56,0"	391	0,17	WF-Mähweide	Frische, artenreiche Fettweide der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
35	46°50'29,3"	15°45'59,5"	389	0,3	WF-Mähweide	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
36	46°50'28,8"	15°45'56,4"	396	0,33	WF-Mähweide	Mitteleurop. basenreicher Weide-Halbtrockenrasen	Stmk	SÖ Alpenvorland
38	46°51'31,0"	15°51'49,1"	327	1,01	WF-Mähweide	Intensivweide der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
39	46°51'29,3"	15°51'44,9"	307	0,27	WF-Mähweide	Frische basenreiche Mager-	Stmk	SÖ Alpenvorland

FID	Koordinaten Nord	Koordinaten Ost	Seehöhe (m)	Größe (ha)	Bewirtschaftungsweise und Auflagen 2008	Biotoptyp	Bld.	Naturraum
						weide der Tieflagen		
50	47°03'05,3"	16°24'50,4"	208	0,4	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Bgld	SÖ Alpenvorland
52	47°01'16,6"	15°44'22,4"	418	1,1	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
54	47°04'27"	15°39'48"	482	0,83	Nicht-WF-Weide	Intensivweide der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
67	47°01'18,9"	15°44'06,9"	433	1,06	Nicht-WF-Weide	Intensivweide der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
71	47°02'11,9"	16°24'27,0"	225	0,32	WF, 2-mähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Bgld	SÖ Alpenvorland
74	47°10'36"	15°24'54"	670	0,6	Nicht-WF-Weide	Frische, artenreiche Fettweide der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
75	47°10'38"	15°24'51"	662	1,6	Nicht-WF-Weide	Frische, artenreiche Fettweide der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
80	47°46'55,5"	16°05'54,9"	343	0,25	Nicht-WF-Weide	Intensivweide der Tieflagen	NÖ	Pannon. Flach- und Hügelländer
83	47°47'06,9"	16°04'17,8"	369	0,44	Nicht-WF-Mähwiese	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	NÖ	Pannon. Flach- und Hügelländer
84	47°16'45"	15°53'39"	386	0,61	Nicht-WF-Mähwiese	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	SÖ Alpenvorland
85	47°23'06,4"	15°51'04,2"	725	0,75	Nicht-WF-Mähwiese	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	Zentralalpen
99	47°00'45,3"	16°27'19,1"	199	1,3	Nicht-WF-Mähwiese	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Bgld	SÖ Alpenvorland



Abbildung 59: Beispiel für eine Erhebungsfläche im Rahmen dieser Wiederholungserhebungen: Laßnitztal/Steiermark, Fläche ID 54 im Mai 2020 mit Laubsauger und Insektenwanne in Bildmitte. Für alle Flächen existiert eine Fotodokumentation für jeden Erhebungsdurchgang (Foto: ÖKOTEAM).



Abbildung 60: Beispiel einer Untersuchungsfläche: Fläche ID 02, ein Halbtrockenrasen bei Dreistetten (Niederösterreich) im Jahr 2008 (links) und 2020 (rechts).

7.6.5 Ergebnisse – Veränderung des Artenspektrums

Im Zuge der drei Erhebungsdurchgänge der Jahre 2008, 2011 und 2020 wurden 205 verschiedene Wanzen- und zumindest 175 Zikadenarten auf den 37 zur Auswertung gelangten Probeflächen nachgewiesen – insgesamt wurden dafür 15.487 Wanzen- und 115.117 Zikaden-Individuen gesammelt und ausgewertet! Eine Übersicht über Artenspektrum und Individuendichte auf den Probeflächen in den jeweiligen Jahren geben Tabelle 31 für die Wanzen und Tabelle 32 für die Zikaden.

Die Artenzahl der Wanzen stieg von 132 im ersten Untersuchungsjahr auf 154 im Jahr 2011; in der aktuellen Untersuchung des Jahres 2020 konnten 135 Arten festgestellt werden. Bei den Zikaden wurde hingegen eine stetige Zunahme von 117 über 120 auf schließlich 122 verschiedene Arten beobachtet. Unter Berücksichtigung der nur auf Gattungsniveau bestimmten Zikaden, unter denen sich aber sicher zusätzliche Arten verbargen (z. B. *Reptalus spec.*, siehe Tabelle 32), stieg die Artenzahl der Zikaden von 119 über 124 auf 125 Arten an.

Die Gesamtindividuenzahl zeigte bei den Wanzen einen der Artenzahl ähnlichen Verlauf mit dem geringsten Wert im Jahr 2008, einer um 53 % höheren Ausbeute im Jahr 2011 und einem Rückgang auf einen 7 % höheren Bestand gegenüber 2008 im Jahr 2020. Auch die Zikaden zeigten diesen glockenförmigen Verlauf, jedoch ausgeglichener mit einem gegenüber 2008 um 17 % erhöhten Wert im Jahr 2011 sowie um 11 % erhöhten Wert im Jahr 2020. Die Individuendichte adulter Zikaden betrug 2008 im Mittel etwa 46 Tiere pro Quadratmeter, 2011 waren es 94 Tiere/m² und 2020 79 Tiere/m².



Abbildung 61: Die weiteste Verbreitung unter den Wanzen erreichte die Weichwanze *Trigonotylus caelestialium*, die im Schnitt auf 32 der 38 Untersuchungsflächen anwesend war (Foto: Gernot Kunz).

Tabelle 31: Verzeichnis der im Rahmen des WF Grünland-Moduls in den drei Erhebungsjahren nachgewiesenen Wanzenarten, links die Werte für die Individuensummen pro Jahr, rechts die Anzahl besetzter Testflächen pro Jahr (n = 38).

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
	Artenzahl		132	154	135	Testflächen		
	Individuensumme		4.305	6.582	4.600			
1	Ceratocombidae	<i>Ceratocombus coleoptratus</i>	2	9	16	2	6	5
20	Corixidae	<i>Micronecta scholtzi</i>		1			1	
48	Hebridae	<i>Hebrus ruficeps</i>	12	3	5	1	1	1
53	Veliidae	<i>Microvelia reticulata</i>		1			1	
70	Saldidae	<i>Chartoscirta cocksii</i>		3	2		2	1
84	Saldidae	<i>Saldula orthochila</i>	11	13	22	4	2	2
88	Saldidae	<i>Saldula saltatoria</i>	2	22		1	4	
92	Tingidae	<i>Acalypta carinata</i>	11	18	4	5	5	3
95	Tingidae	<i>Acalypta marginata</i>	63	44	87	11	7	14
107	Tingidae	<i>Campylosteira verna</i>	1			1		
109	Tingidae	<i>Catoplatus fabricii</i>	4	6	16	4	4	3
121	Tingidae	<i>Dictyla humuli</i>	2			1		
122	Tingidae	<i>Dictyla lupuli</i>		7	2		1	2
133	Tingidae	<i>Kalama tricornis</i>	26	103	179	10	22	25
134	Tingidae	<i>Lasiacantha capucina</i>	2	12		1	2	
137	Tingidae	<i>Oncochila scapularis</i>		3	1		1	1
149	Tingidae	<i>Tingis auriculata</i>		1			1	
156	Tingidae	<i>Tingis reticulata</i>	22	17	268	4	5	12
159	Microphysidae	<i>Loricula exilis</i>		1			1	
165	Miridae	<i>Acetropis longirostris</i>	8	18		5	10	
169	Miridae	<i>Adelphocoris lineolatus</i>	67	111	90	18	23	23
172	Miridae	<i>Adelphocoris seticornis</i>	103	138	47	23	22	15
184	Miridae	<i>Amblytylus nasutus</i>	6	10		1	2	
193	Miridae	<i>Atractotomus mali</i>		1			1	
197	Miridae	<i>Blepharidopterus angulatus</i>	1	1		1	1	
213	Miridae	<i>Campyloneura virgula</i>		1			1	
214	Miridae	<i>Capsodes gothicus</i>	18	78	17	4	2	5
216	Miridae	<i>Capsus ater</i>	50	180	104	17	22	16
219	Miridae	<i>Charagochilus gyllenhalii</i>	2	27	5	2	8	4
220	Miridae	<i>Charagochilus spiralifer</i>	6	9		1	3	
221	Miridae	<i>Chlamydatus saltitans</i>		15	35		1	3
222	Miridae	<i>Chlamydatus pulicarius</i>	617	750	725	24	28	34
223	Miridae	<i>Chlamydatus pullus</i>	10	10	86	5	6	16
226	Miridae	<i>Closterotomus biclavatus</i>		5			2	
228	Miridae	<i>Closterotomus norwegicus</i>		1			1	
236	Miridae	<i>Criocoris nigricornis</i>			1			1

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
246	Miridae	<i>Deraeocoris morio</i>	1			1		
248	Miridae	<i>Deraeocoris ruber</i>		1			1	
268	Miridae	<i>Europiella albipennis</i>	3		1	2		1
270	Miridae	<i>Europiella artemisiae</i>	2			2		
277	Miridae	<i>Globiceps fulvicollis</i>	3	1		1	1	
282	Miridae	<i>Hallodapus montandoni</i>	51	52	21	10	6	3
283	Miridae	<i>Hallodapus rufescens</i>			24			7
285	Miridae	<i>Halticus apterus</i>	2016	2358	1345	29	31	32
289	Miridae	<i>Halticus pusillus</i>	1			1		
309	Miridae	<i>Leptopterna dolabrata</i>	57	426	122	15	19	19
311	Miridae	<i>Liocoris tripustulatus</i>		1	1		1	1
315	Miridae	<i>Lygus gemellatus</i>	3	70	13	2	16	1
316	Miridae	<i>Lygus pratensis</i>	41	16	50	16	9	14
317	Miridae	<i>Lygus punctatus</i>	2			2		
318	Miridae	<i>Lygus rugulipennis</i>	24	27	45	10	11	17
319	Miridae	<i>Lygus wagneri</i>		5	1		4	1
327	Miridae	<i>Macrotylus herrichi</i>		2			1	
331	Miridae	<i>Mecomma ambulans</i>		1			1	
334	Miridae	<i>Megaloceroea recticornis</i>	2	28	1	1	7	1
338	Miridae	<i>Megalocoleus molliculus</i>			1			1
340	Miridae	<i>Megalocoleus tanaceti</i>	2		1	1		1
341	Miridae	<i>Mermitelocerus schmidtii</i>		2	6		1	2
352	Miridae	<i>Notostira elongata</i>	47	20	34	16	11	11
353	Miridae	<i>Notostira erratica</i>	23	4	36	7	3	16
356	Miridae	<i>Oncotylus punctipes</i>	3	5		3	1	
361	Miridae	<i>Orthocephalus saltator</i>		3	7		1	2
362	Miridae	<i>Orthocephalus vittipennis</i>	2	17	16	2	2	7
364	Miridae	<i>Orthonotus rufifrons</i>	2	4	2	2	3	1
367	Miridae	<i>Orthops basalis</i>		3	2		3	1
368	Miridae	<i>Orthops campestris</i>			2			2
369	Miridae	<i>Orthops kalmii</i>	1	5	1	1	4	1
371	Miridae	<i>Orthotylus flavosparsus</i>	1			1		
382	Miridae	<i>Orthotylus virens</i>		1			1	
406	Miridae	<i>Phytocoris varipes</i>	1			1		
409	Miridae	<i>Phytocoris dimidiatus</i>			1			1
425	Miridae	<i>Pinalitus cervinus</i>		1	1		1	1
429	Miridae	<i>Pithanus maerkelii</i>	27	41		4	5	
431	Miridae	<i>Plagiognathus arbustorum</i>	1			1		
432	Miridae	<i>Plagiognathus bipunctatus</i>			2			1
433	Miridae	<i>Plagiognathus chrysanthemi</i>	19	170	14	7	16	4
437	Miridae	<i>Polymerus brevicornis</i>	1		9	1		2
439	Miridae	<i>Polymerus microphthalmus</i>		2	3		2	1
441	Miridae	<i>Polymerus unifasciatus</i>	32	38	120	10	13	15

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
444	Miridae	<i>Polymerus holosericeus</i>		1	1		1	1
452	Miridae	<i>Psallus variabilis</i>		1			1	
454	Miridae	<i>Psallus ambiguus</i>		1			1	
476	Miridae	<i>Psallus varians</i>	2	1		2	1	
482	Miridae	<i>Stenodema calcarata</i>	2	21	1	1	5	1
485	Miridae	<i>Stenodema laevigata</i>	14	26	17	9	11	10
487	Miridae	<i>Stenodema virens</i>		6			2	
488	Miridae	<i>Stenotus binotatus</i>	4	14		2	3	
490	Miridae	<i>Strongylocoris leucocephalus</i>	3	6	2	2	4	2
495	Miridae	<i>Systellonotus triguttatus</i>	2	5	9	2	4	6
499	Miridae	<i>Trigonotylus caelestialium</i>	199	403	289	30	32	34
506	Miridae	<i>Tytthus pygmaeus</i>	2	34	3	2	13	3
509	Nabidae	<i>Himacerus mirmicoides</i>	11	12	13	6	8	8
514	Nabidae	<i>Nabis flavomarginatus</i>		1	1		1	1
515	Nabidae	<i>Nabis brevis</i>	87	97	44	23	27	21
517	Nabidae	<i>Nabis ferus</i>	27	26	3	13	8	3
518	Nabidae	<i>Nabis pseudoferus</i>	22	12	29	10	7	15
519	Nabidae	<i>Nabis punctatus</i>	1	12	35	1	4	16
520	Nabidae	<i>Nabis rugosus</i>	6	5	34	4	4	12
534	Anthocoridae	<i>Anthocoris nemoralis</i>	2			2		
547	Anthocoridae	<i>Orius horvathi</i>	3			2		
549	Anthocoridae	<i>Orius majusculus</i>	2	4	3	2	4	3
550	Anthocoridae	<i>Orius minutus</i>	3	9	3	3	6	3
552	Anthocoridae	<i>Orius niger</i>	1	5	2	1	4	2
558	Anthocoridae	<i>Temnostethus pusillus</i>	1		1	1		1
572	Reduviidae	<i>Coranus kerzhneri</i>	3	9	2	3	3	2
586	Reduviidae	<i>Rhynocoris iracundus</i>		1			1	
619	Lygaeidae	<i>Acompus rufipes</i>	2	84	3	1	3	2
626	Lygaeidae	<i>Beosus maritimus</i>		1	1		1	1
627	Lygaeidae	<i>Beosus quadripunctatus</i>			1			1
631	Lygaeidae	<i>Cymus aurescens</i>	3	1	1	2	1	1
633	Lygaeidae	<i>Cymus glandicolor</i>		49			5	
634	Lygaeidae	<i>Cymus melanocephalus</i>	7	73	14	2	3	4
635	Lygaeidae	<i>Dimorphopterus spinolae</i>		29	7		1	2
639	Lygaeidae	<i>Drymus brunneus</i>	1		2	1		2
640	Lygaeidae	<i>Drymus ryeei</i>	3	2	4	2	1	2
641	Lygaeidae	<i>Drymus sylvaticus</i>	1	13	18	1	3	5
654	Lygaeidae	<i>Geocoris dispar</i>		3	2		2	1
659	Lygaeidae	<i>Graptopeltus lynceus</i>	1			1		
665	Lygaeidae	<i>Heterogaster urticae</i>	1		1	1		1
670	Lygaeidae	<i>Ischnocoris hemipterus</i>			1			1
671	Lygaeidae	<i>Ischnodemus sabuleti</i>	1			1		
674	Lygaeidae	<i>Kleidocerys resedae</i>		1	6		1	4

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
677	Lygaeidae	<i>Lasiosomus enervis</i>		1			1	
685	Lygaeidae	<i>Megalonotus antennatus</i>	3	3	4	3	3	3
686	Lygaeidae	<i>Megalonotus chiragra</i>	17	15	34	10	6	13
689	Lygaeidae	<i>Megalonotus hirsutus</i>		2			2	
690	Lygaeidae	<i>Megalonotus praetextatus</i>			2			1
691	Lygaeidae	<i>Megalonotus sabulicola</i>	2	10	7	2	5	3
694	Lygaeidae	<i>Metopoplax origani</i>	3	4	2	3	3	2
699	Lygaeidae	<i>Nysius ericae</i>		1	2		1	2
702	Lygaeidae	<i>Nysius thymi</i>	1			1		
705	Lygaeidae	<i>Oxycarenum pallens</i>	2			2		
709	Lygaeidae	<i>Pachybrachius luridus</i>		1	4		1	1
712	Lygaeidae	<i>Peritrechus geniculatus</i>	28	44	23	13	8	11
713	Lygaeidae	<i>Peritrechus gracilicornis</i>	50	20	25	11	8	12
716	Lygaeidae	<i>Peritrechus nubilus</i>		1			1	
718	Lygaeidae	<i>Platyplax salviae</i>		1			1	
721	Lygaeidae	<i>Pterotmetus staphyliniformis</i>	1		3	1		1
722	Lygaeidae	<i>Raglius alboacuminatus</i>	1		1	1		1
725	Lygaeidae	<i>Rhyparochromus pini</i>	14	19	10	5	8	6
726	Lygaeidae	<i>Rhyparochromus vulgaris</i>	6	3	3	5	3	2
727	Lygaeidae	<i>Scolopostethus affinis</i>		1	2		1	2
728	Lygaeidae	<i>Scolopostethus decoratus</i>			7			3
734	Lygaeidae	<i>Scolopostethus thomsoni</i>	16	1	25	2	1	6
737	Lygaeidae	<i>Spilostethus saxatilis</i>	11	5	6	2	2	2
739	Lygaeidae	<i>Stygnocoris fuliginosus</i>	3		4	2		3
740	Lygaeidae	<i>Stygnocoris rusticus</i>	24	24	20	12	11	8
741	Lygaeidae	<i>Stygnocoris sabulosus</i>	2	2		2	2	
746	Lygaeidae	<i>Trapezonotus arenarius</i>			2			1
752	Lygaeidae	<i>Tropistethus holosericus</i>		2	2		1	2
753	Lygaeidae	<i>Xanthochilus quadratus</i>			2			2
759	Piesmatidae	<i>Piesma capitatum</i>	11	3	3	7	3	2
760	Piesmatidae	<i>Piesma maculatum</i>	3	2	1	3	1	1
761	Berytidae	<i>Berytinus clavipes</i>	54	51	20	13	12	8
763	Berytidae	<i>Berytinus minor</i>	65	288	70	15	24	14
765	Berytidae	<i>Berytinus crassipes</i>	1	8	2	1	4	2
768	Berytidae	<i>Berytinus signoreti</i>	9	1		3	1	
775	Pyrrhocoridae	<i>Pyrrhocoris apterus</i>	13	2	3	3	2	2
777	Alydidae	<i>Alydus calcaratus</i>	16	9	25	9	5	6
779	Alydidae	<i>Camptopus lateralis</i>			6			2
782	Coreidae	<i>Bathysolen nubilus</i>			2			1
784	Coreidae	<i>Ceraleptus gracilicornis</i>		1			1	
786	Coreidae	<i>Coreus marginatus</i>	14	9	4	7	7	4
788	Coreidae	<i>Coriomeris denticulatus</i>		1	1		1	1
790	Coreidae	<i>Coriomeris scabricornis</i>	1			1		

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
792	Coreidae	<i>Gonocerus acuteangulatus</i>	2			1		
798	Coreidae	<i>Spathocera laticornis</i>		1			1	
800	Coreidae	<i>Syromastes rhombeus</i>		1			1	
801	Coreidae	<i>Ulmicola spinipes</i>	2			1		
805	Rhopalidae	<i>Corizus hyoscyami</i>		1			1	
806	Rhopalidae	<i>Liorhyssus hyalinus</i>		1			1	
807	Rhopalidae	<i>Myrmus miriformis</i>	17	11	18	7	6	6
811	Rhopalidae	<i>Rhopalus parumpunctatus</i>	5	6	6	3	5	4
812	Rhopalidae	<i>Rhopalus rufus</i>	1			1		
813	Rhopalidae	<i>Rhopalus subrufus</i>	2		1	2		1
814	Rhopalidae	<i>Stictopleurus abutilon</i>	2	2		2	1	
815	Rhopalidae	<i>Stictopleurus crassicornis</i>		4	2		4	2
817	Rhopalidae	<i>Stictopleurus punctatonervosus</i>	2	1	2	2	1	2
821	Plataspidae	<i>Coptosoma scutellatum</i>		1			1	
831	Cydnidae	<i>Legnotus picipes</i>			2			1
832	Cydnidae	<i>Microporus nigrinus</i>			1			1
851	Scutelleridae	<i>Eurygaster maura</i>	4	4	4	4	2	4
852	Scutelleridae	<i>Eurygaster testudinaria</i>		3	2		2	2
860	Pentatomidae	<i>Aelia acuminata</i>	2	3	4	2	3	2
867	Pentatomidae	<i>Carpocoris fuscispinus</i>		1			1	
870	Pentatomidae	<i>Carpocoris purpureipennis</i>	4	19		3	11	
875	Pentatomidae	<i>Dolycoris baccarum</i>	13	12	8	10	8	5
878	Pentatomidae	<i>Eurydema oleracea</i>	1	3	1	1	2	1
882	Pentatomidae	<i>Eurydema dominulus</i>	1	4		1	3	
884	Pentatomidae	<i>Eysarcoris aeneus</i>	17	34	15	5	12	6
885	Pentatomidae	<i>Eysarcoris ventralis</i>			4			2
887	Pentatomidae	<i>Graphosoma italicum</i>	1	7	5	1	4	4
890	Pentatomidae	<i>Jalla dumosa</i>		1			1	
896	Pentatomidae	<i>Palomena prasina</i>	1	15		1	4	
897	Pentatomidae	<i>Palomena viridissima</i>		1			1	
898	Pentatomidae	<i>Pentatoma rufipes</i>	1	1		1	1	
899	Pentatomidae	<i>Peribalus strictus</i>	4	3	3	4	3	3
902	Pentatomidae	<i>Piezodorus lituratus</i>	2	2	3	2	2	2
905	Pentatomidae	<i>Podops inunctus</i>	12	12	32	10	8	12
908	Pentatomidae	<i>Rubiconia intermedia</i>	3		2	3		2
909	Pentatomidae	<i>Sciocoris homalonotus</i>			2			1
911	Pentatomidae	<i>Sciocoris microphthalmus</i>			9			2
913	Pentatomidae	<i>Sciocoris cursitans</i>	1	2		1	1	
914	Pentatomidae	<i>Sciocoris distinctus</i>	1			1		
922	Pentatomidae	<i>Zicrona caerulea</i>	2			2		



Abbildung 62: Auf allen Untersuchungsflächen wurde die Wiesen-Dickkopfzikade *Anaceratagallia ribauti* nachgewiesen, sie ist die verbreitetste Zikadenart dieser Untersuchung (Foto: Gernot Kunz).

Tabelle 32: Verzeichnis der im Rahmen des WF-Grünland-Moduls in den drei Erhebungsjahren nachgewiesenen Zikadenarten, links die Werte für die Individuensummen pro Jahr, rechts die Anzahl besetzter Untersuchungsflächen pro Jahr (n = 38).

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
	Artenzahl (auf Art bestimmt)		117	120	122	Testflächen		
	Individuensumme		35.084 41.075 38.958					
12	Cixiidae	<i>Cixius nervosus</i>	2			1		
	Cixiidae	<i>Cixius spec.</i>	2	2	2	1	2	1
24	Cixiidae	<i>Hyalesthes obsoletus</i>			2			1
	Cixiidae	<i>Reptalus spec.</i>	4	3	2	2	1	1
34	Delphacidae	<i>Asiraca clavicornis</i>	1	8	9	1	4	4
41	Delphacidae	<i>Kelisia guttulifera</i>			2			1
48	Delphacidae	<i>Kelisia monoceros</i>	7		2	2		1
50	Delphacidae	<i>Kelisia praecox</i>			2			1
52	Delphacidae	<i>Kelisia ribauti</i>		1	4		1	2
55	Delphacidae	<i>Kelisia vittipennis</i>			2			1
	Delphacidae	<i>Kelisia spec.</i>		1			1	
61	Delphacidae	<i>Stenocranus minutus</i>		2			2	
63	Delphacidae	<i>Acanthodelphax denticauda</i>		1			1	
64	Delphacidae	<i>Acanthodelphax spinosa</i>	33	190	218	5	11	15
76	Delphacidae	<i>Conomelus anceps</i>	2	14	10	1	5	3
78	Delphacidae	<i>Criomorpus albomarginatus</i>	4	56	242	1	7	5

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
81	Delphacidae	<i>Criomorphus williamsi</i>	2			1		
83	Delphacidae	<i>Delphacodes capnodes</i>	2			1		
85	Delphacidae	<i>Delphacodes venosus</i>	2	2	4	1	2	1
90	Delphacidae	<i>Dicranotropis divergens</i>	36	103	94	7	9	9
91	Delphacidae	<i>Dicranotropis hamata</i>	278	559	589	25	34	32
	Delphacidae	<i>Dicranotropis spec.</i>			8			4
95	Delphacidae	<i>Ditropsis flavipes</i>	37	116	278	3	3	7
100	Delphacidae	<i>Eurybregma nigrolineata</i>			4			2
104	Delphacidae	<i>Eurysula lurida</i>		1			1	
110	Delphacidae	<i>Hyledelphax elegantula</i>	25	90	160	5	16	10
114	Delphacidae	<i>Javesella dubia</i>	168	80	132	11	10	10
115	Delphacidae	<i>Javesella forcipata</i>		12			3	
116	Delphacidae	<i>Javesella obscurella</i>	208	261	296	13	16	8
117	Delphacidae	<i>Javesella pellucida</i>	305	254	66	13	21	6
	Delphacidae	<i>Javesella spec.</i>	6	4	612	3	4	16
122	Delphacidae	<i>Laodelphax striatella</i>	353	253	322	29	25	24
125	Delphacidae	<i>Megadelphax sordidula</i>	70	300	808	14	19	21
129	Delphacidae	<i>Metropis inermis</i>	2	4		1	2	
132	Delphacidae	<i>Mirabella albifrons</i>		1			1	
133	Delphacidae	<i>Muellerianella brevipennis</i>		13	2		1	1
134	Delphacidae	<i>Muellerianella extrusa</i>	4			2		
135	Delphacidae	<i>Muellerianella fairmairei</i>	544	707	30	12	10	4
	Delphacidae	<i>Muellerianella spec.</i>	179	531	366	11	26	22
140	Delphacidae	<i>Paradelphacodes paludosa</i>	10	19	190	1	2	1
146	Delphacidae	<i>Ribautodelphax albostrata</i>	223	482	194	20	18	25
147	Delphacidae	<i>Ribautodelphax angulosa</i>	61	100	82	11	11	13
149	Delphacidae	<i>Ribautodelphax imitans</i>	209	91	132	4	8	12
	Delphacidae	<i>Ribautodelphax spec.</i>	5	73	302	2	18	31
157	Delphacidae	<i>Stiroma bicarinata</i>		10			1	
161	Delphacidae	<i>Toya propinqua</i>	4			1		
163	Delphacidae	<i>Xanthodelphax flaveola</i>	2	1	4	1	1	2
164	Delphacidae	<i>Xanthodelphax straminea</i>	14	2	14	3	2	3
	Delphacidae	<i>Delphacidae spec.</i>	164	471	121	26	28	25
172	Dictyopharidae	<i>Dictyophara europaea</i>	2	28	2	1	2	1
177	Tettigometridae	<i>Tettigometra atra</i>			2			1
180	Tettigometridae	<i>Tettigometra impressopunctata</i>	2		2	1		1
186	Tettigometridae	<i>Tettigometra virescens</i>			4			2
196	Issidae	<i>Issus coleoptratus</i>			3			2
	Issidae	<i>Issidae spec.</i>		1			1	
227	Cercopidae	<i>Cercopis sanguinolenta</i>	4		16	2		5
231	Aphrophoridae	<i>Aphrophora alni</i>	34	27	6	8	13	2
	Aphrophoridae	<i>Aphrophora spec.</i>		1			1	
236	Aphrophoridae	<i>Lepyronia coleoptrata</i>	105	40	18	12	12	5

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
238	Aphrophoridae	<i>Neophilaenus campestris</i>	294	68	384	15	9	11
241	Aphrophoridae	<i>Neophilaenus lineatus</i>	2	3		1	1	
	Aphrophoridae	<i>Neophilaenus spec.</i>	14		4	4		2
244	Aphrophoridae	<i>Philaenus spumarius</i>	1.368	603	66	26	30	11
	Aphrophoridae	<i>Aphrophoridae spec.</i>			7			5
251	Membracidae	<i>Stictocephala bisonia</i>	4	2	2	2	2	1
254	Cicadellidae	<i>Agallia brachyptera</i>	33	57	10	3	4	1
259	Cicadellidae	<i>Anaceratagallia ribauti</i>	1.386	441	148	38	21	24
	Cicadellidae	<i>Anaceratagallia spec.</i>		576	803		37	37
264	Cicadellidae	<i>Dryodurgades reticulatus</i>	2			1		
267	Cicadellidae	<i>Anoscopus albifrons</i>	14			5		
268	Cicadellidae	<i>Anoscopus albiger</i>		2			2	
270	Cicadellidae	<i>Anoscopus carlebippus</i>			8			3
271	Cicadellidae	<i>Anoscopus flavostriatus</i>	44	180	8	7	11	2
274	Cicadellidae	<i>Anoscopus serratulae</i>	158	364	24	26	34	5
	Cicadellidae	<i>Anoscopus spec.</i>	2.941	1.577	961	32	35	37
276	Cicadellidae	<i>Aphrodes bicincta</i>		27			6	
277	Cicadellidae	<i>Aphrodes diminuta</i>		17	6		3	3
278	Cicadellidae	<i>Aphrodes makarovi</i>	97	118	4	3	6	2
	Cicadellidae	<i>Aphrodes spec.</i>	1.164	579	184	33	35	31
279	Cicadellidae	<i>Planaphrodes bifasciata</i>	31			2		
	Cicadellidae	<i>Planaphrodes spec.</i>		9			2	
286	Cicadellidae	<i>Cicadella viridis</i>	594	2.208	618	31	32	25
287	Cicadellidae	<i>Evacanthus acuminatus</i>	5	10		4	4	
288	Cicadellidae	<i>Evacanthus interruptus</i>	3	1		1	1	
297	Cicadellidae	<i>Adarrus multinotatus</i>	2			1		
298	Cicadellidae	<i>Allygidius abbreviatus</i>	2	2		1	2	
299	Cicadellidae	<i>Allygidius atomarius</i>			7			3
302	Cicadellidae	<i>Allygidius furcatus</i>		4	4		2	1
	Cicadellidae	<i>Allygidius spec.</i>	7	37	11	3	9	3
304	Cicadellidae	<i>Allygus communis</i>			2			1
306	Cicadellidae	<i>Allygus maculatus</i>		9			7	
307	Cicadellidae	<i>Allygus mixtus</i>		81			12	
308	Cicadellidae	<i>Allygus modestus</i>	283	318		19	18	
	Cicadellidae	<i>Allygus spec.</i>	33			9		
312	Cicadellidae	<i>Arocephalus languidus</i>	202	268	926	18	13	19
313	Cicadellidae	<i>Arocephalus longiceps</i>	18	24	216	3	5	9
	Cicadellidae	<i>Arocephalus spec.</i>			20			4
316	Cicadellidae	<i>Arthaldeus arenarius</i>	4			1		
317	Cicadellidae	<i>Arthaldeus pascuellus</i>	662	740	156	24	27	10
318	Cicadellidae	<i>Arthaldeus striifrons</i>	2.015	2.170	1.716	25	29	23
	Cicadellidae	<i>Arthaldeus spec.</i>			8			3
319	Cicadellidae	<i>Artianus interstitialis</i>	75	1	6	6	1	3

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
321	Cicadellidae	<i>Athysanus argentarius</i>	7	22	2	3	6	1
324	Cicadellidae	<i>Balclutha calamagrostis</i>	20	2		7	2	
326	Cicadellidae	<i>Balclutha punctata</i>	35	20	112	10	11	8
	Cicadellidae	<i>Balclutha spec.</i>			20			7
335	Cicadellidae	<i>Cicadula persimilis</i>	187	78	12	15	11	3
337	Cicadellidae	<i>Cicadula placida</i>			2			1
338	Cicadellidae	<i>Cicadula quadrinotata</i>	6	54	4	1	4	1
	Cicadellidae	<i>Cicadula spec.</i>	108	294	12	17	25	3
345	Cicadellidae	<i>Conosanus obsoletus</i>	2	3		1	2	
352	Cicadellidae	<i>Deltocephalus pulicaris</i>	2.790	3.602	2.133	33	31	27
358	Cicadellidae	<i>Doratura homophyla</i>	275	20	130	6	8	7
362	Cicadellidae	<i>Doratura stylata</i>	32	138	4	6	15	1
	Cicadellidae	<i>Doratura spec.</i>	12		12	4		3
369	Cicadellidae	<i>Elymana sulphurella</i>	4	5		1	1	
376	Cicadellidae	<i>Errastunus ocellaris</i>	2.746	2.771	2.840	30	29	33
378	Cicadellidae	<i>Eupelix cuspidata</i>	4	3	11	1	2	7
382	Cicadellidae	<i>Euscelis incisus</i>	545	329	128	28	31	14
	Cicadellidae	<i>Euscelis spec.</i>			298			27
389	Cicadellidae	<i>Goniagnathus brevis</i>	2	1		1	1	
390	Cicadellidae	<i>Graphocraerus ventralis</i>	179	336	194	10	11	8
398	Cicadellidae	<i>Hardya tenuis</i>		10	6		4	3
	Cicadellidae	<i>Hardya spec.</i>	4		12	3		6
400	Cicadellidae	<i>Henschia collina</i>	6	1	4	2	1	1
411	Cicadellidae	<i>Jassargus flori</i>	556	607	400	11	10	8
412	Cicadellidae	<i>Jassargus obtusivalvis</i>	260	770	668	10	7	8
413	Cicadellidae	<i>Jassargus pseudocellaris</i>	85	20	26	1	2	2
	Cicadellidae	<i>Jassargus spec.</i>	46	42	902	6	12	15
425	Cicadellidae	<i>Macrosteles cristatus</i>	906	1.969	322	17	20	14
426	Cicadellidae	<i>Macrosteles fieberi</i>			2			1
428	Cicadellidae	<i>Macrosteles horvathi</i>	2			1		
429	Cicadellidae	<i>Macrosteles laevis</i>	981	2.081	1.194	23	31	32
436	Cicadellidae	<i>Macrosteles septemnotatus</i>		1			1	
437	Cicadellidae	<i>Macrosteles sexnotatus</i>		27			1	
438	Cicadellidae	<i>Macrosteles sordidipennis</i>			2			1
440	Cicadellidae	<i>Macrosteles variatus</i>		2			1	
441	Cicadellidae	<i>Macrosteles viridigriseus</i>	20	202	276	2	11	10
	Cicadellidae	<i>Macrosteles spec.</i>	907	299	3.114	22	34	38
442	Cicadellidae	<i>Macustus grisescens</i>	24	31	8	2	2	2
443	Cicadellidae	<i>Maiestas horvathi</i>			90			1
	Cicadellidae	<i>Maiestas spec.</i>			4			1
448	Cicadellidae	<i>Metalimnus steini</i>	5	22	8	2	6	3
450	Cicadellidae	<i>Mocydia crocea</i>	8	18	28	3	7	6
453	Cicadellidae	<i>Mocydiopsis longicauda</i>		2	22		1	9

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
454	Cicadellidae	<i>Mocydiopsis monticola</i>	16	10		5	5	
455	Cicadellidae	<i>Mocydiopsis parvicauda</i>	5			1		
	Cicadellidae	<i>Mocydiopsis spec.</i>	14			4		
457	Cicadellidae	<i>Nealiturus fenestratus</i>	6			2		
461	Cicadellidae	<i>Ophiola decumana</i>			2			1
465	Cicadellidae	<i>Orientus ishidae</i>			14			6
492	Cicadellidae	<i>Psammotettix alienus</i>	7	11	62	2	7	13
495	Cicadellidae	<i>Psammotettix cephalotes</i>	12	9		3	5	
496	Cicadellidae	<i>Psammotettix confinis</i>	281	333	1.026	22	21	30
499	Cicadellidae	<i>Psammotettix helvolus</i>	248	129	236	13	8	19
501	Cicadellidae	<i>Psammotettix kolosvarensis</i>	2			1		
503	Cicadellidae	<i>Psammotettix nardeti</i>			6			1
	Cicadellidae	<i>Psammotettix spec.</i>	76	152	1.672	16	25	37
514	Cicadellidae	<i>Recilia coronifer</i>	1.179	3.557	828	28	31	27
	Cicadellidae	<i>Recilia spec.</i>			6			1
516	Cicadellidae	<i>Rhopalopyx adumbrata</i>	1			1		
519	Cicadellidae	<i>Rhopalopyx preysleri</i>		1			1	
520	Cicadellidae	<i>Rhopalopyx vitripennis</i>			2			1
	Cicadellidae	<i>Rhopalopyx spec.</i>			2			1
533	Cicadellidae	<i>Speudotettix subfuscus</i>			2			1
534	Cicadellidae	<i>Stictocoris picturatus</i>	11	1		3	1	
535	Cicadellidae	<i>Streptanus aemulans</i>	783	1.143	22	28	32	7
536	Cicadellidae	<i>Streptanus confinis</i>			2			1
537	Cicadellidae	<i>Streptanus marginatus</i>			12			2
539	Cicadellidae	<i>Streptanus sordidus</i>	113	253	2	7	7	1
	Cicadellidae	<i>Streptanus spec.</i>			46			9
543	Cicadellidae	<i>Thamnotettix confinis</i>	6		4	1		2
545	Cicadellidae	<i>Thamnotettix exemtus</i>	5	9	18	1	3	3
	Cicadellidae	<i>Thamnotettix spec.</i>		4			2	
546	Cicadellidae	<i>Turrutus socialis</i>	1.514	2.759	3.707	26	25	23
554	Cicadellidae	<i>Errhomenus brachypterus</i>		1			1	
594	Cicadellidae	<i>Hephathus nanus</i>	2		4	1		2
595	Cicadellidae	<i>Macropsidius sahlbergi</i>		3			3	
630	Cicadellidae	<i>Megophthalmus scanicus</i>	881	659	340	30	29	21
632	Cicadellidae	<i>Penthimia nigra</i>			2			1
636	Cicadellidae	<i>Alebra spec.</i>			2			1
648	Cicadellidae	<i>Arboridia ribauti</i>			2			1
	Cicadellidae	<i>Arboridia spec.</i>			6			2
655	Cicadellidae	<i>Chlorita paolii</i>	247	79	388	19	13	24
659	Cicadellidae	<i>Chlorita viridula</i>			4			1
	Cicadellidae	<i>Chlorita spec.</i>			647			25
668	Cicadellidae	<i>Edwardsiana flavescens</i>			2			1
675	Cicadellidae	<i>Edwardsiana lamellaris</i>			2			1

Nr	Familie	Art	2008	2011	2020	2008	2011	2020
696	Cicadellidae	<i>Emelyanoviana mollicula</i>	108	159	552	14	13	34
701	Cicadellidae	<i>Empoasca decipiens</i>			6			2
703	Cicadellidae	<i>Empoasca pteridis</i>	95	25	82	14	10	17
704	Cicadellidae	<i>Empoasca vitis</i>		1			1	
	Cicadellidae	<i>Empoasca spec.</i>		23	153		15	25
708	Cicadellidae	<i>Erythria aureola</i>			2			1
717	Cicadellidae	<i>Eupteryx atropunctata</i>	2	1	42	1	1	8
718	Cicadellidae	<i>Eupteryx aurata</i>	20	32	26	1	4	2
719	Cicadellidae	<i>Eupteryx austriaca</i>	4			1		
720	Cicadellidae	<i>Eupteryx calcarata</i>	6	8	4	1	3	2
723	Cicadellidae	<i>Eupteryx cyclops</i>		2	4		1	2
731	Cicadellidae	<i>Eupteryx notata</i>	185	237	952	17	28	31
736	Cicadellidae	<i>Eupteryx stachydearum</i>		1			1	
737	Cicadellidae	<i>Eupteryx tenella</i>	6	1		3	1	
739	Cicadellidae	<i>Eupteryx urticae</i>	2		2	1		1
740	Cicadellidae	<i>Eupteryx vittata</i>	59	213	10	6	9	2
	Cicadellidae	<i>Eupteryx spec.</i>		2	12		2	3
753	Cicadellidae	<i>Forcipata citrinella</i>	689	1.646	736	17	31	35
755	Cicadellidae	<i>Forcipata forcipata</i>	2			1		
756	Cicadellidae	<i>Forcipata major</i>	56			5		
	Cicadellidae	<i>Forcipata spec.</i>	28		943	9		37
777	Cicadellidae	<i>Kybos strigilifer</i>		1			1	
	Cicadellidae	<i>Kybos spec.</i>			2			1
790	Cicadellidae	<i>Notus flavipennis</i>		1			1	
833	Cicadellidae	<i>Zyginidia pullula</i>	793	180	434	26	25	35
835	Cicadellidae	<i>Zyginidia scutellaris</i>			2			1
	Cicadellidae	<i>Zyginidia spec.</i>	2		652	1		35
840	Cicadellidae	<i>Utecha trivialis</i>	2	6	2	1	1	1
	Cicadellidae	<i>Agalliina spec.</i>			7			2
	Cicadellidae	<i>Aphrodinae spec.</i>	285			8		
	Cicadellidae	<i>Cicadellidae spec.</i>	1.750		569	9		38
	Cicadellidae	<i>Deltocephalinae spec.</i>	242	229	2	25	21	2
	Cicadellidae	<i>Typhlocybinae spec.</i>	3	1	21	2	1	6

Für die Intention der vorliegenden „Insektenstudie“ war es wichtig, Veränderungen in der Artenzusammensetzung hinsichtlich wichtiger Eigenschaften („traits“) der nachgewiesenen Arten zu prüfen (vgl. Kapitel 5.2). Veränderungen wurden dahingehend getestet, dass die mittlere Verteilung auf die Eigenschaften der Jahre 2008, 2011 und 2020 mittels Chi²-Test auf signifikante Unterschiede geprüft wurde. Tabelle 33 zeigt die Verteilungen ausgewählter Eigenschaften, für Wanzen und Zikaden zusammengefasst.

Tabelle 33: Veränderung der Verteilung der Vorkommen von Wanzen- und Zikaden-Arten (zusammengefasst) in Anzahl besetzter Testflächen bzw. im Anteil am Gesamtartenspektrum aller Testflächen (vgl. Tabelle 31 und Tabelle 32) auf ausgewählte Eigenschaften („traits“) der jeweiligen Arten.

Eigenschaften / Traits	Besetzte Flächen			Artenspektrum		
ökologischer Typ	2008	2011	2020	2008	2011	2020
(Montan-) alpine Offenlandart	0	0	3	0	0	2
Art der Verlandungszone von Stillgewässern	1	2	1	1	2	1
Halobionte Offenlandart	9	38	13	4	10	9
Hygrophile Offenlandart	124	158	125	18	18	17
Hygrophile Saumart	0	1	0	0	1	0
Hygrophile Waldart	1	3	2	1	1	1
Mesophile Offenlandart	996	1107	977	104	103	99
Mesophile Saumart	161	213	135	39	48	35
Mesophile Waldart	13	17	16	7	13	10
Stillgewässerart	1	5	0	1	2	0
Tyrphobionte und tyrphophile Art	2	4	6	2	3	5
Ubiquist/eurytope Pionierart/Kulturfolger	110	127	131	11	10	11
Xerothermophile Offenlandart	210	213	266	52	53	57
Xerothermophile Saumart	17	32	21	9	10	10
Mikroklima	2008	2011	2020	2008	2011	2020
breit	1133	1296	1115	136	150	130
kühl	8	9	10	2	1	2
kühl/feucht	65	103	97	13	21	23
warm	311	373	345	60	64	62
warm/feucht	84	89	67	18	19	16
warm/trocken	44	50	62	20	19	24
Makroklima	2008	2011	2020	2008	2011	2020
alpin	7	12	13	1	2	4
außereuropäisch	2	2	7	1	1	2
boreal	53	57	70	10	10	9
europäisch	128	195	111	30	35	29
kontinental	70	84	96	11	12	10
mediterran	110	97	96	15	11	19
undifferenziert	1275	1473	1303	181	203	184
Spezifität	2008	2011	2020	2008	2011	2020
mono I	124	141	154	29	33	32
mono II	172	204	171	33	35	37
oligo	659	739	632	71	74	69
meso	74	117	78	16	20	20
poly	616	719	661	100	112	99

Eigenschaften / Traits	Besetzte Flächen			Artenspektrum		
	2008	2011	2020	2008	2011	2020
Körpergröße						
groß (12-30 mm)	54	76	45	15	23	14
mittel (6-12 mm)	425	479	410	65	64	60
mäßig klein (3-6 mm)	808	978	840	126	139	141
klein (1-3 mm)	358	387	401	43	48	42
Generationen	2008	2011	2020	2008	2011	2020
eine	764	920	720	159	179	162
zwei	879	997	967	88	93	93
semivoltin	1	2	7	1	1	1
mehrfähig	1	1	2	1	1	1
Überwinterung	2008	2011	2020	2008	2011	2020
Ei	905	1075	860	111	125	112
Larve	205	262	238	27	30	28
Imago	450	506	498	97	107	105
mehrere	85	77	100	14	12	12
Gefährdung	2008	2011	2020	2008	2011	2020
CR – Critical	1	7	2	1	3	2
EN – Endangered	29	46	46	12	13	21
VU – Vulnerable	50	56	64	15	14	17
NT – Near Threatened	68	100	83	21	26	20
LC_ Least Concern	1468	1673	1473	192	210	186
DD – Data Deficient	27	36	21	7	7	9
NE – Not Evaluated	2	2	7	1	1	2
Bestandstrend in Österreich	2008	2011	2020	2008	2011	2020
abnehmend	623	722	596	79	89	88
stabil	990	1156	1072	158	174	157
zunehmend	24	24	19	7	6	8
unbekannt	8	18	9	5	5	4

In der Artengemeinschaft der Wanzen und Zikaden auf den untersuchten Testflächen in Südostösterreich konnte bezüglich des ökologischen Typs eine signifikante Verschiebung des Artenspektrums zwischen 2008, 2011 und 2020 festgestellt werden. Einem Rückgang mesophiler Arten im Offenland und an den Säumen steht eine Zunahme von Arten xerothermophiler Offenlandlebensräume sowie von wenig anspruchsvollen Ubiquisten gegenüber; die anderen Typen spielen nur eine geringe Rolle bzw. änderten sich im Falle der hygrophilen Arten kaum.

Während sich die Artenspektren hinsichtlich der mikroklimatischen Ansprüche nicht signifikant verändert haben (aber tendenziell sowohl Arten mit kühl/feuchten als auch warm/trockenen

Ansprüchen zunehmen), haben sich aus makroklimatischer Sicht Arten mit borealer und kontinentaler Verbreitung gegenüber denen mit europäischer und mediterraner Verbreitung überraschenderweise ausgebreitet – ein Befund, der sich nicht direkt mit der Entwicklung des ökologischen Typs deckt.

Betrachtet man die Fähigkeit, eine oder zwei Generationen im Jahr auszubilden, so hat sich das Verhältnis der Arten und ihrer Verbreitung im Laufe der Untersuchungsperiode signifikant zu jenen verschoben, die zwei Generationen im Jahr durchlaufen. Unter Berücksichtigung der derzeit zu beobachtenden kontinuierlichen Verlängerung der Vegetationsperiode in Österreich kann dies eine wichtige Grundlage für steigende Individuendichten darstellen. Auch die Überwinterungsstrategien haben sich verschoben – die unter „ursprünglichen“ Klimabedingungen im Voralpenraum günstigste Überwinterungsform im Eistadium (vgl. Kapitel 3.2.7) trat, möglicherweise aufgrund milderer Winter im Laufe der Erhebungsperiode, zugunsten der Überwinterung als Larve und Imago zurück. Auch Arten mit verschiedenen Überwinterungsstrategien haben deutlich zugenommen. Diese Entwicklung ist bereits von 2008 auf 2011 deutlich spürbar.

Keine signifikanten Veränderungen zeigten sich hingegen bei den Eigenschaften Nahrungsspezifität, Körpergröße (jedoch bei tendenzieller Verschiebung hin zu kleineren Arten), Gefährdung und österreichischem Bestandstrend.



Abbildung 63: Ein naturschutzfachliches „Highlight“: Die stark gefährdete Grüne Ameisenzikade *Tettigometra virescens*. Sie lebt in Symbiose mit Ameisen an verschiedenen Kräutern (v. a. Disteln) und ist in Österreich stark gefährdet. Auf den Flächen ID 03 und 19 konnte 2020 jeweils ein Tier gefunden werden (Foto: Gernot Kunz).



Abbildung 64: Die xerothermophile Offenland-Wanze *Xanthochilus quadratus*. Die Art stammt aus dem Mediterrangebiet und ist offenbar innerhalb Österreichs in Ausbreitung. Sie konnte erstmals in den Flächen im Jahr 2020 an zwei Standorten angetroffen werden (Foto: W. Rabitsch).

Die tendenzielle Verschiebung hinsichtlich Körpergröße bedurfte jedoch einer näheren Beschäftigung, denn ein Artenspektrum mit höheren Anteilen kleiner Arten kann trotz zunehmender Individuenzahl geringere Biomassen aufbauen, was weitere Folgen vor allem auf andere Tiere, die Zikaden oder Wanzen als Nahrung nutzen, hätte. Die Biomasse der einzelnen Arten wurde näherungsweise aus den Körpergrößenklassen der Artenbewertung (vgl. Kapitel 5.2) abgeleitet, wobei im Falle der nicht auf Artniveau bestimmten Zikaden der Wert der nächstverwandten Arten herangezogen wurde. Im Zuge dieser groben Annäherung zeigte sich eine markante Zunahme der mittleren Biomasse von Wanzen an den Testflächen für das Erhebungsjahr 2011, die signifikant über den Werten von 2008 und 2020 lag, letztere beide Jahre unterschieden sich hingegen nicht. Im Falle der Zikaden lagen die geschätzten mittleren Biomassen an den Testflächen im Jahr 2020 jedoch hoch signifikant niedriger als 2008 und 2011 – hier kam es also offensichtlich trotz gleichbleibender Individuendichte (vgl. Kapitel 7.6.6) zu einem Rückgang der Zikaden-Biomasse bedingt durch eine Verschiebung des Artenspektrums hin zu kleineren Arten.

Bei den Zikaden sind auf den Flächen sind vor allem Vertreter der Zirpen (Deltocephalinae) dominant: Flohzirpe *Deltocephalus pulicaris* (Abbildung 66), Bunte Graszirpe *Errastunus ocellaris*, Triften-Graszirpe *Turrutus socialis* und andere sind kleine bis mittelgroße, wenig anspruchsvolle Wiesenarten, die hoch mobil sind und „typische“ Auswirkungen mäßig

intensiver landwirtschaftlicher Wiesennutzung (z. B. Düngung, mehrmalige Mahd pro Jahr) gut tolerieren. Der festgestellte Rückgang von größeren Zikaden zeigt sich vor allem in den stark abnehmenden Individuenzahlen bei Schaum- und Erdzikaden. Besonders augenscheinlich ist das bei der Wiesenschaumzikade *Philaenus spumarius* (Abbildung 65): Diese früher sehr häufige und weit verbreitete Art reagiert auf Mahd sehr empfindlich; mehr als einen Schnitt pro Jahr verträgt sie längerfristig nicht. Möglicherweise zeigt die Untersuchung hier eine schon einige Zeit wirksame „Aussterbeschuld“ aufgrund einer länger zurückliegenden Flächenintensivierung. Überraschenderweise finden sich ähnliche Tendenzen auch bei den bodennah lebenden Erdzikaden (*Aphrodes* spp., *Anoscopus* spp.), die aufgrund ihrer Lebensweise gegenüber Mahd toleranter sein sollten.

7.6.6 Ergebnisse - Artenreichtum und Abundanz der Testflächen

Zur Beurteilung der Veränderung der Artenvielfalt und Insektendichte im einzelnen Lebensraum wurde für die 37 Probeflächen, die in allen drei Erhebungsjahren gleichermaßen erfasst wurden, die jeweiligen Artenzahlen und Abundanzen der Wanzen und Zikaden ermittelt. Bei den Zikaden, wo vor allem Weibchen bei vielen Arten nur auf Gattungsniveau bestimmt werden konnten, wurde pro Aufsammlung geprüft, ob die jeweils auf Gattung bestimmten Tiere auch durch exakt bestimmte Individuen derselben Gattung repräsentiert sein könnten. Wo dies nicht der Fall war, wurden auch diese nicht genau bestimmten Taxa als zusätzliche Art gezählt.



Abbildung 65: Die Wiesenschaumzikade *Philaenus spumarius* war früher auf allen Wiesen und Weiden zu finden, ist aber gegenüber intensiverer Grünlandnutzung empfindlich und in ganz Österreich im Rückgang begriffen. (Foto: Gernot Kunz).

Die Tabelle 34 stellt die mittleren Artenzahlen sowie die mittleren Individuensummen pro Erhebungsfläche in den drei Erfassungsjahren dar und markiert statistisch signifikante Unterschiede.

Die Artenvielfalt der Wanzen stieg hoch signifikant um 16 % von 2008 auf 2011 an und blieb auf ähnlich hohem Niveau auch im Jahr 2020. Die Artenvielfalt der Zikaden stieg ebenfalls hoch signifikant um 21 % von 2008 auf 2011 an; im Vergleich zu 2020 sank die Artenvielfalt dann wieder signifikant, blieb jedoch im Gegensatz zu den Wanzen auch signifikant über den Werten von 2008 (Paired t-Test).

Die Individuendichte der Wanzen lag im Untersuchungsjahr 2011 hoch signifikant höher als in 2008 sowie 2020, letztere beide Jahre unterschieden sich hingegen nicht (Paired t-Test). Die Dichte lag 2011 im Mittel um 48 % bzw. 41 % über der in den beiden anderen Jahren. Die Individuendichte der Zikaden stieg von 2008 auf 2011 ebenfalls signifikant im Mittel um 26 % an, blieb aber 2020 auf etwa demselben hohen Niveau. Aufgrund der starken Streuung der Einzelwerte ist der Unterschied zwischen 2008 und 2020 aber nicht mehr signifikant (Paired t-Test).

Tabelle 34: Vergleich der mittleren Artenzahlen und Individuendichten der Wanzen und Zikaden an den 37 Testflächen in den Jahren 2008, 2011 und 2020, getrennt für alle Arten sowie für die gefährdeten Arten (RL – Rote Liste) der Kategorien „CR“, „EN“ und „VU“. Signifikante Unterschiede zum Vorjahr sind mit * ($p < 0,05$) bzw. ** ($p < 0,01$) gekennzeichnet. Ind. – Individuensumme.

Artengruppe	Arten 2008	Arten 2011	Arten 2020	Ind. 2008	Ind. 2011	Ind. 2020
Wanzen	17,2	** 20,0	18,9	116,4	** 172,8	** 122,6
Zikaden	28,3	** 34,2	** 30,4	881,2	* 1.106,7	1.029,5
Wanzen RL	0,38	** 0,91	0,88	1,1	** 3,2	2,7
Zikaden RL	1,8	2,1	* 2,2	67,7	72,9	69,9



Abbildung 66: Die häufigste Zikadenart in dem untersuchten Material war die Wiesengraszirpe *Deltocephalus pulicaris* (Foto: Gernot Kunz).

Um die naturschutzfachliche Bedeutung dieser Entwicklungen besser abschätzen zu können, wurden die Vergleiche mit den gefährdeten Arten der Roten Liste aus den Kategorien „CR – Critically Endangered“, „EN – Endangered“ und „VU – Vulnerable“ wiederholt. Die Signifikanz der Veränderungen wurden aufgrund der Datenstruktur mit vielen Nullmeldungen durch Vergleich der Mediane im Wilcoxon Signed Rank Test geprüft (vgl. Tabelle 34). Bei den Wanzen kam es auch bei den gefährdeten Arten zu einem hoch signifikanten Zuwachs an Artenzahl und Individuensumme von 2008 auf 2011 bzw. 2020, während sich die letzten beiden Werte nicht mehr unterschieden. Auch bei den Zikaden kam es während der Untersuchungsperiode zu einer Zunahme der gefährdeten Arten pro Testfläche, die im Vergleich von 2008 zu 2020 signifikant ausfällt. Abweichend davon hat sich jedoch die mittlere Individuensumme gefährdeter Zikaden auf den Testflächen nicht verändert.

Ähnlich wie bei den Heuschrecken und Fangschrecken im österreichweiten Erhebungsmodul (Kapitel 7.2.3) gab es deutliche Unterschiede in der Entwicklung des Artenreichtums pro Testfläche zwischen artenarmen, durchschnittlich artenreichen und überdurchschnittlich artenreichen Testflächen (jeweils in vergleichbar große Gruppen geteilt). Sowohl bei den Wanzen als auch Zikaden zeigten erstere deutliche Zunahmen der Artenzahl, während die ursprünglich artenreichen Testflächen deutliche Rückgänge zu verzeichnen hatten. Die Unterschiede zwischen den drei Testflächen-Gruppen sind hoch signifikant (One-Way Analysis of Variance, $p < 0,001$ für Wanzen und Zikaden, Abbildung 67).

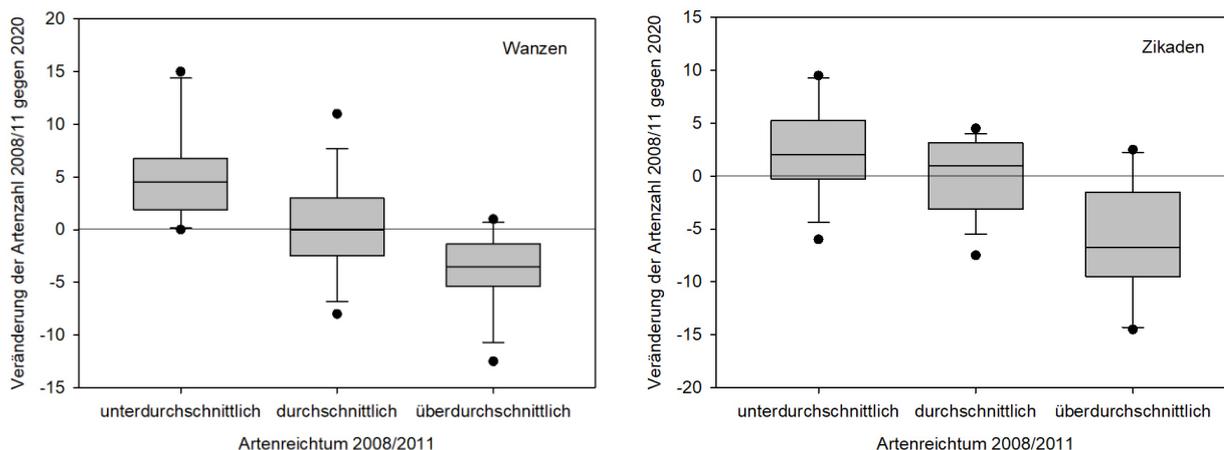


Abbildung 67: Veränderung der Artenzahl im Vergleich der beiden Untersuchungsperioden (2008 & 2011 gemittelt), getrennt dargestellt für unterdurchschnittlich, durchschnittlich und überdurchschnittlich artenreiche Testflächen (jeweils etwa gleich große Stichproben) – links für Wanzen, rechts für Zikaden. Box-Plot-Darstellung mit oberem und unterem Quantil als Begrenzung der Box, Darstellung des Medians sowie Ausreißer. Die Unterschiede sind hoch signifikant.

7.6.7 Ergebnisse – Bedeutung der Landnutzung

Alle untersuchten Testflächen sind landwirtschaftlich genutzte Feldstücke, für die Daten zur Bewirtschaftung sowie zum Vorhandensein von Naturschutzauflagen vorliegen. Da das ursprüngliche Projekt zur Bewertung der Maßnahme „Naturschutz“ im ÖPUL konzipiert wurde, weisen die meisten Flächen (zumindest in der ersten Erhebungsperiode) den Code „WF - Naturschutz“ auf und es bestanden Bewirtschaftungsverträge mit für fünf Jahre bindender Projektbestätigung im Rahmen der landwirtschaftlichen Förderung. Von den 37 in die Auswertung genommenen Testflächen waren 2008/11 29 in der Maßnahme „WF“, während die übrigen acht ohne spezielle Auflagen bewirtschaftet wurden. Für das Erhebungsjahr 2020 wurde der Status der Testflächen mit dem aktuellen INVEKOS-Datensatz abgeglichen: Sechs Feldstücke wurden zwischenzeitlich aus „WF“ genommen, während zwei neu in die Maßnahme gekommen sind.

Bei der Beurteilung der Wirkung der Maßnahme „WF“ auf die Insektendiversität müssen auch verfügbare äußere Parameter berücksichtigt werden. So ist die Seehöhe, in der die Testfläche liegt, signifikant negativ mit den Artenzahlen und Individuendichten der Wanzen korreliert, d. h. je höher die Fläche liegt, desto geringer ist die Wanzenvielfalt und -Dichte. Bei den Zikaden gilt dies in ähnlichem Ausmaß, mit Ausnahme der Individuendichten im Jahr 2020, die keine Höhenabhängigkeit zeigen. Glücklicherweise unterscheidet sich die Verteilung der WF-Flächen

auf die Seehöhen nicht von der der Nicht-WF-Flächen, sodass etwaige Unterschiede nicht durch die Höhenlage bestimmt werden dürften.

Tabelle 35 gibt einen Überblick über die Parameter des Wanzen- und Zikadenauftritts getrennt zwischen WF-Flächen und Nicht-WF-Flächen (Stand 2008). Mit einer Ausnahme sind sowohl die Werte der Artenzahl als auch die der Individuendichten auf den WF-Flächen teils deutlich höher; aufgrund der starken Streuung und der vergleichsweise geringen Referenzzahl an Nicht-WF-Flächen ist jedoch nur die erhöhte Artenzahl und Individuendichte der Wanzen im ersten Jahr 2008 statistisch signifikant. Bemerkenswert ist jedoch, dass sich die Unterschiede zwischen WF- und Nicht-WF-Flächen im Laufe der Untersuchungsperiode verringerten und bei den Zikaden der Median der Individuendichten im Jahr 2020 auf den Nicht-WF-Flächen sogar höher lag.

Besonders stark tritt dieser Effekt der zunehmenden Bedeutung der Nicht-WF-Flächen beim Vergleich der Veränderung von Arten- und Individuenzahl zwischen der ersten Periode (2008 und 2011 gemittelt) mit 2020 zu Tage (Tabelle 35): In allen Fällen wiesen die WF-Flächen ungünstigere Entwicklungen auf als die Referenzflächen. Die Unterschiede sind jedoch trotz der teils beträchtlichen Werte nicht signifikant – dazu wäre eine größere Stichprobe an Nicht-WF-Flächen notwendig gewesen. Dies ist auch der Grund, dass bei einer Prüfung, ob es Unterschiede zwischen den Testflächen gibt, die bis 2020 in WF geblieben sind und jenen, die aus dem Programm herausgenommen wurden, keine signifikanten Unterschiede nachweisbar waren. Tendenziell zeigte sich aber auch hier eine günstigere Entwicklung auf den sechs Flächen aktuell ohne Maßnahme „WF“ gegenüber den 23 verbliebenen WF-Flächen. Dieses Ergebnis der aktuellen Ähnlichkeit von WF- mit angrenzenden Nicht-WF-Flächen deckt sich gut mit den Erkenntnissen in Holzer et al. (2019), die bei Tagfaltern und Heuschrecken ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen zweimähdigen WF-Flächen und ungeförderten Referenzflächen fanden.

14 Testflächen (darunter neun WF-Flächen) waren beweidete Feldstücke, auf 23 Testflächen (davon 20 WF-Flächen) wurde hingegen nur gemäht. Die Unterschiede in der Insektenvielfalt sind in Tabelle 35 ersichtlich. Auch hier kam es zu einer markanten Veränderung von der ersten zur zweiten Erhebungsperiode. Bei den Wanzen lagen die Artenzahlen und Individuendichten auf unbeweideten Feldstücken tendenziell höher, glichen sich aber im Jahr 2020 stark an. Auch bei den Zikaden ist diese Entwicklung festzustellen, die dadurch bedingt war, dass die Bestände in den beweideten Flächen von 2008/11 auf 2020 tendenziell zunahmen, auf den gemähten hingegen tendenziell abnahmen. Die Schwankungen von Testfläche zu Testfläche sind jedoch sehr stark, sodass die Aussagen statistisch nicht abgesichert sind.

Tabelle 35: Vergleiche der Parameter Artenzahl und Individuendichte (jeweils Mediane) von Wanzen und Zikaden an den Testflächen der einzelnen Untersuchungsjahre im Vergleich von WF- bzw. Nicht-WF-Flächen (Stand 2008), beweideten und nicht beweideten Flächen sowie dem Alter der „WF“-Vereinbarung im Jahr 2008; signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet (Mann-Whitney Rank Sum Test, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$).

Parameter	WF- Fläche	nicht- WF- Fläche	bewei- det	nicht beweidet	WF> 10 Jahre	WF 5- 10 Jahre	WF <5 Jahre
Stichprobe	29	8	14	23	7	12	9
Wanzen Arten 2008	* 18,0	7,5	12,5	18,0	19,0	20,0	17,0
Wanzen Arten 2011	19,0	14,5	16,0	22,0	22,0	20,5	17,0
Wanzen Arten 2020	20,0	15,5	19,5	19,0	22,0	21,5	16,0
Wanzen Ind. 2008	* 118,0	30,5	95,0	118,0	166,0	127,0	56,0
Wanzen Ind. 2011	172,0	49,0	107,5	172,0	125,0	187,0	172,0
Wanzen Ind. 2020	98,0	55,0	108,0	94,0	106,0	137,5	90,0
Zikaden Arten 2008	* 30,0	21,0	25,5	30,0	32,0	31,0	28,0
Zikaden Arten 2011	35,0	28,5	33,0	34,0	33,0	39,5	* 31,0
Zikaden Arten 2020	31,0	27,5	30,0	30,0	34,0	31,0	32,0
Zikaden Ind. 2008	828,0	460,0	* 511,0	989,0	989,0	819,0	1.264,0
Zikaden Ind. 2011	971,0	888,5	872,0	1.053,0	855,0	1.052,0	946,0
Zikaden Ind. 2020	908,0	1.042,0	983,5	963,0	1.073,0	883,5	1.023,0
Wanzen Artendiff. 08/11 vs. 20	-1,0	3,5	1,8	-1,0	1,0	-1,0	-3,5
Wanzen Ind.diff. 08/11 vs. 20	-21,0	-0,8	16,0	-21,0	-56,5	20,3	-2,0
Zikaden Artendiff. 08/11 vs. 20	0,0	1,5	1,3	0,0	2,5	-2,3	1,0
Zikaden Ind.diff. 08/11 vs. 20	-33,5	428,5	198,5	-232,5	188,0	-101,5	-232,5

Abschließend wurde geprüft, ob die Dauer der biodiversitätsfördernden Bewirtschaftung, ausgedrückt als Zeitraum, der seit Abschluss der „WF“-Vereinbarung bis zum Untersuchungsbeginn im Jahr 2008 verstrichen ist, für die Insektenvielfalt und deren Veränderung von Bedeutung ist. Wie die Werte in Tabelle 35 zeigen, sind die entsprechenden

Parameter für die Wanzen in den „jungen“ WF-Flächen tendenziell niedriger als auf den länger bestehenden Vertragsschlägen. Es zeigt sich jedoch, dass diese signifikant höher gelegene Standorte umfassen, sodass der Unterschied in der Artenvielfalt und Dichte eher mit der Seehöhenlage in Verbindung zu bringen ist. Dafür spricht auch der Umstand, dass sich die Differenz auch im Jahr 2020, in dem alle untersuchten Flächen nun über 10 Jahre als WF-Flächen bestehen, weiterhin erhalten ist. Die Zikaden zeigten hingegen nur im Jahr 2011 eine signifikant niedrigere Artenzahl auf den „jungen“ WF-Flächen, sonst waren keine belastbaren Unterschiede feststellbar. Auch die Veränderungen im Vergleich der Situation von 2008/11 zu 2020 ergaben keine klare Richtung bzw. signifikante Unterschiede.

Zwei wichtige Aspekte der Maßnahme „Naturschutz“ betreffen Schnittzeitpunktverzögerungen sowie Düngeverzicht, die allgemein als biodiversitätsfördernd angesehen werden. Im Falle der Schnittzeitpunktverzögerung können die unterschiedlichen Testflächen aber nicht direkt miteinander verglichen werden, da die Schnittzeitpunktverzögerung signifikant positiv mit der Seehöhe korreliert. Robust sollte jedoch ein Vergleich der Unterschiede in Artenzahl und Individuendichte zwischen den beiden Erfassungsperioden ausfallen (Tabelle 36). Überraschenderweise zeigen die Testflächen mit Düngeverzicht durchwegs rückläufige Werte im Vergleich der beiden Perioden, während Testflächen ohne Düngeverzicht zunehmende Insektenbestände hatten, im Falle der Zikaden-Individuen sogar signifikant. Hier ist jedoch zu beachten, dass die Flächen ohne Düngeverzicht fast alle beweidet wurden, was die unterschiedliche Entwicklung sicher mitprägt.

Tabelle 36: Vergleiche der Parameter Veränderung von Artenzahl und Individuendichte (jeweils Mediane) von Wanzen und Zikaden an den Testflächen zwischen der ersten Erhebung 2008/11 (gemittelt) und 2020 in Bezug auf Schnittzeitpunktverzögerung und Düngeverzicht; signifikante Unterschiede sind gekennzeichnet (Mann-Whitney Rank Sum Test bzw. Kruskal-Wallis One Way ANOVA, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$).

Parameter	Dünge- verzicht	kein Dünge- verzicht	Mahd traditionell	Mahd +28 Tage	Mahd +42 Tage
Stichprobe	20	17	12	5	6
Wanzen Artendiff. 08/11 vs. 20	-1,0	3,5	-1,8	2,5	-3,0
Wanzen Ind.diff. 08/11 vs. 20	-35,0	8,5	-59,3	25,5	-45,3
Zikaden Artendiff. 08/11 vs. 20	-0,3	1,5	0,3	0,0	-2,0
Zikaden Ind.diff. 08/11 vs. 20	-269,8	* 209	120,0	-329,0	-349,3



Abbildung 68: Fläche ID 74 bei Leber nahe St. Radegund bei Graz war eine beweidete Nicht-WF-Fläche, auf der sowohl Arten- als auch Individuenzahl von Wanzen und Zikaden im Laufe der Untersuchungsperiode kontinuierlich anstiegen (August 2020, Foto: Ökoteam).

Bezüglich der Schnittzeitpunktverzögerung zeigen die Flächen mit mittlerer Verzögerung von 28 Tagen bei den Wanzen tendenziell die günstigste langfristige Entwicklung, auf Flächen mit traditioneller sowie mit stark verspäteter Mahd waren die Entwicklungen tendenziell negativ. Bei den Zikaden wirkte sich die Schnittzeitpunktverschiebung nicht auf die langfristige Veränderung der Artenzahl aus, überraschenderweise nahmen jedoch die Individuendichten auf Wiesen ohne Mahdeinschränkung tendenziell deutlich stärker zu als auf den Referenzflächen mit verzögerter Mahd. Dies lag daran, dass auf den traditionell gemähten Wiesen die Zikadendichte im Jahr 2008 lediglich 50 % derjenigen der Wiesen mit verspäteter Mahd ausmachte, im Jahr 2020 diese aber um 33 % mehr Zikaden beherbergten als die verspätet gemähten Wiesen.

Sowohl hinsichtlich Düngeverzicht, als auch Schnittzeitpunktverschiebung wären positive Effekte auf Wanzen und Zikaden zu erwarten, die sich auch in höheren mittleren Werten der ersten beiden Jahre ausdrücken. Aufgrund welcher Umstände diese Zusammenhänge im Erhebungsjahr 2020 nicht mehr bestanden, lässt sich vorerst nicht erklären. Denkbar wäre eine kontinuierlich ablaufende Extensivierung der Nicht-WF-Flächen während der Untersuchungsperiode, die in diesem Landschaftsgebiet mit vorwiegend zweimähdiger Nutzung und tendenziell extensiver Weidetierhaltung durchaus vorstellbar ist. Dadurch würden sich die anfangs noch deutlichen Unterschiede zu den mit Auflagen belegten WF-Flächen sukzessive ausgleichen. Hierfür wären weiterführende Untersuchungen von großer Wichtigkeit!

8 Auswertungen vergleichbarer bestehender Freilanderhebungen

Es gibt nur sehr wenige österreichische Studien, die den in Kapitel 6.1 genannten Kriterien für die Beurteilung der Veränderungen von Insektenpopulationen in den letzten 30 Jahren entsprechen. Für zwei in den letzten Jahren abgeschlossene Erhebungen, die jedoch mit anderen Zielsetzungen durchgeführt wurden, konnte eine zusätzliche Auswertung des Datenmaterials hinsichtlich der Gewinnung von belastbarem Datenmaterial für diese „Insektenstudie“ durchgeführt werden.

Methodische Grundsätze der beiden Erhebungen, Ergebnisse sowie eine Analyse für die Diskussion der Befunde auf Basis aller umgesetzter Wiederholungserhebungen geben die folgenden Kapitel.



Abbildung 69: Beispiel für eine im Rahmen des Projektes BINATS bearbeitete Kulturlandschaft mit einem hohen Anteil der Kulturarten Mais bzw. Raps – Testfläche 102 bei Jedenspeigen/Niederösterreich zur Vollblüte des Rapses (28.4.2014).

8.1 BINATS – Erfassung der Biodiversität in den österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen

Kathrin Pascher (Projektleitung), Christa Hainz-Renetzeder, Leopold Sachslehner & Thomas Zuna-Kratky (Detailauswertung für Insektenstudie)

Das Projekt BINATS – für Biodiversity – Nature – Safety – wurde im Jahr 2006 gestartet, um ein Indikatorsystem für die Effekterkennung für den potentiellen Einsatz gentechnisch veränderter Organismen in der österreichischen Landwirtschaft aufzubauen. In der Zwischenzeit hat sich die Zielsetzung des Projektes dahingehend verändert, dass daraus ein Beobachtungsprogramm für die Vielfalt von Landschaftsstrukturen, Lebensräumen und Arten in der Agrarlandschaft Österreichs entwickelt wurde (vgl. Pascher et al. 2020). Ausgehend von der Basiserhebung in den Jahren 2007 und 2008 (vgl. Pascher et al. 2010b) wurde mit zehn Jahren Abstand ein zweiter Erhebungsdurchgang in den Jahren 2017 und 2018 durchgeführt. Da zwei Insektengruppen – Tagfalter sowie Heuschrecken und Fangschrecken – in beiden Erhebungsphasen mit derselben Methodik aufgenommen wurden, können die Ergebnisse wertvolle Belege für die Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich liefern. Aus diesem Grund wurde für die vorliegende Insektenstudie eine Abfrage der BINATS-Daten vorgenommen, die dankenswerterweise nach Zustimmung der Auftraggeber (Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus BMLRT sowie des Bundesministeriums für Soziales, Gesundheit, Pflege und Konsumentenschutz BMSGPK) für die vorliegende Studie zur Verfügung gestellt wurden.

8.1.1 Methodische Vorgehensweise

Die Flächenauswahl für das BINATS-Monitoring orientierte sich an den Anbaugebieten für Mais und Raps – jene Kulturpflanzen, für die der Einsatz gentechnisch veränderter Organismen zu Beginn der Programmimplementierung im Jahr 2006 am wahrscheinlichsten erschien. Im Zuge eines stratifizierten Auswahlprozesses wurden 100 Testflächen im Ausmaß von jeweils 625 x 625 m in diesen Anbauregionen ausgewählt, die eine repräsentative Stichprobe für die jeweiligen Anbaugebiete in Österreich darstellen (Details zum Auswahlverfahren siehe Pascher et al. 2010b). Auf jede Testfläche wurden jeweils zehn Probekreise mit einem Durchmesser von 20 m zufällig verteilt. Auf diesen Probekreisen fanden die Erhebungen der Indikatorgruppen Heuschrecken und Fangschrecken, Tagfalter, Wildbienen (im zweiten Erhebungszeitraum) und Gefäßpflanzen statt, während Biotoptypen und Landschaftsstrukturen auf der gesamten Testfläche erhoben wurden (methodische Details siehe Pascher et al. 2010a, 2020). Die Aufnahmefläche für die hier diskutierten Indikatorgruppen betrug pro Probekreis 200 m²

(Heuschrecken und Fangschrecken) bzw. 400 m² (Tagfalter), die jeweilige Erhebungsdauer betrug maximal vierzig Minuten.

Die gewählten Erhebungsmethoden für die beiden an beiden Durchgängen erhobenen Insektengruppen erlauben nicht nur eine qualitative Darstellung der Artenzusammensetzung, sondern durch die Erfassung der Individuenzahlen entlang von Erhebungstransekten auch eine Darstellung der Individuendichte der jeweiligen Arten, was diese Untersuchung besonders wertvoll für das Monitoring von Insektenpopulationen macht.

Die Abbildung 70 zeigt die Verteilung der Testflächen, die im Zuge des BINATS-Projektes in den Jahren 2007 und 2008 erhoben und in der zweiten Erfassungsperiode 2017 und 2018 erneut aufgenommen wurden. Die Hauptproduktionsgebiete des Ackerbaus in Österreich sind mit dieser Stichprobenauswahl repräsentativ abgedeckt, wobei der Schwerpunkt im Detail auf den wichtigen Anbauregionen von Mais und Raps liegt.

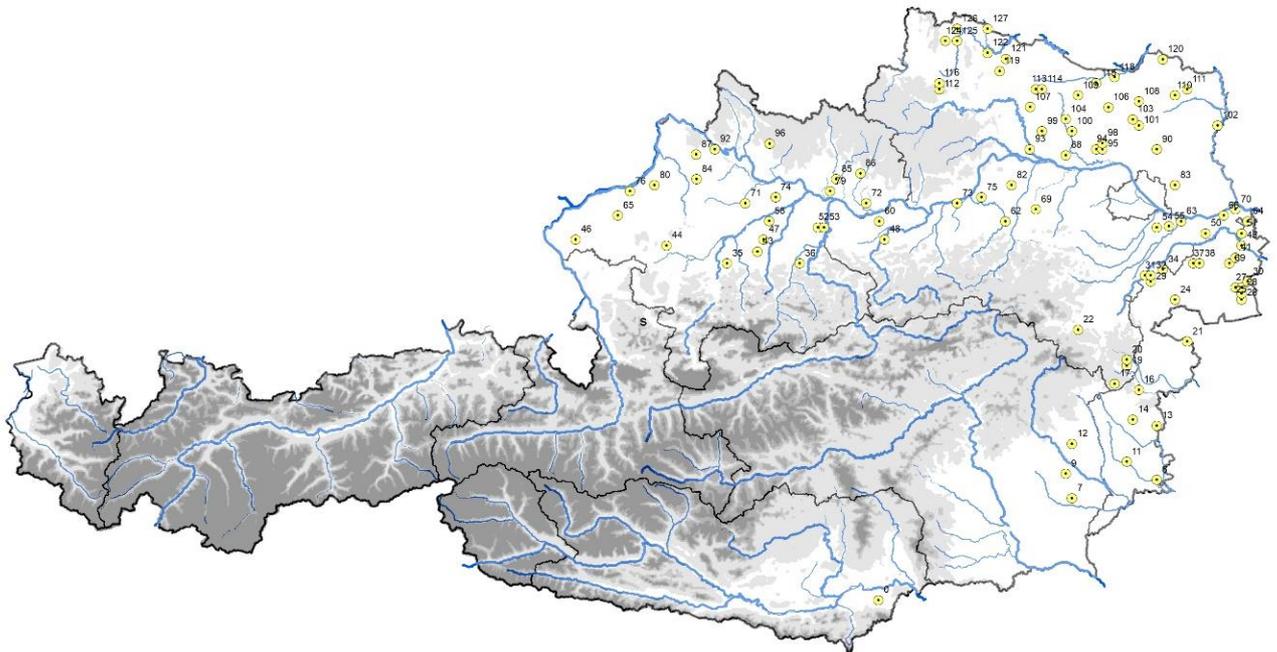


Abbildung 70: Verteilung der Testflächen für das Projekt BINATS in den Anbauregionen von Mais und Raps in Österreich. Die Nummern bezeichnen die Kennzeichnung der jeweiligen Testflächen in der BINATS-Datenbank.

8.1.2 Änderung von Landnutzung und Strukturausstattung der Landschaft

Die detaillierten Erhebungen der Biotoptypen sowie der Landschaftsstrukturen erlauben eine flächenscharfe Darstellung der Veränderungen in der ackerbaulich dominierten Landschaft, die durch die BINATS-Stichprobe abgebildet ist. Die markantesten Veränderungen zwischen den beiden Perioden 2007/08 sowie 2017/18 lassen sich wie folgt zusammenfassen (vgl. Pascher et al. 2020):

- Zunahme der Wald- und Gehölzflächen um 13 %
- Abnahme von Grünland und Grünlandbrachen um 6,6 %
- Abnahme von Obstkulturen um 64 % bei sehr geringem Flächenanteil
- Weitgehend stabiler Flächenanteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf hohem Niveau (91 % bei BINATS I, 90 % bei BINATS II)
- Der Anteil linearer Landschaftselemente ist in Summe etwa gleich geblieben, lediglich die Teilkategorie „lineare Gehölzstruktur“ hat etwa 10 % ihrer Fläche verloren
- Zunahme versiegelter Flächen um 10 %

Die Ergebnisse bestätigen bestimmte Trends in der österreichischen Kulturlandschaft, die bereits in Kapitel 4.2 ausgewertet wurden. Die Zunahme des Waldes erfolgt bei gleichzeitiger Abnahme der Grünlandfläche, wobei anzunehmen ist, dass dies vor allem Extensivgrünland auf Grenzertragsstandorten betrifft. Die Ausstattung mit Landschaftselementen sowie Ackerbrachen ist in der produktiven Ackerlandschaft in Summe sehr gering, die Fläche scheint jedoch in den letzten Jahren – auf diesem niedrigen Niveau – konstant zu bleiben, wobei am ehesten lineare Strukturen einem anhaltenden Druck ausgesetzt sind.

8.1.3 Analyse der Veränderungen der Insektenpopulationen

Die Analyse der Veränderungen von Insektenpopulationen in Österreich basierend auf den Daten aus dem BINATS-Projekt muss mehrere methodische Einschränkungen beachten. Jede Testfläche wurde mit einem zehnjährigen Abstand bisher erst zweimal getestet – im ersten und im zehnten Jahr. Der Vergleich dieser beiden Stichproben erlaubt keine Rückschlüsse auf die Streuung der Artenzusammensetzung sowie der Individuendichte von Heuschrecken und Tagfaltern. Wir verfügen derzeit daher über zwei zehn Jahre auseinander liegende Bestandswerte, können aber angesichts der bekannten, teils ein Mehrfaches des langjährigen Mittelwertes umfassenden Bestandesschwankungen von Insekten nicht sagen, ob die beobachteten Trends charakteristisch für die zehnjährige Untersuchungsperiode sind. Die vergleichende Betrachtung der Veränderungstrends in unterschiedlichen Landschaftsräumen sowie bei ökologischen Artengruppen kann diese Einschränkung ausgleichen.

Die zweite Einschränkung liegt darin begründet, dass die Testflächen untereinander nicht alle vergleichbar intensiv untersucht wurden. Im Schnitt mussten auf den 100 Testflächen im zweiten Erhebungsdurchgang 4,2 Probekreise aufgrund der fehlenden expliziten Zustimmung des Grundbewirtschafters (vgl. Pascher et al. 2020) verschoben werden und lagen somit nicht mehr auf demselben Standort wie bei der Ersterhebung. Nur auf zehn Flächen fand keine einzige Verschiebung der Probekreise statt, während auf einer Testfläche (Nr. 34 bei Loretto im Nordburgenland) alle Probekreise verschoben werden mussten und diese daher für die vorliegende Auswertung nicht genutzt werden konnte.

Andere, ebenfalls die Qualität der Aussagekraft beeinflussende Faktoren, sind dem System von Freiland-Monitoringprogrammen immanent und können nur durch entsprechend umsichtige Planung der Methodik abgemildert, aber nicht vermieden werden. Dies betrifft unterschiedliche Wetterlagen zwischen den verschiedenen Erhebungsdurchgängen, personelle Wechsel bei den Feldentomologinnen und -entomologen sowie unterschiedliche jahreszeitliche Auftretensmuster der Indikatororganismen in den jeweiligen Jahren. Vor allem die aus budgetären Gründen notwendige Beschränkung auf einen Erhebungsdurchgang pro Saison macht besonders die Erhebung der Tagfalter für diese Einschränkungen anfällig (vgl. Pascher et al. 2020).

Ein statistischer Vergleich der Erhebungstermine bei den Heuschrecken ergab keine signifikanten zeitlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Erhebungsjahren, sodass dieser phänologische Effekt hier vernachlässigbar erscheint. Bei den Tagfaltern waren die Erhebungstermine zwischen den Jahren jedoch signifikant abweichend – 2007 sowie 2018 wurde im Schnitt jeweils etwa fünf Tage früher erhoben als in den Jahren 2008 und 2017, sodass beide Perioden einen etwas früheren und einen etwas späteren Termin aufwiesen. Dies führt aber dazu, dass jeweils ein etwas früher angesetzter Termin mit einem etwas später angesetzten verglichen wurde (aufgrund der Paarung 2007 gegen 2017 und 2008 gegen 2018) – ein Umstand, der bei der Analyse der vorgefundenen Ergebnisse berücksichtigt werden muss, da der Tag der Erhebung (berechnet als Tag des laufenden Jahres) bei den Tagfaltern signifikant negativ (aber schwach) mit der jeweils festgestellten Individuenzahl korreliert (Spearman Rank Order Correlation, $r = -0,163$, $p < 0,05$). Dieser Zusammenhang ist bemerkenswerterweise bei den Heuschrecken nicht vorhanden – diese Artengruppe ist offenbar robuster gegenüber phänologischen Unterschieden im Erhebungszeitraum.

Um die Einschränkungen durch die unterschiedliche Anzahl an Probekreisen, die den Testflächenergebnissen zugrundeliegen, auszugleichen, werden zusätzliche Auswertungen der Individuendichte, die ja linear mit der Untersuchungsfläche ansteigen wird, als Individuen pro ausgewertetem Probekreis durchgeführt. Im Falle der Artenzahl ist dies nicht möglich, da der Zusammenhang zwischen Probefläche und Artenzahl nicht linear verläuft. Interessanterweise zeigt sich aber, dass die Anzahl der Probekreise in Summe nur die Gesamtartenzahl der Tagfalter

einer Testfläche hochsignifikant positiv beeinflusst, während dieser Zusammenhang bei den Heuschrecken nur als Tendenz, aber nicht signifikant ausgeprägt ist. Die Heuschrecken erweisen sich somit als robuster bezüglich Reduktion der Erhebungsfläche, während für Tagfalter eine möglichst vollständige Ausschöpfung des Erhebungsdesigns wichtig wäre.

Die Tabelle 37 stellt die Veränderung wichtiger Biodiversitätsparameter im Mittelwert – der Artenzahl bzw. Individuenzahl pro Testfläche sowie der Individuendichte pro Probekreis – zwischen den beiden Perioden sowie unterschieden zwischen den beiden „Jahrespaaren“ der Erhebung dar. Wie die Auswertungen zeigen, unterscheiden sich Artenreichtum sowie Individuendichte der Heuschrecken zwischen den beiden Erhebungsperioden des BINATS-Projektes nicht signifikant (dasselbe gilt trotz der doch deutlich gestiegenen Zahl erfasster Individuen auch für die Fangschrecken).

Tabelle 37: Unterschiede in mittlerer Artenzahl und Individuendichte pro Testfläche der beiden untersuchten Insektengruppen zwischen den beiden Perioden bzw. zwischen den einzelnen Erhebungsjahren. Statistisch signifikante Veränderungen ($p < 0,05$) sind mit einem * markiert (Paired t-Test bzw. Wilcoxon Signed Rank Test, $n = 99$). Zu beachten ist, dass für die Testflächen eine unterschiedliche Anzahl an bearbeiteten Probekreisen ausgewählt werden musste (vgl. Text), deswegen wird der mittlere Wert pro Probekreis ebenfalls angegeben und getestet. Daten nach Pascher et al. (2020).

	BINATS I	BINATS II	2007	2017	2008	2018	Differenz I zu II	Differenz 07 zu 17	Differenz 08 zu 18
Heuschrecken Artenzahl	7,4	7,5	7,3	7,4	7,5	7,7	+ 0,1	+ 0,1	+ 0,2
Heuschrecken Individuen	91,0	107,0	98,3	117,5	87,5	100,1	+ 16,0	+ 19,2	+ 12,6
Heuschrecken Ind./Probekreis	16,7	17,6	20,7	20,3	13,0	15,1	+ 0,9	- 0,4	+ 2,1
Tagfalter Artenzahl	4,6	6,4 *	4,1	5,4 *	5,2	7,4 *	+ 1,8	+ 1,3	+ 2,2
Tagfalter Individuen	23,2	39,0 *	17,9	27,1	29,1	49,8 *	+ 15,8	+ 9,2	+ 20,7
Tagfalter Ind./Probekreis	4,0	6,7 *	3,6	4,5	4,4	8,8 *	+ 2,7	+ 0,9	+ 4,4

Im Gegensatz dazu waren die Tagfalter während der zweiten Erhebungsperiode an den untersuchten Testflächen sowohl arten- als auch individuenreicher. Die Zunahme der Artenzahl war bei beiden Jahresvergleichen (2007 zu 2017 sowie 2008 zu 2018) signifikant, der beträchtliche Zuwachs an festgestellten Individuen jedoch nur im Vergleich der Jahre 2008 und 2018 (vgl. Tabelle 37). Anders als bei den Ergebnissen zu den Zikaden in Südostösterreich (vgl. Kapitel 7.6.5) kam es weder bei den Heuschrecken noch bei den Tagfaltern zu einer wesentlichen Verschiebung der Verteilung der festgestellten Arten auf Körpergröße-Klassen. Somit dürfte die Entwicklung der Biomasse dieser beiden Insektengruppen parallel zur Entwicklung der Individuenzahl verlaufen. Interessanterweise liegt die angeschätzte Biomasse der Heuschrecken trotz deutlich geringerer Erhebungsfläche um den Faktor 3 bis 5 über der der Tagfalter, wobei aber bei letzteren das Raupenstadium – das z. B. als Nahrung für insektenfressende Vögel wohl bedeutsamer ist als der Falter – nicht berücksichtigt werden konnte.

Trotz der unterschiedlichen Entwicklung der beiden Indikatorgruppen zeigten sich sehr enge gleichsinnige Korrelationen: Sowohl die Arten- als auch die Individuenzahl der Heuschrecken- und Tagfaltermgemeinschaften zeigten an den jeweiligen Testflächen einen hochsignifikanten positiven Zusammenhang, was bedeutet, dass heuschreckenreiche Standorte auch tagfalterreich sind bzw. das gleichsinnig auch für artenarme Testflächen gilt. Beide Indikatorgruppen stellen somit in gewissem Rahmen ähnliche Ansprüche an ihren Lebensraum, um arten- und individuenreiche Gemeinschaften aufzubauen. Auch die Veränderung der Arten- und Individuenzahl von Tagfaltern und Heuschrecken an den jeweiligen Testflächen zwischen den beiden Erhebungsperioden zeigte eine signifikant positive Korrelation (Spearman Rank Correlation, $r = 0,196$ für Arten- bzw. $0,344$ für Individuenzahlveränderung, $p < 0,05$). Es ist daher anzunehmen, dass vor allem im Vergleich der beiden Erhebungsjahre 2008 und 2018 ein Faktor die Population der Tagfalter deutlich stärker gefördert hat als die der Heuschrecken.

Die Veränderung der Landschaftsstruktur und der Biotoptypen zwischen den beiden BINATS-Perioden wurde von Pascher et al. (2020) detailliert aufgeführt (vgl. auch Kapitel 8.1.2). Veränderungen sind dokumentiert, betreffen aber vor allem Prozesse, die anhand des bekannten Wissens um die Ökologie von Insekten in der Kulturlandschaft eher negativ auf deren Populationen wirken (vgl. Kapitel 3). Außerdem ist das Ausmaß der Veränderung zu gering, um daraus eine flächenhafte Verdoppelung der Tagfalter-Populationen ableiten zu können. Eine Bestätigung für die vorerst relativ konstanten Verhältnisse in der Biotopausstattung liefert auch die Veränderung der Pflanzenartenvielfalt auf den Testflächen, die sich zwischen den beiden Erhebungsperioden nur unwesentlich veränderte (28,3 Arten im Mittel pro Probekreis bei BINATS I gegenüber 28,2 Arten bei BINATS II, Pascher et al. 2020).

Tabelle 38: Österreichweite Abweichungen von Temperatur und Niederschlag vom langjährigen Mittelwert der Jahre 1980 bis 2010 in den Frühlings- („F“) und Sommersaisonen („S“) der vier Erhebungsjahre des BINATS-Projektes (nach Daten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

	F 07	S07	F08	S08	F17	S17	F18	S18
Temperatur	+2,2°C	+0,8°C	+0,3°C	+0,6°C	+1,5°C	+2,0°C	+2,0°C	+1,8°C
Niederschlag	96 %	95 %	98 %	113 %	95 %	99 %	88 %	85 %

Vielversprechender ist in diesem Zusammenhang hingegen die Betrachtung der klimatischen Bedingungen in den jeweiligen Erhebungsjahren. Die Tabelle 38 zeigt die österreichweite Abweichung von Mitteltemperatur und Niederschlag im Vergleich zum Zeitraum 1980 bis 2010, jeweils für die relevanten Jahreszeiten Frühling und Sommer. Alle Untersuchungsjahre waren übertemperiert, wobei die geringste Abweichung im Jahr 2008 und die stärkste im Jahr 2018 gemessen wurde. Die Niederschlagsverhältnisse waren in Österreich in den Untersuchungsjahren teils ausgeglichen, nur im Sommer 2008 leicht überdurchschnittlich, während das Jahr 2018 deutlich trockener als die anderen ausfielen. Während der Vergleich der Saisonen 2007 und 2017 unter ähnlichen klimatischen Bedingungen stattfand, traf beim zweiten Vergleich der BINATS-Periode ein nur leicht übertemperiertes und feuchtes Jahr 2008 auf ein sehr warmes und trockenes Jahr 2018. Die Kulturlandschaft beherbergt deutlich mehr wärmeliebende Arten als solche mit feuchten und kühlen klimatischen Ansprüchen (vgl. die Insekten-Parameteranalysen in Kapitel 5.3.1), sodass die Saison 2018 für Insekten sicher die günstigste aller Untersuchungsjahre war.

Die günstige trocken-warme Witterung war in den einzelnen Untersuchungsjahren jedoch nicht gleichmäßig über alle BINATS-Testflächen vertreten. Aus diesem Grund wurden die Testflächen grob drei Räumen mit ähnlichen klimatischen Bedingungen zugeordnet:

- „Nord“ – alle Testflächen westlich einer Linie Retz – Melk, also vorwiegend im Nördlichen Alpenvorland und Waldviertel
- „Ost“ – alle Testflächen östlich der Linie Retz – Melk und nördlich der Linie Oberpullendorf – Neunkirchen, was weitgehend dem Pannonischen Flach- und Hügelland entspricht
- „Süd“ – alle Testflächen südlich der Linie Oberpullendorf – Neunkirchen

Der Vergleich der beiden Jahre 2007 zu 2017 zeigte bezüglich der Witterung in beiden Jahren großflächig übertemperierte Bedingungen, während der Niederschlag in den Bereichen „Ost“ und „Süd“ im Jahr 2017 deutlich trockener ausfiel als 2007. Der Bereich „Nord“ war hingegen

im Jahr 2007 trocken. Die Arten- und Individuenzahl von Tagfaltern und Heuschrecken stieg in den Regionen „Süd“ und (weniger ausgeprägt) „Ost“ im Vergleich dieser beiden Jahre deutlich an (im Falle der Artenzahl der Heuschrecken sogar statistisch signifikant), während in der Region „Nord“ im Schnitt geringere Werte als im Jahr 2007 registriert wurden. Dies deckt sich gut mit dem zu erwartenden positiven Effekt von trocken-warmen klimatischen Bedingungen.

Die Saison 2008 zeigte eine einheitlich etwas feuchte Witterung, vor allem in der Region „Nord“, bei gleichmäßig leicht erhöhter Temperatur. Das Jahr 2018 brachte hingegen allen Regionen eine stark erhöhte Temperatur, die größte Trockenheit entfiel jedoch auf die Region „Nord“, während „Süd“ viel Niederschlag erhielt. Die Veränderungen in den Arten- und Individuenzahlen der beiden Gruppen zeigten vor allem bei den Tagfaltern stärkere Zunahmen in der Region „Nord“ gegenüber der Region „Ost“ (erreichen jedoch nicht das statistische Signifikanzniveau). Die „feuchte“ Region „Süd“ zeigte jedoch Rückgänge bei den Heuschrecken und starke Zunahmen bei den Tagfaltern – dieses Ergebnis war jedoch mit nur drei Testflächen nicht ausreichend abgesichert. Im Vergleich der beiden anderen Regionen bestätigt sich jedoch tendenziell die günstige Wirkung trocken-warmer Witterung auf diese Insektengruppen.

Die Ergebnisse der beiden BINATS-Ehebungsdurchgänge zeigen nur geringe Veränderungen im Arten- und Individuenreichtum von Heuschrecken und Fangschrecken in der untersuchten ackerbaulich genutzten Kulturlandschaft, die beiden Perioden dürften für diese Indikatorgruppe ähnliche Gesamtdichten und Artenzahlen gebracht haben. Die Tagfalter entwickelten aber vor allem witterungsbedingt in der zweiten Untersuchungsperiode signifikant individuenreichere Populationen, die dadurch auch zu einer Erhöhung des Artenreichtums an den Testflächen führten. Veränderungen in der Nutzung und Ausstattung der Landschaft dürften hingegen vergleichsweise wenig zu den Veränderungen der Bestände dieser Indikatorgruppen beigetragen haben.

8.1.4 Veränderungen der Heuschreckenpopulationen

Der bei den beiden Erhebungsdurchgängen festgestellte Artenbestand bei den Heuschrecken und Fangschrecken änderte sich kaum und sank geringfügig von 55 auf 54 Arten vom ersten auf den zweiten Durchgang. Der Gesamtbestand über beide Durchgänge betrug 62 Arten und umfasste somit fast die Hälfte des bekannten heimischen Artenbestandes. Im Gegensatz dazu stieg die Gesamtzahl der erfassten Individuen geringfügig von 12.933 auf 14.171 (Pascher et al. 2020).

Für die vorliegende Betrachtung wurden nur jene Datensätze ausgewertet, bei denen in beiden Erhebungsperioden die gleichen Probekreise in den jeweiligen Testflächen bearbeitet wurden. Insgesamt wurden in beiden Perioden dabei 59 verschiedene Heuschreckenarten

nachgewiesen, 51 in der ersten und 52 in der zweiten Erhebungsperiode. Die Individuenzahl stieg dabei leicht von 8.980 auf 10.553 Individuen. Die Gottesanbeterin als einzige heimische Fangschrecke wurde in beiden Perioden nachgewiesen, mit 27 bzw. 44 Individuen.

Tabelle 39 zeigt die Veränderungen in der Verbreitung (ausgedrückt als Anzahl besiedelter Testflächen – „Stetigkeit“) sowie in der Abundanz (Gesamtindividuenzahl) der einzelnen Arten zwischen den beiden Untersuchungsperioden. Acht Arten wurden in der zweiten Periode neu nachgewiesen, 13 weitere haben ihr Vorkommen um mind. ein Drittel an besiedelten Testflächen ausgedehnt – in Summe 36 % der Arten wiesen in der zweiten Periode deutliche Zunahmen auf. Sieben Arten konnten nicht mehr nachgewiesen werden, neun weitere haben zumindest ein Drittel ihrer Testflächen „verloren“ – in Summe 27 % der Heuschreckenarten zeigten deutliche Rückgänge im Vergleich der beiden Erhebungen. Die Dynamik in der Verschiebung der Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse ist für einen zehnjährigen Zeitraum dabei überraschend stark.



Abbildung 71: Das Östliche Heupferd *Tettigonia caudata* lebt als eine der wenigen Heuschrecken überwiegend in Ackerflächen (wie hier in einem Buchweizenfeld) – es gehört zu jenen Arten, die in der Wiederholung der BINATS-Erhebungen nicht bestätigt werden konnten.

Tabelle 39: Übersicht über die im Zuge der BINATS-Erhebungen festgestellten Heuschrecken- und Fangschrecken-Arten unter Angabe der Stetigkeit (Anzahl der besetzten Testflächen, n = 99) sowie der Individuensumme in den beiden Erhebungsdurchgängen sowie die prozentuelle Veränderung dieser beiden Parameter. Die Sortierung erfolgt nach dem Ausmaß der Veränderung von zunehmend zu abnehmend. Arten mit statistisch signifikanten Bestandsänderungen sind mit * (p < 0,05) bzw. ** (p < 0,01) gekennzeichnet. Daten nach Pascher et al. (2020).

Art	Stetigkeit 2007-2008	Stetigkeit 2017-2018	Individuen 2007-2008	Individuen 2017-2018	Stetigkeits -trend	Individuen -trend
<i>Meconema meridionale</i>	0	2	0	3	neu	neu
<i>Barbitistes serricauda</i>	0	1	0	1	neu	neu
<i>Isophya costata</i>	0	1	0	1	neu	neu
<i>Pholidoptera aptera</i>	0	1	0	2	neu	neu
<i>Platycleis affinis</i>	0	1	0	5	neu	neu
<i>Sphingonotus caeruleus</i>	0	1	0	4	neu	neu
<i>Stenobothrus crassipes</i>	0	1	0	12	neu	neu
<i>Stethophyma grossum</i>	0	1	0	2	neu	neu
<i>Aiolopus thalassinus</i>	2	7	2	9	350%	450%
<i>Phaneroptera nana</i>	1	3	1	10	300%	1000%
<i>Oecanthus pellucens</i>	3	8	12	19	267%	158%
<i>Ruspolia nitidula</i>	6	16	43	52	267%	121%
<i>Mecostethus parableurus</i> **	10	24	116	698	240%	602%
<i>Gomphocerippus rufus</i>	4	9	35	41	225%	117%
<i>Decticus verrucivorus</i>	1	2	2	11	200%	550%
<i>Epacromius coeruleipes</i>	1	2	2	3	200%	150%
<i>Calliptamus italicus</i> **	14	23	287	410	164%	143%
<i>Chorthippus oschei</i>	5	8	30	98	160%	327%
<i>Conocephalus fuscus</i>	5	8	26	17	160%	65%
<i>Oedipoda caerulea</i>	10	15	82	84	150%	102%
<i>Tessellana veyseli</i>	3	4	9	8	133%	89%
<i>Chorthippus dorsatus</i> **	51	64	1135	1799	125%	159%
<i>Euchorthippus declivus</i>	11	13	224	111	118%	50%
<i>Chorthippus brunneus</i> **	65	76	773	1178	117%	152%
<i>Chorthippus apricarius</i>	27	31	98	205	115%	209%
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	34	37	628	709	109%	113%
<i>Modicogryllus frontalis</i>	1	1	1	17	100%	1700%
<i>Conocephalus dorsalis</i>	1	1	1	10	100%	1000%
<i>Chorthippus biguttulus</i>	83	81	2089	2163	98%	104%
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	59	57	1340	1784	97%	133%
<i>Bicolorana bicolor</i>	13	12	78	48	92%	62%
<i>Tettigonia cantans</i>	12	11	21	30	92%	143%
<i>Mantis religiosa</i>	11	10	27	44	91%	163%
<i>Roeseliana roeselii</i>	36	32	217	152	89%	70%
<i>Gryllus campestris</i>	17	15	73	75	88%	103%
<i>Tettigonia viridissima</i>	25	22	67	42	88%	63%
<i>Tetrix subulata</i>	19	16	80	84	84%	105%
<i>Platycleis grisea</i>	12	10	22	31	83%	141%
<i>Euthystira brachyptera</i>	11	9	43	36	82%	84%
<i>Chorthippus mollis</i> **	36	29	732	139	81%	19%

Art	Stetigkeit 2007-2008	Stetigkeit 2017-2018	Individuen 2007-2008	Individuen 2017-2018	Stetigkeits -trend	Individuen -trend
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	23	18	61	103	78%	169%
<i>Nemobius sylvestris</i>	8	6	23	34	75%	148%
<i>Chrysochraon dispar</i>	23	17	101	83	74%	82%
<i>Tetrix tenuicornis</i>	7	5	10	45	71%	450%
<i>Phaneroptera falcata</i>	13	8	22	14	62%	64%
<i>Leptophyes albobittata</i>	16	8	41	94	50%	229%
<i>Stenobothrus lineatus</i>	8	4	28	23	50%	82%
<i>Tetrix undulata</i>	2	1	2	1	50%	50%
<i>Melanogryllus desertus</i>	2	1	34	1	50%	3%
<i>Omocestus viridulus</i> *	5	2	24	3	40%	13%
<i>Pseudochorthippus montanus</i>	3	1	23	5	33%	22%
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	3	1	38	1	33%	3%
<i>Chorthippus dichrous</i> *	6	1	72	1	17%	1%
<i>Eumodicogryllus bordigalensis</i>	1	0	1	0	0%	0%
<i>Metrioptera brachyptera</i>	1	0	1	0	0%	0%
<i>Meconema thalassinum</i>	1	0	2	0	0%	0%
<i>Chorthippus vagans</i>	1	0	2	0	0%	0%
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	1	0	3	0	0%	0%
<i>Ephippiger ephippiger</i>	2	0	4	0	0%	0%
<i>Tettigonia caudata</i>	3	0	13	0	0%	0%

Einer statistischen Signifikanzprüfung halten nur wenige dieser Veränderungen (gemessen an die Individuenzahl der beiden Erhebungsdurchgänge) stand, vor allem bedingt durch die allgemeine Seltenheit der Arten mit besonders starken Veränderungen, sodass Zufallsereignisse, sei es methodisch bedingt oder durch das jeweilige jahreszeitliche Auftreten der Art, die Veränderungen stärker bestimmen können als tatsächliche Bestandesunterschiede. Statistisch signifikante Zunahmen der Individuendichte zeigen die Arten *Mecostethus parapleurus*, *Calliptamus italicus*, *Chorthippus dorsatus* sowie *Chorthippus brunneus*. Es handelt sich hierbei durchwegs um (mäßig) wärmeliebende Arten, die einerseits charakteristisch für mesophiles Offenland (v. a. Fettwiesen), andererseits für Offenbodenstandorte aller Art sind.

Statistisch signifikante Abnahmen belegten die beiden Erhebungsperioden bei einem weit verbreiteten Charaktertier der wärmegetönten Agrarlandschaft, bei *Chorthippus mollis*. Dies überrascht etwas angesichts der Zunahmen anderer wärmeliebender Heuschrecken, lässt sich aber wahrscheinlich durch die Bindung der Art an krautige Sonderstrukturen erklären, in denen sich durch Verbrachungsprozesse die mikroklimatischen Bedingungen trotz günstiger Klimaentwicklung verschlechtern könnten. Die anderen mit rückläufigen Zahlen belegten Arten sind zu selten, um die Veränderung statistisch zu belegen, mit Ausnahme von *Omocestus viridulus* und *Chorthippus dichrous*. Es finden sich aber unter den 16 Arten mit den stärksten anteiligen Verlusten an besiedelten Testflächen ganz überwiegend Arten, für die rückläufige Bestände auch aus anderen Untersuchungen in Österreich belegt sind (z. B. Bieringer & Weißmair 2017, siehe auch Kapitel 7.2.2).

8.1.5 Veränderungen der Tagfalterpopulationen

Im Zuge der Tagfalter-Erhebungen konnten bei BINATS I 41 verschiedene Arten mit der standardisierten Methodik erfasst werden, im Zuge von BINATS II stieg dieser Artenbestand auf 55 Tagfalterarten an, wobei nur eine Art lediglich in der ersten Periode festgestellt wurde. Auch die Individuenzahl hat im Vergleich der beiden Erhebungsperioden deutlich zugenommen: Die auf den Transekten erfasste Individuenzahl betrug 978 bei BINATS I und 2.284 bei BINATS II, bei Erfassung jeweils des gesamten Probekreises stehen 3.347 Individuen der ersten Erhebung 5.762 Individuen während der Erhebungen zehn Jahre später gegenüber (Pascher et al. 2020).

Für die vorliegende Betrachtung wurden nur jene Datensätze ausgewertet, bei denen in beiden Erhebungsperioden die gleichen Probekreise in den jeweiligen Testflächen bearbeitet wurden. Insgesamt wurden in beiden Perioden dabei 54 verschiedene Tagfalterarten nachgewiesen, 43 in der ersten und 49 in der zweiten Erhebungsperiode. Die Individuenzahl stieg dabei von 2.297 auf 3.861 Individuen.

Tabelle 40 zeigt die Veränderungen in der Verbreitung (ausgedrückt als Anzahl besiedelter Testflächen – „Stetigkeit“) sowie in der Abundanz (Gesamtindividuenzahl) der einzelnen Arten zwischen den beiden Untersuchungsperioden. Elf Arten wurden in der zweiten Periode neu nachgewiesen, 24 weitere haben ihr Vorkommen um mind. ein Drittel an besiedelten Testflächen ausgedehnt – in Summe 65 % der Arten wiesen in der zweiten Periode deutliche Zunahmen auf. Fünf Arten konnten nicht mehr nachgewiesen werden, vier weitere haben zumindest ein Drittel ihrer Testflächen „verloren“ – in Summe 17 % der Arten zeigten deutliche geringere Bestände im Vergleich der beiden Erhebungen.

Auch bei den Tagfaltern macht die starke Streuung der festgestellten Individuenzahlen an den unterschiedlichen Testflächen bei den meisten Arten eine statistische Absicherung des Bestandsunterschiedes zwischen den beiden Erhebungsperioden nicht möglich. Gerade bei den zunehmenden Arten ist dies jedoch in zwölf Fällen der Fall (vgl. Tabelle 40). Es handelt sich durchwegs um ungefährdete Arten mit einer breiten ökologischen Potenz und ohne spezielle mikroklimatische Ansprüche, die teils auch eine Neigung zu starken Populationsschwankungen haben. Diese r-Strategen bilden offenbar die „Kerntruppe“ derjenigen Tagfaltergemeinschaft, die für die deutlich höheren Individuendichten im Zuge des zweiten Erhebungsdurchganges von BINATS verantwortlich sind.

Unter den rückläufigen Arten ist *Colias erate* die einzige mit statistisch abgesichertem Trend – dieser Steppen-Gelbling ist ein Wanderfalter, der vor zehn Jahren sein Areal kurzzeitig nach Westen ausdehnte, sich dann aber wieder zurückzog. Die anderen Tagfalter, die im zweiten Erhebungsdurchgang seltener waren, umfassen ähnlich wie bei den Heuschrecken spezialisierte

und rückläufige Arten der Kulturlandschaft, überraschenderweise aber auch eine Reihe von häufigeren, wenig spezialisierten Faltern.



Abbildung 72: Die markante Zunahme der Individuendichte der Tagfalter in der zweiten BINATS-Erhebungsrunde wurde vor allem von weit verbreiteten, häufigen Arten mit ausgeprägten jährlichen Bestandsschwankungen getragen, wie etwa dem Kaisermantel *Argynnis paphia*.

Tabelle 40: Übersicht über die im Zuge der BINATS-Erhebungen festgestellten Tagfalter-Arten unter Angabe der Stetigkeit (Anzahl der besetzten Testflächen, n = 99) sowie der Individuensumme in den beiden Erhebungsdurchgängen sowie die prozentuelle Veränderung dieser beiden Parameter. Die Sortierung erfolgt nach dem Ausmaß der Veränderung von zunehmend zu abnehmend. Arten mit statistisch signifikanten Bestandsänderungen sind mit * ($p < 0,05$) bzw. ** ($p < 0,01$) gekennzeichnet. Daten nach Pascher et al. (2020).

Art	Stetigkeit 2007-2008	Stetigkeit 2017-2018	Individuen 2007-2008	Individuen 2017-2018	Stetigkeits -trend	Individuen -trend
<i>Ochlodes sylvanus</i>	0	9	0	18	neu	neu
<i>Lycaena tityrus</i>	0	3	0	5	neu	neu
<i>Brintesia circe</i>	0	2	0	2	neu	neu
<i>Hesperia comma</i>	0	2	0	3	neu	neu
<i>Heteropterus morpheus</i>	0	1	0	2	neu	neu
<i>Lasiommata maera</i>	0	1	0	3	neu	neu
<i>Limenitis camilla</i>	0	1	0	2	neu	neu
<i>Melitaea didyma</i>	0	1	0	2	neu	neu

Art	Stetigkeit 2007-2008	Stetigkeit 2017-2018	Individuen 2007-2008	Individuen 2017-2018	Stetigkeits- -trend	Individuen- -trend
<i>Polyommatus thersites</i>	0	1	0	1	neu	neu
<i>Apatura ilia</i>	0	1	0	1	neu	neu
<i>Melitaea athalia</i>	0	1	0	1	neu	neu
<i>Erynnis tages</i>	1	6	4	18	600%	450%
<i>Argynnis paphia</i> **	4	21	5	65	525%	1300%
<i>Araschnia levana</i> *	2	9	4	19	450%	475%
<i>Colias hyale / alfacariensis</i> **	8	33	19	127	413%	668%
<i>Lycaena dispar</i> *	3	10	5	26	333%	520%
<i>Leptidea sinapis / juvernica</i> *	5	14	7	60	280%	857%
<i>Plebejus argus</i> *	4	10	46	151	250%	328%
<i>Thymelicus sylvestris</i>	2	5	3	6	250%	200%
<i>Pontia edusa</i>	10	23	51	87	230%	171%
<i>Vanessa cardui</i>	7	15	13	37	214%	285%
<i>Aglais io</i>	11	23	25	50	209%	200%
<i>Pieris brassicae</i> **	13	27	23	116	208%	504%
<i>Polygonia c-album</i>	3	6	4	11	200%	275%
<i>Papilio machaon</i>	4	8	8	19	200%	238%
<i>Boloria dia</i>	7	13	22	96	186%	436%
<i>Aphantopus hyperantus</i> *	6	11	10	40	183%	400%
<i>Issoria lathonia</i> *	12	21	16	65	175%	406%
<i>Cupido argiades</i> *	10	17	40	115	170%	288%
<i>Lysandra coridon</i>	3	5	13	101	167%	777%
<i>Minois dryas</i>	3	5	7	23	167%	329%
<i>Vanessa atalanta</i>	11	18	17	29	164%	171%
<i>Polyommatus icarus</i> **	41	58	366	591	141%	161%
<i>Pieris rapae</i> **	54	76	415	915	141%	220%
<i>Pararge aegeria</i>	3	4	8	6	133%	75%
<i>Coenonympha pamphilus</i>	31	39	149	204	126%	137%
<i>Maniola jurtina</i>	39	42	356	318	108%	89%
<i>Carcharodus alceae</i>	2	2	3	8	100%	267%
<i>Coenonympha glycerion</i>	7	7	85	58	100%	68%
<i>Pieris napi</i>	23	22	92	79	96%	86%
<i>Melanargia galathea</i>	8	7	45	86	88%	191%
<i>Lycaena phlaeas</i>	7	6	12	15	86%	125%
<i>Thymelicus lineola</i>	4	3	9	18	75%	200%
<i>Colias croceus</i>	23	17	98	67	74%	68%
<i>Lasiommata megera</i>	10	7	29	11	70%	38%
<i>Aglais urticae</i>	6	4	11	4	67%	36%
<i>Gonepteryx rhamni</i>	9	5	9	29	56%	322%
<i>Iphiclides podalirius</i>	6	2	9	3	33%	33%
<i>Colias erate</i> **	6	1	22	1	17%	5%
<i>Maculinea nausithous</i>	3	0	13	0	0%	0%
<i>Celastrina argiolus</i>	2	0	3	0	0%	0%
<i>Argynnis aglaja</i>	1	0	1	0	0%	0%
<i>Boloria selene</i>	1	0	1	0	0%	0%
<i>Cupido minimus</i>	1	0	2	0	0%	0%



Abbildung 73: Der einstige „Massenfalter“ Kleiner Fuchs *Aglais urticae* erwies sich im Zuge der BINATS-Erhebungen als auffallend seltene und zudem deutlich rückläufige Schmetterlingsart.

8.2 Veränderungen der Heuschreckenpopulationen im Naturpark Jauerling

Thomas Zuna-Kratky (Auswertung), Manuel Denner, Alexander Panrok & Günther Wöss (Freilandarbeiten)

Der Naturpark Jauerling befindet sich in Niederösterreich am südlichen Rand des Waldviertels angrenzend an die Wachau. Es handelt sich um eine klimatisch begünstigte halboffene Landschaft mit einer reichen Ausstattung an artenreichen Magergrünlandstandorten. Anfang der 1990er Jahre (in den Erhebungsjahren 1992 und 1993) wurden im Zuge einer Grundlagenerhebung unter anderem die Heuschrecken und Fangschrecken der Wiesen- und Weidegebiete des Jauerlings flächenscharf erhoben und für die Heuschrecken an 30 Standorten auch halbquantitative Abundanzeinschätzungen vorgenommen (Berg et al. 1994). Gut 25 Jahre später wurde im Rahmen der Schutzgebietsbetreuung Niederösterreich eine umfangreiche Aktualisierung des Wissensstandes über die ökologische Ausstattung der Wiesenlandschaften des Jauerlings durchgeführt (Kraus et al. 2020). Im Falle der Indikatorengruppe Heuschrecken und Fangschrecken wurden zwölf Wiesenflächen, die bereits in der ersten Erhebung des Jahres 1993 kartiert wurden, in der Wiederholungserhebung 2018 und 2019 erneut aufgenommen, sodass ein direkter Vergleich der Artenzusammensetzung sowie der Häufigkeit der vorkommenden Heu- und Fangschrecken möglich war.



Abbildung 74: Blick in die reich strukturierte Kulturlandschaft des Naturparks Jauerling mit ausgedehnten zweimähdigen Mähwiesen auf Rodunginseln, typisch für die klimabegünstigten Bereiche der Böhmisches Masse (Foto: Alexander Panrok, 11.6.2019).

Da eine derartige Auswertung nicht Ziel der Untersuchung am Jauerling war, konnten die Rohdaten für die vorliegende Insektenstudie dahingehend ausgewertet werden. Für die Überlassung der Daten gebührt dem Projektleiter Reinhard Kraus sowie den Kartierern Günther Wöss, Manuel Denner und Alexander Panrok Dank.

8.2.1 Veränderung der Artenzusammensetzung

Im Zuge der beiden Erhebungsdurchgänge konnte an den zwölf ausgewählten Wiesengebieten am Jauerling ein bemerkenswerter Reichtum an 41 verschiedenen Heuschreckenarten sowie die Gottesanbeterin als einziger heimischer Fangschrecke nachgewiesen werden (Tabelle 41). Drei Arten, die im Jahr 1993 an jeweils ein bzw. zwei Wiesenflächen kartiert wurden, fehlten 25 Jahre später auf den untersuchten Flächen, während zehn Arten im zweiten Erhebungsdurchgang neu nachgewiesen werden konnten. Bei einem Teil dieser Neuzugänge ist jedoch davon auszugehen, dass sie im ersten Durchgang aus methodischen Gründen nicht erfasst wurden. Dies betrifft im Besonderen die schwierig zu bestimmenden Dornschrecken der Gattung *Tetrix*, für die während des ersten Durchganges keine geeignete Bestimmungsliteratur vorlag und die nur auf Gattungsniveau bestimmt wurden. Der Gesang der optisch schwer nachweisbaren Arten *Isophya kraussii* und *Barbitistes serricauda* ist nur mit einem eigenen Frequenzwandler („Bat-Detektor“) hörbar und wurde daher im ersten Durchgang wohl überhört (vgl. Kraus et al. 2020). Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen hat sich der festgestellte Artenbestand geringfügig von 32 auf nunmehr 34 Arten erhöht.

Um die Veränderung in der Verbreitung der jeweiligen Arten im Untersuchungsgebiet bewerten zu können, wird in Tabelle 41 für jede Art die Anzahl der besiedelten Wiesenflächen in den beiden Erhebungsjahren angegeben. Bei 14 Arten konnte nach 25 Jahren ihr Vorkommen in zumindest einem Drittel ihrer ursprünglich besiedelten Wiesengebiete nicht mehr bestätigt werden. Für drei dieser Arten, die aber bereits 1993 sehr selten waren, gelangen gar keine Funde mehr. Dabei handelt es sich um Habitatspezialisten mit enger Bindung an Magerstandorte. Demgegenüber stehen acht Arten, die ihr Vorkommen von 1993 um zumindest ein Drittel ausdehnen konnten. Von zehn weiteren Arten, die 1993 nicht nachgewiesen wurden, lagen aktuelle Funde vor, wobei unter Berücksichtigung der oben genannten Einschränkungen fünf tatsächlich in dem Zeitraum neu eingewandert sein dürften. Zunehmend bzw. rückläufig verbreitete Arten halten sich somit mit jeweils 14 bzw. 13 Arten in etwa die Waage.

Aufgrund der nicht ausreichend großen Stichprobe weisen aber schließlich nur zwei Arten signifikant belegbare Rückgänge auf – *Metrioptera brachyptera* und *Omocestus haemorrhoidalis* (vgl. Tabelle 41). Aber auch bei den Zunahmen ist nur jene von *Chorthippus brunneus* signifikant belegt.

Unter Berücksichtigung der Lebensraumplastizität der erhobenen Arten (vgl. Kapitel 7.2.2) ist der Anteil an „Spezialisten“ mit enger Habitatbindung bei den abnehmenden Arten mit 36 % deutlich höher als bei den zunehmenden Arten mit 23 %; der geringste Anteil findet sich bei den Arten mit stabiler Verbreitung mit 20 %.

Es zeigt sich, dass Heuschrecken, die bei der ersten Erhebung relativ weit verbreitet waren, mehr rückläufige Arten aufweisen als jene, die bei der ersten Erhebung eher selten waren – so besteht ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen der Stetigkeit im Jahr 1993 mit dem Ausmaß der Veränderung der Stetigkeit (Spearman Rank Order Correlation, $r = -0,383$, $p < 0,05$). Der Rückzug betrifft somit durchaus weiter verbreitete Charakterarten des Gebietes.

Im Zuge der Erhebungen wurde in jedem Wiesengebiet die Häufigkeit der jeweiligen erfassten Arten mit einer halbquantitativen Skala charakterisiert. Folgende Werte wurden vergeben:

- 1 – Einzelfund, nur ein Individuum
- 2 – selten, vereinzelt
- 3 – mäßig häufig („normales“ Vorkommen)
- 4 – häufig, zahlreich
- 5 – massenhaftes Vorkommen

Diese Skalierung kam in beiden Erhebungsperioden zum Einsatz und wurde auch im gesamten Arbeitszeitraum zur Erstellung des Verbreitungsatlanten der Heuschrecken Österreichs verwendet, sodass diese Einstufung langfristig erprobt und konstant eingesetzt wurde (vgl. Zuna-Kratky & Landmann 2017 sowie Kapitel 7.2.1). Für nicht alle Arten lagen jedoch ausreichend Abundanzeinstufungen für einen Vergleich über beide Jahre vor.



Abbildung 75: Der Braune Grashüpfer *Chorthippus brunneus* – eine wärmeliebende Art von Offenbodenstandorten bis hin zu Schwarzäckern – ist eine der Arten, die nicht nur in der Studie am Jauerling, sondern auch in der BINATS-Studie sowie in den Wiederholungen der Heuschrecken-Exkursionen der 1990er Jahre signifikant zugenommen hat (Foto: Günther Wöss).

Tabelle 41: Vergleich der Artenzusammensetzung der Heuschrecken und Fangschrecken auf zwölf Wiesen des Naturparks Jauerling, die 1993 und erneut 2018 und 2019 erfasst wurden. Dargestellt ist die Veränderung in der Anzahl besiedelter Wiesen („Stetigkeit“) sowie die Veränderung in der mittleren Häufigkeitsklasse. Signifikante Änderungen sind mit * ($p < 0,05$), solche mit Tendenz ($p < 0,1$) mit (*) markiert. Die Arten sind gereiht nach der Stärke des Bestandstrends. # markiert Arten, für die aufgrund methodischer Einschränkungen ein direkter Vergleich zwischen den Perioden nicht möglich ist.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Stetigkeit			Häufigkeit		
		1993	2018	Trend	1993	2018	Änderung
Große Höckerschrecke	<i>Arcyptera fusca</i>	1	0	-100%			
Sattelschrecke	<i>Ephippiger ephippiger</i>	1	0	-100%			
Gefleckte Keulenschrecke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	2	0	-100%			
Rotleibiger Grashüpfer	<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	9	1	-89% *	3,0	2,0	-1,0
Kurzflügelige Beißschrecke	<i>Metrioptera brachyptera</i>	7	1	-86% *	3,0	2,0	-1,0
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>	5	1	-80%			
Verkannter Grashüpfer	<i>Chorthippus mollis</i>	4	1	-75%			
Schwarzfleckiger Grashüpfer	<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	8	3	-63% (*)	3,5	3,0	-0,5
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>	8	3	-63% (*)	1,0	1,5	0,5
Rotflügelige Schnarrschrecke	<i>Psophus stridulus</i>	5	2	-60%	2,0	1,0	-1,0
Gewöhnliche Strauchschrecke	<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	10	5	-50%	2,0	1,0	-1,0
Feldgrashüpfer	<i>Chorthippus apricarius</i>	6	3	-50%	2,7	2,0	-0,7
Gemeine Sichelschrecke	<i>Phaneroptera falcata</i>	2	1	-50%			
Zweifarbige Beißschrecke	<i>Bicolorana bicolor</i>	9	6	-33%	2,5	3,0	0,5
Warzenbeißer	<i>Decticus verrucivorus</i>	8	6	-25%	2,6	2,4	-0,2
Roesels Beißschrecke	<i>Roeseliana roeselii</i>	9	8	-11%	2,2	2,2	0,0
Zwitscher-Heupferd	<i>Tettigonia cantans</i>	5	5	0%	2,7	1,7	-1,0
Graue Beißschrecke	<i>Platycleis grisea</i>	5	5	0%	2,5	1,8	-0,8
Sumpfgrashüpfer	<i>Pseudochorthippus montanus</i>	2	2	0%	3,0	3,0	0,0
Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus lineatus</i>	10	10	0%	2,6	3,0	0,4
Steppen-Grashüpfer	<i>Chorthippus vagans</i>	2	2	0%			
Gestreifte Zartschrecke	<i>Leptophyes albovittata</i>	3	3	0%			
Gemeiner Grashüpfer	<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	10	11	10%	3,3	3,2	-0,1
Kleine Goldschrecke	<i>Euthystira brachyptera</i>	9	11	22%	3,1	2,6	-0,6
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>	9	12	33%	3,6	3,4	-0,3
Wiesengrashüpfer	<i>Chorthippus dorsatus</i>	8	11	38%	3,0	2,0	-1,0
Waldgrille	<i>Nemobius sylvestris</i>	4	6	50%	2,0	2,0	0,0
Feldgrille	<i>Gryllus campestris</i>	5	8	60%	1,3	3,3	2,0 (*)
Rote Keulenschrecke	<i>Gomphocerippus rufus</i>	3	6	100%	3,5	2,0	-1,5
Große Goldschrecke	<i>Chrysochraon dispar</i>	3	6	100%	2,5	2,0	-0,5

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Stetigkeit			Häufigkeit		
		1993	2018	Trend	1993	2018	Änderung
Blaufügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda caerulescens</i>	4	8	100%	2,0	4,0	2,0
Gottesanbeterin	<i>Mantis religiosa</i>	2	5	150%	1,5	1,5	0,0
Laubholz-Säbelschrecke	<i>Barbitistes serricauda</i> #	0	1				
Weißrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	0	1				
Gemeine Plumpschrecke	<i>Isophya kraussii</i> #	0	1				
Gemeine Eichenschrecke	<i>Meconema thalassinum</i>	0	1				
Zweipunkt-Dornschröcke	<i>Tetrix bipunctata</i> #	0	1				
Säbeldornschröcke	<i>Tetrix subulata</i> #	0	1				
Langfühler-Dornschröcke	<i>Tetrix tenuicornis</i> #	0	1				
Gemeine Dornschröcke	<i>Tetrix undulata</i> #	0	1				
Lauschschrecke	<i>Mecostethus parapleurus</i>	0	3				
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>	0	4	(*)			

In Tabelle 41 sind die Veränderungen in der Häufigkeit für alle bewerteten Arten den Veränderungen in der Stetigkeit gegenübergestellt. Der Medianwert der Arten, die in beiden Untersuchungsperioden halbquantitativ erfasst wurden, hat sich nicht signifikant verändert und lag bei dem Wert „3“ („mäßig häufig“). Die Wiesen weisen also weiterhin eine relativ individuenreiche Heuschreckengemeinschaft auf. Betrachtet man die Arten im Detail, so weisen aber 15 Arten einen geringeren und nur fünf Arten einen höheren mittleren Abundanzwert auf (vgl. Tabelle 41), lediglich drei Arten erreichen dieselbe mittlere Häufigkeit. Bei den zwölf am weitesten verbreiteten Heuschrecken stehen ebenfalls fünf zunehmende sieben in der Abundanz abnehmenden Arten gegenüber, wobei das Ausmaß der Veränderungen gering bleibt. Diese Befunde können als Hinweis gedeutet werden, dass die Häufigkeit der Heuschrecken in den 25 Jahren leicht zurückgegangen ist. Für statistisch signifikante Aussagen auf Basis einzelner Arten ist jedoch die Stichprobe mit zwölf Flächen doch zu klein.

Vergleicht man für jede Art die Verbreitung (als Stetigkeit) mit der mittleren Häufigkeitsklasse, so zeigt sich bei den Erhebungen der Saison 2018 bzw. 2019 ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen diesen beiden Werten ($r = 0,552$, $p < 0,01$). Das bedeutet, dass verbreitete Arten auch in den besiedelten Wiesen im Schnitt häufiger sind als nur lokal vorkommende Arten. Dieser Zusammenhang konnte in der ersten Periode nicht gefunden werden. Offenbar waren damals auch die nur lokal verbreiteten Arten in ähnlichen Dichten anzutreffen wie die weit verbreiteten. Inzwischen sind diese nur (mehr) lokal auftretenden Arten auch in ihren Vorkommen individuenärmer geworden.

8.2.2 Veränderungen des Artenreichtums an den Einzelflächen

Der mittlere Artenreichtum der zwölf untersuchten Wiesen ist in den 25 Jahren leicht gesunken. Auch wenn man alle nachgewiesenen Arten in Betracht zieht und die methodisch problematischen Arten (z. B. die Dornschrecken) nicht ausschließt, so ist sowohl der Median (von 16 auf 14 Arten) als auch der Mittelwert (von 14,8 auf 13,9 Arten) der Artenzahl pro Fläche gesunken (Abbildung 76). Diese Entwicklung ist in dieser Form gerade nicht statistisch signifikant, vor allem da die Schwankungsbreite der Artenzahl bei der ersten Erhebung mit zwischen fünf und 20 Arten deutlich breiter ist als in der einheitlicheren zweiten Periode (mit elf bis 18 Arten pro Fläche), wie Abbildung 76 eindrücklich zeigt. Schließt man die drei artenärmsten Wiesen der Erhebung 1993 aus, so ist der Rückgang der mittleren Artenzahl von 17,4 auf 14,1 Arten jedoch hoch signifikant (Paired t-Test, $p < 0,01$).

Ganz offensichtlich sind die meisten Wiesen im Untersuchungsgebiet nun trotz einer höheren Gesamtartenzahl in der Landschaft etwas artenärmer geworden. Gleichzeitig sind aber auch die Unterschiede in der Biodiversität der Wiesen ausgeglichener geworden – es gibt weniger besonders artenreiche, aber auch weniger auffallend artenarme Wiesen.



Abbildung 76: Unterschied zwischen dem Artenreichtum der zwölf Untersuchungsflächen im Naturpark Jauerling im Vergleich der beiden Untersuchungsperioden. Box-Plot-Darstellung mit oberem und unterem Quantil als Begrenzung der Box, Darstellung des Medians sowie der Ausreißer.

8.2.3 Zusammenfassende Analyse

Die Erhebungen der Heuschrecken und Fangschrecken an ausgewählten Wiesen im Naturpark Jauerling erlauben einen Einblick in die Veränderung der Artengemeinschaften, Verbreitung und Häufigkeit dieser Insektengruppe über eine Zeitspanne von 25 Jahren. Die Landschaft des Jauerling ist repräsentativ für relativ kleinteilige, klimatisch begünstigte Hügellandschaften mit einem hohen Grünlandanteil, die vergleichsweise extensiv mit einem Überwiegen von Zweischnittwiesen genutzt werden.

Die Artenvielfalt dieser Landschaft unterschied sich nur geringfügig zwischen diesen beiden, 25 Jahre auseinander liegenden Untersuchungen, es kam jedoch zu deutlichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung mit einer tendenziellen Verschiebung hin zu mehr Generalisten. Auf der Ebene der einzelnen Wiesenfläche hat jedoch der Artenreichtum signifikant abgenommen, bedingt dadurch, dass die einzelnen Heuschreckenarten jeweils aktuell im Schnitt nicht mehr so verbreitet sind wie vor 25 Jahren.

Die mittlere Häufigkeit der Heuschrecken dürfte sich wenig verändert haben, jedoch überwiegen bei den Arten leichte Rückgänge in der Abundanz. Vor allem die früher nur lokal vorkommenden Arten treten heute in geringerer Dichte auf.

Anhand der in Kapitel 5 erarbeiteten Insekten-Parameter wurde eine Überprüfung der Verteilung dieser Parameter auf zu- und abnehmende Arten durchgeführt. Jene Arten zeigen am Jauerling überdurchschnittlich starke Rückgänge, die relativ groß (über 30 mm) sind, eine Bindung an Sonderstrukturen aufweisen, mikroklimatisch trockenheitsliebend sind, boreal bzw. kontinental verbreitet sind und auch österreichweit rückläufige Bestände aufweisen.

Unter den ökologischen Typen weisen die Arten des Xerothermophilen Offenlandes sowie der Xerothermophilen Säume die stärksten Verbreitungsrückgänge auf (jeweils -38 % bzw. -7 % Rückgang der Stetigkeiten). Dazu gehören v. a. die Charakterarten des Magergrünlandes, konkret *Metrioptera brachyptera*, *Arcyptera fusca*, *Psophus stridulus*, *Omocestus haemorrhoidalis*, *Stenobothrus nigromaculatus* und *Myrmeleotettix maculatus*. Offenbar werden die an sich ja für diese Arten günstigen klimatischen Trends durch Verluste von Saumstrukturen, aber auch von intakten Offenlandstandorten – in diesem Fall kurzrasigen Magerwiesen – deutlich überlagert. Da die Pflege der Wiesenflächen im überwiegenden Teil lebensraumangepasst ablaufen dürfte (vgl. Kraus et al. 2020), ist hier offenbar eine strukturelle Veränderung des Magergrünlandes durch die allgemeine Eutrophierung über Lufttransport ausschlaggebend (vgl. auch Kapitel 7.2.5). Offen bleibt, inwieweit die weitgehende Aufgabe der extensiven Weidehaltung, an die gerade diese genannten Arten gut angepasst sind, ebenfalls zum Rückgang beigetragen hat.

Tendenziell zunehmende Arten nehmen hingegen in ganz Österreich zu und folgen somit einem überregionalen Trend (z. B. *Mecostethus parapleurus*). Typischerweise sind sie v. a. von mediterranem oder atlantischem Verbreitungstyp, bevorzugen mikroklimatisch warme und feuchte Standorte und sind vom Lebensraumtyp v. a. den Meso- bis Hygrophilen Offenlandarten sowie Waldarten zuzuordnen.



Abbildung 77: Untersuchte Wiesenfläche bei Thurn im Naturpark Jauerling. Auf dieser sehr artenreichen Fläche wurden bei der Wiederholung der Erhebung noch 18, zuvor 20 Arten nachgewiesen; die beiden anspruchsvollen Magerrasenarten *Omocestus haemorrhoidalis* und *Stenobothrus nigromaculatus* konnten trotz guter Pflege der Fläche nicht mehr gefunden werden (16.7.2018, Manuel Denner).

9 Literatur

Abfalter, A., Breuer, M., Frühwirth, P., Rudistorfer, S., Uhl, H. & Drapela, T. (2021): Nachhaltige Grünlandbewirtschaftung durch abgestuften Wiesenbau – Leitfaden für eine abgestufte Grünlandbewirtschaftung am eigenen Betrieb. ARGE Abgestufter Wiesenbau, Wien. 36 pp.

Achtziger, R. (1991): Zur Wanzen- und Zikadenfauna von Saumbiotopen – Eine ökologisch-faunistische Analyse als Grundlage für eine naturschutzfachliche Bewertung. Berichte ANL 15: 37-68.

Achtziger, R., Frieß, T. & Rabitsch, W. (2007): Die Eignung von Wanzen (Insecta, Heteroptera) als Indikatoren im Naturschutz. *Insecta – Zeitschrift für Entomologie und Naturschutz* 10: 5-39.

Achtziger, R., Holzinger, W. E., Nickel, H. & Niedringhaus, R. (2014): Zikaden (Insecta: Auchenorrhyncha) als Indikatoren für die Biodiversität und zur naturschutzfachlichen Bewertung. *Insecta – Zeitschrift für Entomologie und Naturschutz* 11: 37-62.

Adlbauer, K. (2001): 2. Nachtrag zur Bockkäferfauna der Steiermark unter dem Aspekt der Artenbedrohung (Coleoptera, Cerambycidae). *Joanea Zool.* 3: 83-104.

Adlbauer, K. (2005): Cerambycidae (Insecta: Coleoptera). In: Checklisten der Fauna Österreichs 2. Biosystematics and Ecology Series 23: 65-96.

Adlbauer, K., Holzschuh, C. & Záborský, P. (1994): Cerambycidae, Bockkäfer. In: Gepp, J. et al. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs 2. Moser, Graz. 170-176.

AGES (2020): Pflanzenschutzmittel-Verwendungsstatistik. Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Wien. Stand 23.12.2020. 3 pp.

Aichhorn, K. & Kurtz, I. (2007): Monitoring im Sonderschutzgebiet Piffkar 2004-2005: Positive Vegetationsentwicklung aufgrund natürlicher Sukzession nach Beendigung der Beweidung? Endbericht für den Nationalpark Hohe Tauern. 121 pp.

Albrecht, C., Diestelhorst, O., Eßer, G., Esser, T., Keller, A., Klein, H., Scheffler, S., Schindler, M., Tillmanns, O. & Weglau, J. (2019): Untersuchung zur Bedeutung von landwirtschaftlichen Sonderstrukturen in der Rekultivierung für die Biodiversität anhand ausgewählter Insektengruppen. Forschungsstelle Rekultivierung, Paffendorf. 83 pp.

Aspöck, H., Rausch, H. & Aspöck, U. (1974): Untersuchungen über die Ökologie der Raphidiopteren Mitteleuropas (Insecta, Neuropteroidea). *Zeitschrift für angewandte Entomologie* 76: 1-30.

Aspöck, H., Hölzel, H. & Aspöck, U. (2001): Kommentierter Katalog der Neuropterida (Insecta: Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera) der Westpaläarktis. *Denisia* 2: 628 pp.

Babucke, T. (2019): Vergleich verschiedener nicht-chemischer Maßnahmen zur Beikrautregulierung im Zwiebel- und Kohlgemüseanbau. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Abteilung Gartenbau. 83 pp.

Baranov, V., Jourdan, J., Pilotto, F., Wagner, R. & Haase, P. (2020): Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. *Conservation Biology*: 1-11. doi: 10.1111/cobi.13477

BASF (Hrsg., 2017): Moderne Landwirtschaft und Biodiversität. Ergebnisbericht FarmNetzwerk 2017. BASF SE Pflanzenschutz Deutschland. 213 pp.

Berg, H.-M., Haberler, T. & Zelz, S. (1994): Die Orthopterenfauna des Jauerling im südlichen Waldviertel, Niederösterreich. LANIUS Jahresbericht 1992/1993, Krems: 68-97.

Berg, H.-M., Bieringer, G. & Zechner, L. (2005): Rote Liste der Heuschrecken (Orthoptera) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/1, Böhlau Verlag, Wien, 167-209.

BfN (2019): Insektenrückgang – potentieller Einfluss der Windenergienutzung in Deutschland? Faktenpapier Insekten & Windenergieanlagen. Bundesamt für Naturschutz, Berlin. 3 pp.

Biella, P., Bogliani, G., Cornalba, M. et al. (2017): Distribution patterns of the cold adapted bumblebee *Bombus alpinus* in the Alps and hints of an uphill shift (Insecta: Hymenoptera: Apidae). *Journal Insect Conservation* 21: 357–366.

Biella, P., Četković, A., Gogala, A., Neumayer, J., Sárospataki, M., Šima, P. & Smetana, V. (2020): North-westward range expansion of the bumblebee *Bombus haematurus* into Central Europe is associated with warmer winters and niche conservatism. *Insect Science* 28(3): doi.10.1111/1744-7917.12800.

Biella, P., Četković, A., Gogala, A., Neumayer, J., Sárospataki, M., Šima, P. & Smetana, V. (2021): Northwestward range expansion of the bumblebee *Bombus haematurus* into Central Europe is associated with warmer winters and niche conservatism. *Insect science* 28/3: 861-872. doi.org/10.1111/1744-7917.12800

Bieringer, G. & Weißmair, W. (2017): Gefährdung und Schutz der Heuschrecken in Österreich. In: Zuna-Kratky, T., Landmann, A., Illich, I., Zechner, L., Essl, F., Lechner, K., Ortner, A., Weißmair, W. & Wöss, G. (2017): Die Heuschrecken Österreichs. *Denisia* 39: 161-180.

Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J. & Kunin, W.E. (2006): Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351-354.

BIO Austria (2020): Produktionsrichtlinien. Fassung April 2020. BIO Austria. 128 pp.

BMLFUW (2017): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 358 pp.

BMNT (2019): Grüner Bericht 2019. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. 299 pp.

BMNT (2021): Grüner Bericht 2021. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. 312 pp.

BMVIT (2007): Verkehr in Zahlen – Ausgabe 2007. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technik & Herry Verkehrsplanung/consulting, Wien. 63 pp.

Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P. (eds., 2010): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Coordination Centre for Effects (CCE). Appendix 11: 9 pp.

Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Flückiger, W. & Van den Wyngaert, I. (2002): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. Swiss Agency for the Environment, Forests. Environmental Documentation 164: 128 pp.

Bowler, D. & Böhning-Gaese, K. (2017): Improving the community-temperature index as a climate change indicator. PLOS One 12(9): e0184275.

Bowler, D.E., Heldbjerg, H., Fox, A.D., de Jong, M. & Böhning-Gaese, K. (2019): Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. Conservation Biology 33: 1120-1130.

Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J. & Potts, S.G. (2010): Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. Basic Applied Ecology 11: 106-115.

Brooks, D.R., Bajer, 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: 1009-1019.

Brühl, C.A. & Zaller, J.G. (2019): Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. Frontiers in Environmental Science 7: 177, 4 pp. doi: 10.3389/fenvs.2019.00177

Carson, R. (1962): Silent Spring. Houghton Mifflin.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M. & Palmer, T.M. (2015): Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances 1 (5). e1400253.

Chen, I.-C., Hill, J.K., Ohlemüller, R., Roy, D.B. & Thomas, C.D. (2011): Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333: 1024-1026.

Chichorro, F., Juslén, A. & Cardoso, P. (2019): A review of the relation between species traits and extinction risk. *Biological Conservation* 237: 220-229.

Chimani, B., Heinrich, G., Hofstätter, M., Kerschbaumer, M., Kienberger, S., Leuprecht, A., Lexer, A., Peßenteiner, S., Poetsch, M.S., Salzmann, M., Spiekermann, R., Switanek, M. & Truhetz, H. (2016): ÖKS15 – Klimaszenarien für Österreich. Daten, Methoden und Klimanalyse. Projektendbericht im Auftrag des Lebensministeriums und der österreichischen Bundesländer, Wien. 353 pp.

Chittka, L. (2001): Successful invasion of a floral market. An exotic Asian plant has moved in on Europe's river-banks by bribing pollinators. *Nature* 411: 653.

Chovanec, A. (2017a): Naturnahe Retentionsräume im niederösterreichischen Flachland als Lebensraum einer flusstypischen Libellenfauna (Insecta: Odonata). *Entomologica Austriaca* 24: 27-48.

Chovanec, A. (2017b): Sanierung morphologischer Defizite und Anlage flussbegleitender Kleingewässer – Erfolgskontrolle gewässerökologisch wirksamer Maßnahmen an der Pram (Oberösterreich) durch den Einsatz von Libellen (Odonata) als Bioindikatoren. *Beiträge zur Entomofaunistik* 18: 13-37.

Chovanec, A. & Spira, Y. (2016): Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen in den Unterläufen und Mündungsbereichen von Leitenbach und Sandbach sowie an der Aschach (Oberösterreich) aus libellenkundlicher Sicht (Insecta: Odonata). *Beiträge zur Entomofaunistik* 17: 1-29.

Clark, C.M., Bai, Y., Bowman, W.D., Cowles, J.M., Fenn, M.E., Gilliam, F.S., Phoenix, G.K., Siddique, I., Stevens, C.J., Sverdrup, H.U. & Throop, H.L. (2013): Nitrogen Deposition and Terrestrial Biodiversity. In: Levin S.A. (ed.): *Encyclopedia of Biodiversity*, Waltham, MA, Academic Press, 2. Aufl., Band 5: 519-536.

Conrad, K.F., Warren, M.S., Fox, R., Parsons, M.S. & Woiwod, I.P. (2006): Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation* 132: 279-291.

Dathe, H., Scheuchl, E. & Ockermüller, E. (2016): Illustrierte Bestimmungstabelle für die Arten der Gattung *Hylaeus* F. (Maskenbienen) in Deutschland, Österreich und der Schweiz. *Entomologica Austriaca*, Supplement 1.

Denerley, C., Redpath, S.M., van der Qal, R., Newson, S.E., Chapman, J.W. & Wilson, J.D. (2018): Breeding ground correlates of the distribution and decline of the Common Cuckoo *Cuculus canorus* at two spatial scales. *Ibis* 161: 346-358.

Denner, M. (2020): *Wald.Geschichte.Weinviertel. Der Mittelwald im Weinviertel – historische Waldnutzung als gelebte Tradition und Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt*. Verlag Berger, Horn. 138 pp.

Dersch, G., Murer, E., Ofner-Schröck, E. & Weber, E. (2017): Nationaler Evaluierungsbericht LE 2014-20 Evaluierungspakete D, E und F. 3. überarbeitete Version. Lebensministerium, Wien. 217 pp.

Desender, K., Dekoninck, W., Dufrêne, M. & Maes, D. (2010): Changes in the distribution of carabid beetles in Belgium revisited: have we halted the diversity loss? *Biological Conservation* 143: 1549-1557.

Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D. & Jiguet, F. (2008): Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 275(1652): 2743-2748.

Di Bartolomeis, M., Kegley, S., Mineau, P., Radford, R. & Klein, K. (2019): An assessment of acute insecticide toxicity loading (AITL) of chemical pesticides used on agricultural land in the United States. *Plos One* 14: e0220029.

Dijkstra, K.-D.B. (Hrsg., 2014): *Libellen Europas. Der Bestimmungsführer*. Haupt Natur. 320 pp.

Dirnböck, T. (2020): *Critical Load Überschreitung für Versauerung und Eutrophierung in Österreich Aktualisierung 2020*. Umweltbundesamt GmbH, Wien. 19 pp.

Dirnböck, T., Mirtl, M., Dullinger, S., Grabner, M.-T., Hochrathner, P., Hülber, K., Karrer, G., Kleinbauer, I., Mayer, W., Peterseil, J., Pfefferkorn-Dellali, V., Reimoser, F., Reimoser, S., Türk, R., Willner, W. & Zechmeister, H. (2007): *Effects of Nitrogen and Sulphur Deposition on Forest and Forest Biodiversity*. Umweltbundesamt, Wien. Report REP-0077, 60 pp.

Dirnböck, T., Essl, F. & Rabitsch, W. (2011): Disproportional extinction risk of high-altitude endemic species under climate change. *Global Change Biology* 17(2): 990-996.

Dodelin, B., Alexander, K., Aleksandrowicz, O., Istrate, P., Jansson, N., Merkl, O., Pettersson, R., Soldati, F., Schlaghamersky, J., Telnov, D. & Audisio, P. (2017): *Cerambycidae*. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org [Abfrage Mai 2020].

Dokulil, M.T. (2017): *Alpenrandseen im Anthropocän: Verschlechterung und Sanierung – eine österreichische Erfolgsgeschichte*. *Acta ZooBot Austria* 154: 1-53.

Duelli, P. & Obrist, M. K. (2003): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98 (1-3): 87-98.

Dziöck, F. (2009): *Schwebfliegen als funktionale Bioindikatoren*. In: Scholz, M., Henle, K., Dziöck, F., Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. Ulmer Verlag, Stuttgart. 265-288.

EK – Europäische Kommission (2015): *Der Zustand der Natur in der Europäischen Kommission. Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament. Bericht über den Zustand und die Trends von unter die Vogelschutz- und die Habitat-Richtlinie fallenden Lebensraumtypen und Arten für den Zeitraum 2007–2012 gemäß Artikel 17 der Habitat-*

Richtlinie und Artikel 12 der Vogelschutzrichtlinie. Brüssel. 21 pp. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0219&from=EN>

Essl, F. & Rabitsch, W. (Hrsg., 2002): Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien. 432 pp.

Essl, F. & Rabitsch, W. (Hrsg., 2013): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin. 457 pp.

Essl, F. & Zuna-Kratky, T. (2021): The checklist of alien orthopterans (Orthoptera) and mantises (Mantodea) in Austria (2nd edition). *BiolInvasions Records* 10(4): 991-996. doi.org/10.3391/bir.2021.10.4.23

Ewald, J.A., Wheatley, C.J., Aebischer, N.J., Moreby, S.J., Duffield, S.J., Crick, H.Q.P. & Morecroft, M.B. (2015): Influences of extreme weather, climate and pesticide use on invertebrates in cereal fields over 42 years. *Global Change Biology* 21: 3931-3950.

Fartmann, T., Jedicke, E., Stuhldreher, G. & Streitberger, M. (2021): Insektensterben in Mitteleuropa. Ursachen und Gegenmaßnahmen. Eugen Ulmer KG, Stuttgart. 303 pp.

Forero, L.G., Limay-Rios, V., Xue, Y. & Schaafsma, A. (2017): Concentration and movement of neonicotinoids as particulate matter downwind during agricultural practices using air samplers in southwestern Ontario, Canada. *Chemosphere* 188: 130-138.

Fox R. (2013): The decline of moths in Great Britain: a review of possible causes. *Insect Conservation and Diversity* 6 (1): 5-19.

Franzén, M. & Johannesson, M. (2007): Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *Journal of Insect Conservation* 11: 367-390.

Frieß, T. & Rabitsch, W. (2009): Checkliste und Rote Liste der Wanzen Kärntens (Insecta: Heteroptera). *Carinthia II* 199/119: 335-392.

Frieß, T. & Rabitsch, W. (2015): Checkliste und Rote Liste der Wanzen der Steiermark (Insecta: Heteroptera). *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark* 144: 15-90.

Frieß, T. & Rabitsch, W. (2022): Checkliste und Rote Liste der Wanzen Kärntens (Insecta: Heteroptera). Unveröff. Manuskript, Projektbericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, Naturschutz.

Frieß, T., Rabitsch, W. & Brandner, J. (2021): VIII. Wanzen (Heteroptera). In: ÖKOTEAM (2020): Studie zu ausgewählten Tiergruppen der Steiermark (Rote Liste). Unveröff. Projektbericht im Auftrag der Österreichischen Naturschutzjugend für das Land Steiermark, Naturschutz. Teil 1, 85 pp & Teil 2, 500 pp, i. d. Fassung vom 21.1.2021.

Frontasyeva, M., Harmens, H., Uzhinskiy, A., Chaligava, O. & participants of the moss survey (2020): Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond. Report of the ICP Vegetation Moss Survey Coordination

Centre, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russian Federation, 136 pp. ISBN 978-5-9530-0508-1.

Füreder, L. (2007): Art-Eigenschaften in Insektenzönosen alpiner Fließgewässer als wirksames Instrument zur Interpretation anthropogener Eingriffe. *Entomologica Austriaca* 14: 5-16.

Geiger, F., Bentsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W. & Inchausti, P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11: 97-105.

Geiser, E. (2018): How many animal species are there in Austria? Update after 20 years. *Acta ZooBot Austria* 155: 1-18.

Gepp, J. (1977): Die Planipennier der Steiermark (Neuroptera s. Str., Neuropteroidea, Insecta): Autökologie und Regionalfaunistik). *Mitteilungen naturwissenschaftlicher Verein Steiermark* 107: 171-206.

Gepp, J. (1978): Die Raphidiopteren der Steiermark in faunistisch-ökologischer Betrachtung (Neuropteroidea, Insecta). *Mitteilungen naturwissenschaftlicher Verein Steiermark* 108: 241-250.

Gepp, J. (1979a): Die Panorpen der Steiermark – eine regionalfaunistische Übersicht (Mecoptera, Insecta). *Mitteilungen naturwissenschaftlicher Verein Steiermark* 109: 257-264.

Gepp, J. (1979b): Zur Verbreitung und Ökologie der Sialiden (Megaloptera, Insecta) in der Süd-Steiermark. *Mitteilungen naturwissenschaftlicher Verein Steiermark* 109: 265-273.

Gepp, J. (1982): Die Mecopteren Kärntens mit Bemerkungen über Lautäußerungen von *Bittacus italicus* (MÜLLER). *Carinthia II* 172/92: 341-350.

Gepp, J. (1983, Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien. Grüne Reihe 2: 243 pp.

Gepp, J. (1988): Zur ökologischen Differenzierung der präimaginalen Stadien baumbewohnender Chrysopiden im Alpenraum (Planipennia, Chrysopidae). *Sitzungsberichte Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Abt. I* 197: 1-73.

Gepp, J. (1994, Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Styria, Graz & Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien. Grüne Reihe 2: 355 pp

Gepp, J. (1999): Neuropteren als Indikatoren der Naturraumbewertung. Eignung als Modellgruppe, Methodenwahl, Fallbeispiele sowie Diskussion möglicher Fragestellungen (Neuropterida). *Stapfia* 60: 167-208.

Gepp, J. (2003): Der Bachhaft *Osmylus fulvicephalus* – 240 Jahre nach seiner Beschreibung durch Johannes Antonius Scopoli – Österreichs Insekt des Jahres (Osmylidae, Neuroptera). *Carinthia* II 193/113: 325-334.

Gepp, J. (2005a): Rote Liste der Neuroptera (Netzflügler) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/1, Böhlau Verlag, Wien, 285-307.

Gepp, J. (2005b): Rote Liste der Mecopteren (Schnabelfliegen) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/1, Böhlau Verlag, Wien, pp. 309-312.

Gepp, J. (2010): Ameisenlöwen und Ameisenjungfern Myrmeleontidae. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben. Die Neue Brehm-Bücherei 589: 168 pp.

Gepp, J. (2019): Ausdünnung der Insektenvielfalt im Ostalpenraum: Vorgeschichte, Ursachen und Tendenzen. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 84: 79-124.

Gilburn, A.S., Bunnefeld, N., Wilson, J.M., Botham, M.S., Brereton, T.M., Fox, R. & Goulson, D. (2015): Are neonicotinoid insecticides driving declines of widespread butterflies? *PeerJ* 3: e1402; DOI 10.7717/peerj.1402

Gossner, M.M., Lewinsohn, T.M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Birkhofer, K., Renner, S.C., Sikorski, J., Wubet, T., Arndt, H., Baumgartner, V., Blaser, S., Blüthgen, N., Börschig, C., Buscot, F., Diekötter, T., Jorge, L.R., Jung, K., Keyel, A.C., Klein, A.-M., Klemmer, S., Krauss, J., Lange, M., Müller, J., Overmann, J., Pašalić, E., Penone, C., Perović, D.J., Purschke, O., Schall, P., Socher, S.A., Sonnemann, I., Tschapka, M., Tschardt, T., Türke, M., Venter, P.C., Weiner, C.N., Werner, M., Wolters, V., Wurst, S., Westphal, C., Fischer, M., Weisser, W.W. & Allan, E. (2016): Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* 540: 266-269.

Götzl, M. & Sedy, K. (2015): Wildbienenparadies Österreich? Aktuelle Umweltsituation – Identifikation von Gefahren und Lösungen bei der Landbewirtschaftung. Report REP-0538. Umweltbundesamt, Wien, 51 pp.

Goulson, D. (2013): An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 50: 977-987.

Goulson, D. (2014): Pesticides linked to bird declines. *Nature* 511: 295-296. doi: 10.1038/nature13642.

Graf, W., Leitner, P., Hanetseder, I., Ittner, L.D., Dossi, F. & Hauer, C. (2016): Ecological degradation of a meandering river by local channelization effects: a case study in an Austrian lowland river. *Hydrobiologia*. doi 10.1007/s10750-016-2653-6

Griehser, B. & Pfeifer, K. (1998): Botanische Dauerbeobachtungen im Sonderschutzgebiet Piffkar (Glockner-Gruppe) – Vegetationsökologisches Monitoring 1992-1996. Endbericht an den Nationalpark Hohe Tauern.

Gschwantner, T. (2019a): Holzvorrat auf neuem Höchststand. Bundesforschungszentrum für Wald, Wien. BFW Praxisinformation 50: 8-12.

Gschwantner, T. (2019b): Totholz-Zunahme ausschließlich positiv? Bundesforschungszentrum für Wald, Wien. BFW Praxisinformation 50: 17-22.

Gusenleitner, F., Schwarz, M. & Mazzucco, K. (2012): Apidae (Insecta: Hymenoptera). In: Schuster, R. (Hrsg.): Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. Checklisten der Fauna Österreichs 6: 9-129.

Habel, J.C. (2019): Insektenschwund: Trends und Treiber. Entomologie heute 31: 257-261.

Habel, J.C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W.W. & Schmitt, T. (2016): Butterfly community shifts over two centuries. Conservation Biology 30: 754-762.

Habeler, H. (1998): Beurteilung von Schmetterlingen mit Hilfe des Vitalitäts-Index. Stapfia 55: 47-56.

Habeler, H. (2014): Schmetterlinge um Bad Mitterndorf. Veränderungen im Verlauf von 2 Jahrzehnten. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 143: 131-248.

Haddad, N. M., Haarstad, J. & Tilman, D. (2000): The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. Oecologia 124: 73-84.

Haeseler, V. (1974): Aculeate Hymenopteren über Nord- und Ostsee nach Untersuchungen auf Feuerschiffen. Entomologica Scandinavica 5: 123-136.

Hagen, E. & Aichhorn, A. (2014): Hummeln - bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen. Nottuln. 359 pp.

Hagn, A. & Peer, T. (2010): Baumstudien im Waldgrenzökoton der Schladminger Tauern, ein Beitrag zur aktuellen Klimadiskussion. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 140: 23-37.

Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., Van Turnhout, C.A.M., De Kroon, H., Jongejans, E. (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. Nature 511: 341-343. DOI 10.1038/nature13531.

Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, 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: e0185809.

Harmens, H., Schnyder, E., Thöni, L., Cooper, D.M., Mills, G., Leblond, S., Mohr, K., Poikolainen, J., Santamaria, J., Skudnik, M., Zechmeister, H.G., Lindroos, A.-J. & Hanus-Ilmar, A. (2014):

Relationship between site-specific nitrogen concentrations in mosses and measured wet bulk atmospheric nitrogen deposition across Europe. *Environmental Pollution* 194: 50 - 59. doi: 10.1016/j.envpol.2014.07.016

Hausmann, A. (1992): Untersuchungen zum Massensterben von Nachtfaltern an Industriebeleuchtungen (Lepidoptera, Macroheterocera). *Atalanta* 23: 411-416.

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* 2020 00: 1-12. doi: 10.1002/ece3.6166

Heimburg, H. (2018): Checkliste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) Österreichs. Masterarbeit, Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Graz. 78 pp.

Hierlmeier, V.R., Gurten, S., Freier, K.P., Schlick-Steiner, B.C. & Steiner, F.M. (2022): Persistent, bioaccumulative, and toxic chemicals in insects: Current state of research and where to from here? *Science of the Total Environment* 825. dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153830

Holzer, T., Zuna-Kratky, T. & Bieringer, G. (2019): Bewertung der Wirkung relevanter LE-Maßnahmen auf Tagfalter und Heuschrecken als Indikatoren für Biodiversität – Endbericht. Studie im Auftrag des Ministeriums für Nachhaltigkeit & Tourismus, Wien. 60 pp.

Holzinger, W.E. (2009a): Rote Liste gefährdeter Zikaden (Auchenorrhyncha) Österreichs. In: Wallner, R. & Zulka, K.P. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, Band 14/3: 41-317. Böhlau Verlag, Wien.

Holzinger, W.E. (2009b): Auchenorrhyncha (Insecta). In: Schuster, R. (Hrsg.): Checklisten der Fauna Österreichs 4: 41-100.

Holzinger, W.E., Chovanec, A. & Waringer, J.A. (2015): Odonata (Insecta). In: Schuster, R. (Hrsg.): Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. Checklisten der Fauna Österreichs 8: 27-54.

Holzinger, W.E., Frieß, T., Komposch, Ch. & Paill, W. (2012): Tierökologische Bewertung von WF-Rotflächen ein und vier Jahre nach Einstieg in die WF-Maßnahme. *Ländlicher Raum* 02/2012: 1-15.

Holzinger, W.E., Huber, E., Schlosser, L. & Kunz, G. (2020): *Acanalonia conica* (Say, 1830) and three other true hopper species new for Austria. *Cicadina* 19: 9-19.

Holzner, W., Kriechbaum, M., Kummer, S., Ulbel, E., Winter, S., Bogner, D., Mohl, I., Banko, G., Peterseil, J., Sauberer, N., Tiefenbach, M., Frank, G., Geburek, T., Milasowszky, N., Schadauer, K., Schüler, S., Zechmeister-Boltenstern, S., Klingler, S. & Zech, S. (2006): MOBI-e – Entwicklung eines Konzeptes für ein Biodiversitäts-Monitoring in Österreich. Studie im Auftrag des

Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Universität für Bodenkultur, Wien & umweltbüro, Klagenfurt. 234 pp.

Höttinger, H. (2008a): Schutz von Tagfalter-Charakterarten auf Trocken- und Halbtrockenrasen im Leithagebirge, Burgenland (östliches Österreich). Beiträge zur Entomofaunistik 9: 31-50.

Höttinger, H. (2008b): Schutz von Tagfalter-Charakterarten auf Feuchtwiesen im unteren Stremtal, Burgenland (östliches Österreich). Beiträge zur Entomofaunistik 9: 81-106.

Höttinger, H. & Graf, W. (2003): Zur Anlockwirkung öffentlicher Beleuchtungseinrichtungen auf nachtaktive Insekten. Hinweise für Freilandversuche im Wiener Stadtgebiet zur Minimierung negativer Auswirkungen. Unpubl. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22 (Umweltschutz), Wien. 37 pp.

Höttinger, H. & Pennerstorfer, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperiiidae) 1. Fassung 1999. Amt der NÖ Landesregierung, St. Pölten. 128 pp.

Höttinger, H. & Pennerstorfer, J. (2005): Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). In: Zulka, K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/1, Böhlau Verlag, Wien, 313-354.

Höttinger, H., Pendl, M., Wiemers, M. & Pospisil, A. (2013): Insekten in Wien – Tagfalter. In: Zettel, H., Gaal-Haszler, S., Rabitsch, W. & Christian, E. (Hrsg.): Insekten in Wien. Österreichische Gesellschaft für Entomofaunistik, Wien. 349 pp.

Hovorka, W. (2008): Beitrag zur Kenntnis der Bockkäferfauna (Coleoptera: Cerambycidae) des Marchfeldes (Niederösterreich). Beiträge zur Entomofaunistik 9: 129-139.

Huemer, P. (2007): Rote Liste ausgewählter Nachtfalter Österreichs (Lepidoptera: Hepialoidea, Cossoidea, Zygaenoidea, Thyridoidea, Lasiocampoidea, Bombycoidea, Drepanoidea, Noctuoidea). In: Zulka, K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/2, Böhlau Verlag, Wien, 199-361.

Huemer, P. (2013): Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematische und faunistische Checkliste. Tiroler Landesmuseum Studiohefte 12, 304 pp.

Huemer, P. (2016): „Ausgeflattert“. Der stille Tod der österreichischen Schmetterlinge. Weckruf für den Schutz der Biodiversität in Österreich. Blühendes Österreich & Global 2000, Wien. 38 pp.

Huemer, P. & Erlebach, S. (2007): Schmetterlinge Innsbrucks – Artenvielfalt einst und heute. Veröffentlichungen des Innsbrucker Stadtarchivs 33: 319 pp.

Huemer, P. & Gepp, J. (2017): Ausgeflattert II im Burgenland, Niederösterreich, der Steiermark und Wien. Der stille Tod der österreichischen Schmetterlinge. Weckruf für den Schutz der Biodiversität in Österreich. Blühendes Österreich & Global 2000, Wien. 38 pp.

Huemer, P. & Rüdissler, J. (Red., 2019): Aufgeflattert! Biodiversität in Österreich: eine Vision für 2030. Blühendes Österreich-REWE International gemeinnützige Privatstiftung, Wien. 48 pp.

Huemer, P. & Tarmann, G. (2001): Artenvielfalt und Bewirtschaftungsintensität: Problemanalyse am Beispiel der Schmetterlinge auf Wiesen und Weiden Südtirols. *Gredleriana* 1: 331-418.

Huemer, P., Kühtreiber, H. & Tarmann, G. (2011): Anlockwirkung moderner Leuchtmittel auf nachtaktive Insekten – Ergebnisse einer Feldstudie in Tirol (Österreich). *Wissenschaftliches Jahrbuch der Tiroler Landesmuseen* 4: 110-135.

Huemer, P., Gros, P., Hauser, E. & Wieser, Ch. (2018): Ausgeflattert III in Kärnten, Oberösterreich, Salzburg, Tirol und Vorarlberg. Der stille Tod der österreichischen Schmetterlinge. *Blühendes Österreich & Global 2000*, Wien. 54 pp.

Huemer, P., Rüdissler, J., Hiermann, U., Lechner, K., Mayr, T., Ortner, A. & Friebe, J.G. (2022): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs (Neubearbeitung). *Rote Listen Vorarlbergs*, 11: 210 pp. Dornbirn (inataura).

Humbert, J.-Y., Ghazoul, J. & Walter, T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture Ecosystem and Environment* 130: 1-8.

Humbert, J.-Y., Richner, N., Sauter, J. & Walter, T. (2010a): Wiesen-Ernteprozesse und ihre Wirkung auf die Fauna. *Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon, ART-Bericht* 724: 12 pp.

Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Sauter, G.J. & Walter, T. (2010b): Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Ecology* 134. doi: 10.1111/j.1439-0418.2009.01503.x

Hülber, K., Moser, D., Sauberer, S., Maas, B., Staudinger, M., Grass, V., Wrba, T. & Willner, W. (2017): Plant species richness decreased in semi-natural grasslands in the Biosphere Reserve Wienerwald, Austria, over the past two decades, despite agri-environmental measures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 243: 10-18.

Illich, I.P. (1993): Heuschreckengemeinschaften (Orthoptera: Saltatoria) in alpinen und subalpinen Habitaten der Hohen Tauern. Quantitative Bestandsaufnahmen im Nationalpark-Sonderschutzgebiet Pifflkar (Salzburg, Austria). *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern* 1: 84-97.

Illich, I.P. & Winding, N. (1998): Die Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) der Hohen Tauern: Verbreitung, Ökologie, Gemeinschaftsstruktur und Gefährdung. *Wiss. Mitt. aus dem Nationalpark Hohe Tauern* 4: 57–158.

Illich, I.P. & Winding, N. (1999): Dynamik von Heuschrecken-Populationen (Orthoptera: Saltatoria) in subalpinen und alpinen Rasen des Nationalparks Hohe Tauern (Österreichische Zentralalpen) von 1990-1997. *Wiss. Mitt. NP Hohe Tauern* 5: 63-85.

Illich, I. & Zuna-Kratky, T. (2022): Population dynamics of an alpine grasshopper (Orthoptera) community over 30 years and the effects of climate warming and grazing. *Journal of Insect Conservation*. doi.org/10.1007/s10841-022-00381-8

Illich I., Werner, S., Wittmann, H. & Lindner, R. (2010): *Die Heuschrecken Salzburgs*. Verlag Haus der Natur, Salzburger Natur-Monographien 1: 256 pp.

Jandl, R., Smidt, S., Mutsch, F., Fürst, A., Zechmeister, H.G., Bauer, H. & Dirnböck, T. (2012): Acidifikation and Nitrogen Eutrophication of Austrian Forest Soils. *Applied and Environmental Soil Science* 2012, ID 632602: 9 pp. doi: 10.1155/2012/632602

Józán, Z. (1995): Adatok a tervezett Duna-Dráva Nemzeti Park fullánkos hártványászárnyú m (Hymenoptera, Aculeata) faunájának ismeretéhez. *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* 8: 99-115.

Kaláb, O., Pyszko, P. & Kočárek, P. (2021): Estimation of the Recent Expansion Rate of *Ruspolia nitidula* (Orthoptera) on a Regional and Landscape Scale. *Insects* 2021, 12, 639.

Kenis, M., Adriaens, T., Brown, P.M.J., Katsanis, A., San Martin, G., Branquart, E., Maes, D., Eschen, R., Zindel, R., Van Vlaenderen, J., Babendreier, D., Roy, H.E., Hautier, L. & Poland, R.L. (2017): Assessing the ecological risk posed by a recently established invasive alien predator: *Harmonia axyridis* as a case study. *BioControl* 62: 341-354. doi: 10.1007/s10526-016-9764-x

Kimathi, E., Tonnang, H.E.Z., Subramanian, S., Cressman, K., Abdel-Rahman, E.M., Tesfayohannes, M., Niassy, S., Torto, B., Dubois, T., Tanga, C.M., Kassie, M., Ekesi, S., Mwangi, D. & Kelemu, S. (2020): Prediction of breeding regions for the desert locust *Schistocerca gregaria* in East Africa. *Scientific Reports* 10 (11937). doi: 10.1038/s41598-020-68895-2

Klaiber, J. (2018): *Fauna Indicativa – Lebensraumbewertung anhand der Insektenfauna*. ANLiegen Natur 40(1): 4 pp.

Klamminger, K.E. (2010): *Der Strukturwandel der österreichischen Landwirtschaft im Zuge der Technologischen Agrarrevolution von 1945 bis heute*. Masterarbeit, Karl-Franzens-Universität, Graz. 147 pp.

Klausnitzer, B., Klausnitzer, U., Wachmann, E. & Hromádko, Z. (2016): *Die Bockkäfer Mitteleuropas*. Neue Brehm Bücherei 499, 3. Aufl. VerlagsKG Wolf, Magdeburg. 692 pp.

Kleinbauer, I., Dullinger, S., Klingenstein, F., May, R., Nehring, S. & Essl, F. (2010): Das Ausbreitungspotenzial von Neophyten unter Klimawandel - viele Gewinner, wenige Verlierer? In: Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.), *Aliens. Neobiota und Klimawandel – eine verhängnisvolle Affäre?* Bibliothek der Provinz, Weitra. 27-43.

Koukal, T., Freudenschuss, A. & Gschwantner, T. (2019): *Ändert sich die biologische Vielfalt im Wald?* Bundesforschungszentrum für Wald, Wien. BFW Praxisinformation 50: 17-22.

- Kratschmer, S. & Pachinger, B. (2015): Summen auf den Dächern Wiens. Wildbienen (Apidae) auf begrünten Dachflächen und Möglichkeiten ihrer Förderung. *Entomologica Austriaca* 22: 113-114.
- Kraus, R., Denner, M., Panrok, A., Wöss, G. & Pennerstorfer, J. (2020): Wiesen-Naturschutz im Naturpark Jauerling-Wachau, Region NÖ Mitte – Endbericht. Projektbericht im Rahmen der Schutzgebietsbetreuung Niederösterreich im Auftrag des Landes Niederösterreich, Abteilung Naturschutz. Maria Anzbach. 155 pp.
- Krebs, H. (2012): Comparison of herbivore communities on the native Field Maple *Acer campestre* (L.) and the neophyte Box Elder *Acer negundo* (L.). Masterarbeit Universität Wien, Abt. Naturschutz und Biodiversitätsmanagement. 48 pp.
- Kreisch, W. (2001): Flora und Vegetation der Pockhorner Wiesen, subalpiner Goldschwingel-Bergmähder (*Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae*) im Nationalpark Hohe Tauern (Glocknergruppe, Kärnten). *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern* 6: 85-118.
- Kreisch, W.F. & Abl, M. (2006): Monitoring des Bergmähder-Ökosystems der „Pockhorner Wiesen“ im Nationalpark Hohe Tauern (Kärnten). *Sauteria* 14: 185-203.
- Kropf, M. (2006): Heuschrecken im Botanischen Garten der Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien. *Verhandlungen Zoologisch-Botanische Gesellschaft Österreich* 143: 35-41.
- Kurz, P. (2002): Vergleichende Beobachtungen zu den Vegetationsausstattungen von Äckern und Feldgras-Äckern in den Mittel- und Hochlagen des Unteren Mühlviertels. *Beiträge Naturkunde Oberösterreichs* 11: 201-221.
- Lamprecht, A., Semenchuk, P.R., Steinbauer, K., Winkler, M. & Pauli, H. (2018): Climate change leads to accelerated transformation of high-elevation vegetation in the central Alps. *New Phytologist* 220: 447-459.
- Landesumweltreferenten Österreich Expertengruppe (Red., 2018): Österreichischer Leitfaden Aussenbeleuchtung. Land Oberösterreich, Linz. 88 pp.
- Landmann, A. & Zuna-Kratky, T. (2016): Die Heuschrecken Tirols. Berenkamp, Innsbruck. 304 pp.
- Landmann, A. (2017): Vom Großglockner zum Neusiedler See: Die Vertikalverbreitung der Heuschrecken Österreichs. In: Zuna-Kratky, T., Landmann, A., Illich, I., Zechner, L., Essl, F., Lechner, K., Ortner, A., Weißmair, W. & Wöss, G.: Die Heuschrecken Österreichs. *Denisia* 39: 87-110.
- Landmann, A., Lehmann, G., Mungenast, F. & Sonntag, H. (2005): Die Libellen Tirols. Berenkamp, Innsbruck. 324 pp.

Lechner, K. & Zuna-Kratky, T. (2017): Checkliste der Heuschrecken Österreichs. In: Zuna-Kratky, T., Landmann, A., Illich, I., Zechner, L., Essl, F., Lechner, K., Ortner, A., Weißmair, W. & Wöss, G.: Die Heuschrecken Österreichs. *Denisia* 39: 181-192.

Leitner, P., Borgwardt, F. Birk, S. & Graf, W. (2020): Multiple stressor effects on benthic macroinvertebrates in very large European rivers – A typology-based evaluation of faunal responses as a basis for future bioassessment. *Science of the Total Environment*. doi. 10.1016/j.scitotenv.2020.143472

Lepidopterologen-Arbeitsgruppe (1994): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten – Gefährdung – Schutz. Band 1, 4. Aufl. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel. 516 pp.

Liebel, G., Farasin, K., Mayrhofer, P. & Schawerda, P. (1986): Flurbereinigung und Landschaftspflege. Neue Wege in der Flurbereinigung – aufgezeigt an dem Beispiel der Gemeinde Schrick, Niederösterreich. Umweltbundesamt, Wien. 118 pp.

Løken, A. (1984): Scandinavian species of the genus *Psithyrus* Lepeletier (Hymenoptera: Apidae). *Entomologica Scandinavica Suppl.* 23: 45 pp.

Malicky, H. (2001): Schmetterlinge (Lepidoptera) in Lichtfallen in Theresienfeld (Niederösterreich) zwischen 1963 und 1998. *Stapfia* 77: 261-278.

Malicky, H., Ant, H., Aspöck, H. De Jing, R., Thaler, K. & Varga, Z. (1983): Argumente zur Existenz und Chorologie mitteleuropäischer (extramediterran-europäischer) Faunen-Elemente. *Entomol. Gener.* 9: 101-119.

Marshall, L., Perdijk, F., Dendoncker, N., Kunin, W., Roberts, S. & Biesmeijer, J.C. (2020): Bumblebees moving up: shifts in elevation ranges in the Pyrenees over 115 years. *Proceedings Royal Society B* 287: 20202201, dx.doi.org/10.1098/rspb.2020.2201

Martini, J. & Waringer, J. (2019): Diversity, microhabitat distribution and life cycles of Trichoptera in the Schreierbach (Lunz, Lower Austria). *Entomologica Austriaca* 26: 132-133.

Mason, S.C., Palmer, G., Fox, R., Gillings, S., Hill, J.K., Thomas, C.D. & Oliver, T.H. (2015): Geographical range margins of many taxonomic groups continue to shift polewards. *Biological Journal of the Linnean Society* 115: 586-597.

Milasowszky, N. & Zulka, K.P. (2021): Laufkäfer- und Spinnenzönosen der Salzlacken im Seewinkel als Grundlage für die Naturschutzarbeit: ein Vierteljahrhundert später. Verein Institut für angewandte Biologie und Umweltbildung, Wien im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. 306 pp.

Mols, C.M.M., van Noordwijk, A.J. & Visser, M.E. (2005): Assessing the reduction of caterpillar numbers by Great Tits *Parus major* breeding in apple orchards. *Ardea* 93: 259-269.

Monnerat, Ch., Barbalat, S., Lachat, T. & Gonseth, Y. (2016): Rote Liste der Prachtkäfer, Bockkäfer, Rosenkäfer und Schröter. Gefährdete Arten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt,

Bern; Info Fauna – CSCF, Neuenburg; Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. Umwelt-Vollzug 1622: 118 pp.

Moog, O., Graf, W., Ofenböck, T. & Schmidt-Kloiber, A. (2008): Benthische Neozoa in österreichischen Fließgewässern. Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für angewandte Entomologie 16: 113-116.

Moog, O. & Wiesner, C. (2010): Meeresgrundel, Körbchenmuschel, Schwebgarnele und Co. – gebietsfremde Fische und Bodentiere in Österreichs Flüssen und Seen. In: Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.), Aliens. Neobiota und Klimawandel – eine verhängnisvolle Affäre? Bibliothek der Provinz, Weitra. 70-79.

Mühlethaler, R., Holzinger, W.E., Nickel, H. & Wachmann, E. (2018a): Die Zikaden Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Verlag Quelle und Meyer, Wiebelsheim. 358 pp.

Mühlethaler, R., Holzinger, W.E., Nickel, H. & Wachmann, E. (2018b): Verzeichnis der Zikaden Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Stand 21.11.2018. https://www.quelle-meyer.de/wp-content/uploads/2018/12/Muehlethaler-et-al_Zikaden_Artenabelle.pdf

Nascimento, M.M., da Rocha, G.O. & de Andrade, J.B. (2017): Pesticides in fine air-borne particles: from a green analysis method to atmospheric characterization and risk assessment. Scientific Reports 7: 2267.

Nast, J. (1972): Palearctic Auchenorrhyncha (Homoptera), an annotated check list. Pol. Sci. Publ. Warszawa. 550 pp.

Nehterer, S., Pennerstorfer, J. & Matthews, B. (2018): Trockenstress von Fichtenbeständen fördert den Schadholzbefall durch Buchdrucker. In: Bundesforschungszentrum für Wald, Wien. Forstschutz Aktuell 65: 29-37.

Neumayer, J. (1992): Mechanismen der Ressourcenaufteilung in einer Hummelgemeinschaft (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*) des Alpenvorlandes (Österreich, Salzburg). Diplomarbeit, Universität Salzburg. 123 pp.

Neumayer, J. (1998): Habitatpräferenz alpiner Hummelarten (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*, *Psithyrus*): Meereshöhe und Lage im Gebirgsrelief als Faktoren der Nischentrennung. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern 4: 159-174.

Neumayer, J. (2006): Einfluss von Honigbienen auf das Nektarangebot und auf autochthone Blütenbesucher. Entomologica Austriaca 13: 7-14.

Neumayer, J. (2008): Heuschrecken (Saltatoria) und Hummeln (Apoidea, *Bombus*) auf den vom Naturschutzbund Salzburg gepachteten Wiesenflächen am Wallersee. Monitoring nach 15 Jahren Extensivierung. Untersuchung im Auftrag des Österreichischen Naturschutzbundes (ÖNB), Landesverband Salzburg. 32 pp.

- Neumayer, J. (2020): Erfassung von Insekten auf Almen – Hummeln, Heuschrecken, Tagfalter und Widderchen – im Nationalpark Berchtesgaden. Bericht im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umwelt. 87 pp.
- Neumayer, J. & Paulus, H.F. (1999): Ökologie alpiner Hummelgemeinschaften: Blütenbesuch, Ressourcenaufteilung und Energiehaushalt. Untersuchungen in den Ostalpen Österreichs. *Stapfia* 67: 5-246 + Anhang.
- Neumayer, J., Wallner, W. & Dötterl, S. (2017): Nachweise neuer und wenig bekannter Bienenarten aus Salzburg. *Mitteilungen Haus der Natur Salzburg* 24: 5-11.
- Nickel, H. & Remane, R. (2002): Artenliste der Zikaden Deutschlands, mit Angabe von Nährpflanzen, Nahrungsbreite, Lebenszyklus, Areal und Gefährdung (Hemiptera, Fulgoromorpha et Cicadomorpha). *Beiträge zur Zikadenkunde* 5: 27-64.
- Nickel, H. (2003): *The Leafhoppers and Planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): Patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects.* Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. 460 pp.
- Nickel, H. (2015): Zikaden. In: Bunzel-Drücke M. et al. (Red.): *Naturnahe Beweidung und NATURA 2000 – Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000.* Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt: 227-231.
- Niedermair, M., Lexer, M.J., Plattner, G., Formayer, H. & Seidl, R. (2008): Klimawandel und Artenvielfalt. Wie klimafit sind Österreichs Wälder, Flüsse und Alpenlandschaften? Österreichische Bundesforste AG, Wien. 27 pp.
- Niederösterreichisches Landesmuseum (2010): Aliens. Neobiota und Klimawandel – Eine verhängnisvolle Affäre? *Katalog des Landesmuseums Niederösterreich* 485. Verlag Bibliothek der Provinz, Weitra. 158 pp.
- Nieto & Alexander (2010): *European Red List of Saproxyllic Beetles.* Publications Office of the European Union, Luxembourg. 45 pp.
- Niklfeld, H. (Hrsg., 1986): *Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs.* Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 5: 207 pp
- Niklfeld, H. & Schratt-Ehrendorfer, L. (1999): Rote Listen gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs 2. Fassung. In: Niklfeld, H. (Red.): *Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs.* Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 33-130.
- Nolte, D., Boutaud, E., Kotze, D.J., Schuldt, A. & Assmann, T. (2019): Habitat specialization, distribution range size and body size drive extinction risk in carabid beetles. *Biodiversity and Conservation* 28: 1267-1283. doi.org/10.1007/s10531-019-01724-9

Nyffeler, M., Şekercioğlu, Ç.H. & Whelan, C.J. (2018): Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. *The Science of Nature* 105, 47.

Obersteiner, E. & Offenthaler, I. (2008): Critical Loads für Schwefel- und Stickstoffeinträge in Ökosysteme. Umweltbundesamt, Wien. Report REP-0178, 60 pp.

Obwegger, A. (2018): Analyse des Rückgangs der Almauftriebszahlen in Österreich. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien. 191 pp.

Ockermüller, E. & Schuster, A. (2018): Wildbienen – Geflügelte Vegetarier. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Linz. 24 pp.

Ockermüller, E., Ebmer, A.W., Hackl, J., Schwarz, M., Link, A., Meyer, P. & Pachinger, B. (2021): Neufunde und bemerkenswerte Wiederfunde an Bienen (Hymenoptera, Apoidea) in Oberösterreich - 2. *Linzer biologische Beiträge* 53/2: 951-970.

ÖKOTEAM (2012): Tierökologische Bewertung von WF-Rotflächen ein und vier Jahre nach Einstieg in die WF-Maßnahme (ÖPUL-Evaluierung LE 07-13). Unveröffentlichter Projektbericht im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 475 pp.

Oppermann, R., Handwerk, J., Holsten, M. & Krismann, A. (2000): Naturverträgliche Mähtechnik für das Feuchtgrünland, Voruntersuchung für das E & E - Vorhaben. ILN Singen, Bonn.

Ortner, A. & Lechner, K. (2015): Rote Liste gefährdeter Heuschrecken Vorarlbergs. *inatura Erlebnis Naturschau Dornbirn – Rote Listen* 9. 136 pp.

Ortner, A. & Lechner, K. (2015): Rote Liste gefährdeter Heuschrecken Vorarlbergs. *inatura Erlebnis Naturschau Dornbirn – Rote Listen* 9. 136 pp.

Outhwaite, C.L., Gregory, R.D., Chandler, R.E., Collen, B. & Isaac, N.J.B. (2020): Complex long-term biodiversity change among invertebrates, bryophytes and lichens. *Nature Ecology & Evolution* 4: 384-392. doi: 10.1038/s41559-020-1111-z.

Pachinger, B., Kratschmer, S., Ockermüller, E. & Neumayer, J. (2019): Notizen zum Vorkommen und zur Ausbreitung ausgewählter Wildbienenarten (Hymenoptera: Anthophila) in den Agrarräumen Ost-Österreichs. *Beiträge zur Entomofaunistik* 20: 177-198.

Pail, W., Jäch, M., Zábanský, P. & Zulka, K.P. (2005): Käfer. In: Ellmayer, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der NATURA 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. 443-558.

Panrok, A. & Zuna-Kratky, T. (2011): Projekt „Pflegermanagement FFH-Lebensräume Perchtoldsdorfer Heide – Modul Heuschrecken“ – Naturschutzfachliche Beurteilung der Pflegemaßnahmen für die FFH-Lebensräume und Adaptierung des bestehenden Pflegeplans für

das konkrete Management. Unpubl. Bericht im Auftrag des Heidevereins Perchtoldsdorf. 106 pp.

Pascher, K., Moser, D., Sachslehner, L., Höttinger, H., Sauberer, N., Dullinger, S., Traxler, A. & Frank, T. (2010a): Field guide for a biodiversity inventory in the agrarian region – Vascular plants, butterflies, grasshoppers and habitat structures. Bericht im Auftrag des Ministeriums für Gesundheit, Sektion II und für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Forschungsbericht 3, Wien: 50 pp.

Pascher, K., Moser, D., Dullinger, S., Sachslehner, L., Gros, P., Sauberer, N., Traxler, A. & Frank, T. (2010b): Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten im Hinblick auf die Freisetzung und den Anbau von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen (BINATS – Biodiversity-Nature-Safety). Forschungsbericht im Auftrag der Bundesministerien für Gesundheit, Sektion II und für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: 107 pp.

Pascher, K., Hainz-Renetzeder, C., Sachslehner, L., Frank, T. & Pachinger, B. (2020): BINATS II – Erfassung der Biodiversität in den österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen – 2. Erhebungsdurchgang 2017/18 nach zehn Jahren. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) sowie des Bundesministeriums für Soziales, Gesundheit, Pflege und Konsumentenschutz (BMSGPK), Wien. 150 pp.

Pauli, H., Gottfried, M. & Grabherr, G. (2001): High summits of the Alps in a changing climate. In: Walther, G.-R., Burga, C.A. & Edwards, P.J. (Hrsg.) "Fingerprints" of climate change. Kluwer Acad./Plenum Publ., New York: 139-149.

Pennerstorfer, J. & Kriechbaum, M. (2018): Erstnachweis von *Neoclytus acuminatus* (FABRICIUS, 1775) (Coleoptera: Cerambycidae) für Österreich. Beiträge zur Entomofaunistik 19: 140-143.

Pils, G. (1994): Die Wiesen Oberösterreichs. Eine Naturgeschichte des oberösterreichischen Grünlandes unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutzaspekten. Linz. 355 pp.

Pisa, L.W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Downs, C.A., Goulson, D., Kreuzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., McField, M., Morrissey, C.A., Noome, D.A., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J.D., Van der Sluijs, J.P., Van Dyck, H. & Wiemers, M. (2015): Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. Environmental Science and Pollution Research 22: 68-102. DOI 10.1007/s11356-014-3471-x.

Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & Riecken, U. (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70: 566 pp. + Anhänge.

Raab, R. (2003): Die Besiedlung neu geschaffener Uferstrukturen im Stauraum Freudenu (Wien, Niederösterreich) durch Libellen (Insecta, Odonata). Denisia 10: 79-99.

Raab, R., Chovanec, A. & Pennerstorfer, J. (2007): Libellen Österreichs. Umweltbundesamt & Springer Verlag, Wien. 343 pp.

Rabitsch, W. (2005): Heteroptera (Insecta). In: Schuster, R. (Hrsg.): Checklisten der Fauna Österreichs, No. 2. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien: 1-64.

Rabitsch, W. (2007): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Wanzen (Heteroptera), 1. Fassung 2005. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz und Abteilung Kultur und Wissenschaft, St. Pölten. 280 pp.

Rabitsch, W. (2012): Checkliste und Rote Liste der Wanzen des Burgenlandes (Insecta, Heteroptera). Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum 23: 161-306.

Rabitsch, W., Zulka, K.P. & Götzl, M. (2020): Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung. Umweltbundesamt GmbH, Wien. 122 pp.

Rao, R.S.P.P. & Girish, M.K.S. (2007): Road kills: Assessing insect casualties using flagship taxon. *Current Science* 92: 830-837.

Rasmont, P., Franzén, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S.P.M., Biesmeijer, J.C., Castro, L., Cederberg, B., Dvorák, L., Fitzpatrick, Ú., Gonseth, Y., Haubruge, E., Mahé, G., Manino, A., Michez, D., Neumayer, J., Ødegaard, F., Paukkunen, J., Pawlikowski, T., Potts, S.G., Reemer, M., Settele, J., Straka, J. & Schweiger, O. (2015): Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. *Biorisk* 10 (Special Issue): 246 pp.

Rasmont, P.; Ghisbain, G. & Terzo, M. (2021): Bumblebees of Europe. *Hymenoptera of Europe* 3. 628 pp.

Reichholf, J.H. (2018): Schmetterlinge. Warum sie verschwinden und was das für uns bedeutet. C. Hanser Verlag, München.

Reichholf, J.H. (2019): Der Niedergang der Insekten: Befunde aus Südostbayern. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 84: 59-78.

Reichl, E.R. (1992): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs. Band 1 Lepidoptera – Diurna Tagfalter. Forschungsinstitut für Umweltinformatik, Linz. 159 pp.

Reichl, E.R. (1994): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs. Band 2 Lepidoptera – Sphinges/Bombyces Schwärmer- und Spinnerartige Nachtfalter. Forschungsinstitut für Umweltinformatik, Linz. 223 pp.

Remane, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* 42: 353-400.

Riess, C. (1991): Überblick über die Ackerunkrautvegetation Österreichs und ihre Entwicklung in neuerer Zeit. Dissertation, Univ. f. Bodenkultur, Wien.

- Rüscher, S. (2013): Vergleichende Betrachtung zur Verbreitung von Segetalarten in einer konventionell und biologisch bewirtschafteten Kulturlandschaft. Masterarbeit Univ. Bodenkultur, Dept. Integrative Biologie & Biodiversitätsforschung, Wien. 54 pp.
- Rupp, T., Wallner, W., Schlager, M., & Neumayer, J. (2020): Nachweise neuer und wenig bekannter Bienenarten aus Salzburg (Hymenoptera, Apoidea). 2. Beitrag. Linzer Biologische Beiträge 52/1: 567-573.
- Russ, W. (2019): Mehr als 4 Millionen Hektar Wald in Österreich. Bundesforschungszentrum für Wald, Wien. BFW Praxisinformation 50: 3-7.
- Sachslehner, L. (2021): Fangschrecken (Mantodea) und Heuschrecken (Orthoptera) im Nationalpark Thayatal – Ergebnisse des langzeitlichen Monitorings. Naturkundliche Mitteilungen aus den Landessammlungen Niederösterreich 31: 161-188.
- Sachslehner, L. & Schmalzer, A. (2011): Heidelerchen (*Lullula arborea*) meiden im Waldviertel Zusammenlegungsgebiete. Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich 22: 9-17.
- SAGIS: <https://www.salzburg.gv.at/sagis> (abgerufen am 10.3.2022).
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27. doi: 10.1016/j.biocon.2019.01.020
- Sánchez-Bayo, F., Goka, K. & Hayasaka, D. (2016): Contamination of the Aquatic Environment with Neonicotinoids and its Implication for Ecosystems. *Frontiers Environmental Science* 4: 71, 14 pp. doi: 10.3389/fenvs.2016.00071
- Sauberer, N., Prinz, M. & Essl, F. (2017): Österreich Klima, Geographie und Landbedeckung im Überblick. In: Zuna-Kratky, T., Landmann, A., Illich, I., Zechner, L., Essl, F., Lechner, K., Ortner, A., Weißmair, W. & Wöss, G.: Die Heuschrecken Österreichs. *Denisia* 39: 27-34.
- Schernhammer, T. (2020): Die Dungkäfer (Scarabaeidae) des Steinfelds – ein Best Practice-Modell für eine Dauerweide. *Biodiversität und Naturschutz in Ostösterreich* 5: 17-24.
- Scheuchl, E. (1997): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band 3: Schlüssel der Gattungen und der Arten der Familie Andrenidae. Eigenverlag, Velden/Vils.
- Scheuchl, E. (2000): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band 1: Schlüssel der Gattungen und der Arten der Familie Anthophoridae. 2. Aufl. Eigenverlag, Velden/Vils.
- Scheuchl, E. (2006): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band 2: Megachilidae – Melittidae. 2. Aufl. Eigenverlag, Velden/Vils.
- Scheuchl, E. & Willner, W. (2016): Taschenlexikon der Wildbienen Mitteleuropas: Alle Arten im Porträt. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.

- Schiess-Bühler, C., Frick, R., Stäheli, B. & Fluri, P. (2003): Mähtechnik und Artenvielfalt. Landwirtschaftliche Beratungszentrale LBL, Lindau. UFA-Revue 4/03: 6 pp.
- Schilling, C., Zessner, M., Kovacs, A., Hochedlinger, G., Windhofer, G., Gabriel, O., Thaler, S., Parajka, J. & Natho, S. (2011): Stickstoff- und Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs und Möglichkeiten zu deren Reduktion. Springer Verlag. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 5-6: 105-116.
- Schindler, S., Banko, G., Moser, D., Grillmayer, R., Zulka, K.P., Rabitsch, W., Lamb, U., Essl, F. & Stejskal-Tiefenbach, M. (2017): Österreichisches Biodiversitäts-Monitoring (ÖBM) – Kulturlandschaft: Konzept für die Erfassung von Status und Trends der Biodiversität. Umweltbundesamt, Wien. Report REP-0635: 156 pp.
- Schindler, S., Zulka, K.P., Sonderegger, G., Oberleitner, I., Peterseil, J., Essl, F., Ellmauer, T., Adam, M. & Stejskal-Tiefenbach, M. (2016): Biologische Vielfalt in Österreich. Schutz, Status, Gefährdung. Umweltbundesamt, Wien, REP0542: 192 pp.
- 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, 75–83 (2012).
- Schwarzl, B. & Sedy, K. (2015): Wildbienenparadies Österreich? Aktuelle Umweltsituation – Identifikation von Gefahren und Lösungen im Wald. Umweltbundesamt, Wien im Auftrag der Österreichischen Bundesforste. Report REP-0539: 31 pp.
- Segeer, A.H. & Rosenkranz, E. (2017): Das große Insektensterben. Was es bedeutet und was wir jetzt tun müssen. oekom verlag, München. 204 pp.
- 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., Naus, 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.
- Seidel, U. & Riehl, B. (2003): LIFE-Projekt Wenger Moor. Naturschutzabteilung Land Salzburg, Salzburg. 28 pp.
- Semrad, J. (2001): Dokumentation agrarökologisch bedeutsamer Landschaftselemente und ihre Besiedelung durch Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) in Münichsthal, Niederösterreich. Diplomarbeit Universität für Bodenkultur, Institut für Zoologie, Wien. 197 pp.
- Shortall, R.C., Moore, A., Smith, E., Hall, M.J., Woiwod, I.P. & Harrington, R. (2009): Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conservation and Diversity* 2: 251-260.
- Slotta-Bachmayr, L., Lindner, R. & Winding, N. (1999): Populationsveränderung und Einfluß der Beweidung auf Kleinsäuger in der Subalpin- und Alpinstufe im Sonderschutzgebiet Piffkar,

Nationalpark Hohe Tauern. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern 5: 113-126.

Speight, M.C.D. (2020): Species accounts of European Syrphidae (Diptera), 2020. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera). Dublin. Syrph the Net publications 104: 314 pp.

Ssymank, A. (2001): Vegetation und blütenbesuchende Insekten in der Kulturlandschaft. Pflanzengesellschaften, Blühphänologie, Biotopbindung und Raumnutzung von Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) im Drachenseel Ländchen sowie Methodenoptimierung und Landschaftsbewertung. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft Teil V. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 64. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster. 513 pp.

Ssymank, A., Doczkal, D., Rennwald, K., & Dziöck, F. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) Deutschlands. In: Binot-Hafke, M., Balzer, S., Becker, N., Gruttke, H., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. & Strauch, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1): 13-83. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3). Landwirtschaftsverlag, Münster.

Stefanescu, C., Torre, I., Jubany, J. & Páramo, F. (2011): Recent trends in butterfly populations from north-east Spain and Andorra in the light of habitat and climate change. *Journal of Insect Conservation* 15: 83-93.

Steinbauer, M.J., Grytnes, J.A., Jurasinski, G. et al. (2018): Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature* 556, 231–234. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0005-6>

Steinbauer, K., Lamprecht, A., Semenchuk, P. Winkler, M. & Pauli, H. (2019): Dieback and expansions: species-specific responses during 20 years of amplified warming in the high Alps. *Alpine Botany*. doi.org/10.1007/s00035-019-00230-6

Steiner, A., Ratzel, U., Top-Jensen, M. & Fibiger, M. (2014): Die Nachtfalter Deutschlands. Ein Feldführer. 878 pp.

Steiner, S. (1999): Rote Liste der Bockkäfer Kärntens (Coleoptera, Cerambycidae). *Naturschutz in Kärnten* 15: 269-286.

Stemmer, M. & Peer, T. (1996): Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt beweideter und nicht mehr beweideter Almflächen im Sonderschutzgebiet Piffkar (Nationalpark Hohe Tauern). *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern* 2: 7-17.

Stewart, A.J.A. (2002): Techniques for sampling Auchenorrhyncha in grasslands. *Denisia* 4, N.F. 176: 491-512.

Steyrer, G., Cech, T.L., Hoch, G. & Perny, B. (2018): Forstschutz 2017: Rekord-Käferkalamität. *Forstzeitung*, Wien, 129 (4): 10-13.

Straka, U. (2004): Stadtgärten als Lebensraum für Tagfalter: Beobachtungen in einem Garten in Stockerau (Niederösterreich) in den Jahren 1999 – 2003. Beiträge zur Entomofaunistik 5: 67-78.

Straka, U. (2009): Aktuelle Nachweise des Juchtenkäfers *Osmoderma eremita* (SCOPOLI, 1763) (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) aus Niederösterreich. Beiträge zur Entomofaunistik 10: 81-92.

Straka, U. (2010): Tagfalter in Stadtgärten: Beobachtungen von Tagfaltern im Garten der Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien in den Jahren 2006–2010. Verhandlungen Zoologisch-Botanische Gesellschaft Österreich 147: 31-49.

Sturm, P., Zehm, A., Baumbach, H., von Brackel, W., Verbücheln, G., Stock, M. & Zimmermann, F. (2018): Grünlandtypen. Wiebelsheim. 344 pp.

Suchy, S. & Stoll, S. (2019): Lichtverschmutzung und die Vulnerabilität nachtaktiver Insekten. Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt 84: 203-226.

Suske, W., Huber, J., Glaser, M., Depisch, B., Schütz, C., Ellmauer, T., Lackner, S., Teufelbauer, N., Bergmüller, K., Tomaschek, J. & Radtke, A. (2019): Ökologische Bewertung der Bewirtschaftung von Grünlandflächen hinsichtlich Nutzungsintensivierung und Nutzungsaufgabe. Evaluierungsstudie im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien. 171 pp.

Tarmann, G.M. (2009): Die Vinschger Trockenrasen – ein Zustandsbericht auf Basis der Bioindikatoren Tagfalter und Widderchen (Lepidoptera: Rhopalocera, Zygaenidae). Wissenschaftliches Jahrbuch der Tiroler Landesmuseen 2: 306-350.

Tarmann, G.M. (2019): Zygaeniden lügen nicht. Schmetterlinge aus der Familie der Widderchen (Zygaenidae) sind biologische Messgeräte zur Pestiziderkennung in der Luft. Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt 84: 169-185.

Teufelbauer, N., Seaman, B. & Dvorak, M. (2017): Bestandsentwicklungen häufiger österreichischer Brutvögel im Zeitraum 1998-2016 – Ergebnisse des Brutvogel-Monitoring. Egretta 55: 43-76.

Thierolf, K. (2021): Die montan bis (sub)alpine Hummelfauna (*Bombus*) des Kalsbachtals in Osttirol: ein historischer Vergleich unter Berücksichtigung des Klimawandels. Master Thesis, Universität für Bodenkultur, Wien. 250 pp.

Thomas, J.A., Bourn, N.A.D., Clarke, R.T., Stewart, K.E., Simcox, D.J., Pearmann, G.S., Curtis, R. & Goodger, B. (2001): The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. Proceedings of the Royal Society London B 268: 1791-1796.

Thompson, F.C. & Rotheray, G. (1998): 3.5 Family Syrphidae. In: Papp, L. & Darvas, B. (Red.): Contributions to a Manual of Palearctic Diptera (with special reference to flies of economic importance), 3 (Higher Brachycera). Budapest. Science Herald: 81-139.

Tihelka, E. (2019): Distribution of Endangered Owllet Moths Provides Evidence for Adverse Effects of Light Pollution on Some Lepidoptera (Lepidoptera: Noctuidae). Entomofauna 40/2 (18): 415-415.

Tiroler Landesumweltanwalt (2001, Hrsg.): Die Helle Not. Künstliche Lichtquellen – ein unterschätztes Naturschutzproblem. Innsbruck. 32 pp.

Tomiczek, C. & Tomiczek-Hoyer, U. (2007): Der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) und der Citrusbockkäfer (*Anoplophora chinensis*) in Europa – ein Situationsbericht. Forstschutz aktuell 38: 2-5.

Tonelli, M., Verdú, J.R. & Zunino, M.E. (2017): Effects of grazing intensity and the use of veterinary medical products on dung beetle biodiversity in the sub-mountainous landscape of Central Italy. PeerJ 5: e2780. Doi 10.7717/peerj.2780.

Trawöger, A. & Brunner, P. (2004): Radioaktiver Niederschlag als mögliche Ursache für den dramatischen Rückgang von *Eriogaster arbusculae* - Populationen in den Zentralalpen. (Insecta: Lepidoptera: Lasiocampidae). Berichte naturwissenschaftlich-medizinischer Verein Innsbruck 91: 217-232.

Trawöger, A. & Brunner, P. (2013): Radioaktive Belastung und Änderung klimatischer Verhältnisse als Ursache des Aussterbens von Schmetterlings-Populationen (Insecta: Lepidoptera). Berichte naturwissenschaftlich-medizinischer Verein Innsbruck 98: 137-151.

Umweltbundesamt (2001): Versiegelt Österreich? Der Flächenverbrauch und seine Eignung als Indikator für Umweltbeeinträchtigungen. Umweltbundesamt, Wien. Tagungsberichte 30: 158 pp.

Umweltbundesamt (2016): Entwicklungen zur Biologischen Vielfalt in Österreich. Schutz, Status, Gefährdung. Umweltbundesamt, Wien. Reports REP-0542:

Umweltbundesamt (2018): Naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume und Baulandwidmungen in Österreich. Analyse des Konfliktpotenzials. LE 14-20. Umweltbundesamt, Wien. Reports, Bd. REP-0671:

Umweltbundesamt (2019a): Zwölfter Umweltkontrollbericht. Umweltsituation in Österreich. Umweltbundesamt, Wien. Report REP-0684: 206 pp.

Umweltbundesamt (2019b): Emissionstrends 1990–2017. Ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich (Datenstand 2019). Umweltbundesamt, Wien. Report REP-0698: 104 pp.

Umweltbundesamt (2019c): Klimaschutzbericht 2019. Analyse der Treibhausgas-Emissionen bis 2017. Umweltbundesamt, Wien. Report REP-0702: 186 pp.

Umweltbundesamt (2021): Flächeninanspruchnahme in Österreich 2020. https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/boden/flaecheninanspruchnahme_2020.pdf

Van de Poel, D. & Zehm, A. (2014): Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen – Eine Literaturoberprüfung für den Naturschutz. ANL Laufen. ANLiegen Natur 36 (2): 36-51.

Van der Sluijs, J. P., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bijleveld van Lexmond, M.F.I.J., Bonmatin, J-M., Chagnon, M., Downs, C.A., Furlan, L., Gibbons, D.W., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., McField, M., Mineau, P., Mitchell, E.A.D., Morrissey, C.A., Noome, D.A., Pisa, L., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J.D., Tapparo, A., van Dyck, H., van Praagh, J., Whitehorn, P.R. & Wiemers, M. (2015): Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. Environmental Science and Pollution Research 22: 148-154.

Wachmann, E. & Saure, Ch. (1997): Netzflügler, Schlamm- und Kamelhalsfliegen. Naturbuch Verlag, Augsburg. 159 pp.

Wachmann, E., Melber, A. & Deckert, J. (2004): Wanzen. Band 2. Cimicomorpha. Microphysidae, Miridae. Goecke & Evers, Keltern. Die Tierwelt Deutschlands 75. 288 pp.

Wachmann, E., Melber, A. & Deckert, J. (2006): Wanzen. Band 1. Dipsocoromorpha, Nepomorpha, Gerromorpha, Leptopodomorpha, Cimicomorpha (Teil 1). Goecke & Evers, Keltern. Die Tierwelt Deutschlands 77: 263 pp.

Wachmann, E., Melber, A. & Deckert, J. (2007): Wanzen. Band 3. Pentatomomorpha I. Aradidae, Lygaeidae, Piesmatidae, Berytidae, Pyrrhocoridae, Alydidae, Coreidae, Rhopalidae, Stenocephalidae. Goecke & Evers, Keltern. Die Tierwelt Deutschlands 78: 272 pp.

Wachmann, E., Melber, A. & Deckert, J. (2008): Wanzen. Band 4. Pentatomomorpha II: Pentatomoidea. Cydnidae, Thyreocoridae, Plataspidae, Acanthosomatidae, Scutelleridae, Pentatomidae. Goecke & Evers, Keltern. Die Tierwelt Deutschlands 81: 230 pp.

Wachmann, E., Melber, A. & Deckert, J. (2012): Wanzen. Band 5. Supplementband zu Bänden 1-4. Goecke & Evers, Keltern. Die Tierwelt Deutschlands 82: 256 pp.

Waibel, A., Schühly, W., Hernández-López, J., Riessberger-Gallé, U., Strobl, V. & Crailsheim, K. (2016): Akute Vergiftung der Hummel *Bombus terrestris* (LINNAEUS, 1758) durch drei Pestizide und deren Kombination. Entomologica Austriaca 23: 97-107.

Walcher, R., Hussain, R.I., Sachslehner, L., Bohner, A., Jernej, I., Zaller, J.G., Arnberger, A. & Frank, T. (2019): Long-term Abandonment of Mountain Meadows affects Bumblebees, True

Bugs and Grasshoppers: A Case Study in the Austrian Alps. *Applied Ecology and Environmental Research* 17: 5887-5908.

Wallner, W., Brandauer, S., Neumayer, J., Rupp, T., Schlager, M & Dötterl, S. (in Druck): Nachweise neuer und wenig bekannter Bienenarten aus Salzburg (Hymenoptera, Apoidea) – 3. Beitrag. *Linzer Biologische Beiträge* 53.

Weißmair, W. (2005): Schwammhafte (Insekta: Neuroptera: Sisyridae) – Parasiten der Moostiere (Bryozoa). *Denisia* 16: 299-304.

Welti, E.A.R., Roeder, K.A., de Beurs, K.M., Joern, A. & Kaspari, M. (2020): Nutrient dilution and climate cycles underlie declines in a dominant insect herbivore. *PNAS Ecology*. 9 pp. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1920012117

Westrich, P. (1990): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Teil 1 & 2. 2. Aufl. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 972 pp.

Westrich, P. (2018): Die Wildbienen Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Wiesbauer, H. (2015): *Theophilea subcylindricollis* HLADIL, 1988, eine für Österreich neue Bockkäferart (Coleoptera: Cerambycidae). *Beiträge zur Entomofaunistik* 16: 130-132.

Wiesbauer, H. (2020): Wilde Bienen. Biologie, Lebensraumdynamik und Gefährdung. Eugen Ulmer KG, Stuttgart. 2. Auflage. 480 pp.

Wiesbauer, H. & Denner, M. (2013): Feuchtgebiete. Kultur- und Naturgeschichte der Weinviertler Gewässer. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Wien – St. Pölten. 133 pp.

Wiesbauer, H. & Mazzucco, K. (1999): Sandlebensräume in Österreich und ihre Bedeutung für Stechimmen. Umweltbundesamt, Wien. 64 pp.

Wilbert, H. (1961): Über Festlegung und Einhaltung der mittleren Dichte von Insektenpopulationen. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 50: 576-615.

Wittmann, H. & Illich, I. (2014): Über die Feldgrille (*Gryllus campestris*) im Salzburger Lungau. Salzburger Entomologische Arbeitsgemeinschaft Haus der Natur, Newsletter 1/2014: 6-14.

Wolfram, G., Sigmund, E., Wenzl, P. & Großschartner, M. (2016): Monitoring zur Beweissicherung der Bti-Ausbringung in den March-Thaya-Auen 2011 – 2016. Gutachten im Auftrag des Regionalverband March-Thaya, DWS Hydro-Ökologie GmbH, Wien. 93 pp.

Wöss, G., Denner, M., Forsthuber, L., Kropf, M., Panrok, A., Reitmeier, W. & Zuna-Kratky, T. (2020): Insekten in Wien – Heuschrecken. In: Zettel, H., Gaal-Haszler, S., Rabitsch, W. & Christian, E. (Hrsg.): Insekten in Wien. Verlag Österreichische Gesellschaft für Entomofaunistik, Wien. 288 pp.

- Zábranský, P. (1989): Beiträge zur Faunistik österreichischer Käfer mit ökologischen und bionomischen Bemerkungen 1. Teil – Familie Cerambycidae (Coleoptera). Koleopterologische Rundschau 59: 127-142.
- Zaller, J.G. & Brühl, C.A. (2019): Editorial: Non-target Effects of Pesticides on Organisms Inhabiting Agroecosystems. *Frontiers in Environmental Science* 7: 75, 3 pp. doi: 10.3389/fenvs.2019.00075
- Zaller, J.G. (2020): Insektensterben – inwiefern sind Pestizide dafür verantwortlich? *Entomologica Austriaca* 27: 285-295.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J. & Wrbka, T. (2003): The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114: 165-177.
- Zechmeister, H.G., Kropik, M., Moser, D., Denner, M., Hohenwallner, D., Hanus-Ilnar, A., Scharf, S., Riss, A. & Mirtl, M. (2016): Moos-Monitoring in Österreich – Aufsammlung 2015. Report REP-0595. Umweltbundesamt, Wien. 180 pp.
- Zettel, H., Hölzler, G. & Mazzucco, K. (2002): Anmerkungen zu rezenten Vorkommen und Arealerweiterungen ausgewählter Wildbienen-Arten (Hymenoptera: Apidae) in Wien, Niederösterreich und dem Burgenland (Österreich). *Beiträge zur Entomofaunistik* 3: 33-58.
- Zettel, H., Planner, A.-T., Kromp, B. & Pachinger, B. (2018): Der „Garten der Vielfalt“ in Wien – ein Hotspot der Bienendiversität (Hymenoptera: Apidae). *Beiträge zur Entomofaunistik* 19: 71-94.
- Zettel, H., Hovorka, W., Schmid, H., Wiesbauer, H. & Laciny, A. (2019): 2019 – Jahr der Bockkäfer. *AÖE News* 2: 10-29.
- Zulka, K.P. (2005, Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Böhlau, Wien & Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Grüne Reihe 14/1: 406 pp.
- Zulka, K.P. (2007, Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau, Wien & Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Grüne Reihe 14/2: 515 pp.
- Zulka, K.P. (2009, Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Böhlau, Wien & Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Grüne Reihe 14/3: 534 pp.

Zulka, K.P. (2020): Insektensterben – eine österreichische Perspektive. *Entomologica Austriaca* 27: 269-283.

Zuna-Kratky, T. (2016): Heuschrecken als Indikatoren für High Nature Value Farmland in Österreich - Abdeckung durch die aktuelle Kulisse "Typ 1" und "Typ 2". Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 21 pp.

Zuna-Kratky, T. (2018a): Naturschutzfachliches Monitoring zum Z-Verfahren Bernhardsthal – Endbericht. Niederösterreichischer Landschaftsfonds, St. Pölten. 46 pp.

Zuna-Kratky, T. (2018b): Recent range-expansions of Orthoptera-species in Austria. 2nd European Congress on Orthoptera Conservation, Smolenice (SK). 21.9.2018.

Zuna-Kratky, T. (2022): Beweidungsmonitoring Naturreservat Marchegg – Projektteil Heuschrecken und Fangschrecken, Stand 2021. Gutachten im Auftrag des WWF Österreich, Wien. 15 pp.

Zuna-Kratky, T. & Landmann, A. (2017): Von der Wiese auf die Karte – Sammlung, Analyse und Bilanz der Verbreitungsdaten österreichischer Heuschrecken. In: Zuna-Kratky, T., Landmann, A., Illich, I., Zechner, L., Essl, F., Lechner, K., Ortner, A., Weißmair, W. & Wöss, G.: Die Heuschrecken Österreichs. *Denisia* 39: 55-68.

Zuna-Kratky, T., Karner-Ranner, E., Lederer, E., Braun, B., Berg, H.-M., Denner, M., Bieringer, G., Ranner, A. & Zechner, L. (2009): Verbreitungsatlas der Heuschrecken und Fangschrecken Ostösterreichs. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien. 304 pp.

Zuna-Kratky, T., Denner, M., Wöss, G., Sehnal, M. & Staufer, M. (2012): Heuschrecken als Bioindikatoren der Stadtentwicklung in Wien am Beispiel der „Südbezirke“ Favoriten und Simmering. Studie im Auftrag der MA 22 – Umweltschutzabteilung der Stadt Wien. 54 pp.

Zuna-Kratky, T., Landmann, A., Illich, I., Zechner, L., Essl, F., Lechner, K., Ortner, A., Weißmair, W. & Wöss, G. (2017): Die Heuschrecken Österreichs. *Denisia* 39: 880 pp.

Zuna-Kratky, T., Frieß, T., Heimbürg, H., Holzinger, W., Neumayer, J., Ockermüller, E., Pachinger, B. & Rabl, D. (2020a): Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren – Ursachen und ausgewählte Beispiele. 1. Zwischenbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus sowie der neun Bundesländer. Wien. 130 pp.

Zuna-Kratky, T., Frieß, T., Hainz-Renetzeder, Ch., Heimbürg, H., Holzinger, W., Huber, E., Illich, I., Neumayer, J., Pascher, K. & Sachslehner, L. (2020b): Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren – Ursachen und ausgewählte Beispiele. 2. Zwischenbericht – Freilandhebungen 2020. Im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus sowie der neun Bundesländer. Wien. 85 pp.

Zuna-Kratky, T., Holzinger, W. & Neumayer, J. (2021): Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren – Ursachen und ausgewählte Beispiele. 3. Zwischenbericht – Freilandhebungen 2021. Im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus sowie der neun Bundesländer. Wien. 79 pp.

10 Danksagung

Ergebnisse ihrer eigenen Studien stellten dankenswerterweise Richard Fox, Simon Potts und Ellen Welti zur Verfügung. Eine große Hilfe bei der Literaturrecherche, vor allem in Zeiten des Corona-Lockdowns mit stark eingeschränkten Nutzungsmöglichkeiten von öffentlichen Bibliotheken, stellte die von Fritz Gusenleitner zu bemerkenswertem Umfang ausgebauten Literaturdatenbank ZOBODAT des Biologiezentrums Linz dar. Für die Bereitstellung des aktuellen Standes der Roten Liste der gefährdeten Gefäßpflanzen in Österreich danken wir Luise Schrott-Ehrendorfer herzlich.

Wertvolle Einschätzungen zu Landschaftsveränderungen und ihren Auswirkungen auf die Insekten erhielten wir im Laufe der Arbeiten von Georg Bieringer, Thomas Frank, Johannes Laber, Herbert Nickel, Kathrin Pascher und Leopold Sachslehner. Ergänzende Angaben zur Biologie und zu den Ansprüchen der bewerteten Insektenarten gaben uns Ulrike & Horst Aspöck, Wolfgang Rabitsch und Renate & Hubert Rausch. Hilfreiche Kommentare zur Verbesserung der zwischenzeitlich erstellten Zwischenberichte erhielten wir dankenswerterweise von Harald Fragner, Stefan Guttman, Wolfgang Rabitsch, Andreas Ranner sowie von anonymen Gutachterinnen und Gutachtern der Bundesländer und des BMLRT.

Bedanken möchten wir uns auch bei Elisabeth Fischer vom Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen & Tourismus für die stete Unterstützung bei der Konzeption und Abwicklung dieses Forschungsprojektes. Auch die Sachbearbeiterinnen und Sachbearbeiter in den jeweiligen mitfinanzierenden Landesstellen standen dem Projekt in allen Phasen sehr hilfreich zur Seite.

Projektnehmer

DI Thomas Zuna-Kratky

Zitiervorschlag: Zuna-Kratky, T., Neumayer, J., Holzinger, W.E., Frieß, T., Heimbürg, H., Huber, E., Illich, I., Pachinger, B., Ockermüller, E., Pascher, K., Hainz-Renetzeder, Ch. & Sachslehner, L. (2022): Veränderung von Insektenpopulationen in Österreich in den letzten 30 Jahren – Ursachen und ausgewählte Beispiele. Dokumentationsband. Im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus sowie der neun Bundesländer. Wien. 286 pp.