

Insekten in Österreich



Artenzahlen, Status, Trends
Bedeutung und Gefährdung

INSEKTEN IN ÖSTERREICH

Artenzahlen, Status,
Trends, Bedeutung
und Gefährdung

Wolfgang Rabitsch
Klaus Peter Zulka
Martin Götzl

Projektleitung

Wolfgang Rabitsch

Autoren

Wolfgang Rabitsch, Klaus Peter Zulka, Martin Götzl

Lektorat

Maria Deweis

Satz/Layout

Elisabeth Riss

Umschlagfoto

Der Alpenbock, *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), © Wolfgang Rabitsch

Zitiervorschlag: UMWELTBUNDESAMT (2020): Rabitsch, W., Zulka, K.P. & Götzl, M.: Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung. Reports, Bd. REP-0739. Umweltbundesamt, Wien.

Danksagung: Wir danken Mag. Michael Tiefenbach (Steirische Landesregierung, Referat Natur- und allgemeiner Umweltschutz) für die Überlassung eines Gutachtens zur Rolle der Windenergie im Insektensterben.

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf <http://www.umweltbundesamt.at/>.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2020

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-559-6

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
1 EINLEITUNG	7
2 GRUNDLAGEN	9
2.1 Artenzahlen (Taxonomie)	9
2.1.1 Endemiten	10
2.1.2 Neozoen und Klimawandelgewinner	11
2.1.3 Austrian Barcode of Life – ABOL	12
2.2 Artenkenntnis (Taxonomen)	14
2.2.1 Museale Sammlungen als Biodiversitätsarchive	14
2.2.2 Ausbildung und Vermittlung von Artenkenntnis	16
2.3 Verbreitungsdaten	17
2.3.1 Verbreitungsatlanen	17
2.3.2 Citizen Science	20
2.3.3 Global Biodiversity Information Facility – GBIF	21
2.3.4 Einzelinitiativen	23
3 STATUS UND TRENDS	24
3.1 Das globale Insektensterben	24
3.1.1 Frühe Vorahnungen, Befunde und Anzeichen für ein Insektensterben	24
3.1.2 Die Krefeld-Studie (HALLMANN et al. 2017)	27
3.1.3 Nach der Krefeld-Studie	29
3.1.4 Der Review von SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019), seine Rezeption und eine neuere Zusammenschau	30
3.1.5 Das Insektensterben in Österreich	32
3.2 Rote Listen	33
3.3 Monitoring	47
3.3.1 EU-Verpflichtungen	47
3.3.2 Nationale Erhebungen	50
4 BEDEUTUNG	54
4.1 Ökosystemleistungen	54
4.1.1 Bestäubung	55
4.1.2 Schädlingskontrolle	58
4.1.3 Nahrungsgrundlage	59
4.1.4 Nahrungsmittelproduktion	64
4.2 Negative Auswirkungen	65
4.2.1 Tiergesundheit	65
4.2.2 Pflanzengesundheit	67
4.2.3 Humangesundheit	68
5 GEFÄHRDUNGSFAKTOREN	70
5.1 Hypothesen zu den Ursachen des Insektensterbens	70
6 RESÜMEE	86
7 LITERATURVERZEICHNIS	88

ZUSAMMENFASSUNG

Insekten sind die artenreichste Tiergruppe auf der Erde. Es ist derzeit rund eine Million Arten bekannt, das entspricht mehr als 60 % aller Tierarten. Sie sind formen- und farbenreich, haben eine Vielzahl an Ernährungs- und Verhaltensweisen hervorgebracht und sind für den Menschen von großer Bedeutung. Das sogenannte „Insektensterben“, ein dramatischer Rückgang der Insektenbiomasse (und der Individuenzahlen) hat in den letzten Jahren für große Aufmerksamkeit gesorgt.

Die Zahl der in Österreich vorkommenden Insektenarten wird auf rund 40.000 geschätzt. Während die Zahlen für besser bekannte Insektengruppen (z. B. Schmetterlinge, Heuschrecken, Libellen) sehr zuverlässig sind, sind die Angaben für einige artenreiche Insektengruppen (z. B. Fliegen, Hautflügler) nur Schätzwerte. Rund 345 Insektenarten gelten als in Österreich endemisch, d. h. sie kommen weltweit nur hier vor. Für jene endemischen Insektenarten, die über der Baumgrenze leben, gilt der Klimawandel als wesentlicher Gefährdungsfaktor. Umgekehrt führen Klimawandel und Globalisierung zu einem Anstieg der Artenzahlen in Österreich, wobei beide Faktoren vor allem relativ anspruchslose „Allerweltsarten“ begünstigten.

Folgende Ökosystemleistungen von Insekten sind von besonderer Bedeutung: die Bestäubung, die Schädlingskontrolle, ihre Rolle als Nahrungsgrundlage für terrestrische Wirbeltiere und die Honigproduktion. Insekten spielen eine negative Rolle als Krankheitsüberträger oder Schädlinge in der Land- und Forstwirtschaft.

Der Kenntnisstand von Verbreitungsdaten zu den Insektengruppen in Österreich ist heterogen. Der Schwerpunkt von GBIF-Austria¹ liegt auf Schmetterlingsdaten, Verbreitungsatlanen oder vergleichbare Publikationen liegen nur für einige (populäre) Gruppen vor, und fehlen für die meisten Insektengruppen. Die Biodiversitätsarchive Österreichs (wissenschaftliche Belegsammlungen) sind unterdotiert. Um aktuellen Ansprüchen gerecht zu werden, sind Investitionen erforderlich, insbesondere hinsichtlich der Digitalisierung der Daten. Bestehende Monitoringprogramme (z. B. FFH-Richtlinie, Wasserrahmen-Richtlinie, BINATS², ÖBM³-Kulturlandschaft) decken einen kleinen Teil der Insektenvielfalt ab, standardisierte, langfristig gesicherte Freiland-Erhebungen fehlen jedoch.

Im schulischen und universitären Bereich sind Anstrengungen erforderlich, die organismische Biologie zu stärken und damit auch eine Grundlage für das Verständnis und die Akzeptanz von Schutzbemühungen zu schaffen. Bürgerwissenschaften (Citizen Science) können hier einen Ansatzpunkt bilden, eine wissenschaftliche Grundlage aber nicht ersetzen.

Insektenarten in Österreich

Rolle der Insekten im Ökosystem

relativ geringer Kenntnisstand

¹ GBIF-Austria ist eine vom Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie geförderte Initiative österreichischer naturwissenschaftlicher Institutionen und Vereine. Ziel der Initiative ist es, Daten zur heimischen Artenvielfalt in großem Umfang über das Internet zugänglich zu machen und somit die internationale GBIF-Initiative auf nationaler Ebene umzusetzen (www.gbif.at).

² Biodiversity – Nature – Safety

³ Österreichisches Biodiversitäts-Monitoring

globales Insektensterben Rückgänge von Insektenpopulationen wurden schon ab den 1990er-Jahren (bzw. viel früher) festgestellt. Mit der „Krefeld-Studie“ in Deutschland im Jahr 2017 rückte das Thema in den Fokus sowohl der Wissenschaft als auch einer breiteren Öffentlichkeit. Die Ursachenforschung gestaltet sich jedoch aufgrund der komplexen Zusammenhänge und der wenigen belastbaren Langzeituntersuchungen schwierig. Regionale Studien und Erklärungen für den lokalen Rückgang von Insektenpopulationen sind nicht in der Lage, ein offenbar globales Phänomen ausreichend zu erklären. Zu den übergeordneten Faktoren, die zum Insektensterben beitragen, zählen

Ursachen für das Insektensterben

- Verlust an Lebensraum,
- Verschlechterung der Lebensraumqualität, insbesondere durch Verlust von Lebensraumstruktur,
- Klimawandel,
- Insektizide,
- Schadstoffeinträge, insbesondere flächendeckende Stickstoffeinträge,
- Lichtverschmutzung,
- gebietsfremde Arten,
- Fragmentation der Landschaft und
- Metapopulationsdynamik.

Insektensterben ist ein komplexes und multifaktorielles Phänomen. Es ist nicht zu erwarten, dass es nur eine einzige Hauptursache für den Biodiversitätsverlust auf allen räumlichen Skalen und funktionellen Ebenen gibt.

besonders gefährdete Insektenarten

Für Österreich liegen keine quantitativen Daten vor, die einen Insektenrückgang belegen oder widerlegen könnten. Indizien, insbesondere lokale Studien und Gefährdungsanalysen (Rote Listen) lassen aber keinen Zweifel, dass die Rückgänge in Österreich stattgefunden haben und stattfinden. Auch wenn für viele Insektengruppen keine aktuellen Gefährdungsanalysen vorliegen, zeigen die vorhandenen Daten übergeordnete Bedrohungsbilder: Besonders gefährdet sind Insektenarten in ostösterreichischen Offenlandstandorten sowie Arten von natürlichen Fließgewässer-Uferstandorten, Feuchtwiesen, Quellen und Mooren.

Es besteht hoher Forschungsbedarf, insbesondere die komplexen Ursachen für das Insektensterben betreffend. Es liegen jedoch genügend Informationen vor, um bereits jetzt Maßnahmen einzuleiten und umzusetzen, die die Gefährdung der Insekten in all ihrer Vielfalt und in ihrer ökologischen Leistungsfähigkeit reduzieren. Die gesellschaftliche Aufgabe besteht darin, Handlungsoptionen auszuloten, konkrete Maßnahmen für diese Erfordernisse auszuarbeiten und diese gemeinsam mit allen administrativen Organen und Interessengruppen sowie einer interessierten Öffentlichkeit umzusetzen.

1 EINLEITUNG

Insekten sind die artenreichste Tiergruppe auf der Erde, auch wenn sie nur rund ein Drittel der Oberfläche dieses Planeten besiedeln und sie die Weiten der Ozeane (mit wenigen Ausnahmen) nicht erobert haben. Ihre genaue Artenzahl ist unbekannt. Die Zahl der derzeit bekannten und wissenschaftlich beschriebenen Arten schwankt zwischen 925.000 (GRIMALDI & ENGEL 2005) und etwas über 1.000.000 (ADLER & FOOTIT 2009), das entspricht mehr als 60 % aller Tierarten. Schätzungen der bisher noch unentdeckten und unbeschriebenen Artenvielfalt reichen von 2 bis über 50 Millionen Arten (z. B. ERWIN 1982, STORK 1993), wengleich sich in der aktuellen Literatur die Schätzung bei rund 5 Millionen Arten eingependelt hat (z. B. GRIMALDI & ENGEL 2005).

Wie fossile Nachweise belegen, ist der Grundbauplan von Insekten seit dem Devon, also seit rund 400 Millionen Jahren unverändert (GRIMALDI & ENGEL 2005). Mit der Radiation der Blütenpflanzen (Angiospermen) in der Kreidezeit vor rund 140 Millionen Jahren hat auch die Diversifizierung der Insektenarten eingesetzt und eine Vielzahl an Formen und Farben sowie Ernährungs- und Verhaltensweisen hervorgebracht. Die kulturgeschichtliche Evolution des Menschen und seine planetare Dominanz führten zu vielfältigen Wechselbeziehungen mit Insekten. Manche Insektenarten wurden zu sogenannten „Nützlingen“ bzw. „Schädlingen“, bekamen tier- und humangesundheitliche Relevanz oder passten sich an veränderte menschengemachte Lebensräume an.

Das sogenannte „Insektensterben“ hat in den letzten Jahren für große, vor allem mediale, Aufmerksamkeit gesorgt (z. B. „Insectageddon“). Abgesehen davon, dass umfangreiche Rote Listen gefährdeter Insektenarten schon seit viel längerer Zeit bekannt sind (aber kaum Beachtung gefunden haben), ist die wissenschaftliche Evidenz in Bezug auf Trends und Bestandesentwicklungen über längere Zeiträume und eine holistische Ursachenforschung erstaunlich lückenhaft. Negative Auswirkungen einzelner Faktoren sind mehr oder weniger gut untersucht. Deren Interaktionen, die Übertragbarkeit auf größere räumliche und zeitliche Skalen, aber auch die Auswirkungen gesetzter Schutzmaßnahmen sind hingegen weniger gut bekannt, oft schwierig zu interpretieren und selten zu verallgemeinern. Standardisierte entomologische Freiland-Langzeituntersuchungen liegen nur sehr selten vor; diese können auch nicht kurzfristig vollständige Antworten auf Fragen liefern, deren Ursachen wahrscheinlich Jahrzehnte zurückreichen. Das Ursachengefüge für die aktuellen Phänomene ist komplex und das Insektensterben ist, wie in komplexen Systemen zu erwarten, multifaktoriell. Es ist nicht zu erwarten, dass es nur einen Hauptfaktor für den Biodiversitätsverlust auf allen räumlichen Skalen und funktionellen Ebenen gibt.

Seit dem Ende des Zweiten Weltkrieges hat sich die Erde in dramatischer und in der Erdgeschichte auch einzigartiger Geschwindigkeit verändert (z. B. SALA et al. 2000, STEFFEN et al. 2007, 2015, ROCKSTRÖM et al. 2009). Ob die Grenze des sogenannten Anthropozäns nun früher, zum Beispiel mit dem Beginn der Industrialisierung, oder später, zum Beispiel mit Beginn der Globalisierung, festgelegt wird, ist für die Folgen dieser Veränderung weniger relevant. Die aktuell dramatischen globalen Verluste an Biodiversität werden in der Literatur auch als das „6. Massenaussterben“ bezeichnet (z. B. BARNOSKY et al. 2011, KOLBERT 2014). Die aktuellen Aussterberaten von Arten liegen um das 10- bis 10.000-Fache über den „normalen“ Hintergrund-Werten, die aus fossilen Be-

**artenreichste
Tiergruppe der Erde**

**Insektensterben hat
komplexe Ursachen**

**Aussterberaten
von Arten**

funden von Wirbeltieren ermittelt werden (Aussterberaten zwischen 0,1–2 Arten in 1 Million Jahre) (DE VOS et al. 2014, DIRZO et al. 2014, PIMM et al. 2014, CEBALLOS et al. 2015, LAMKIN & MILLER 2016).

**1 Million Arten
akut bedroht**

Nach dem globalen Bericht des „Weltbiodiversitätsrates“ (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services; IPBES 2019) über den Zustand der Artenvielfalt ist rund 1 Million Arten aktuell und in den kommenden Jahrzehnten vom Aussterben bedroht. Analysen von Wirbeltieren bieten traditionell die besten Grundlagendaten und Extrapolationen auf Insekten (oder Wirbellose generell) sind aufgrund der Datenlage mit gewisser Vorsicht zu betrachten. Dennoch hat der Bericht – wie auch schon der IPBES-Spezialbericht zu Bestäubern (IPBES 2016) – auf die besonders prekäre Situation von Bestäuberinsekten und mögliche negative ökonomische Auswirkungen durch deren Verlust hingewiesen. Diese besitzen eine Schlüsselrolle bei der Erhaltung der biologischen Vielfalt, der Ökosysteme, der Lebensmittelsicherheit und der Weltwirtschaft.

Die Politik versucht schon seit längerem durch Strategien, Aktionspläne und andere Initiativen dem Biodiversitätsverlust entgegenzusteuern; eine Trendumkehr ist bisher jedoch noch nicht gelungen. Da nach dem 2010-Ziel auch die sogenannten „Aichi-Ziele“ 2020 größtenteils verfehlt wurden, sind neue Post-2020-Biodiversitätsziele in Ausarbeitung und in Diskussion zwischen Interessensvertretern. Klar ist: Es benötigt größere Anstrengungen zum Schutz der Biodiversität im Allgemeinen und der Insekten im Speziellen.

Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick über Status (Artenzahlen, Verbreitung) und Trends (Rote Listen) der Insekten in Österreich, ihre positive Bedeutung für Ökosysteme und ihre manchmal negative Bedeutung für uns Menschen und beleuchtet verschiedene mögliche Gefährdungsfaktoren und Ursachen für das Insektensterben aus österreichischer Perspektive.

2 GRUNDLAGEN

2.1 Artenzahlen (Taxonomie)

Die genaue Zahl der in Österreich vorkommenden Insektenarten ist unbekannt. Während für einige Gruppen aktuelle Checklisten und Arteninventare vorliegen (z. B. Fauna Aquatica Austriaca, MOOG & HARTMANN 2017; Checklisten der Fauna Österreichs, herausgegeben von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, derzeit 9 Bände, darin werden 13 Insektengruppen unterschiedlichen systematischen Ranges abgehandelt), fehlen diese für die überwiegende Zahl der Insektengruppen. Insbesondere für die beiden artenreichsten Gruppen, Diptera (Fliegen und Mücken) und Hymenoptera (Hautflügler), fehlen aktuelle Übersichten. Beide Gruppen umfassen mit jeweils wahrscheinlich über 10.000 Arten den größten Anteil der Insekten (und der Biodiversität) Österreichs. GEISER (2018) hat den aktuellen Kenntnisstand zusammengetragen oder hochgerechnet und mit ihrer früheren Arbeit (GEISER 1998) verglichen. Der Vergleich zeigt, dass die Artenzahlen der Insekten in Österreich in diesen 20 Jahren um 7,7 % zugenommen haben. Dieser Zuwachs ist aber in erster Linie dem verbesserten Kenntnisstand zu verdanken und überwiegend keine echte Biodiversitätszunahme (siehe Kapitel 2.1.2). Insgesamt sind nach GEISER (2018) rund 40.000 Insektenarten aus Österreich bekannt.

**Anzahl der
Insektenarten
ist unbekannt**

Während die Zahlen für besser bekannte Insektengruppen (z. B. Schmetterlinge, Heuschrecken, Libellen) als sehr zuverlässig zu bezeichnen sind, sind die geschätzten bzw. von GEISER (1998, 2018) aus den Artenzahlen Deutschlands hochgerechneten Angaben eher kritisch zu bewerten. Aufgrund des Vergleichs der Artenzahlen von gut bekannten Gruppen zwischen Deutschland und Österreich verwendete GEISER (1998, 2018) einen Multiplikationsfaktor von 1,2 für die Artenzahlen Österreichs. Demnach wären zum Beispiel bei den Wanzen folgende Zahlen zu erwarten: Artenzahl in Deutschland 892; Artenzahl in Österreich: $892 * 1,2 = 1.070$. Derzeit sind aber „nur“ 924 Wanzenarten aus Österreich bekannt (Rabitsch & Frieß, unveröff.). Auch für die artenreichen Gruppen der Käfer und der Schmetterlinge liegt der Faktor bei rund 1,1. Vermutlich ist diese Hochrechnung der Insektenarten Österreichs demnach etwas zu hoch ausgefallen.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die bekannten oder geschätzten Artenzahlen der 27 in Österreich vorkommenden Insektengruppen (meist handelt es sich dabei um Insektenordnungen). Für alle „geschätzten“ Artenzahlen, die über 80 % der Gesamtartenzahl ausmachen, ist die Erstellung von aktuellen Checklisten geboten. Hauptproblem für diese Erstellung ist aber das Fehlen von BearbeiterInnen. Während bestimmte Insektengruppen für viele EntomologInnen attraktiv sind, bleiben andere oft unbeachtet und finden über Jahrzehnte keine BearbeiterIn.

Europaweite Initiativen, wie z. B. das Fauna-Europaea-Projekt⁴, stellen Länderlisten zur Verfügung, sind aber je nach Bearbeitungsstand unterschiedlich zuverlässig bzw. aktuell und insbesondere bei den artenreichen Gruppen kritisch zu bewerten. Zu den Inhalten von GBIF International bzw. GBIF Austria siehe Kapitel 2.3.3.

⁴ <https://fauna-eu.org>

Tabelle 1: Zahl der aus Österreich bekannten Insektenarten (bekannt oder geschätzt) (aus GEISER 2018). Quellen teilweise ergänzt.

Insektengruppe		Artenzahlen (bekannt)	Artenzahlen (geschätzt)	Quelle*
Collembola	Springschwänze	486		QUERNER (2008), Christian (in litt.)
Protura	Beintastler	59		CHRISTIAN (2011, in litt.)
Diplura	Doppelschwänze	22		CHRISTIAN (2009a, in litt.)
Archaeognatha	Felsenspringer	21		CHRISTIAN (2009b)
Zygentoma	Fischchen	6		CHRISTIAN (2009b)
Ephemeroptera	Eintagsfliegen	119		BAUERNFEIND et al. (2017)
Plecoptera	Steinfliegen	135		GRAF et al. (2017a)
Odonata	Libellen	78		CHOVANEK et al. (2017)
Orthoptera	Heuschrecken	139		ZUNA-KRATKY et al. (2017)
Mantodea	Fangschrecken	1		ZUNA-KRATKY et al. (2017)
Blattodea	Schaben	17		ZANGL et al. (2019)
Dermaptera	Ohrwürmer	8		HAAS (2009)
Psocoptera	Staubläuse		100	GEISER (2018)
Phthiraptera	Tierläuse		900	GEISER (2018)
Thysanoptera	Fransenflügler	204		STRASSEN (2009)
Auchenorrhyncha	Zikaden	700		HOLZINGER (2009, in litt.)
Heteroptera	Wanzen	924		Rabitsch & Frieß (unpubl.)
Sternorrhyncha	Pflanzenläuse		840	GEISER (2018)
Coleoptera	Käfer		8.000	GEISER (2018)
Strepsiptera	Fächerflügler		15	GEISER (2018)
Hymenoptera	Hautflügler		11.200	GEISER (2018)
Trichoptera	Köcherfliegen	315		GRAF et al. (2017b)
Lepidoptera	Schmetterlinge	4.090		HUEMER (2013, in litt.)
Neuropteroida	Netzflüglerartige	150		Aspöck (in litt.)
Mecoptera	Schnabelfliegen	10		GEPP (2005)
Siphonaptera	Flöhe		80	GEISER (2018)
Diptera	Fliegen und Mücken		11.500	GEISER (2018)
Summe (bekannt und geschätzt)			40.119	

2.1.1 Endemiten

Inventar (sub-)endemischer Arten Österreichs

RABITSCH & ESSL (2009) haben erstmals ein Inventar der Endemiten Österreichs herausgegeben. Darin werden 345 Insektenarten und -unterarten als in Österreich endemisch oder subendemisch gelistet. Als Endemiten werden Arten bezeichnet, deren Areal zu 100 % in Österreich liegt, das Areal von Subendemiten liegt zu 75 % in Österreich. Die Festlegung des Bezugsgebietes innerhalb politischer Grenzen erfolgte aus pragmatischen Gründen, spiegelt aber natürlich keine biogeografischen Grenzen wider. Geringere Schwellenwerte, z. B. 25–75 % für „Subendemiten im weiteren Sinn“ (KOMPOSCH 2018) ergeben deutlich höhere Artenzahlen.

Seit der Erstellung des Inventars vor über einem Jahrzehnt sind neue, wahrscheinlich (sub-)endemische Arten hinzugekommen (z. B. die Steinfliege *Isoptera claudiae* aus den Karawanken und Steiner Alpen, GRAF et al. 2014; der Schmetterling *Rhigognostis scharnikensis* aus der Kreuzeckgruppe, HUEMER et al. 2014), während andere Arten auch an anderen Orten gefunden wurden und so ihren Endemitenstatus verloren haben (z. B. der Springschwanz *Megalothorax sanctistephani* in Frankreich). Insbesondere die Verwendung von genetischen Analysemethoden lässt auch für die Zukunft neue Ergebnisse zur Kenntnis der Areale der Arten erwarten, sowohl hinsichtlich „Pseudo-Endemiten“ als auch hinsichtlich einer noch weitgehend unbekannteren „kryptischen“ Artenvielfalt (HUEMER 2011, siehe Kapitel 2.1.3). ESSL et al. (2013) haben gezeigt, dass in Europa, vor allem im südlichen Europa, vermutlich noch hunderte endemische Arten zu entdecken und wissenschaftlich zu beschreiben sind.

Aktuelle Bearbeitungen der endemischen Insektenfauna liegen von der Koralpe (ÖKOTEAM 2016), für Käfer und andere Gruppen aus dem Nationalpark Gesäuse (ÖKOTEAM 2009, 2014, 2017, CHRISTIAN et al. 2018) und dem Nationalpark Kalkalpen (DEGASPERI et al. 2018) vor.

Für endemische Insektenarten, die über der Baumgrenze leben, gilt der Klimawandel – neben der direkten Zerstörung und Verschlechterung des Lebensraumes – als wesentlicher Gefährdungsfaktor (DIRNBÖCK et al. 2011). Aber auch weiter verbreitete Arten können sich nicht rasch genug an erhöhte Temperaturen anpassen (KINZNER et al. 2019).

2.1.2 Neozoen und Klimawandelgewinner

Wie bereits erwähnt, ist die Zunahme der Insektenartenzahlen in Österreich zwischen 1998 und 2018 um 7,7 % in erster Linie einem verbesserten Kenntnisstand zu verdanken (GEISER 2018). Es gibt aber auch reale Zugewinne. Ursachen für das Auftreten „neuer“ Arten sind vor allem zwei Faktoren: die Globalisierung und der Klimawandel.

Mit der Globalisierung hat der internationale Personen-, Waren- und Güterverkehr einen enormen Aufschwung genommen. Die Folge eines weltumspannenden Handelsnetzes und einer (fast) globalen Wirtschaft ist die absichtliche (z. B. Zierpflanzen und Haustiere) und unabsichtliche (z. B. mit Holz- und Lebensmittelimporten) Verbringung von Organismen über natürliche Ausbreitungsgrenzen hinweg. Diese Vorgänge sind nicht neu, haben aber in den letzten Jahrzehnten eine Beschleunigung erfahren (ROQUES et al. 2016) und zeigen keine Sättigung (SEEBENS et al. 2017). Die absichtliche Einbringung von Insekten (z. B. zur biologischen Kontrolle, als Reptilienfutter, aber auch als Haustiere) spielt im Vergleich zur unabsichtlichen Verschleppung eine untergeordnete Rolle, ist aber nicht völlig ohne Bedeutung (KUMSCHICK et al. 2016). Die unabsichtliche Einbringung von Insekten erfolgt in erster Linie durch Verschleppung mit Zierpflanzen, Vorratsprodukten und Holz, seltener durch Verschleppung als „blinde Passagiere“ in Fahrzeugen oder Frachtcontainern (RABITSCH 2010).

Vom UMWELTBUNDESAMT (2002) wurde ein erstes Inventar der für Österreich gebietsfremden Arten vorgelegt. In diesem Verzeichnis sind 258 gebietsfremde Insektenarten gelistet, wovon 154 Arten (60 %) als etabliert, d. h. mit eigenständiger Reproduktion, bewertet wurden. Eine Aktualisierung dieser Daten ist derzeit in Bearbeitung und erste Ergebnisse zeigen eine deutliche Zunahme der

Ursache 1: die Globalisierung

gebietsfremde Insektenarten nehmen zu

Anzahl gebietsfremder Insektenarten in Österreich. So hat sich die Zahl der gebietsfremden Käferarten beinahe verdoppelt und die Zahl der gebietsfremden Wanzenarten mehr als verdreifacht. In Summe sind derzeit vermutlich über 400 gebietsfremde Insektenarten aus Österreich bekannt.

Zu den auffälligsten, in den letzten Jahren neu in Österreich auftretenden, Insekten zählen zum Beispiel aus Asien der Asiatische Marienkäfer *Harmonia axyridis* (seit 2006), der Buchsbaumzünsler *Cydalima perspectalis* (seit 2009) und die Braune Marmorierte Baumwanze *Halyomorpha halys* (seit 2015). Aus Nordamerika stammen die Amerikanische Rebzikade *Scaphoideus titanus* (seit 2004) und die Amerikanische Koniferenwanze *Leptoglossus occidentalis* (seit 2005).

Ursache 2: der Klimawandel

Die Auswirkungen der Klimakrise auf die Biodiversität in Österreich sind auf unterschiedlichen Ebenen zu beobachten (KROMP-KOLB et al. 2014, LEXER et al. 2014). Phänologische Änderungen sowie Arealverschiebungen nach Norden und in höhere Lagen sind für einzelne Arten dokumentiert (z. B. ESSL & RABITSCH 2013). Eine „Mediterranisierung“ der österreichischen Insektenfauna wurde bereits von RABITSCH (2008) prognostiziert; Modelle zeigen ähnliche Effekte auch für Wirbeltiere (z. B. CIVANTOS et al. 2012).

Der Klimawandel wirkt auch auf die Interaktionen zwischen den Arten und somit auf die Funktion von Lebensgemeinschaften bzw. deren Ökosystemleistungen. Beziehungen zwischen Räuber und Beute, Parasit und Wirt sowie Pflanze und Bestäuber können zeitlich (z. B. Blühzeitpunkt von Pflanzen und Entwicklungsstadium des Bestäubers) und/oder räumlich (z. B. durch Arealverschiebungen und unterschiedliche Ausbreitungs- und Anpassungsfähigkeiten der Arten) entkoppelt werden (z. B. VISSER & HOLLEMAN 2001, STENSETH & MYSTERUD 2002, BARTOMEUS et al. 2011), wobei artenreichere Lebensräume aufgrund von funktionellen Redundanzen wahrscheinlich größere Resilienz besitzen (BENADI et al. 2014). Häufiger auftretende Extremereignisse haben Einfluss auf die Dynamik von Ökosystemen (z. B. Borkenkäfer im Waldbau, MORRIS et al. 2018, HOCH et al. 2019). Es ist auch belegt, dass der Klimawandel Generalisten begünstigt und Spezialisten gefährdet (WARREN et al. 2001, NEWBOLD et al. 2018, HABEL et al. 2019a). Eine Folge dieser Veränderungen ist der Verlust von Funktionen und Leistungen von Ökosystemen.

2.1.3 Austrian Barcode of Life – ABOL

Aufgaben von ABOL

Der Austrian Barcode of Life ist eine überinstitutionelle, dezentrale Initiative, gefördert vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung (BMBWF), mit dem langfristigen Ziel der Erfassung der genetischen Vielfalt aller Tier-, Pflanzen- und Pilz-Arten Österreichs mittels DNA-Barcoding.⁵ Die ABOL-Initiative versucht alle in der Biodiversitätsforschung relevanten österreichischen Organisationen zusammenzuführen (Naturkundemuseen, Universitäten, Biosphären- und Nationalparks, Forschungsanstalten, LaienforscherInnen, Naturschutzabteilungen von Bund und Ländern sowie naturwissenschaftliche Gesellschaften). Die Koordination (Kommunikation und Netzwerkbildung sowie Betrieb der ABOL-Datenbank) erfolgt am Naturhistorischen Museum Wien (siehe Abbildung 1).

⁵ www.abol.ac.at

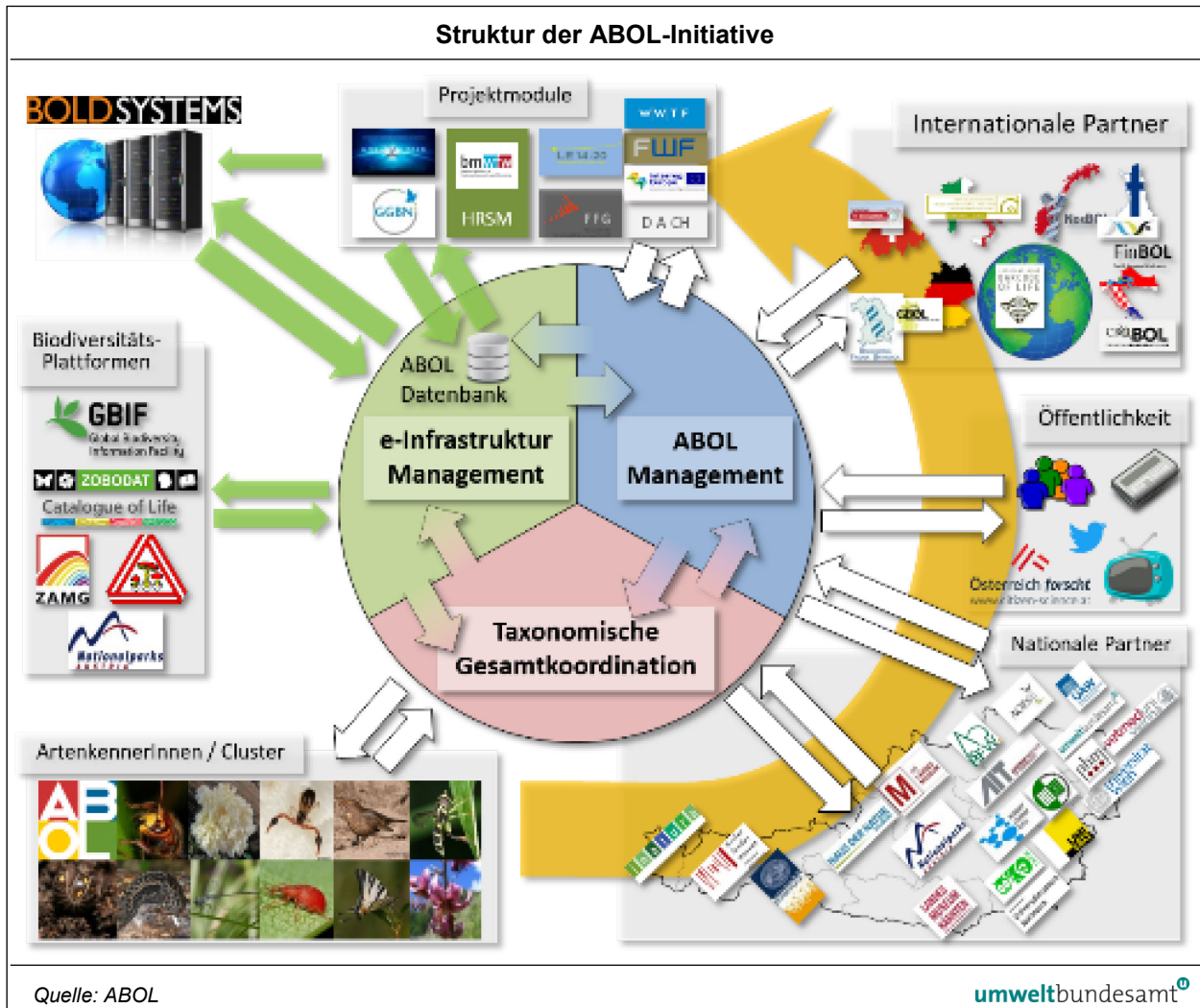


Abbildung 1: Struktur der ABOL-Initiative.

DNA-Barcoding ist ein standardisiertes Verfahren (PCR) zur Ermittlung eines bestimmten Genabschnittes (meist aus dem mitochondrialen COI-Gen), anhand dessen sich viele Arten unterscheiden lassen, sofern gute und vollständige Referenzdaten vorliegen. Die Methode erlaubt im Idealfall die sichere Identifikation andernfalls unbestimmbarer Arten (besonders relevant z. B. zur Früherkennung von Schadorganismen, Krankheitserregern oder invasiven Arten in der Land- und Forstwirtschaft anhand von Eiern, Larvenstadien oder Insektenfragmenten). Sie kann dazu beitragen, faunistisch bisher unbekannte Arten (z. B. HUEMER 2019) und auch für die Wissenschaft neue Arten (z. B. HUEMER et al. 2014, 2020) zu entdecken und kann (mit Einschränkungen) Informationen über die großräumige genetische Vielfalt einer Art liefern (z. B. HUEMER et al. 2018). Mit der laufenden Weiterentwicklung der Methoden bieten sich in Zukunft wahrscheinlich völlig neue Ansätze für bestimmte Fragestellungen (z. B. Meta-Barcoding in Boden- und Wasserproben für Monitoringzwecke). Es ist aber auch wichtig festzuhalten, dass die Methode ihre Grenzen hat und für detailliertere Fragestellungen (z. B. die Aufklärung lokaler, biogeografisch und arealkundlich historischer Verbreitungsmuster oder die Differenzierung evolutionsbiologisch junger Arten) andere Methoden erforderlich sind.

Identifikation durch DNA-Barcoding

Clustereinteilung von ABOL

Die Insekten sind in ABOL in fünf „Cluster“ aufgeteilt (Coleoptera, Hymenoptera, Diptera, Lepidoptera und Insecta varia), in denen mehrere Einzelprojekte abgewickelt werden, z. B. zu Libellen und Wildbienen in Wien, Wanzen, Köcherfliegen und Steinfliegen in Vorarlberg, Stechmücken und Tagfalter in Österreich, Heuschrecken in Mitteleuropa. Im Rahmen eines vom BMBWF geförderten Hochschulraumstrukturmittel-Projektes werden derzeit folgende Insektengruppen bearbeitet: Zikaden, Pflanzenwespen und Goldwespen. Im Rahmen eines von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) geförderten Projektes (BRIDGE-1) werden für UVP-relevante Tiergruppen, darunter auch ausgewählte Insekten, DNA-Barcodes erstellt. Im Rahmen eines von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (ÖAW) geförderten Projektes werden DNA-Barcodes von forstentomologisch relevanten Insekten, vor allem holzbewohnenden Käfern, aus den Sammlungsbeständen des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW) erstellt.

ABOL ist als Partner im globalen Malaisefallen-Projekt beteiligt. Dabei wird weltweit an 2.500 Standorten ein Jahr lang mittels Malaisefallen⁶ die Biodiversität erfasst. Österreich nimmt mit einer Falle im Biosphärenpark Wienerwald und einer Falle im Nationalpark Neusiedlersee – Seewinkel teil.

2.2 Artenkenntnis (Taxonomen)

2.2.1 Museale Sammlungen als Biodiversitätsarchive

Im Jahr 2003 wurde als Ausgangspunkt der GBIF-Initiative in Österreich vom damaligen Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur eine sehr umfangreiche Machbarkeitsstudie publiziert, die unter anderem auch dazu diente, den Stand der Sammlungen und Datenbanken zur Artenvielfalt in Österreich darzustellen (GÖTZL et al. 2003).

Obwohl diese Zusammenschau einige Jahre zurückliegt, bietet sie einen umfassenden Überblick über die in den heimischen wissenschaftlichen Institutionen verfügbaren Insektensammlungen und Daten zur Verbreitung von Insektenarten. Sowohl öffentliche als auch private Sammlungen wurden erhoben. Institutionen im Besitz des Bundes, der Länder oder der Gemeinden, wie zum Beispiel Museen, Universitäten, botanische Gärten, Tiergärten, Ämter, Lehranstalten wurden ebenso befragt wie kirchliche Institutionen (Stifte, Klöster), Vereine (z. B. Sammlervereine) und Privatpersonen, die entsprechende Sammlungen oder Datenbanken besitzen.

Sammlungen in Österreich

Zum Zeitpunkt der Befragung existierten in Österreich 166 Belegsammlungen mit einem Schwerpunkt auf Insekten (115 Sammlungen im öffentlichen und 51 Sammlungen im privaten Bereich), die in den Gruppen Schmetterlinge, Käfer, Hautflügler und Wanzen mehr als 13 Millionen Belegexemplare umfassten. Nicht alle Insektenordnungen sind gleich gut belegt: Weniger bekannte und „beliebte“ Ordnungen, wie etwa Flöhe (Siphonoptera), Felsenspringer (Archaeognatha) oder Fischchen (Zygentoma) sind in den erhobenen Sammlungen schlecht vertreten.

⁶ Zeltfallen zum Fang von fliegenden Insekten

Von großem wissenschaftlichem Interesse für die taxonomische Forschung sind Typus-Belege, die für die Erstbeschreibung von Arten herangezogen wurden und die für wissenschaftliche Fragestellungen ein unerlässliches Vergleichsmaterial darstellen. Im Bereich der Insekten beinhalten die österreichischen Sammlungen mehr als 21.000 solcher Typus-Belege.

Im Zuge der Erhebungen zeigte sich auch der dringende personelle Handlungsbedarf bei fast 75 % der zoologischen Belegsammlungen. Auch wenn über 90 % der Sammlungen durch eine/n KustodIn betreut sind (Stand 2003), agiert diese Person oft nur formal als SammlungsleiterIn und kann aus Zeitmangel aufgrund anderer Aufgaben nicht in der wissenschaftlichen Sammlung tätig sein.

Die Datenerfassung stellt in Österreich nach wie vor ein enormes Problem dar. So weisen einige zoologische Belegsammlungen weder einen Zettelkatalog noch eine elektronische Datensammlung oder eine Datenbank auf. Neuzugänge sind oftmals nicht dokumentiert, Fundortnamen nicht aktuell, die Taxonomie nicht auf dem neuesten Stand. Somit bleibt neu in die Sammlungen eingegliedertes Material oft Jahre unbearbeitet, weshalb eine vollständige Dokumentation der heimischen Insektenfauna nicht möglich ist. Der Zugang zu solchen Sammlungsdaten ist damit nicht oder nur vor Ort möglich. Anzustreben wäre jedoch ein digitaler Zugang, z. B. über das Internet.

tlw. fehlende taxonomische Bearbeitung

Die genannte fehlende taxonomische Bearbeitung der Sammlungen basiert einerseits auf einer zu geringen Ausstattung mit KustodInnen und andererseits auf der fehlenden KustodInnen-Ausbildung in Österreich. Ein entsprechender Hochschullehrgang ist daher dringend erforderlich, um in Zukunft auf gut ausgebildete ExpertInnen bei der personellen Ausstattung der Sammlungen zurückgreifen zu können.

Bereits 2003 wurde aufgezeigt, dass bei den zoologischen Belegsammlungen (inkl. Insekten) nur zu 15 % der Sammlungsobjekte auch digitale Datensätze existieren. Bei den Schmetterlingen (Lepidoptera) ist die Situation besser; der Digitalisierungsgrad beträgt hier ca. 30 %. Bei den Käfern (Coleoptera), Hautflüglern (Hymenoptera) und Schnabelkerfen (Hemiptera) liegt der Digitalisierungsgrad bei etwa 50 %. Aufgrund der großen Anzahl von Belegen (alleine in diesen vier genannten Gruppen liegen zusammen über 13 Millionen Objekte vor) ist der zeitliche Aufwand zur Digitalisierung aller Belege sehr groß.

geringe digitale Datenerfassung

Eine ausbleibende digitale Erfassung dieser wissenschaftlichen Daten bedeutet auch, dass die entsprechenden Inhalte nicht für wissenschaftliche Fragestellungen zur Verfügung stehen und daher nicht im Sinne des Artenschutzes eingesetzt werden können. Der große Digitalisierungsbedarf besteht auch hinsichtlich historischer Fundbelege (früheste Belege wurden zwischen 1500 und 1850 gesammelt), die eine enorme Bedeutung als Grundlage für das Erkennen von Entwicklungstrends in der Artverbreitung haben können.

Aus diesem Grund wird seit Jahren von vielen Institutionen die Notwendigkeit einer umfassenden österreichweiten Digitalisierungs-Initiative der naturwissenschaftlichen Belege aus Sammlungen hervorgehoben, damit möglichst viele Informationen aus den analogen Sammlungsbeständen für die Beantwortung wissenschaftlicher Fragestellungen digital zur Verfügung stehen.

Viele Institutionen haben dennoch im Rahmen ihrer Möglichkeiten Datenbanken zu Sammlungsinhalten angelegt: Im Jahr 2003 waren es insgesamt 113 solcher Datenbanken, davon 85 im öffentlichen und 28 im privaten Bereich. Für die Insektengruppen bestanden seinerzeit 35 Datenbanken mit insgesamt 2,87 Millionen Datensätzen (siehe Tabelle 2). Mit Abstand die meisten Datensätze existierten zu Schmetterlingen, gefolgt von Käfern, Fliegen, Hautflüglern, Köcherfliegen und Schnabelkerfen.

*Tabelle 2:
Im Jahr 2003
vorhandene Anzahl an
Datenbanken und
Datensätzen zu
ausgewählten
Insektengruppen (aus
Götzl et al. 2003).*

Insektengruppe	Anzahl Datenbanken	Anzahl Datensätze
Schmetterlinge (Lepidoptera)	7	2.297.371
Käfer (Coleoptera)	9	702.000
Fliegen (Diptera)	5	310.790
Hautflügler (Hymenoptera)	3	160.000
Köcherfliegen (Trichoptera)	1	60.000
Schnabelkerfe (Hemiptera)	2	23.000
Diverse Insektengruppen	2	7.000
Netzflügler (Neuroptera)	2	6.350
Steinfliegen (Plecoptera)	1	6.000
Kamelhalsfliegen (Raphidioptera)	1	1.356
Schabelfliegen (Mecoptera)	1	272
Schlammfliegen (Megaloptera)	1	145
Summe	35	2.872.284

Mit Sicherheit ist in den letzten 16 Jahren eine Reihe von Datenbanken hinzugekommen und viele Datensätze sind ergänzt worden. Trotzdem sind viele dieser Daten nicht frei zugänglich und daher nur eingeschränkt für wissenschaftliche Aufgabenstellungen verfügbar. Um diese Verfügbarkeit zu erhöhen, bemüht sich die GBIF-Initiative in Österreich (siehe Kapitel 2.3.3).

2.2.2 Ausbildung und Vermittlung von Artenkenntnis

Es besteht weitgehender Konsens, dass die biologische Artenkenntnis für das Verständnis von ökologischen Zusammenhängen, die Akzeptanz von Schutzmaßnahmen und für die Freude an der Natur, die Erholung, das Naturerlebnis und das persönliche Wohlbefinden essenzielle Voraussetzung ist. Kinder und Jugendliche in urbanisierten Umwelten wachsen jedoch weitgehend entkoppelt von jeglicher Naturerfahrung auf (PENSINI et al. 2016, SOGA & GASTON 2016, SOGA et al. 2016, ROSA et al. 2018). Umweltbildung und Naturpädagogik sowie Natur- und Ökotourismus können solchen Entwicklungen entgegenwirken.

Die Kenntnis über Insekten beschränkt sich in der breiten Öffentlichkeit in der Regel zumeist auf einige wenige Arten oder Artengruppen, wie Gelsen, Wespen, Bienen, mitunter auch Schaben, Wanzen oder Läuse, deren Aktivitäten zu vermehrter Aufmerksamkeit im Alltagsleben führen. Die Unkenntnis betrifft aber auch Pflanzen, Vögel und Nutztiere (z. B. BRÄMER 2010; vgl. auch GRINSCHGL 2009 am Beispiel von Vogelarten in der Steiermark).

Im Schulunterricht und in der Ausbildung an den Universitäten hat die Vermittlung von Artenkenntnis in den letzten Jahren kontinuierlich abgenommen (KELEMEN-FINAN & DEDOVA 2014). Unter der Last der heutigen Informationsgesellschaft generell und der enormen Vielfalt an biologischen Lehrinhalten speziell (Stichwort: Mikrobiologie und Genetik), sind Schulen und Ausbildungseinrichtungen gezwungen, eine Auswahl der Lehrinhalte zu treffen, die in einem vorgegebenen Rahmen weitergegeben werden können. Stunden im Biologieunterricht, Lehrveranstaltungen und Exkursionen an den Universitäten wurden reduziert oder ersatzlos gestrichen. Um hier gegenzusteuern, ist eine andere Prioritätensetzung notwendig, als es die derzeitigen Lehrpläne vorsehen (vgl. z. B. GUSENLEITNER 2008). GERL et al. (2019) bieten mehrere Praxisbeispiele für den Biologie-Unterricht, wie die Artenkenntnis bei Kindern und Jugendlichen verbessert und Naturbeobachtungen gefördert werden können.⁷

Prioritäten im Lehrplan ändern

So manche Arbeitsgemeinschaft und Organisation versucht, diese Lücken zu füllen (GEISER 2009, siehe Kapitel 2.3.4). Nationalpark- und Schutzgebietsverwaltungen, Landesmuseen, Vereine und NGOs bieten – häufig auf ehrenamtlicher Basis – Vorträge, Exkursionen und Bestimmungskurse an (z. B. die sogenannten „Summerschools in Biological Taxonomy and Systematics“ auf Grundlage der „Initiative zur Kooperation von Museen und Universitäten in Österreich auf dem Gebiet der biologischen Taxonomie und Systematik“). Mit den mittlerweile ubiquitären Smartphones und einer Vielzahl an Apps wird es interessierten Laien möglich, in eingeschränktem Ausmaß an wissenschaftlichen Fragestellungen mitzuarbeiten (Citizen Science, siehe Kapitel 2.3.2) oder einfach nur Spaß am Beobachten und Melden von Arten zu haben.

2.3 Verbreitungsdaten

Daten zur Verbreitung von Insekten sind eine wichtige Grundlage einerseits für die Kenntnis der (möglichst) aktuellen Vorkommen von Arten und andererseits zur Beurteilung, ob es zu Veränderungen in der Verbreitung einzelner Arten im Laufe der Zeit kommt.

Der Publikationsstand von Verbreitungsdaten zu Insektengruppen ist in Österreich sehr heterogen. Verbreitungsatlantent oder andere wissenschaftliche Publikationen, die Karten zur Verbreitung von Arten ganzer Insektengruppen beinhalten, gibt es nur zum Teil für das ganze Bundesgebiet. Für eine Reihe von Insektengruppen existieren aber zumindest Verbreitungsatlantent oder entsprechende Publikationen auf Bundesländerebene.

2.3.1 Verbreitungsatlantent

Eintagsfliegen (Ephemeroptera)

Es existieren Verbreitungskarten zu gefährdeten Arten aus Vorarlberg.

Tabelle 3: Verbreitungsatlantent oder vergleichbare Veröffentlichungen zu Eintagsfliegen, bundesweit (AT) und auf Ebene der Bundesländer.

AT	B	K	NÖ	OÖ	S	ST	T	V	W
----	---	---	----	----	---	----	---	---	---

Zitate: V: WEICHELBAUMER (2013) (gefährdete Arten)

⁷ siehe auch www.bisa100.de

Libellen (Odonata)

Die Verbreitung der Libellenarten in Österreich ist durch einen (nicht mehr aktuellen) bundesweiten Atlas und durch Veröffentlichungen für Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich, Tirol und Vorarlberg belegt. Eine umfangreiche Bearbeitung (inkl. Verbreitungskarten) liegt für die Stadt Salzburg vor (SCHWARZ-WAUBKE & SCHWARZ 2000).

Tabelle 4: Verbreitungsatlanten oder vergleichbare Veröffentlichungen zu Libellen, bundesweit (AT) und auf Ebene der Bundesländer.

AT	B	K	NÖ	OÖ	S	ST	T	V	W
----	---	---	----	----	---	----	---	---	---

Zitate: AT: UMWELTBUNDESAMT (2006); K: HOLZINGER & KOMPOSCH (2012); NÖ: RAAB & CHWALA (1997) (gefährdete Arten); OÖ: LAISTER (1996); T: LANDMANN et al. (2005), STÖHR (2017) (Osttirol); V: HOSTETTLER (2001) (gefährdete Arten)

Heuschrecken (Orthoptera)

Zu den Heuschrecken Österreichs wurde 2017 ein umfangreicher Verbreitungsatlas publiziert. Darüber hinaus gibt es mehrere Bearbeitungen von Bundesländern bzw. sind diese derzeit in Ausarbeitung.

Tabelle 5: Verbreitungsatlanten oder vergleichbare Veröffentlichungen zu Heuschrecken, bundesweit (AT) und auf Ebene der Bundesländer.

AT	B	K	NÖ	OÖ	S	ST	T	V	W
----	---	---	----	----	---	----	---	---	---

Zitate: AT: ZUNA-KRATKY et al. (2017); „Ostösterreich“ (NÖ, W, B): ZUNA-KRATKY et al. (2009); K: Wöss et al. (in Vorb.); S: ILLICH et al. (2010); T: ECKELT (2014) (Osttirol), LANDMANN & ZUNA-KRATKY (2016); V: ORTNER & LECHNER 2015 (gefährdete Arten), W: WÖSS et al. (2020)

Käfer (Coleoptera)

Die Verbreitung von Käferarten in Österreich ist derzeit nur für ausgewählte Gruppen (Laufkäfer, Schwimmkäfer, Blatt- und Samenkäfer) im westlichen Österreich bzw. für Salzburg belegt.

Tabelle 6: Verbreitungsatlanten oder vergleichbare Veröffentlichungen zu Käfern, bundesweit (AT) und auf Ebene der Bundesländer.

AT	B	K	NÖ	OÖ	S	ST	T	V	W
----	---	---	----	----	---	----	---	---	---

Zitate: S: GEISER (2001) (Monographie mit 178 Verbreitungskarten); T: ECKELT (2014) (Laufkäfer, Osttirol); V: BRANDSTETTER et al. (1993) (Laufkäfer), BRANDSTETTER & KAPP (1995) (Schwimmkäfer), BRANDSTETTER & KAPP (1996) (Blatt- und Samenkäfer)

Ameisen (Formicidae)

Für die Gruppe der Ameisen liegt eine monographische Bearbeitung (inklusive Verbreitungskarten von 93 Arten) aus Kärnten vor; zudem wurden ausgewählte Verbreitungskarten von gefährdeten Arten in Niederösterreich und Vorarlberg veröffentlicht.

Tabelle 7: Verbreitungsatlanen oder vergleichbare Veröffentlichungen zu Ameisen, bundesweit (AT) und auf Ebene der Bundesländer.

AT	B	K	NÖ	OÖ	S	ST	T	V	W
----	---	---	----	----	---	----	---	---	---

Zitate: K: WAGNER (2014); NÖ: SCHLICK-STEINER et al. (2003) (gefährdete Arten); V: GLASER (2005) (gefährdete Arten)

Schmetterlinge (Lepidoptera)

Die meisten umfassenden Werke wurden zu Schmetterlingen publiziert, wobei aufgrund der teilweise schon älteren Publikationen nicht von einer aktuellen Darstellung der bundesweiten Verbreitung gesprochen werden kann. Die vorliegenden Veröffentlichungen für ganz Österreich beziehen sich auf die Gruppen Spanner (Geometridae), Eulenfalter (Noctuidae), Spinner (Bombycidae) und Tagfalter (Papilionoidea).

Für die einzelnen Bundesländer zeigt sich ein unterschiedlicher Bearbeitungsstand (siehe Tabelle 8). Die Verbreitung oben genannter Gruppen ist für Oberösterreich mittels Kartenmaterial belegt, wenngleich die Veröffentlichungen bereits älteren Datums sind. Einen aktuellen und sehr ausführlichen Atlas gibt es für die Tagfalter (Papilionoidea) Wiens. Für Niederösterreich und Vorarlberg wurden jeweils Rote Listen der gefährdeten Schmetterlingsarten publiziert, die auch Verbreitungskarten für diese Arten beinhalten. Einen Verbreitungsatlas zu ausgewählten Schmetterlingsgruppen gibt es für Kärnten. Für Osttirol sind Verbreitungskarten zu verschiedenen Schmetterlingsgruppen, z. B. Tagfalter (Papilionoidea), Spinner (Bombycidae) und Spanner (Geometridae), online verfügbar.

Tabelle 8: Verbreitungsatlanen oder vergleichbare Veröffentlichungen zu Schmetterlingsgruppen, bundesweit (AT) und auf Ebene der Bundesländer.

AT	B	K	NÖ	OÖ	S	ST	T	V	W
----	---	---	----	----	---	----	---	---	---

Zitate: AT: HUEMER et al. (2009) (Spanner), MALICKY et al. (2000) (Eulenfalter), REICHEL (1992) (Tagfalter), REICHEL (1994) (Schwärmer und Spinner); K: WIESER (2008) (Micropterigidae – Crambidae); NÖ: HÖTTINGER & PENNERSTORFER (1999) (gefährdete Tagfalterarten); OÖ: KUSDAS & REICHL (1973) (Tagfalter), KUSDAS & REICHL (1974) (Schwärmer und Spinner), KUSDAS & REICHL (1978) (Eulenfalter); S: EMBACHER et al. (2011) (Verbreitungsangaben für die geologischen Zonen); T: DEUTSCH (2018) (Osttirol); V: HUEMER (2001) (gefährdete Arten); W: HÖTTINGER et al. (2013) (Tagfalter)

Köcherfliegen (Trichoptera)

Zu den Köcherfliegenlarven wurde ein österreichischer Atlas publiziert, der in einer späteren Veröffentlichung aktualisiert und erweitert wurde.

Tabelle 9: Verbreitungsatlanen oder vergleichbare Veröffentlichungen zu Köcherfliegen, bundesweit (AT) und auf Ebene der Bundesländer.

AT	B	K	NÖ	OÖ	S	ST	T	V	W
----	---	---	----	----	---	----	---	---	---

Zitate: AT: WARINGER & GRAF (1997, 2011)

2.3.2 Citizen Science

zwei zentrale Informations-Plattformen

Citizen Science ist das Sammeln von Informationen, z. B. über das Vorkommen und die Verbreitung von Insektenarten, durch interessierte BürgerInnen. Citizen Science hat in den letzten Jahren, nicht zuletzt aufgrund der weiten Verbreitung von mobilen Smartphones, einen enormen Aufschwung genommen. Auch in Österreich wurden und werden zahlreiche Citizen Science-Projekte durchgeführt. Zwei zentrale Plattformen dienen als Informations- und Servicestelle zur Vernetzung der Akteurinnen/Akteure, NutzerInnen und der Bevölkerung: An der Universität für Bodenkultur⁸ und am BMBWF⁹.

Das „Viel-Falter“ Tagfalter-Monitoring in Tirol kombiniert ExpertInnen-Erfassungen mit Laien-Monitoring¹⁰, die App „Schmetterlinge Österreichs“¹¹ bietet Steckbriefe von rund 140 der häufigsten Tagfalterarten Österreichs (siehe RÜDISSER et al. (2017, 2019). Über die Plattform <https://www.naturbeobachtung.at> können zahlreiche Insektenarten aus unterschiedlichen Gruppen gemeldet werden, darunter auch spezielle „Einzelprojekte“, wie z. B. zu Hummeln, Bockkäfern, Sandlaufkäfern, Libellen, Schwebfliegen, Schmetterlingen und Heuschrecken.

Citizen Science-Projekte können auch als Frühwarnsystem für das neue Auftreten von gebietsfremden Arten herangezogen werden. So wird aktuell zum Beispiel nach Vorkommen der Asiatischen Mörtelbiene (*Megachile sculpturalis*) gesucht, die ursprünglich aus Japan, China und Korea stammt, vor rund 10 Jahren eingeschleppt wurde und sich seither in Europa ausbreitet.¹²

Über die Vor- und Nachteile von Citizen Science für wissenschaftliche Fragestellungen oder öffentlichkeitswirksame Aktivitäten existieren zahlreiche Publikationen (z. B. DICKINSON et al. 2010). Generell wird Citizen Science – mit gewissen Einschränkungen – als vielversprechendes Instrument gesehen, die finanziellen und personellen Limitierungen zur Erfassung von Verbreitungsdaten von Arten zu verringern. Auch für Insekten liegen zahlreiche Beispiele vor; in Österreich insbesondere für Tagfalter (z. B. HÖTTINGER 2019).

eingeschränkte Möglichkeiten von Citizen Science

Citizen Science kann aber nicht alle naturwissenschaftlichen Fragen auf allen räumlichen Skalen beantworten; insbesondere bei methodisch standardisierten Monitoring-Programmen zur Umweltkontrolle werden die Grenzen von Citizen Science-Aktivitäten deutlich. Auch wenn Citizen Science häufig umgangssprachlich als Monitoring bezeichnet wird, erfüllt es die Kriterien für standardisierte Erhebungen nicht und kann daher nur sehr bedingt Auskunft über langfristige Abundanztrends bei Insekten geben. Unbestritten ist jedoch der Beitrag zur Umweltbildung (z. B. LEWANDOWSKI & OBERHAUSER 2017, MCKINLEY et al. 2017).

⁸ www.citizen-science.at

⁹ www.zentrumfuercitizenscience.at

¹⁰ <https://viel-falter.at>

¹¹ <https://play.google.com/store/apps/details?id=at.apptec.schmetterling>

¹² <https://www.citizen-science.at/aktuelleprojekte/item/477-asiatische-moertelbiene>

2.3.3 Global Biodiversity Information Facility – GBIF

Die internationale Initiative Global Biodiversity Information Facility hat das Ziel, Daten zur weltweiten Verbreitung von Arten über das Internet frei verfügbar zu machen.¹³ In Österreich wird diese Initiative seit dem Jahr 2001 auf nationaler Ebene umgesetzt und vom BMK unterstützt. Das Österreichportal www.gbif.at ermöglicht den Zugriff auf derzeit über 5,5 Millionen Datensätze zu unterschiedlichen Tier-, Pflanzen- und Pilzarten. Inhaltliche Schwerpunkte der österreichischen GBIF-Initiative sind die Blütenpflanzen und Schmetterlinge Österreichs. Aber auch zu zahlreichen anderen Insektengruppen können Funddaten über dieses Datenportal aufgerufen, auf Karten dargestellt und die Daten zu einem großen Teil auch für weitere Fragestellungen heruntergeladen werden. Eine spezielle Synonymabfrage ermöglicht die Berücksichtigung der Änderung wissenschaftlicher Namen aufgrund neuer taxonomischer Erkenntnisse bei der Anfrage, sodass alle verfügbaren Daten zur gleichen Art auch ohne die Kenntnis bisher erfolgter Namensänderungen rasch gefunden werden können.

Derzeit stellen 16 Institutionen und Vereine wissenschaftliche Daten über GBIF-AT¹⁴ zur Verfügung (siehe Abbildung 2). Datensätze zu Insekten werden von folgenden sieben Partnern der Initiative für den Online-Zugriff bereitgestellt: inatura (Dornbirn), Tiroler Landesmuseum (Hall/Tirol), Haus der Natur, Naturkundliche Gesellschaft (beide Salzburg), Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Linz), Landesmuseum Kärnten (Klagenfurt) und Nationalpark Hohe Tauern (Matrei).

**weltweite Sammlung
von Verbreitungs-
daten**

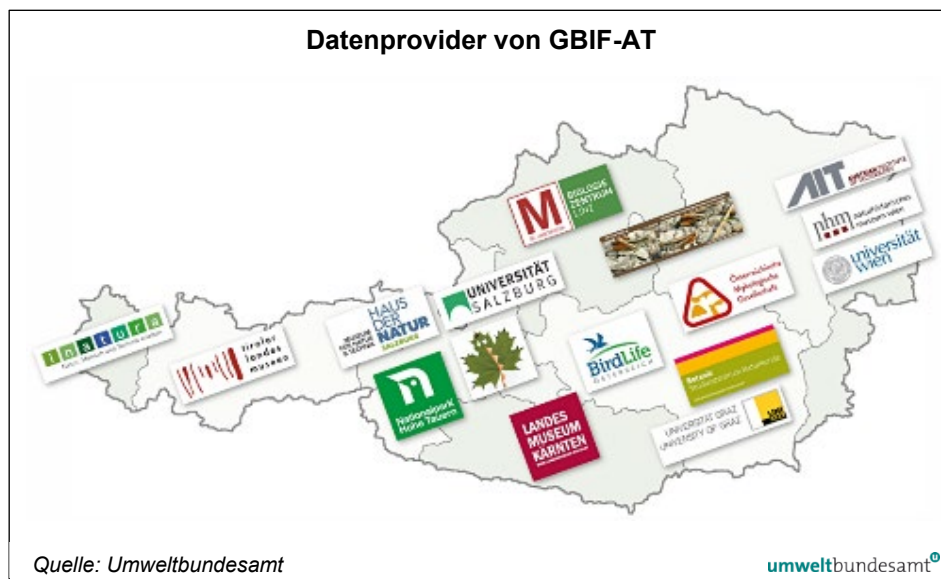


Abbildung 2:
Datenprovider von
GBIF-AT.

Insgesamt können derzeit mehr als 2,7 Millionen Datensätze zur Verbreitung von Insektenarten in Österreich über GBIF-AT kostenfrei aufgerufen werden. GBIF leistet demnach einen bedeutenden Beitrag zur Kenntnis der heimischen Entomofauna und unterstützt so all jene Projekte, die eine wissenschaftlich solide Datenbasis benötigen. Entsprechend dem inhaltlichen Schwerpunkt von

**mehr als
2,7 Millionen
Datensätze
verfügbar**

¹³ www.gbif.org

¹⁴ www.gbif.at

GBIF-AT sind mit Abstand die meisten Insektendaten zur Gruppe der Schmetterlinge verfügbar (fast 2 Millionen Datensätze, siehe Tabelle 10). Aber auch zu Käfern, Hautflüglern und Köcherfliegen sind sehr umfangreiche Informationen zur Verbreitung in Österreich online zugänglich. Für alle anderen Insektengruppen stehen derzeit wesentlich weniger Datensätze zur Verfügung, was sich aber durch gezielte Datenmobilisierungsanreize für die bereitstellenden Institutionen (Datenprovider) ändern ließe. Alleine zu den Schmetterlingen existierten in den Datenbanken der österreichischen GBIF-Datenprovider im Jahr 2013 mehr als 2,5 Millionen Datensätze, von denen derzeit erst knapp 2 Millionen über GBIF-AT abrufbar sind. Da die einzelnen Institutionen mitunter einen starken jährlichen Zuwachs in ihren Sammlungen durch Neuzugänge haben, kann alleine bei den Schmetterlingen davon ausgegangen werden, dass Daten zu 1–2 Millionen Schmetterlingsfunden erst digitalisiert werden müssen, bevor sie online verfügbar gemacht werden können. Erst dann stehen sie für die Beantwortung einschlägiger wissenschaftlicher Fragestellungen zur Verfügung. Aber auch die Freischaltung bereits digitalisierter Fundinformationen hinkt hinter der Verfügbarkeit dieser Informationen nach, da die erforderlichen Ressourcen zur Aufwandsabgeltung für die laufende Bereitstellung dieser Daten nicht aufgebracht werden können.

Für alle anderen Insektengruppen ist aus den gleichen Gründen mit noch viel größeren Diskrepanzen zwischen noch zu digitalisierenden Daten aber auch bereits digital vorliegenden und online verfügbaren Daten zu rechnen (siehe Kapitel 2.2.1).

*Tabelle 10:
Anzahl der Datensätze
zur Verbreitung
verschiedener
Insektengruppen, die
derzeit über GBIF online
aufgerufen werden
können.*

Insektengruppen	Wissenschaftliche Namen	Anzahl Datensätze
Schmetterlinge	Lepidoptera	1.952.157
Käfer	Coleoptera	337.551
Hautflügler	Hymenoptera	213.522
Köcherfliegen	Trichoptera	98.464
Steinfliegen	Plecoptera	29.838
Heuschrecken	Orthoptera	29.350
Schnabelkerfe	Hemiptera	22.698
Fliegen	Diptera	12.391
Libellen	Odonata	9.185
Eintagsfliegen	Ephemeroptera	2.412
Netzflügler	Neuroptera	1.702
Springschwänze	Collembola	1.638
Kamelhalsfliegen	Raphidioptera	1.322
Fransenflügler	Thysanoptera	1.289
Schnabelfliegen	Mecoptera	474
Schlammfliegen	Megaloptera	78
Flöhe	Siphonoptera	35
Staubläuse	Psocoptera	23
Summe		2.714.129

Grundsätzlich ist GBIF-AT ein langfristiges Projekt, das auf Kontinuität angelegt ist und derzeit vom BMK finanziert wird. Ein inhaltlicher Schwerpunkt liegt auf der vollständigen Darstellung aller existierenden Schmetterlingsdatensätze für Österreich. Von Seiten der Datenprovider ist die Bereitschaft zur Mitwirkung an GBIF-AT gegeben. Derzeit finden Gespräche mit weiteren Institutionen (Nationalpark Neusiedler See, Limnologische Station Illmitz, Universität für Bodenkultur) über deren Mitwirkung statt.

2.3.4 Einzelinitiativen

Entomologische Forschung hat in Österreich (und Europa) eine lange Tradition, die bis in das Mittelalter zurückreicht (z. B. BODENHEIMER 1928–1929, GEPP 2003). Zwei der ersten Publikationen nach dem Beginn der modernen Taxonomie durch Carl von Linné im Jahr 1758 stammen aus (dem damaligen) Österreich: PODA (1761) beschrieb die Insekten der Umgebung von Graz und SCOPOLI (1763) jene aus Krain. SCHRANK (1781, 1782) legte bereits ein erstes Verzeichnis der Insekten Österreichs vor.

In den folgenden Jahrzehnten und bis heute sind zahlreiche Entomologen in Österreich aktiv, mit wissenschaftlichen Beiträgen von weltweiter Bedeutung. GEPP (2003) bietet eine Zusammenfassung der Geschichte der Entomologie in Österreich, GUSENLEITNER & GEISER (2007) listen 285 österreichische Zeitschriften und Schriftenreihen, die seit der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts zumindest teilweise entomologische Inhalte veröffentlicht haben. Die Datenbank Zobodat (www.zobodat.at) enthält ein umfangreiches Archiv von biografischen Daten zu EntomologInnen aus Österreich und von frei zugänglichen entomologischen Publikationen.

Es gibt mehrere aktive entomologische Vereine in Österreich, der Wiener Coleopterologenverein wurde 1906 gegründet und gilt weltweit als ältester „Käferverein“, die Arbeitsgemeinschaft österreichischer Entomologen (gegründet 1949), die Österreichische Entomologische Gesellschaft (seit 1975) und die Österreichische Gesellschaft für Entomofaunistik (seit 1999). Diese ehrenamtlich tätigen Vereine publizieren entomologische Arbeiten und organisieren Veranstaltungen (Vorträge, Exkursionen, StudentInnenkurse).

entomologische Vereine in Österreich

In den Bänden 14 (2007) bis 17 (2010) der Entomologica Austriaca werden entomologische Arbeitsgemeinschaften in Österreich vorgestellt, z. B. bietet GEISER (2009) einen Überblick über außeruniversitäre und außermuseale entomologische Aktivitäten in Österreich. Mehrere naturwissenschaftliche Vereine haben entomologische Fachgruppen (z. B. der Naturwissenschaftliche Verein Kärnten und der Naturwissenschaftliche Verein der Steiermark) und mehrere Museen haben entomologische Arbeitsgemeinschaften (z. B. das Tiroler Landesmuseum, das Haus der Natur, das Oberösterreichische Landesmuseum) mit unterschiedlichen Aktivitäten. Die entomologischen Ausstellungen am Biologiezentrum in Linz sind seit vielen Jahren Beleg für eine aktive Insekten-Community in Österreich und ein hervorragendes Mittel zur Wissensvermittlung und Öffentlichkeitsarbeit.

3 STATUS UND TRENDS

3.1 Das globale Insektensterben

Frustratingly, verifying insect decline is a difficult problem.
Wagner (2020)

Krefeld-Studie Wohl kaum ein Biodiversitätsthema hat in den letzten Jahren größeres Aufsehen erregt als das Insektensterben. In erster Linie entzündete sich das Interesse an einer international einzigartigen Langzeitstudie, der sogenannten Krefeld-Studie (HALLMANN et al. 2017). Das Medien-Echo war groß und blieb nicht auf Mitteleuropa beschränkt: Im November 2018 erschien ein umfangreiches Feature in der New York Times (JARVIS 2018), das die Entdeckungsgeschichte des Insektensterbens nachzeichnete und die zentrale Stellung der Krefeld-Studie herausstrich. International gesehen ist aber die Krefeld-Studie nicht die erste und nicht die einzige Studie, die auf massive Verluste in der Insektenfauna hinweist. Nach der Krefeld-Studie erschienen weitere Arbeiten, die ähnliche Muster zeigen und mittlerweile ein besseres Gesamtbild zeichnen.

Dieses Kapitel gliedert sich in fünf Teile: Der erste Teil beschreibt die Studien, die vor der Krefeld-Studie in verschiedenen Teilen der Welt einen Insektenrückgang dokumentiert haben. Der zweite Teil widmet sich der Krefeld-Studie selbst, erläutert die Besonderheit, die Ergebnisse, die Kritik und die Reichweite der Studie. Im dritten Teil geht es um internationale Forschungsarbeiten, die nach der Krefeld-Studie erschienen sind. Der vierte Teil widmet sich dem Review von SANCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019) und der Kritik an diesem Beitrag. Der fünfte Teil schließlich beschreibt die Übertragbarkeit der Ergebnisse und Befunde auf Österreich. Ein abschließender Diskussionsabschnitt versucht, die weltweite Datenlage zum Insektensterben kritisch zu erörtern und zusammenzufassen.

3.1.1 Frühe Vorahnungen, Befunde und Anzeichen für ein Insektensterben

Schon um 1990 wurden Artikel publiziert, die auf den großflächigen Rückgang von bestimmten Insektengruppen, insbesondere in westeuropäischen Ländern aufmerksam machten. DESENDER & TURIN (1989) beschrieben Erfassungen im Zuge des „European Invertebrate Surveys“ und verglichen die Rasterquadratverteilung von Laufkäfern in den Beneluxländern und Dänemark vor und nach 1950. Bei einem Drittel der Arten wurden deutliche und teilweise dramatische Rückgänge im Verbreitungsbild festgestellt; diese Rückgänge betrafen in erster Linie streng standortgebundene Arten nährstoffarmer Standorte, wie Heiden und Trockenrasen. Auch wurden deutliche Rückgänge bei ausbreitungsschwachen kurzflügeligen Arten etwa der Gattung *Carabus* festgestellt, was mit der zunehmenden Habitatisolation erklärt wurde. Insgesamt beschreibt die Studie einen mehr oder weniger deutlichen Rückgang bei einem beträchtlichen Teil der anspruchsvollen Arten.

In einer ähnlichen Studie untersuchte VAN SWAAY (1990) die Bestandsentwicklung der Schmetterlinge in den Niederlanden und fand Rückgänge (gemessen an besiedelten Rasterquadraten) bei fast der Hälfte der Arten (46 %), nur bei

11 % der Arten wurden Zunahmen festgestellt. Als Ursachen für den überproportionalen Rückgang nennt VAN SWAAY (1990) Habitatverluste, Habitatdegradation durch die Intensivierung der Landwirtschaft und die daraus resultierende Verinselung geeigneter nährstoffarmer Grünland-Biotopinseln. Diese Trends verstärkten sich seit den 1950er-Jahren und erfassten immer mehr Schmetterlingsarten.

Da Insekten die Hauptnahrung vieler Vögel der Agrarlandschaft sind, spiegelte sich der Rückgang bestimmter Insektengruppen auch früh in der Populationsentwicklung von Vögeln der Agrarlandschaften wider, insbesondere in Westeuropa. DONALD et al. (2001) erklärten diese Rückgänge in erster Linie mit der Intensivierung der Landnutzung.

HAWKSWORTH (2003) veröffentlichte eine zusammenfassende Darstellung der Veränderungen der Fauna und Flora zwischen 1973 und 1998 in Großbritannien und Irland, darunter auch für mehrere Insektengruppen. Darin schreibt zum Beispiel FOX (2003) zur Gruppe der Schmetterlinge: *„Most species have suffered major distribution declines in recent decades. ... The crisis facing our native butterflies and moths was recognized 25 years ago and remains today“*. Der Vergleich von Verbreitungsdaten von 1940–1969 mit Daten aus 1970–1982 zeigt artspezifische Rückgänge zwischen 12 % und 81 %.

THOMAS et al. (2004) verglichen die Bestandsentwicklung von verschiedenen Organismengruppen, gemessen an besiedelten 10 x 10 km-Rasterquadraten in Großbritannien und fanden bei 71 % der Schmetterlingsarten Bestandsrückgänge, jedoch „nur“ bei 54 % der Vogelarten und „nur“ bei 28 % der Gefäßpflanzenarten. WENZEL et al. (2006) verglichen die Schmetterlingsbesiedlung von sieben Trockenrasen im Moseltal im Jahr 1972 und im Jahr 2001 und fanden einen mittleren Rückgang der Besiedlung von 50 %. Mit anderen Worten: Im Schnitt kam eine Schmetterlingsart 2001 nur noch auf etwa halb so vielen Flächen vor wie 1972. Am höchsten war der Rückgang der Präsenz bei monophagen Spezialisten (Arten, die auf eine bestimmte Futterpflanze angewiesen sind), Rote-Liste-Arten mit geringen Populationsdichten und Arten mit hohem Raumanspruch. Auch anspruchslose Arten nahmen damals schon ab, jedoch „nur“ um 14 %. BIESMEIJER et al. (2006) verglichen die Abundanzen von Bienen und Schwebfliegen in den Niederlanden und Großbritannien mit standardisierten Daten vor und nach 1980 und stellten einen massiven Rückgang der Bienenartenvielfalt sowohl in Großbritannien als auch in den Niederlanden fest.

Die Entwicklung der Schwebfliegen folgte keinem eindeutigen Schema; in Großbritannien hielten sich Zu- und Abnahmen in etwa die Waage, in den Niederlanden nahmen 34 % der Arten zu und 17 % der Arten ab. FOX et al. (2014) werteten insgesamt 11 Millionen Datensätze aus den Jahren 1970–2010 von 673 Nachtfalterarten in Großbritannien aus und fanden Rückgänge bei 260 und Zuwächse bei 160 Arten. Insgesamt gesehen nahm die Abundanz der Nachtfalter ab. Unter den zurückgehenden Arten waren insbesondere solche, die an nährstoffarme Offenlandstandorte gebunden sind, sowie Arten mit nördlicher Verbreitung, während Arten mit südlicher Verbreitung zunahmen.

Erste Andeutungen eines umfassenden Insektensterbens enthielten unter anderem die Arbeiten von CONRAD et al. (2006) und BROOKS et al. (2012). Diese Studien wiesen darauf hin, dass die Verluste bei Insekten zunehmend umfassender und großräumiger ausfielen als bis dato beobachtet. In diesen Arbeiten ist bereits von „Biodiversitätskrise“ und „umfassenden Insektenbiodiversitätsver-

Bestandsrückgänge von Insekten

lusten“ die Rede. CONRAD et al. (2006) werteten die Lichtfallenfänge von 337 häufigen Nachtfaltern (als häufig wurden Arten mit mehr als 500 Individuen definiert) über ein Netz von Beobachtungsstellen in Großbritannien zwischen 1968 und 2002 aus (Rothamsted Insect Survey). Die Autoren fanden keinen signifikanten Rückgang in den Fangzahlen im Norden der Britischen Inseln, wohl aber einen deutlichen und statistisch signifikanten Rückgang der Fangzahlen aller Arten im Süden. Insgesamt gerechnet war der Trend signifikant negativ: Insgesamt 21 % der Arten zeigten Bestandseinbußen, mit denen sie gemäß IUCN-Kriterium A in einer Roten Liste zumindest in die Kategorie VU (vulnerable, gefährdet) eingeordnet werden müssten (vgl. IUCN 2001); die solcherart analysierten Arten galten alle als kommun und weit verbreitet.

Ein kontinuierliches Monitoring der Laufkäfer in Großbritannien, das an 12 Standorten zwischen 1994 und 2008 stattfand (BROOKS et al. 2012), erbrachte ähnliche Ergebnisse: Insgesamt nahmen die Carabidenzahlen in 14 Jahren um 15,8 % ab; drei Viertel der Arten zeigten eine negative Populationsentwicklung, etwa die Hälfte der Arten nahm um mehr als 30 % pro Dekade ab. Die Autoren sprechen von einem „*alarming overall decline*“. Sowohl CONRAD et al. (2006) als auch BROOKS et al. (2012) kommen zu dem Schluss, dass die Ursachen und Triebkräfte für die beobachteten Entwicklungen jeweils komplex sind. So scheint der Abundanzverlust bei den Nachtfaltern im Süden Englands zwar eine Folge von Habitatveränderungen zu sein, betraf aber grundsätzlich Arten aller möglicher Lebensräume. Bei den Laufkäfern waren die Populationsentwicklungen innerhalb bestimmter Lebensräume uneinheitlich und teilweise gegenläufig.

Ursachen für den Rückgang

POTTS et al. (2010) machten auf den weltweiten Rückgang von Bestäuberinsekten aufmerksam und führten Lebensraumverlust und -fragmentierung, Agrochemikalien, pathogene und gebietsfremde Arten, Klimawandel und die Interaktionen zwischen diesen Faktoren als Ursachen an. SCHUCH et al. (2012) berichteten von einem Rückgang der Zikadenabundanzen auf mitteleuropäischen, geschützten Trockenrasenstandorten. Ein Vergleich der Daten von 1963–1967 mit Daten von 2008–2010 an 26 Standorten (mit identer Sammelmethode) zeigte einen Rückgang von 63 % der Individuenzahlen in diesen rund 40 Jahren, während die Artenzahlen annähernd stabil geblieben sind. Der Rückgang war besonders bei häufigen und typischen Trockenrasenarten zu beobachten. Als Ursachen führen die Autoren vor allem Stickstoffeinträge, intensivierte Landnutzung und die Veränderung der Pflanzenartengesellschaften an.

DIRZO et al. (2014) analysierten den Trend von Vorkommensdaten aus Großbritannien zwischen 1970 und 2009 für 1.026 Insektenarten und fanden Rückgänge der Beobachtungen zwischen rund 30 % und 60 %, mit den größten Verlusten bei Libellen.

Insgesamt betrachtet sind Abundanzverluste bei Insekten also keine neue Beobachtung. Meist betrafen die Rückgänge aber nur einzelne Insektengruppen; innerhalb dieser Taxa waren es meist diejenigen Arten, die besonders anspruchsvoll hinsichtlich Lebensraumbedingungen und Nahrungspflanzen waren, bei denen die größten Abnahmen festgestellt wurden. Sehr oft standen diese Rückgänge mit Änderungen der Landnutzung nach dem Zweiten Weltkrieg in Zusammenhang, einerseits mit der Intensivierung der Landnutzung auf großen Flächen in Form von Kommissierung, Mechanisierung und Pestizideinsatz, andererseits mit der Nutzungsaufgabe und Verbrachung auf weniger produktiven Flächen. Die Effekte waren für manche Arten bereits damals sehr bedeutsam, insbesondere auf nationaler Ebene. Die Entwicklung der Roten Listen der

gefährdeten Arten, die in den 1960er-Jahren ihren Anfang nahm, war unter anderem motiviert von dieser beobachteten Abundanzveränderung bei den meisten Organismengruppen (SCOTT et al. 1987).

3.1.2 Die Krefeld-Studie (HALLMANN et al. 2017)

Wie beschrieben existierten Indizien für ein umfassendes Insektensterben schon vor 2017. Die Publikation der Krefeld-Studie von HALLMANN et al. (2017) illustrierte allerdings, dass das Insektensterben nicht nur einzelne Insektengruppen oder -arten betrifft sondern zudem Lebensraum-übergreifend und überregional abläuft. Das Ausmaß der Rückgangsraten überraschte sowohl die Fachleute als auch die Öffentlichkeit.

Bereits vier Jahre zuvor publizierten SORG et al. (2013) die Ergebnisse einer vergleichenden Betrachtung des Entomologischen Vereins Krefeld an zwei Standorten des Naturschutzgebiets Orbroich bei Krefeld, die sie mit Malaisefallen im Jahr 1989 und 2013 beprobt hatten. Sie stellten dort Reduktionen der Biomasse von fast 80 % fest. Diese Befunde wurden auch von der Politik aufgegriffen, allerdings in manchen Medien als „grundlose Wahlkampfbehauptung“ abqualifiziert (MÜHLBAUER 2017, MANSFELD 2017, HARNASCH 2017). Insbesondere wurde bemängelt, dass von lediglich zwei Untersuchungsstandorten keine Rückschlüsse auf die gesamtdeutsche Situation gezogen werden könnten.

Die Kritik verstummte, als der Entomologische Verein Krefeld im Oktober 2017 die Gesamtheit der Monitoring-Daten mit elaborierten statistischen Auswertungen im Fachjournal PlosONE publizierte (HALLMANN et al. 2017). Die Arbeit gelangte auf Platz 6 der meistdiskutierten wissenschaftlichen Artikel des Jahres 2017 (ATKINS 2017) und ist sicherlich diejenige wissenschaftliche Arbeit über Insekten des neuen Jahrtausends mit der größten Breitenwirkung. In dieser Arbeit wurde über die Biomassetrends der Insekten aus 63 Naturschutzgebieten in Deutschland (Schwerpunkt Nordrhein-Westfalen) berichtet. Insgesamt zeigte sich ein Rückgang der Insektenbiomasse von 76 % in 27 Jahren.

Die Entomologen untersuchten dabei in den Jahren zwischen 1989 und 2016 insgesamt 37 Natura 2000-Gebiete, 9 Landschaftsschutzgebiete, 6 Wasserschutzgebiete und 4 Regionalschutzgebiete. In diesen Gebieten wurden mit Malaisefallen Insekten gefangen und deren Nass-Biomasse der jeweiligen Fangperiode wurde durch Abwiegen bestimmt. 59 % der 63 Standorte wurden nur einmal im genannten Zeitraum untersucht. Insgesamt konnte ein mittlerer Rückgang der Biomasse um 6,1 % pro Jahr festgestellt werden, entsprechend einer Rückgangsrates von 76,7 % im Gesamtzeitraum. Diese Rückgangsrates war innerhalb der untersuchten Habitattypen nicht signifikant verschieden; im Laufe der Jahre änderte sich auch die zeitliche Aktivitätsverteilung der Insekten nicht signifikant. Innerhalb der Standorte mit wiederholter Besammlung zeigte sich eine fast identische Rückgangsrates von 76,2 %.

Die Aufregung um die Arbeit führte naturgemäß dazu, dass methodische Probleme der Untersuchung sehr genau überprüft wurden. Kritisiert wurde unter anderem die Nass-Gewichtsbestimmung der Proben, die komplizierte Statistik, die notwendig war, um über manche Datenlücken hinweg zu interpolieren sowie die Frage, welchen Anteil am Rückgang die Fallen selbst haben könnten. Das methodische Hauptproblem schien aber in der nicht zufälligen Auswahl der Probestandorte und der ebenfalls nicht zufälligen Zuweisung des Untersuchungs-

Kritik an Methodik und Ergebnissen

jahres zu liegen. So waren die Jahre 1989 und 2014 überrepräsentiert. Wenn beispielsweise die aussichtsreichen Standorte zuerst beprobt wurden und erst später die für EntomologInnen weniger attraktiven Standorte, dann könnte sich das beobachtete Muster als Artefakt ergeben. Die Publikation der Verteilungsmuster auf jedem der mehrfach beprobten einzelnen Standorte im elektronischen Anhang zeigt jedoch, dass auf praktisch allen dieser Beobachtungsstellen in den letzten Beobachtungsjahren konsistent niedrigere Fangzahlen verzeichnet wurden als in den Jahren vor 2000 (HALLMANN et al. 2017, Appendix). Insbesondere fällt auf, dass in den Jahren nach 2010 die Peaks der Insektenentfaltung in den Sommermonaten wegfielen.

überregionaler Rückgang aller Fluginsekten nachgewiesen

Zum ersten Mal konnte ein überregionaler Rückgang der Insektenfauna mit einer replizierten und standardisierten Methode letztendlich überzeugend demonstriert werden. Ein wesentlicher Unterschied zu früheren Studien lag darin, dass in der Krefeld-Studie ein drastischer Rückgang nicht nur bei anspruchsvollen, biotopspezifischen Arten beobachtet wurde. Früher konnte man davon ausgehen, dass wohl einzelne spezialisierte Arten von der Landnutzungsintensivierung negativ betroffen waren, aber weit verbreitete Arten, die mit der Intensivierung vergleichsweise gut zurechtkommen, diese Verluste in der Gesamtbilanz wettmachen würden. Ein umfassender Rückgang der Gesamt-Biomasse wurde nicht unbedingt erwartet. Die Krefeld-Studie zeigte hingegen, dass alle Fluginsekten von Biomasse- und Individuenzahlenrückgängen betroffen sind. Unter der Annahme, dass diese Gruppe primär häufige Arten umfasst, die den Hauptteil der Biomasse stellen, ist von einer Ausweitung der Abundanzverluste, die früher nur bei spezialisierten Arten beobachtet wurden, auf alle Arten auszugehen.

Rückgangsrate von 76 %

Die Rückgangsrate ist mit 76 % weitaus höher als die Rückgangsrate der Wirbeltiere nach dem Living Planet Index (58 % in 42 Jahren; WWF 2016). Zu erwarten ist, dass die drastischen Rückgangsraten auf höhere Ebenen im Nahrungsnetz durchschlagen und früher oder später ähnliche Rückgänge auch bei Wirbeltieren beobachtet werden.

Konnte man bisher davon ausgehen, dass ausgewiesene Schutzgebiete zumindest in ihrem Kerngebiet Verluste der Biodiversität hintanhalten, wird diese Annahme durch die neuen Erkenntnisse widerlegt. Wenn schon in Schutzgebieten die Biomasseverluste solche Ausmaße annehmen, ist zu befürchten, dass die Rückgänge in stark überformten und durch menschliche Einflüsse seit langem geprägten Lebensräumen noch stärker sein könnten.

Eine weitere Folgerung aus der Krefeld-Studie betrifft die Notwendigkeit von standardisierten Probenahmen über viele Jahrzehnte und über große Gebiete zur Demonstration des Insektensterbens. Ein wissenschaftlicher Nachweis von Abundanztrends erfordert aufwendige und über lange Zeiträume vorgenommene Aufnahmen mit standardisierter Methode. Das liegt unter anderem an den starken Fluktuationsraten von Insektenpopulationen: In Vergleichen über kurze Perioden überstrahlen die üblichen Jahr-zu-Jahr-Schwankungen von Insektenpopulationen (das Rauschen) normalerweise den übergeordneten Trend (das Signal) und lassen keine schlüssigen Interpretationen zu. Die üblichen wissenschaftlichen Förderschienen sind für solche Projekte wenig geeignet; langfristige Surveillance-Studien sind mit den Erfordernissen des akademischen Wissenschaftsbetriebs nur schwer in Einklang zu bringen. Es ist bezeichnend, dass ein privater Verein, bestehend aus Liebhaber-Entomologen, solch bemerkenswerte Ergebnisse erarbeitete.

Eine eindeutige Erklärung für die dramatischen Rückgänge konnte aus der Studie nicht abgeleitet werden. Die Autoren diskutieren Landschafts- und Habitatveränderungen sowie Änderungen der mittleren Temperatur und stellen fest, dass die relativ subtilen Änderungen in diesen Parametern keine ausreichende Erklärung für die extremen Rückgänge bei den Insekten bieten. Die Autoren schließen mit dem Satz, dass die Erforschung der Ursachen des Insektensterbens von höchster Dringlichkeit sei (HALLMANN et al. 2017).

Ursachen für die Rückgänge unklar

3.1.3 Nach der Krefeld-Studie

In den folgenden Jahren erschienen weitere Untersuchungen, die vermuten lassen, dass es sich beim Insektensterben um ein weit verbreitetes Muster handelt und die beobachteten Insektenverluste nicht auf Westdeutschland beschränkt sind. LISTER & GARCIA (2018) berichten von Untersuchungen im Luquillo-Regenwald (Puerto Rico), die sie 1976–1977 durchgeführt und 2011–2013 wiederholt hatten. In Streifnetzfängen stellten sie eine 4- bis 8-fache Abnahme der Individuenzahlen fest. Klebfallen am Boden zeigten eine bis zu 60-fache Reduktion der Insektenbiomasse. Die Autoren sehen die drastischen Rückgänge in erster Linie vom Klimawandel verursacht, der tropische Insekten-Artengemeinschaften mit enger thermischer Einnischung für immer längere Phasen in klimatische Extrembereiche treibt, für die sie nicht gerüstet sind. Die Studie ist auch deshalb bemerkenswert, weil sie Licht auf Insekten tropischer Ökosysteme wirft, die im Kontext des Insektensterbens bislang vernachlässigt wurden (vgl. SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS 2019, THENG et al. 2020).

auch tropische Gebiete sind betroffen

Eine systematische Erfassung von Insekten fand nicht nur um Krefeld, sondern auch in Ohio statt: WEPPRICH et al. (2019) berichten von einem breit angelegten Schmetterlingsuntersuchungsprogramm mit vielen Freiwilligen, das über 21 Jahre in Ohio, U.S.A. unternommen worden war. Bei drei Viertel der Arten zeigten sich Rückgänge der Nachweiszahlen. Allerdings war die Rückgangsrate mit 2 % pro Jahr deutlich geringer als bei der Krefeld-Studie. Nördliche Arten zeigten stärkere Rückgänge als südliche, was den Rückgang zumindest zum Teil auf die Klimaerwärmung zurückführen lässt.

SEIBOLD et al. (2019) berichten von der standardisierten Erfassung der Arthropodenfauna auf 150 Grünland- und 140 Waldstandorten in Deutschland zwischen 2008 und 2017. Sie stellten einen Rückgang von 67 % der Arthropoden-Biomasse im Grünland und 41 % der Arthropoden-Biomasse in 30 jährlich untersuchten Waldstandorten innerhalb dieser 10 Jahre fest. Für die Offenlandstandorte konnte die Intensität der Landnutzung im Landschafts-Maßstab als entscheidender Faktor der Rückgänge festgestellt werden. Die stärksten Rückgänge fanden zwischen 2008 und 2010 statt, insbesondere im Grünland. Die Autoren führen als mögliche Ursache die Abschaffung der konjunkturellen Stilllegung von Agrarflächen in der EU ins Treffen, welche die Bracheflächen zwischen 2007 und 2008 in Deutschland von 650.000 ha auf 310.000 ha reduziert hat (SEIBOLD et al. 2019, Appendix). Noch stärkere prozentuale Rückgänge der Brachenfläche waren in dieser Zeit in Österreich zu verzeichnen (siehe Abbildung 5).

RADA et al. (2019) untersuchten die Artenzahlen von Tagfaltern entlang von 245 Beobachtungstransekten im Zeitraum zwischen 2005 und 2016 innerhalb und außerhalb von Natura 2000-Gebieten in Deutschland. Die Artenzahlen inner-

halb der Schutzgebiete waren höher als außerhalb der Schutzgebiete. In beiden Fällen haben im Untersuchungszeitraum die Artenzahlen aber um rund 10 % abgenommen. VAN STRIEN et al. (2019) stellten für 71 Schmetterlingsarten in den Niederlanden einen Rückgang von 84 % zwischen 1890 und 2017 fest.

HALLMANN et al. (2020) vergleichen Monitoring-Daten aus zwei Schutzgebieten in den Niederlanden, die zwischen 1997 und 2017 (De Kaaistoep) und zwischen 1985 und 2016 (Wijster) erhoben wurden. In De Kaaistoep sind die pro Nacht in Lichtfallen festgestellten Individuenzahlen pro Jahr im Mittel um 3,8 % (Macro-Lepidopteren), 5,0 % (Käfer) und 9,2 % (Köcherfliegen) zurückgegangen, während die Individuenzahlen für andere Insektengruppen (Wanzen und Zikaden, Eintagsfliegen) stabil geblieben sind. Für Käfer zeigte sich zudem ein stärkerer Rückgang von häufigen Arten. In Wijster sind die Gesamtfangzahlen von Laufkäfern in 48 Bodenfallen pro Jahr im Mittel um 4,3 % zurückgegangen, mit einem deutlich stärkeren Rückgang nach 1995. Eine vereinfachte Berechnung (Extrapolation) des Biomasseverlustes über 27 Jahre ergab Werte von rund 61 % für Macro-Lepidopteren und 42 % für Laufkäfer.

BELL et al. (2020) analysierten Daten des berühmten Rothamsted Insect Survey für Schmetterlinge und Blattläuse von 1969–2016 aus 112 Lichtfallen und 25 Saugfallen in Großbritannien. Die Fangzahlen für Schmetterlinge sind in diesem Zeitraum um 31 % zurückgegangen, wobei der Rückgang nicht durch den Verlust von einzelnen, besonders häufigen Arten bedingt wird. Die Fangzahlen für Blattläuse sind hingegen, statistisch nicht signifikant, um nur rund 8 % gesunken, wobei sich dies vor allem durch den Rückgang einiger weniger häufiger Arten erklären lässt.

ROTH et al. (2020) untersuchten Wasserkäfer (Dytiscidae, Haliplidae, Noteridae) in 33 Gewässern in Süd-Deutschland über drei Zeiträume zwischen 1991 und 2018. In diesen 28 Jahren wurde ein jährlicher Rückgang der Artenzahlen (rund – 1 %) und der Häufigkeiten (rund – 2 %) sowie der Zusammensetzung der Artengemeinschaften festgestellt. Neben natürlichen Sukzessionsvorgängen werden dafür auch anthropogene Ursachen, insbesondere Trockenlegung bzw. Lebensraumverlust und Stickstoffeinträge in Moorgewässern, verantwortlich gemacht.

3.1.4 Der Review von SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019), seine Rezeption und eine neuere Zusammenschau

Eine umfassende Zusammenfassung der Literatur über das Insektensterben legten SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019) vor. Sie werteten dabei 73 Studien aus, die sich zunächst mit den Suchbegriffen „[insect*] AND [declin*]“ aus der WebOfScience-Datenbank extrahieren ließen und sich bei genauerer anschließender Inspektion als themenrelevant erwiesen. In dieser Literatur-Zusammenstellung betrafen allein 26 Arbeiten die Hautflügler (Hymenoptera); weitere 18 Arbeiten hatten die Schmetterlinge zum Gegenstand. Dagegen setzten sich nur wenige Arbeiten mit Rückgängen von Heuschrecken (1), Köcherfliegen (1) oder Zikaden (1) auseinander. Von der riesigen Gruppe der Zweiflügler (Diptera) wurden nur die Schwebfliegen (Syrphidae) untersucht. Die meisten Untersuchungen stammten aus Europa und Nordamerika.

Die Auswertung ergab, dass der Anteil der zurückgehenden Arten bei Insekten mit 41 % etwa doppelt so hoch ist wie bei Wirbeltieren. Etwa ein Drittel aller Arten innerhalb der Untersuchungen steht in den jeweiligen Ländern als gefährdet auf den Roten Listen. Besonders hohe Rückgangsraten wiesen Dungkäfer im Mittelmeergebiet auf; etwa die Hälfte der Käfer- und Schmetterlingsarten in den jeweiligen Studien zeigte eine überdurchschnittliche Rückgangsrate. Aquatische Insekten haben teilweise noch höhere Rückgangsrate als terrestrische Arten.

Ergebnisse der Literaturrecherche

SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019) stellten aus den 73 analysierten Studien auch die Gefährdungsursachen zusammen, die in den Diskussionsabschnitten der Publikationen erwähnt werden. Am häufigsten wurde Intensivlandwirtschaft genannt (23,9 % der Studien), gefolgt von Pestiziden (12,6 %). Die globale Erwärmung dagegen wurde nur in 5 % der Studien als Grund für die Rückgänge diskutiert.

Gefährdungsursachen

Der Review führte in der Fachwelt zu einer kritischen Diskussion. Die Hauptkritikpunkte waren:

Hauptkritikpunkte am Review

1. Aufgrund einer schlechten Suchstrategie wurden bei Weitem nicht alle Arbeiten zum Thema erfasst (SIMMONS et al. 2019, MUPEPELE et al. 2019). Nicht einmal die Arbeit von HALLMANN et al. (2017), welche die Diskussion um das Thema Insektensterben losgetreten hatte und die ausführlich in der Einleitung von SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019) erwähnt wird, wurde durch die verwendeten Suchbegriffe erfasst.
2. Die Begrenzung auf Arbeiten mit dem Suchbegriff „[declin*]“ lässt keine übergreifenden Tendaussagen zu, da Arbeiten mit positiven Bestandstrends für den Review nicht erfasst wurden (SIMMONS et al. 2019, THOMAS et al. 2019, KOMONEN et al. 2019).
3. Generalisierende Aussagen schon im Titel der Arbeit („Worldwide decline of the entomofauna“) über globale Insekten-Trends sind nicht gerechtfertigt, da die allermeisten Arbeiten des Reviews aus Europa und Nordamerika stammen, wie SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019) auch einräumen (KOMONEN et al. 2019). Das Wissen über Status und Trends tropischer Insekten ist unzureichend. Der Rückschluss auf globale Aussterberaten ist mit der gewählten Methode daher nicht möglich (THOMAS et al. 2019, KOMONEN et al. 2019).
4. Aus der Nennung der Gefährdungsursachen in den jeweiligen Arbeiten ist kein Rückschluss auf ihre Wichtigkeit abzuleiten (KOMONEN et al. 2019), oft werden die Ursachen diskutiert, ohne dass klar wäre, welche Rolle sie für die beobachteten Trends spielen.

In einer neuen globalen Meta-Analyse von 166 Langzeitstudien (mit einem Schwerpunkt von Studien in Nordamerika) wurde ein durchschnittlicher Rückgang der Abundanz terrestrischer Insekten von rund 9 % pro Dekade und ein Anstieg der Abundanz aquatischer Insekten von rund 11 % pro Dekade festgestellt (VAN KLINK et al. 2020). Die Autoren diskutieren Landnutzung für den Rückgang terrestrischer Insekten sowie die Verbesserung der Wasserqualität und den Klimawandel für den Anstieg als verantwortliche Faktoren.

Die lebhaft fachliche und öffentliche Diskussion um die Arbeit von SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS (2019) illustriert, dass viele Aspekte des Insektensterbens in der globalen Betrachtung dringend aufklärungsbedürftig sind. Spiegeln die vielen Arbeiten, die negative Bestandstrends bei Insekten berichten, die Gesamtsituation tatsächlich wider? Mit welchen globalen Aussterbensraten ist zu rech-

weitere Ursachenforschung ist notwendig

nen? (Hier macht sich schmerzlich bemerkbar, dass in den internationalen Roten Listen der IUCN nur sehr geringe Anteile der globalen Insektenfauna eingestuft sind.) Obwohl an der Rolle der landwirtschaftlichen Intensivierung und ihrer Begleiterscheinungen, wie etwa Pestizideinsatz, wenig Zweifel bestehen – fast die Hälfte der Arbeiten diskutiert die Gefährdungsursachen „Intensivlandwirtschaft“, „Pestizide“ und „Düngung“ – bleibt die Gewichtung der Ursachen weitgehend unklar. Diese Unsicherheiten sind letztendlich auch eine Folge des Missverhältnisses zwischen enormer Artenfülle von Insekten einerseits und einer zahlenmäßig schwachen, unterfinanzierten und tendenziell überalterten Entomologenzunft (LEATHER 2019).

3.1.5 Das Insektensterben in Österreich

In Österreich sind bislang keine strengen Surveillance- oder Monitoring-Studien zum Insektensterben verfügbar, wenngleich vor einigen Jahren eine Initiative gestartet wurde, die solche Daten erbringen wird (UMWELTBUNDESAMT 2017). Allerdings machen punktuelle österreichische Studien zumindest wahrscheinlich, dass die übergeordneten Muster des Insektensterbens Österreich nicht aussparen.

In einem Sammelband über das Steinfeld publizierte MALICKY (2001) Daten über den Fang von Schmetterlingen in einer Lichtfalle (siehe Tabelle 11). Die Daten reichen dabei von 1963–1998. Auffallend ist der drastische Verlust an Individuen spezialisierter anspruchsvoller Schmetterlingsarten (in der Arbeit als „Pannonier“ bezeichnet) zwischen 1963 und 1980. Noch auffallender ist aber, dass sich der Verlust zwischen 1980 und 1998 auch auf die mesophilen mitteleuropäischen Arten ausdehnt. Zwischen 1980 und 1998 sank auch die Anzahl nachgewiesener Arten von 219 auf 151 (Mitteleuropäer) sowie 51 auf 37 Arten (Pannonier) ab.

Tabelle 11:
Individuenzahlen einer
Lichtfalle in
Theresienfeld (aus
MALICKY 2001).

Kategorie	1963	1964	1980	1998
Alle Arten	8.158	6.616	4.038	1.412
Mitteleuropäische Arten	3.782	3.726	3.524	1.105
Pannonier (in Salzburg fehlend)*	4.376	2.890	514	307
Pannonier (subjektiv ausgewählte Arten)	3.264	1.213	331	88

* zu einer objektiven Abgrenzung der pannonischen Schmetterlingsarten verglich MALICKY (2001) die Arten mit der Fauna des Bundeslandes Salzburg. Als pannonisch wurden Arten angesehen, die in Salzburg nicht mehr vorkommen.

methodische Einschränkungen

Viele der Einschränkungen, die bei solchen Vergleichen oft geltend gemacht werden können, treffen auch auf die Arbeit von MALICKY (2001) zu. Die Aufnahme stammt von einer einzigen Lichtfalle an einer Stelle ohne Replikation und Randomisation. Die Lichtquelle wurde während der Untersuchung gewechselt: Anfangs wurde eine 200 W-Lampe und später eine Schwarzlichtlampe verwendet. Auch wurde der Fallenstandort im Laufe der Untersuchung verändert. Nicht alle Arten wurden in allen Jahren bestimmt und quantifiziert.

Diese methodischen Änderungen können das Ergebnis offensichtlich mit beeinflusst haben. Klarerweise können von einer punktuellen Aufnahme auch keine zwingenden Rückschlüsse für ganz Österreich abgeleitet werden. Allerdings passen die Ergebnisse sehr gut mit den Mustern zusammen, die seit Jahrzehnten europaweit bei Schmetterlingen beobachtet werden (z. B. VAN SWAAY 1990, HABEL et al. 2016, 2019b) und die aus den Arbeiten zum Insektensterben ableitbar sind.

Das UMWELTBUNDESAMT (2016) veröffentlichte eine Studie über biodiversitätsrelevante Trends in Österreich. Dabei wurden entsprechend dem DPSIR-Modell (EEA 1999) Belastungsindikatoren (pressures), Statusindikatoren (status) sowie Reaktionsindikatoren (responses) für die österreichische Biodiversität zusammengestellt, visualisiert und bewertet. Besonders auffallend ist innerhalb der Belastungsindikatoren der Rückgang der Bracheflächen (siehe Abbildung 5) zwischen 2007 und 2008, der vom Muster genau zu den Biomasse-Entwicklungen der Insekten im Grünland in der Studie von SEIBOLD et al. (2019) in Deutschland passt. Die Studie des Umweltbundesamtes stellt aber auch weitere Trends von möglichen Gefährdungsfaktoren dar, die für das Insektensterben mitverantwortlich sein könnten, wie beispielsweise Flächenverbrauch, Pestizideinsatz, Wasserqualität sowie die Barrierewirkung durch Verkehrsinfrastruktur. GRILL et al. (2020) konnten in einer aktuellen Studie die trennende Wirkung von Straßen für Schmetterlinge in alpinen Lebensräumen nachweisen. Viele der oben genannten Faktoren haben sich über die letzten 30 Jahre in einer für Insekten ungünstigen Weise entwickelt. Verbesserungen waren lediglich hinsichtlich der Wasserqualität zu verzeichnen, wo die Belastung mit organischen (BSB₅) und anorganischen Schadstoffen abgenommen hat.

Im Jahr 2019 wiederholten Milasowzsky & Zulka (in Vorb.) in identischer Weise eine Untersuchung, die sie im Jahr 1993 an den Salzlacken des Seewinkels vorgenommen hatten (MILASOWZSKY & ZULKA 1994). Sie untersuchten jeweils die Uferzonen von 20 Salzlacken in Transekten über drei Uferzonen, beprobten also insgesamt 60 Standorte mit jeweils drei Bodenfallen über drei Zehntagesperioden. Die detaillierten Auswertungen liegen noch nicht vor; bei den Spinnen, die unter ähnlichen Bedingungen wie Insekten leben und sich hauptsächlich von solchen ernähren, wurden allerdings Individuenrückgänge von 65 % gegenüber 1993 verzeichnet (Milasowzsky, pers. Mitt.).

Offensichtlich ist die Evidenz für das Insektensterben in Österreich noch sehr dünn und der Forschungs- und Dokumentationsbedarf ist entsprechend hoch. Die wenigen verfügbaren Beispiele lassen jedoch zumindest vermuten, dass sich hinsichtlich des Insektensterbens die Entwicklungen hierzulande höchstwahrscheinlich nicht grundsätzlich von den übergeordneten Mustern unterscheiden.

Biodiversitätsrelevante Indikatoren

3.2 Rote Listen

Über 100 Rote Listen behandeln Insekten in Österreich. Die Bearbeitungstiefe unterscheidet sich dabei allerdings beträchtlich; viele Insektenordnungen wurden überhaupt noch nie gefährdungsanalytisch bearbeitet, darunter Familien extrem artenreicher Insektenordnungen, wie Dipteren (Zweiflügler) und Hymen-

opteren (Hautflügler). Für populäre Insektengruppen, wie Tagfalter, liegen hingegen zahlreiche Bearbeitungen auf verschiedenen geografischen Maßstäben vor.

Keine Roten Listen sind für die Entognatha verfügbar (Protura, Symphyla, Collembola; zusammen auch als „Ur-Insekten“ bezeichnet). Auch die basalen flügellosen Insektenordnungen der Archaeognatha (Felsenspringer) und Zygentoma (Fischchen) wurden in Österreich noch nicht gefährdungsanalytisch bearbeitet.

Ephemeroptera & Odonata

Innerhalb der stammesgeschichtlich ursprünglichen, rezent artenarmen Gruppe der Palaeoptera wurden sowohl die Ephemeroptera (Eintagsfliegen) als auch die Odonata (Libellen) in Roten Listen abgehandelt (siehe Tabelle 12). Eine gesamtösterreichische Gefährdungsanalyse der Ephemeroptera steht allerdings noch aus. Für die Odonata wurden Rote Listen sowohl auf nationaler Ebene als auch auf der Ebene einzelner Bundesländer erstellt (siehe Tabelle 13).

Tabelle 12: Ephemeroptera (Eintagsfliegen) in österreichischen Roten Listen.

Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Kärnten	1999	Weichselbaumer, P. & Bauernfeind, E. (1999): Vorläufiges Verzeichnis der Eintagsfliegen Kärntens (Insecta: Ephemeroptera). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Klagenfurt, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung: 509–514.
Vorarlberg	2013	Weichselbaumer, P. (2013): Rote Liste gefährdeter Eintagsfliegen Vorarlbergs. inatura, Dornbirn, 122 S.

Tabelle 13: Odonata (Libellen) in österreichischen Roten Listen.

Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Österreich	2006	Umweltbundesamt (2006): Libellen Österreichs. Springer, Wien, 345 S.
Tirol	2005	Landmann, A.; Lehmann, G.; Mungenast, F. & Sonntag, H. (2005): Die Libellen Tirols. Berenkamp, Innsbruck, 324 S.
Kärnten	1999	Holzinger, W. E.; Ehmann, H. & Schwarz-Waubke, M. (1999): Rote Liste der Libellen Kärntens (Insecta: Odonata). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Klagenfurt, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung: 497–507.
Kärnten	2012	Holzinger, W. & Komposch, B. (2012): Die Libellen Kärntens. Naturwissenschaftlicher Verein Kärnten, Klagenfurt, Natur Kärnten Band 6, 336 S.
Steiermark	1981	Stark, W. (1981): Rote Liste gefährdeter und seltener Libellenarten der Steiermark (Odonata). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Graz, Österreichischer Naturschutzbund Steiermark: 59–62.
Oberösterreich	1996	Laister, G. (1996): Verbreitungsübersicht und eine vorläufige Rote Liste der Libellen Oberösterreichs. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 40/41: 307–388.
Niederösterreich	1997	Raab, R. & Chwala, E. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Libellen (Insecta: Odonata). 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten, 91 S.
Burgenland	1982	Stark, W. (1982): Rote Liste gefährdeter und seltener Libellenarten des Burgenlandes (Ins., Odonata). Natur und Umwelt Burgenland 5: 21–23.
Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87. Illmitz, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland: 15–33.

Alle folgenden Insektenordnungen werden zu den Neoptera gestellt. Innerhalb dieser Gruppe wurde für die Plecoptera (Steinfliegen) bisher lediglich eine regionale Rote Liste erstellt (siehe Tabelle 14). **Plecoptera**

Tabelle 14: Plecoptera (Steinfliegen) in österreichischen Roten Listen.

Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Kärnten	1999	Graf, W. & Konar, M. (1999): Rote Liste der Steinfliegen Kärntens (Insecta, Plecoptera). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Klagenfurt, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung: 489–496.

Die Ordnungen der Dermaptera (Ohrwürmer), Mantodea (Fangschrecken) und Blattodea (Schaben) wurden in zwei bundesweiten Bearbeitungen berücksichtigt, von denen zudem ein Auszug für das Burgenland erstellt wurde. Daneben wurden sie in Kärnten bewertet. Die eine in Österreich vorkommende Fangschreckenart wurde auch innerhalb einer Niederösterreich-Bearbeitung der Heuschrecken inkludiert (siehe Tabelle 15). **Dermaptera, Mantodea & Blattodea**

Tabelle 15: Dermaptera (Ohrwürmer), Mantodea (Fangschrecken) und Blattodea (Schaben) in österreichischen Roten Listen.

Ordnung	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Dermaptera Mantodea Blattodea	Österreich	1983	Kaltenbach, A. (1983): Rote Liste gefährdeter Geradflüglerartiger (Orthopteroidea), Schaben und Fangschrecken (Dictyoptera) Österreichs unter besonderer Berücksichtigung des pannonischen Raumes. In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 69–72.
Dermaptera Mantodea Blattodea	Österreich	1994	Adlbauer, K. & Kaltenbach, A. (1994): Rote Liste gefährdeter Heuschrecken und Grillen, Ohrwürmer, Schaben und Fangschrecken (Saltatoria, Dermaptera, Blattodea, Mantodea). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 83–92.
Dermaptera Mantodea Blattodea	Kärnten	1999	Derbuch, G. & Berg, H.-M. (1999): Rote Liste der Geradflügler Kärntens (Insecta: Saltatoria, Dermaptera, Blattodea und Mantodea). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 473–488.
Dermaptera Mantodea Blattodea	Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz: 15–33.
Mantodea	Niederösterreich	1997	Berg, H.-M. & Zuna-Kratky, T. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Heuschrecken und Fangschrecken (Insecta: Saltatoria, Mantodea). 1. Fassung 1995. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten, 112 S.

Die Gefährdungssituation der Orthoptera (Heuschrecken) ist besser dokumentiert, da sie wiederholt sowohl bundesweit als auch für einzelne Bundesländer analysiert wurde (siehe Tabelle 16). **Orthoptera**

Tabelle 16: Orthoptera (Heuschrecken) in österreichischen Roten Listen.

Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Österreich	1983	Kaltenbach, A. (1983): Rote Liste gefährdeter Geradflüglerartiger (Orthopteroidea), Schaben und Fangschrecken (Dictyoptera) Österreichs unter besonderer Berücksichtigung des pannonischen Raumes. In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 69–72.
Österreich	1994	Adlbauer, K. & Kaltenbach, A. (1994): Rote Liste gefährdeter Heuschrecken und Grillen, Ohrwürmer, Schaben und Fangschrecken (Saltatoria, Dermaptera, Blattodea, Mantodea). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 83–92.
Österreich	2005	Berg, H.-M.; Bieringer, G. & Zechner, L. (2005): Rote Liste der Heuschrecken (Orthoptera) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Band 14/1. Böhlau, Wien: 167–209.
Tirol	2001	Landmann, A. (2001): Beiträge zur Heuschreckenfauna Tirols. I. Die Heuschrecken der Nordtiroler Trockenrasen. Mit Bemerkungen zum Zustand und zur Gefährdung der Trockenbiotope. II. Verbreitung und Gefährdung der Heuschrecken Nordtirols. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, Innsbruck: 372 S.
Tirol	2016	Landmann, A. & Zuna-Kratky, T. (2016): Heuschrecken Tirols. Verbreitung, Lebensräume, Gefährdung. Berenkamp, Wattens–Wien, 330 S.
Salzburg	2010	Illich, I.; Werner, S.; Wittmann, H. & Lindner, R. (2010): Die Heuschrecken Salzburgs. Haus der Natur, Salzburg, Salzburger Natur-Monographien – Band 1, 256 S.
Kärnten	1999	Derbuch, G. & Berg, H.-M. (1999): Rote Liste der Geradflügler Kärntens (Insecta: Saltatoria, Dermaptera, Blattodea und Mantodea). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15., Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 473–488.
Niederösterreich	1997	Berg, H.-M. & Zuna-Kratky, T. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Heuschrecken und Fangschrecken (Insecta: Saltatoria, Mantodea). 1. Fassung 1995. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten, 112 S.
Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz: 15–33.
Vorarlberg	2015	Ortner, A. & Lechner, K. (2015): Rote Liste gefährdeter Heuschrecken Vorarlbergs. Rote Listen Vorarlberg 9. Inatura, Dornbirn: 136 S.
Wien	2020	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. Österreichische Gesellschaft für Entomofaunistik, Wien: 288 S.

**Heteroptera,
Auchenorrhyncha &
Thysanoptera**

Diejenigen Insektenordnungen, die als Paraneoptera zusammengefasst werden, wurden nur sporadisch in Roten Listen behandelt. Für Psocoptera (Staubläuse) und Phthiraptera (Tierläuse) gibt es keine Roten Listen. Am häufigsten bearbeitet sind die Heteroptera (Wanzen) mit mehreren aktuellen Bundesländer-Listen und die Auchenorrhyncha (Zikaden) mit einer rezenten bundesweiten Bearbeitung und einer etwas älteren Roten Liste für Kärnten (siehe Tabelle 17).

Tabelle 17: *Heteroptera* (Wanzen), *Auchenorrhyncha* (Zikaden) und *Fransenflügler* (*Thysanopteren*) in österreichischen Roten Listen.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Hemiptera – Auchenorrhyncha	Österreich	2009	Holzinger, W. E. (2009): Rote Liste der Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/3. Böhlau, Wien: 41–317.
Hemiptera – Auchenorrhyncha	Kärnten	1999	Holzinger, W.E. (1999): Rote Liste der Zikaden Kärntens (Insecta: Auchenorrhyncha). Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W. E. (Hrsg.): Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt. pp. 425-450.
Hemiptera – Heteroptera	Kärnten	2009	Friess, T. & Rabitsch, W. (2009): Checkliste und Rote Liste der Wanzen Kärntens (Insecta: Heteroptera). Carinthia II 199/191: 335–392.
Hemiptera – Heteroptera	Niederösterreich	2007	Rabitsch, W. (2007): Wanzen (Heteroptera). 1. Fassung 2005. Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz & Abteilung Kultur und Wissenschaft, St. Pölten, 280 S.
Hemiptera – Heteroptera	Burgenland	2012	Rabitsch, W. (2012): Checkliste und Rote Liste der Wanzen des Burgenlandes (Insecta, Heteroptera). Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums 23: 161–306.
Hemiptera – Heteroptera	Steiermark	2014	Friess, T. & Rabitsch, W. (2014): Checkliste und Rote Liste der Wanzen der Steiermark (Insecta: Heteroptera). Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 144: 15–90.
Thysanoptera	Österreich	1994	zur Strassen, R. (1994): Gefährdete Fransenflügler-Arten Österreichs (Thysanoptera). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Graz, Styria: 269–273.

Die folgenden Insektenordnungen werden in die Gruppe der Holometabolen eingeordnet; das sind jene Insekten mit einer vollständigen Verwandlung von Larve über Puppe zum erwachsenen Insekt.

Eine größere Anzahl Roter Listen wurde über die Jahre für Coleoptera (Käfer) erstellt, aber meist wurden nur einzelne Käferfamilien bearbeitet (siehe Tabelle 18).

Coleoptera

Tabelle 18: Coleoptera (Käfer) in österreichischen Roten Listen.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Coleoptera gesamt	Österreich	1983	Franz, H. & Kofler, A. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten (Coleoptera) – Hauptteil. In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 85–122.
Cerambycidae, Scolytidae	Österreich	1983	Holzschuh, C. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Bockkäfer (Cerambycidae) und Borkenkäfer (Scolytidae). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 127–129.
ausgewählte Xylobionte	Österreich	1983	Geiser, R. (1983): Rote Liste ausgewählter Familien xylobionter Käfer (Coleoptera) in Österreich. In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 131–137.
Dytiscidae	Österreich	1983	Wewalka, G. (1983): Rote Liste der gefährdeten Schwimmkäfer Österreichs (Dytiscidae, Coleoptera). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 123–126.
Staphylinidae	Österreich	1983	Schönmann, H. (1983): Kritischer Kommentar zur Erstellung einer 'Roten Liste' der in Österreich gefährdeten Staphylinidae (Coleoptera). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 139–143.
Coleoptera gesamt	Österreich	1994	Jäch, M.A.; Geiser, R.; Geiser, E.; Barries, W.; Franz, H.; Novak, G.; Kirschenhofer, E.; Reiser, P.; Adlbauer, K.; Holzschuh, C.; Zabransky, P.; Probst, H.; Schillhammer, H.; Kreissl, E.; Suppantitsch, W.; Wewalka, G.; Cate, P.; Schödl, S.; Zelenka, W. & Schmid, H. (1994): Rote Liste der gefährdeten Käfer Österreichs. In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 107–200.
Hydraenidae, Elmidae	Österreich	2005	Jäch, M.A.; Dietrich, F. & Raunig, B. (2005): Rote Liste der Zwergwasserkäfer (Hydraenidae) und Krallenkäfer (Elmidae) Österreichs (Insecta: Coleoptera). In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Band 14/1. Böhlau, Wien: 211–284.
Cerambycidae	Kärnten	1999	Steiner, S. (1999): Rote Liste der Bockkäfer Kärntens (Coleoptera: Cerambycidae). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 269–286.
Staphylinidae	Kärnten	1999	Neuhäuser-Happe, L. (1999): Rote Liste der Kurzflügelkäfer Kärntens (Insecta: Coleoptera: Staphylinoidea: Staphylinidae). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 291–346.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Ptilidae, Agyrtidae, Leiodidae, Scydmaenidae, Silphidae	Kärnten	1999	Neuhäuser-Happe, L. (1999): Rote Liste der Zwerg-, Scheinaas-, Schwammkugel-, Pelzfloh-, Kolonisten-, Ameisen- und Aaskäfer Kärntens (Insecta: Coleoptera: Ptilidae, Agyrtidae, Leiodidae, Scydmaenidae & Silphidae). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 347–364.
Carabidae	Kärnten	1999	Paill, W. & Schnitter, P.H. (1999): Rote Liste der Laufkäfer Kärntens (Insecta: Carabidae). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 369–412.
Trogidae, Geotrupidae, Scarabaeidae, Lucanidae	Kärnten	2006	Paill, W. & Mairhuber, Ch. (2006): Checkliste und Rote Liste der Blatthorn- und Hirschkäfer Kärntens mit besonderer Berücksichtigung der geschützten Arten (Coleoptera: Trogidae, Geotrupidae, Scarabaeidae, Lucanidae). Carinthia II 196/116: 611–626.
Buprestidae	Steiermark	1981	Bregant, E. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Prachtkäfer (Coleoptera, Buprestidae). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 85–90.
Coleoptera gesamt	Steiermark	1981	Kreissl, E. (1981): Die in der Steiermark gefährdeten Käferarten (Coleoptera). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 63–78.
Cerambycidae	Steiermark	1981	Adlbauer, K. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Bockkäfer (Cerambycidae). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 79–84.
Cerambycidae	Steiermark	1990	Adlbauer, K. (1990): Die Bockkäfer der Steiermark unter dem Aspekt der Artenbedrohung (Col., Cerambycidae). Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 120: 299–397.
Carabidae	Niederösterreich, Wien, Burgenland	1979	Schweiger, H. (1979): Rote Liste der in der Region Wien, Niederösterreich, Burgenland gefährdeten Sandläufer (Cicindelidae) und Laufkäferarten (Carabidae). Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums 1: 11–38.
Coleoptera gesamt	Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87. Illmitz, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland: 15–33.

Eine vollständige Bearbeitung der Gefährdungssituation aller Hymenoptera (Hautflügler) wurde nie unternommen und erscheint auch angesichts der enormen Artenfülle, der Dokumentationsdefizite und des Mangels an ExpertInnen auf absehbare Zeit illusorisch. Es wurden aber einzelne Familien und Überfamilien bearbeitet (siehe Tabelle 19).

Hymenoptera

Tabelle 19: Hymenoptera (Hautflügler) in österreichischen Roten Listen.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Vespidae	Österreich	1983	Gusenleitner, J. (1983): Rote Liste gefährdeter Faltenwespen (Vespidae) Österreichs. In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 73–74.
Sphecidae	Österreich	1983	Dollfuss, H. (1983): Rote Liste gefährdeter Grabwespenarten (Sphecidae, Hymenoptera). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 75–83.
Vespoidea	Österreich	1994	Gusenleitner, J. (1994): Rote Liste gefährdeter Faltenwespen (Vespoidea) Österreichs. In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 93–94.
Formicidae	Vorarlberg	2005	Glaser, F. (2005): Rote Liste gefährdeter Ameisen Vorarlbergs. inatura, Dornbirn, 127 S.
Formicidae	Kärnten	1999	Rabitsch, W.; Dietrich, C.O. & Glaser, F. (1999): Rote Liste der Ameisen Kärntens (Insecta: Hymenoptera: Formicidae). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 229–238.
Apoidea	Kärnten	1999	Ebmer, A.W. (1999): Rote Liste der Bienen Kärntens (Insecta: Hymenoptera: Apoidea). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 239–266.
Formicidae	Kärnten	2014	Wagner, H. (2014): Die Ameisen Kärntens. Verbreitung, Biologie, Ökologie und Gefährdung. Naturwissenschaftlicher Verein Kärnten, Natur Kärnten 7: 462 S.
Formicidae	Oberösterreich	2005	Ambach, J. (2005): Rote Liste der Ameisen Oberösterreichs. In: Kutzenberger, H. & Ambach, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Oberösterreichs. Unveröffentlichte Studie im Auftrag der Abteilung Naturschutz des Landes Oberösterreich.
Formicidae	Niederösterreich	2003	Schlick-Steiner, B.C.; Steiner, F.M. & Schödl, S. (2003): Ameisen (Hymenoptera: Formicidae). 1. Fassung 2002. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs, St. Pölten: 75 S.
Sphecidae	Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87. Illmitz, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland: 15–33.

**Neuroptera,
Megaloptera &
Raphidioptera**

Die Insektenordnungen Neuroptera (Netzflügler), Megaloptera (Schlammfliegen) und Raphidioptera (Kamelhalsfliegen), die in der Überordnung Neuropteroidea zusammengefasst werden, wurden wiederholt im bundesweiten Maßstab bearbeitet; punktuell wurden einzelne Gruppen auch in Bundesländern eingestuft (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: Neuropteroidea (Netzflügler und verwandte Ordnungen) in österreichischen Roten Listen.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera	Österreich	1983	Gepp, J. (1983): Rote Liste der gefährdeten Netzflügler Österreichs (Megaloptera, Raphidioptera und Planipennia). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 145–147.
Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera	Österreich	1994	Gepp, J. (1994): Rote Liste der gefährdeten Netzflügler Österreichs (Neuropteroidea: Megaloptera, Raphidioptera und Planipennia). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 201–204.
Raphidioptera, Neuroptera	Österreich	2005	Gepp, J. (2005): Rote Liste der Neuropterida (Netzflügler) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Band 14/1. Böhlau, Wien: 285–312.
Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera	Steiermark	1981	Gepp, J. (1981): Rote Liste der gefährdeten Netzflüglerarten der Steiermark (Megaloptera, Raphidioptera und Planipennia). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 91–96.
Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera	Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87. Illmitz, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland: 15–33.
Neuroptera – Sisyridae	Kärnten	1999	Weißmair, W. (1999): Rote Liste der Schwammhafte Kärntens (Insecta: Neuropterida: Sisyridae). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 416–420.

Die wohl am besten hinsichtlich der Gefährdung der Arten analysierte Insektenordnung sind die Lepidoptera (Schmetterlinge). Allerdings behandeln die meisten Roten Listen nur die Tagfalter oder nur die Macrolepidoptera. Vereinzelt wurden aber auch alle Lepidopterenfamilien bearbeitet, so in Vorarlberg und Kärnten (siehe Tabelle 21).

Lepidoptera

Tabelle 21: Lepidoptera (Schmetterlinge) in österreichischen Roten Listen.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Macrolepidoptera	Österreich	1983	Embacher, G.; Habeler, H.M; Kasy, F. & Reichl, E.R. (1983): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macro-Lepidoptera). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 151–175.
Macrolepidoptera	Österreich	1994	Huemer, P.; Reichl, E. & Wieser, Ch. (Red., 1994): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macrolepidoptera). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 215–264.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Rhopalocera	Österreich	2005	Höttinger, H. & Pennerstorfer, J. (2005): Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Band 14/1. Böhlau, Wien: 313–354.
Hepialoidea, Cossoidea, Zygaenoidea, Thyridoidea, Lasiocampoidea, Bombycoidea, Drepanoidea, Noctuoidea	Österreich	2007	Huemer, P. (2007): Rote Liste ausgewählter Nachtfalter Österreichs (Lepidoptera: Hepialoidea. Cossoidea. Zygaenoidea. Thyridoidea. Lasiocampoidea. Bombycoidea. Drepanoidea. Noctuoidea). In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Band 14/2. Böhlau, Wien: 199–361.
alle Familien	Vorarlberg	2001	Huemer, P. (2001): Rote Listen Vorarlbergs. Schmetterlinge. Vorarlberger Naturschau, Dornbirn, 112 S.
Macrolepidoptera	Salzburg	1988	Embacher, G. (1988): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02, Naturschutzfachdienst, Salzburg, Naturschutzbeiträge 7/88, 62 S.
Macrolepidoptera	Salzburg	1991	Embacher, G. (1991): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 2., völlig neu bearbeitete Auflage. Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02, Naturschutzfachdienst, Salzburg, Naturschutzbeiträge 7/91, 63 S.
Macrolepidoptera	Salzburg	1996	Embacher, G. (1996): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3. völlig neu bearbeitete Auflage. Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02, Naturschutzfachdienst, Salzburg, Naturschutzbeiträge 6/96, 43 S.
alle Familien	Kärnten	1999	Wieser, Ch. & Huemer, P. (1999): Rote Liste der Schmetterlinge Kärntens (Insecta, Lepidoptera). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 133–200.
Macrolepidoptera	Steiermark	1981	Habeler, H. (1981): In der Steiermark bereits ausgestorbene oder verschollene Großschmetterlinge (Makrolepidoptera). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 113–124.
Macrolepidoptera	Steiermark	1981	Habeler, H. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Großschmetterlinge (Makrolepidoptera). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 99–112.
Microlepidoptera: Crambidae	Steiermark	1981	Habeler, H. (1981): Rote Liste der Mikrolepidopteren für die Steiermark. Als Beispiel: Familie Crambidae. In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 125–130.
Macrolepidoptera	Oberösterreich	1996	Hauser, E. (1996): Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 4: 53–66.
Rhopalocera	Niederösterreich	1999	Höttinger, H. & Pennerstorfer, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Tagfalter (Lepidoptera: Rhopaloceridae & Hesperidae), 1. Fassung 1999. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten, 128 S.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Rhopalocera	Wien	1998	Höttinger, H. (1998): Die Tagschmetterlinge der Stadt Wien (Lepidoptera: Diurna). Studie im Auftrag des Magistrates der Stadt Wien MA22-Umweltschutz., 82 S.
Rhopalocera	Wien	2002	Höttinger, H. (2002): Checkliste und Rote Liste der Tagschmetterlinge der Stadt Wien, Österreich (Lepidoptera: Papilionidae & Hesperioidea). Beiträge zur Entomofaunistik 3: 103–123.
Rhopalocera	Wien	2013	Höttinger, H.; Pendl, M.; Wiemers, M. & Pospisil, A. (2013): Insekten In Wien. Tagfalter. Österreichische Gesellschaft für Entomofaunistik, Wien, 369 S.
Macrolepidoptera	Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87. Illmitz, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland: 15–33.
Papilionoidea	Burgenland	2004	Höttinger, H. (2004): Im Burgenland (östliches Österreich) ausgestorbene oder verschollene Tagschmetterlingsarten (Lepidoptera: Papilionoidea). Beiträge zur Entomofaunistik 5: 79–92.

Mit den Lepidoptera (Schmetterlinge) nahe verwandt sind die Trichoptera (Köcherfliegen). Es liegen zwei Bearbeitungen für das gesamte Bundesgebiet vor, ein Auszug daraus für das Burgenland und eine Bearbeitung für Kärnten (siehe Tabelle 22).

Trichoptera

Tabelle 22: Trichoptera (Köcherfliegen) in österreichischen Roten Listen.

Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Österreich	1994	Malicky, H. (1994): Rote Liste der gefährdeten Köcherfliegen Österreichs (Trichoptera). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 207–214.
Österreich	2009	Malicky, H. (2009): Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs (Insecta, Trichoptera). In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/3. Böhlau, Wien: 319–358.
Kärnten	1999	Graf, W. & Konar, M. (1999): Rote Liste der Köcherfliegen Kärntens (Insecta, Trichoptera). In: Rottenburg, T.; Wieser, C.; Mildner, P. & Holzinger, W.E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 201–212.
Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87. Illmitz, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland: 15–33.

Sehr wenig ist über die Gefährdung einer der größten Insektenordnungen bekannt, der Dipteren (Fliegen und Mücken). Lediglich die Tachinidae (Raupenfliegen) wurden vor längerer Zeit bearbeitet. Besser ist die Situation bei der Ordnung Mecoptera (Schnabelfliegen), einer artenarmen Schwestergruppe der Dipteren, die wiederholt hinsichtlich der Gefährdung analysiert wurden (siehe Tabelle 23).

Diptera & Mecoptera

Tabelle 23: *Diptera* (Zweiflügler) und *Mecoptera* (Schnabelfliegen) in österreichischen Roten Listen.

Gruppe	Bezugsgebiet	Jahr	Zitat
Mecoptera	Österreich	1983	Gepp, J. (1983) Rote Liste der gefährdeten Schnabelfliegen Österreichs (Mecoptera). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 148.
Mecoptera	Österreich	1994	Gepp, J. (1994): Rote Liste der gefährdeten Schnabelfliegen Österreichs (Mecoptera). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 205–206.
Mecoptera	Österreich	2005	Gepp, J. (2005): Rote Liste der Mecopteren (Schnabelfliegen) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Band 14/1. Böhlau, Wien: 309–312.
Mecoptera	Steiermark	1981	Gepp, J. (1981): Rote Liste der gefährdeten Schnabelfliegen der Steiermark (Mecoptera). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 97–98.
Mecoptera	Burgenland	1997	Szucsich, N. (Bearb., 1997): Rote Liste gefährdeter Tiere des Burgenlandes. In: Herzig, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87. Illmitz, Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland: 15–33.
Tachinidae	Steiermark	1981	Elsasser, H. & Elsasser, S. (1981): Rote Liste der gefährdeten Tachinen Steiermarks (Diptera, Tachinidae). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 131–134.
Tachinidae – einzelne Arten	Österreich	1994	Elsasser, H. (1994): Kommentar zur Gefährdungssituation der Dipteren-Familie Tachinidae. In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2. Styria, Graz: 267–268.

Kenntnisse über Gefährdungssituation sind lückenhaft

Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass zahlreiche Insektenordnungen in Österreich überhaupt noch nie gefährdungsanalytisch bearbeitet wurden (siehe Tabelle 24). Österreichweite Bearbeitungen sind derzeit für Wanzen, Hummeln und Ameisen in Ausarbeitung. Die Rote-Liste-Aktivität in den Bundesländern ist heterogen. Die meisten Roten Listen für die einzelnen Bundesländer sind inzwischen älter als 20 Jahre und daher nur noch sehr begrenzt anwendbar. Für die Bundesländer Kärnten (Komposch, mündl. Mitt.) und Steiermark (Holzinger, mündl. Mitt.) sind Aktualisierungen der Roten Listen bis ca. Ende 2021 geplant. Regionalspezifische Gefährdungsbilder sind für Insekten jedenfalls nur sehr eingeschränkt ableitbar. Von artenreichen Ordnungen wie den Hymenopteren wurden nur die Ameisen in mehreren Bundesländern bearbeitet; Bearbeitungen der Dipteren fehlen bis auf eine frühe Bearbeitung der Raupenfliegen gänzlich. Die Bearbeitungslage spiegelt wider, dass angesichts der enormen Artenfülle der Insekten für viele Insektenordnungen zu wenige BearbeiterInnen verfügbar sind, was sich in einer Datendichte niederschlägt, die für eine formale Gefährdungsanalyse zu gering ausfällt. In Gruppen, in denen seit langen Zeiten intensive Datenarbeit betrieben wurde (REICHL 1975), sind hingegen auch die Roten Listen aktualisiert mit regional differenzierten Gefährdungseinstufungen verfügbar.

Tabelle 24: Übersicht über die Kenntnis der Gefährdungssituation der Insekten in Roten Listen in Österreich. x = Rote Liste mit Erscheinungsjahr seit 2000 verfügbar; p = partielle Bearbeitung (Teil der Arten eingestuft seit 2000), v = Rote Liste der Gruppe oder eines Teils der Arten verfügbar, aber veraltet, da vor 2000 publiziert. * Protura, Diplura und Collembola (Entognatha) werden systematisch nicht zur Klasse der Insekten gerechnet.

Insektenordnung		AT	V	T	S	K	ST	OÖ	NÖ	W	B
*Protura	Beintastler										
*Diplura	Doppelschwänze										
*Collembola	Springschwänze										
Arachaeognatha	Felsenspringer										
Zygentoma	Fischchen										
Ephemeroptera	Eintagsfliegen		x			v					
Odonata	Libellen	x		x		x	v	v	v		v
Plecoptera	Steinfliegen					v					
Dermaptera	Ohrwürmer	v				v					v
Blattodea	Schaben	v				v					v
Mantodea	Fangschrecken	v				v			v		v
Orthoptera	Heuschrecken	x		x	x	v			v		v
Hemiptera – Auchenorrhyncha	Zikaden	x				v					
Hemiptera – Heteroptera	Wanzen					x			x		x
Hemiptera – Sternorrhyncha	Pflanzenläuse										
Phthiraptera	Tierläuse										
Psocoptera	Staubläuse										
Thysanoptera	Fransenflügler	v									
Coleoptera	Käfer	p				p	v		v	v	
Strepsiptera	Fächerflügler										
Hymenoptera	Hautflügler	v	p		p	p		p	p		v
Raphidioptera	Kamelhalsfliegen	x					v				v
Megaloptera	Schlammfliegen	x					v				
Neuroptera	Netzflügler	x				v	v				v
Lepidoptera	Schmetterlinge	p	x		v	v	v	v	v	p	p
Trichoptera	Köcherfliegen	x				v					v
Diptera	Zweiflügler	v					v				
Mecoptera	Schnabelfliegen	x					v				v
Siphonaptera	Flöhe										

In den Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs (ZULKA 2005, 2007, 2009) werden Daten zu den Bestandstrends herangezogen, um die Gefährdungsstufe der Arten abzuleiten. Da bisher kein formales Monitoring vieler Gruppen existierte, wurden diese Bestandstrends auf einer Skala von -10 bis +10 aus Nachweishäufigkeiten zeitlich kategorisierter Fundortdaten abgeleitet oder aus der Felderfahrung des/der jeweiligen Experten/Expertin geschätzt. Wie aus Tabelle

25 hervorgeht, zeigen auch diese Indikatorwerte bereits einen deutlichen Rückgang einzelner Insektengruppen. Der mittlere Indikatorwert ist für Zikaden, Nachtfalter und Tagfalter überdurchschnittlich negativ. Außer bei Netzflüglern sind die Werte bei allen Insektengruppen stärker negativ als bei Säugetieren und Vögeln.

**besonders
betroffene
Ökosysteme**

Aus den bisher bearbeiteten Insektengruppen werden übergeordnete Bedrohungsbilder sichtbar. Auf vielen Roten Listen sind die Bewohner ostösterreichischer Trockenstandorte überdurchschnittlich oft in hohen Gefährdungskategorien vertreten. Viele dieser Arten erreichen im pannonischen Osten Österreichs die Nord- oder Westgrenze ihrer Verbreitung und bewohnen hier die wärmsten Standorte, oft Trockenrasen in Südexposition. Mit Aufgabe der traditionellen, extensiven Weidewirtschaft in den östlichen Flachländern nach dem Zweiten Weltkrieg wurden viele Standorte entweder in intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen umgewandelt oder sie wurden außer Nutzung genommen und verbuschten. Beide Entwicklungen hatten für Populationen dieser Arten gravierende negative Auswirkungen. Bei den Heuschrecken, den Käfern oder den Schmetterlingen sind viele thermophile Arten in den höchsten Gefährdungskategorien der Roten Listen angeführt. In den letzten Jahren wurde dieses Gefährdungsszenario allerdings durch den Klimawandel geringfügig abgeschwächt. So war es vielen gefährdeten Heuschreckenarten mit Verbreitungs-Vorposten in Ostösterreich in den extrem heißen und trockenen Sommern der letzten Jahre möglich, neue Populationen zu begründen und ihre Vorkommen auszudehnen (ZUNA-KRAKY et al. 2017).

Weitere übergeordnete Bedrohungsbilder betreffen die Insekten von natürlichen Fließgewässer-Uferstandorten sowie von Feuchtwiesen und Mooren. Beide Muster überraschen nicht, wenn man die Verluste an Biotopflächen bedenkt, die infolge von Flussverbauung und Moorentwässerung in den letzten Jahrzehnten stattgefunden haben (ESSL & EGGER 2010).

*Tabelle 25:
Gefährdungsindikator
„Bestandstrend“ in den
Roten Listen gefährdeter
Tiere Österreichs. Der
Mittelwert errechnet sich
aus dem arithmetischen
Mittel der für die Arten
vergebenen Werte
(zwischen -10 und +10)
für den Indikator
„Bestandstrend“.*

Organismengruppe	Mittel Bestandstrend
Wirbeltiere	
Säugetiere	-0,60
Vögel	-0,04
Reptilien	-4,93
Amphibien	-3,05
Fische	-2,13
Insekten	
Libellen	-2,40
Heuschrecken	-2,51
Zikaden	-3,48
Wasserkäfer	-2,39
Tagfalter	-4,67
Nachtfalter	-3,55
Netzflügler	0,81
Schnabelfliegen	-2,00
Andere	
Flusskrebse	0,29

Organismengruppe	Mittel Bestandstrend
Weberknechte	-1,81
Skorpione	-2,67
Weichtiere	-2,70
Mittel über alle Gruppen	-2,71

3.3 Monitoring

3.3.1 EU-Verpflichtungen

Das Monitoring nach Artikel 11 der FFH-Richtlinie dient der Überwachung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen (Anhang I) und der Arten (Anhänge II, IV und V) von europäischem Interesse. Die Berichtspflicht erfolgt gemäß Artikel 17 im Intervall von sechs Jahren. In der bisher letzten Monitoringperiode (2016–2018) wurden 48 Insektenarten aus vier Gruppen hinsichtlich ihres Erhaltungszustandes bewertet (siehe Tabelle 26). Detaillierte Erhebungen erfolgten für 16 Arten (Schmetterlinge: 6 Arten, Libellen: 3 Arten, Käfer: 7 Arten) (siehe Tabelle 27).

Tabelle 26: Artenzahlen der für den Zeitraum 2016–2018 bewerteten Insektenarten der FFH-RL (UMWELTBUNDESAMT 2019b). Vier in Österreich als ausgestorben geltende Arten (*Colias myrmidone*, *Stephanopachys linearis*, *Phryganophilus ruficollis*, *Nymphalis vaualbum*) wurden nicht bewertet.

Artengruppe	Anzahl
Heuschrecken	4
Schmetterlinge	20
Libellen	11
Käfer	13
Summe	48

Tabelle 27: Die im Zeitraum 2016–2018 erhobenen Insektenarten der FFH-Richtlinie (UMWELTBUNDESAMT 2019b).

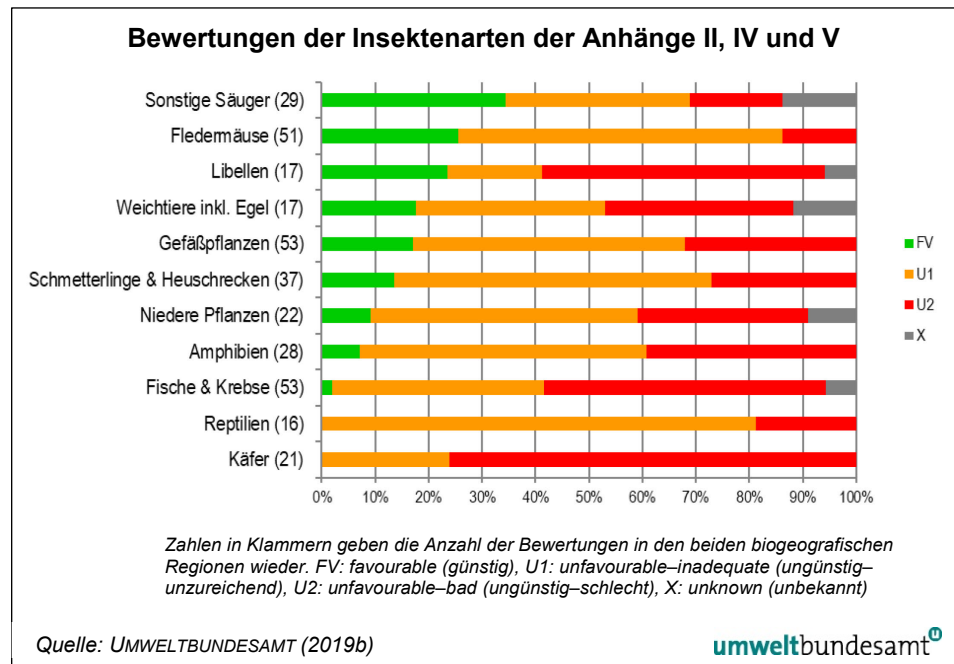
Code	Art	Basiserhebung		Monitoring	
		alpine Region	kont. Region	alpine Region	kont. Region
5377	<i>Carabus (variolosus) nodulosus</i>				
4013	<i>Carabus hungaricus</i>				
1914	<i>Carabus menetriesi pacholei</i>			X	X
1088	<i>Cerambyx cerdo</i>		tw.		X
1044	<i>Coenagrion mercuriale</i>	X		X	
4045	<i>Coenagrion ornatum</i>			X	X
1070	<i>Coenonympha hero</i>	X		X	
1071	<i>Coenonympha oedippus</i>	tw.	tw.	X	X
1074	<i>Eriogaster catax</i>				X

Code	Art	Basiserhebung		Monitoring	
		alpine Region	kont. Region	alpine Region	kont. Region
1042	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		tw.		X
4037	<i>Lignyopectera fumidaria</i>		X		X
1083	<i>Lucanus cervus</i>	X		X	
1084	<i>Osmoderma eremita</i> (6966 <i>Osmoderma-eremita</i> -Komplex)			X	X
1057	<i>Parnassius apollo</i>				X
1087	<i>Rosalia alpina</i>			X	X
1053	<i>Zerynthia polyxena</i>				X

Käfer sind besonders gefährdet

Insbesondere der Erhaltungszustand der Käferarten ist überwiegend ungünstig (rund 75 % U2-ungünstig) (siehe Abbildung 3). Libellen zeigen günstige bis ungünstige Erhaltungszustände, während bei Schmetterlingen und Heuschrecken vor allem ungünstig-unzureichende Erhaltungszustände (U1) dominieren.

Abbildung 3:
Bewertungen der Insektenarten der Anhänge II, IV und V, gruppiert nach systematischen Gruppen.



Die Bewertung des Erhaltungszustandes der einzelnen Insektenarten in den beiden biogeografischen Regionen Österreichs (alpin, kontinental) im Vergleich mit den Angaben der Jahre 2007 und 2013 ist in Tabelle 28 dargestellt.

Tabelle 28: Bewertung des Erhaltungszustandes von Insektenarten in der alpinen (alp) und kontinentalen (kont) biogeografischen Region Österreichs in den Artikel 17-Berichten 2007, 2013 und 2019. FV: favourable (günstig), U1: unfavourable–inadequate (ungünstig–unzureichend), U2: unfavourable–bad (ungünstig–schlecht), X: unknown (unbekannt). +: increasing (zunehmend), =: stable (gleichbleibend), -: decreasing (abnehmend), x: unknown (unbekannt); nb: nicht berichtet; –: kommt in der Region nicht vor.

Code	Art.-17-Bericht Schutzgut (wissenschaftlicher Name)	2007		2013		2019	
		alp	kont	alp	kont	alp	kont
Libellen							
1035	<i>Leucorrhinia caudalis</i>	U2	U2	U2x	U2x	U2x	U2x
1037	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	U1	U1	U1=	FV	U1=	FV
1038	<i>Leucorrhinia albifrons</i>	U2	–	U2=	–	U2x	X
1039	<i>Sympecma braueri</i> (<i>Sympecma paedisca</i>)	U2	–	U1=	–	U1=	–
1040	<i>Stylurus flavipes</i>	–	U2	–	FV	–	FV
1042	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	U2	U2	U2x	U2-	U2x	U2-
1044	<i>Coenagrion mercuriale</i>	U2	–	U2-	–	U2-	–
1045	<i>Coenagrion hylas</i>	U1	–	U1=	–	U2x	–
1048	<i>Aeshna viridis</i>	–	U2	–	U2x	–	U2x
4045	<i>Coenagrion ornatum</i>	nb	nb	U2x	U1x	U2-	U1x
4046	<i>Cordulegaster heros</i>	nb	nb	FV	FV	FV	FV
Heuschrecken							
1050	<i>Saga pedo</i>	U1+	U1	U1+	U1+	U1+	U1+
4048	<i>Isophya costata</i>	nb	nb	U1=	U1=	–	U1=
4053	<i>Paracaloptenus caloptenoides</i>	nb	–	U1=	–	U1+	–
4055	<i>Stenobothrus eurasius</i>	–	nb	–	U1=	–	U1=
Schmetterlinge							
1052	<i>Hypodryas maturna</i> (<i>Euphydryas maturna</i>)	U2	U2	U2=	U2=	U2-	U2-
1053	<i>Zerynthia polyxena</i>	X	U1	–	U1+	–	U1-
1056	<i>Parnassius mnemosyne</i>	U1	U1	U1-	U1-	U1-	U1-
1057	<i>Parnassius apollo</i>	U1	U2	U1=	U2-	U1=	U2-
1058	<i>Maculinea arion</i>	U1	U2	U1=	U1-	U1x	U1-
1059	<i>Maculinea teleius</i>	U1	U1	U1=	U1=	U1x	U2-
1060	<i>Lycaena dispar</i>	FV	FV	FV	FV	FV=	FV=
1061	<i>Maculinea nausithous</i>	U1	U1	U1=	U1=	U1x	U2-
1065	<i>Euphydryas aurinia</i>	U1	U2	U1=	U1-	U1x	U1-
1067	<i>Lopinga achine</i>	U2	U2	U1=	U1-	U1x	U1-
1070	<i>Coenonympha hero</i>	U2	–	U2-	–	U2-	–
1071	<i>Coenonympha oedippus</i>	U2	U2	U2x	U2x	U2=	U2=
1072	<i>Erebia calcaria</i>	U1	–	FV	–	FV=	–
1074	<i>Eriogaster catax</i>	X	U1	–	U1-	–	U1-
1076	<i>Proserpinus proserpina</i>	U1	U1	U1=	U1=	U1x	U1x
1078	<i>Callimorpha quadripunctaria</i> (<i>Euplagia quadripunctaria</i>)	FV	FV	FV	FV	FV=	FV=
4029	<i>Chondrosoma fiduciaria</i>	–	nb	–	U1=	–	U1x
4036	<i>Colias myrmidone</i>	nb	nb	X	U1=	U2x	U2-
4037	<i>Lignyopectera fumidaria</i>	–	nb	–	X	–	U1=
4038	<i>Lycaena helle</i>	nb	–	U1-	–	U1-	–

Käfer

1079	<i>Limoniscus violaceus</i>	–	U2	U2=	U2-	U2x	U2x
1082	<i>Graphoderus bilineatus</i>	U2	U2	U2x	U2=	U2x	U2=
1083	<i>Lucanus cervus</i>	U2	U1	U2-	U1x	U2x	U1x
1084	<i>Osmoderma eremita</i> (Komplex)	U2	U2	U2-	U2-	U2-	U2-
1085	<i>Buprestis splendens</i>	U2	–	U2-	–	U2-	–
1086	<i>Cucujus cinnaberinus</i>	U2	U1	U2x	U1+	U1+	U1+
1087	<i>Rosalia alpina</i>	U1	–	U1x	U2x	U1=	U1=
1088	<i>Cerambyx cerdo</i>	U2	U2	U2=	U2-	U2=	U2-
1914	<i>Carabus menetriesi pacholei</i>	–	U2	–	U2-	–	U2-
1927	<i>Stephanopachys substriatus</i>	U2	–	U2x	–	U2x	–
4011	<i>Bolbelasmus unicornis</i>	–	nb	–	U2-	–	U2x
4013	<i>Carabus hungaricus</i>	–	nb	–	U2-	–	U2x
5377	<i>Carabus (variolosus) nodulosus</i>	nb	nb	U2x	U2-	U2x	U2x

Zustand von Fließgewässern

Gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie sollen alle Gewässer bis spätestens 2027 einen guten ökologischen und chemischen Zustand aufweisen. Der ökologische Zustand wird durch verschiedene biologische Indikatoren ermittelt und orientiert sich an typspezifischen Leitbildern. Für die Beurteilung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern auf Basis des Qualitätselementes Makrozoobenthos (MZB) liegt eine Arbeitsanweisung vor (OFENBÖCK et al. 2019), in der die standardisierten Erhebungsmethoden beschrieben sind. Folgende Insektengruppen werden im Rahmen von MZB-Untersuchungen erfasst: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (ohne Limnephilinae), Coleoptera, Odonata, Heteroptera, Megaloptera, Chironomidae, Simuliidae, Blephariceridae, Limoniidae, restliche Diptera auf Gattungs- oder Familien-Niveau.

An manchen Gewässerabschnitten sind die Standard-Methoden aufgrund der gewässertypologischen Charakteristik nur eingeschränkt oder gar nicht durchführbar. Hier könnte der „Dragonfly Association Index“ als Alternative eingesetzt werden (CHOVANEK et al. 2014), der als Maß der allfälligen Abweichung des jeweiligen Status quo von einem gewässertypspezifischen Referenzzustand berechnet werden kann. Libellen besitzen eine lange Tradition als Indikatororganismen, ihre ökologischen Ansprüche sind gut bekannt und ihre Erfassung ist vergleichsweise einfach (z. B. CHOVANEK & WARINGER 2005).

3.3.2 Nationale Erhebungen

3.3.2.1 Biodiversität

BINATS I und II

BINATS (Biodiversity-Nature-Safety) wurde 2006 als quantitatives, großräumiges Biodiversitätsmonitoringprogramm in der Agrarlandschaft Österreichs eingerichtet (PASCHER et al. 2010; 2011). Die Auswahl der potenziellen Erhebungsflächen von 625 m x 625 m auf Basis des Rasters der österreichischen Waldinventur erfolgte ebenso wie die Auswahl der konkreten BINATS-Testflächen mittels einer geschichteten Zufallsauswahl proportional zur Grundgesamtheit. Die Stichprobe (siehe Abbildung 4) umfasst Ackerbaulandschaften mit einem hohen Anteil an Mais- und Rapsanbau. Neben Habitaten und Gefäßpflanzen werden Heuschrecken sowie Tagfalter erfasst. Die ersten Erhebungen auf den 100 BINATS-Testflächen fanden in den Jahren 2007 und 2008 statt. Lag der Fokus der Erstkonzeption (BINATS I) auf der Identifizierung potentieller Effekte von

gentechnisch veränderten Kulturpflanzen im Falle einer eventuellen Freisetzung auf die Biodiversität, so ist das Hauptaugenmerk von BINATS II (2017/18) – das die Wiederholung der Erhebungen nach einem Jahrzehnt darstellt – auf die Veränderung der Artenzahl und Abundanz der Indikatorgruppen in diesem Zeitraum gerichtet. Im Rahmen von BINATS II wurden in den 100 Testflächen erstmals auch Wildbienen (ein- bis viermal jährlich) erfasst (PASCHER et al. 2020).

Das Projekt ÖBM-Kulturlandschaft ist ein Biodiversitätsmonitoringprogramm mit Schwerpunktsetzung auf die offene Kulturlandschaft in Österreich (UMWELTBUNDESAMT 2017). Es werden alle Lebensraumtypen sowie Gefäßpflanzen, Heuschrecken und Tagfalter erfasst. Die Erhebungsflächen umfassen periurbane Landschaften, vor allem aber Grünland-Mosaiklandschaften und Almen (siehe Abbildung 4). In den Jahren 2017 und 2018 fand auf 100 ÖBM-Probeflächen der erste Erhebungsdurchgang statt, wobei auf den 100 Probeflächen (je 625 x 625 m) an 10 zufällig ausgewählten Probepunkten (r = 20 m) Gefäßpflanzen, Heuschrecken und Tagfalter erhoben wurden.

ÖBM-Kulturlandschaft

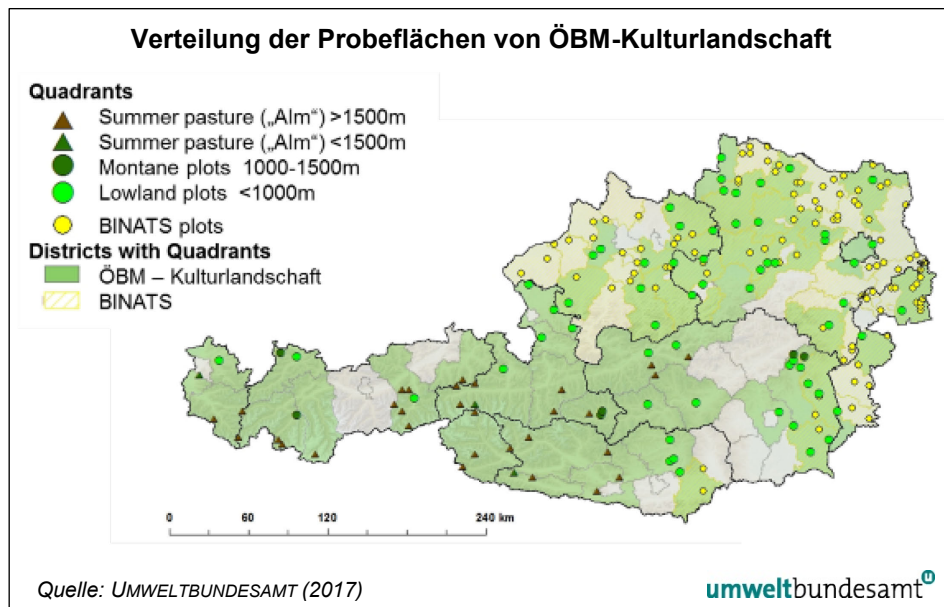


Abbildung 4: Verteilung der Probeflächen von ÖBM-Kulturlandschaft (n = 100) und die komplementären BINATS-Probeflächen (n = 100) in der offenen Kulturlandschaft.

3.3.2.2 Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Gesundheit

Im Rahmen der Tätigkeiten des amtlichen Pflanzenschutzdienstes führen das Bundesamt für Ernährungssicherheit (BAES) und das Bundesamt für Wald (BFW) bestimmte Aufgaben durch (z. B. phytosanitäre Importkontrollen, Verpackungsholzkontrollen). Die Binnenmarkt- und Exportkontrollen sowie Maßnahmen gegen die Ausbreitung von geregelten Schädlingen liegen in der Zuständigkeit der Bundesländer. Die Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) und das BFW unterstützen die Länder bei der Umsetzung. Die Landwirtschaftskammer betreibt verschiedene Monitoringprogramme, z. B. „Frühjahrschädlinge“, wie Rapsstängelrüssler (*Ceutorhynchus napi*), Gefleckter Kohltriebrüssler (*Ceutorhynchus pallidactylus*), Rapsglanzkäfer (*Brassicogethes aeneus*) sowie ein Drahtwurm-Monitoring der Arten *Agriotes brevis*, *A. lineatus/proximus*, *A. obscurus*, *A. sordidus/rufipalpis*, *A. sputator* und *A. ustulatus*¹⁵.

Monitoring von Schädlingen

¹⁵ vgl. <https://warndienst.lko.at>

Für ausgewählte Arten wird in der Regel über einen bestimmten Zeitraum die Ausbreitung mit Hilfe von standardisierten Methoden kontrolliert. Beispielhaft werden hier der Maiswurzelbohrer und Schädlinge im Weinbau genannt.

Maiswurzelbohrer Der Maiswurzelbohrer (*Diabrotica virgifera*) stammt ursprünglich aus Nordamerika und wurde 1992 nach Europa (Serbien) eingeschleppt, von wo er sich eigenständig ausgebreitet und 2002 Österreich erreicht hat. Die Larven verursachen große Schäden an den Pflanzenwurzeln, die erwachsenen Käfer fressen an den Narbenfäden der jungen Kolben und reduzieren die Fruchtbildung. Mais ist in Österreich eine der wichtigsten Kulturpflanzen, mit einer Anbaufläche von rund 300.000 Hektar und einer jährlichen Ernte von über 2 Millionen Tonnen. Ab dem Jahr 1999 wurden Pheromonfallen an mehreren Standorten in Österreich aufgestellt, wodurch das Erstauftreten im Jahr 2002 und die weitere Ausbreitung genau dokumentiert werden konnte¹⁶. Der ursprüngliche Status als Quarantäneschädling wurde 2014 aufgrund der mittlerweile weiten Verbreitung aufgehoben. Aktuelle Erhebungen dienen der Überwachung der Bestandssituation und der Ableitung von Handlungsempfehlungen für LandwirtInnen. Der Maiswurzelbohrer ist auch deshalb von besonderem Interesse, weil die Bekämpfung der Larven durch Beizung des Saatgutes mit Neonicotinoid-haltigen Substanzen als Verursacher des Bienensterbens sehr kontrovers diskutiert wurde (z. B. KESSLER et al. 2015, MOTTA et al. 2018).

Interaktive Karten erlauben die Darstellung der Verbreitung von ausgewählten Schädlingen im Weinbau in unterschiedlichen Jahren: Traubenwickler (*Eupoecilia ambiguella* und *Lobesia botrana*), Kirschessigfliege (*Drosophila suzukii*), Amerikanische Rebzikade (*Scaphoideus titanus*)¹⁷.

Kirschessigfliege Die Kirschessigfliege (*Drosophila suzukii*) stammt ursprünglich aus Asien und wurde ab 2008 in Europa (Spanien und Italien) und im Jahr 2011 auch in Österreich festgestellt. Ab 2012 wurde unter Leitung der AGES ein bundesweites Monitoring mit Lockstoff-Fallen an ausgewählten Standorten in Obstgärten durchgeführt. Nach einem starken Auftreten im Jahr 2014 gingen die Nachweise in den folgenden Jahren deutlich zurück. Die polyphagen Larven fressen an verschiedenen Früchten, insbesondere an Kirsche, Pfirsich, Marille, Zwetschge, Heidelbeere, Himbeere und Erdbeere, und können relevante Schäden verursachen.

Amerikanische Rebzikade Die Amerikanische Rebzikade (*Scaphoideus titanus*) stammt aus Nordamerika und wurde ab 1949 in Europa (Frankreich) und seit 2004 in Österreich festgestellt. Die Zikade überträgt ein Phytoplasma, den Erreger der Goldgelben Vergilbung (Flavescence dorée), eine meldepflichtige Quarantänekrankheit an Weinreben. Unter Leitung der AGES und in Zusammenarbeit mit den Landespflanzenschutzdiensten und Landwirtschaftskammern werden die Vorkommen (bzw. die Ausbreitung der Art) seither überwacht. Nach den ersten Nachweisen in der Südoststeiermark hat sich die Art in das Burgenland und nach Niederösterreich ausgebreitet.

Borkenkäfer Das BFW betreibt mit den Landesforstbehörden und der Landwirtschaftskammer seit 2005 das österreichische Borkenkäfer-Monitoring. An rund 70 repräsentativen Standorten werden Theysohn-Schlitzfallen, die mit artspezifisch unterschiedlichen Pheromonen beködert werden, aufgestellt und wöchentlich kon-

¹⁶ vgl. <https://www.ages.at/themen/schaderreger/maiswurzelbohrer/verbreitung>

¹⁷ vgl. <https://rebschutzdienst.at/insect-watch>

trolliert und ausgewertet. Dokumentiert werden folgende Borkenkäferarten: Buchdrucker (*Ips typographus*), Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*), Großer Lärchenborkenkäfer (*Ips cembrae*), Großer Zwölfzähliger Kiefernbor-
 kenkäfer (*Ips sexdentatus*), Sechszähliger Kiefernbor-
 kenkäfer (*Ips acuminatus*) und Nordischer Fichtenborkenkäfer (*Ips duplicatus*). Die Fangergebnisse kön-
 nen online für die einzelnen Jahre, Arten sowie Standorte abgerufen werden¹⁸
 und sind teilweise auch mit Temperaturdaten und dem PHENIPS-Generations-
 entwicklungsmodell verknüpft (BAIER et al. 2007).

Nach den ersten Beobachtungen der Asiatischen Buschmücke (*Aedes japoni-
 cus*) im Jahr 2011 und der Asiatischen Tigermücke (*Aedes albopictus*) im Jahr
 2012 in Österreich wurde von der AGES ein Stechmücken-Surveillance-System
 („Gelsen-Monitoring“) zur Überwachung von (heimischen und eingeschleppten)
 Stechmücken aufgebaut.¹⁹ An 37 ausgewählten Standorten in allen Bundeslän-
 dern werden Gelsen zweimal pro Saison unter anderem mittels Biogents® BG-
 Sentinel Moskitofallen (unter Zusatz von Kohlenstoffdioxid) und Eiablagefallen
 (sogenannte „Ovitrap“) gesammelt. In Kooperation mit der Veterinärmedizini-
 schen Universität Wien werden die Tiere auf zahlreiche Viren (z. B. West Nil,
 Usutu, Dengue, Zika, Chikungunya) und auch auf Erreger anderer Krankheiten
 (z. B. Tularämie) untersucht. Während *Aedes albopictus* in Österreich (noch)
 nicht als etabliert gilt, hat sich *Aedes japonicus* in den letzten Jahren weiter aus-
 gebreitet (SEIDEL et al. 2016) und ist aktuell aus mehreren Bundesländern be-
 kannt.

Stechmücken

¹⁸ https://bfw.ac.at/rz/bfwcms2_web?dok=5323

¹⁹ <https://www.ages.at/themen/ages-schwerpunkte/vektoruebertragene-krankheiten/gelsen-monitoring>

4 BEDEUTUNG

4.1 Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen sind Beiträge der Natur zum Wohlergehen des Menschen. Es werden vier Kategorien unterschieden (unterstützende, versorgende, regulierende und kulturelle Leistungen) (MEA 2005). Insekten leisten in allen Kategorien ihren Beitrag für den Menschen (siehe Tabelle 29). Neben bekannten regulierenden Leistungen, wie Bestäubung und Schädlingskontrolle (siehe Kapitel 4.1.1 und 4.1.2) und versorgenden Leistungen, wie Honigproduktion (siehe Kapitel 4.1.4), stellen Insekten auch weniger bekannte Leistungen zur Verfügung. So erzeugen Insekten medizinisch und industriell genutzte Produkte (z. B. Farbstoffe, Seide) und über 2.000 Arten werden von Menschen gegessen oder in der Tierproduktion verfüttert, insbesondere in der Aquakultur und der Geflügelzucht. Die Nutzung von Insekten als „food and feed“ erfährt international hohe Beachtung und gilt als ausgesprochene Zukunftstechnologie (VAN HUIS 2013, NORIEGA et al. 2018).

Monetarisierung von Ökosystemleistungen

Die Monetarisierung von Ökosystemleistungen ist ein viel diskutierter Themenbereich. Die Ökosystemleistungen von Insekten wurden für die U.S.A. mit 57 Milliarden USD pro Jahr errechnet (LOSEY & VAUGHAN 2006), der globale Wert der Bestäubungsleistung durch Insekten auf 235–577 Milliarden USD pro Jahr geschätzt (IPBES 2016). Der Wert des Kotabbaus durch Mistkäfer belief sich in Großbritannien auf 367 Millionen GBP (BEYNON et al. 2015).

Ökosystemleistungen stehen – so wie die Arten, die die Leistungen erbringen – in Wechselwirkung mit anderen Triebkräften des globalen Wandels (z. B. Landnutzung, Klimawandel) und ein Rückgang von Insektenpopulationen hat somit zwangsläufig negative Auswirkungen auf den Menschen und sein Wohlergehen (POTTS et al. 2010).

Tabelle 29: Beispielhaft ausgewählte Ökosystemleistungen von Insekten. Die Zuordnung von Leistungen in die entsprechenden Kategorien erfolgt in der Literatur mitunter unterschiedlich. Eine längere Liste mit über 40 verschiedenen Leistungen mit Quellenangaben findet sich in NORIEGA et al. (2018). Weitere Beispiele finden sich auch in HANSJÜRGENS et al. (2019).

Kategorie	Leistungen	Quelle (Auswahl)
Unterstützend (supporting)	Dekomposition, Samenausbreitung, Nährstoffkreisläufe, Bodenbildung	METCALFE et al. (2014), BEYNON et al. (2015)
Versorgend (provisioning)	Seide, Honig, Nahrungsgrundlage für andere Arten, Wundversorgung	SHERMAN et al. (2000), VAN HUIS (2013), MACADAM & STOCKAN (2015)
Regulierend (regulating)	Bestäubung, Schädlings- und Pathogenkontrolle, Klimaregulation	METCALFE et al. (2014), POTTS et al. (2016)
Kulturell (cultural)	Bioindikatoren, Naturtourismus, Bildung, Kulturerbe	MACADAM & STOCKAN (2015)

4.1.1 Bestäubung

4.1.1.1 Bedeutung der Insekten für die Bestäubung und deren monetärer Wert

Die Insektenbestäubung hat sowohl für den Menschen eine große Bedeutung als auch für alle Arten von Wildpflanzen, deren Fortbestand davon abhängt. Aus diesem Grund wird die Bestäubung durch Insekten als spezifische Leistung der Natur in allen Konzepten zur Erfassung und Quantifizierung von Ökosystemleistungen angeführt.

In der Landwirtschaft wirkt sich die Insektenbestäubung auf den Fruchtansatz, das Gewicht, die Qualität und Lagerfähigkeit von Feldfrüchten sowie deren Samenproduktion positiv aus. Weltweit sind 87 von 109 wichtigen Kulturpflanzen (80 %) von einer tierischen Bestäubung abhängig (KLEIN et al. 2007). In den gemäßigten Breiten ist die Insektenbestäubung bei 78 % aller Blütenpflanzenarten von großer Bedeutung, weltweit sind 260.000 bedecktsamige Pflanzenarten von einer Insektenbestäubung abhängig (OLLERTON et al. 2011). Im Gegenzug nutzen 300.000 Tierarten das pflanzliche Angebot an Pollen und Nektar (KEARNS et al. 1998).

Die Bestäubungsleistung geht zum Großteil von Bienen aus, wobei sich Honigbienen und Wildbienen in ihrer Bestäubungstätigkeit ergänzen, aber nicht ersetzen. Beobachtungen an 41 Kulturpflanzenarten zeigten, dass der Blütenbesuch von Wildbienen einen größeren Einfluss auf den Fruchtansatz hat als jener von Honigbienen und dass sich die positiven Effekte beider Gruppen auf den landwirtschaftlichen Ertrag ergänzen (GARIBALDI et al. 2013). Es ist aber auch Konkurrenz zwischen Honigbienen und Wildbienen belegt (z. B. DUPONT et al. 2003, MORITZ et al. 2005, INOUE et al. 2008). NEUMAYER (2006) hat den Effekt von Honigbienen auf Blütenbesucher und Nektarangebot in einem (natürlicherweise honigbienenfreien) Tal der Hohen Tauern untersucht und festgestellt, dass die Anwesenheit von Honigbienen zu einer signifikanten Abnahme anderer Blütenbesucher und des Nektarangebotes geführt hat.

Am effizientesten erweist sich die Bestäubung durch verschiedene Bienenarten dann wenn diese unterschiedliche ökologische Nischen bilden und sich hinsichtlich folgender Aspekte ergänzen: Spektrum der besuchten Nahrungspflanzen und Nahrungsquellen (Pollen oder Nektar), Kontakt mit unterschiedlichen Blütenbereichen oder deren Entwicklungsstadien, Flugzeiten während des Tages und innerhalb der Saison sowie Temperatur- und Witterungsverhältnisse (BLITZER et al. 2016, BLÜTHGEN & KLEIN 2011).

Der wirtschaftliche Wert der Bestäubungsleistung wurde in mehreren Studien errechnet. Auf globaler Ebene beträgt er nach einer Abschätzung aus dem Jahr 2009 rund 153 Milliarden Euro pro Jahr (GALLAI et al. 2009) bzw. 235–577 Milliarden USD im Jahr 2015 (IPBES 2016). LEONHARDT et al. (2013) berechneten den Wirtschaftsgewinn, der durch Bestäubungsleistungen in der EU erzielt wird, und dessen Anteil am Gesamtgewinn aus dem Ertrag von allen Kulturpflanzen. Diese Untersuchung ergab einen Wirtschaftsgewinn von 14,6 (+/- 3,3) Milliarden Euro pro Jahr, was einem Anteil von rund 12 (+/- 1) % des Jahresgesamtgewinns aus der Ernte von Kulturpflanzen entspricht. Für Großbritannien ergaben vergleichbare Berechnungen einen Jahreswert für die Bestäubung in der Höhe von 549 Millionen Euro (POST 2010). Der volkswirtschaftliche Wert von Bienen für Deutschland wurde zwischen 1,6 und 3 Milliarden Euro pro Jahr angegeben

Rolle der Wild- und Honigbienen

monetäre Bewertung

(FLURI & FRICK 2005, LEONHARDT et al. 2013), ein entsprechender Wert für die Schweiz beläuft sich auf 248 Millionen Euro (FLURI et al. 2004). Für Österreich konnte gezeigt werden, dass die bestäubungsabhängige Produktion im Obst-, Gemüse-, Ölfrüchte- und Hülsenfrüchteanbau im Jahr 2008 für die Erzeuger einen Wert von 298 Millionen Euro erbrachte (ZULKA & GÖTZL 2015).

Neben der Bedeutung der Insekten für die Ertragssteigerung im landwirtschaftlichen Bereich sind insbesondere wild lebende Bestäuber für die sexuelle Fortpflanzung und damit für den Erhalt vieler Wildpflanzen verantwortlich.

4.1.1.2 Rückgang der Bestäuber und Rückgang der Bestäubungsleistung

Aktuelle Befunde zeigen einen Verlust der Arten- und Individuenzahlen von Insekten auf unterschiedlichen räumlichen Skalen. Diese Verluste betreffen auch bestäubende Insekten, wie in europäischen Staaten in unterschiedlichem Ausmaß beobachtet werden konnte.

Rückgang bei spezialisierten Arten

Untersuchungen in Großbritannien und in den Niederlanden zeigten in ausgewählten Lebensräumen einen Rückgang von Bienen seit 1980 in ca. 80 % der untersuchten Gebiete. Im gleichen Zeitraum war hingegen die Vielfalt von Schwebfliegen in Großbritannien ungefähr gleichgeblieben, während sie in den Niederlanden zugenommen hatte (BIESMEIJER et al. 2006). Der Rückgang war meist bei spezialisierten Arten zu verzeichnen, während Arten, die ein breites Spektrum an Blütenpflanzen als Nahrungsquelle nutzen (Generalisten) eher von den sich ändernden Bedingungen profitierten, sodass eine kleine Artenzahl an Generalisten eine größere Artenzahl von Spezialisten ersetzte. Dies wirkt sich jedoch negativ auf jene Pflanzenarten aus, die von der Bestäubung spezialisierter Insektenarten abhängig sind. Hier spiegelt sich der Rückgang der Bestäuber eindeutig auch in einem Rückgang der bestäubten Pflanzenarten wider.

Aber auch unter Berücksichtigung anderer Bestäuber zeigte sich, dass es bereits seit 1950 in drei europäischen Ländern (Niederlande, Großbritannien, Belgien) Rückgänge in der lokalen Vielfalt von Hummelarten gab (CARVALHEIRO et al. 2013). Die Bestände haben sich nach 1990 wieder erhöht und ab 2010 auf 10 % eingependelt. Für Wildbienen konnte in der Vergangenheit ein Rückgang von 7–10 % in den Niederlanden, Großbritannien und Belgien nachgewiesen werden. Für Schwebfliegen zeigte sich in Belgien eine Erholung der Vielfalt in den letzten Dekaden. Die Schmetterlings-Diversität nahm im Beobachtungszeitraum in allen drei Ländern hingegen kontinuierlich ab.

Im Zuge des von der EU finanzierten Projekts ALARM (Assessing large scale risks for biodiversity with tested methods) wurden vor über 10 Jahren Szenarien entwickelt, die eine mögliche Weiterentwicklung der klimatischen, sozio-ökonomischen und weltwirtschaftlichen Rahmenbedingungen auf europäischer Ebene vorzeichnen. Modelle errechneten für unterschiedliche Szenarien die potenziellen Auswirkungen des Rückgangs der Insektenbestäubungsleistung auf die Produktion von Lebensmitteln. Bei den Tagfaltern zeigte sich, dass in allen Szenarien die zu erwartenden Klimaänderungen gravierende Auswirkungen auf die meisten Arten haben werden (SETTELE et al. 2008, SPANGENBERG et al. 2012). Ähnliche negative Effekte sind auch für wichtige Bestäubergruppen, nämlich Bienen und Schwebfliegen, zu erwarten.

Neben den klimatischen Veränderungen sind weitere Ursachen für den Rückgang von bestäubenden Insekten verantwortlich: Der Verlust geeigneter Lebensräume (durch Landnutzungsänderungen oder durch den Verlust der Konnektivität von Landschaften) und Lebensraumstrukturen, der Einsatz von Agrochemikalien, die Zunahme gebietsfremder Arten und die Ausbreitung von Krankheitserregern. Die Folgen sind Verschiebungen in der Zusammensetzung von Insektengemeinschaften (BARTOMEUS et al. 2013) und eine Destabilisierung der Bestäubung von Wild- (BURKLE et al. 2013) und Kulturpflanzen (BOMMARCO et al. 2012, GARIBALDI et al. 2013).

Ursachen des Rückgangs

4.1.1.3 Der IPBES-Spezialbericht zu Bestäubern (IPBES Assessment Report on Pollinators)

Der IPBES-Spezialbericht zu Bestäubern (IPBES 2016) zeigt, dass diese eine Schlüsselrolle bei der Erhaltung der biologischen Vielfalt, der Ökosysteme, der Lebensmittelsicherheit und der Weltwirtschaft spielen. Menschliche Aktivitäten, wie Landnutzungsänderungen, Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion, Verschmutzung der Umwelt, die Ausbreitung gebietsfremder Arten, Krankheiten und Klimawandel wirken sich erheblich negativ auf die Bestäuber aus. Ein aktives Gegensteuern ist erforderlich. Im Bericht werden sieben Strategien angeführt:

- (1) Bewältigung der unmittelbaren Gefahr,
- (2) Umsetzung sofort zur Verfügung stehender Möglichkeiten,
- (3) Ökologisierung intensiver Landwirtschaft,
- (4) Stärkung bestehender vielfältiger landwirtschaftlicher Systeme,
- (5) Investition in ökologische Infrastruktur,
- (6) verstärkte Berücksichtigung unterschiedlicher Erkenntnisse und
- (7) Werte in der Landnutzung.

Gegenstrategien

Für diese Strategien werden jeweils erfolgversprechende Aktivitätsfelder gelistet. Diese können drei Kategorien zugeordnet werden: (1) bereits erfolgreich angewandte Maßnahmen, (2) Maßnahmen mit kurzfristig steigernder Auswirkung auf die Bestäubungsleistung, aber langfristig negativen Wirkungen und (3) Maßnahmenvorschläge, die noch verstärkt umgesetzt werden sollten. Im Assessment Report wird in den Kapiteln 5 und 6 im Detail auf diese Maßnahmen eingegangen.

4.1.1.4 Die EU-Initiative für Bestäuber

Die 2018 ins Leben gerufene „Pollinator Initiative“ der EU dient der Einführung von Maßnahmen zugunsten wild lebender Bestäuber in den Mitgliedstaaten (EU 2018). Insgesamt umfasst die Initiative zehn Maßnahmen, die drei prioritären Themengebieten zugeordnet sind:

- (1) Verbesserung der Kenntnisse über den Rückgang der Bestäuber sowie seine Ursachen und Folgen,
- (2) Bekämpfung der Ursachen des Bestäuberrückgangs und
- (3) Sensibilisierung, Einbeziehung der Gesellschaft und Förderung der Zusammenarbeit.

Maßnahmen in drei Bereichen

Die einzelnen Maßnahmen werden zu einem großen Teil von der EU-Kommission, aber auch von den Mitgliedstaaten umgesetzt. Folgende Bereiche stehen im Fokus der Initiative:

- Unterstützung des Monitorings von Bestäubern und Bewertung des Zustands von Bestäuberarten in der EU;
- Unterstützung von Forschung und Innovation zur Bekämpfung des Bestäuberrückgangs;
- Erleichterung des Wissensaustausches und Datenzugangs zum Thema Bestäuber;
- Erhaltung gefährdeter Bestäuberarten und Lebensräume;
- Verbesserung des Zustands der Bestäuberlebensräume auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, in deren Umland, in städtischen Gebieten und Großlandschaften;
- Verringerung der Auswirkungen des Pestizideinsatzes und invasiver gebietsfremder Arten auf die Bestäuber;
- Motivation für Wirtschaft und BürgerInnen, bestäuberfreundliche Handlungen zu setzen;
- Förderung von Bestäuberstrategien und der Zusammenarbeit auf unterschiedlichen Ebenen.

umzusetzende Maßnahmen

Diese Maßnahmen beinhalten zahlreiche Aktivitäten, die von den Mitgliedstaaten umgesetzt werden sollen:

- Geodaten für integrierte Raumanalysen sollen auf Grundlage von INSPIRE und der Richtlinie über den Zugang der Öffentlichkeit zu Umweltinformationen der Allgemeinheit frei zugänglich gemacht werden.
- Aufnahme von prioritären Maßnahmen für wichtige Bestäuberlebensräume in den Aktionsrahmen für die Bewirtschaftung von Natura 2000-Gebieten und grüne Infrastruktur und den Artenschutz.
- Aufnahme bestäuberrelevanter Maßnahmen in die Programme zur Entwicklung des ländlichen Raums sowie Schulung und Sensibilisierung der Landwirte/Landwirtinnen.
- Aufnahme spezifischer Ziele und Maßnahmen zur Erhaltung der Bestäuber in die nationalen Aktionspläne gemäß der RL 2009/128/EG.

Im Herbst 2018 wurden von der EU-Kommission Arbeiten zur Unterstützung der Umsetzung der EU-Initiative für Bestäuber in einem öffentlichen Verfahren ausgeschrieben. Gemäß den im Text der Initiative genannten Etappenzielen zu den einzelnen Maßnahmen sind die meisten Aktivitäten derzeit in Umsetzung und sollen bis 2020 abgeschlossen sein. Die Zielerreichung ist bis 2030 geplant.

4.1.2 Schädlingskontrolle

Berechnungen für Nordamerika

LOSEY & VAUGHAN (2006) bemessen den Wert der natürlichen Schädlingskontrolle durch Insekten mittels der Formel $V = (NC - CC) * P_i$, wobei NC die Schäden an landwirtschaftlichen Produkten ohne jede natürliche Schädlingskontrolle und CC die Schäden an landwirtschaftlichen Produkten zum gegenwärtigen Zustand mit natürlichen Antagonisten und Pestizideinsatz bemisst. Die Differenz dieser beiden Zahlen ist der Wert der natürlichen Schädlingskontrolle. Für Nordamerika leiten LOSEY & VAUGHAN (2006) den Wert für CC zu 17,7 %

des Ertrags ab; anders gesagt: durchschnittlich 17,7 % der Ernte gehen derzeit trotz Antagonisten und Pestizideinsatz verloren. Aus anderen Studien leiten die Autoren den Wert für NC mit 50,5 % ab, das heißt, ohne Antagonisten und ohne Pflanzenschutzmaßnahmen würde etwa die Hälfte der Ernte verloren gehen. Damit würden NC – CC = 32,9 % der Ernte durch Antagonisten geschützt. Diese Zahl ist allerdings zu hoch angesetzt. In Nordamerika wird ein großer Teil der Ernte durch gebietsfremde Arten bedroht, denen keine einheimischen Antagonisten entgegenstehen; nur 39 % der Ernte wird durch einheimische Schädlinge bedroht, die von einheimischen Antagonisten kontrolliert werden können. Folglich sind $32,9 \times 39 = 12,8$ % der Ernte durch Antagonisten geschützt. Unter den Antagonisten machen Insekten neben anderen Tiergruppen, wie Spinnen oder Vögel, etwa ein Drittel aus; somit errechnet sich der Anteil der Ernte, der durch einheimische Schädlingsantagonisten unter den Insekten geschützt wird, auf 4,3 %.

Inwieweit sind diese Zahlen auf Österreich übertragbar? Basierend auf Überlegungen von LOSEY & VAUGHAN (2006) schätzten ZULKA & GÖTZL (2015) den Wert der Schädlingskontrolle durch natürliche Antagonisten unter den Insekten für Österreich ab. Der Wert pflanzlicher Agrarprodukte in Österreich belief sich im Jahr 2008 auf 3.001 Millionen Euro (STATISTIK AUSTRIA 2009). Der Wert für die Antagonistenleistung der Insekten errechnete sich somit auf $4,3 \% \times 3.001$ Millionen Euro = 129 Millionen Euro. Vermutlich ist der Anteil der unkontrollierbaren gebietsfremden Schädlinge in Europa aber geringer als in Nordamerika und der Ergebniswert stellt die untere Grenze dar. Unter der Annahme, dass der Anteil unkontrollierbarer gebietsfremder Schädlinge in Österreich gegen Null geht, beläuft sich der Wert der einheimischen Schädlingskontrolle durch Insekten auf $10,96 \% \times 3.001$ Millionen Euro = 329 Millionen Euro. Dieser Wert markiert die obere Grenze. Insgesamt lässt sich durch diese Überschlagsrechnung also folgern, dass Insekten der österreichischen Volkswirtschaft größenordnungsmäßig einen dreistelligen Millionenbetrag pro Jahr im Sinne einer Schädlingskontrolle liefern.

Berechnungen für Österreich

4.1.3 Nahrungsgrundlage

Abhängigkeit stark gefährdeter terrestrischer Wirbeltiere von Insektennahrung

Insgesamt 59 Wirbeltiere der Klassen Säugetiere, Vögel, Amphibien und Reptilien sind in den Roten Listen (SPITZENBERGER 2005, GOLLMANN 2007, DVORAK et al. 2017) in den höchsten Gefährdungskategorien „Endangered“ (EN, stark gefährdet) und „Critically Endangered“ (CR, vom Aussterben bedroht) gelistet. Für Arten dieser Kategorien ist das Aussterben in Österreich in den nächsten Jahrzehnten sehr wahrscheinlich (20 % Wahrscheinlichkeit in 20 Jahren bei der Kategorie EN, 50 % Wahrscheinlichkeit in 10 Jahren für die Kategorie CR). Anhand der einschlägigen Fachliteratur wird die Abhängigkeit dieser gefährdeten Arten von Insektennahrung auf einer vierteiligen Skala eingestuft (siehe Tabelle 30). Dabei werden die Insekten im weiteren Sinne (inklusive der Ur-Insekten, Entognatha) aufgefasst, also im Sinne des Unterstamms der Hexapoda.

Tabelle 30:
Kategorisierung der
Insektennahrungs-
Abhängigkeit von
Wirbeltier-Arten.

Klasse	Bedeutung	Anteils-Quantifizierung*
0	(Fast) keine Insekten in der Nahrung	0–10 %
1	Insekten bedeutender Nahrungsbestandteil	10–50 %
2	Insekten hauptsächlicher Nahrungsbestandteil	50–90 %
3	(Fast) ausschließlich Insektennahrung	90–100 %

* anwendbar als Kriterium, wenn in der Untersuchung Gewichtsprozentage ermittelt wurden, ansonsten qualitative verbale Abschätzung der Klassen

**gefährdete
Säugetierarten**

Im Folgenden werden die stark gefährdeten Säugetierarten der Roten Liste (SPITZENBERGER 2005) und ihre Abhängigkeit von Insektennahrung dargestellt (siehe Tabelle 31). Für die Hälfte der gefährdeten Säugetiere Österreichs sind Insekten eine bedeutende Nahrungsgrundlage; für die drei am stärksten gefährdeten Fledermäuse sind Insekten die praktisch einzige Nahrungsquelle.

Tabelle 31: Säugetiere der Roten Liste Österreichs in den höchsten Gefährdungskategorien (RL-Kat. EN – Endangered und CR – Critically Endangered) nach SPITZENBERGER (2005) und ihre Abhängigkeit von Insektennahrung (IA; vgl. Tabelle 30).

Artname	Deutscher Name	RL-Kat.	IA	Anmerkung, Begründung
<i>Hypsugo savii</i>	Alpenfledermaus	EN	3	Ausschließlich Insekten im Kot (KIPSON et al. 2018).
<i>Lynx lynx</i>	Luchs	EN	0	Hauptsächlich andere Säugetiere, sehr wenig Vögel, keine Insekten (KROFEL et al. 2011).
<i>Microtus bavaricus</i>	Bayerische Kurzhohrmaus	CR	0	Keine Angaben, andere Wühlmäuse fressen meist Gras (WHEELER 2005).
<i>Microtus liechtensteini</i>	Illyrische Kurzhohrmaus	EN	0	Keine Angaben, andere Wühlmäuse fressen meist Gras (WHEELER 2005).
<i>Mus spicilegus</i>	Ährenmaus	EN	0	Weniger als 10 % tierische Nahrung (BELTCHEVA & METCHEVA 2018).
<i>Mustela eversmannii</i>	Steppeniltis	EN	0	Sporadisch Käferlarven, quantitativ nicht bedeutsam (LANSZKI & HELTAI 2007).
<i>Myotis oxygnathus</i>	Kleines Mausohr	CR	3	Meist Heuschrecken (ARLETTAZ 1996).
<i>Rattus rattus</i>	Hausratte	CR	1	Omnivor (SHIELS et al. 2013).
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Große Hufeisennase	CR	3	Überwiegend Nachtfalter (ca. 30 %), Käfer, Schnaken und Schlupfwespen (FLANDERS & JONES 2009).
<i>Spermophilus citellus</i>	Ziesel	EN	1	Insekten in 33-66 % der trächtigen Weibchen und 20 % der Männchen (GRULICH 1960, zitiert nach Ramos-Lara 2014).

**gefährdete
Vogelarten**

Innerhalb der 39 Vogelarten der beiden höchsten Kategorien der Roten Liste (DVORAK et al. 2017) sind 40 % in hohem Maße oder ausschließlich von Insekten abhängig; für mehr als 70 % der Arten sind Insekten ein wesentlicher Bestandteil der Nahrung (siehe Tabelle 32).

Tabelle 32: Vögel der Roten Liste Österreichs in den höchsten Gefährdungskategorien (RL-Kat. EN – Endangered und CR – Critically Endangered) nach DVORAK et al. (2017) und ihre Abhängigkeit von Insektennahrung (IA; vgl. Tabelle 30).

Artname	Deutscher Name	RL-Kat.	IA*	Anmerkung, Begründung
<i>Anas crecca</i>	Krickente	EN	0	Mehr als 90 % Pflanzennahrung, aber opportunistisch, Insektennahrung machte in einer Studie 4,6 % Gewichtsanteile aus (JOHNSON et al. 2020).
<i>Anas acuta</i>	Spießente	CR	1	Hauptsächlich Pflanzenfresser, aber Invertebraten bedeutende Nahrungskomponente während der Jungenaufzucht (CLARK et al. 2020).
<i>Anas clypeata</i>	Löffelente	EN	2	Kleine aquatische Insekten machen größeren Teil des Nahrungsspektrums aus (CARBONERAS & KIRWAN 2020).
<i>Aythya ferina</i>	Tafelente	EN	1	Je nach Jahreszeit neben pflanzlicher Nahrung auch kleine aquatische Insekten (CARBONERAS et al. 2020).
<i>Podiceps nigricollis</i>	Schwarzhals taucher	CR	2	Frisst hauptsächlich Wasserinsekten, vereinzelt kleine Fische und Kaulquappen, teilweise in großem Umfang Crustaceen (LLIMONA et al. 2020).
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Kormoran	EN	0	Ausschließlich Fischnahrung (VELDKAMP 1995).
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Nachtreiher	EN	1	Variabel und opportunistisch, Insekten teilweise in erheblichen Anteilen vertreten (HOTHEM et al. 2020).
<i>Egretta garzetta</i>	Seidenreiher	EN	1	Gelegentlich Insekten, dann meist Heuschrecken (JAYARATNE et al. 2016).
<i>Milvus migrans</i>	Schwarzmilan	EN	0	Hauptsächlich Fische und Vögel, 2 % Insekten (SERGIO & BOTO 1999).
<i>Haliaeetus albicilla</i>	Seeadler	EN	0	Hauptsächlich Fisch, daneben Wasservogel, Säugetiere und Aas (ORTA et al. 2020).
<i>Circus cyaneus</i>	Kornweihe	CR	0	Mäuse und Vögel (MARQUISS 1980).
<i>Circus pygargus</i>	Wiesenweihe	EN	0	Mäuse und Vögel, gelegentlich Käfer (UNDERHILL-DAY 1993).
<i>Aquila heliaca</i>	Kaiseradler	EN	0	Säugetiere und Vögel (HORVÁTH et al. 2018).
<i>Falco vespertinus</i>	Rotfußfalke	CR	2	Hauptsächlich Heuschrecken und Käfer (z. B. 27 % <i>Calosoma auropunctatum</i> ; TULIS et al. 2017).
<i>Falco cherrug</i>	Sakerfalke	EN	0	Etwa 2 % Insekten, hauptsächlich Käfer und Heuschrecken (NEDYALKOV et al. 2014).
<i>Porzana porzana</i>	Tüpfelsumpfhuhn	CR	1	Omnivor, hauptsächlich Pflanzen und kleine Invertebraten (TAYLOR 2020).
<i>Burhinus oediconemus</i>	Triel	CR	2	Mehrheitlich Insekten, insbesondere Käfer (AMAT 1986), stellenweise Regenwürmer, Asseln (GREEN et al. 2000), Spinnentiere und Tausendfüßler (GIANNANGELI et al. 2004).
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Seeregenpfeifer	EN	2	Meist Insekten, je nach Gelegenheit Krebstiere oder Polychaeten (DEL HOYO et al. 2020).
<i>Charadrius morinellus</i>	Mornellregenpfeifer	CR	3	Coleoptera, Symphyta und Tipula (GALBRAITH et al. 1993).
<i>Numenius arquata</i>	Brachvogel	EN	1	Vielfältige tierische und pflanzliche Nahrung, verschiedene Invertebraten (SNOW et al. 1998, VAN GILS et al. 2020a).
<i>Limosa limosa</i>	Uferschnepfe	EN	2	Schwerpunktmäßig Insekten (VAN GILS et al. 2020b).

Artname	Deutscher Name	RL-Kat.	IA*	Anmerkung, Begründung
<i>Actitis hypoleucos</i>	Flussuferläufer	EN	1	Käfer, schwerpunktmäßig Isopoden, Polychaeten, Amphipoden (VAN GILS et al. 2020c).
<i>Gallinago gallinago</i>	Bekassine	CR	1	Regenwürmer, auch Insekten (Tipulidenlarven), Spinnen, Schnecken (HOODLESS et al. 2007).
<i>Larus canus</i>	Sturmmöwe	EN	1	Sehr flexibel, inkludiert Insektennahrung (BURGER et al. 2020).
<i>Tyto alba</i>	Schleiereule	CR	0	4,6 % Käfer, sonst hauptsächlich Mäuse (SMAL 1987).
<i>Otus scops</i>	Zwergohreule	EN	2	Viele Käfer, Heuschrecken, Wanzen (Mori et al. 2016).
<i>Athene noctua</i>	Steinkauz	EN	1	Insekten häufiger Nahrungsbestandteil, aber Kleinsäuger gewichtsmäßig dominierend (ROMANOWSKI et al. 2013).
<i>Strix uralensis</i>	Habichtskauz	CR	0	Insekten in 9,3 % der Proben, aber gewichtsmäßig unbedeutend (SIDOROVICH et al. 2003).
<i>Asio flammeus</i>	Sumpfohreule	EN	0	Hauptsächlich Mäuse und gelegentlich Vögel (ROBERTS & BOWMAN 1986).
<i>Coracias garrulus</i>	Blauracke	CR	3	Nahezu 100 % Großinsekten, hauptsächlich Orthoptera und Coleoptera (HEBDA et al. 2019).
<i>Anthus campestris</i>	Brachpieper	CR	3	Fast ausschließlich Insekten, daneben vereinzelt Spinnen und kleine Reptilien (TYLER & CHRISTIE 2020).
<i>Luscinia svecica svecica</i>	Rotsterniges Blaukehlchen	CR	3	Nahezu ausschließlich Insekten, dazu einige Spinnen (ALLANO et al. 1988; ORLOWSKI et al. 2014).
<i>Luscinia svecica cyanecula</i>	Weißsterniges Blaukehlchen	EN	3	Nahezu ausschließlich Insekten, dazu einige Spinnen (ALLANO et al. 1988; ORLOWSKI et al. 2014).
<i>Saxicola rubetra</i>	Braunkehlchen	EN	3	Fast nur Insekten, auch Spinnen (PUDIL & EXNEROVÁ 2015), vereinzelt Lumbricidae, Diplopoda (BRINTSCHGI et al. 2006).
<i>Lanius excubitor</i>	Raubwürger	CR	3	Fast nur Insekten, vereinzelt Diploiden und Spinnen (HROMADA & KRISTÍN 1996).
<i>Passer italiae</i>	Italiensperling	EN	1	Omnivor, substanzielle Anteile an der Nahrung sind Insekten (MONDINO et al. 1996).
<i>Carpodacus erythrinus</i>	Karmingimpel	EN	1	Meist pflanzliche Nahrung, in geringerem Umfang Insekten (Blattläuse, Käfer und Larven; vgl. PEIPONEN 1974)
<i>Emberiza hortulana</i>	Ortolan	CR	2	Während der Brutphase hauptsächlich Insekten, sonst Sämereien (MADGE & SHARPE 2020).
<i>Emberiza calandra</i>	GrauParammer	EN	2	Während der Brutphase hauptsächlich Insekten, sonst Sämereien (MADGE & JUANA 2020).

gefährdete Reptilienarten

Unter den in hohen Rote-Liste-Kategorien eingestuften Reptilien sind vier von sechs Arten stark von Insektennahrung abhängig (siehe Tabelle 33), lediglich die Würfelnatter als spezialisierte fischfressende Wasserschlange und die Horntotter ernähren sich nicht von Insekten.

Tabelle 33: Reptilien der Roten Liste Österreichs in den höchsten Gefährdungskategorien (RL-Kat. EN – Endangered und CR – Critically Endangered) nach GOLLMANN (2007) und ihre Abhängigkeit von Insektennahrung (IA; vgl. Tabelle 30).

Artname	Deutscher Name	RL-Kat.	IA*	Anmerkung, Begründung
<i>Emys orbicularis</i>	Europäische Sumpfschildkröte	CR	2	Schwerpunktmäßig Insekten, aber auch Muscheln und kleine Wirbeltiere (Otonello et al. 2005, Çiçek & Ayaz 2011).
<i>Lacerta viridis</i>	Smaragd-eidechse	EN	3	Über 90 % terrestrische Arthropoden (Angelici et al. 1997).
<i>Natrix tessellata</i>	Würfelnatter	EN	0	Ausschließlich Fischnahrung (Janev Hutinec & Mebert 2011).
<i>Podarcis muralis</i>	Mauer-eidechse	EN	3	Hauptsächlich Insekten (Avery 1978).
<i>Vipera ammodytes</i>	Europäische Hornotter	CR	0	Ausschließlich Wirbeltiere (Luiselli 1996).
<i>Vipera ursinii</i>	Wiesenotter	CR	2	Hauptsächlich Insekten, auch Mauereidechsen und kleine Nagetiere (Filippi & Luiselli 2004; Agrimi & Luiselli, 1992).

Alle stark gefährdeten österreichischen Amphibien nutzen Insekten in substanziellem Ausmaß (siehe Tabelle 34). Am höchsten scheint dabei der Insektenanteil in der Nahrungszusammensetzung bei der Kreuzkröte zu sein.

gefährdete Amphibienarten

Tabelle 34: Amphibien der Roten Liste Österreichs in den höchsten Gefährdungskategorien (RL-Kat. EN – Endangered und CR – Critically Endangered) nach GOLLMANN (2007) und ihre Abhängigkeit von Insektennahrung (IA; vgl. Tabelle 30).

Artname	Deutscher Name	RL-Kat.	IA*	Anmerkung, Begründung
<i>Bufo calamita</i>	Kreuzkröte	CR	3	Fast ausschließlich Hexapoda, dabei viele Collembolen, vereinzelt Spinnen und Milben (BOOMSMAN & ARNTZEN 1985).
<i>Pelobates fuscus</i>	Knoblauchkröte	EN	2	Insekten (ca. 70 %), auch Anneliden, Asseln, Schnecken, Diplopoden, Chilopoden und Spinnentiere (COGALNICEANU et al. 1998).
<i>Triturus cristatus</i>	Nördlicher Kammolch	EN	2	Adulte ernähren sich hauptsächlich von Insekten, Juvenile von aquatischen Crustaceen (32 %) (FASOLA & CANOVA 1992).
<i>Triturus dobrogicus</i>	Donaukammolch	EN	1	Neben Insekten auch aquatische Asseln und Gammariden (Cicort-LUCACIO et al. 2009).

Insgesamt 22 % der Arten aller vier Wirbeltiergruppen ernähren sich ausschließlich von Insekten. Für mehr als zwei Drittel der 59 betrachteten Arten stellen Insekten einen wesentlichen und oft unverzichtbaren Bestandteil der Nahrungszusammensetzung dar (siehe Tabelle 35). Mit den Daten lässt sich durch Gewichtung der Insektennahrungsabhängigkeitsklasse mit den jeweiligen Artenzahlen dieser Klasse eine Art Abhängigkeitskoeffizient errechnen. Dieser ist bei den Amphibien innerhalb der vier betrachteten Wirbeltiergruppen am höchsten (siehe Tabelle 35).

Abhängigkeitskoeffizient

Tabelle 35:
 Abhängigkeit der vier
 untersuchten
 Wirbeltiergruppen von
 Insektennahrung im
 Vergleich. IA =
 Abhängigkeit von
 Insektennahrung (vgl.
 Tabelle 30); N =
 Artenzahl.

Tiergruppe	IA-Klasse (%)				N	Koeffizient
	0	1	2	3		
Amphibia, Lurche	0	25,0	50,0	25,0	4	2,00
Aves, Vögel	28,2	30,8	23,1	17,9	39	1,31
Mammalia, Säugetiere	50,0	20,0	0	30,0	10	1,10
Reptilia, Kriechtiere	33,3	0	33,3	33,3	6	1,67
Gesamt	30,5	25,4	22,0	22,0	59	1,36

**weitere
 Gefährdungs-
 ursachen**

Selbstverständlich ist die Abhängigkeit von Insektennahrung nicht die einzige Gefährdungsursache der betrachteten Arten, auch nicht der Arten, die ausschließlich von Insekten leben. Andererseits konnten DONALD et al. (2001) zeigen, dass die Abhängigkeit von Großinsekten und deren Rückgang in intensivierten Agrarlandschaften den wahrscheinlichen Grund für das Aussterben mancher Offenlandvögel in Westeuropa darstellt. So werden für die Blauracke, die unlängst in Österreich ausgestorben ist (wie in der Roten Liste prognostiziert, DVORAK et al. 2017), als Gefährdungsursachen auch Verfolgung auf dem Vogelzug, Verlust an Bruthabitat und genetische Verarmung diskutiert (NEBEL et al. 2019). Ein wesentlicher und möglicherweise entscheidender Faktor des Aussterbens der Blauracke dürfte dennoch die Reduktion des Nahrungsangebots in intensiv genutzten Agrarlandschaften darstellen (ALBEGGER et al. 2015).

4.1.4 Nahrungsmittelproduktion

Die Westliche Honigbiene *Apis mellifera* stammt aus Europa, Afrika und Vorderasien und wird in über 20 Unterarten differenziert. Sie wird seit mehreren tausend Jahren durch den Menschen genutzt.

**Produktion
 von Honig**

In Österreich werden jährlich zwischen 4.000 und 8.000 Tonnen Honig produziert (BIENE ÖSTERREICH 2020), wobei die Menge in den letzten Jahrzehnten rückläufig ist. Der Selbstversorgungsgrad Österreichs schwankt in den letzten Jahren zwischen 40 % und 50 %. Um den Bedarf zu decken, wird Honig vor allem aus Argentinien und Chile importiert. Die globale Honigproduktion betrug 2018 rund 2 Millionen Tonnen, wovon rund ein Viertel in China und etwa 12,5 % in der EU produziert wurden (IPBES 2016).

Rund 29.800 ImkerInnen betreuen in Österreich rund 373.000 Bienenvölker (Stand 2018, BMNT 2019), überwiegend im Nebenerwerb oder in der Freizeit. Rund 1 % sind BerufsimkerInnen, die etwa 20 % der Bienenvölker betreuen. Weltweit wird die Zahl an Honigbienenstöcken auf 81 Millionen geschätzt (IPBES 2016).

Seit mehreren Jahren werden starke Verluste festgestellt („Bienensterben“). Die Ursachenforschung wurde intensiviert, z. B. wurden die europaweiten Forschungsnetzwerke COLOSS (Prevention of honey bee COLony LOSSes) und EPILOBEE (epidemiological surveillance program of bee colony mortality) etabliert; eine einfache Antwort auf das komplexe Phänomen „Colony collapse disorder“ (CCD) wurde aber bisher noch nicht gefunden. Dies haben auch Studien in Österreich bestätigt, z. B. im Rahmen des Projektes „Zukunft Biene“²⁰. Wahrscheinlich spielen mehrere Ursachen zusammen, z. B. Parasitenbefall (insbesondere durch die aus Asien eingeschleppte Varroamilbe), Krankheiten durch Viren, Bakterien, Pilze, Microsporida (Faulbrut, Nosemose, u. a.), Immunsuppression, Klimawandel, verringerte Nährwerte des Pollens durch erhöhte CO₂-Werte in der Atmosphäre sowie Insektizide (insbesondere Neonicotinoide). Mehrere Studien belegen den positiven Einfluss einer professionellen Betreuung durch ImkerInnen auf eine verringerte Bienensterblichkeit (z. B. JACQUES et al. 2017).

Ursachen für das Bienensterben

Eine möglicherweise neue Bedrohung stellt die Ausbreitung der Asiatischen Hornisse (*Vespa velutina*) in Europa dar. Die 2004 erstmals in Europa (Frankreich) festgestellte Art breitet sich langsam Richtung Osten aus und es wäre keine große Überraschung, wenn sie in ein paar Jahren auch in Österreich gefunden wird. Die Auswirkungen sind nicht exakt vorhersagbar; sie ernährt sich (unter anderem) von Honigbienen und kann ein Bienenvolk sicherlich schwächen. Honigbienen machen zwischen 30 % der Beute in Agrarflächen und 70 % in Urbanbiotopen aus (VILLEMANT et al. 2011), wodurch die Bestäubungsleistung in diesen Ökosystemen verringert wird.

Nicht unerwähnt bleiben soll, dass die Honigbiene auch andere Produkte erzeugt, die vom Menschen zu unterschiedlichen Zwecken genutzt werden (Bienenwachs, Bienengift, Gelée royale, Propolis).

4.2 Negative Auswirkungen

4.2.1 Tiergesundheit

Zahlreiche tiergesundheitsrelevante Erreger von Krankheiten von Wild-, Nutz- und Haustieren werden durch Insekten übertragen. Beispielhaft werden hier einige ausgewählte Krankheiten in der Nutztierhaltung und für Haustiere erwähnt, die durch Insekten in Österreich übertragen werden.

Mehrere Arten der Gattung *Culicoides* aus der zu den Dipteren (Fliegen und Mücken) gehörenden Familie der Gnitzen (Ceratopogonidae) sind als Überträger eines Virus relevant, der die sogenannte Blauzungkrankheit (Blue Tongue, BT) bei Wiederkäuern auslöst. Ab 2006 wurden Krankheitsfälle eines Virusstammes (Serotyp BTV-8) in Europa bekannt, der ursprünglich aus dem südlichen Afrika stammt. Der erste Krankheitsfall in Österreich wurde 2008 diagnostiziert. Die Mortalitätsrate infizierter Tiere liegt bei 1–5 %. Die Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit führte daraufhin gemeinsam mit dem Naturhistorischen Museum Wien von 2007–2010 ein Gnitzen-Monitoring in 54 Betrie-

Blauzungkrankheit durch Gnitzen

²⁰ <http://www.zukunft-biene.at/>

ben in ganz Österreich durch (z. B. ANDERLE et al. 2011). In den Jahren 2015 und 2016 wurde erstmals der aus Südosteuropa stammende Serotyp BTV-4 in Österreich festgestellt. Seit 2016 ist Österreich BT-frei.

Die Blauzungenkrankheit ist eine anzeigepflichtige Tierseuche. Gegenmaßnahmen umfassen Impfungen (auf Wunsch der TierhalterInnen), die Überwachung und serologische Untersuchung in betroffenen Regionen sowie die Einrichtung von Restriktionszonen für den Tiertransport. Zusätzlich wird das Gnitzen-Monitoring zur Dokumentation der Aktivität der Tiere weitergeführt. Zwischen Dezember und April sind die Insekten nicht aktiv, was Tiertransporte ermöglicht.

**Kaninchenpest
durch Stechmücken
und Flöhe**

Der zu den Pockenviren gehörende Erreger der Myxomatose (Kaninchenpest) wird durch Stechmücken (Culicidae) und Flöhe (Siphonaptera), insbesondere durch den Kaninchenfloh (*Spilopsyllus cuniculi*), übertragen. Es sind weitere Übertragungswege bekannt (z. B. Tier-zu-Tier, über Futter). Betroffen sind Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*), die als Haustiere gehalten werden, und Kaninchen, die in der freien Natur leben. Kaninchen stammen ursprünglich von der Iberischen Halbinsel und wurden im Mittelalter nach Europa eingeführt; die ersten Nachweise aus der freien Natur in Österreich sind aus dem Jahr 1673 bekannt (ENGLISCH 2005). TierhalterInnen können ihre Hauskaninchen halbjährlich mit abgeschwächtem Lebendimpfstoff immunisieren.

**Chinaseuche durch
blutsaugende
Insekten**

Auch das erst seit den 1980er-Jahren bekannte, vermutlich aus China stammende, RHD-Virus (Rabbit Hemorrhagic Disease, Chinaseuche) kann durch blutsaugende Insekten übertragen werden. Die Chinaseuche hat weltweit zu massiven Einbrüchen der Bestandszahlen von Wildkaninchen geführt, darunter auch Fälle, in denen das Virus zur biologischen Kontrolle von gebietsfremden Freilandpopulationen eingesetzt wird (Australien, COOKE et al. 2013). Im Jahr 2016 wurde in Österreich das RHD-Virus zuletzt nachgewiesen sowie erstmals eine neue Variante (RHDV-2) festgestellt. Für Bekämpfung und Prävention steht eine Impfprophylaxe zur Verfügung.

**Leishmaniose durch
Sandmücken**

Die Leishmaniose wird durch Protozoen hervorgerufen und durch Sandmücken (Unterfamilie Phlebotominae, innerhalb der Schmetterlingsmücken, Familie Psychodidae) übertragen. Sandmücken kommen weltweit vor allem in wärmeren Regionen vor. In Europa liegt der Schwerpunkt der Vorkommen im Mittelmeergebiet; es liegen aber auch Nachweise aus Österreich vor. Es ist zu erwarten, dass der Klimawandel die Etablierung einzelner Arten begünstigt (ASPÖCK et al. 2008). Betroffen sind vor allem Hunde; die Infektionsrate im Mittelmeergebiet ist sehr hoch. Durch die wahrscheinlich regelmäßigen Hundetransporte nach Mitteleuropa ist eine autochthone Übertragung in Österreich zumindest theoretisch möglich (WALOCHNIK & ASPÖCK 2010).

Neben den hier angeführten Beispielen gibt es noch zahlreiche weitere, tiergesundheitlich relevante Erkrankungen, deren Erreger durch Insekten übertragen werden können (z. B. Borreliose, Dirofilariose). In einigen Fällen stellen Insekten dabei nicht den bevorzugten Übertragungsvektor dar (z. B. Tularämie), sind aber als Überträger nicht auszuschließen. Einige der Krankheiten sind bei Übertragung auch für den Menschen relevant (siehe Kapitel 4.2.3). Eine umfassende Zusammenstellung findet sich in ASPÖCK (2010).

4.2.2 Pflanzengesundheit

4.2.2.1 Landwirtschaft

Eine vollständige Liste der in der Landwirtschaft schädlichen Insektenarten würde den Rahmen dieses Berichtes sprengen. Die AGES listet über 50 Insektenarten, die als Schaderreger im Ackerbau, Gemüsebau, Obstbau, Weinbau oder bei Zierpflanzen in Österreich aktuell von besonderer Bedeutung sind. Darunter befinden sich „alte Bekannte“, wie Kartoffelkäfer und Reblaus, sowie neue Schaderreger, wie die Rebzikade, die Tomatenminiermotte oder der Buchsbaumzünsler. Der Grüne Bericht erwähnt z. B. für 2018 einen Rückgang der Zuckerrübenfläche um 27 % gegenüber dem Jahr 2017 infolge von Rüsselkäferbefall (BMNT 2019). Die amtlichen Pflanzenschutzdienste sind im Rahmen der gesetzlichen Bestimmungen für die behördlichen und koordinierenden Tätigkeiten der phytosanitären Kontrollen von bestimmten Produkten (z. B. Obst, Gemüse, Zierpflanzen) und gegebenenfalls anzuwendende Quarantänebestimmungen zuständig.

**mehr als 50
relevante
Schaderreger**

4.2.2.2 Forstwirtschaft

Der Buchdrucker (*Ips typographus*) ist mit Abstand der bedeutendste Forstschädling in Österreich. In den letzten 10 Jahren war er für 80–90 % des von Borkenkäfern befallenen Holzvorrates verantwortlich; das sind im Mittel 11 % der geernteten Holzmenge in Österreich (HOCH et al. 2019). Der Klimawandel und seine Folgen sowie die nicht standortgerechte Bestockung sind wohl hauptverantwortlich für das großflächige Absterben von Fichtenbeständen in betroffenen Regionen; es ist davon auszugehen, dass die Schäden in Zukunft zunehmen werden (z. B. JAKOBY et al. 2019). Ein integriertes Borkenkäfermanagement inkludiert u. a. waldbauliche Maßnahmen (z. B. Verringerung des Fichtenanteils, gute Erschließung), Bekämpfungsmaßnahmen (z. B. Fangbäume, Förderung natürlicher Gegenspieler) und die Überwachung durch Pheromonfallen. Unterschiedliche Interessen und Zuständigkeiten machen die Umsetzung der Maßnahmen jedoch mitunter schwierig. Der vom Beirat Nationalparks Austria eingesetzte Fachausschuss „Borkenkäfermanagement“ empfiehlt 2013 in einem Positionspapier für Großschutzgebiete (Nationalparks und Wildnisgebiete) unter anderem: Für Prozessschutzgebiete wird eine klare Zonierung in möglichst großflächige, zusammenhängende und völlig eingriffsfreie Kernzonen einerseits und randliche Eingriffszonen andererseits empfohlen; die Eingriffszonen dienen u. a. dem effizienten Nachbarschaftsschutz und der Akzeptanzsteigerung für Prozessschutzgebiete.

**Borkenkäfer-
management**

Insekten können auch als Überträger von Krankheitserregern eine große Bedeutung erlangen. Verschiedene heimische Borkenkäferarten übertragen die aus Asien eingeschleppten Schlauchpilze *Ophiostoma ulmi* und *O. novo-ulmi*, die die Gefäße der Ulmen blockieren und zum Absterben der Bäume führen können (z. B. KIRISITS & KONRAD 2007). Die Haare der Raupen des Eichen-Prozessionsspinners (*Thaumtopoea processionea*) können allergische Reaktionen auslösen und in manchen Jahren müssen Wanderwege deswegen für die Öffentlichkeit gesperrt werden.

Aus anderen Regionen eingeschleppte Insekten können zu bedeutenden Schäden führen. Durch Pflanzenschutzmaßnahmen geregelte Arten müssen aktiv bekämpft bzw. überwacht werden, wie z. B. aktuell der Asiatische Laubholz-

bockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) in Gallspach in Oberösterreich. Von besonderer Brisanz wäre das Auftreten neuer, gebietsfremder Arten, wie z. B. des Asiatischen Eschen-Prachtkäfers (*Agrilus planipennis*) (HOCH 2017).

4.2.3 Humangesundheit

ASPÖCK (2010) listet verschiedene Formen der medizinischen Bedeutung von Arthropoden für den Menschen, die in sehr unterschiedlicher Weise zu Beeinträchtigungen führen können. Eine grundlegende Einteilung kann getroffen werden in Arten, die Krankheiten direkt auslösen und in Arten, die Krankheitserreger (meist Mikroorganismen) übertragen. Die folgende stark vereinfachte Übersicht behandelt Arthropoden, berücksichtigt also zusätzlich zu den Insekten auch Spinnentiere und Tausendfüßer und fokussiert auf deren Relevanz für Österreich. Eine ausführliche Darstellung des Themas findet sich in ASPÖCK (2010).

4.2.3.1 Arthropoden als Ursache von Krankheiten des Menschen

direkte Giftwirkung

Die direkte Giftwirkung nach Bissen oder Stichen durch Skorpione, Spinnen, Skolopender, Bienen, Wespen oder Ameisen ist in Österreich von untergeordneter Bedeutung. Die mediale Aufmerksamkeit, die die Ammen-Dornfingerspinne (*Cheiracanthium punctorium*) in Mitteleuropa hin und wieder erfährt, spiegelt die Realität der Gefahr nicht wider, stellen sich die meisten „Fälle“ bei genauer Betrachtung doch als Fehlbestimmung heraus (KNOFLACH 2009). Einige für den Menschen durchaus gefährliche Skorpione oder Spinnen werden gelegentlich als Haustiere gehalten. Unfälle bei der Haltung oder Handhabung sind aber selten.

allergische Reaktionen

Wesentlich problematischer sind bei manchen Personen auftretende allergische Reaktionen auf bestimmte Bestandteile des Giftes, die bis hin zu einem anaphylaktischen Schock und zum Tod führen können (HEMMER 2010). In Österreich sterben jedes Jahr im Mittel drei oder vier Menschen an den Folgen von Insektenstichen.

Bettwanzen nehmen zu

Allergische Reaktionen können auch durch das Inhalieren von Exkrementen oder Fragmenten mancher Arthropoden auftreten (z. B. Hausstaubmilben). Häufiger, aber medizinisch von geringer Bedeutung, sind Juckreiz und Quaddelbildungen nach den Stichen blutsaugender Arthropoden. Relevante Endo- bzw. Ektoparasiten des Menschen sind Krätzmilben, Läuse und Bettwanzen. Insbesondere Bettwanzen (*Cimex lectularius*) haben weltweit in den letzten Jahrzehnten (wieder) zugenommen. Als Gründe werden unter anderem die Globalisierung (und die damit verbundene verstärkte Reisetätigkeit) und Resistenzen gegen die in der Schädlingsbekämpfung am häufigsten verwendeten Pyrethroide genannt (POSPISCHIL 2010, DANG et al. 2017).

4.2.3.2 Arthropoden als Überträger von Krankheitserregern

Hier sind insbesondere Zecken, Stechmücken und Sandmücken (siehe Kapitel 4.2.1) als Überträger von Krankheitserregern zu nennen.

Zecken, wie z. B. der Gemeine Holzbock (*Ixodes ricinus*), sind keine Insekten, ihre humangesundheitliche Bedeutung ist aber von hoher Relevanz in Mitteleuropa. Zecken können rund 50 verschiedene Erreger von Krankheiten in Österreich übertragen, z. B. FSME-Viren und *Borrelia*-Bakterien (DOBLER & ASPÖCK 2010).

Zecken

Unter den rund 50 derzeit in Österreich vorkommenden Stechmücken-Arten (Culicidae) (ZITTRA et al. 2017), besitzen mehrere der in jüngerer Zeit erstmals festgestellten Arten einen Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa (z. B. *Anopheles hyrcanus*, *Culiseta longiareolata*, *Orthopodomyia pulcripalpis*) oder sie wurden aus anderen Kontinenten nach Europa eingeschleppt (z. B. die Asiatische Tigermücke *Aedes albopictus*, die Asiatische Buschmücke *Ochlerotatus japonicus*, die Koreanische Buschmücke *Ochlerotatus koreicus* und die aus Nordamerika stammende *Ochlerotatus atropalpus*) (z. B. CIOCCHETTA et al. 2018). Stechmücken sind vor allem als Überträger von Viren relevant, z. B. Sindbis, Tahyna, Usutu, West Nil, wobei die Vektorkompetenzen artspezifisch verschieden entwickelt sind. Als Folge der Globalisierung und der Reisetätigkeit der Menschen ist es nach Einschleppung aus anderen Kontinenten in Europa auch zu lokalen Ausbrüchen gekommen, z. B. Chikungunya in Italien und Frankreich sowie Dengue in Frankreich und Kroatien (RABITSCH et al. 2017). Für viele der hier beispielhaft angeführten Arten wird angenommen, dass sie vom Klimawandel profitieren (ASPÖCK & WALOCHNIK 2014, SCHINDLER et al. 2018).

Stechmücken

Die Pest wird durch das Bakterium *Yersinia pestis* hervorgerufen und durch den Rattenfloh (*Xenopsylla cheopis*) und auch andere Flöhe auf den Menschen übertragen. Eine Übertragung kann auch durch Ratten, Erdhörnchen und Präriehunde erfolgen. In Österreich ist seit 1945 kein Fall bekannt geworden, der Pesterreger ist aber in weiten Teilen in Afrika, Nordamerika und Asien verbreitet. Ein Ausbruch der leicht übertragbaren Lungenpest ist seit 2017 auf Madagaskar bekannt.

Flöhe

Neben der Übertragung von Krankheitserregern können Insekten auch als „Lästlinge“ in Erscheinung treten. Wespen im Garten, Ameisen oder Schaben in der Küche, Silberfischchen im Badezimmer und verschiedene Käfer und Schmetterlinge in Haushaltsvorräten oder Bekleidungsstücken sind nicht immer willkommen. Dies gilt auch für Massenaggregationen an Hauswänden, in Fensterrahmen oder in Wohnungen, die manche Arten im Herbst ausbilden. Selten können Insekten auch klinisch relevante psychologische Krankheitsbilder auslösen (z. B. Dermatozoenwahn).

5 GEFÄHRDUNGSFAKTOREN

5.1 Hypothesen zu den Ursachen des Insektensterbens

Eine der wichtigsten Fragen im Umkreis des Insektensterbens betrifft seine Ursachen: *„There is an urgent need to uncover the causes of this decline, its geographical extent, and to understand the ramifications of the decline for ecosystems and ecosystem services.“* (HALLMANN et al. 2017). Tatsächlich setzt eine effektive Behandlung des Insektensterbens voraus, dass ansatzweise Klarheit besteht, welche Mechanismen zu den beobachteten drastischen Insektenbiomasseverlusten geführt haben.

diskutierte Ursachen

In der Literatur werden regelmäßig folgende Faktoren ins Treffen geführt: Verlust an Lebensraum und Verschlechterung der Lebensraumqualität, insbesondere durch Verlust von Lebensraumstruktur, Klimawandel, Insektizide, Schadstoffeinträge, insbesondere flächendeckende Stickstoffeinträge in der Landschaft, Lichtverschmutzung, gebietsfremde Arten und die Ausbreitung von Krankheitserregern, Ko-Extinktion von Arten, die aufeinander angewiesen sind, und erhöhte atmosphärische CO₂-Werte (z. B. POTTS et al. 2010, HABEL et al. 2019a, CARDOSO et al. 2020, WAGNER 2020). Schon vor etwa 20 Jahren beschrieben Metapopulationstheoretiker die tickende Aussterbens-Zeitbombe der Metapopulationen fragmentierter Landschaften (z. B. HANSKI & OVASKAIENEN 2002). Weitere Faktoren werden hin und wieder als problematisch für Insekten genannt, z. B. Lärmbelastungen (MORLEY et al. 2014) oder Windräder (TRIEB 2018). Die quantitative Bedeutung dieser Faktoren ist aber zu vernachlässigen (siehe z. B. weiter unten, Hypothese 6) und sie kommen als Erklärung für das Insektensterben nicht in Frage. Auch das in diesem Zusammenhang manchmal ins Treffen geführte Sammeln von Insekten durch Amateur- und Berufsentomologen ist unbedeutend (z. B. GEISER 1996). Gesetzlich auferlegte Einschränkungen sind mitunter eher ein Zeichen für fehlendes ökologisches Verständnis. *„Das Sammeln ist vielmehr die einzige zuverlässige und nachvollziehbare Methode zur Dokumentation des Vorkommens von [Insekten]arten und dient der Reproduzierbarkeit wissenschaftlicher Ergebnisse“* (Ehrenkodex der entomologischen Feldarbeit NABU).

Für einige der genannten Faktoren gibt es nur geringe Evidenz, dass sie als Ursachen für ein globales oder regionales Insektensterben, z. B. in Europa oder in Österreich, in Frage kommen. So führt zwar der CO₂-Anstieg in der Atmosphäre zu verringerten Stickstoffkonzentrationen in Pflanzen und hat negative Auswirkungen für Herbivore (z. B. DECKER et al. 2018); dennoch sind Auswirkungen bisher nur experimentell oder auf lokaler Ebene nachgewiesen. CARDOSO et al. (2020) nennen Übernutzung von Insektenpopulationen (d. h. nicht nachhaltige Nutzung, z. B. als Haustiere, Terrarienfutter, in der traditionellen Medizin oder als Nahrungsmittel) als oft übersehene Ursache des Insektenrückgangs. Allerdings erfolgt diese Form der Nutzung überwiegend auf anderen Kontinenten und kann die Insektenrückgänge in Europa nicht erklären.

Sicherlich relevant, wenngleich mit noch geringer Evidenz belegt (vgl. COLWELL et al. 2012), ist die Ko-Extinktion von Arten, die aufeinander angewiesen sind, z. B. Parasiten und symbiotische Partnerorganismen, und auch Nahrungspflanzenspezialisten (DUNN 2005, DUNN et al. 2009, BOGONI et al. 2019). Wahrscheinlich besitzt jede Säugetier- und Vogelart mindestens einen spezifischen

Ektoparasiten. Die Artenzahl parasitischer Hautflügler (vor allem Ichneumonoidea – Schlupfwespen und Chalcidoidea – Erzwespen, u. a.) wird auf über 350.000 Arten geschätzt, die von gallbildenden Insekten auf über 200.000 Arten. Viele Pflanzen werden sehr spezifisch von Herbivoren zur Nahrungsaufnahme genutzt (monophage Arten). Wenn der Wirt (oder die Nahrungsgrundlage) ausstirbt, wird auch der Parasit (oder der Konsument) aussterben. Allerdings ist dieser Faktor vermutlich eher als Wirkung des Insektensterbens zu betrachten und weniger als eine Ursache.

In den folgenden Abschnitten werden einige mögliche Ursachen des Insektensterbens vorgestellt und ihre Relevanz für Österreich diskutiert.

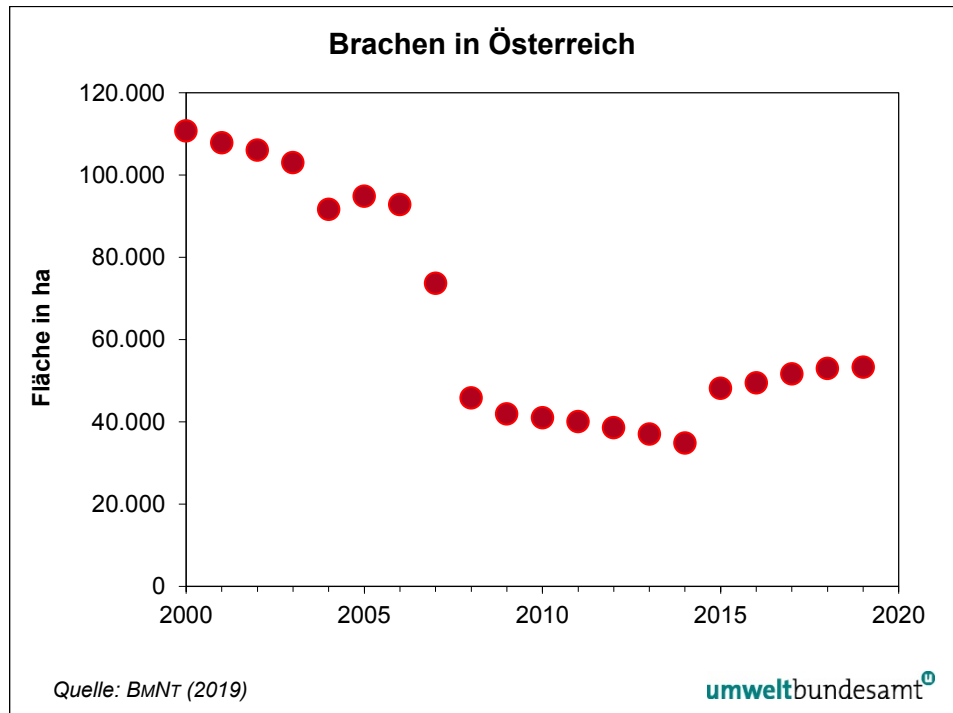
Hypothese 1: Das Insektensterben wird durch Lebensraumverluste, etwa durch Verluste an semi-natürlichen Flächen in der Agrarlandschaft, ausgelöst.

Habitatverlust ist einer der klassischen universellen Gefährdungsfaktoren bei Insekten. Verglichen mit Wirbeltieren sind Insekten klein und meist enger eingemischt. Normalerweise zieht der Verlust eines Lebensraums den Verlust der Populationen von denjenigen Insektenarten nach sich, die an diesen Lebensraum gebunden sind. Im Offenland ist der Flächenanteil semi-natürlicher Lebensräume ein entscheidendes Kriterium für das Überleben der Agrarinsektenfauna (TSCHARNTKE et al. 2005). Blühstreifen, Brachen, Wegraine, Böschungen und Trockenrasen beherbergen dabei ein Reservoir an Bestäuberinsekten und Schädlings-Antagonisten (siehe Kapitel 4.1.1, 4.1.2). Im Winter und während Störungsereignissen auf den Feldern (wie Mahd, Umackern oder Pestizideinsatz) bilden diese Flächen einen unentbehrlichen Rückzugsraum, der ein Überleben der Populationen in diesen Phasen ermöglicht und von wo aus die Wiederbesiedlung der intensiv bewirtschafteten Felder stattfinden kann (z. B. LANDIS et al. 2000).

Die Flächen solcher Rückzugsräume wurden im Jahr 2008 in Österreich stark reduziert. Um der zunehmenden Nachfrage nach Agrarprodukten im Zuge des Biokraftstoff-Booms Rechnung zu tragen, hat die EU die konjunkturelle Stilllegung von Agrarflächen aufgehoben. In Österreich ist daraufhin der Brachen-Anteil in der Agrarlandschaft um fast 90 % zurückgegangen; die Abnahme solcher Flächen setzte sich trotz ÖPUL-Förderung in den Folgejahren fort. Erst in jüngster Zeit sind die Brachen-Anteile in der Agrarlandschaft wieder leicht gestiegen, haben aber bei weitem nicht wieder die Anteile vor 2008 erreicht (siehe Abbildung 5).

***Rückzugsräume
2008 stark reduziert***

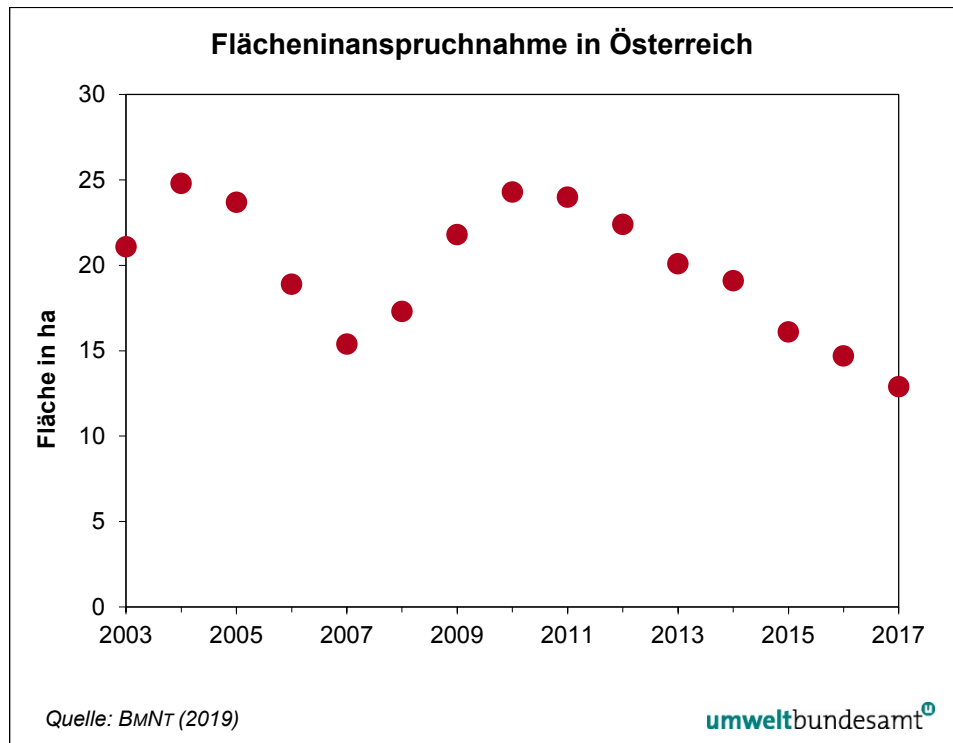
Abbildung 5:
Fläche von Brachen in Österreich im Zeitraum 2000–2019.



Flächeninanspruchnahme durch Bauten

Auch die Flächeninanspruchnahme für Siedlungen, Verkehrsbauten und Industrie war über die Zeiträume, in denen das Insektensterben stattfand, durchwegs hoch; sie betrug in Österreich zwischen 10 und 20 ha pro Tag (siehe Abbildung 6). Fast die Hälfte dieser Flächen wurde dauerhaft versiegelt und damit als Lebensraum für Insekten gänzlich unbrauchbar.

Abbildung 6:
Flächeninanspruchnahme in Hektar pro Tag in Österreich im Zeitraum 2003–2017.



In der Zusammenschau der Roten Listen gefährdeter Biotoptypen Österreichs werden von 383 naturschutzfachlich wertvollen Biotoptypen rund drei Viertel in eine Gefährungskategorie gestellt (ESSL & EGGER 2010). Stellvertretend sei hier auf die deutlichen Flächen- und Qualitätsverluste von Hochmoor-, Salz- und Quell-Standorten hingewiesen. Diese Lebensräume beherbergen hoch spezialisierte Insektengemeinschaften, deren Zukunftsaussichten durch mehrere auf sie einwirkende Gefährdungsfaktoren bedroht werden.

**gefährdete
Biotoptypen**

Hypothese 2: Das Insektensterben wird durch schleichende Lebensraumdegradation, insbesondere Verlust der strukturellen Vielfalt, ausgelöst

In der Zusammenschau der Roten Listen gefährdeter Biotoptypen Österreichs stellt die „allgegenwärtige Eutrophierung“ die häufigste Gefährdungsursache dar, gefolgt von der Aufgabe extensiver, traditioneller Nutzungsformen (ESSL & EGGER 2010). In Österreich besonders bedroht sind Lebensräume der Tieflagen, besonders der offenen Kulturlandschaft; von extensiver Nutzung abhängige, nicht oder wenig gedüngte Biotoptypen; dynamische Fließgewässer einschließlich der Auen; Lebensräume trockener und feuchter Sonderstandorte. Alle diese Lebensräume beherbergen eine artenreiche Insektenfauna, dementsprechend finden sich auch zahlreiche Insekten in den entsprechenden Roten Listen wieder (siehe Kapitel 3.2).

**besonders
gefährdete
Lebensräume**

Die flächendeckende Eutrophierung durch Emissionen aus Verkehr, Industrie und Energieversorgung sowie die meist punktuelle Ausbringung von Düngemitteln (Mineraldünger, Gülle, Mist) führt zu einer schleichenden, langfristigen Veränderung der Pflanzenartenzusammensetzung, insbesondere an ursprünglich nährstoffarmen Standorten (Magerrasen, Moore). Nährstoffarme Standorte sind nicht nur besonders artenreich an Pflanzen, sondern auch an Insekten. Nachdem nur bestimmte Pflanzen mit einem Nährstoffüberangebot zurechtkommen, führt diese Veränderung zu Artenverlusten und zu einem Rückgang der räumlichen, strukturellen Vielfalt der Standorte (z. B. BIERINGER & SAUBERER 2001, TEWS et al. 2004, ÖCKINGER et al. 2006, HABEL et al. 2016, WALLIS DE VRIES & BOBBINK 2017, KURZE et al. 2018). ABRAHAMCZYK et al. (2020) fanden einen signifikanten Rückgang sowie eine Homogenisierung des Nahrungspflanzenangebots für blütenbesuchende Insekten in den letzten hundert Jahren im Kanton Zürich, insbesondere an Feuchtstandorten und auf landwirtschaftlichen Flächen.

**Gefährdungsursache
Eutrophierung**

Schadstoffe, z. B. Schwermetalle, aber auch andere aktive Substanzen, wie z. B. pharmazeutische Produkte für Nutztiere und den Menschen und Abwässer, die in die Umwelt gelangen, haben ebenfalls einen negativen Einfluss auf Organismen (z. B. GALL et al. 2015, RICHMOND et al. 2018). Auch die aktuelle Diskussion über Mikroplastik geht an aquatischen Insekten nicht vorüber (WINDSOR et al. 2019), deren Lebensräume zudem u. a. durch Gewässerverbauung und Quelfassungen, Schwallbetrieb und erhöhte Sedimentationsraten negativ beeinflusst werden (TICKNER et al. 2020).

**Gefährdungsursache
Schadstoffe**

Die traditionelle, extensive Weidewirtschaft war spätestens seit den 1950er-Jahren in Österreich rückläufig und ist schließlich völlig zum Erliegen gekommen. Gründe dafür waren unter anderem der wirtschaftlich unverhältnismäßige Aufwand. Beweidungsprogramme im Dienste des Naturschutzes werden aktuell an mehreren Standorten durchgeführt (vgl. z. B. KELEMEN-FINAN et al. 2016 für den pannonischen Raum), sind aber nicht frei von Problemen (z. B. Logistik,

**Gefährdungsursache
landwirtsch.
Bewirtschaftung**

Herdenschutz, Perspektive, unterschiedliche landwirtschaftliche und naturschutzfachliche Ziele). Die Grenze zu einer zu intensiven Bewirtschaftung ist aufgrund der oft nur sehr kleinen Flächen in den Tieflagen Österreichs rasch überschritten. Zu bedenken ist auch, dass sowohl Mahd als auch Beweidung sehr unterschiedliche Effekte auf einzelne Insektengruppen haben kann (z. B. KRUESS & TSCHARNTKE 2002), weshalb ein Mosaik aus unterschiedlichen Nutzungsformen meist das Mittel der Wahl ist, um die Ansprüche möglichst vieler Insektengruppen zu erfüllen.

**Gefährdungsursache
Waldbewirtschaftung**

Insbesondere im Wald ist hohe Strukturvielfalt wichtig. So ist nicht nur ein ausreichend hoher Anteil an Totholz für viele Insekten entscheidend, sondern auch dessen unterschiedliche Ausprägungen. Der Totholzvorrat im Wald hat in Österreich von 1996–2009 zwar um 87 % zugenommen (UMWELTBUNDESAMT 2016), die Bestände zahlreicher Totholz-Insekten gehen aber weiter zurück. Gründe dafür sind u. a. das Fehlen von alten Habitatbäumen sowie von Totholz ausreichender Dicke, aber auch die zunehmende Nutzung von Gehölzen mit kleinem Durchmesser als Energieholz. Viele Totholzkäfer sind hoch spezialisiert, was ihre Mikrohabitatansprüche angeht, und können nur in Lebensräumen existieren, die eine Vielzahl unterschiedlicher Totholz-Habitatsituationen in hinreichender Dichte anbieten. Viele Totholzinsekten sind demzufolge Urwaldrelikte; sie finden mit den Lebensraumnischen, die in Wirtschaftswäldern angeboten werden, nicht das Auslangen. Die Anreicherung von Totholz in Wäldern ist dennoch eine vielversprechende Schutzmaßnahme, für die erfolgreiche Beispiele belegt sind (z. B. DOERFLER et al. 2018, ROTH et al. 2019).

**Habitatqualität ist
von herausragender
Bedeutung**

In jedem aquatischen und terrestrischen Lebensraum ist ein hohes Ausmaß an struktureller Vielfalt ein Garant für hohen Artenreichtum und jede Form von Vereinheitlichung, Kommissierung und Begradigung ist von Nachteil. Zusammengefasst spielt die Habitatqualität eine herausragende Bedeutung für das langfristige Überleben von Insektenpopulationen, die neben ihrer natürlichen hohen Dynamik nun auch mit unterschiedlichen anthropogenen Gefährdungsfaktoren konfrontiert sind.

**Hypothese 3: Das Insektensterben ist im Wesentlichen eine Folge der
durch Klimawandel induzierten Extremphasen**

Begleiterscheinungen des Klimawandels sind nicht nur moderate Erhöhungen der Mitteltemperatur, sondern auch die Zunahme von Extremereignissen – also von Dürren, Hitzeperioden, Kälteeinbrüchen oder Starkregenereignissen. Nach der gängigen Aussterbenstheorie, dem „Paradigma der kleinen Populationen“ (SHAFFER 1981, SOULÉ 1987) sind demografische und genetische Stochastizität, Umweltstochastizität sowie Katastrophen die ausschlaggebenden Triebkräfte des lokalen Aussterbens von Populationen. Während demografische und genetische Stochastizität nur bei sehr geringer Populationsgröße relevant werden und damit angesichts hoher Vermehrungsraten bei Insekten selten eine Rolle spielen, bleiben Umweltstochastizität und Katastrophen als hauptverantwortliche Aussterbens-Faktoren für Insekten übrig; Katastrophen können dabei als Spezialfall der Umweltstochastizität mit besonders großer Wirkung und besonders geringer Vorhersagbarkeit angesehen werden.

**Umweltstochastizität
und Katastrophen**

Der Klimawandel hat zur Folge, dass die Umweltstochastizität weiter erhöht wird. Die Insekten müssen etwa über längere Perioden ungeeignete mikroklimatische Bedingungen überstehen. Insekten sind wegen ihrer Heterothermie und ihrer

geringen Körpergröße normalerweise nicht in der Lage, sich von den Temperaturschwankungen ihrer Umgebung nachhaltig zu emanzipieren. Umweltbedingungen außerhalb des üblichen Schwankungsbereichs, die den oft engen Ansprüchen der Insekten nicht entsprechen, führen zu hoher Mortalität und zu Populationszusammenbrüchen.

Beispielsweise waren die Jahre 2018 und 2019 in verschiedener Hinsicht für Insekten in Mitteleuropa sehr ungünstig. Auf einen im langjährigen Mittel sehr warmen Winter 2017/18, der zu erhöhtem Energiebedarf während der Winterstarre beitrug, folgten Kälteeinbrüche mit tiefen Minustemperaturen im März, die die Nahrungssuche unmöglich machten. Lange Hitze- und Trockenphasen im Sommer machten viele Lebensräume in Mitteleuropa für Insekten unbewohnbar. Auf diesen extremen Sommer 2018 folgte ein kaum weniger extremer Sommer 2019 mit Rekordtemperaturen im Juni und langen Trockenphasen im Juli und August, die nur von Starkregenereignissen unterbrochen wurden, welche wiederum Katastrophenereignisse für manche Insektenpopulationen darstellten. Jedes einzelne Extremereignis kann zu massiven Populationseinbrüchen bei Insekten führen. Die Häufung solcher Ereignisse verhindert, dass Insekten trotz ihres hohen Reproduktionsvermögens die Verluste wieder kompensieren können.

LISTER & GARCIA (2018) interpretieren die beobachteten Bestandseinbrüche im Regenwald von Puerto Rico als Folge der engen Temperaturanspruchsbereiche tropischer Insekten und der klimawandelbedingten Zunahme von Wetterextremphasen. WEPPRICH et al. (2019) fanden klimawandelabhängige Änderungen der Abundanz von Schmetterlingen in Ohio: Bei den zurückgehenden Arten waren Arten nördlicher Verbreitung überrepräsentiert. HARRIS et al. (2019) fanden einen Rückgang der Abundanzen (83 %) und Artenzahlen (39 %) von Käfern an einem temperaten Waldstandort in den nördlichen U.S.A. über 45 Jahre und einen statistisch signifikanten Zusammenhang mit den steigenden Wintertemperaturen. Demgegenüber diskutieren HALLMANN et al. (2017) die Klimawandeleffekte in ihrem Untersuchungsraum und kommen zu dem Schluss, dass die relativ geringfügige Änderung der Durchschnittstemperatur nicht als Erklärung für die massiven Bestandsverluste in Frage kommt.

Folgen des Klimawandels sind unter anderem phänologische Verschiebungen, die Entkopplung von Interaktionen zwischen Arten und Kaskadeneffekte zwischen verschiedenen trophischen Ebenen der Ökosysteme (z. B. ESSL & RABITSCH 2013, LEXER et al. 2014). Der Klimawandel betrifft insbesondere auch aquatische Arten (z. B. OTT 2010, JOURDAN et al. 2018).

Eine weitere Folge des Klimawandels sind die mitunter raschen und großräumigen Arealveränderungen der Arten. Während für kleinräumig verbreitete Spezialisten, mit oft geringer Ausbreitungsfähigkeit, ein erhöhtes Aussterberisiko besteht (z. B. DIRNBÖCK et al. 2011, KINZNER et al. 2019), profitieren ausbreitungsstarke, oft weit verbreitete Generalisten (siehe Kapitel 2.1.2). Mit Hilfe von Klimanischenmodellen wurden – je nach Szenario – teilweise dramatische Arealverluste und -gewinne für einzelne Arten bis in das Jahr 2100 prognostiziert (z. B. Tagfalter – SETTELE et al. 2008, Hummeln – RASMONT et al. 2015, SOROYE et al. 2020).

Diese meist statischen Modelle können aber die Komplexität des Lebens nicht in allen Details abbilden, z. B. bleiben lokal günstige Mikroklimata ebenso unberücksichtigt, wie die Beziehungen der Arten zueinander und die selektiven Kräfte der Evolution, die auch in den neuen Arealen wirken und vermutlich sehr

Temperatur- schwankungen

weitere Folgen des Klimawandels

Bewertung der Gefährdung

häufig (immer?) zu Verschiebungen der ökologischen Nische der Arten führen (z. B. BROENNIMANN et al. 2007). Leistungsstärkere Computer sind in der Lage, immer mehr Faktoren in die Modellberechnungen aufzunehmen und die Qualität der (dann dynamischen) Modelle zu verbessern. Wie auch immer die Treffsicherheit dieser zukunftsgerichteten Modelle ist, sie können nur bedingt die aktuellen dramatischen Rückgänge von Insektenpopulationen erklären.

Hypothese 4: Das Insektensterben ist im Wesentlichen auf den zunehmenden Einsatz neuer wirkmächtiger Pestizide zurückzuführen

Mit der Intensivierung der Landwirtschaft stieg nach dem Zweiten Weltkrieg auch der Bedarf und der Einsatz an Pflanzenschutzmitteln. Der Zweck des Einsatzes von Insektiziden ist der Tod von Insekten, die den Ernteertrag des jeweiligen Agrarprodukts beeinträchtigen können. Landwirtschaftliche Intensivierung und damit auch Insektizideinsatz gelten schon seit Jahrzehnten als wesentliche Einflüsse auf die Biodiversität der Agrarlandschaft (z. B. DESNEUX et al. 2007, GEIGER et al. 2010, BRÜHL & ZALLER 2019, HABEL et al. 2019c).

höhere Artenvielfalt auf Bioflächen

In einer Analyse der Artenvielfalt zwischen konventionellen und biologischen Anbausystemen (untersucht wurden 94 Studien der letzten rund 30 Jahre) zeigten die biologisch bewirtschafteten Flächen eine um rund 20 % höhere Artenvielfalt für Arthropoden (TUCK et al. 2014). Eine ähnliche quantitative Analyse von 98 Publikationen zwischen 1990 und 2017 zeigte im Mittel um 22 % höhere Artenzahlen und um 36 % höhere Abundanzen für Insekten, bzw. 15 % und 55 % für Spinnen, auf biologisch bewirtschafteten Flächen. In 38 % der Studien wurde kein Unterschied gefunden (STEIN-BACHINGER et al. 2020).

Wirkung der Neonicotinoide

Mit zunehmenden Resistenzen von Insekten gegenüber klassischen Insektiziden konfrontiert, wurden immer wieder neue Substanzen erprobt. In den 1980er- und 1990er-Jahren wurde eine neue Klasse von Insektiziden entwickelt, die Neonicotinoide. Es handelt sich um Wirkstoffe, welche die Nervenleitung von Insekten stören, in dem sie an den nikotinischen Acetylcholinrezeptor andocken und dort verbleiben; ein Abbau durch die Acetylcholinesterase findet nicht statt. Die Nervenleitung über die Synapse ist somit blockiert, Krämpfe, Lähmungen und der Tod der Tiere sind die Folge; bei geringen Konzentrationen sind subletale Wirkungen, wie neuronale Störungen und Immunsuppression, zu verzeichnen (GOULSON 2013). Gegenüber früheren Wirkstoffen ist die Wirkung relativ spezifisch auf Insekten beschränkt. Die Toxizität für Wirbeltiere ist zwar auch gegeben, jedoch bedeutend geringer. Für Insekten ist die Wirkung bereits in geringsten Dosen letal und um fünf Zehnerpotenzen höher als bei früheren Organophosphat-Insektiziden, wie etwa DDT. Neonicotinoide wirken in derart niedriger Konzentration auf Insekten, dass es möglich ist, Saatgut zu beizen und damit Insektenfraß über die Lebenszeit der Pflanze zu verhindern. Etwa 20 % des Neonicotinoids werden über den Samen in die Pflanze aufgenommen und wirken dort systemisch auf saugende und beißende Insekten sowie als Kontaktgift. Auch Pollen und Nektar sind vergiftet. Der Rest des Wirkstoffs verbleibt im Boden oder wird ausgewaschen. In Gewässern wirken die Neonicotinoide in vergleichbarer Konzentration so tödlich auf Insekten wie im Pflanzensaft.

Neonicotinoide, die über gebeizte Samen aufgenommen wurden, werden nur langsam in der Pflanze abgebaut. Bereits extrem geringe Konzentrationen in der Pflanze genügen für eine Schutzwirkung gegenüber Insekten. Der Staub-Abrieb während des Einsäens von gebeizten Samen kann durch die Luft getragen werden und dabei für Fluginsekten letal sein. Nach GOULSON (2013) verbleiben die meisten Neonicotinoide im Boden, dort variiert die Halbwertszeit je nach Stoff enorm und liegt bei Imadacloprid zwischen 28 und 1.250 Tagen, bei Thiamethoxam zwischen 148 und 6.931 Tagen und bei Clothianidin zwischen 148 und 6.931 Tagen. Diese drei Neonicotinoide zeigen auch die höchste toxische Wirkung auf Bienen (GRIMM et al. 2012). Von einer Akkumulation der Neonicotinoide im Boden ist nach den genannten Halbwertszeit-Daten bei wiederholter Anwendung auszugehen.

Halbwertszeiten von Neonicotinoiden

WOODCOCK et al. (2016) konnten eine Beziehung zwischen Neonicotinoid-Anwendung und der Aussterbensrate von Bienenvölkern zeigen. FORISTER et al. (2016) untersuchten den Niedergang der kalifornischen Schmetterlingsfauna und identifizierten sowohl Landnutzungsänderungen als auch Neonicotinoideinsatz als signifikante Faktoren der beobachteten Muster: In der statistischen Analyse lieferte der Faktor „Neonicotinoid“ signifikant zusätzlichen Erklärungswert, auch wenn der Effekt des Faktors „Landnutzungsänderung“ bereits berücksichtigt ist. Neonicotinoide sind also nicht einfach Korrelate anderer unbekannter Intensivierungsfaktoren, sondern entfalten unabhängig zusätzliche Wirkung. CALVO-AGUDO et al. (2019) konnten zeigen, dass Neonicotinoide im Honigtau von Phloem-saugenden Insekten (z. B. Blattläuse, Schildläuse) an biologische Gegenspieler (parasitische Wespen, Schwebfliegen) weitergegeben werden können.

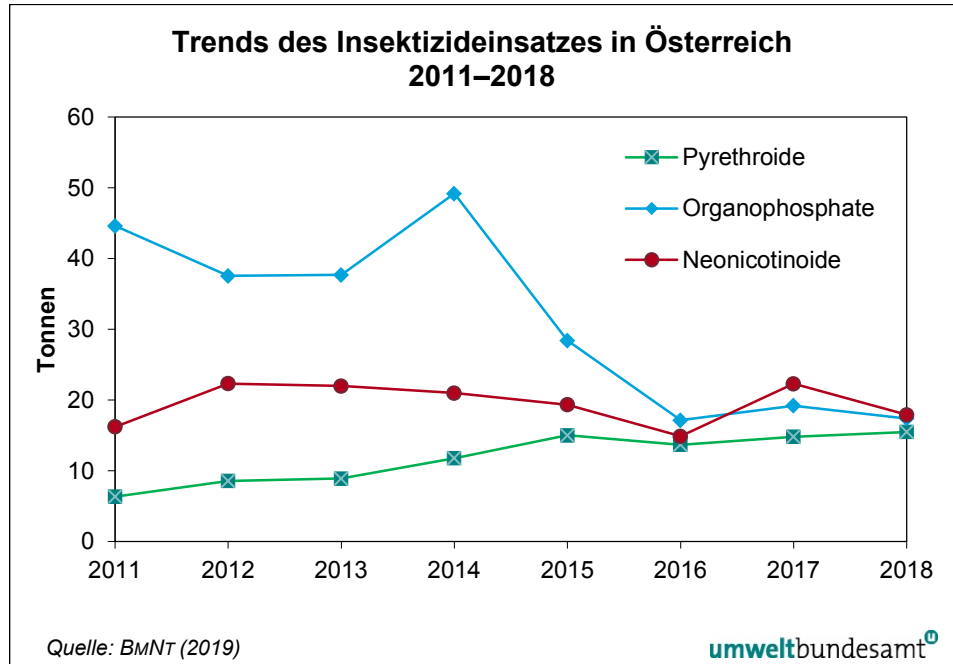
Auswirkungen auf Insekten

Im Jahr 2013 wurde wegen der Gefahr für Bienen innerhalb der EU ein Teilverbot der wirksamsten Neonicotinoide Imadacloprid, Clothianidin und Thiamethoxam beschlossen. Ab 1. Dezember 2013 wurde die Verwendung dieser Stoffe in der EU gesetzlich eingeschränkt, die Behandlung von Saatgut, Boden und Blatt waren fortan nur noch in bestimmten Phasen und nur für bestimmte Kulturen erlaubt. Im Jahr 2018 wurde die Zulassung dieser Neonicotinoide für die Verwendung im Freiland in der EU gänzlich widerrufen. Neonicotinoide dürfen seither nur noch in Gewächshäusern eingesetzt werden. Nach wie vor möglich ist jedoch die Verwendung dieser Neonicotinoide in Österreich und anderen EU-Ländern per Notfallzulassung.

Teilverbot von Neonicotinoiden

Der Insektizideinsatz ist in Österreich seit 1998 kontinuierlich angestiegen (UMWELTBUNDESAMT 2016). Davor war er von 1991–1998 rückläufig. Die quantitativen Mengenangaben sagen jedoch nichts über die Wirksamkeit der Substanzen aus. So wie in den U.S.A. (DIBARTOLOMEIS et al. 2019) laufen Pyrethroide und die hochwirksamen Neonicotinoide den weniger wirksamen Organophosphaten zunehmend den Rang ab (siehe Abbildung 7). Trotz des Teilverbots der Neonicotinoide im Jahr 2013 hat die eingesetzte Wirkstoffmenge in Österreich nicht wesentlich abgenommen.

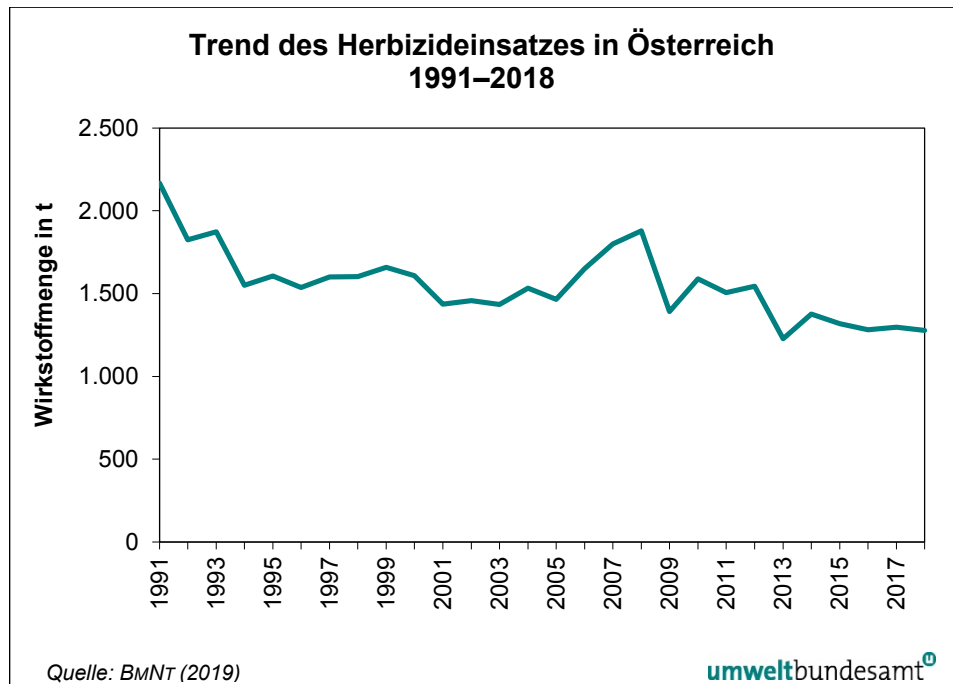
Abbildung 7:
Trends des
Insektizideinsatzes in
Österreich im Zeitraum
2011–2018.



**Einsatz von
Herbiziden**

Der Herbizideinsatz ist in Österreich seit 1991 leicht rückläufig (siehe Abbildung 8). Wie für Insektizide gilt jedoch die Einschränkung, dass diese Daten nicht die Wirksamkeit der Stoffe widerspiegeln. Die großflächige und dauerhafte Anwendung von Herbiziden führt zu Veränderungen der Pflanzenartengemeinschaften mit direkten Effekten auf Insekten. So sind beispielsweise die höheren Arten- und Individuenzahlen bei Laufkäfern im organischen Landbau darauf zurückzuführen, dass die Unkrautkontrolle weniger strikt als im konventionellen Landbau erfolgt und deshalb ein größeres und kontinuierlicheres Nahrungsangebot für Samen-fresser den Aufbau größerer Populationen ermöglicht (KROMP 1989).

Abbildung 8:
Trend des
Herbizideinsatzes in
Österreich im Zeitraum
1991–2018.



Neben Insektiziden konnten Fungizide als Auslöser von Abundanzreduktionen bei Insekten nachgewiesen werden: Auf 284 Probeflächen in den U.S.A. sammelten McART et al. (2017) 10.745 Hummeln in den Jahren 2007–2009 und verglichen die gefundene Verbreitung der Arten anhand von 73.759 Individuen in Sammlungsmaterial. Unter insgesamt 24 Umweltvariablen, die zur Erklärung für Arealverluste von Hummeln getestet wurden, stellte sich die Variable „Fungizide“ als signifikanter Prädiktor mit höchstem Erklärungswert heraus (McART et al. 2017). In Österreich steigt der Verbrauch an Fungiziden seit 1998 wieder kontinuierlich an (siehe Abbildung 9).

Einsatz von Fungiziden

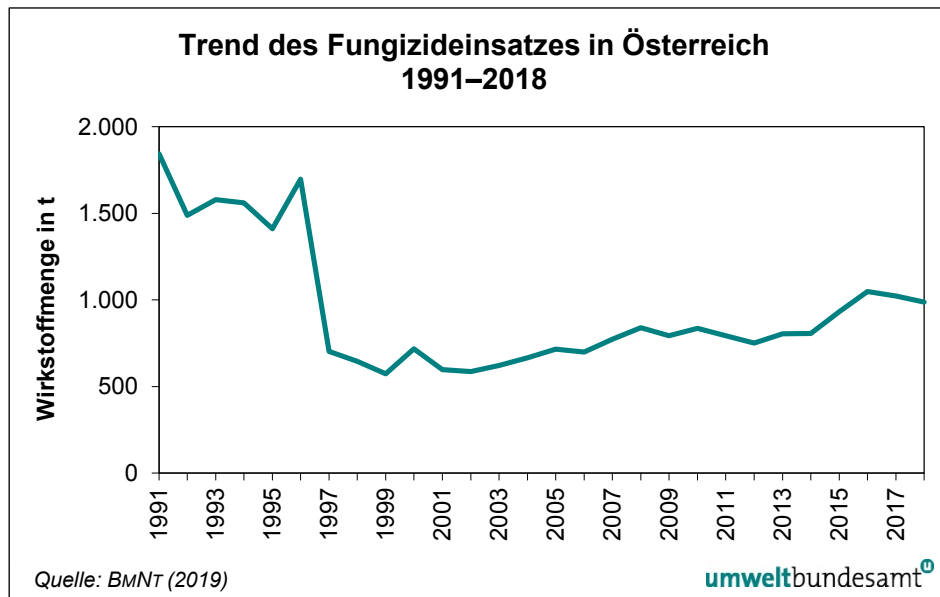


Abbildung 9: Trend des Fungizideinsatzes in Österreich im Zeitraum 1991–2018.

Hypothese 5: Das Insektensterben ist zum Teil auf Lichtverschmutzung zurückzuführen.

Künstliches Licht bei Nacht ist eine Erscheinung der Neuzeit. Vor der Erfindung der Glühbirne waren der künstlichen Beleuchtung sehr enge Grenzen gesetzt. Mittlerweile sind die nachts beleuchteten Flächen größer als die Agrarflächen dieser Erde (OWENS et al. 2020). Die künstliche Beleuchtung greift in das Leben vieler Insekten in maßgeblicher Weise ein.

OWENS et al. (2020) beschreiben Einflüsse auf die Entwicklung, auf die zeitliche und räumliche Orientierung, auf das Nahrungssuchverhalten und auf die Fortpflanzung von Insekten. Da Insekten mit positiver Phototaxis nicht in der Lage sind, den künstlichen Lichtkegeln zu entkommen, wird ihre Nahrungssuche gestört oder unterbunden, sie verbrauchen viel Energie und werden häufiger Opfer von Prädatoren. Spinnen, Fledermäuse und Nagetiere nutzen die Akkumulation von Insekten unter Lichtquellen zum Beutefang aus (z. B. HEILING 1999).

In Österreich hat das Thema schon früh Aufmerksamkeit erregt. Die Tiroler Umweltschutzgesellschaft und das Tiroler Landesmuseum haben 1999 die Initiative „Helle Not“ gegründet, mit dem Ziel Millionen von nachtaktiven Insekten den Lichttod zu ersparen. Heute setzt sich die Initiative generell für einen sorgsameren Umgang mit Kunstlicht in der Nacht ein.²¹

²¹ <http://www.hellenot.org>

Auswirkungen des künstlichen Nachtlichts

OWENS & LEWINS (2018) differenzieren in ihrem Review folgende Auswirkungen künstlichen Nachtlichts:

- **Zeitliche Desorientierung:** Insekten haben vielfach circadiane Aktivitätsrhythmen, die vom Umgebungslicht gesteuert werden. Nachtaktive Insekten werden beispielsweise von Licht-Zeitgebern in ihrer Aktivität gesteuert. Daneben gibt es monatliche oder jährliche Rhythmen bei Insekten, die vom Mondlicht beziehungsweise von der Tageslänge getriggert werden. Künstliche Beleuchtung ausreichender Intensität in der entsprechenden Wellenlänge des für Insekten sichtbaren Spektrums in der Nacht kann falsche Signale geben und diese Rhythmen durcheinanderbringen.
- **Räumliche Desorientierung:** In der Nacht ist die optische Orientierung erschwert; viele Insekten nutzen daher Mond oder Sterne als Orientierungsmarken. Helles, künstliches Nachtlicht fügt diesen Orientierungsmarken zusätzliche hinzu, die auf Insekten verwirrend wirken. Ein aufgehellter Nachthimmel macht Sterne nicht mehr sichtbar und die Orientierung am Sternenhimmel somit unmöglich. Signale durch polarisiertes Licht werden ebenfalls gestört.
- **Anziehung:** Motten fliegen bekanntlich zum Licht. Positive Phototaxis führt dazu, dass viele Insekten Lichtquellen entweder direkt in gerader Linie oder in spiralartiger Flugbahn ansteuern. Dieses Verhalten wird bei Lichtfallen von Entomologen genutzt. Nach EISENBEIS (2006) gehen 30–40 % der Insekten, die ans Licht fliegen, dabei zugrunde. Insekten, die nicht gleich getötet werden, bleiben im Lichtkegel gefangen; sie fliegen darin umher, bis sie ermatten; sie vernachlässigen dabei Nahrungssuche und Reproduktion. Migrierende Insekten werden durch künstliches Licht in ungeeignete Lebensräume gelockt, Migrationsrouten werden durch Lichtquellen unterbrochen. Eine effektive Wiederbesiedlung von leeren Biotopinseln wird so unterbunden. Nächtliche Beleuchtung zeitigt dabei erwiesenermaßen negative Auswirkungen auf Insektenpopulationen: Nachtfalterabundanz war auf beleuchteten Standorten halb so hoch wie auf unbeleuchteten, die Artenzahl war um ein Viertel geringer, auch der Pollentransport war geringer (MACGREGOR et al. 2017). Nachtfalter mit positiver Phototaxis hatten in den Niederlanden deutlich stärker negative Populationsentwicklungen als tagaktive Arten oder Arten, die weniger vom Licht angezogen werden (VAN LANGEVELDE et al. 2018).
- **Abstumpfung:** Nachtaktive Insekten haben ein hochempfindliches Sehvermögen, das durch Kunstlicht geblendet werden kann – teils auch dauerhaft.
- **Objekterkennung:** Viele nachtaktive Insekten sind darauf spezialisiert, Objekte unter typisch nächtlichen Lichtintensitäten und Wellenlängen zu erkennen. Aquatische Insekten orientieren sich beispielsweise am polarisierten Licht von glatten Oberflächen zum Auffinden geeigneter Eiablageplätze. Unter Kunstlicht legen sie ihre Eier auf Asphaltflächen oder Autodächer anstatt ins Wasser ab.

Bewertung der Gefährdung

Welche quantitative Rolle der Lichtverschmutzung am Insektensterben zukommt, ist derzeit schwer zu bemessen. Dass Kunstlicht negativ auf Insekten wirkt, ist in vielen Studien belegt worden, dass es populations- und zönosensiv sein kann, ist ebenfalls belegt, wenngleich die Evidenz spärlicher ist (z. B. GRUBISIC et al. 2018).

Lichtverschmutzung ist allerdings kaum für die Muster der Krefeld-Studie (HALLMANN et al. 2017) ins Treffen zu führen, da sich die nächtliche Beleuchtung im dicht besiedelten Nordrhein-Westfalen in den letzten 30 Jahren nicht in einem solchen Ausmaß verändert hat, dass die dramatischen Einbrüche damit erklärt würden. Gegen Lichtverschmutzung als alleinige Ursache des Insektensterbens spricht auch, dass viele nicht nachtaktive und nicht positiv phototaktische Insekten eine negative Bestandsentwicklung zeigen.

Hypothese 6: Das Insektensterben ist auf den Zubau von Windturbinen zurückzuführen.

Im Zeitraum der Krefeld-Studie (HALLMANN et al. 2017) ist die Anzahl der Windturbinen in Österreich von Null auf etwa 1.200 Anlagen angestiegen (UMWELTBUNDESAMT 2016). Die Gefahren für Großvögel und Fledermäuse, die von solchen Anlagen ausgehen, sind seit Langem bekannt und gut dokumentiert (z. B. OHLENBURG 2002). Wenig thematisiert wurde dagegen die Gefahr von Insekten-tod an Windturbinen. Grundsätzlich sind aber ähnliche Schlagrisiken zu erwarten. Die derzeit größte vermarktete Onshore-Windturbine, die SG 5.8-170 der Firma Siemens Gamesa hat einen Rotordurchmesser von 170 m; bei 11 Umdrehungen pro Minute entspricht das einer Geschwindigkeit der Rotorspitzen von 352 km/h. Die Akkumulation von Insekten und deren Resten auf Rotorblättern deutet an, dass die Gefahr, die von Windkraftanlagen auf die Insektenfauna ausgeht, keine rein hypothetische ist.

TRIEB (2018) hat in einer Studie versucht, die quantitative Auswirkung von Windparks auf migrierende Insekten abzuschätzen. Diese fliegen in einem Höhenbereich, der mit dem Höhenbereich der Rotoren überlappt. Aus Literaturdaten kommt der Autor auf eine mittlere Insektdichte von 9 kg/km^3 Luft in diesem Höhenband. Je nach Modellannahmen errechnet sich daraus eine Gesamtinsektenbiomasse von 24.000–72.000 Tonnen migrierender Insekten, die in Deutschland pro Jahr von der Windenergie beeinflusst werden. Nicht alle diese Tiere kommen an Rotorblättern zu Tode. Bei perfekt laminarer Luftströmung um das Rotorblatt würden idealerweise alle Insekten um das Blatt herumgeführt; angesichts von Massenträgheit und Strömungsänderungen kommen allerdings nach Literaturdaten und den Überlegungen des Autors 5 % der Insekten zu Tode. Dieser Mortalitätsrate entsprechen 1.200–3.600 Tonnen Insektenbiomasse, die pro Jahr an Windkraftanlagen in Deutschland verloren geht.

Es stellt sich nun die Frage, in welchem Verhältnis diese Menge zur Gesamtinsektenbiomasse steht. TRIEB (2018) führt als Vergleichszahl die Menge migrierender Insekten über Südengland pro Jahr an, die 3.200 Tonnen beträgt (HU et al. 2016). Windturbinen wären somit als ein durchaus substanzieller Faktor in der Reduktion migrierender Insekten anzusehen.

Beurteilung der Gefährdung

In einem Gutachten übertrug TIEFENBACH (2020) diese Zahlen auf Österreich und errechnete aus der Anzahl an Windenergieanlagen einen Verlust von Insektenbiomasse an österreichischen Windenergieanlagen von 65 Tonnen pro Jahr. Die Frage, wie sich der Wert zur Gesamt-Insektenbiomasse in Österreich verhält, kann nicht beantwortet werden, da solche Werte nicht verfügbar sind. Dagegen ist bekannt, welche Insektenbiomasse pro Jahr und Hektar in gemäßigten und borealen Waldlebensräumen von insektenfressenden Vögeln vertilgt wird: 44 kg (NYFFELER et al. 2018). Überträgt man diese Zahl auf österreichische Wälder (Fläche 3,87 Mio. ha), dann ergibt sich, dass allein durch Vögel in österreichischen Wäldern eine Gesamtmasse von 170.000 Tonnen Insekten gefressen wird. Folglich kommt der Autor zu dem Schluss, dass schon allein die Waldvögel Österreichs das 2.620-Fache der Insekten vertilgen, die an österreichischen Windrändern zu Tode kommen. Obwohl Windräder auf manche Populationen bestimmter migrierender Insekten von Einfluss sein könnten, spielen sie im aktuell beobachteten Insektensterben in Mitteleuropa großordnungsmäßig jedenfalls keine Rolle.

Hypothese 7: Das Insektensterben ist zum Teil auf gebietsfremde Arten und die Ausbreitung von Krankheitserregern zurückzuführen.

Die negativen Auswirkungen von invasiven gebietsfremden Arten auf heimische Arten, Ökosysteme und deren Leistungen, die Wirtschaft und Gesundheit sind vielfach dokumentiert und belegt, vor allem auf Inseln (SIMBERLOFF et al. 2013, BELLARD et al. 2016, 2017, MOLLOT et al. 2017, PYŠEK et al. 2017, HOLMES et al. 2019). Insekten spielen dabei in erster Linie als Krankheitsüberträger (Stechmücken) sowie in der Land- und Forstwirtschaft und als Vorratsschädlinge eine Rolle (z. B. KENIS & BRANCO 2010, MEDLOCK et al. 2012, BRADSHAW et al. 2016, RABITSCH et al. 2017).

direkte & indirekte negative ökologische Auswirkungen

Direkte negative ökologische Auswirkungen sind durch herbivore oder räuberische Insekten, Parasiten und Parasitoide, Hybridisierung, Konkurrenz um Ressourcen und die Übertragung von Krankheitserregern möglich. Indirekte Effekte können durch Veränderungen in den Artengemeinschaften, in Bestäubernetzwerken oder auch in Nahrungsnetzen auftreten (JESCHKE et al. 2014). Die Datenlage ist aber im Vergleich zu den negativen ökologischen Auswirkungen durch Pflanzen oder Wirbeltiere vergleichsweise gering. KENIS et al. (2009) haben in einer globalen Analyse nur 54 gebietsfremde Insektenarten gefunden, für die negative ökologische Auswirkungen festgestellt wurden, darunter 10 Arten in Europa. In Europa verdrängt zum Beispiel der Asiatische Marienkäfer *Harmonia axyridis* mehrere heimische Marienkäferarten und hat negative Auswirkungen auf andere Arten der Aphidophagengilde (BROWN et al. 2014, ROY & BROWN 2015, ROY et al. 2016). Negative Effekte sind aber vor allem für invasive Ameisen auf der Südhemisphäre dokumentiert, die für den Rückgang anderer Ameisenarten, aber auch von Vögeln, Reptilien und Landkrabben hauptverantwortlich gemacht werden (HOLWAY et al. 2002, RABITSCH 2009, 2011).

Auswirkungen invasiver Pflanzen

In einer Analyse der Gefährdungsursachen der geschützten Insekten in den U.S.A. listen WAGNER & VAN DRIESCHE (2010) invasive Arten, insbesondere invasive Pflanzen, als zweitwichtigste Ursache, nach Habitatverlust. Flächen mit gebietsfremden Pflanzen können die Häufigkeit und den Artenreichtum von Schmetterlingsgemeinschaften verringern (BURGHARDT et al. 2010). Die Arthropodengemeinschaften in monodominanten Beständen von gebietsfremden

Pflanzen verändern sich (z. B. *Fallopia* spp., GERBER et al. 2008; *Impatiens glandulifera*, TANNER et al. 2013; *Asclepias syriaca*, GALLE et al. 2015; *Lupinus polyphyllus*, RAMULA & SORVARI 2017; *Phytolacca americana*, SCHIRMEL 2020) und werden „homogenisiert“, d. h. sie werden einander ähnlicher und verlieren dadurch an Funktionen (GOMES et al. 2018, JESSE et al. 2020).

Eine globale Meta-Analyse von 198 Freiland- und Laborstudien zu den Auswirkungen gebietsfremder Pflanzen auf Tiere mit über 3.600 Beobachtungsdatensätzen zeigte in 56 % der Studien negative und in 44 % der Studien neutrale Effekte auf Häufigkeit, Vielfalt, Fitness oder ökosystemare Funktionen der Tiere (SCHIRMEL et al. 2016). In keinem einzigen Fall wurden positive Auswirkungen festgestellt. Die stärksten Effekte wurden für Vögel und Insekten dokumentiert. In einer ähnlichen Auswertung von 87 Publikationen zu den Auswirkungen gebietsfremder Pflanzen auf Arthropoden fanden LITT et al. (2014), dass die Abundanz und die Artenzahlen in 62 % bzw. 48 % der Studien abgenommen, und in 15 % bzw. 13 % der Studien zugenommen haben. Die Rückgänge haben sowohl herbivore als auch räuberische Arten betroffen, detritivore Arten haben hingegen in 67 % der Studien zugenommen.

Die Hybridisierung von nahe verwandten Arten oder Unterarten kann durch Rückkreuzung (Introgression) zu negativen Auswirkungen führen. Die in Europa weit verbreitete Dunkle Erdhummel *Bombus terrestris terrestris* hybridisiert mit den zu Bestäubungszwecken im Unterglasanbau eingeführten Unterarten *Bombus terrestris dalmatinus* (Herkunft: Südosteuropa, Kleinasien, Kaukasus, Ural) und *Bombus terrestris sassaricus* (Herkunft: Sardinien) (INGS et al. 2005). Die Verdrängung heimischer Populationen durch die eingeführten Unterarten im Freiland ist zu vermuten (INGS et al. 2006). Die Dunkle Erdhummel wurde auch nach Südamerika (Chile, Argentinien), Japan und Australien (Tasmanien) verschleppt, wo sie heimische Arten verdrängt (INOUE et al. 2008, SCHMID-HEMPEL et al. 2014). Die wiederholten Verbringungen der verschiedenen Unterarten der Honigbiene *Apis mellifera* haben zu Hybridisierungen und Introgression geführt, z. B. auf Teneriffa (DE LA RÚA et al. 2002) sowie in Skandinavien und Großbritannien (JENSEN et al. 2005).

Bei jeder eingeschleppten Art besteht das Risiko der gleichzeitigen Einschleppung eines Parasiten oder Krankheitserregers. Direkte negative Auswirkungen invasiver Parasiten oder Pathogene auf Insekten sind in der Literatur kaum dokumentiert, diese können aber beträchtlich sein. Als „Klassiker“ gelten die zahlreichen Parasiten und Pathogene der Honigbiene, vor allem die Varroamilbe, die gemeinsam mit ihrem Wirt rund um die Welt verbracht wurde. Ein weiteres Beispiel ist der mit *Bombus terrestris* nach Südamerika eingeschleppte, hoch pathogene Einzeller *Apicystis bombi*, der für den Rückgang heimischer Hummelarten mitverantwortlich gemacht wird (ARBETMAN et al. 2006). Auch für die Rückgänge mehrerer Hummelarten in Nordamerika spielen verschiedene Pathogene möglicherweise eine bedeutende Rolle (z. B. COLLA et al. 2006, BROWN 2017). Bei Untersuchung waren über drei Viertel von in Europa kommerziell erhältlichen Hummelkolonien mit Parasiten infiziert (GRAYSTOCK et al. 2013).

Hybridisierung nahe verwandter Arten

Parasiten/Krankheitserreger

Hypothese 8: Das Insektensterben ist Ausdruck des Abbaus eines Metapopulations-Ungleichgewichts, das schon vor Jahrzehnten aufgebaut wurde

Diese Hypothese stellt die bisher genannten Hypothesen in einen übergeordneten Zusammenhang. Sie ist damit mit allen Hypothesen grundsätzlich kompatibel.

Grundlagen der Metapopulationstheorie

Nach der Metapopulationstheorie stellt man sich das Vorkommen von Arten als ein dynamisches Gleichgewicht von in ihrer Populationsgröße oszillierenden Einzelpopulationen auf Biotopinseln vor. Die Populationen auf den einzelnen Biotopinseln schwanken dabei mehr oder weniger unabhängig voneinander. Bei extremen Schwankungen der Populationsgröße können einzelne Populationen aussterben. Gleichzeitig besteht in guten Jahren eine Chance, dass auf einzelnen Biotopinseln ein Populationsüberschuss entsteht und dass Individuen von einer Biotopinsel über die dazwischen liegende Landschaftsmatrix zu anderen Populationsinseln wandern können und dort Populationen neu gründen oder existierende Populationen genetisch bereichern können.

Das Metapopulationskonzept ist an Insekten (Schmetterlingen) entwickelt worden. Insekten entsprechen den Anforderungen, die das Metapopulationsmodell stellt, am besten: Die Lebensräume sind bei vielen Arten klein und isoliert, die Arten sind an diese Lebensräume gebunden, viele Insektenarten sind flugfähig und grundsätzlich befähigt, Entfernungen zwischen den Biotopinseln zu überbrücken und Biotopinseln nach Aussterbensereignissen wieder neu zu besiedeln. Für das langfristige Überleben einer Metapopulation ist die notwendige rechnerische Bedingung, dass die Migrationsrate m zumindest so groß ist wie die Aussterbensrate e ($m/e > 1$). Ist $m < e$, dann ist das Aussterben der Metapopulation gewiss; es kann sich aber über lange Zeit hinziehen (HANSKI & OVASKAIENEN 2002).

Für die Überlebenswahrscheinlichkeit der Metapopulation ist ferner entscheidend, wie sich Aussterbens- und Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeiten im Laufe der Zeit ändern. Mit der Verringerung der Habitatfläche und der Habitatqualität auf den Biotopinseln steigt die Aussterbenswahrscheinlichkeit. Mit der Veränderung der Landschaftsmatrix, insbesondere mit zusätzlichen Barrieren und mit einer Verringerung der Matrixdurchlässigkeit zwischen den Insekten-Lebensräumen, sinkt die Wiederbesiedelungsrate. Viele der oben geschilderten Insekten-Gefährdungsfaktoren, wie Habitatverlust, Klimaextreme und Insektizide erhöhen die Aussterbensrate auf den Biotopinseln (siehe Tabelle 36).

Tabelle 36: Faktoren, die die Aussterbensrate e und die Migrationsraten m von Insekten in mitteleuropäischen Landschaften beeinflussen.

Faktor	Trend	Aussterbensrate	Faktor	Trend	Migrationsrate
Brachen als Rückzugsräume	–	+	Fläche Verkehrswege	+	–
Flächenverlust	+	+	Distanz geeigneter Biotopinseln	+	–
Aufdüngung durch Immissionen	+	+	Lebensfeindliche Matrix	+	–
Strukturverluste	+	+	Trittsteinbiotope	–	–
Klimaextreme	+	+	Korridore	–	–
Katastrophen	+	+	Lichtverschmutzung	+	–
Insektizidwirksamkeit	+	+	Windräder	+	–
Gebietsfremde Arten	+	+			
Krankheiten	+	+			

Werden Aussterbensereignisse auf Biotopinseln durch Besiedlungsergebnisse nicht oder nur unvollständig kompensiert, dann ist zwar das Aussterben der Metapopulation gewiss, die tatsächliche Entfaltung der Aussterbensprozesse kann sich aber über Jahrzehnte hinziehen. Eine Metapopulation ist erst dann ausgestorben, wenn alle Einzelpopulationen innerhalb der Metapopulation durch direkte oder zufällige Aussterbensereignisse verschwunden sind. Zwischen Aussterben in der Theorie und Aussterben in der Realität liegt also ein Zeitfenster, die sogenannte Aussterbeschuld (HANSKI & OVASKAINEN 2002). Irgendwann schließt sich dieses Zeitfenster und ein neues Metapopulationsgleichgewicht wird erreicht, das im Falle vieler Arten bei Abundanz = Null liegen kann. Die Metapopulationsdynamik entspricht formal der Kippunkt-Dynamik, wie sie derzeit bei vielen Klimaparametern diskutiert wird (LENTON et al. 2019).

6 RESÜMEE

Vier von fünf Tierarten in Österreich sind Insekten. Sie kommen vom Neusiedler See bis zu den Alpengipfeln in allen Lebensräumen vor. Wie im vorliegenden Bericht beschrieben, stehen Insekten an entscheidenden Schaltstellen des Nahrungsnetzes. Bestäubung, Schädlingskontrolle und Abbau organischer Substanzen sind von Insekten erbrachte Ökosystemleistungen, die für die Menschheit unverzichtbar sind.

Es ist nicht überraschend, dass aktuelle mitteleuropäische Studien, die Rückgangsraten der Insektenfauna von über 5 % pro Jahr zweifelsfrei feststellen konnten, sowohl bei den Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftern als auch in der breiten Öffentlichkeit größte Besorgnis auslösten. Selten wurden Biodiversitätsverluste, die seit Längerem weltweit ablaufen, so drastisch vor Augen geführt. Waren es in früheren Jahrzehnten vor allem spezialisierte Arten bestimmter seltener Lebensräume, für die Bestandsrückgänge zu verzeichnen waren, betrifft das Insektensterben offensichtlich auch häufige, weit verbreitete Arten bzw. alle Fluginsekten gleichermaßen.

unterschiedliche Ursachen für das Insektensterben

Eine einfache Erklärung für das Insektensterben konnte bisher nicht gefunden werden. Sehr wahrscheinlich arbeiten viele Faktoren zusammen und je nach Kontext, Lebensraum oder Region, mag der eine oder der andere Faktor wichtiger sein. Die zunehmende Intensivierung der Landnutzung, eine immer stärkere Fragmentierung der Landschaft durch Barrieren jeder Art sowie zunehmende klimatische Extreme, die die Klimakrise mit sich bringt, stellt die Populationen praktisch aller Arten allerdings vor immer größere Herausforderungen. Soviel lässt sich aus der Literatur der letzten Jahrzehnte jedenfalls zweifelsfrei ableiten.

lückenhafte Daten

Die Insekten Österreichs sind um zwei Größenordnungen artenreicher als die Wirbeltiere, und durchwegs schlechter bekannt. Das stellt jegliche Anstrengungen, dem Insektensterben zu begegnen, vor zusätzliche Schwierigkeiten. Aus den Analysen für den vorliegenden Bericht wurde deutlich, dass nahezu alle Dokumentationssysteme für die Insektenfauna Lücken aufweisen. Defizite betreffen Checklisten, Sammlungsbestände, Digitalisierung, Gefährdungsanalysen, Verbreitungsatlanen im bundesweiten Maßstab und auf Ebene der einzelnen Bundesländer. Die aktuelle Lage der schulischen und universitären Ausbildung im Bereich der organismischen Biologie ist verbesserungswürdig. Monitoringsysteme für wenige, ausgewählte Insektengruppen sind in Funktion, werden aber erst in einigen Jahren belastbare Trenddaten liefern.

Naturschutzmaßnahmen reichen nicht aus

Naturschutzmaßnahmen, die dem Insektensterben Einhalt bieten können, sind seit vielen Jahren in Kraft. Seit den 1980er-Jahren wurden sechs Nationalparks in Österreich etabliert, die knapp 3 % der Landesfläche umfassen und wesentliche Teile der österreichischen Biodiversität unter einen bestimmten Schutz stellen. Mit dem europäischen Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000 wurde ein Werkzeugkasten geschaffen, der u. a. Flächenschutz, Eingriffsregelungen und Monitoringprogramme zur Bewahrung ausgewählter Arten und Lebensräume umfasst. Mit dem Österreichischen Programm zur Umweltgerechten Landwirtschaft (ÖPUL) steht ein Instrument zur Verfügung, das die Auswirkungen einer immer intensiveren Landnutzung abmildern und kompensieren soll. Wie das Insektensterben vor Augen führt, sind diese Instrumente, Maßnahmen und Schutzstrategien aber noch nicht ausreichend.

Aktuelle Evaluierungen der ÖPUL-Maßnahmen zeigen unterschiedliche Befunde. Eine Analyse für Heuschrecken und Tagfalter ergab, dass Brachen und Landschaftselemente die Artenzahlen dieser beiden Gruppen signifikant erhöhen, die Maßnahmen auf bewirtschafteten Äckern hingegen keinen nennenswerten Beitrag zur Bewahrung oder Erhöhung der Biodiversität leisten (HOLZER et al. 2019). Als positiv wurde die Maßnahme „Naturschutz“ bewertet, die ein Bündel an Detailmaßnahmen umfasst – z. B. ökologisch wertvolle Flächen, an die Situation (d. h. Lebensraumtyp, Arten) angepasste Auflagen, Einbindung von lokaler Expertise. Die Befunde decken sich mit Ergebnissen auf europäischer Ebene (z. B. BATÁRY et al. 2015). Die Unwirksamkeit von Maßnahmen im Grünland wird vor allem durch falsche Annahmen über die üblichen Mahdzeitpunkte begründet. Eine Anpassung der Maßnahmen an die Empfehlungen der Evaluierung (siehe HOLZER et al. 2019) in der neuen ÖPUL-Förderperiode ist zu empfehlen (vgl. z. B. PE'ER et al. 2017), insbesondere zur Förderung von Bestäuberinsekten (z. B. SCHEPER et al. 2013).

Es mangelt nicht an aktuellen Arbeiten, die Maßnahmen zum Schutz der Insektenvielfalt vorschlagen (z. B. KLAUSNITZER & SEGERER 2018, SEGERER & ROSENKRANZ 2018, ARBMAN et al. 2019, DVL 2019, KLAUSNITZER 2019, SETTELE 2019, DIDHAM et al. 2020, HARVEY et al. 2020, SAMWAYS et al. 2020). Dabei besteht weitgehender Konsens in der Literatur, dass es nicht ausreichen wird, Maßnahmen auf verbliebene Habitatinseln und bestehende Schutzgebiete zu beschränken, um die Biodiversität allgemein und die Insektenvielfalt im Speziellen ausreichend vor den Herausforderungen des Anthropozäns zu schützen (z. B. FARTMANN 2019, HABEL et al. 2019a, SAMWAYS 2019). Es besteht hoher Forschungsbedarf in dem komplexen und multikausalen Themenfeld Insektensterben. Allerdings liegt bereits jetzt genügend Evidenz vor, Schutzmaßnahmen einzuleiten oder umzusetzen, die geeignet sind, die Gefährdung der Insekten, ihrer Vielfalt und ihrer Ökosystemleistungen zu reduzieren.

Auf Grundlage der in diesem Bericht dargelegten allgemeinen Gefährdungsursachen und ergänzt um spezifische weitere Ursachen werden in einem nächsten Schritt in einem Konsultationsverfahren mit Interessenvertreterinnen/-vertretern möglichst konkrete Maßnahmen ausgearbeitet und diskutiert. Diese sollen in einem „Aktionsplan Insektenvielfalt“ gebündelt werden. Dieser Aktionsplan soll für verschiedene Nutzergruppen Anleitungen und Informationen für insektenfreundliches Handeln im jeweiligen Wirkungsbereich zur Verfügung stellen.

Aktionsplan Insektenvielfalt

7 LITERATURVERZEICHNIS

- ABRAHAMCZYK, S.; WOHLGEMUTH, T.; NOBIS, M.; NYFFELER, R. & KESSLER, M. (2020): Shifts in food plant abundance for flower-visiting insects between 1900 and 2017 in the canton of Zurich, Switzerland. *Ecol. Appl.*: e2138.
- ADLER, P.H. & FOOTITT, R.G. (2009): Introduction. In: Footitt, R.G. & Adler, P.H. (eds) *Insect Biodiversity*. Wiley-Blackwell, Chichester, 1–6.
- AGRIMI, U. & LUISELLI, L. (1992): Feeding strategies of the viper *Vipera ursinii ursinii* (Reptilia: Viperidae) in the Apennines. *Herpetological Journal* 2: 37–42.
- ALBEGGER, E.; SAMWALD, O.; PFEIFHOFFER, W.; ZINKO, S.; RINGERT, J.; KOLLERITISCH, P.; TIEFENBACH, M.; NEGER, C.; FELDNER, J.; BRANDNER, J.; SAMWALD, F. & STANI, W. (2015): Avifauna Steiermark. Die Vögel der Steiermark. Leykam, Graz: 880 S.
- ALLANO, L.; BONNET, P.; CONSTANT, P. & EYBERT, M.C. (1988): Premières données sur le régime alimentaire des jeunes gorgebleues (*Luscinia svecica namnetum*, Mayaud) au nid dans un marais salant exploité (Guérande, Loire-Atlantique). *Comptes rendus de l'Académie des Sciences Paris* 306: 369–374.
- AMAT, J.A. (1986): Information on the diet of the Stone Curlew *Burhinus oedichnemus* in Doriana, southern Spain. *Bird Study* 33: 71–73.
- ANDERLE, F.; SCHNEEMANN, Y. & SEHNAL, P. (2011): *Culicoides* spp. (Diptera, Nematocera, Ceratopogonidae) in Österreich – Resümee nach 3 Jahren Monitoring im Rahmen der Bluetongue-Überwachung. *Entomol. Austriaca* 18: 9–17.
- ANGELICI, F.M.; LUISELLI, L. & RUGIERO, L. (1997): Food habits of the green lizard, *Lacerta bilineata*, in central Italy and a reliability test of faecal pellet analysis. *Italian J. Zool.* 64: 267–272.
- ARBETMAN, M.; MEEUS, I. & MORALES, C. (2006): Alien parasite hitchhikes to Patagonia on invasive bumblebee. *Biol. Invasions* 8: 489–494.
- ARLETTAZ, R. (1996): Feeding behaviour and foraging strategy of free-living mouse-eared bats, *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Anim. Behav.* 51: 1–11.
- ABMANN, T.; BUSE, J.; DREES, C.; HOMBURG, K. & NOLTE, D. (2019): Was tun gegen das Insektensterben? Empfehlungen für naturschutzfachlich wertvolle Flächen. *Natur und Landschaft* 94: 289–293.
- ASPÖCK, H. (2010): Krank durch Arthropoden: Gliederfüßer als Erreger und Überträger von Krankheiten des Menschen – Grundlagen und Überblick. *Denisia* 30: 11–32.
- ASPÖCK, H. & WALOCHNIK, J. (2014): Durch blutsaugende Insekten und Zecken übertragene Krankheitserreger des Menschen in Mitteleuropa aus der Sicht von Klimawandel und Globalisierung. *Gredleriana* 14: 61–98.
- ASPÖCK, H.; GERERSDORFER, T.; FORMAYER, H. & WALOCHNIK, J. (2008): Sandflies and sandfly-borne infections of humans in Central Europe in the light of climate change. *Wien. Klin. Wochenschr.* 120: 24–29.
- ATKINS, J. (2017): The most talked about research of 2017. <https://blogs.plos.org/ecology/2017/12/21/the-most-talked-about-research-of-2017/>, abgerufen 5.12.2019

- AVERY, R.A. (1978): Activity patterns, thermoregulation and food consumption in two sympatric lizard species (*Podarcis muralis* and *P. sicula*) from Central Italy. *J. Anim. Ecol.* 47: 143–158.
- BAIER, P.; PENNERSTORFER, J. & SCHOPF, A. (2007): PHENIPS – A comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation. *Forest Ecol. Manag.* 249: 171–186.
- BANASZAK, J. (1995): Natural resources of wild bees in Poland and an attempt at estimation of their changes. In: Banaszak, J. (Ed.) *Changes in fauna of wild bees in Europe*. Pedagogical University, Bydgoszcz: 11–26.
- BARNOSKY, A.D.; MATZKE, N.; TOMIYA, S.; WOGAN, G.O.; SWARTZ, B.; QUENTAL, T.B.; MARSHALL, C.; MCGUIRE, J.L.; LINDSEY, E.L.; MAGUIRE, K.C.; MERSEY, B. & FERRER, E.A. (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471: 51–57.
- BARTOMEUS, I., ASCHER, J., WAGNER, D., DANFORTH, B., COLLA, S., KORNBLUTH, S. & WINFREE, R. (2011): Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108: 20645–20649.
- BARTOMEUS, I.; ASCHER, J.S.; GIBBS, J.; DANFORTH, B.N.; WAGNER, D.L.; HEDTKE, S.M. & WINFREE, R. (2013): Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110: 4656–4660.
- BATÁRY, P.; DICKS, L.V.; KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W.J. (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv. Biol.* 29: 1006–1016.
- BAUERNFEIND, E.; WEICHELBAUMER, P.; LEITNER, P. & MOOG, O. (2017): Ephemeroptera. In: Moog, O. & Hartmann, A. (eds) *Fauna Aquatica Austriaca*, 3. Edition. BMLFUW, Wien.
- BELL, J.R.; BLUMGART, D. & SHORTALL, C.R. (2020): Are insects declining and at what rate? An analysis of standardised, systematic catches of aphid and moth abundances across Great Britain. *Insect Conserv. Divers.*, doi: 10.1111/icad.12412
- BELLARD, C., CASSEY, P. & BLACKBURN, T.M. (2016): Alien species as a driver of recent extinctions. *Biol. Lett.* 12: 20150623.
- BELLARD, C., RYSMAN, J.-F., LEROY, B., CLAUD, C. & MACE, G.M. (2017): A global picture of biological invasion threat on islands. *Nature Ecol. Evol.* 1: 1862–1869.
- BELTCHEVA, M. & METCHEVA, R. (2018): Ecophysiology of Steppe Mouse subspecies *Mus spicilegus spicilegus*, Peteni, 1883 (Rodentia, Mammalia) at the south boundary of its distribution. *Russian J. Ecol.* 49: 268–273.
- BENADI, G.; HOVESTADT, T.; POETHKE, H.-J. & BLÜTHGEN, N. (2014): Specialization and phenological synchrony of plant–pollinator interactions along an altitudinal gradient. *J. Anim. Ecol.* 83: 639–650.
- BEYNON, S.A.; WAINWRIGHT, W.A. & CHRISTIE, M. (2015): The application of an ecosystem services framework to estimate the economic value of dung beetles to the U.K. cattle industry. *Ecol. Entomol.* 40: 124–135.
- BIENE ÖSTERREICH (2020): <https://www.biene-oesterreich.at>
- BIERINGER, G. & SAUBERER, N. (2001): Die Auswirkungen von Stickstoff-Immissionen auf die Vegetation der Großmittler Trockenrasen. *Stapfia* 77: 235–242.

- BIESMEIJER, J.C.; ROBERTS, S.P.; REMEMER, 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: 251–353.
- BLITZER, E.J.; GIBBS, J.; PARK, M.G. & DANFORTH, B.N. (2016): Pollination service for apple are dependent on diverse wild bee communities. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 221: 1–7.
- BLÜTHGEN, N. & KLEIN, A.-M. (2011): Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic Appl. Ecol.* 12: 282–291.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2019): Grüner Bericht 2019. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. BMNT, Wien: 299 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2019): Aktionsprogramm Insektenschutz. Gemeinsam wirksam gegen das Insektensterben. Berlin: 68 S.
- BODENHEIMER, F.S. (1928-1929): Materialien zur Geschichte der Entomologie bis Linné. 2 Bände. W. Junk, Berlin: 498 S. + 486 S.
- BOGONI, J.A.; DA SILVA, P.G. & PERES, C.A. (2019): Co-declining mammal–dung beetle faunas throughout the Atlantic Forest biome of South America. *Ecography* 42: 1803–1818.
- BOMMARCO, R.; LUNDIN, O.; SMITH, H.G. & RUNDLÖF, M. (2012): Drastic historic shifts in bumble bee community composition in Sweden. *Proc. R. Soc. Lond. B* 279: 309–315.
- BOOMSMA, J.J. & ARNTZEN, J.W. (1985): Abundance, growth and feeding of Natterjack Toads (*Bufo calamita*) in a 4-year-old artificial habitat. *J. Appl. Ecol.* 22: 395–405.
- BRADSHAW, C.J.A.; LEROY, B.; BELLARD, C.; ROIZ, D.; ALBERT, C.; FOURNIER, A.; BARBET-MASSIN, M.; SALLES, J.-M.; SIMARD, F. & COURCHAMP, F. (2016): Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature Communications* 7: 12986.
- BRANDSTETTER, C.M. & KAPP, A. (1995): Die Schwimmkäfer von Vorarlberg und Liechtenstein (Halplidae, Noteridae, Dytiscidae, Gyridae). Erster Vorarlberger Coleopterologischer Verein, Bürs: 310 S.
- BRANDSTETTER, C.M. & KAPP, A. (1996): Die Blatt- und Samenkäfer von Vorarlberg und Liechtenstein (Chrysomelidae, Bruchidae, Urodonidae, Anthribidae). Erster Vorarlberger Coleopterologischer Verein, Bürs: 845 S.
- BRANDSTETTER, C.M.; KAPP, A. & SCHABEL, F. (1993): Die Laufkäfer von Vorarlberg und Liechtenstein (Carabidae). Erster Vorarlberger Coleopterologischer Verein, Bürs: 604 S.
- BRÄMER, R. (2010): Analphabeten in Sachen Natur? Empirische Befunde zur Präsenz von Natur im Alltagswissen. *Natur subjektiv* 4/2010: 52 S.
- BRINTSCHGI, A.; SPAAR, R. & ARLETTAZ, R. (2006): Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biolog. Conserv.* 130: 193–205.

- BROENNIMANN, O.; TREIER, U.A.; MÜLLER-SCHÄRER, H.; THUILLER, W.; PETERSON, A.T. & GUISAN, A. (2007): Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecol Lett.* 10: 701–709.
- BROOKS, D.R.; BATER, J.E.; CLARK, S.J.; MONTEITH, D.T.; ANDREWS, C.; CORBETT, S.J.; BEAUMONT, D.A. & CHAPMAN, J.W. (2012): Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 49: 1009–1019.
- BROWN, M.J.F. (2017): Microsporidia: An Emerging Threat to Bumblebees? *Trends Parasitol.* 33: 754–762.
- BROWN, P.M.J.; INGELS, B.; WHEATLEY, A.; RHULE, E.L.; DE CLERCQ, P.; VAN LEEUWEN, T. & THOMAS, A. (2014): Intraguild predation by *Harmonia axyridis* (Coleoptera: Coccinellidae) on native insects in Europe: molecular detection from field samples. *Entomol. Sci.* 18: 130–133.
- BRÜHL, C.A. & ZALLER, J.G. (2019): Biodiversity decline as a consequence of an inappropriate environmental risk assessment of pesticides. *Front. Environ. Sci.* 7: 177.
- BURGER, J.; GOCHFELD, M.; KIRWAN, G.M.; CHRISTIE, D.A. & GARCIA, E.F.J. (2020): Mew Gull (*Larus canus*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds): Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/53970>, abgerufen am 28.3.2020
- BURGHARDT, K.T.; TALLAMY, D.W.; PHILIPS, C. & SHROPSHIRE, K.J. (2010): Non-native plants reduce abundance, richness, and host specialization in lepidopteran communities. *Ecosphere* 1: 1–22.
- BURKLE, L.A.; MARLIN, J.C. & KNIGHT, T.M. (2013): Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence and function. *Science* 339: 1611–1615.
- CALVO-AGUDO, M.; GONZÁLEZ-CABRERA, J.; PICÓ, Y.; CALATAYUD-VERNICH, P.; URBANEJA, A.; DICKE, M. & TENA, A. (2019): Neonicotinoids in excretion product of phloem-feeding insects kill beneficial insects. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116: 16817–16822.
- CARBONERAS, C. & KIRWAN, G.M. (2020): NORTHERN SHOVELER (*SPATULA CLYPEATA*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds): Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/52896>, abgerufen am 28.3.2020
- CARBONERAS, C.; KIRWAN, G.M. & SHARPE, C.J. (2020): Common Pochard (*Aythya ferina*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds): Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/52903>, abgerufen am 28.3.2020
- CARDOSO, P.; BARTON, P.S.; BIRKHOFFER, K.; CHICHORRO, F.; DEACON, C.; FARTMANN, T.; FUKUSHIMA, C.S.; GAIGHER, R.; HABEL, J.C.; HALLMANN, C.A.; HILL, M.J.; HOCHKIRCH, A.; KWAK, M.L.; MAMMOLA, S.; NORIEGA, J.A.; ORFINGER, A.B.; PEDRAZA, F.; PRYKE, J.S.; ROQUE, F.O.; SETTELE, J.; SIMAIKA, J.P.; STORK, N.E.; SUHLING, F.; VORSTER, C. & SAMWAYS, M.J. (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biol. Conserv.* 242: 108426.

- CARVALHEIRO, L.G.; KUNIN, W.E.; KEIL, P.; AGUIRRE-GUTIERREZ, J.; ELLIS, W.N.; FOX, R.; GROOM, Q.; HENNEKENS, S.; LANDUYT, W.V.; MAES, D.; VAN DE MEUTTER, F.; MICHEZ, D.; RASMONT, P.; ODE, B.; POTTS, S.G.; REEMER, M.; ROBERTS, S.P.; SCHAMINEE, J.; WALLISDEVRIES, M.F. & BIESMEIJER, J.C. (2013): Species richness declines and biotic homogenization have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecol. Lett.* 16: 870–878.
- 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. *Sci. Adv.* 2015; 1:e1400253.
- CHOVANEC, A. & WARINGER, J. (2005): Dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of the ecological health of wetland ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 422-425.
- CHOVANEC, A.; WARINGER, J.; WIMMER, R. & SCHINDLER, M. (2014): Dragonfly Association Index. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: 43 S.
- CHOVANEC, A.; WARINGER, J.; HOLZINGER, W.E.; MOOG, O. & JANECEK, B. (2017): Odonata. In: Moog, O. & Hartmann, A. (eds) *Fauna Aquatica Austriaca*, 3. Edition. BMLFUW, Wien.
- CHRISTIAN E. (2009a): Diplura (Insecta). Checklisten der Fauna Österreichs, No. 4: 1–7.
- CHRISTIAN, E. (2009b): Apterygota. In: Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) *Endemiten. Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt*. Naturwissenschaftler Verein Kärnten, Klagenfurt: 546–584.
- CHRISTIAN, E. (2011): Protura (Insecta); Checklisten der Fauna Österreichs. No. 5: 1–9.
- CHRISTIAN, E.; SENDRA, A.; AURENHAMMER, S. & KOMPOSCH, C. (2018): Endemitenfauna im Nationalpark Gesäuse. Tiergruppe: Doppelschwänze (Diplura). Projektendbericht im Auftrag der Nationalpark Gesäuse GmbH: 38 S.
- ÇIÇEK, K. & AYAZ, D. (2011): Food composition of the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in Lake Sülüklü (Western Anatolia, Turkey). *J. Freshw. Ecol.* 26: 571–578.
- CICORT-LUCACIU, A.-S.; DIMANCEA, N.; BLAGA-LUNGULESCU, R.M.; HODIŞAN, O. & BENKŐ, A. (2009): Diet composition of a *Triturus dobrogicus* (Amphibia) population from Arad County, western Romania. *Bihorean Biologist* 3: 77–82.
- CIOCCHETTA, S.; PROW, N.A.; DARBRO, J.M.; FRENTIU, F.D.; SAVINO, S.; MONTARSI, F.; CAPELLI, G.; AASKOV, J.G. & DEVINE, G.J. (2018): The new European invader *Aedes (Finlaya) koreicus*: a potential vector of chikungunya virus. *Pathogens and Global Health* 112: 107–114.
- CIVANTOS, E.; THUILLER, W.; MAIORANO, L.; GUIGAN, A. & ARAÚJO, M.B. (2012): Potential impacts of climate change on ecosystem services in Europe: the case of pest control by vertebrates. *BioScience* 62: 658–666.
- CLARK, R.G.; FLESKES, J.P.; GUYN, K.L.; HAUKOS, D.A.; AUSTIN, J.E. & MILLER, M.R. (2020): Northern Pintail (*Anas acuta*). In: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G. & Schulenberg, T.S. (eds) *Birds of the World*. Ithaca, NY. <https://birdsoftheworld.org/bow/species/norpin/1.0/foodhabits>, abgerufen am 27.3.2020

- COGĂLNICEANU, D.; AIOANEI, F.; CIUBUC, C. & VĂDINEANU, A. (1998): Food and feeding habits in a population of common spadefoot toads (*Pelobates fuscus*) from an island in the lower Danube floodplain. *Alytes* 15: 145–157.
- COLLA, S.R.; OTTERSTATTER, M.C.; GEGEAR, R.J. & THOMSON, J.D. (2006): Plight of the bumble bee: pathogen spillover from commercial to wild populations. *Biol. Conserv.* 129: 461–467.
- COLWELL, R.K.; DUNN, R.R. & HARRIS, N.C. (2012): Coextinction and persistence of dependent species in a changing world. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 43: 183–203.
- 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. *Biol. Conserv.* 132: 279–291.
- COOKE, B.; CHUDLEIGH, P.; SIMPSON, S. & SAUNDERS, G. (2013): The economic benefits of the biological control of rabbits in Australia, 1950–2011. *Austral. Econ. Hist. Rev.* 53: 91–107.
- DANG, K.; DOGGETT, S.L.; SINGHAM, G.V. & LEE, C.-Y. (2017): Insecticide resistance and resistance mechanisms in bed bugs, *Cimex* spp. (Hemiptera: Cimicidae). *Parasit. Vectors* 10: 318.
- DE LA RÚA, P.; SERRANO, J. & GALIAN, J. (2002): Biodiversity of *Apis mellifera* populations from Tenerife (Canary Islands) and hybridisation with East European races. *Biol. Conserv.* 11: 59–67.
- DE VOS, J.M.; JOPPA, L.N.; GITTLEMAN, J.L.; STEPHENS, P.R. & PIMM, S.L. (2014): Estimating the normal background rate of species extinctions. *Conserv. Biol.* 29: 452–462.
- DECKER, L.E.; ROODE, J.C. & HUNTER, M.D. (2018): Elevated atmospheric concentrations of carbon dioxide reduce monarch tolerance and increase parasite virulence by altering the medicinal properties of milkweeds. *Ecol. Lett.* 21: 1353–1363.
- DEGASPERI, G.; ECKELT, A. & WEIGAND, E. (2018): Endemiten. Die endemische Käferfauna des Nationalpark Kalkalpen. *Schriftenreihe des Nationalpark Kalkalpen* 19: 172 S.
- DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J.; CHRISTIE, D.A. & DE JUANA, E. (eds) (2020): *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Ed., Barcelona.
- DESENDER, K. & TURIN, H. (1989): Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West-European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae). *Biol. Conserv.* 48: 277–294.
- DESNEUX, N.; DECOURTYE, A. & DELPUECH, J.-M. (2007): The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annu. Rev. Entomol.* 52: 81–106.
- DEUTSCH, H. (2018): Die Schmetterlinge Osttirols. <http://www.helmut-deutsch-schmetterlingsforschung.at/about.html> (Online Zugriff am 20.09.2019)
- DIBARTOLOMEIS, 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.
- DICKINSON, J.L.; ZUCKERBERG, B. & BONTER, D.N. (2010): Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 41: 149–172.

- DIDHAM, R.K.; BASSET, Y.; COLLINS, C.M.; LEATHER, S.R.; LITTLEWOOD, N.A.; MENZ, M.H.M.; MÜLLER, J.; PACKER, L.; SAUNDERS, M.E.; SCHÖNRÖGGE, K.; STEWART, A.J.A.; YANOVIK, S.P. & HASSALL, C. (2020): Interpreting insect declines: seven challenges and a way forward. *Insect Conserv. Divers.*, doi: 10.1111/icad.12408
- DIRNBÖCK, T.; ESSL, F. & RABITSCH, W. (2011): Disproportional extinction risk of high-altitude endemic species under climate change. *Global Change Biol.* 17: 990–996.
- DIRZO, R.; YOUNG, H.S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N.J.B. & COLLEN, B. (2014): Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401–406.
- DOBLER, G. & ASPÖCK, H. (2010): Durch Zecken übertragene Arboviren als Erreger von Infektionen des Menschen. *Denisia* 30: 467–499.
- DOERFLER, I.; GOSSNER, M.M.; MÜLLER, J.; SEIBOLD, S. & WEISSER, W.W. (2018): Deadwood enrichment combining integrative and segregative conservation elements enhances biodiversity of multiple taxa in managed forests. *Biol. Conserv.* 228: 70–78.
- DONALD, P.F.; GREEN, R.E. & HEATH, M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. B* 268: 25–29.
- DUNN, R.R. (2005): Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conserv. Biol.* 19: 1030–1036.
- DUNN, R.R.; HARRIS, N.C.; COLWELL, R.K.; KOH, L.P. & SODHI, N.S. (2009): The sixth mass coextinction: are most endangered species parasites and mutualists? *Proc. R. Soc. B* 276: 3037–3045.
- DUPONT, Y.L.; HANSE, D.M.; VALIDO, A. & OLESEN, J.M. (2003): Impact of introduced honeybees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biol. Conserv.* 118: 301–311.
- DVL – Deutscher Verband für Landschaftspflege (2019): Schutz unserer heimischen Insekten. Leitlinien des DVL. Ansbach: 11 S.
- DVORAK, M., LANDMANN, A., TEUFELBAUER, N., WICHMANN, G., BERG, H.-M. & PROBST, R. (2017): Erhaltungszustand und Gefährdungssituation der Brutvögel Österreichs: Rote Liste (5. Fassung) und Liste für den Vogelschutz prioritärer Brutvögel (1. Fassung). *Egretta* 55: 4–42.
- ECKELT, A. (2014): Laufkäfer und Heuschrecken Osttirols und des Nationalparks Hohe Tauern: aus der Sammlung Dr. Alois Kofler (Lienz). *Endbericht*. 320 S.
- EEA – European Environment Agency (1999): Environmental indicators. Typology and overview. European Environment Agency, Copenhagen, Technical Report 25: 19 S.
- EISENBEIS, G. (2006): Artificial night lighting and insects: Attraction of insects to street lamps in a rural setting in Germany. In: Rich, C. & Longcore, T. (Hrsg.) *Ecological consequences of artificial night lighting*. Island Press, Washington DC: 281–304.
- EMBACHER, G.; GROS, P.; KURZ, M.; KURZ, M. & ZELLER-LUKASHORT, C. (2011): Die Schmetterlinge des Landes Salzburg. Systematisches Verzeichnis mit Verbreitungsangaben für die geologischen Zonen des Landes (Insecta: Lepidoptera). *Mitt. Haus der Natur* 19: 5–89.
- ENGLISCH, H. (2005): Säugetiere. In: Wallner, R.M. (Hrsg.) *Aliens. Neobiota in Österreich*. Grüne Reihe des Lebensministeriums 15: 101–120.

- ERWIN, T.L. (1982): Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *Col. Bull.* 36: 74–75.
- ESSL, F. & EGGER, G. (2010): Lebensraumvielfalt in Österreich – Gefährdung und Handlungsbedarf. Naturwissenschaftlicher Verein Kärnten, Klagenfurt und Umweltbundesamt, Wien: 109 S.
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (2013): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer Spektrum, Heidelberg: 458 S.
- ESSL, F.; RABITSCH, W.; DULLINGER, S.; MOSER, D. & MILASOWSKY, N. (2013): How well do we know species richness in a well-known continent? Temporal patterns of endemic and widespread species descriptions in the European fauna. *Global Ecol. Biogeogr.* 22: 29–39.
- EU – European Union (2018): The EU approach to tackle pollinator decline.
https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/pollinators/index_en.htm
- FARTMANN, T.; PONIATOWSKI, D.; STUHLREHER, G. & STREITBERGER, M. (2019): Insektenrückgang und -schutz in den fragmentierten Landschaften Mitteleuropas. *Natur und Landschaft* 94: 261–270.
- FASOLA, M. & CANOVA, L. (1992): Feeding habits of *Triturus vulgaris*, *T. cristatus* and *T. alpestris* (Amphibia, Urodela) in the northern apennines (Italy). *Italian J. Zool.* 59: 273–280.
- FILIPPI, E. & LUISELLI, L. (2004): Ecology and conservation of the Meadow viper, *Vipera ursinii*, in three protected mountainous areas in central Italy. *Italian J. Zool.* 71: 159–161.
- FLANDERS, J. & JONES, G. (2009): Roost use, ranging behavior, and diet of Greater Horseshoe Bats (*Rhinolophus ferrumequinum*) using a transitional roost. *J. Mamm.* 90: 888–896.
- FLURI, P. & FRICK, R. (2005): Lapidiculture en Suisse: état et perspectives. *Rev. Suisse Agricult.* 37: 81–86.
- FLURI, P.; SCHENK, P. & FRICK, R. (2004): Bienenhaltung in der Schweiz. Zentrum für Bienenforschung Liebefeld-Poisieux, ALP forum Nr. 8D: 1–51.
- FORISTER, M.L.; COUSENS, B.; HARRISON, J.G.; ANDERSON, K.; THORNE, J.H.; WAETJEN, D.; NICE, C.C.; DE PARSIA, M.; HLADIK, M.L.; MEESE, R.; VAN VLIET, H. & SHAPIRO, A.M. (2016): Increasing neonicotinoid use and the declining butterfly fauna of lowland California. *Biol. Lett.* 12: 20160475.
- FOX, R. (2003): Butterflies and moths. In: Hawksworth, D.L. (Ed.) *The changing wildlife of Great Britain and Ireland*. CRC Press: 300–327.
- FOX, R., OLIVER, T.H., HARROWER, C., PARSONS, M.S., THOMAS, C.D. & ROY, D.B. (2014): Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *J. Appl. Ecol.* 51: 949–957.
- FRIESS, T. & HOLZINGER, W.E. (2017): Artenschutzprojekt Juchtenkäfer in der Steiermark (Scarabaeidae, Cetoniinae: *Osmoderma eremita* s. l.). *Entomologica Austriaca* 24: 197–202.

- GALBRAITH, H.; MURRAY, S.; DUNCAN, K.; SMITH, R.; WHITFIELD, D.P. & THOMPSON, D.B.A. (1993): Diet and habitat use of the Dotterel *Charadrius morinellus* in Scotland. *Ibis* 135: 148–155.
- GALL, J.E.; BOYD, R.S. & RAJAKARUNA, N. (2015): Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environ. Monit. Assess.* 187: 201.
- GALLAI, N.; SALLES, J.; SETTELE, J. & VAISSIERE, B. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* 68: 810–821.
- GALLE, R.; ERDELYI, N.; SZPISJAK, N.; TOLGYESI, C. & MAAK, I. (2015): The effect of the invasive *Asclepias syriaca* on the ground-dwelling arthropod fauna. *Biologia* 70: 104–112.
- GARIBALDI, L.A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; WINFREE, R.; AIZEN, M.A.; BOMMARCO, R.; CUNNINGHAM, S.A. et al. (2013): Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339: 1608–1611.
- GEIGER, F.; BENGTSSON, J.; BERENDSE, F.; WEISSER, W.W.; EMMERSON, M.; MORALES, M.B. et al. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11: 97–105.
- GEISER, E. (1996): Der Entomologe – ein Schädling oder Nützling? Neue Überlegungen zu einem alten Problem. *Entomol. Nachrbl.* 3: 11–16.
- GEISER, E. (1998): Wie viele Tierarten leben in Österreich? Erfassung, Hochrechnung und Abschätzung. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österr.* 135: 81–93.
- GEISER, E. (2001): Die Käfer des Landes Salzburg. Faunistische Bestandserfassung und tiergeographische Interpretation. *Monographs on Coleoptera* 2: 706 S.
- GEISER, E. (2009): Außeruniversitäre und außermuseale entomologische Aktivitäten in den Bundesländern Wien, Niederösterreich und Burgenland sowie bundesländerübergreifend. *Entomologica Austriaca* 16: 127–137.
- GEISER, E. (2018): How many animal species are there in Austria? Update after 20 years. *Acta ZooBot Austria* 155: 1–18.
- GEPP, J. (Hrsg.) (2003): Zur Geschichte der Entomologie in Österreich. *Denisia* 8: 327 S.
- GEPP, J. (2005): Rote Liste der Mecoptera (Schnabelfliegen) Österreichs. In: Zulka, K.P. (Red.) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 14/1. Böhlau, Wien: 309–312.
- GERBER, E.; KREBS, C.; MURRELL, C.; MORETTI, M.; ROCKLIN, R. & SCHAFFNER, U. (2008): Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biol. Conserv.* 141: 646–654.
- GERL, T.; FRÖHLICH, T.; HOLLWECK, E.; JOCHNER, M. & WEBER, G. (2019): Vom „leehhh!“ zum „Oh!“ – Insekten im gymnasialen Biologie-Unterricht. *ANLiegen Natur* 41: 33–42.
- GIANNANGELI, L.; DE SANCTIS, A.; MANGINELLI, R. & MEDINA, F.M. (2004): Seasonal variation of the diet of the Stone Curlew *Burhinus oedicephalus distinctus* at the island of La Palma, Canary Islands. *Ardea* 92: 175–184.

- GLASER, F. (2005): Rote Liste gefährdeter Ameisen Vorarlbergs. Rote Listen Vorarlbergs 3. Inatura, Dornbirn: 127 S.
- GOLLMANN, G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). In: Zulka, K.P. (Red.) Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 14/2. Böhlau, Wien: 37–60.
- GOMES, M.; CARVALHO, J.C. & GOMES, P. (2018): Invasive plants induce the taxonomic and functional replacement of dune spiders. *Biol. Invasions* 20: 533–545.
- GOULSON, D. (2013): An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *J. Appl. Ecol.* 50: 977–987.
- GÖTZL, M.; ABDEL-QADER, O.; EHRENDORFER, F.; GEISLER, A.; KAINZ, W.; KAUFMANN, A.; KIEHN, M.; KRAUS, G.; LÖDL, M.; MALICKY, M.; PAUMKIRCHNER, P.; RAINER, H.; SCHUMACHER, F., & VITEK, E. (2003): Die österreichischen Sammlungen und Datenbanken zur Artenvielfalt – Eine interdisziplinäre Studie im Rahmen der Global Biodiversity Information Facility. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur, Wien: 185 S.
- GRAF, W.; KONAR, M.; MURANYI, D.; ORCI, K.M. & VITECEK, S. (2014): A new species of *Isoperla* (Insecta, Plecoptera) from the Karawanken, with considerations on the Southern Limestone Alps as centers of endemism. *ZooKeys* 448: 27–36.
- GRAF, W.; GRASSER, U. & WEINZIERL, A. (2017a): Plecoptera. In: Moog, O. & Hartmann, A. (eds) *Fauna Aquatica Austriaca*, 3. Edition. BMLFUW, Wien.
- GRAF, W.; GRASSER, U. & WARINGER, J. (2017b): Trichoptera. In: Moog, O. & Hartmann, A. (eds) *Fauna Aquatica Austriaca*, 3. Edition. BMLFUW, Wien.
- GRAYSTOCK, P.; YATES, K.; EVISON, S.E.F.; DARVILL, B.; GOULSON, D. & HUGHES, W.O.H. (2013): The Trojan hives: pollinator pathogens, imported and distributed in bumblebee colonies. *J. Appl. Ecol.* 50: 1207–1215.
- GREEN, R.E.; TYLER, G.A. & BOWDEN, C.G.R. (2000): Habitat selection, ranging behaviour and diet of the stone curlew (*Burhinus oedicanus*) in southern England. *J. Zool.* 250: 161–183.
- GRILL, A.; POLIC, D.; GUARIENTO, E. & FIEDLER, K. (2020): Permeability of habitat edges for Ringlet butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae, *Erebia* Dalman 1816) in an alpine landscape. *Nota Lepi.* 43: 29–41.
- GRIMALDI, D. & ENGEL, M.S. (2005): *Evolution of the Insects*. Cambridge Univ. Press: 772 S.
- GRIMM, M.; SEDY, K.; SÜßENBACHER, E. & RISS, A. (2012): Existing scientific evidence of the effects of neonicotinoid pesticides on bees. European Union, Brussels, www.europarl.europa.eu/studies, abgerufen am 7.5.2013, 28 S.
- GRINSCHGL, A. (2009): Die „Vogel-Bisa-Studie“. *VogelSchutz* 27: 18.
- GRUBISIC, M.; VAN GRUNSVEN, R.H.A.; KYBA, C.C.M.; MANFRIN, A. & HÖLKER, F. (2018): Insect declines and agroecosystems: does light pollution matter? *Ann. Appl. Biol.* 173: 180–189.
- GRULICH, I. (1960): Ground squirrel *Citellus citellus* L. in Czechoslovakia. *Práce Brněnské základny Československé Akademie Věd* 32: 473–557.

- GUSENLEITNER, F. (2008): Der Feldentomologe, eine aussterbende Spezies? *Entomologica Austriaca* 15: 65–72.
- GUSENLEITNER, F. & GEISER, E. (2007): Österreichische Zeitschriften und Schriftenreihen mit entomologischem Inhalt, historisch und aktuell. *Entomologica Austriaca* 14: 155–229.
- HAAS F. (2009): Dermaptera (Ohrwürmer). In: Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) *Endemiten. Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt*. Naturwissenschaftler Verein Kärnten, Klagenfurt: 593–594.
- HABEL, J.C.; SEGERER, A.; ULRICH, W.; TORCHYK, O.; WEISSER, W.W. & SCHMITT, T. (2016): Butterfly community shifts over two centuries. *Conserv. Biol.* 30: 754–762.
- HABEL, J.C.; SAMWAYS, M.J. & SCHMITT, T. (2019a): Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects: requirements for a new strategy. *Biodivers. Conserv.* 28: 1343–1360.
- HABEL, J.C.; TRUSCH, R.; SCHMITT, T.; OCHSE, M. & ULRICH, W. (2019b): Long-term large-scale decline in relative abundances of butterfly and burnet moth species across south-western Germany. *Scientific Reports* 9: 14921.
- HABEL, J.-C.; ULRICH, W.; BIBURGER, N.; SEIBOLD, S. & SCHMITT, T. (2019c): Agricultural intensification drives butterfly decline. *Insect Conserv. Divers.* 12: 289–295.
- HALLMANN, C.A.; SORG, M.; JONGEJANS, E.; SIEPEL, H.; HOFLAND, N.; SCHWAN, H.; STENMANS, W.; MÜLLER, A.; SUMERS, H.; HÖRREN, T.; GOULSEN, D. & DE KROON, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12(10): e0185809.
- HALLMANN, C.A.; ZEEGERS, T.; VAN KLINK, R.; VERMEULEN, R.; VAN WIELINK, P.; SPIKJERS, H.; VAN DEIJK, J.; VAN STEENIS, W. & JONGEJANS, E. (2020): Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. *Insect Conserv. Divers.*, doi: 10.1111/icad.12377
- HANSJÜRGENS, B.; SCHRÖTER-SCHLAACK, C. & SETTELE, J. (2019): Zur ökonomischen Bedeutung der Insekten und ihrer Ökosystemleistungen. *Natur und Landschaft* 94: 230–235.
- HANSKI, I. & OVASKAINEN, O. (2002): Extinction debt at extinction threshold. *Conserv. Biol.* 16: 666–673.
- HARNASCH, D. (2017): Die grüne Lobby will weniger Menschen haben und mehr Natur. <https://www.salonkolumnisten.com/interview-mansfeld/>, abgerufen 3.2.2019
- HARRIS, J.E.; RODENHOUSE, N.L. & HOLMES, R.T. (2019): Decline in beetle abundance and diversity in an intact temperate forest linked to climate warming. *Biol. Conserv.* 240: 108219.
- HARRY, I.; HÖFER, H.; SCHIELZE, H. & ASSMANN, T. (2019): Protected habitats of Natura 2000 do not coincide with important diversity hotspots of arthropods in mountain grasslands. *Insect Conserv. Divers.* 12: 329–338.
- HARVEY, J.A.; HEINEN, R., et al. (2020): International scientists formulate a roadmap for insect conservation and recovery. *Nature Ecol. Evol.* 4: 174–176.
- HAWKSWORTH, D.L. (Ed., 2003): *The changing wildlife of Great Britain and Ireland*. CRC Press: 480 S.

- HEBDA, G.; KATA, K. & ŽMIHORSKI, M. (2019): The last meal: large insects predominate the diet of the European Roller *Coracias garrulus* prior to population extinction. *Bird Study* 66: 173–177.
- HEILING, A.M. (1999): Why do nocturnal orb-web spiders (Araneidae) search for light? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 46: 43–49.
- HELLAWELL, J.M. (1981): Development of a rationale for monitoring. In: Goldsmith, B. (Ed.): *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman & Hall, London: 1–14.
- HEMMER, W. (2010): Insekten als Auslöser allergischer Reaktionen. *Denisia* 30: 381–409.
- HERMOSO, V.; CLAVERO, M.; VILLERO, D. & BROTONS, L. (2016): EU's conservation efforts need more strategic investment to meet continental conservation needs. *Conserv. Lett.* 10: 231–237.
- HOCH, G. (2017): Neues Ungemach für die Esche: der Eschenprachtkäfer vor den Toren der EU. *BFW-Praxisinformation* 43: 13–16.
- HOCH, G.; SCHOPF, A. & WEIZER, G. (2019): *Der Buchdrucker: Biologie, Ökologie, Management*. Bundesforschungszentrum für Wald, Wien. 226 S.
- HOCHKIRCH, A.; WITZENBERGER, K.A.; TEERLING, A. & NIEMEYER, F. (2007): Translocation of an endangered insect species, the field cricket (*Gryllus campestris* Linnaeus, 1758) in northern Germany. *Biodivers. Conserv.* 16: 3597–3607.
- HOCHKIRCH, A.; SCHMITT, T.; BENINDE, J.; HIERY, M.; KINITZ, T.; KIRSCHEY, J.; MATENAAR, D.; ROHDE, K.; STOEFFEN, A.; WAGNER, N.; ZINK, A.; LÖTTTERS, S.; VEITH, M. & PROELSS, A. (2013): Europe needs a new vision for a Natura 2020 network. *Conserv. Lett.* 6: 462–467.
- HOLMES, N.D.; SPATZ, D.R.; OPPEL, S.; TERSHY, B.; CROLL, D.A., KEITT, B., et al. (2019): Globally important islands where eradicating invasive mammals will benefit highly threatened vertebrates. *PloS ONE* 14(3): e0212128.
- HOLWAY, D.A.; LACH, L.; SUAREZ, A.; TSUTSUI, N. & CASE, T.J. (2002): The causes and consequences of ant invasions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 181–233.
- HOLZER, T.; ZUNA-KRATKY, T. & BIERINGER, G. (2019): *Bewertung der Wirkung relevanter LE-Maßnahmen auf Heuschrecken und Tagfalter als Indikatorarten für Biodiversität*. Endbericht an das Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien: 60 S.
- HOLZINGER, W.E. (2009): *Auchenorrhyncha (Insecta). Checklisten der Fauna Österreichs*. No. 4: 41–100.
- HOLZINGER, W.E. & KOMPOSCH B. (2012): *Die Libellen Kärntens*. Sonderreihe Natur Kärnten, Band 6. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt: 336 S.
- HOLZINGER, W.E., CHOVANEC, A. & WARINGER, J. (2015): *Odonata (Insecta). Checklisten der Fauna Österreichs*. No. 8: 27–54.
- HOODLESS, A.N.; EWALD, J.A. & BAINES, D. (2007): Habitat use and diet of Common Snipe *Gallinago gallinago* breeding on moorland in northern England. *Bird Study* 54: 182–191.
- HORVÁTH, M.; SOLTI, B.; FATÉR, I.; JUHÁSZ, T.; HARASZTHY, L.; SZITTA, T.; BALLÓK, Z. & PÁSZTORY-KOVÁCS, S. (2018): Temporal changes in the diet composition of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary. *Ornis Hungarica* 26: 1–26.

- HOSTETTLER, K. (2001): Libellen (Odonata) in Vorarlberg (Österreich): Vorarlberger Naturschau 9: 9–134.
- HOTHEM, R.L.; BRUSSEE, B.E.; DAVIS JR., W.E.; MARTÍNEZ-VILALTA, A.; MOTIS, A. & KIRWAN, G.M. (2020): Black-crowned Night-Heron (*Nycticorax nycticorax*), version 1.0. In: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G. & Schulenberg, T.S. (eds): Birds of the World. Ithaca, NY. <https://doi.org/10.2173/bow.bcnher.01>, abgerufen am 27.3.2020
- HÖTTINGER, H. (2019): Citizen-Science-App – Schmetterlinge Österreichs – Wissenschaftlicher Abschlussbericht der Schmetterlingszählung 2018. Blühendes Österreich – REWE International gemeinnützige Privatstiftung, Wien: 13 S.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Liste ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperidae), 1. Fassung 1999,- Amt der niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten: 128 S.
- 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: 369 S.
- HROMADA, M. & KRIŠTIN, A. (1996): Changes in the food of the great grey shrike (*Lanius excubitor*) during the year. *Biológia (Bratislava)* 51: 227–233.
- HU, G.; LIM, K.S.; HORVITZ, N.; CLARK, S.J.; REYNOLDS, D.R.; SAPIR, N. & CHAPMAN, J.W. (2016): Mass seasonal bioflows of high-flying insect migrants. *Science* 354: 1584–1587.
- HUEMER, P. (2001): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. Rote Listen Vorarlbergs 1. Inatura, Dornbirn: 112 S.
- HUEMER, P. (2011): Pseudo-endemism and cryptic diversity in Lepidoptera – case studies from the Alps and the Abruzzi. *Eco.mont* 3(1): 11–18.
- HUEMER, P. (2013): Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematische und Faunistische Checkliste. Tiroler Landesmuseum, Innsbruck: 304 S.
- HUEMER, P. (2019): DNA-Barcoding als signifikanter Beitrag zur regionalen Faunistik: Erstnachweise von Schmetterlingen für das Burgenland und Österreich (Insecta: Lepidoptera). *Beiträge zur Entomofaunistik* 20: 21–39.
- HUEMER, P.; AISTLEITNER, U.; BUCHNER, P.; DEUTSCH, H.; EMBACHER, G.; GROS, P.; HABELER, H.; HÖTTINGER, H.; MALICKY, M.; PÄLL, N., WIESER, C. & WIMMER, J. (2009): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs: Lepidoptera, Geometridae. *Denisia* 28: 3-192.
- HUEMER, P.; WIESER, C. & MUTANEN, M. (2014): *Rhigognostis scharnikensis* sp. n., eine morphologisch und genetisch differenzierte neue Schmetterlingsart aus den Hohen Tauern (Lepidoptera, Plutellidae). *Carinthia II* 204./124.: 443–454.
- HUEMER, P.; HEBERT, P.; MUTANEN, M.; WIESER, C.; WIESMAIR, B.; HAUSMANN, A.; YAKOVLEV, R.; MÖST, M.; GOTTSBERGER, B.; STRUTZENBERGER, P. & FIEDLER, K. (2018): Large geographic distance versus small DNA barcode divergence: Insights from a comparison of European to South Siberian Lepidoptera. *PLoS ONE* 13(11): e0206668

- HUEMER, P.; KARSHOLT, O.; AARVIK, L.; BERGGREN, K.; BIDZILYA, O.; JUNNILAINEN, J.; LANDRY, J.-F.; MUTANEN, M.; NUPPONEN, K.; SEGERER, A.; ŠUMPICH, J.; WIESER, C.; WIESMAIR, B. & HEBERT, P. (2020): DNA barcode library for European Gelechiidae (Lepidoptera) suggests greatly underestimated species diversity. *ZooKeys* 921: 141–157.
- HUGHES, J.B.; DAILY, G.C. & EHRLICH, P.R. (2000): Conservation of insect diversity: a habitat approach. *Conserv. Biol.* 14: 1788–1797.
- ILLICH, I.; WERNER, S.; WITTMANN, H. & LINDNER, R. (2010): Die Heuschrecken Sazburgs. *Salzburger Natur-Monographien*, Haus der Natur, Salzburg: 254 S.
- INGS, T.C.; RAINE, N.E. & CHITTKA, L. (2005): Mating preference of commercially imported bumblebees (*Bombus terrestris*) in Britain (Hymenoptera: Apidae). *Entomol. General.* 28: 233–238.
- INGS, T.C.; WARD, N.L. & CHITTKA, L. (2006): Can commercially imported bumble bees out-compete their native conspecifics? *J. Appl. Ecol.* 43: 940–948.
- INOUE, M.K.; YOKOYAMA, J. & WASHITANI, I. (2008): Displacement of Japanese native bumblebees by the recently introduced *Bombus terrestris* (L.) (Hymenoptera: Apidae). *J. Insect Conserv.* 12: 135–146.
- IPBES – The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2016): The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V.L. & Ngo, H.T. (eds) IPBES Secretariat, Bonn: 552 S.
- IPBES – The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., et al. (eds) IPBES Secretariat, Bonn: 56 S.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature (2001): IUCN Red List categories. Version 3.1. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 23 S.
- JACQUES, A.; LAURENT, M.; EPILOBEE CONSORTIUM; RIBIÈRE-CHABERT, M.; SAUSSAC, M.; BOUGEARD, S.; BUDGE, G.E.; HENDRIKX, P. & CHAUZAT, M.-P. (2017): A pan-European epidemiological study reveals honey bee colony survival depends on beekeeper education and disease control. *PLoS ONE* 12(3): e0172591.
- JAKOBY, O.; LISCHKE, H. & WERMELINGER, B. (2019): Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*). *Climate Change Biol.* 25: 4048–4063.
- JANEV HUTINEC, B. & MEBERT, K. (2011): Ecological partitioning between Dice snakes (*Natrix tessellata*) and Grass snakes (*Natrix natrix*) in southern Croatia. *Mertensiella* 18: 225–233.
- JARVIS, B. (2018): The insect apocalypse is here. *New York Times Magazine*, 27.11.2018.
- JAYARATNE, R.L.; PERERA, I.C.; WEERAKOON, D.K. & KOTAGAMA, S.W. (2016): Dietary assessment of Little Egrets (*Egretta garzetta*) by analyzing regurgitated materials during their breeding seasons in Sri Lanka. *NeBIO* 7: 170–178.

- JENSEN, A.B.; PALMER, K.A.; BOOMSMA, J.J. & PEDERSEN, B.V. (2005): Varying degrees of *Apis mellifera ligustica* introgression in protected populations of the black honeybee, *Apis mellifera mellifera*, in northwest Europe. *Mol. Ecol.* 14: 93–106.
- JESCHKE, J.; BACHER, S.; BLACKBURN, T.; DICK, J.T.A.; ESSL, F.; EVANS, T.; GAERTNER, M.; HULME, P.E.; KÜHN, I.; MRUGALA, A.; PERGL, J.; PYŠEK, P.; RABITSCH, W.; RICCIARDI, A.; RICHARDSON, D.M.; SENDEK, A.A.; VILÀ, M.; WINTER, M. & KUMSCHICK, S. (2014): Defining the impact of non-native species: resolving disparity through greater clarity. *Conserv. Biol.* 28: 1188–1194.
- JESSE, W.A.M.; MOLLEMAN, J.; FRANKEN, O.; LAMMERS, M.; BERG, M.P.; BEHM, J.E.; HELMUS, M.R. & ELLERS, J. (2020): Disentangling the effects of plant species invasion and urban development on arthropod community composition. *Global Change Biol.* 26: 3294–3306.
- JOHNSON, K.; CARBONERAS, C.; CHRISTIE, D. & KIRWAN, G.M. (2020): Green-winged Teal *Anas crecca*; version 1.0. In: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G. & Schulenberg, T.S. (eds): *Birds of the World*. Ithaca, NY.
<https://birdsoftheworld.org/bow/species/gnwtea/cur/foodhabits>, abgerufen am 28.3.2020
- JOURDAN, J.; O'HARA, R.B.; BOTTARIN, R.; HUTTUNEN, K.-L.; KUEMMERLEN, M.; MONTEITH, D.; MUOTKA, T.; OZOLIŃŠ, D.; PAAVOLA, R.; PILOTTO, F.; SPRINGE, G.; SKUJA, A.; SUNDERMANN, A.; TONKIN, J.D. & HAASE, P. (2018): Effects of changing climate on European stream invertebrate communities: a long-term data analysis. *Sci. Total Environ.* 621: 588–599.
- KEARNS, C.A.; INOUE, D.W. & WASER, N.M. (1998): Endangered mutualisms: the conservation of plant–pollinator interactions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 83–112.
- KELEMEN-FINAN, J. & DEDOVA, I. (2014): Vermittlung von Artenkenntnis im Schulunterricht. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46: 219–225.
- KELEMEN-FINAN, J.; BASSLER, G.; BIERINGER, G.; BURKART-AICHER, B.; DENNER, M.; DROZDOWSKI, I.; EGGER, G.; GLASER, M.; HOLZER, TH.; KRIECHBAUM, M.; MITTERSTÖGER, TH.; MRKVICKA, A.C.; PFUNDNER, G.; PLODEK-FREIMANN, S. & SCHMID, K. (2016): Naturschutzgerechte Beweidung im pannonischen Raum: Ergebnisse des Workshops der Niederösterreichischen Naturschutzakademie am 4. November 2016 in Stockerau. *Biodiversität und Naturschutz in Ostösterreich BCBEA 2/2*: 148–168.
- KENIS, M. & BRANCO, M. (2010): Impact of alien terrestrial arthropods in Europe. In: Roques, A., Kenis, M., Lees, D., Lopez-Vaamonde, C., Rabitsch, W., Rasplus, J.-Y. & Roy, D.B. (eds) *Alien terrestrial arthropods of Europe*. *BioRisk* 4(1): 51–71.
- KENIS, M.; AUGER-ROZENBERG, M.-A.; ROQUES, A.; TIMMS, L.; PÉRÉ, C.; COCK, M.J.W.; SETTELE, J.; AUGUSTIN, S. & LOPEZ-VAAMONDE, C. (2009): Ecological effects of invasive alien insects. *Biol. Invasions* 11: 21–45.
- KESSLER, S.; TIEDEKEN, E.J.; SIMCOCK, K.L.; DERVEAU, S.; MITCHELL, J.; SOFTLEY, S.; RADCLIFFE, A.; STOUT, J.C. & WRIGHT, G.A. (2015): Bees prefer foods containing neonicotinoid pesticides. *Nature* 521: 74–76.
- KINZNER, M.-C.; GAMISCH, A.; HOFFMANN, A.A.; SEIFERT, B.; HAIDER, M.; ARTHOFER, W.; SCHLICK-STEINER, B.C. & STEINER, F.M. (2019): Major range loss predicted from lack of heat adaptability in an alpine *Drosophila* species. *Science Total Environ.* 695: 133753.

- KIPSON, M.; ŠÁLEK, M.; LUČAN, R.; UHRIN, M.; MAXINOVÁ, E.; BARTONIČKA, T.; ANDREAS, M.; KIPSON, K.; PUŠIĆ, A.; RNJAK, D.; NAĐO, L. & HORÁČEK, I. (2018): Foraging habitat, home-range size and diet of a Mediterranean bat species, Savi's pipistrelle. *Acta Chiropterol.* 20: 351–360.
- KIRISITS, T. & KONRAD, H. (2007): Die Holländische Ulmenwelke in Österreich. *Forstschutz Aktuell* 38: 20–23.
- KLAUSNITZER, B. (2019): Stellungnahme zum Insektensterben. *Entomol. Nachr. Ber.* 63: 83–89.
- KLAUSNITZER, B. & SEGERER, A. (2018): Stellungnahme zum Insektensterben. *DgaaE-Nachrichten* 32: 72–80.
- KLEIN, A.-M.; VAISSIERE, B.E.; CANE, J.H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S.A.; KREMEN, C. & TSCHARNTKE, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B* 274: 3003–313.
- KNOFLACH, B. (2009): Das Dornfingersyndrom in Mitteleuropa (Araneae). *Entomol. Nachr. Ber.* 53: 69–73.
- KOLBERT, E. (2014): *The Sixth Extinction: An Unnatural History*. Holt, New York: 319 S.
- KOMONEN, A.; HALME, P. & KOTIAHO, J.S. (2019): Alarmist by bad design: Strongly popularized unsubstantiated claims undermine credibility of conservation science. *Rethinking Ecology* 4: 17–19.
- KOMPOSCH, C. (2018): A new classification of endemic species of Austria for nature conservation issues. 6th Symposium for Research in Protected Areas, Conference Volume, Salzburg: 323–325.
- KROFEL, M.; HUBER, D. & KOS, I. (2011): Diet of Eurasian lynx *Lynx lynx* in the northern Dinaric Mountains (Slovenia and Croatia). Importance of edible dormouse *Glis glis* as alternative prey. *Acta Theriologica* 56: 315–322.
- KROMP, B. (1989): Carabid beetle communities (Carabidae, Coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 27: 241–251.
- KROMP-KOLB, H.; NAKICENOVIC, N.; SEIDL, R.; STEININGER, K.; AHRENS, B.; AUER, I.; BAUMGARTEN, A. et al. (2014): Synthese. In: Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 67–131.
- KRUESS, A. & TSCHARNTKE, T. (2002): Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conserv. Biol.* 16: 1570–1580.
- KUMSCHICK, S.; DEVENISH, A.; KENIS, M.; RABITSCH, W.; RICHARDSON, D.M. & WILSON, J.R.U. (2016): Intentionally introduced terrestrial invertebrates: patterns, risks, and options for management. *Biol. Invasions* 18: 1077–1088.
- KURZE, S.; HEINKEN, T. & FARTMANN, T. (2018): Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. *Oecologia* 188: 1227–1237.
- KUSDAS, K. & REICHL, E.R. (1973): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 1, Tagfalter. *Entomologische Arbeitsgemeinschaft O.Ö. Landesmuseum Linz*: 226 S.

- KUSDAS, K. & REICHL, E.R. (1974): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 2, Schwärmer und Spinner. Entomologische Arbeitsgemeinschaft O.Ö. Landesmuseum Linz: 262 S.
- KUSDAS, K. & REICHL, E.R. (1978): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 3, Noctuidae 1. Entomologische Arbeitsgemeinschaft O.Ö. Landesmuseum Linz: 270 S.
- LAISTER, G. (1996): Verbreitungsübersicht und eine vorläufige Rote Liste der Libellen Oberösterreichs. Naturk. Jb. Stadt Linz 40/41: 307–388.
- LAMKIN, M. & MILLER, A.I. (2016): On the challenge of comparing contemporary and deep-time biological extinction rates. *BioScience* 66: 785–789.
- LANDIS, D.A.; WRATTEN, S.D. & GURR, G.M. (2000): Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in Agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 45: 175–201.
- LANDMANN, A. & ZUNA-KRATKY, T. (2016): Die Heuschrecken Tirols. Berenkamp, Innsbruck: 304 S.
- LANDMANN, A.; LEHMANN, G.; MUNGENAST, F. & SONNTAG, H. (2005): Die Libellen Tirols. Berenkamp Buch- und Kunstverlag, Innsbruck: 324 S.
- LANSZKI, J. & HELTAI, M. (2007): Diet of the European polecat and the steppe polecat in Hungary. *Mamm. Biol.* 72: 49–53.
- LEATHER, S. (2019): “Insectageddon” – bigger headlines, more hype, but where’s the funding? <https://simonleather.wordpress.com/2019/02/15/insectageddon-bigger-headlines-more-hype-but-wheres-the-funding/>, abgerufen 9.2.2020
- LENTON, T.M.; ROCKSTRÖM, J.; GAFFNEY, O.; RAHMSTORF, S.; RICHARDSON, K.; STEFFEN, W. & SCHELLNHUBER, H.J. (2019): Climate tipping points – too risky to bet against. *Nature* 575: 592–595.
- LEONHARDT, S.D.; GALLAI, N.; GARIBALDI, L.A.; KUHLMANN, M. & KLEIN, A.-M. (2013): Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic Appl. Ecol.* 14: 461–471.
- LEWANDOWSKI, E.J. & OBERHAUSER, K.S. (2017): Butterfly citizen scientists in the United States increase their engagement in conservation. *Biol. Conserv.* 208: 106–112.
- LEXER, M.J.; RABITSCH, W.; GRABHERR, G. et al. (2014): Der Einfluss des Klimawandels auf die Biosphäre und Ökosystemleistungen. In: APCC (eds) Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014, ÖAW, Wien: 467–556.
- LISTER, B.C. & GARCIA, A. (2018): Climate driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115: E10397–E10406.
- LITT, A.R., CORD, E.E., FULBRIGHT, T.E. & SCHUSTER, G.L. (2014): Effects of invasive plants on arthropods. *Conserv. Biol.* 28: 1532–1549.
- LLIMONA, F., DEL HOYO, J., CHRISTIE, D.A., JUTGLAR, F. & KIRWAN, G.M. (2020): Blacknecked Grebe (*Podiceps nigricollis*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/52491>, abgerufen am 28.3.2020
- LOSEY, J.E. & VAUGHAN, M. (2006): The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience* 56: 311–323.
- LUISELLI, L. (1996): Food habits of an alpine population of the Sand Viper (*Vipera ammodytes*). *J. Herpetol.* 30: 92–94.

- MACADAM, C.R. & STOCKAN, J.A. (2015): More than just fish food: ecosystem services provided by freshwater insects. *Ecol. Entomol.* 40: 113–123.
- MACGREGOR, C.J.; EVANS, D.M.; FOX, R. & POCOCK, M.J.O. (2017): The dark side of street lighting: impacts on moths and evidence for the disruption of nocturnal pollen transport. *Global Change Biol.* 23: 697–707.
- MADGE, S. & DE JUANA, E. (2020): Corn Bunting (*Emberiza calandra*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/61861>, abgerufen am 28.3.2020
- MADGE, S. & SHARPE, C.J. (2020): Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/61871>, abgerufen am 28.3.2020
- MALICKY, H. (2001): Schmetterlinge (Lepidoptera) in Lichtfallen in Theresienfeld (Niederösterreich) zwischen 1963 und 1998. *Stapfia* 77: 261–278.
- MALICKY, M.; HAUSER, E.; HUEMER, P. & WIESER, C. (2000): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs: Noctuidae sensu classico. *Stapfia* 74: 3–278.
- MANSFELD, H. (2017): Angeblicher Insektenschwund: Wie die Medien in die grünrote Wahlkampffalle tappten. <https://meedia.de/2017/07/18/angeblicher-insektenschwund-wie-die-medien-in-die-gruen-rote-wahlkampffalle-tappten/>, abgerufen 1.2.2019.
- MARQUISS, M. (1980): Habitat and diet of male and female Hen Harriers in Scotland in winter. *British Birds* 73: 555–560.
- MCAART, S.H.; URBANOWICZ, C.; MCCOSHUM, S.; IRWIN, R.E. & ADLER, L.S. (2017): Landscape predictors of pathogen prevalence and range contractions in US bumblebees. *Proc. R. Soc. B* 284: 20172181.
- MCKINLEY, D.C.; MILLER-RUSHING, A.J.; BALLARD, H.L.; BONNEY, R.; BROWN, H. et al. (2017): Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biol. Conserv.* 208: 15–28.
- MEA – Millenium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. Island Press, Washington: 138 S.
- MEDLOCK, J.M.; HANSFORD, K.M.; SCHAFFNER, F.; VERSTEIRT, V.; HENDRICKX, G.; ZELLER, H. & BORTEL, W.V. (2012): A review of the invasive mosquitoes in Europe: ecology, public health risks, and control options. *Vectorborne and Zoonotic Diseases* 12: 435–447.
- METCALFE, D.B.; ASNER, G.P.; MARTIN, R.E.; SILVA ESPEJO, J.E. et al. (2014): Herbivory makes major contributions to ecosystem carbon and nutrient cycling in tropical forests. *Ecol. Lett.* 17: 324–332.
- MILASOWSZKY, N. & ZULKA, K.-P. (1994): *Arthropodenzönosen der Salzlacken im Seewinkel als Grundlage für die Naturschutzarbeit. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung und dem Amt der Burgenländischen Landesregierung*, 174 S.
- MOLLOT, G.; PANTEL, J.H. & ROMANUK, T.N. (2017): The effects of invasive species on the decline in species richness: a global meta-analysis. *Adv. Ecol. Res.* 56: 61–83.

- MONDINO, L.; FRATICELLI, F. & CONSIGLIO, C. (1996): Food of Italian Sparrow *Passer italiae* nestlings in Central Italy. *Avocetta* 20: 132–137.
- MOOG, O. & HARTMANN, A. (2017): *Fauna Aquatica Austriaca*, 3. Edition. BMLFUW, Wien.
- MORI, E.; MAZZETTO, F.; MENCHETTI, M.; BODINO, N.; GRASSO, E. & SPOSIMO, P. (2016): Feeding ecology of the scops owl, *Otus scops* (Aves: Strigiformes), in the island of Pianosa (Tuscan Archipelago, Central Italy) outside the breeding period. *Italian J. Zool.* 83: 417–422.
- MORITZ, R.F.A.; HÄRTEL, S. & NEUMANN, P. (2005): Global invasions of the western honeybee (*Apis mellifera*) and the consequences for biodiversity. *Ecoscience* 12: 289–301.
- MORLEY, E.L.; JONES, G. & RADFORD, A.N. (2014): The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proc. R. Soc. B* 281: 20132683.
- MORRIS, J.L.; COTTRELL, S.; FETTIG, C.J.; DEROSE, R.J.; MATTOR, K.M.; CARTER, V.A.; CLEAR, J.; CLEMENT, J.; HANSEN, W.D.; HICKE, J.A.; HIGUERA, P.E.; SEDDON, A.W.R.; SEPPÄ, H.; SHERRIFF, R.L.; STEDNICK, J.D. & SEYBOLD, S.J. (2018): Bark beetles as agents of change in social–ecological systems. *Front. Ecol. Environ.* 16(S1): S34–S43.
- MOTTA, E.V.; RAYMANN, K. & MORAN, N.A. (2018): Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115: 10305–10310.
- MÜHLBAUER, P. (2017): Gibt es 80 Prozent weniger Insekten? <https://www.heise.de/tp/features/Gibt-es-80-Prozent-weniger-Insekten-3776822.html>, abgerufen 1.2.2019
- MUPEPELE, A.-C.; BRUELHEIDE, H.; DAUBER, J.; KRÜß, A.; POTTHAST, T.; WÄGELE, W. & KLEIN, A.M. (2019): Insect decline and its drivers: unsupported conclusions in a poorly performed meta-analysis on trends — a critique of Sánchez-Bayo and Wyckhuys (2019). *Basic Appl. Ecol.* 37: 20–23.
- NEBEL, C.; KADLETZ, K.; GAMAUF, A.; HARING, E.; SACKL, P.; TIEFENBACH, M.; WINKLER, H. & ZACHOS, F.E. (2019): Witnessing extinction: population genetics of the last European Rollers (*Coracias garrulus*) in Austria and a first phylogeographic analysis of the species across its distribution range. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* 57: 461–475.
- NEDYALKOV, N.; LEVIN, A.; DIXON, A. & BOEV, Z. (2014): Diet of Saker Falcon (*Falco cherrug*) and Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) from Central Kazakhstan. *Ecol. Balkanica* 6: 25–30.
- NEUMAYER, J. (2006): Einfluss von Honigbienen auf das Nektarangebot und auf autochthone Blütenbesucher. *Entomologica Austriaca* 13: 7–14.
- NEWBOLD, T.; HUDSON, L.N.; CONTU, S.; HILL, S.L.L.; BECK, J.; LIU, Y.; MEYER, C.; PHILLIPS, H.R.P.; SCHARLEMANN, J.P.W. & PURVIS, A. (2018): Widespread winners and narrow-ranged losers: Land use homogenizes biodiversity in local assemblages worldwide. *PLoS Biol* 16(12): e2006841.
- NORIEGA, J.A.; HORTAL, J.; AZCÁRATE, F.M.; BERG, M.P.; BONADA, N.; BRIONES, M.J.I.; GOULSON, D.; IBANEZ, S.; LANDIS, D.A.; MORETTI, M.; POTTS, S.G.; SLADE, E.M.; STOUT, J.C.; ULYSHEN, M.D.; WACKERS, F.L.; WOODCOCK, B.A. & SANTOS, A.M.C. (2018): Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic Appl. Ecol.* 26: 8–23.

- NYFFELER, M.; ŞEKERCIOĞLU, C.H. & WHELAN, C.J. (2018): Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. *The Science of Nature* 105: 47.
- OFENBÖCK, T.; MOOG, O.; HARTMANN, A.; SCHWARZINGER, I. & LEITNER, P. (2019): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A – Makrozoobenthos. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien: 290 S.
- OHLENBURG, H. (Red., 2002): Windenergie und Vögel – Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes. 2. (endgültige) Fassung. Technische Universität Berlin, Berlin, Tagungsband.
- OLLERTON, J.; WINFREE, R. & TARRANT, S. (2011): How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120: 321–326.
- ÖCKINGER, E.; HAMMARSTEDT, O.; NILSSON, S.G. & SMITH, H.G. (2006): The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biol. Conserv.* 128: 564–573.
- ÖKOTEAM (2009): Tierische Endemiten im Nationalpark Gesäuse. Auftreten ausgewählter endemischer und subendemischer Spinnentiere und Insekten. Ökoteam Graz, Unveröffentlichter Projektendbericht im Auftrag der Nationalpark-Gesäuse-GmbH: 143 S.
- ÖKOTEAM (2014): Komposch, C., Frieß, T., Holzinger, W. & Schlosser, L.: 3 Zoologische Rätsel zur Endemitenfauna im Nationalpark Gesäuse. Tiergruppen: Weberknechte, Wanzen & Zikaden. Ökoteam, Graz, Unveröffentlichter Projektbericht im Auftrag der Nationalpark Gesäuse GmbH: 86 S.
- ÖKOTEAM (2016): Komposch, C., Paill, W., Aurenhammer, S., Graf, W., Degasperi, G., Dejaco, T., Friess, T., Holzinger, W., Leitner, A., Schied, J., Volkmer, J., Wieser, C., Zimmermann, P., Aigner, S. & Egger, G.: Endemitenberg Koralpe – Erste zusammenfassende Darstellung (Literaturauswertung) der zoologischen und botanischen Endemiten dieses einzigartigen Gebirgsstocks. Unveröffentlichter Projektendbericht im Auftrag des Landes Steiermark: 201 S.
- ÖKOTEAM (2017): Aurenhammer, S., Holzer, E., Schneider, M. & Komposch, C.: Endemitenfauna im Nationalpark Gesäuse. Tiergruppe: Käfer: Rüssel-, Blattkäfer & Co. (Coleoptera part.: Curculionidae, Chrysomelidae). Endbericht im Auftrag der Nationalpark Gesäuse GmbH: 105 S.
- ORŁOWSKI, G.; RUSIECKI, S. & KARG, J. (2014): Partial dietary segregation between adult and nestling Bluethroats *Luscinia svecica*. *Acta Ornithologica* 49: 107–118.
- ORTA, J.; KIRWAN, G.M.; CHRISTIE, D.A.; BOESMAN, P. & MARKS, J.S. (2020): White-tailed Sea-eagle (*Haliaeetus albicilla*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/52986>, abgerufen am 28.3.2020
- ORTNER, A. & LECHNER, K. (2015): Rote Liste gefährdeter Heuschrecken Vorarlbergs. Rote Listen Vorarlberg 9. Inatura, Dornbirn: 136 S.
- OTT, J. (Ed., 2010): Monitoring climatic change with dragonflies. *BioRisk* 5: 1–286.
- OTTONELLO, D.; SALVIDIO, S. & ROSECCHI, E. (2005): Feeding habits of the European pond terrapin *Emys orbicularis* in Camargue (Rhône delta, Southern France). *Amphibia-Reptilia* 26: 562–565.
- OWENS, A.C.S. & LEWIS, A.M. (2018): The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecol. Evol.* 8: 11337–11358.

- OWENS, A.C.S.; COCHARD, P.; DURRANT, J.; FARNWORTH, B.; PERKIN, E.K. & SEYMOUR, B. (2020): Light pollution is a driver of insect declines. *Biol. Conserv.* 241: 1–9.
- PASCHER, K.; MOSER, D.; DULLINGER, S.; SACHSLEHNER, L.; GROS, P.; SAUBERER, N.; TRAXLER, A. & FRANK, T. (2010): Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten im Hinblick auf die Freisetzung und den Anbau von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen. Bundesministerium für Gesundheit, Wien: 112 S.
- PASCHER, K.; MOSER, D.; DULLINGER, S.; SACHSLEHNER, L.; GROS, P.; SAUBERER, N.; TRAXLER, A.; GRABHERR, G. & FRANK, T. (2011): Setup, efforts and practical experiences of a monitoring program for genetically modified plants - an Austrian case study for oilseed rape and maize. *Environmental Sciences Europe* 23:12.
- PASCHER, K.; HAINZ-RENETZEDER, C.; SACHSLEHNER, L.; FRANK, T. & PACHINGER, B. (2020): BINATS II –Erfassung der Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen – 2. Erhebungsdurchgang. Studie im Auftrag der Ministerien für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) und für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz (BMASGK). Endbericht des Forschungsprojekts GZ BMLFUW-LE.1.3.2/0067-PR/8/2016, Wien.
- PE'ER, G.; ZINNGREBE, Y.; HAUCK, J.; SCHINDLER, S.; DITTRICH, A.; ZINGG, S.; TSCHARNTKE, T.; OPPERMAN, R.; SUTCLIFFE, L.M.E.; SIRAMI, C.; SCHMIDT, J.; HOYER, C.; SCHLEYER, C., & LAKNER, S. (2017): Adding some Green to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. *Conserv. Lett.* 10: 517–530.
- PEIPONEN, V.A. (1974): Food and breeding of the scarlet rosefinch (*Carpodacus e. erythrinus* Pall.) in southern Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 11: 155–165.
- PENSINI, P.; HORN, E. & CALTABIANO, N.J. (2016): An exploration of the relationships between adults' childhood and current nature exposure and their mental well-being. *Child. Youth Environ.* 26: 125–147.
- PIMM, S.L.; JENKINS, C.N.; ABELL, R.; BROOKS, T.M.; GITTLEMAN, J.L.; JOPPA, L.N.; RAVEN, P.H.; ROBERTS, C.M. & SEXTON, J.O. (2014): The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344 (1246752): 10 S.
- PODA VON NEUHAUS, N. (1761): *Insecta Musei Graecensis, quae in ordines, genera et species juxta systema naturae Caroli Linnaei digessit.* Haer. Widmanstadtii, Graecii.
- POSPISCHIL, R. (2010): Bettwanzen (Heteroptera, Cimicidae) – ein weltweit wachsendes Problem. *Denisia* 30: 225–232.
- POST (2010): *Insect Pollination.* POST Note 348. Parliamentary Office of Science and Technology, London: 4 S.
- POTTS, S.G.; BIESMEIJER, J.C.; KREMEN, C.; NEUMANN, P.; SCHWEIGER, O. & KUNIN, W.E. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* 25: 345–353.
- POTTS, S.G.; IMPERATRIZ-FONSECA, V.; NGO, H.T.; AIZEN, M.A.; BIESMEIJER, J.C.; BREEZE, T.D.; DICKS, L.V.; GARIBALDI, L.A.; HILL, R.; SETTELE, J. & VANBERGEN, A.J. (2016): Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540: 220–229.

- PUDIL, M. & EXNEROVÁ, A. (2015): Diet and foraging behaviour of the Whinchat (*Saxicola rubetra*). In: Bastian, H.-V. & Feulner, J. (eds) Living on the edge of extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium. Helmbrechts, LBV Hof: 125–134.
- PYŠEK, P.; BLACKBURN, T.M.; GARCÍA-BERTHOU, E.; PERGLOVÁ, I. & RABITSCH, W. (2017): Displacement and local extinction of native and endemic species. In: Vilà, M. & Hulme, P.E. (eds) Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology 12: 157–175.
- QUERNER P. (2008): Collembola (Insecta). Checklisten der Fauna Österreichs. No. 3: 1–26.
- RAAB, R. & CHWALA, E. (1995): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Libellen (Insecta: Odonata). Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, Wien: 91 S.
- RABITSCH, W. (2008): The Times They Are A-Changin': Driving forces of recent additions to the Heteroptera fauna of Austria. In: Grozeva, S. & Simov, N. (eds) Advances in Heteroptera Research. Pensoft Publ., Sofia: 309–326.
- RABITSCH, W. (2009): Gebietsfremde Ameisen: Eine Übersicht (Hymenoptera, Formicidae). Denisia 25: 119–140.
- RABITSCH, W. (2010): Pathways and vectors of alien arthropods in Europe. In: Roques, A., Kenis, M., Lees, D., Lopez-Vaamonde, C., Rabitsch, W., Rasplus, J.-Y. & Roy, D.B. (eds) Alien terrestrial arthropods of Europe. BioRisk 4(1): 27–43.
- RABITSCH, W. (2011): The hitchhiker's guide to alien ant invasions. BioControl 56: 551–572.
- RABITSCH, W. & ESSL, F. (2009): Endemiten – Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt und Umweltbundesamt, Wien: 924 S.
- RABITSCH, W.; ESSL, F. & SCHINDLER, S. (2017): The rise of non-native vectors and reservoirs of human diseases. In: Vilà, M. & Hulme, P.E. (eds) Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services, Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology 12: 263–275.
- RADA, S.; SCHWEIGER, O.; HARPKE, A.; KÜHN, E.; KURAS, T.; SETTELE, J. & MUSCHE, M. (2019): Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. Divers. Distribut. 25: 217–224.
- RAMULA, S. & SORVARI, J. (2017): The invasive herb *Lupinus polyphyllus* attracts bumblebees but reduces total arthropod abundance. Arthropod-Plant Interactions 11: 911–918.
- RASMONT, P.; FRANZÉN, M.; LECOCQ, T.; HARPKE, A.; ROBERTS, S.; BIESMEIJER, J.; CASTRO, L.; CEDERBERG, B.; DVORAK, L.; FITZPATRICK, Ú.; GONSETH, Y.; HAUBRUGE, E.; MAHÉ, G.; MANINO, A.; MICHEZ, D.; NEUMAYER, J.; ØDEGAARD, F.; PAUKKUNEN, J.; PAWLKOWSKI, T.; POTTS, S.; REEMER, M.; SETTELE, J.; STRAKA, J. & SCHWEIGER, O. (2015): Climatic risk and distribution atlas of European bumblebees. BioRisk 10: 1–236.
- REICHEL, E.R. (1975): ZODAT – die tiergeographische Datenbank Österreichs. Verhandlungen des Sechsten Internationalen Symposiums über Entomofaunistik in Mitteleuropa, Junk, The Hague: 143–163.

- REICHEL, E.R. (1992): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs. Band 1, Lepidoptera – Diurna – Tagfalter. Forschungsinstitut für Umweltinformatik, Linz: 114 + 10 Seiten, 10 Farbtafeln.
- REICHEL, E.R. (1994): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs. Band 2, Lepidoptera – Sphinges/Bombyces - Schwärmer und Spinnerartige Nachtfalter. Forschungsinstitut für Umweltinformatik, Linz: 176 + 8 Seiten, 8 Farbtafeln.
- RICHMOND, E.K.; ROSI, E.J.; WALTERS, D.M.; FICK, J.; HAMILTON, S.K.; BRODIN, T.; SUNDELIN, A. & GRACE, M.R. (2018): A diverse suite of pharmaceuticals contaminates stream and riparian food webs. *Nature Communications* 9: 4491.
- ROBERTS, J.L. & BOWMAN, N. (1986): Diet and ecology of Short-eared Owls *Asia flammeus* breeding on heather moor. *Bird Study* 33: 12–17.
- ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, A.; STUART CHAPIN III, F. et al. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472–475.
- ROMANOWSKI, J.; ALTENBURG, D. & ŽMIHORSKI, M. (2013): Seasonal variation in the diet of the little owl, *Athene noctua* in agricultural landscape of Central Poland. *North-Western J. Zool.* 9: 131603.
- ROQUES, A.; AUGER-ROZENBERG, M.-A.; BLACKBURN, T.M.; GARNAS, J.; PYŠEK, P.; RABITSCH, W.; RICHARDSON, D.M.; WINGFIELD, M.J.; LIEBHOLD, A.M. & DUNCAN, R.P. (2016): Temporal and interspecific variation in rates of spread for insect species invading Europe during the last 200 years. *Biol. Invasions* 18: 907–920.
- ROSA, C.D.; PROFICE, C.C. & COLLADO, S. (2018): Nature experiences and adults' self-reported pro-environmental behaviors: the role of connectedness to nature and childhood nature experiences. *Front. Psychol.* 9: 1055.
- ROTH, N.; DOERFLER, I.; BÄSSLER, C.; BLASCHKE, M.; BUSSLER, H.; GOSSNER, M.M.; HEIDERTH, A.; THORN, S.; WEISSER, W.W. & MÜLLER, J. (2019): Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxylic organisms in beech forests of different historic management intensity. *Divers. Distribut.* 25: 430–441.
- ROTH, N.; ZODER, S.; ZAMAN, A.A.; THORN, S. & SCHMIDL, J. (2020): Long-term monitoring reveals decreasing water beetle diversity, loss of specialists and community shifts over the past 28 years. *Insect Conserv. Divers.*, doi: 10.1111/icad.12411
- ROY, H.E. & BROWN, P.M.J. (2015): Ten years of invasion: *Harmonia axyridis* (Pallas) (Coleoptera: Coccinellidae) in Britain. *Ecol. Entomol.* 40: 336–348.
- ROY, H.E.; BROWN, P.M.J.; ADRIAENS, T.; BERKVEN, N.; BORGES, I.; CLUSELLA-TRULLAS, S. et al. (2016): The harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*: global perspectives on invasion history and ecology. *Biol. Invasions* 18: 997–1044.
- RÜDISSER, J.; TASSER, E.; WALDE, J.; HUEMER, P.; LECHNER, K.; ORTNER, A. & TAPPEINER, U. (2017): Simplified and still meaningful: assessing butterfly habitat quality in grasslands with data collected by pupils. *J. Insect Conserv.* 21: 677-688.
- RÜDISSER, J.; SCHATANEK, P.; HUEMER, P.; TASSER, E. & TAPPEINER, U. (2019): Tagfalter Monitoring Tirol. Jahresbericht 2018. Institut für Ökologie, Universität Innsbruck. https://viel-falter.at/cms/wp-content/uploads/2019/02/Jahresbericht-2018_Freiwillige_A4.pdf
- SALA, O.; STUART CHAPIN III, F.; ARMESTO, J.J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, E. et al. (2000): Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.

- SAMWAYS, M.J. (2019): *Insect Conservation – A Global Synthesis*. CABI: 560 S.
- SAMWAYS, M.J.; BARTON, P.S.; BIRKHOFFER, K.; CHICHORRO, F.; DEACON, C.; FARTMANN, T.; FUKUSHIMA, C.S.; GAIGHER, R.; HABEL, J.C.; HALLMANN, C.A.; HILL, M.J.; HOCHKIRCH, A.; KAILA, L.; KWAK, M.L.; MAES, D.; MAMMOLA, S.; NORIEGA, J.A.; ORFINGER, A.B.; PEDRAZA, F.; PRYKE, J.S.; ROQUE, F.O.; SETTELE, J.; SIMAIKA, J.P.; STORK, N.E.; SUHLING, F.; VORSTER, C. & CARDOSO, P. (2020): Solutions for humanity on how to conserve insects. *Biol. Conserv.* 242: 108427.
- SÁNCHEZ-BAYO, F. & WYCKHUYS, K.A.G. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232: 8–27.
- SCHEPER, J.; HOLZSCHUH, A.; KUUSSAARI, M.; POTTS, S.G.; RUNDLOF, M.; SMITH, H.G. & KLEIJN, D. (2013): Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. *Ecol. Lett.* 16: 912–920.
- SCHINDLER, S.; RABITSCH, W. & ESSL, F. (2018): Climate Change and Increase of Impacts on Human Health by Alien Species. In: Mazza, G. & Tricarico, E. (eds) *Invasive Species and Human Health*. CABI: 151–166.
- SCHIRMEL, J. (2020): Differential effects of American pokeweed (*Phytolacca americana*) invasion on ground-dwelling forest arthropods in southwest Germany. *Biol. Invasions* 22: 1289–1298.
- SCHIRMEL, J.; BUNDSCHUH, M.; ENTLING, M.H.; KOWARIK I. & BUCHHOLZ, S. (2016): Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. *Glob. Change Biol.* 22: 594–603.
- SCHLICK-STEINER, B.; STEINER, F.M. & SCHÖDL, S. (2003): Rote Liste ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Ameisen. Hrsg. Amt der NÖ Landesregierung / Abteilung Naturschutz. St. Pölten: 75 S.
- SCHMID-HEMPEL, R.; ECKHARDT, M.; GOULSON, D.; HEINZMANN, D.; LANGE, C.; PLISCHUK, S.; ESCUDERO, L.R.; SALATHÉ, R.; SCRIVEN, J.J. & SCHMID-HEMPEL, P. (2014): The invasion of southern South America by imported bumblebees and associated parasites. *J. Anim. Ecol.* 83: 823–837.
- SCHOWALTER, T.D.; NORIEGA, J.A. & TSCHARNTKE, T. (2018): Insect effects on ecosystem services – introduction. *Basic Appl. Ecol.* 26: 1–7.
- SCHRANK, DE PAULA F. (1781): *Enumeratio insectorum Austriae indigenorum*. E. Klett & Franck, Augustae Vindelicorum.
- SCHRANK, DE PAULA F. (1782): Kritische Revision des Österreichischen Insectenverzeichnisses. *Füessly Neues Magazin f. Liebhaber d. Entomologie* 1: 135–168, 263–306.
- SCHUCH, S.; WESCHE, K. & SCHAEFER, M. (2012): Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biol. Conserv.* 149: 75–83.
- SCHWARZ-WAUBKE, M. & SCHWARZ, M. (2000): Die Libellenfauna im Stadtgebiet von Salzburg (Österreich) Ergebnisse einer Biotopkartierung aus den Jahren 1994 und 1995. *Linzer biol. Beitr.* 32/2: 1093–1162.
- SCOPOLI, J.A. (1763): *Entomologia Carniolica exhibens Insecta Carnioliae indigena et distributa in ordines, genera, species, varietates. Methodo Linnaeana*. J.Th. Trattner, Vindobonae.

- SCOTT, P.; BURTON, J.A. & FITTER, R. (1987): Red Data Books: the historical background. In: Fitter, R. & Fitter, M. (eds) The road to extinction. Gland, Switzerland, IUCN: 1–5.
- SEEBENS, H.; BLACKBURN, T.M.; DYER, E.E.; GENOVESI, P.; HULME, P.E.; JESCHKE, J.M.; PAGAD, S.; PYŠEK, P.; WINTER, M.; ARIANOUTSOU, M.; BACHER, S.; BLASIUS, B.; BRUNDU, G.; CAPINHA, C.; CELESTI-GRAPPOW, L.; DAWSON, W.; DULLINGER, FUENTES, N.; JÄGER, H.; KARTESZ, J.; KENIS, M.; KREFT, H.; KÜHN, I.; LENZNER, B.; LIEBHOLD, A.; MOSENA, A.; MOSER, D.; NISHINO, M.; PEARMAN, D.; PERGL, J.; RABITSCH, W.; ROJAS-SANDOVAL, J.; ROQUES, A.; RORKE, S.; ROSSINELLI, S.; ROY, H.E.; SCALERA, R.; SCHINDLER, S.; ŠTAJEROVÁ, K.; TOKARSKA-GUZIŁ, B.; VAN KLEUNEN, M.; WALKER, K.; WEIGELT, P.; YAMANAKA, T. & ESSL, F. (2017): No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature COMMUNICATIONS* 8: 14435.
- SEGERER, A. & ROSENKRANZ, E. (2018): Das große Insektensterben. Was es bedeutet und was wir jetzt tun müssen. oekom, München: 204 S.
- SEIBOLD, S.; GOSSNER, M.M.; SIMONS, N.K.; BLÜTHGEN, N.; MÜLLER, N.; AMBARLI, D.; AMMER, C.; BAUHHUS, J.; FISCHER, M.; HABEL, J.C.; LINSENMAIR, K.E.; NAUSS, T.; PENONE, C.; PRATI, D.; SCHALL, P.; SCHULZE, E.-D.; VOGT, J.; WÖLLAUER, S. & WEISSER, W.W. (2019): Arthropod decline in grassland and forests is associated with landscape drivers. *Nature* 574: 671–674.
- SEIDEL, B.; NOWOTNY, N.; BAKONYI, T.; ALLERBERGER, F. & SCHAFFNER, F. (2016): Spread of *Aedes japonicus japonicus* (Theobald, 1901) in Austria, 2011-2015, and first records of the subspecies for Hungary, 2012, and the Principality of Liechtenstein, 2015. *Parasit Vectors* 9: 356.
- SERGIO, F. & BOTO, A. (1999): Nest dispersion, diet, and breeding success of Black Kites (*Milvus migrans*) in the Italian Pre-Alps. *J. Raptor Res.* 33: 207–217.
- SETTELE, J. (2019): Bestandsentwicklungen und Schutz von Insekten. *Natur und Landschaft* 94: 299–303.
- SETTELE, J.; KUDRNA, O.; HARPKE, A.; KÜHN, I.; VAN SWAAY, C.; VEROVNIK, R.; WARREN, M.; WIEMERS, M.; HANSPACH, J.; HICKLER, KÜHN, E.; VAN HALDER, I.; VELING, K.; VLIĞENTHART, A.; WYNHOFF, I. & SCHWEIGER, O. (2008): Climatic risk atlas of European butterflies. *BioRisk* 1: 1–710.
- SHAFFER, M.L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131–134.
- SHERMAN, R.A.; HALL, M.J.R. & THOMAS, S. (2000): Medicinal maggots: an ancient remedy for some contemporary afflictions. *Annu. Rev. Entomol.* 45: 55–81.
- SHIELS, A.B.; FLORES, C.A.; KHAMSING, A.; KRUSHELNYCKY, P.D. & MOSHER, S.M. (2013): Dietary niche differentiation among three species of invasive rodents (*Rattus rattus*, *R. exulans*, *Mus musculus*). *Biol. Invasions* 15: 1037–1048.
- SIDOROVICH, V.E.; SHAMOVICH, D.I.; SOLOVEY, I.A. & LAUZHEL, G.O. (2003): Dietary variations of the Ural Owl *Strix uralensis* in the transitional mixed forest of northern Belarus with implications for the distribution differences. *Ornis Fenn.* 80: 145–158.
- SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J.-L.; GENOVESI, P.; MARIS, V.; WARDLE, D.A.; ARONSON, J.; COURCHAMP, F.; GALIL, B.; GARCÍA-BERTHOUE, E.; PASCAL, M.; PYŠEK, P.; SOUSA, R.; TABACCHI, E. & VILÀ, M. (2013): Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.* 28: 58–66.

- SIMMONS, B.I.; BALMFORD, A.; BLADON, A.J.; CHRISTIE, A.P.; DE PALMA, A.; DICKS, L.V.; GALLEGU-ZAMORANO, J.; JOHNSTON, A.; MARTIN, P.A.; PURVIS, A.; ROCHA, R.; WAUCHOPE, H.S.; WORDLEY, C.F.R.; WORTHINGTON, T.A. & FINCH, T. (2019): Worldwide insect declines: An important message, but interpret with caution. *Ecol. Evol.* 9: 3678–3680.
- SMAL, C.M. (1987): The diet of the Barn Owl *Tyto alba* in southern Ireland, with reference to a recently introduced prey species— the Bank Vole *Clethrionomys glareolus*. *Bird Study* 34: 113–125.
- SNOW, D.W.; PERRINS, C.M.; GILLMOR, R.; HILLCOAT, B.; ROSELAAR, C.S.; VINCENT, D.; WALLACE, D.I.M. & WILSON, M.G. (1998): The birds of the Western Palearctic. Volume 1: Non-Passerines. Oxford University Press, Oxford: 1008 S.
- SOGA, M. & GASTON, K.J. (2016): Extinction of experience: the loss of human–nature interactions. *Front. Ecol. Environ.* 14: 94–101.
- SOGA, M.; GASTON, K.J.; YAMAURA, Y.; KURISU, K. & HANAOKI, K. (2016): Both direct and vicarious experiences of nature affect children’s willingness to conserve biodiversity. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 529: 1–12.
- SORG, M.; SCHWAN, H.; STENMANS, W. & STENMANS, A. (2013): Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise-Fallen in den Jahren 1989 und 2013. *Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein in Krefeld* 1: 1–5.
- SOROYE, P.; NEWBOLD, T. & KERR, J. (2020): Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science* 367: 685–688.
- SOULÉ, M.E. (1987): Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge: 189 S.
- SPANGENBERG, J.H.; CARTER, T.R.; FRONZEK, S.; JAEGER, J.; JYLHA, K.; KÜHN, I.; OMANN, I.; PAUL, A.; REGINSTER, I.; ROUNSVELL, M.; SCHWEIGER, O.; STOCKER, A.; SYKES, M.T. & SETTELE, J. (2012): Scenarios for investigating risks to biodiversity: The role of storylines, scenarios, policies and shocks in the ALARM project. *Global Ecol. Biogeogr.* 21: 5–18.
- SPITZENBERGER, F. (2005): Rote Liste der Säugetiere Österreichs (Mammalia). In: Zulka, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 14/1. Böhlau, Wien: 45–62.
- STATISTIK AUSTRIA (2009): Statistik der Landwirtschaft. Statistik Austria, Wien.
- STAUFER, M. (2010): Die Verbreitung der Asiatischen Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) an Thaya und March. Endbericht im Auftrag des WWF Österreich, Wien: 21 S.
- STEFFEN, W.; CRUTZEN, P.J. & MCNEILL, J.R. (2007): The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature? *Ambio* 36/8: 614–621.
- STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S.E.; FETZER, I.; BENNETT, E.M. et al. (2015): Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 736–746.

- STEIN-BACHINGER, K.; GOTTWALD, F.; HAUB, A. & SCHMIDT, E. (2020): To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. *Organic Agricult.* <https://doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2>
- STENSETH, N.C. & MYSTERUD, A. (2002): Climate, changing phenology, and other life history traits: nonlinearity and match–mismatch to the environment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 99: 13379–13381.
- STORK, N.E. (1993): How many species are there?. *Biodivers. Conserv.* 2: 215–232.
- STÖHR, O. (2017): Verbreitungsatlas der Libellen Osttirols (Stand: Februar 2017). 47 S. http://www.nago-osttirol.at/attachments/article/43/2017_Libellenatlas_Osttirol.pdf
- STRASSEN, R.Z. (2009): Thysanoptera (Fransenflügler). In: Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) *Endemiten. Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt.* Naturwissenschaftlicher Verein Kärnten, Klagenfurt: 605–606.
- TANNER, R.A.; VARIA, S.; ESCHEN, R.; WOOD, S.; MURPHY, S.T. & GANGE, A.C. (2013): IMPACTS of an invasive non-native annual weed, *Impatiens glandulifera*, on above- and below-ground invertebrate communities in the United Kingdom. *PLoS ONE* 8(6): e67271.
- TAYLOR, B. (2020): Spotted Crake (*Porzana porzana*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) *Handbook of the Birds of the World Alive.* Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/53659>, abgerufen am 28.3.2020
- TEWS, J.; BRIOSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M.C.; SCHWAGER, M. & JELTSCH, F. (2004): Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31: 79–92.
- THENG, M.; JUSOH, W.F.A.; J. ANUJ, HUERTAS, B.; TAN, D.J.X.; TAN, H.Z.; KRISTENSEN, N.P.; MEIER, R. & CHISHOLM, R.A. (2020): A comprehensive assessment of diversity loss in a well-documented tropical insect fauna: Almost half of Singapore's butterfly species extirpated in 160 years. *Biol. Conserv* 242: 108401
- THOMAS, C.D.; JONES, T.H. & HARTLEY, S.E. (2019): “Insectageddon”: A call for more robust data and rigorous analyses. *Global Change Biol.* 25: 1891–1892.
- THOMAS, J.A.; TELFER, M.G.; ROY, D.B.; PRESTON, C.D.; GREENWOOD, J.J.D.; ASHER, J.; FOX, R.; CLARKE, R.T. & LAWTON, J.H. (2004): Comparative losses of British butterflies, birds, plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879–1881.
- TICKNER, D.; OPPERMANM J.J. et al. (2020): Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: an emergency recovery plan. *BioScience* 70: 330–342.
- TIEFENBACH, M. (2020): Gutachten zur Einwendung „Gefährdung von Tieren – Insektenschlag“ im Rahmen der Beschwerde der „Alliance for Nature“ im UVP-Genehmigungsverfahren „Windpark Stanglalm“. BVwG. Fachbereich Fauna und Flora. Amt der Steirischen Landesregierung, Graz.
- TRIEB, F. (2018): Interference of flying insects and wind parks. Internet: www.dlr.de/tt/fluginsekten, abgerufen 28.3.2019.
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A.M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I. & THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857–874.

- TUCK S.L.; WINQVIST C.; MOTA F.; AHNSTROM, J.; TURNBULL, L.A. & BENGTSOON J. (2014): Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51: 746–755.
- TULIS, F.; SLOBODNÍK, R.; LANGRAF, V.; NOGA, M.; KRUMPÁLOVÁ, Z.; ŠUSTEK, Z. & KRIŠTÍN, A. (2017): Diet composition of syntopically breeding falcon species *Falco vespertinus* and *Falco tinnunculus* in south-western Slovakia. *Slovak Raptor J.* 11: 15–30.
- TYLER, S. & CHRISTIE, D.A. (2020): TAWNY PIPIT (*ANTHUS CAMPESTRIS*). In: DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., SARGATAL, J., CHRISTIE, D. A. & DE JUANA, E. (eds) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Ed., Barcelona. Internet: <https://www.hbw.com/node/577777>, abgerufen am 28.3.2020.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): Essl, F. & Rabitsch, W.: Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien: 432 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2006): Raab, R., Chovanec, A. & Pennerstorfer, J.: Libellen Österreichs. Umweltbundesamt. Springer Verlag, Wien-New York: 343 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2016): Schindler, S., Zulka, K.P., Sonderegger, G., Oberleitner, I., Peterseil, J., Essl, F., Ellmauer, T., Adam, M. & Stejskal-Tiefenbach, M.: Biologische Vielfalt in Österreich. Schutz, Status, Gefährdung. Reports, Bd. REP-0542. Umweltbundesamt, Wien. 192 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2017): Schindler, S., Banko, G., Moser, D., Grillmayer, R., Zulka, K.P., Rabitsch, W., Lamb, U., Essl, F. & Stejskal-Tiefenbach, M.: Österreichisches Biodiversitäts-Monitoring: Kulturlandschaft. Konzept für die Erfassung von Status und Trends der Biodiversität. Reports, Bd REP-0635. Umweltbundesamt, Wien. 152 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2019a): Schwarzl, B., Sedy, K. & Weiss, M.: Baumhaftung – Baumsicherung und deren ökologische Wirkungen. Reports, REP-0704. Umweltbundesamt, Wien. 63 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2019b): Ellmauer, T., Igel, V., Kudrnovsky, H., Moser, D. & Paternoster, D.: Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Art.17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Teil 2: Artikel 17-Bericht. Umweltbundesamt GmbH, im Auftrag der österreichischen Bundesländer, Wien: 103 S.
- UNDERHILL-DAY, J.C. (1993): The foods and feeding rates of Montagu's Harriers *Circus pygargus* breeding in arable farmland. *Bird Study* 40: 74–80.
- VAN GILS, J.; WIERSMA, P.; KIRWAN, G.M. & SHARPE, C.J. (2020a): Eurasian Curlew (*Numenius arquata*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/53897>, abgerufen am 28.3.2020
- VAN GILS, J.; WIERSMA, P.; CHRISTIE, D.A.; GARCIA, E.F.J. & BOESMAN, P. (2020b): Blacktailed Godwit (*Limosa limosa*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/53888>, abgerufen am 28.3.2020

- VAN GILS, J.; WIERSMA, P. & KIRWAN, G.M. (2020c): Common Sandpiper (*Actitis hypoleucos*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. & de Juana, E. (eds) Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/53912>, abgerufen am 28.3.2020
- VAN HUIS, A. (2013): Potential of insects as food and feed in assuring food security. *Annu. Rev. Entomol.* 58: 563–583.
- VAN KLINK, R.; BOWLER, D.E.; GONGALSKY, K.B.; SWENGEL, A.B.; GENTILE, A. & CHASE, J.M. (2020): Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368: 417–420.
- VAN LANGEVELDE, F.; BRAAMBURG-ANNEGARN, M.; HUIGENS, M.E.; GROENDIJK, R.; POITEVIN, O.; VAN DEIJK, J.R.; ELLIS, W.N.; VAN GRUNSVEN, R.H.A.; DE VOS, R.; VOS, R.A.; FRANZÉN, M. & WALLISDEVRIES, M.F. (2018): Declines in moth populations stress the need for conserving dark nights. *Global Change Biol.* 24: 925–932.
- VAN STRIEN, A.J.; VAN SWAAY, C.A.M.; VAN STRIEN-VANLIEMPT, W.T.F.H.; POOT, M.J.M. & WALLISDEVRIES, M.F. (2019): Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in the Netherlands. *Biol. Conserv.* 234: 116–122.
- VAN SWAAY, C.A.M. (1990): An assessment of the changes in butterfly abundance in the Netherlands during the 20th century. *Biol. Conserv.* 52: 287–302.
- VELDKAMP, R. (1995): Diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Wanneperveen, The Netherlands, with special reference to bream *Abramis brama*. *Ardea* 83: 143–155.
- VILLEMANT, C.; BARBET-MASSIN, M.; PERRARD, A. et al. (2011): Predicting the invasion risk by the alien bee-hawking Yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* across Europe and other continents with niche models. *Biol. Conserv.* 144: 2142–2150.
- VISSER, M.E. & HOLLEMAN, L.J. (2001): Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proc. R. Soc. B* 268: 289–294.
- WAGNER, D.L. (2020): Insect declines in the Anthropocene. *Annu. Rev. Entomol.* 65: 457–480.
- WAGNER, D.L. & VAN DRIESCHE, R.G. (2010): Threats posed to rare or endangered insects by invasions of nonnative species. *Annu. Rev. Entomol.* 55: 547–568.
- WAGNER, E.; JANDL, C.; SAUTNER, L. & HALBIG, M. (2016): Umweltrechtliche Haftungsfragen. Projektstudie. Institut für Umweltrecht, Johannes Kepler Universität Linz.
- WAGNER, H. (2014): Ameisen. Verbreitung, Biologie, Ökologie und Gefährdung. *Natur Kärnten 7. NATURWISSENSCHAFTLICHER VEREIN FÜR KÄRNTEN, KLAGENFURT*: 462 S.
- WALLIS DE VRIES, M. & BOBBINK, R. (2017): Nitrogen deposition impacts on biodiversity in terrestrial ecosystems: Mechanisms and perspectives for restoration. *Biol. Conserv.* 212: 387-496.
- WALOCHNIK, J. & ASPÖCK, H. (2010): Sandmücken, Leishmanien und Leishmaniosen – neue Dimensionen alter Krankheiten. *Denisia* 30: 673–694.
- WARINGER, J. & GRAF, W. (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven: Unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. *Facultas-Universitäts Verlag, Wien*: 286 S.

- WARINGER, J. & GRAF, W. (2011): Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven / Atlas of Central European Trichoptera Larvae. Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben: 468 S.
- WARREN, M.S.; HILL, J.K.; THOMAS, J.A.; ASHER, J.; FOX, R.; HUNTLEY, B.; ROY, D.B.; TELFER, M.G.; JEFFCOATE, S.; HARDING, P.; JEFFCOATE, G.; WILLIS, S.G.; GREATOREX-DAVIES, J.N.; MOSS, D. & THOMAS, C.D. (2001): Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414: 65–69.
- WEICHELBAUMER, P. (2013): Rote Listen gefährdeter Eintagsfliegen Vorarlbergs. Rote Listen Vorarlbergs 7. Inatura, Dornbirn: 120 S.
- WENZEL, M.; SCHMITT, T.; WEITZEL, M. & SEITZ, A. (2006): The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. *Biol. Conserv.* 128: 542–552.
- WEPPRICH, T.; ADRIAN, J.R.; RIES, L.; WIEDMANN, J. & HADDAD, N.M. (2019): Butterfly abundance declines over 20 years of systematic monitoring in Ohio, USA. *PLoS One* 14: e0216270.
- WHEELER, P. (2005): The diet of field voles *Microtus agrestis* at low population density in upland Britain. *Acta Theriol.* 50: 483–492.
- WIERSMA, P.; KIRWAN, G.M. & BOESMAN, P. (2020): Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Ed., Barcelona. <https://www.hbw.com/node/53835>, abgerufen am 28.3.2020
- WIESER, C. (2008): Die Schmetterlinge Kärntens. Teil 1: Micropterigidae. – Crambidae. Landesmuseum Kärnten & Naturwissenschaftlicher Verein Kärnten, Klagenfurt: 555 S.
- WINDSOR, F.M.; TILLEY, R.M.; TYLER, C.R. & ORMEROD, S.J. (2019): Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science Total Environ.* 646: 68–74.
- WOODCOCK, B.A.; ISAAC, N.J.; BULLOCK, J.M.; ROY, D.B.; GARTHWAITE, D.G.; CROWE, A. & PYWELL, R.F. (2016): Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications* 7: 12459.
- WÖSS, G.; DENNER, M.; FORSTHUBER, L.; KROPF, M.; PANROK, A.; REITMEIER, W. & ZUNAKRATKY, T. (2020): Insekten in Wien – Heuschrecken. In: Zettel, H., Gaal-Haszler, S., Rabitsch, W. & Christian, E. (Hrsg.) Insekten in Wien. Österreichische Gesellschaft für Entomofaunistik, Wien: 288 S.
- WWF – World Wide Fund For Nature (2016): Living Planet Report 2016. WWF International, Gland, Switzerland. http://awsassets.panda.org/downloads/lpr_living_planet_report_2016.pdf, abgerufen am 11.5.2019, 144 S.
- ZANGL, L.; KUNZ, G.; BERG, C. & KOBLMÜLLER, S. (2019): First records of the parthenogenetic Surinam cockroach *Pycnoscelus surinamensis* (Insecta: Blattodea: Blaberidae) for Central Europe. *J. Appl. Entomol.* 143: 308-313.
- ZITTRA, C.; LECHTHALER, W.; MOHRIG, W. & CAR, M. (2017): Diptera: Culicidae. In Moog, O. & Hartmann, A. (eds) Fauna Aquatica Austriaca, 3. Edition. BMLFUW, Wien.

- ZULKA, K.P. (Red., 2005): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 14/1, Böhlau, Wien: 406 S.
- ZULKA, K.P. (Red., 2007): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 14/2, Böhlau, Wien: 515 S.
- ZULKA, K.P. (Red., 2009): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/3, Böhlau, Wien: 534 S.
- ZULKA, K.P. & GÖTZL, M. (2015): Ecosystem services: pest control and pollination. In: Steininger, K., König, M., Bednar-Friedl, B., Kranzl, L., Loibl, W. & Pretenthaler, F. (eds) Economic evaluation of climate change impacts. Development of a cross-sectoral framework and results for Austria. Springer, Basel: 169–189.
- 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. Naturhistorisches Museum Wien: 303 S.
- ZUNA-KRATKY, T.; LANDMANN, A.; ILICH, I.; ZECHNER, L.; ESSL, F.; LECHNER, K.; ORTNER, A.; WEIßMAIR, W. & WÖSS, G. (2017): Die Heuschrecken Österreichs. Denisia 39: 880 S.

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Vier von fünf Tierarten in Österreich sind Insekten. Sie sorgen unter anderem für Bestäubung, Schädlingskontrolle, den Abbau organischer Substanzen und sind Nahrungsgrundlage für andere Tierarten. Der Report gibt einen Überblick über Artenzahlen, Verbreitung und Bestandstrends in Österreich sowie ihre Bedeutung für uns Menschen. Ein Schwerpunkt ist den dramatischen Rückgängen von Insektenpopulationen weltweit und verschiedenen Gefährdungsfaktoren gewidmet. Galten früher nur anspruchsvolle, spezialisierte Insektenarten als gefährdet, legen neue Erkenntnisse nahe, dass auch häufige und weit verbreitete Arten von einem Rückgang betroffen sind. Es besteht hoher Forschungsbedarf insbesondere zu den Gefährdungsursachen, es liegen jedoch ausreichend Informationen vor, um Maßnahmen zum Schutz der Insektenvielfalt umzusetzen.