

MERLE STREITBERGER | GREGOR STUHLBREHER | THOMAS FARTMANN

Literaturstudie

zur Untersuchung der Ursachen des Artenverlustes bzw.
Biomasseverlustes bei Insekten

MERLE STREITBERGER | GREGOR STUHLREHER | THOMAS FARTMANN

Literaturstudie

zur Untersuchung der Ursachen des Artenverlustes bzw.
Biomasseverlustes bei Insekten

Projektendbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Natur-
und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

Impressum

Auftraggeber

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
<http://www.umwelt.nrw.de>

Projektbetreuung

Andre Seitz

Referat III-4 Biodiversitätsstrategie, Artenschutz, Habitatschutz, Vertragsnaturschutz
Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes
Nordrhein-Westfalen

Schwannstraße 3, 40476 Düsseldorf

Telefon: 0211-4566-391

Fax: 0211-4566-947

E-Mail: andre.seitz@mulnv.nrw.de

Bewilligungsempfänger

Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie, Universität Osnabrück
<http://www.fartmann.net>

Projektleitung

Prof. Dr. Thomas Fartmann

Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie, Universität Osnabrück
Barbarastraße 11
49076 Osnabrück
Telefon: 0541-969-3494
E-Mail: t.fartmann@uos.de

Bearbeitung

Dr. Merle Streitberger, Dr. Gregor Stuhldreher & Prof. Dr. Thomas Fartmann

Gestaltung

M.Sc. Landsch.-ökol. Franz Löffler

Titelseite & Backcover

Titelseite: Heterogen strukturiertes und extensiv genutztes Magergrasland im NSG »Auf der Wiemecke« bei Marsberg im Oberen Diemeltal (Foto: G. Stuhldreher); Großer Perlmutterfalter (*Argynnis aglaja*; Foto: F. Löffler); Kurzflügelige Beißschrecke (*Metrioptera brachyptera*; Foto: T. Fartmann); Gemeine Trauerbiene (*Melecta albifrons*; Foto: D. Poniatowski); Backcover: Salbei-Glatthaferwiese (Foto: T. Fartmann); Schachbrett (*Melanargia galathea*; Foto: T. Fartmann)

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Einleitung	4
1.1 Weltweiter Rückgang der Artenvielfalt	4
1.2 Rückgang der Insekten in Mitteleuropa	4
1.3 Ökologische Bedeutung der Insekten	5
1.4 Insekten-Monitoring in Nordrhein-Westfalen	5
1.5 Inhalte und Ziele der Literaturstudie	6
2 Methoden	6
2.1 Recherche-Strategie	6
2.2 Auswertung	7
3 Einflussgrößen auf die Biodiversität	8
3.1 Landnutzungswandel	8
3.1.1 Quantitative Änderungen der Flächennutzung	8
3.1.2 Qualitative Änderungen der Flächennutzung	9
3.1.3 Habitatfragmentierung	15
3.2 Klimawandel	17
3.2.1 Allgemeine Auswirkungen	17
3.2.2 Auswirkungen auf Insekten	18
3.2.3 Fazit	23
3.3 Stickstoffdepositionen	23
3.4 Invasive Arten	25
3.4.1 Auswirkungen invasiver Pflanzenarten	25
3.4.2 Auswirkungen invasiver Tierarten	26
3.4.3 Fazit	27
4 Landschaftstypenspezifische Betrachtung	28
4.1 Agrarland	28
4.1.1 Nutzungsintensivierung	29
4.1.2 Nutzungsaufgabe	31
4.1.3 Stickstoffdeposition	31
4.1.4 Mahd von Grünland	34
4.1.5 Intoxikationen mit Pflanzenschutzmitteln	35
4.2 Wald	36
4.2.1 Waldflächenverlust	37
4.2.2 Veränderte Waldbewirtschaftung	37
4.2.3 Fragmentierung von Waldlebensräumen	41

4.2.4 Stickstoffdeposition	41
4.2.5 Sonstige Rückgangsursachen	42
4.3 Siedlungen.....	42
4.3.1 Urbanisierung.....	42
4.3.2 Grünflächenmanagement und Gartengestaltung	42
4.3.3 Habitatvielfalt von Städten.....	43
4.3.4 Künstliche Beleuchtung.....	43
4.3.5 Verkehr.....	44
Glossar	46
Literaturverzeichnis (chronologisch)	52
Literaturverzeichnis (alphabetisch)	68

Zusammenfassung

Der weltweite Rückgang der Artenvielfalt gilt als eines der schwerwiegendsten Umweltprobleme unserer Zeit. Auch die Insektenfauna Mitteleuropas ist von der Biodiversitätskrise betroffen. Dabei sind nicht nur die Artenzahlen zurückgegangen, auch die Individuendichte (Abundanz) von Insekten hat in den letzten Jahrzehnten stark abgenommen. Negative Folgen dieser Entwicklung für Mensch und Umwelt sind nicht auszuschließen, da Insekten zahlreiche ökologische Schlüsselfunktionen für den Erhalt der Biodiversität erfüllen. Vor allem blütenbestäubende Insektengruppen besitzen eine bedeutende Funktion für die Aufrechterhaltung von Ökosystemen und erbringen durch die Bestäubung von Kulturpflanzen eine wichtige gesundheitliche und wirtschaftliche Dienstleistung für den Menschen.

Um den Rückgang der Insekten aufzuhalten, setzt sich das Land Nordrhein-Westfalen für deren nachhaltigen Schutz und die Förderung ein. Die vorliegende Literaturstudie verfolgt das Ziel, den Kenntnisstand zu den Rückgangsursachen von Insekten durch eine systematische Literaturrecherche und -analyse, ergänzt durch Expertenwissen, zu erweitern. Im Fokus der Studie stehen die Landschaftstypen Agrarland (Acker und Grünland), Wald und Siedlungen. Diese Landschaftstypen decken einen Großteil der Landesfläche Nordrhein-Westfalens ab. Die Ergebnisse der Studie liefern Informationen, auf deren Grundlage gezielte Maßnahmen gegen den Insektenrückgang konzipiert werden können. Für die Studie wurde eine systematische Recherche der ab dem Jahr 2000 erschienenen Literatur zum Thema in Online-Suchmaschinen (*Web of Science*, *Scopus*) durchgeführt. Die systematische Recherche konzentrierte sich vor allem auf Metaanalysen (Reviews), die die Ursachen des Insektenrückgangs thematisieren. Die Recherche wurde mit einer standardisierten Kombination ausgewählter Suchbegriffe durchgeführt und konzentrierte sich prioritär auf Studien aus Mitteleuropa. Die auszuwertende Literatur wurde vom Auftragnehmer um weitere, subjektiv ausgewählte Publikationen aufgrund von Expertenwissen ergänzt. Hierbei wurden gezielt Reviews und Studien zu Artengruppen, Landschaftstypen und potentiellen Rückgangsursachen, die in den Ergebnissen der systematischen Recherche unzureichend repräsentiert waren, sowie weitere allgemein wichtige Quellen ausgewählt. Auf dieser Grundlage werden zunächst die wesentlichen Elemente des globalen Wandels (Landnutzungswandel, Klimawandel, Stickstoffdepositionen und invasive Arten) vorgestellt. Anschließend wird für jeden der drei Landschaftstypen (Agrarland, Wald und Siedlungen) dargestellt, welche Faktoren als Ursachen des Insektenrückgangs in der Literatur diskutiert werden.

Die Ergebnisse dieser Literaturstudie verdeutlichen, dass im Zusammenhang mit dem Rückgang von Insekten die Rolle des Landnutzungswandels besonders gut untersucht ist und seine Bedeutung als hoch angesehen wird. Die für Insekten gravierendsten Folgen des Landnutzungswandels sind der Verlust von naturnahen und extensiv genutzten Habitaten und die damit einhergehende Habitatfragmentierung und Isolation von Populationen. Auslöser dieser Prozesse sind vor allem Änderungen in der landwirtschaftlichen und forstlichen Nutzung sowie die zunehmende Urbanisierung. Insbesondere die Nutzungsintensivierung im Agrarland und die Aufgabe traditioneller land- und forstwirtschaftlicher Nutzungsformen haben dazu beigetragen, dass naturnahe bzw. nährstoffarme, extensiv genutzte Habitate, die eine hohe Bedeutung als Lebensraum für Insekten haben, in ihrer Ausdehnung stark zurückgegangen und in ihrer Qualität als Insektenlebensraum

beeinträchtigt worden sind. Dementsprechend werden diese Faktoren in der ausgewerteten Literatur als besonders wichtige Rückgangsursachen für Insekten genannt.

Auch die landschaftstypenübergreifend wirkende atmosphärische Deposition von Stickstoffverbindungen wird als ein Gefährdungsrisiko für Insekten eingestuft, da sie – ähnlich wie gezielte Düngung – zu Veränderungen der Vegetationszusammensetzung und -struktur sowie der Qualität von Nahrungspflanzen führt, was aus Sicht der Insektenfauna meist eine Verschlechterung der Habitatqualität bedeutet. Hier besteht allerdings noch Forschungsbedarf, insbesondere hinsichtlich der den beobachteten Effekten zugrundeliegenden Wirkmechanismen.

Der Klimawandel und die Ausbreitung invasiver Arten wirken sich in sehr komplexer Weise auf Insekten aus. Während bestimmte Arten beeinträchtigt werden, profitieren andere. Der gegenwärtige Kenntnisstand reicht noch nicht aus, um eine belastbare Bilanzierung von „Gewinnern“ und „Verlierern“ vorzunehmen. Zumindest beim Klimawandel erscheint aufgrund der sehr unterschiedlichen Reaktionen der verschiedenen Insektengruppen und -arten denkbar, dass sich positive und negative Auswirkungen in etwa die Waage halten könnten.

Im Agrarland wurden durch die großflächige Nutzungsintensivierung, vor allem durch Düngung, Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Erhöhung der Nutzungsfrequenzen, weitreichende Veränderungen von Pflanzenartengemeinschaften im Acker- und Grünland ausgelöst. Vor allem konkurrenzschwache Pflanzenarten sind zurückgegangen, was sich besonders auf die vielen auf diese Pflanzen spezialisierten Insektenarten negativ ausgewirkt hat. Nachgeordnet haben auch die Nutzungsaufgabe extensiv genutzter Flächen auf Grenzertragsstandorten und von atmosphärischen Stickstoffeinträgen ausgelöste Vegetationsveränderungen zu Verschlechterungen der Habitatqualität und damit zu Rückgängen von Insekten beigetragen. Die zunehmend stärker mechanisierten und immer effizienteren Verfahren der Flächenbewirtschaftung führen zu teilweise massiven Individuenverlusten, vor allem bei der Mahd von Grünland. Ein weiterer wichtiger Faktor, besonders in Äckern, ist der zunehmende Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Allerdings sind die Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Insekten noch nicht so gut untersucht wie die Auswirkungen anderer Aspekte des Landnutzungswandels, weshalb genaue Aussagen zur relativen Bedeutung der Pflanzenschutzmittel zum Insektenrückgang im Agrarland nicht möglich sind. Pflanzenschutzmittel können indirekte und direkte Effekte auf Insekten haben. Beispielsweise bewirken Herbizide einen Rückgang der Pflanzenartenvielfalt, was sich auf pflanzenfressende Insektenarten negativ auswirkt. Insektizide hingegen wirken direkt, da sie der Tötung von Insektenindividuen dienen. Intensiv erforscht werden seit einigen Jahren vor allem die Auswirkungen der Neonicotinoide, einer besonders effizienten und weit verbreiteten Gruppe von Insektiziden. Viele Studien belegen, dass sich Neonicotinoide durch letale bzw. subletale Effekte negativ auf domestizierte Bestäuber (Honigbiene und Erdhummel) auswirken. Es wird angenommen, dass auch Wildbienen und andere Insektengruppen in ähnlicher Weise durch Neonicotinoide geschädigt werden. Diesbezüglich sind bislang aber nur sehr wenige Studien durchgeführt worden.

Neben den Gründen für den Insektenrückgang im Agrarland sind auch die Rückgangsursachen für waldbewohnende Insekten gut belegt. Die heutigen Wälder weisen infolge der modernen Waldwirtschaft eine geringe Strukturvielfalt auf. Vor allem alte Waldstadien, die sich in der Zerfallsphase befinden, und einen hohen Alt- und Totholzanteil aufweisen, sind selten. Außerdem fehlen frühe Sukzessionsstadien bzw. lichte Bestände, die wärme- und lichtliebende Arten fördern. Diese waren

einst infolge der Nieder- und Mittelwaldwirtschaft sowie der Waldweide in Mitteleuropa weit verbreitet. Die traditionellen Waldnutzungen werden heute aber kaum noch praktiziert. Infolge der modernen Hochwaldwirtschaft zeichnen sich die heutigen Wälder vielfach durch dichte altershomogene Baumbestände aus, die zum Teil aus standortfremden Gehölzen bestehen und eine geringe Habitatvielfalt aufweisen. Die fehlende Habitat- und Strukturvielfalt ist demnach eine bedeutende Rückgangsursache für waldbewohnende Insekten. Besonders Arten, die auf naturnahe Wälder und einen hohen Anteil an Alt- und Totholz sowie frühe bzw. lichte Waldstadien angewiesen sind, sind hierdurch gefährdet. Ein positiver Aspekt der aktuellen forstwirtschaftlichen Praxis ist der weitgehende Verzicht auf Insektizide. Infolge des wesentlich stärkeren Insektizideinsatzes im Wald in den 1950er- bis 1970er Jahren waren die Populationen etlicher Waldinsekten zusammengebrochen, haben sich inzwischen aber merklich erholt.

Weniger gut dokumentiert sind hingegen die Auswirkungen von Nutzungsänderungen auf Insekten im Siedlungsbereich. Durch die zunehmende Intensivierung der Pflege von Grünflächen, zum Beispiel die häufige Mahd von Parkanlagen und Straßenrändern, Nutzungsänderungen in Gärten (Umwandlung von Nutz- in Ziergärten) und einen steigenden Anteil versiegelter Flächen kommt es auch innerhalb von Siedlungen zu Habitatverlust und -fragmentierung. Es ist davon auszugehen, dass diese Prozesse ebenfalls zum Rückgang von Insekten beigetragen haben. Genaue Untersuchungen, wie hoch die Bedeutung dieser Faktoren ist, liegen allerdings nicht vor. Aufgrund der Kleinflächigkeit urbaner Insektenlebensräume dürften Nutzungsänderungen im Siedlungsbereich im Vergleich zu denen im Agrarland und im Wald bisher von nachgeordneter Bedeutung für den Insektenrückgang gewesen sein, sie könnten aber in Zukunft aufgrund der weiter stark wachsenden Siedlungs- und Verkehrsfläche immer wichtiger werden. Weitere Effekte einer zunehmenden Urbanisierung wie die Zunahme des Straßenverkehrs und der Lichtemission sind als Ursachen für den Rückgang von Insekten noch wenig erforscht. Erste Indizien deuten aber darauf hin, dass sie substantiell zum Insektenrückgang beitragen könnten.

Auch wenn manche Faktorenkomplexe in ihrer Bedeutung als Rückgangsursache von Insekten noch nicht vollständig verstanden sind, verdeutlicht die Studie, dass der Landnutzungswandel durch Habitatzerstörung, Änderungen der Nutzungsintensität und die damit einhergehende Degradierung von Habitaten entscheidend zum Rückgang von Insekten beigetragen hat. Somit sind vor allem die Erhaltung und Wiederherstellung nährstoffarmer, extensiv genutzter Offenlandhabitate und strukturreicher Wälder sowie die Verbesserung der Habitatqualität und -vernetzung wichtige Strategien, um Insektenrückgänge aufzuhalten.

1 Einleitung

1.1 Weltweiter Rückgang der Artenvielfalt

Der weltweite Rückgang der Artenvielfalt wird als eines der schwerwiegendsten Umweltprobleme unserer Zeit angesehen [1]. Seit dem Beginn des Industriezeitalters und insbesondere nach dem 2. Weltkrieg ist die weltweite Rate des Artensterbens dramatisch angestiegen und derzeit etwa tausend Mal höher als es natürlicherweise zu erwarten wäre [2]. Die massive Zunahme des Artensterbens fällt zusammen mit dem Beginn des Anthropozäns um 1950, das als eine offizielle neue geologischen Epoche vorgeschlagen wurde und durch eine tiefgreifende Veränderung aller wichtigen natürlichen Systeme durch den Menschen gekennzeichnet ist [3–6]. Die Anzahl der im Laufe der letzten Jahrzehnte ausgestorbenen Arten ist inzwischen so groß, dass die gegenwärtige Entwicklung bereits als das sechste große Massenaussterben der Erdgeschichte eingestuft wird [7]. Wenn sich diese Entwicklung über einen längeren Zeitraum fortsetzt, sind auch negative Folgen für das menschliche Wohlergehen nicht auszuschließen, da zahlreiche wildlebende Pflanzen- und Tierarten für sogenannte „Ökosystemleistungen“ wie Blütenbestäubung, Bodenbildung, Selbstreinigung von Wasser und Luft oder natürliche Schädlingskontrolle unentbehrlich sind. Als weltweit wichtigste Ursachen für den starken Rückgang der Artenvielfalt werden eine veränderte Landnutzung durch den Menschen, der Klimawandel, Einträge atmosphärischer Stickstoff-Verbindungen und invasive nicht-heimische Arten angesehen [8]. Alle diese Faktoren führen zu einer Homogenisierung der Landschaft, d. h. zu einer Abnahme der Vielfalt von Lebensräumen in einer Landschaft. Eine große Lebensraumvielfalt ist jedoch Grundvoraussetzung für eine artenreiche Pflanzen- und Tierwelt.

1.2 Rückgang der Insekten in Mitteleuropa

Der Rückgang der Artenvielfalt betrifft auch die Insektenfauna Mitteleuropas. Beispielsweise sind von 6 797 heimischen Insektenarten, deren Gefährdungsstatus für die deutschlandweiten Roten Listen bewertet wurde, 2 723 (40 %) in ihrem Bestand gefährdet oder bereits ausgestorben [9]. Diese Situation ist nicht neu, vielmehr sind die rückläufigen Bestandstrends vieler Insektenarten in Fachkreisen ein schon seit Jahrzehnten bekanntes Phänomen. Dies äußerte sich unter anderem in der Erstellung der ersten Roten Listen für die Schmetterlinge, Heuschrecken, Libellen, Steinfliegen, Eintagsfliegen und Köcherfliegen von Nordrhein-Westfalen im Jahr 1979 [10]. Seitdem sind drei aktualisierte und um zahlreiche Artengruppen erweiterte Fassungen der Roten Listen für Nordrhein-Westfalen erschienen, die letzte im Jahr 2011.

Einschätzungen zu Bestandsituationen und -trends werden bislang überwiegend auf Basis der Anzahl der Vorkommen der Arten oder der Größe ihrer Verbreitungsgebiete vorgenommen. Ein systematisches und für größere Gebiete repräsentatives Monitoring der Populationsgröße ist dagegen bislang nur selten über längere Zeiträume durchgeführt worden, da es fast immer mit einem viel höheren Arbeitsaufwand verbunden ist. Für ökologische Zusammenhänge ist jedoch nicht nur die Anzahl der in einem Gebiet vorkommenden Arten (die Diversität), sondern auch die Individuenzahl bzw. die Biomasse einer Artengruppe von Bedeutung. Beispielsweise ist für insektenfressende Vögel die verfügbare Nahrungsmenge wichtiger als die Artzugehörigkeit der Beutetiere.

Die erste großangelegte Langzeituntersuchung der Biomasse von Insekten in Deutschland ist die Studie des Entomologischen Vereins Krefeld, in der zwischen 1989 und 2016 die Menge der flugfähigen Insekten in verschiedenen Naturschutzgebieten Deutschlands mithilfe sogenannter „Malaise-Fallen“ ermittelt wurde. Hierbei wurde ein Rückgang der Insekten-Biomasse um mehr als 75 % im 27jährigen Untersuchungszeitraum festgestellt [11]. Auch aus anderen europäischen Ländern gibt es kaum vergleichbare Langzeitstudien, die die Insektenfauna insgesamt und nicht nur einzelne Artengruppen betrachten. Eine Ausnahme bildet der „Rothamsted Insect Survey“ aus Großbritannien, der allerdings mit ganz anderen Fangmethoden arbeitet [12]. Auch in den Daten dieses Monitoring-Programms finden sich Hinweise auf eine langfristige Abnahme der Biomasse fliegender Insekten in Südwestengland [13].

1.3 Ökologische Bedeutung der Insekten

Insekten erfüllen zahlreiche ökologische Schlüsselfunktionen für den Erhalt der Biodiversität. Vor allem blütenbestäubende Insektengruppen wie Bienen, Fliegen oder Schmetterlinge besitzen eine bedeutende Funktion für die Aufrechterhaltung von Ökosystemen und leisten durch die Bestäubung von Kulturpflanzen eine wichtige gesundheitliche und wirtschaftliche Dienstleistung für den Menschen [14, 15]. Infolge des Verlustes bestäubender Insekten werden erhebliche ökologische und wirtschaftliche Auswirkungen erwartet. Für den Erhalt der Biodiversität und von Ökosystemen sind vor allem Veränderungen in der Interaktion zwischen Bestäubern und Pflanzen, die sich infolge des Rückgangs von Insekten ergeben können, kritisch. Zum Beispiel konnte in Großbritannien und den Niederlanden ein enger Zusammenhang zwischen dem Rückgang der Bienen-diversität und dem Rückgang von Pflanzenarten, die auf Bienen als Bestäuber angewiesen sind, nachgewiesen werden [16].

Außer für die Bestäubung von Blütenpflanzen sind viele Insektenarten als Nahrungsgrundlage für insektenfressende (insektivore) Tiere, wie zum Beispiel Fledermäuse oder viele Vogelarten, zwingend erforderlich [17]. Es wurde bereits vielfach gezeigt, dass der fortschreitende Rückgang der Insektendiversität bzw. -abundanz weitreichende ökologische Konsequenzen nach sich zieht, indem er sich kaskadenartig auf Organismen höherer Ebenen der Nahrungskette auswirkt. Besonders gut belegt ist der Zusammenhang zwischen abnehmender Insektenbiomasse und dem Rückgang insektivorer Vogelarten [18, 19]. In den Niederlanden wurde beispielsweise ein enger räumlicher und zeitlicher Zusammenhang zwischen dem Populationsrückgang insektivorer Vogelarten und dem Einsatz eines Insektizids aus der Gruppe der Neonicotinoide festgestellt [20]. Auf dieser Grundlage wird vermutet, dass die Rückgänge der Vogelarten durch eine reduzierte Nahrungsverfügbarkeit infolge des Insektizideinsatzes ausgelöst wurden. Ein weiteres prominentes Beispiel von vielen ist das Rebhuhn (*Perdix perdix*). Bei dieser Vogelart besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der Insektenbiomasse nach dem Schlupf der Küken und der Populationsgröße des Rebhuhns im Folgejahr [21].

1.4 Insekten-Monitoring in Nordrhein-Westfalen

Um den Rückgang der Insekten aufzuhalten, setzt sich das Land Nordrhein-Westfalen für den nachhaltigen Schutz und die Förderung ein. Für die Beobachtung und Beurteilung der Entwicklung der Insektenfauna hat Nordrhein-Westfalen eine systematische Beobachtung des Vorkommens

von Insekten begonnen. Im Juni 2017 hat das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (MULNV) NRW als erstes Bundesland ein repräsentatives landesweites Monitoring der flugfähigen Insekten gestartet. Jährlich soll auf 20 von insgesamt 120 verschiedenen Flächen die Biomasse flugfähiger Insekten erhoben werden. Auf dieser Datengrundlage soll eine sachliche Diskussion zu den Ursachen und dem Ausmaß des Insektenrückgangs ermöglicht werden. Eine erste landesweite Auswertung wird im Jahr 2022 vorliegen.

1.5 Inhalte und Ziele der Literaturstudie

Zusätzlich zum bereits laufenden Fluginsekten-Monitoring verfolgt die vorliegende Literaturstudie das Ziel, den Kenntnisstand zu den Rückgangsursachen von Insekten durch eine systematische Literaturrecherche und -analyse zu erweitern. Im Fokus der Studie stehen die Landschaftstypen Agrarland (Acker und Grünland), Wald und Siedlungen, die einen Großteil der Landesfläche Nordrhein-Westfalens abdecken. Die Ergebnisse der Studie liefern zusätzliche Informationen, um mit gezielten Maßnahmen gegen den Insektenrückgang vorgehen zu können.

2 Methoden

2.1 Recherche-Strategie

Ziel der Literaturrecherche war es, die relevantesten Quellen zu den Ursachen des Insektenrückgangs in Mitteleuropa zu identifizieren, gleichzeitig aber die Zahl der auszuwertenden Veröffentlichungen überschaubar zu halten. Zu diesem Zweck wurde zunächst eine systematische Recherche der ab dem Jahr 2000 erschienenen Literatur in Online-Suchmaschinen durchgeführt. Anschließend wurden weitere wichtige Quellen basierend auf dem Expertenwissen des Auftragnehmers ausgewählt.

Bei der systematischen Recherche wurde zunächst nur nach Metaanalysen (Reviews) gesucht. Reviews fassen den Stand des Wissens, der sich mitunter aus den Ergebnissen einer großen Anzahl von Fallstudien zu einzelnen Umweltfaktoren und Insektenarten zusammensetzt, übersichtlich zusammen und ersetzen so die sehr arbeitsaufwendige Sichtung der Primärquellen. Anschließend erfolgte eine separate Recherche in den beiden renommiertesten Zeitschriften im Bereich der Ökologie, *Nature* und *Science*, bei der sowohl nach Reviews als auch nach Fallstudien gesucht wurde. Als Suchmaschinen wurden das *Web of Science* (<http://apps.webofknowledge.com>) und *Scopus* (<https://www.scopus.com>) genutzt. Es wurden jeweils die allgemeinsten Grundeinstellungen gewählt (*Web of Science*: „All Databases“ und Suche in „Topic“; *Scopus*: Suche in „Article title, Abstract, Keywords“).

Die verwendeten Suchbegriffe wurden so gewählt, dass sie die zentralen Aspekte des Themas in englischer und deutscher Sprache abdecken, und mit UND- sowie ODER-Operatoren verknüpft (Tab. 1). Aufgrund der großen Trefferzahl bei der Suche nach Reviews mit den englischen Begriffen wurden zusätzlich die Namen der zu Mitteleuropa und Großbritannien zählenden Länder und, wenn erforderlich, die entsprechenden Adjektive in den Suchbefehl integriert. Auf diese Weise konnten die meisten Studien, die sich ausschließlich auf andere Gebiete als Mitteleuropa beziehen, von vornherein ausgeschlossen werden.

Für die Suche in *Nature* und *Science* sowie für die Recherche mit den deutschen Suchbegriffen musste die Abfrage vereinfacht werden, da sie sonst zu wenige Treffer erbrachte, was durch das Fehlen von Abstracts und Keywords in den *Nature*- und *Science*-Artikeln sowie einigen deutschen Zeitschriften bedingt war. Daher wurden die zum Aspekt „Taxonomie“ gehörenden deutschen Begriffe immer nur mit den Begriffen eines der drei anderen Aspekte („Prozess“, „Indikatoren“, „Fokus“) verknüpft (s. Tab. 1), und drei separate Abfragen gestartet.

Tab. 1: Übersicht über die bei der systematischen Literaturrecherche verwendeten Suchbegriffe und Verknüpfungen.

Aspekt	Englische Suchbegriffe		Deutsche Suchbegriffe
	Review-Recherche	Recherche in <i>Nature</i> und <i>Science</i>	
Taxonomie	<i>insect*</i> OR <i>pollinator*</i> AND	<i>insect*</i> OR <i>pollinator*</i> AND	<i>Insekten*</i> OR <i>Bestäuber*</i> AND
Prozess	<i>declin*</i> OR <i>decreas*</i> AND	<i>declin*</i> OR <i>decreas*</i> OR	<i>*Rückgang*</i> OR <i>*Rückgänge*</i> OR <i>*Abnahme*</i> OR <i>*Sterben*</i> OR
Indikatoren	<i>biomass*</i> OR <i>abundance*</i> OR <i>*diversity</i> AND	<i>biomass*</i> OR <i>abundance*</i> OR <i>*diversity</i> OR	<i>*Biomasse*</i> OR <i>*Abundanz*</i> OR <i>*Diversität*</i> OR <i>*Artenvielfalt*</i> OR
Fokus	<i>caus*</i> OR <i>impact*</i> OR <i>threat*</i> AND	<i>caus*</i> OR <i>impact*</i> OR <i>threat*</i>	<i>*Ursache*</i> OR <i>*Gefährdung*</i> OR <i>*Auswirkung*</i>
Bezugsraum	<i>Europe*</i> OR <i>german*</i> OR <i>Netherlands</i> OR <i>dutch</i> OR <i>belgi*</i> OR <i>Luxembourg*</i> OR <i>Switzerland</i> OR <i>swiss</i> OR <i>Liechtenstein</i> OR <i>austria*</i> OR <i>czech*</i> OR <i>slovak*</i> OR <i>Poland</i> OR <i>polish</i> OR <i>Denmark</i> OR <i>danish</i> OR <i>"United Kingdom"</i> OR <i>"UK"</i> OR <i>Britain</i> OR <i>England</i> OR <i>english</i> OR <i>Wales</i> OR <i>welsh</i> OR <i>Scotland</i> OR <i>scottish</i> OR <i>Ireland</i> OR <i>irish</i>		

2.2 Auswertung

Alle Suchtreffer wurden auf ihre tatsächliche thematische Relevanz und ihren Bezug zu Mitteleuropa und den Landschaftstypen Agrarland, Wald und Siedlungen überprüft. Mit dem Auftraggeber war abgestimmt worden, dass diese Literaturstudie primär die Rückgangsursachen wildlebender Insekten betrachten soll und Untersuchungen, die domestizierte Insekten wie die Honigbiene zum Gegenstand haben, nicht berücksichtigt werden sollen. Im Zuge der Recherche stellte sich aber heraus, dass die Effekte mancher potentiellen Rückgangsursachen, insbesondere der Pflanzenschutzmittel, bislang überwiegend anhand der Honigbiene als Modellorganismus untersucht worden sind. Daher wurden Publikationen zur Honigbiene immer dann berücksichtigt, wenn es nicht genügend äquivalente Studien an wildlebenden Insekten gab und die an der Honigbiene gewonnenen Erkenntnisse von den Autoren als auf wildlebende Insekten übertragbar eingeschätzt wurden.

Die auszuwertende Literatur wurde vom Auftragnehmer um weitere, subjektiv ausgewählte Publikationen aufgrund von Expertenwissen ergänzt. Hierbei wurden gezielt Reviews und Studien zu Artengruppen, Landschaftstypen und potentiellen Rückgangsursachen, die in den Ergebnissen

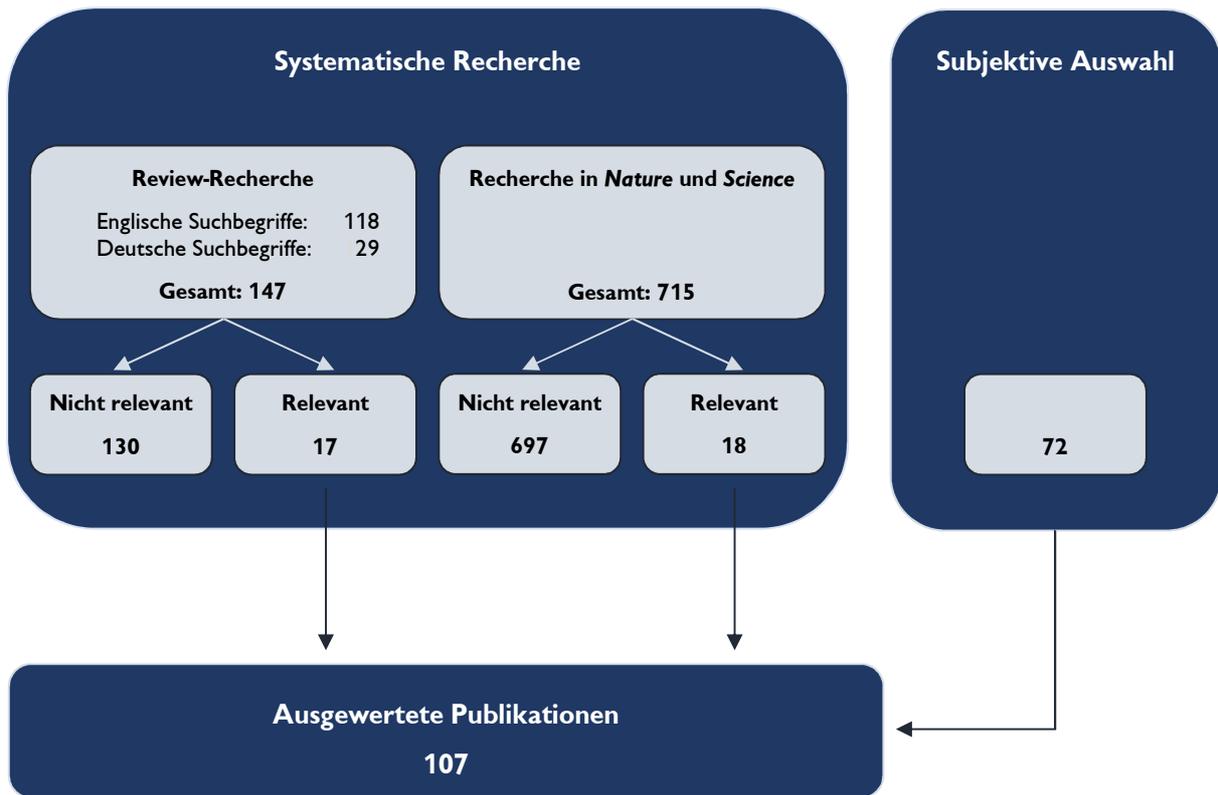


Abb. 1: Die Zahlen der bei den systematischen Recherchen erzielten Treffer, der thematisch tatsächlich relevanten bzw. nicht relevanten, der subjektiv ausgewählten Publikationen sowie die Gesamtzahl der ausgewerteten Publikationen.

der systematischen Recherche unzureichend repräsentiert waren, sowie weitere allgemein wichtige Quellen ausgewählt. Die Zahlen der bei den systematischen Recherchen erzielten Treffer, der thematisch tatsächlich relevanten bzw. nicht relevanten, der subjektiv ausgewählten Publikationen sowie die Gesamtzahl der ausgewerteten Publikationen können **Abb. 1** entnommen werden.

3 Einflussgrößen auf die Biodiversität

Die vier weltweit bedeutendsten Ursachen für den Rückgang der Artenvielfalt sind alle menschengemacht. Nach abnehmendem Einfluss geordnet sind dies: 1. der Landnutzungswandel, 2. der Klimawandel, 3. Einträge atmosphärischer Stickstoffverbindungen und 4. nicht-heimische Arten (Neobiota), die sich erfolgreich und in größerer Individuenanzahl bei uns angesiedelt haben (invasive Arten) (vgl. **Kapitel 1.1**) [8]. Im Folgenden werden diese Faktoren näher vorgestellt. In **Kapitel 4** erfolgt dann eine landschaftstypenspezifische Betrachtung der Rückgangsursachen der Insekten.

3.1 Landnutzungswandel

3.1.1 Quantitative Änderungen der Flächennutzung

Die Landfläche Deutschlands besteht aktuell zu etwas mehr als der Hälfte aus landwirtschaftlicher Nutzfläche (51,2 %, ohne Moore und Heiden), gefolgt von Wald (30,6 %) [22]. Siedlungs- und Verkehrsflächen nehmen 13,7 % der Fläche ein; Wasserflächen (2,4 %) sowie sogenanntes „Öd- und Unland“ (Heiden, Moore, Unland, Abbauland; 2 %) haben nur einen geringen Flächenanteil.

Der Übergang von der traditionell genutzten zur modernen, industrialisierten Kulturlandschaft, der sich im Laufe des 20. Jahrhunderts (vor allem in dessen zweiter Hälfte) vollzog, hat zu tiefgreifenden Veränderungen der Umwelt geführt [22–24]. Es kam zu starken Verschiebungen der Flächenanteile einiger Landnutzungstypen: Insbesondere das Öd- und Unland hat seit dem Ende der 1930er-Jahre stark abgenommen, die Siedlungs- und Verkehrsfläche hat sich demgegenüber massiv ausgedehnt (Abb. 2). Die Flächenanteile von landwirtschaftlicher Nutzfläche und Wald erfuhren zwar nur relativ geringe Veränderungen, aber sowohl das Agrarland als auch der Wald veränderten sich in ihren Umwelteigenschaften und damit auch in ihrer Eignung als Lebensraum für wildlebende Pflanzen und Tiere fundamental (vgl. Kapitel 3.1.2).

3.1.2 Qualitative Änderungen der Flächennutzung

Neben den quantitativen Änderungen der Flächennutzung brachte der Landnutzungswandel auch starke Veränderungen der Bewirtschaftungsweise mit sich. In diesem Zusammenhang kommt dem Begriff der „Störung“ eine zentrale Bedeutung zu. Im Folgenden wird daher zunächst der grundsätzliche Zusammenhang zwischen Störungsintensität und Artenvielfalt dargelegt. Anschließend wird betrachtet, wie sich die Nutzung von Agrarland, Wald und Siedlungsräumen verändert haben.

Zusammenhang zwischen Störungsintensität und Artenvielfalt

Physikalische Störung ist einer der Hauptfaktoren, der Variationen der Artenzahlen beeinflusst [25]. Unter dem Begriff „Störung“ versteht man Mechanismen, die die Menge der pflanzliche Biomasse durch teilweise oder vollständige Zerstörung derselben limitieren [26]. Ein generelles Charakteristikum von Störungen ist somit die Vernichtung von pflanzlicher Biomasse. Die Formen von Störungen sind vielfältig: Zu den natürlichen zählen z. B. natürliche Brände, Eis-, Schnee- oder Windbruch, Eisschur, Hangrutschungen, Lawinen, Sturmwurf, Überschwemmungen, Fraß von Pflanzenschädlingen oder das Wühlen von wildlebenden Tieren (z. B. durch Wildschweine). Typische anthropo-zoogene Störungen sind vom Menschen verursachte Brände, Beweidung mit Vieh, Bodenverwundung durch Befahren mit Fahrzeugen oder Viehtritt, Holzeinschlag oder Mahd [23].

Gemäß der *intermediate-disturbance*-Hypothese [27–29] sind die Artenzahlen bei geringen oder fehlenden Störungen niedrig, da sich die konkurrenzkräftigsten Arten durchsetzen. Bei sehr intensiven oder häufigen Störungen ist die Diversität ebenfalls gering, da nur wenige Arten in der Lage sind,

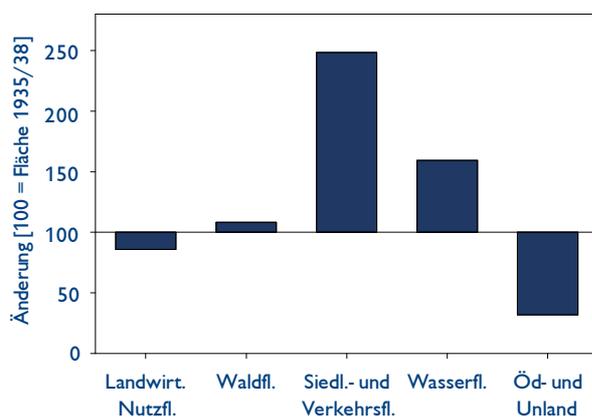


Abb. 2: Entwicklung der Landnutzung von 1935 bis 2015 in Deutschland. Quelle: [24].

zu überdauern bzw. die Flächen neu zu kolonisieren. Bei einer mittleren Störungsintensität bzw. -häufigkeit wird ein Nebeneinander konkurrenzkräftiger und störungstoleranter Arten begünstigt. Entsprechend sind die Artenzahlen bei diesem Störungsregime am höchsten (Abb. 3).

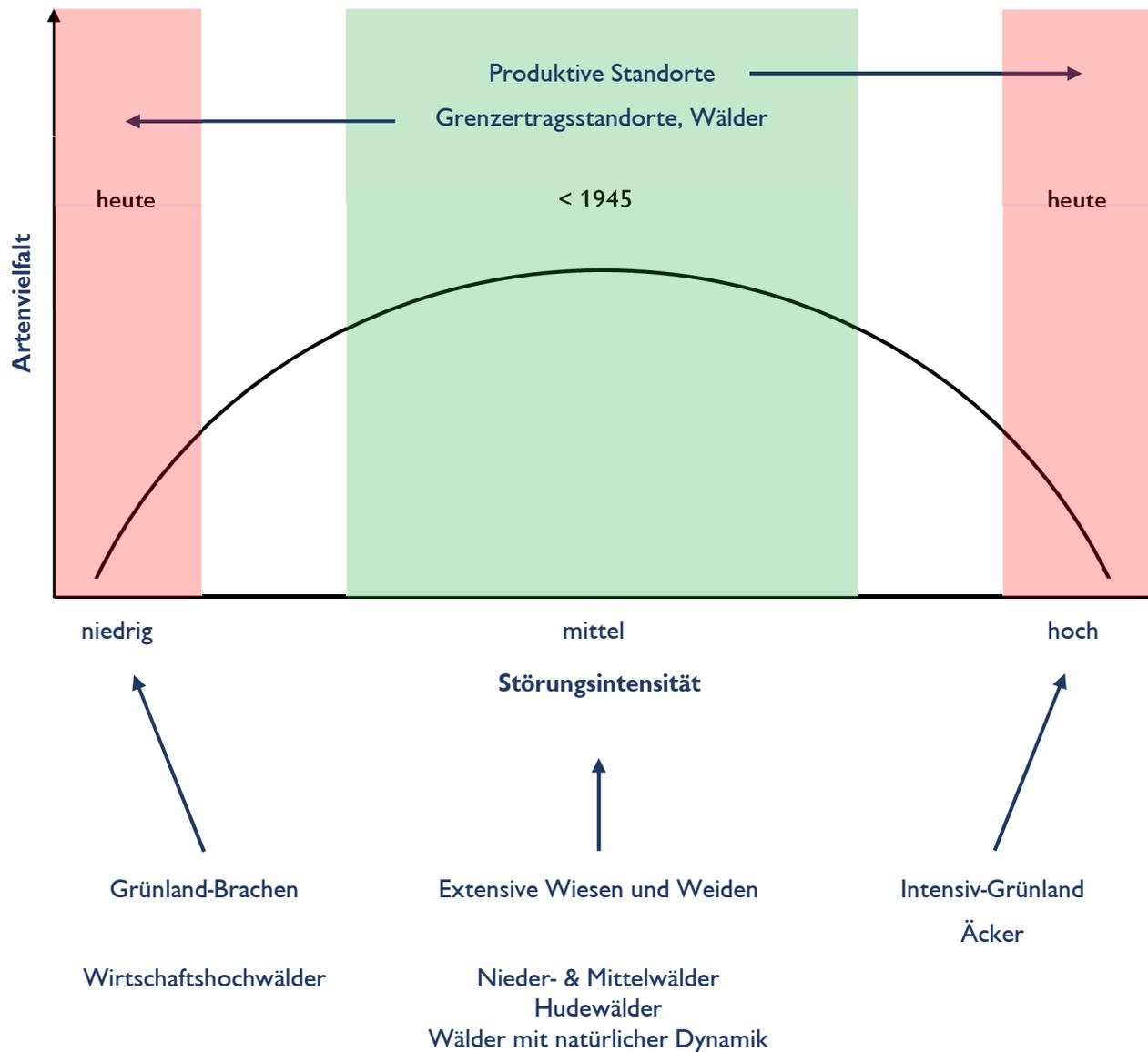


Abb. 3: Schematisierter Zusammenhang zwischen Störungsintensität und Artenvielfalt nach der Hypothese der Mittleren Störung (Intermediate Disturbance-Hypothese). Bei mittlerer Störungsintensität ist die Artenvielfalt maximal und geht bei hohen und niedrigen Störungsintensitäten bzw. fehlender Störung zurück.

Vor dem Zweiten Weltkrieg dominierten sowohl im Agrarland als auch in den Wäldern Mitteleuropas aufgrund der meist extensiven Nutzung mittlere Störungsintensitäten. Heute ist das Agrarland vor allem durch intensive Nutzung mit hoher Störungsintensität, wie sie in Intensiv-Grünland und Äckern zu finden ist, geprägt. Es wurden vor allem produktive Standorte intensiviert. Ein kleinerer Teil der ehemals extensiv genutzten Agrarflächen wird heute kaum noch oder gar nicht mehr bewirtschaftet. Diese Nutzungsaufgabe betraf vor allem ertragsarme Flächen (Grenzertragsstandorte).

Im Wald ist die Nutzungsintensität durchweg gesunken. Die traditionelle Nutzung als Nieder-, Mittel- oder Hudewald, die durch mittlere Störungsintensitäten gekennzeichnet war, ist fast überall zugunsten der Hochwaldwirtschaft aufgegeben worden. Wälder, in denen der natürlichen Dynamik (Umstürzen alter Bäume, Brände, Massenvermehrungen von Baumschädlingen) nicht entgegen gewirkt wird, gibt es in Mitteleuropa schon seit Jahrhunderten kaum noch. Quelle: verändert nach [23].

Die Veränderungen der Landnutzung Mitteleuropas nach dem 2. Weltkrieg haben zu einer Homogenisierung der Landschaft geführt. Auf produktiven Acker- und Grünland-Standorten kam es zu einer Erhöhung der Nutzungs-/Störungsintensitäten, während auf Grenzertragsstandorten (z. B. Feuchtgrünland und Magerrasen) sowie im Wald die Nutzung weitgehend aufgegeben wurde bzw. sich die Nutzungsintervalle verlängerten. Flächen, die zwischen diesen beiden Extremen vermitteln und eine hohe Pflanzen- und Tierartenvielfalt aufweisen, sind heute selten geworden [23] (Abb. 3).

Agrarland

Wichtigstes Merkmal des Landnutzungswandels im Agrarland ist die Veränderung der Nutzungsintensität. Seit Beginn der landwirtschaftlichen Nutzung Mitteleuropas dominierten bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts geringe bis mittlere Nutzungsintensitäten und Nährstoffgehalte. Eine Vielzahl technologischer Entwicklungen ermöglichte dann zunehmend höhere Nutzungsintensitäten. Als wichtigste Faktoren sind dabei folgende zu nennen [18, 30]:

- Erfindung, Massenproduktion und großflächige Anwendung des Kunstdüngers,
- Entwicklung und großflächige Ausbringung synthetischer Pflanzenschutzmittel (Herbizide, Insektizide, Fungizide und Rodentizide),
- Effiziente maschinelle Bodenbearbeitungs- und Ernteverfahren,
- Flurbereinigung (Zusammenlegung kleinerer Parzellen zu großen, einheitlich bewirtschafteten Schlägen und Beseitigung von Strukturelementen wie Hecken, Feldgehölzen und Kleingewässern, die die maschinelle Bewirtschaftung behinderten),
- Großflächige Drainage von Feuchtgebieten, Mooren und landwirtschaftlichen Nutzflächen,
- Häufigere Mahd von Wiesen, Änderung der Mähzeitpunkte und höherer Viehbesatz auf Weiden,
- Umwandlung von Wiesen und Weiden in Äcker und
- Anbau von Winter- statt Sommergetreide.

Als Folge der Nutzungsintensivierung, die insbesondere auf landwirtschaftlichen Gunststandorten erfolgte, stieg der Ertrag pro Fläche drastisch an und die Lebensmittelpreise sanken (insbesondere in Relation zum Einkommen) [31, 32]. Dies hatte zur Folge, dass die ohnehin geringe Rentabilität von wenig produktiven oder schwierig zu bewirtschaftenden Flächen (sogenannte „Grenzertragsstandorte“) noch weiter sank, sodass die Nutzung in den allermeisten Fällen aufgegeben wurde und die Flächen brachfielen. Auch traditionelle Bewirtschaftungsformen wie Wanderschäfferei, Dreifelderwirtschaft, Streuwiesennutzung und kontrolliertes Abbrennen von Heiden und Magerrasen wurden fast überall aufgegeben.

Vor allem die Nutzungsintensivierung, nachrangig auch die Nutzungsaufgabe, führte zu einem starken Rückgang mit mittlerer Intensität („extensiv“) genutzter nährstoffarmer Äcker, Grünländer, Magerrasen, Heiden und Moore, die zuvor den allergrößten Teil des mitteleuropäischen Offenlandes eingenommen hatten [31, 33]. Nutzungsintensivierung und -aufgabe veränderten die Lebensbedingungen im Agrarland tiefgreifend und flächendeckend. Eine Vielzahl von Einzelursachen führte dazu, dass sich der überwiegende Teil des Agrarlandes für die meisten Pflanzen- und Tierarten zunehmend schlechter als Lebensraum eignete und oft sogar völlig unbewohnbar wurde. Der Mangel an geeigneten Offenland-Habitaten wird gut illustriert durch die bundesweit sehr geringen Flächenanteile naturschutzfachlich wertvollen Grünlandes (Abb. 4).

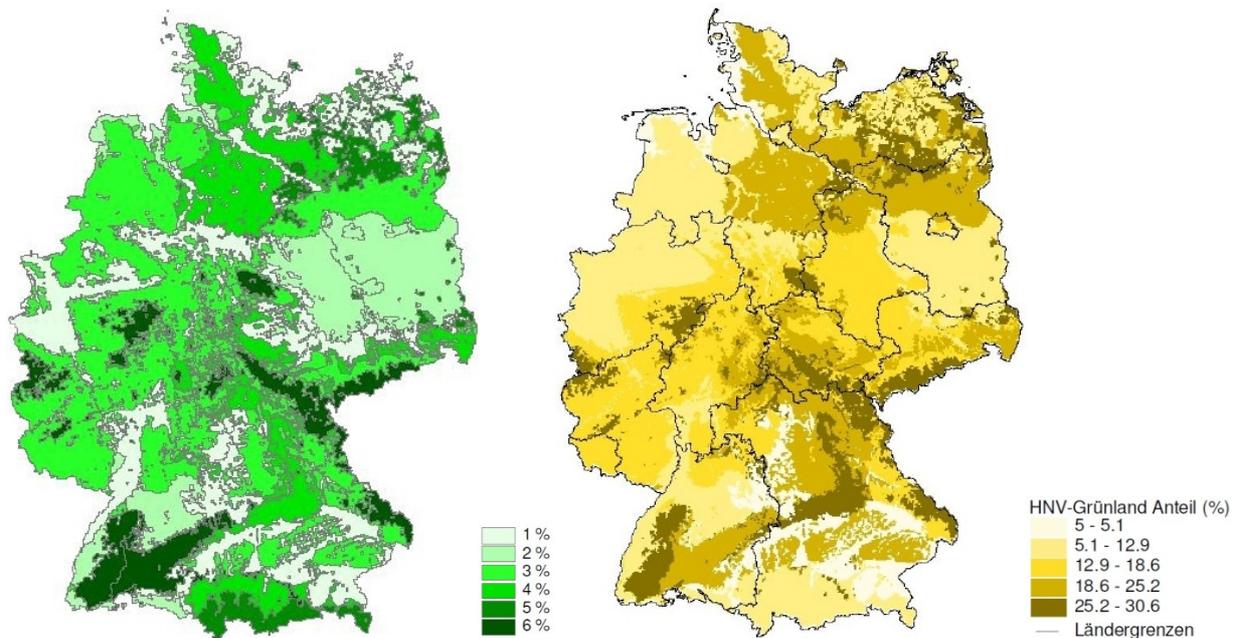


Abb. 4: Anteile naturschutzfachlich wertvollen Grünlandes an der Gesamtfläche verschiedener Regionen Deutschlands (linke Karte) bzw. an der gesamten Grünlandfläche einer Region (rechte Karte). Quelle: [34].

Wald

Auch im Wald sind Veränderungen der Bewirtschaftungsweise der Hauptgrund für die Veränderung der Lebensgemeinschaften von Pflanzen und Tieren und den Rückgang der Artenvielfalt bei Insekten [35–38]. Bis etwa in die Mitte des 20. Jahrhunderts wurde der Wald auf deutlich vielfältigere Weise genutzt als heute. Vor allem Nieder- und Mittelwaldwirtschaft sowie Waldweide waren früher weit verbreitet, werden in Deutschland heute aber fast überhaupt nicht mehr praktiziert [31, 39, 40] (Abb. 5, 6). Diese traditionellen Nutzungsformen führten zu einer offenen und lichtdurchfluteten Waldstruktur, auf die viele Insektenarten (auch solche, die ausschließlich in Wäldern vorkommen) angewiesen sind [38, 41–43]. Weitere, heute ebenfalls verschwundene Nutzungen des Waldes wie Entnahme von Streu, Schneiteln zur Gewinnung von Laubheu als Tierfutter und Sammeln von Leseholz als Brennmaterial trugen durch den damit verbundenen Nährstoffentzug zur Schaffung und Erhaltung lichter Waldbereiche bei [31, 33, 44].

Die früher übliche Vielfalt der Waldnutzungen bedingte eine große strukturelle Heterogenität und ein mosaikartiges Nebeneinander unterschiedlicher alter Bestände – vom Kahlschlag bis zum Hochwald [41, 42]. Im Zuge der allmählichen Aufgabe der traditionellen Nutzungsformen zugunsten der Hochwaldwirtschaft wurden die Wälder immer dichter und dunkler. In der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts waren Kahlschläge die einzige Bewirtschaftungsmaßnahme, durch die großflächig offene Bereiche innerhalb der Wälder aktiv geschaffen wurden [18]. Seit den 1980er-Jahren wandte sich die Fortwirtschaft zudem mehr und mehr dem naturnahen Waldbau zu, bei dem auf großflächige Kahlschläge weitgehend verzichtet wird [45]. Aufgrund der Dominanz der Hochwaldwirtschaft ohne große Kahlschläge und der möglichst weitgehenden Unterdrückung von

a) Vorkommen und Flächengrößen

b) Anteile der Waldflächen auf Kreisebene

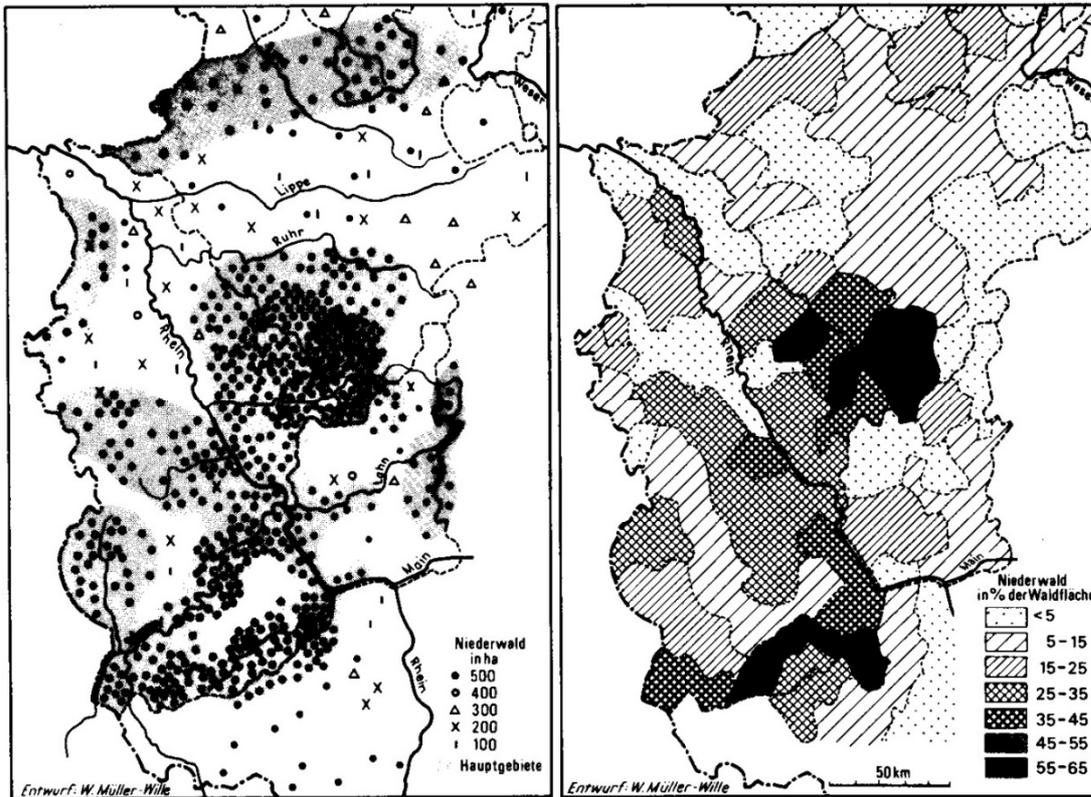


Abb. 5: Niederwälder im Westen Deutschlands: historische Vorkommen und deren Flächengrößen (a) sowie Anteile an der gesamten Waldfläche auf Kreisebene (b) im Jahr 1927. Quelle: [39].

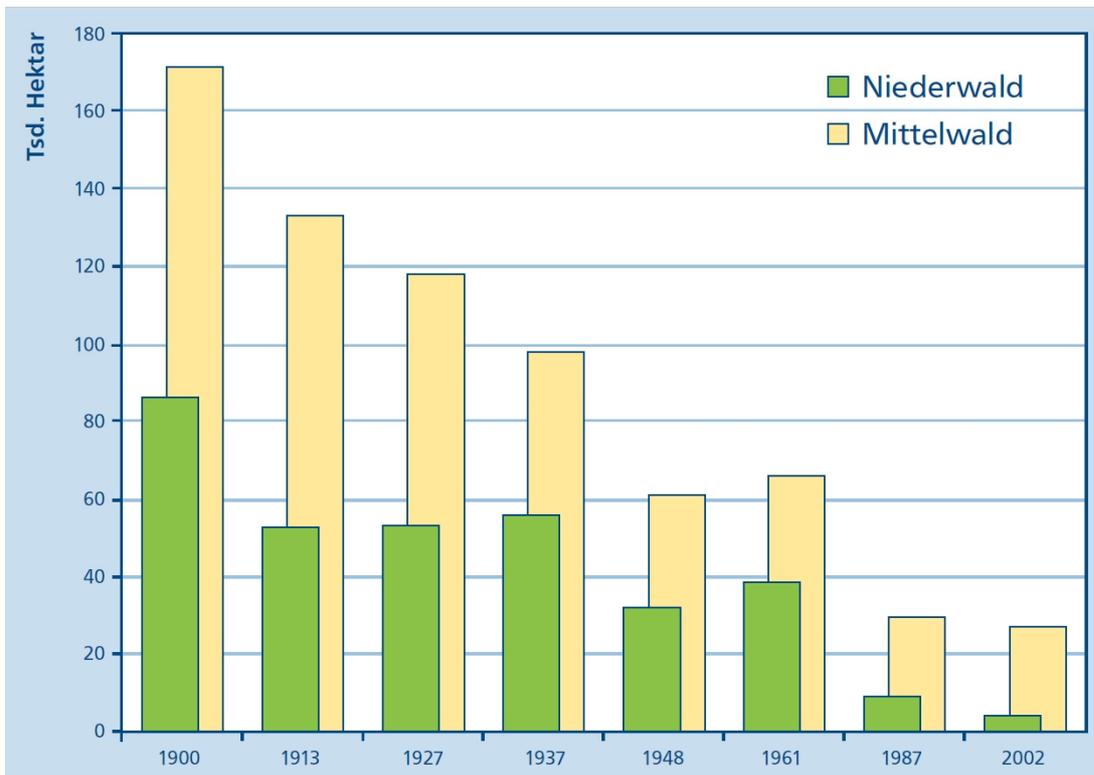


Abb. 6: Entwicklung der Nieder- und Mittelwald-Fläche in Bayern im 20. Jahrhundert. Quelle: [40].

Störungsereignissen (Umstürzen alter Bäume, Brände, Massenvermehrungen von Baumschädlingen), sind die Wälder Mitteleuropas gegenwärtig so dunkel wie seit vielen Jahrhunderten nicht mehr [18]. Dies spiegelt sich auch darin wieder, dass der Holzvorrat europäischer Wälder seit dem 2. Weltkrieg viel stärker (um ca. 200 %) zugenommen hat als die Waldfläche (um ca. 10 %) [46].

Ein weiterer wichtiger Aspekt des Landnutzungswandels im Wald ist die Anlage großflächiger Nadelforste aus Fichten und Kiefern auf Standorten, deren natürliche Vegetation Laubwälder sind. Aktuell sind in Deutschland 54 % der Waldfläche mit Nadelbäumen bestanden [47], in Nordrhein-Westfalen sind es 42 % [48]. Natürlicherweise würden Nadelwälder bundesweit nur ca. 2 % der Waldfläche ausmachen und wären auf einige sehr niederschlagsarme Tieflagen mit wasserdurchlässigen Sandböden im Osten Deutschlands (Kiefer) und auf die höchsten Lagen einiger Mittelgebirge und der Alpen (Fichte und Tanne) beschränkt [49]. Der gezielte Anbau von Nadelhölzern begann vor ca. 300 Jahren und erreichte schon im 19. Jahrhundert eine ähnlich große forstwirtschaftliche Bedeutung wie heute [33].

Obwohl die Aufgabe der Nieder-, Mittel- und Hudewaldwirtschaft sowie der Umbau von Laub- in Nadelwälder überwiegend bereits im 19. Jahrhundert und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts stattfanden, sind dies vergleichsweise junge Entwicklungen. Sehr viel länger schon besteht ein ausgeprägter Mangel an alten Wäldern mit viel Alt- und Totholz. Ursache hierfür war vom Mittelalter bis zum frühen Industriezeitalter die chronische Übernutzung der Wälder durch Vieheintrieb und Entnahme großer Mengen an Holz als Bau-, Werk- und Brennstoff [18, 31]. Aber auch seit Einführung der nachhaltigen Forstwirtschaft und dem Übergang zur Hochwaldwirtschaft als dominierender Nutzungsform hat sich die Situation für Organismen, die auf alte Wälder als Lebensraum angewiesen sind, nicht grundlegend verbessert [50]. Durch die im Vergleich zur Lebenserwartung der meisten Baumarten relativ kurzen forstlichen Nutzungsintervalle (auch als „Umtriebszeiten“ bezeichnet) erreichen die meisten Waldbestände nicht ihre Alters- oder gar Zerfallsphase. In den wenigen noch vorhandenen vom Menschen kaum beeinflussten Wäldern nehmen diese späten Waldentwicklungsphasen hingegen große Flächenanteile ein [50] (Abb. 7).

Siedlungen

Die starken Änderungen der sozio-ökonomischen Verhältnisse, die Deutschland im Laufe des 20. Jahrhunderts erfahren hat, schlugen sich auch im Siedlungsbereich nieder. Nutzgärten, die überwiegend dem Anbau von Gemüse, Kräutern und Obst dienten und ansonsten von heimischen Pflanzenarten dominiert wurden, wurden im Zuge steigenden Wohlstands und verbesserter Nahversorgung mit Lebensmitteln zunehmend durch Ziergärten ersetzt [18, 54]. Viele der heute verwendeten Zierpflanzen sind gebietsfremde Arten und für die Insektenfauna als Nahrungsquelle meist weniger wertvoll als die heimische Flora. In jüngster Zeit ist zudem ein Trend zur Anlage von sehr pflegeleichten „Steingärten“ mit nur minimalem Bewuchs zu erkennen, was die Verfügbarkeit von geeigneten Nahrungs- und Reproduktionslebensräumen für Insekten im Siedlungsraum weiter einschränkt [55, 56].

Neben den eher indirekten Beeinträchtigungen finden sich in Siedlungsbereichen auch unmittelbare Gefahren für Insekten, die hier im Vergleich zum Umland gehäuft auftreten. Dies sind zum einen die große Zahl künstlicher Lichtquellen, die wegen ihrer anlockenden Wirkung viele nachtaktive Insekten in ihrem Verhalten beeinträchtigen oder gar als tödliche Falle wirken können [57,

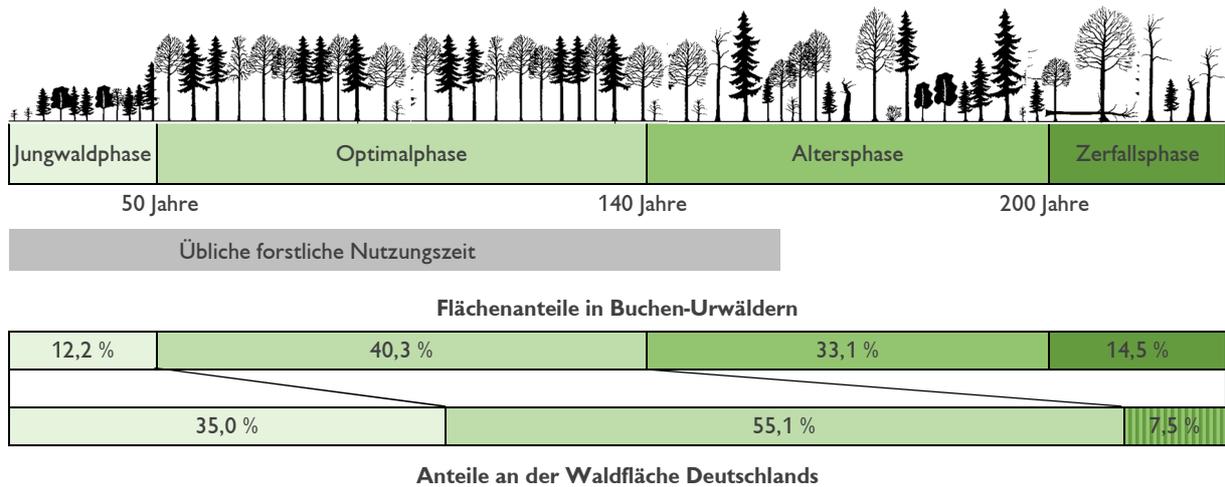


Abb. 7: Haupt-Entwicklungsphasen mitteleuropäischer Wälder mit Angaben zum ungefähren Höchstalter der Bestände (oben), mittlere Flächenanteile der Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwäldern der Slowakei (Mitte) und in deutschen Wäldern (unten). Quelle: verändert nach [50] anhand von Angaben in [51–53]. Die Angaben zu den Flächenanteilen im deutschen Wald wurden anhand der in der Abbildung angegebenen Altersgrenzen aus den Flächenanteilen verschiedener Baumaltersklassen laut Dritter Bundeswaldinventur [52] abgeleitet, da Angaben zu Waldentwicklungsphasen nicht verfügbar waren. Da in der höchsten Altersklasse der Bundeswaldinventur alle Bäume > 160 Jahre zusammengefasst sind, konnte für den deutschen Wald nicht zwischen Alters- und Zerfallsphase unterschieden werden.

58]. Zum anderen sind Kollisionen mit Fahrzeugen, die zu Verletzungen oder zum Tod von Individuen führen können, eine Gefahr für Insekten [59, 60]. Nichtsdestotrotz beherbergen Städte mitunter eine artenreichere Insektenfauna als strukturarme, intensiv genutzte Agrarlandschaften [44, 61].

3.1.3 Habitatfragmentierung

Die tiefgreifenden Veränderungen der Landschaft, die der Landnutzungswandel mit sich brachte, führten dazu, dass ein sehr großer Teil der für sehr viele Pflanzen und Tiere existenziell wichtigen Lebensräume (Habitate) dem Prozess der sogenannten „Fragmentierung“ unterlag [24]. Hierunter wird der Zerfall ehemals großer zusammenhängender Habitate in kleinere, stärker voneinander isolierte Teilflächen verstanden. Dieser Prozess geht in der Regel mit einer Abnahme der Eignung der verbliebenen „Habitatinseln“ als Lebensraum für Insekten einher, da auch diese Resthabitate oft von Nutzungsintensivierung oder -aufgabe sowie von Stickstoffeinträgen aus der Atmosphäre (vgl. Kapitel 3.1.2) betroffen sind [24].

Im Zuge des Landnutzungswandels haben fast alle naturschutzfachlich wertvollen Habitate des Agrarlandes und Waldes den Prozess der Fragmentierung erfahren [62]. Folglich gelten die folgenden Parameter als die Schlüsselfaktoren, die das Vorkommen von Insekten in der heutigen Kulturlandschaft bestimmen [24] (Abb. 8):

1. Habitatqualität,
2. Flächengröße und
3. Isolation der Habitate.

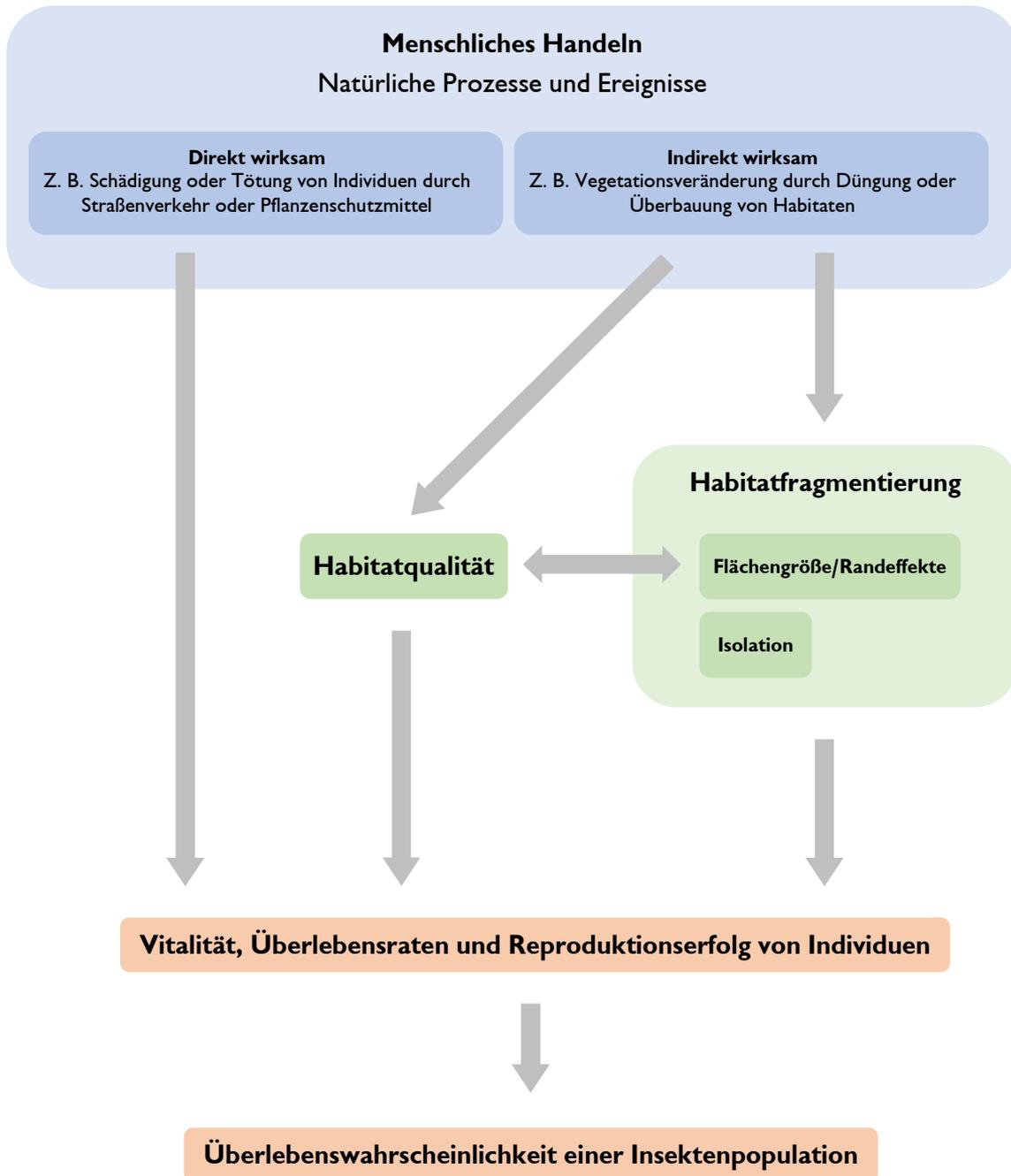


Abb. 8: Einflusspfade, über die menschliches Handeln und natürliche Prozesse und Ereignisse die Überlebenswahrscheinlichkeit von Insektenpopulationen beeinflussen. Einige Faktoren, die Insektenindividuen schädigen oder töten, haben eine direkte Wirkung. Von größerer Bedeutung sind aber in der Regel die Parameter Habitatqualität und Habitatfragmentierung (Flächengröße/Randeffekte und Isolation), die eine zentrale Rolle im skizzierten Wirkungsgefüge einnehmen, indem sie das Vorkommen von Insekten in der modernen Kulturlandschaft bestimmen und ihrerseits von zahlreichen anthropogenen Einflüssen abhängen.

Die relative Bedeutung dieser drei Faktoren variiert zwischen den Arten, eine ausreichende Habitatqualität ist jedoch für alle unabdingbar [24, 63]. Was ein geeignetes Habitat ausmacht, hängt von den ökologischen Ansprüchen und dem Spezialisierungsgrad einer Art ab. Bei der Definition der Qualität eines Habitats müssen alle Lebensstadien einer Art berücksichtigt werden – auch oder

gerade die Jugendstadien, also Eier, Larven und Puppen, da diese oft spezifischere Ansprüche haben und weniger mobil sind als die erwachsenen Tiere [64–66].

Der Parameter „Flächengröße“ ist insofern wichtig, als dass Insektenpopulationen in kleinen Habitaten stärker schädlichen Einflüssen aus der Umgebung (Randeffekten) ausgesetzt sind, zum Beispiel durch die Verdriftung von Pflanzenschutzmitteln. Weiterhin haben kleine Habitate den Nachteil, dass sie meist eine geringere Vielfalt unterschiedlicher Gelände- und Vegetationsstrukturen aufweisen, so dass die Insekten äußere Einflüsse wie extreme Wetterbedingungen weniger gut durch eine veränderte Lebensraumnutzung kompensieren können [24]. Schließlich führt eine Verkleinerung des Habitats fast immer auch zu einem Schrumpfen der lokalen Population. Vor allem bei Arten mit einem großen Flächenanspruch kann dies zur Folge haben, dass die artspezifische Mindestpopulationsgröße, die für ein dauerhaftes Überleben notwendig ist, unterschritten wird und die lokale Population früher oder später ausstirbt [24]. Welche Habitatgröße für das dauerhafte Überleben erforderlich ist, hängt auch von der Habitatqualität ab. Eine hohe Habitatqualität kann eine geringe Flächengröße teilweise kompensieren [67]. Umgekehrt muss ein Habitat umso größer sein, je geringer seine Qualität ist.

Die nachteiligen Effekte einer geringen Habitat- bzw. Populationsgröße fallen umso stärker ins Gewicht, je größer die Isolation von benachbarten Populationen derselben Art ist [68]. Wird eine isolierte Population durch Zufallsereignisse wie das Abwandern von Individuen, ungünstige Witterung, extreme Wetterereignisse oder menschliche Eingriffe dezimiert, kann dies unter Umständen nur sehr langsam oder gar nicht durch Zuwanderung von Individuen aus anderen Populationen ausgeglichen werden. In der Folge steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die Population durch Inzuchteffekte oder zufällige nachteilige genetische Veränderungen (sogenannte „Gendrift“) beeinträchtigt wird. Die Population wird dadurch noch anfälliger für schädliche Umwelteinflüsse und schrumpft in der Folge noch schneller. Diese sich selbst verstärkende Rückkopplung wird auch als „Aussterbestrudel“ bezeichnet [69]. Kleine isolierte Insektenpopulationen haben daher ein viel höheres Risiko auszusterben als große und gut vernetzte. Vor allem bei mobileren Insektenarten, die sogenannte Metapopulationen ausbilden, kommt noch hinzu, dass immer ein gewisser Anteil der Individuen das Ursprungshabitat verlässt und in der Umgebung nach weiteren geeigneten Habitaten sucht. Können sich diese Individuen dann aber mangels geeigneter Habitate und/oder Geschlechtspartnern nicht fortpflanzen, gehen sie der Metapopulation verloren [70, 71]. Bereiche der Landschaft, die nicht für die Reproduktion geeignet sind, oder in denen der Fortpflanzungserfolg so gering ist, dass sich die lokale Population auf Dauer nicht „aus eigener Kraft“ halten kann, werden als „Senkenhabitate“ bezeichnet. Populationen in solchen Senkenhabitaten sind auf die regelmäßige Einwanderung von Individuen aus Populationen benachbarter Habitate (den „Quellhabitaten“) angewiesen [72].

3.2 Klimawandel

3.2.1 Allgemeine Auswirkungen

Der rezente Klimawandel zeichnet sich vor allem durch einen Anstieg der Lufttemperatur und eine jahreszeitliche Verlagerung des Niederschlags aus. Im letzten Jahrhundert stieg die Jahresmitteltemperatur in Deutschland bis zu 1 °C an [73]. Bis zum Ende des 21. Jahrhunderts wird für Deutschland ein Anstieg der durchschnittlichen Jahrestemperatur von 2,5–3,5 °C erwartet [74]. Im

Gegensatz zur Temperatur sind Trends für die Entwicklung der Niederschläge deutlich schwieriger zu berechnen, da Niederschläge sich regional stark unterscheiden und zufällig schwanken. Tendenziell wird eine weitere Verlagerung der Niederschläge von den Sommermonaten in den Winter hinein prognostiziert [74]. Zusammen mit der Erwärmung kommt es somit zu einer zunehmend negativen Wasserbilanz im Sommer. Zusätzlich nimmt die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten extremer Wetterereignisse wie Hitzewellen, Starkniederschläge, Dürreperioden und Stürme zu. Am deutlichsten zeigt sich dies bisher an der Häufung extremer Wärmeperioden, vor allem im Sommer [73, 75].

Neben dem Landnutzungswandel wird der Klimawandel als eine der bedeutendsten Rückgangsursachen der weltweiten Biodiversität angesehen [8, 76]. Aufgrund der Erwärmung werden vor allem an Kälte angepasste Arten als hoch gefährdet durch den Klimawandel eingestuft. Im Zuge der zunehmenden Sommertrockenheit besteht außerdem für viele an Feuchte gebundene Arten ein besonders hohes Gefährdungsrisiko durch den Klimawandel [77]. Infolge der veränderten klimatischen Bedingungen sind bereits Veränderungen von Artengemeinschaften eingetreten [78, 79]. Dabei wirkt sich der Klimawandel in vielfältiger Art und Weise auf die Biodiversität aus, abhängig von der Toleranz und Anpassungsfähigkeit der einzelnen Arten gegenüber Umweltveränderungen [80]. Vor allem die folgenden Faktoren sind im Zusammenhang mit dem Klimawandel für die Biodiversität bedeutsam und können Veränderungen bestehender Lebensgemeinschaften auslösen [81]:

- physiologische Veränderungen,
- zeitliche (phänologische) Veränderungen,
- Veränderungen in der Habitatnutzung,
- Habitatveränderungen,
- Veränderungen des Verbreitungsgebietes (Arealveränderungen) und
- Veränderungen der Interaktionen zwischen Organismen (biotische Interaktionen; z. B. durch räumliche oder zeitliche Entkopplungen von Interaktionspartnern).

3.2.2 Auswirkungen auf Insekten

Auch für die Insektenfauna wird der Klimawandel als ein potentiell Gefährdungsrisiko eingestuft und als Rückgangsursache diskutiert [36, 82–86]. Inwiefern sich der Klimawandel allerdings tatsächlich bereits auf die Häufigkeit (Abundanz) bzw. Diversität von Insekten ausgewirkt hat, lässt sich nach dem jetzigen Kenntnisstand nicht verallgemeinern. Bezüglich des Klimawandels dominieren vor allem Prognosen und Abschätzungen sowie experimentelle Studien zu seinen Auswirkungen auf Insekten. Dabei stehen oftmals ausgewählte Aspekte des Klimawandels im Fokus (z. B. phänologische Veränderungen, Arealveränderungen). Wenige Kenntnisse gibt es vor allem auf der Ebene von Lebensgemeinschaften. Bereits vorliegende Studien dokumentieren positive, neutrale sowie negative Auswirkungen des Klimawandels auf einzelne Insektenarten bzw. Insektengruppen. Aufgrund der vielfältigen Auswirkungen ist der Nettoeffekt des Klimawandels auf die Insektenfauna daher nicht einschätzbar. Im Nachfolgenden soll anhand von Beispielen verdeutlicht werden, auf welcher komplexen Art sich der Klimawandel auf die Insektenfauna auswirkt und warum die Beurteilung des Klimawandels als generelle Rückgangsursache für Insekten schwierig ist.

Physiologische Veränderungen

Temperatur- und Niederschlagsveränderungen beeinflussen die Stoffwechselprozesse und Reproduktion von Arten. Durch die Erwärmung sind insbesondere montan verbreitete bzw. an Kälte angepasste Arten stark gefährdet [77, 87], indem sich die erhöhten Temperaturen negativ auf physiologische Prozesse auswirken können. Problematisch sind vor allem milde Winter mit einer verringerten Anzahl an Frosttagen für die Überwinterung vieler kälteadaptierter Insektenarten. Dies konnte beispielsweise experimentell für den Rundaugen-Mohrenfalter (*Erebia medusa*) nachgewiesen werden [88]. Durchschnittliche Temperaturen von 7 °C während der Überwinterung führen zu einer höheren Sterblichkeit der Raupen im Vergleich zu Temperaturen um den Gefrierpunkt. Die mildereren Winter der letzten Jahrzehnte dürften somit unter anderem zum Rückgang der Art beigetragen haben. Im Gegensatz dazu profitieren vor allem wärmebedürftige Arten von der zunehmenden Erwärmung, beispielsweise indem sich die Erwärmung positiv auf den Reproduktionserfolg auswirkt (s. u.).

Phänologische Veränderung

Infolge der Erwärmung kommt es zu einer Vorverlegung von Frühlingsereignissen und einer Verlängerung der Vegetationsperiode [89, 90]. Eine Vorverlagerung der Aktivitätsmuster, wie etwa der Beginn der Flugperiode, wurde bereits für eine Vielzahl an Artengruppen dokumentiert, so unter anderem für Tagfalter oder Libellen [91–94]. Infolge des Klimawandels verlängert sich die Vegetationsperiode und somit die Aktivitätsperiode für Insekten. Inwiefern sich die phänologischen Veränderungen auf die Diversität und Abundanz der Insektenfauna bereits ausgewirkt haben, ist allerdings noch unklar. Für bestimmte Schmetterlingsarten wurde beobachtet, dass diese auf die Erwärmung mit einer Zunahme an Generationen pro Jahr reagieren [95]. Grundsätzlich dürfte sich dies positiv auf die Populationen der Arten auswirken, da die Arten somit ein erhöhtes Potential haben, sich auszubreiten. Allerdings kann das Auftreten einer zusätzlichen Generation auch mit Risiken verbunden sein. Der starke Populationsrückgang des Mauerfuchses (*Lasiommata megera*) in Nordwesteuropa könnte auf das Auftreten einer klimawandelbedingten dritten Generation zurückzuführen sein, die sich neuerdings infolge der verlängerten Aktivitätsperiode ausbildet [96]. Es wird davon ausgegangen, dass die dritte Generation eine Entwicklungsfalle für den Mauerfuchs darstellt. Die Larven dieser Generation sind möglicherweise nicht mehr den erforderlichen Umweltreizen ausgesetzt, die die Überwinterung (Diapause) initiieren. Somit besteht eine erhöhte Gefahr, dass die Raupen sterben, was zu einer kleineren Population im folgenden Jahr führt.

Neben einer verlängerten Vegetationsperiode können sich auch die höheren Frühjahrstemperaturen positiv auf den Reproduktionserfolg bestimmter Insekten auswirken. Die zunehmende Frühjahrstrockenheit und -erwärmung verringert die Larvensterblichkeit bei Rösels Beißschrecke (*Roeseliana roeselii*) deutlich [97]. Durch den dadurch bedingten Dichtestress treten gehäuft langflügelige (makroptere) und flugfähige Individuen auf [97, 98]. Diese makropteren Tiere haben eine höhere Mobilität als kurzflügelige Individuen [99] und sind maßgeblich für die aktuelle Ausbreitung der Art verantwortlich [97, 98].

Veränderungen in der Habitatnutzung

Infolge der klimatischen Veränderung kann es vorkommen, dass Arten ihr Habitatspektrum verändern. Positive Auswirkungen ergeben sich vor allem dann, wenn der Klimawandel es Arten ermöglicht, ein größeres Spektrum unterschiedlicher Habitate zu besiedeln. Beispielsweise wurde in England eine Veränderung der Habitatnutzung des Komma-Dickkopffalters (*Hesperia comma*) beobachtet [100]. Ursprünglich war diese wärmebedürftige Schmetterlingsart ausschließlich auf wärmebegünstigten süd- und südwestexponierten Hängen verbreitet. Mittlerweise wird die Art zunehmend auf Ost-, West- oder Nordhängen beobachtet. Infolge der Erwärmung kann die Art auch diese kühleren Hänge als Lebensraum nutzen. Somit profitiert die Art vom Klimawandel, indem sie eine größere Vielfalt unterschiedlich exponierter Lebensräume besiedeln und sich ausbreiten kann. Ähnliches wurde auch für den Kleinen Sonnenröschen-Bläuling (*Aricia agestis*) nachgewiesen [100]. Diese Art hat sich ebenfalls stark in England ausgebreitet, vor allem in nördlicher Richtung. Infolge der Erwärmung kann die Art auch kühler Habitate besiedeln, in denen die präferierte Wirtspflanze (Sonnenröschen *Helianthemum nummularium*) allerdings nicht vorkommt. Stattdessen nutzt die Schmetterlingsart in den neu besiedelten Gebieten Storchschnabel-Arten (*Geranium* spp.) als Wirtspflanze, die hier weit verbreitet sind. Auch in Westfalen ist eine deutliche Ausbreitung des Kleinen Sonnenröschen-Bläulings festgestellt worden [101].

Habitatveränderungen

Durch den Klimawandel verändern sich Habitate und somit auch Lebensgemeinschaften. Habitatveränderungen können einerseits direkt durch klimatische Faktoren ausgelöst werden. Beispielsweise erhöht sich durch die Zunahme extremer Trockenperioden das Risiko der Austrocknung kleiner Stillgewässer. Hierdurch verändern sich die Gewässerstruktur und die Gewässervegetation am Ufer. Infolge dessen entstehen neue Libellengemeinschaften und spezialisierte Arten können lokal zurückgehen [94].

Auch indirekt können sich Habitatänderungen ergeben, beispielsweise indem bestimmte Arten vom Klimawandel profitieren und durch ihre Ausbreitung Strukturveränderungen bewirken. Als ein Beispiel hierfür kann die Ausbreitung der Aufrechten Trespe (*Bromus erectus*) in den Kalkmagerrasen in Ostwestfalen genannt werden. Diese Art profitiert vom Klimawandel und breitet sich in den Kalkmagerrasen, wo sie ursprünglich sehr selten war, stark aus. Stellenweise bildet die Art bereits Dominanzbestände, die sich strukturell stark von der umliegenden Vegetation unterscheiden. Die Bestände sind deutlich dichter und hochwüchsiger als die typische Kalkmagerrasenvegetation. Am Beispiel von Zikaden wurde nachgewiesen, dass sich die Dominanzbestände der Aufrechten Trespe durch spezifische Artengemeinschaften auszeichnen [102]. Im Gegensatz zur umliegenden Vegetation kamen hier spezialisierte Arten in deutlich geringerer Artenzahl vor. Eine weitere klimawandelbedingte Ausbreitung der Aufrechten Trespe wird somit als Gefährdungsrisiko für die Biodiversität in den Kalkmagerrasen Nordwestdeutschlands angesehen.

Demgegenüber lassen sich auch Positivbeispiele nennen, in denen der Klimawandel zur Entstehung neuer Habitate beiträgt und somit die Ausbreitung von Arten unterstützt. Positiv wirken sich zum Beispiel zunehmende Sturmereignisse auf den Schlüsselblumen-Würfelfalter (*Hamearis lucina*) aus. Durch das Sturmereignis „Lothar“ im Jahr 1999 entstanden neue Windwurfflächen, die geeignete Habitate für diese Schmetterlingsart darstellten und zum Teil von der Art neu besiedelt wurden [103] (Abb. 9).

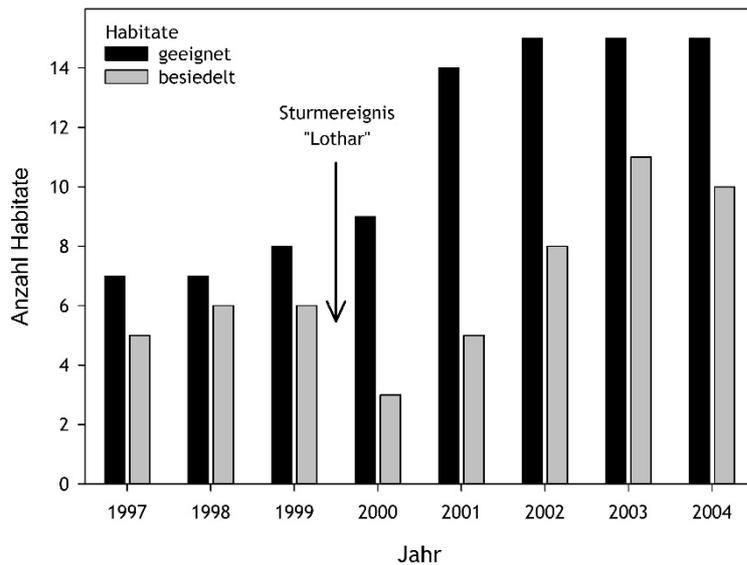


Abb. 9: Besiedlung des Waldgebietes „Schönbuch“ durch den Schlüsselblumen-Würfelfalter vor und nach dem Sturmereignis „Lothar“ im Winter 1999/2000. Die Anzahlen der geeigneten sowie der tatsächlich besiedelten Habitate stiegen in den Jahren nach dem Sturmereignis deutlich an. Quelle: [103].

Arealveränderungen

Reagiert eine Art positiv oder negativ auf den Klimawandel, kann sich ihr Verbreitungsmuster verändern. Abhängig von der Mobilität der Art und der Habitatverfügbarkeit können diese Veränderungen räumlich großflächig oder nur regional ausgeprägt sein. Großflächige Arealerweiterungen (Arealtransgression) ergeben sich vor allem für Arten, die vom Klimawandel profitieren, eine hohe Mobilität aufweisen oder die sich aufgrund einer hohen Habitatverfügbarkeit schnell ausbreiten und somit mit den klimatischen Veränderungen schritthalten können. Typisch für sich ausbreitende Arten ist die Verlagerung des Areals in nördliche Richtung, die für eine Vielzahl an Insektenartengruppen nachgewiesen wurde [104]. Dies gilt vor allem für hochmobile Artengruppen wie etwa Libellen [104, 105]. Ein prominentes Beispiel für eine sich ausbreitende Libellenart ist die aus dem mediterranen Raum stammende Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*), die infolge der Erwärmung mittlerweile in weiten Teilen Mitteleuropas verbreitet ist [94, 106]. Aufgrund der vergleichsweise hohen Mobilität profitieren auch viele Heuschreckenarten von der aktuellen Erwärmung. Für 26 der 79 in Deutschland vorkommenden Heuschrecken wurden Arealerweiterungen in Deutschland beobachtet [107]. Vor allem hochmobile Arten wie die Langflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus fuscus*) oder die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulea*) profitieren vom Klimawandel und reagieren abhängig von ihrer Habitatspezialisierung großflächig bzw. regional auf den Klimawandel durch Arealerweiterungen.

Neben einer Verschiebung der Areale in nördliche Richtung bzw. einer Arealerweiterung auf regionaler Ebene, verschieben sich die Areale von Arten auch vertikal [104]. Unter anderem für Schmetterlinge wurden Ausbreitungen von Arten in höhere Lagen infolge der Erwärmung beobachtet [79, 108].

Reagieren Arten allerdings empfindlich auf den Klimawandel an der südlichen Verbreitungsgrenze, können sich die Areale im Zuge des Klimawandels verkleinern (Arealregression). Beispielsweise konnte für Nordamerika und Europa festgestellt werden, dass sich die südlichen Arealgrenzen vieler Hummelarten nach Norden verschoben haben, während sich die nördlichen Verbreitungsgrenzen nicht weiter ausgedehnt haben, so dass sich die Areale insgesamt verkleinert haben [109]. Ähnliches gilt auch für die Höhenverbreitung. Infolge der Erwärmung kann es in tieferen

Lagen zu Artenrückgängen kommen, wenn empfindliche Arten ihr Areal in höhere Lagen verschieben [108]. Aufgrund der eingeschränkten vertikalen Ausdehnung in vielen Gebirgen kann es somit zu Arealverkleinerungen oder sogar zum Aussterben von Arten kommen. Vor allem montan verbreitete Arten werden somit als besonders stark durch den Klimawandel bedroht eingestuft [77].

Neben der Veränderung der Arealgröße können sich auch neutrale Arealveränderungen ergeben, wenn sich die Areale lediglich verschieben. Dies ist dann der Fall, wenn sich positive Arealverlagerungen an der nördlichen Verbreitungsgrenze und negative Auswirkungen an der südlichen Verbreitungsgrenze die Waage halten. Das Gleiche kann auch bei der vertikalen Arealverschiebung in die Höhe auftreten.

Veränderungen biotischer Interaktionen

Aufgrund der oben genannten Faktoren entstehen durch den Klimawandel neue Lebensgemeinschaften und bestehende biotische Interaktionen können somit beeinträchtigt werden. Wie im obigen Beispiel zur Ausbreitung der Aufrechten Tresse dargestellt, kann die klimawandelbedingte Dominanz einer bestimmten Art weitreichende Konsequenzen für das Ökosystem haben. Die Untersuchung der Zikadenfauna zeigte, dass vor allem Nahrungsspezialisten innerhalb der Tressenbestände in deutlich geringerer Artenzahl vertreten waren [102]. Dies dürfte vor allem auf den Rückgang der Pflanzenartenvielfalt zurückzuführen sein.

Auch bestehende biotische Interaktionen können durch den Klimawandel beeinträchtigt werden, wenn die Interaktionspartner unterschiedlich stark bzw. konträr auf den Klimawandel reagieren, mit negativen Folgen für einzelne Arten. Konkrete Beobachtungen zur Insektenfauna gibt es bislang allerdings wenig. Prognosen hingegen verdeutlichen, dass für Arten, die an spezifische Interaktionspartner gebunden sind, ein hohes Gefährdungsrisiko der räumlichen Entkopplung von dem Interaktionspartner besteht. Dies trifft beispielsweise auf Schmetterlingsarten zu, deren Larven sich nur von einer spezifischen Pflanze ernähren (monophage Arten) und deren Vorkommen stark durch die Verbreitung der Wirtspflanze begrenzt ist [110]. Vor allem, wenn die Ausbreitung der Wirtspflanze räumlich eingeschränkt ist und somit nicht mit der Arealveränderung der Schmetterlingsart mithalten kann, können sich derartige Entkopplungen für bestimmte Arten ergeben [111]. Aufgrund des geringen Ausbreitungspotentials vieler Pflanzen und der Fragmentierung von Lebensräumen in der heutigen Landschaft erscheinen derartige Szenarien für viele Arten sehr wahrscheinlich.

Phänologische Entkopplungen entstehen hingegen, wenn Interaktionspartner phänologisch unterschiedlich auf die veränderten Klimabedingungen reagieren. Beispielsweise kann es vorkommen, dass herbivore Insektenarten wie die Raupen von Schmetterlingen aufgrund der Erwärmung vorzeitig schlüpfen, die Wirtspflanzen hingegen weniger schnell auf die Erwärmung reagieren. Dementsprechend steht für die Raupen nicht genügend Nahrung zur Verfügung [112]. Eine zunehmende erwärmungsbedingte Desynchronisation zwischen dem Schlupf von Raupen und der Blatentfaltung von Eichen wurde zum Beispiel für den Kleinen Frostspanner (*Operophtera brumata*) nachgewiesen, der sich unter anderem von Eichen ernährt [113]. Eine andere Form von phänologischer Entkopplung stellt das Vertrocknen von Wirtspflanzen aufgrund von Niederschlagsmangel im Zusammenspiel mit hohen Temperaturen dar [92, 114]. Es ist davon auszugehen, dass derartige

Effekte langfristig negative Auswirkungen auf die Populationen von Insekten haben können. Inwiefern derartige Ereignisse bereits zum langfristigen Rückgang von Insektenpopulationen beigetragen haben, ist allerdings noch unklar.

3.2.3 Fazit

Die dargestellten Beispiele verdeutlichen, dass sich der Klimawandel auf komplexe Art und Weise auf die Insektenfauna auswirkt. Während vor allem generalistische und wärmebedürftige Arten vom Klimawandel profitieren, stellt er für spezialisierte und wenig mobile Arten ein hohes Gefährdungsrisiko dar [77, 87]. Aufgrund der konträren Auswirkungen des Klimawandels, abhängig von den biologischen und ökologischen Eigenschaften der jeweiligen Arten, ist die Bedeutung des Klimawandels als Rückgangsursache für die Insektenfauna nicht pauschalisier- bzw. nicht einheitlich quantifizierbar [115]. Vor allem Studien auf der Ebene von Populationen oder Lebensgemeinschaften fehlen überwiegend. Es ist generell davon auszugehen, dass der Klimawandel vor allem im Zusammenwirken mit dem Landnutzungswandel einen drastischen Effekt auf die Insektenfauna ausübt. Infolge des allgemeinen Habitatverlustes und der Habitatfragmentierung fehlt vielen Arten die Möglichkeit durch Habitatverlagerung oder Arealverschiebung auf den Klimawandel zu reagieren. Zusätzlich reagieren kleine Populationen besonders sensibel auf klimatische Veränderungen [114]. Es ist davon auszugehen, dass zumindest lokal bereits erhebliche Rückgänge von Arten durch den Klimawandel ausgelöst wurden bzw. zukünftig erfolgen werden. Zum Teil reagieren Arten erst zeitverzögert durch Populationsrückgänge auf den Klimawandel [114, 116]. Ein hohes Gefährdungsrisiko besteht vor allem für spezialisierte und wenig mobile Arten, da diese aufgrund der Habitatfragmentierung nur begrenzt auf den Klimawandel reagieren können [117, 118]. Zusätzlich sind insbesondere nördlich verbreitete sowie an Kälte angepasste Arten stark negativ durch den Klimawandel betroffen [77, 119, 120].

3.3 Stickstoffdepositionen

Einträge von Stickstoff-Verbindungen aus der Atmosphäre sind seit Jahrzehnten eine bedeutende Ursache für die allgemeine Anreicherung vieler Ökosysteme mit Nährstoffen (Eutrophierung) in Mitteleuropa. Über verschiedene Prozesse gelangen unterschiedliche Stickstoff-Verbindungen aus der Luft in Böden und Gewässer. Die Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre stammen aus unterschiedlichen Quellen (Abb. 10). Hauptemittenten sind die Landwirtschaft, die für insgesamt ca. 64 % aller Emissionen verantwortlich ist, sowie Energiegewinnung (16 %) und Verkehr (15 %) [121].

Die Stickstoff-Gesamtdeposition liegt in Mitteleuropa im Bereich von 10–100 kg pro Hektar und Jahr [31]. In Deutschland werden die höchsten Werte im Nordwesten des Landes, in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen, erreicht (Abb. 11). Hier werden großräumig 20–35 kg Stickstoff oder mehr deponiert – dies entspricht ungefähr der Menge an Stickstoff, die in den 1930er- und frühen 1950er-Jahren aktiv in Form von Kunstdünger in landwirtschaftliche Nutzflächen eingebracht wurde [18, 122]. Ohne die Freisetzung von Stickstoff-Verbindungen durch menschliche Aktivitäten würde die Depositionsrate bei nur 1–5 kg pro Hektar und Jahr liegen [31].

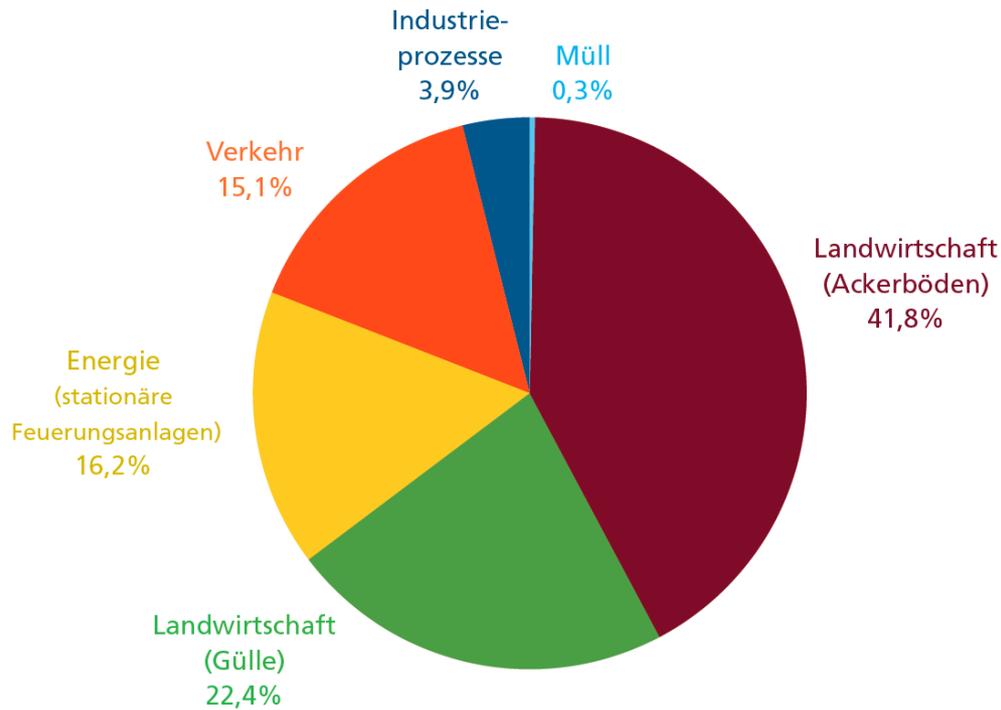


Abb. 10: Anteile verschiedener Verursacher an den Emissionen reaktiver Stickstoffverbindungen in Deutschland im Jahr 2015, berechnet aus den summierten Emissionen von N-NH₃ (Ammoniak) und N-NO_x (Stickoxide) nach Angaben des Umweltbundesamtes. Quelle: [121].

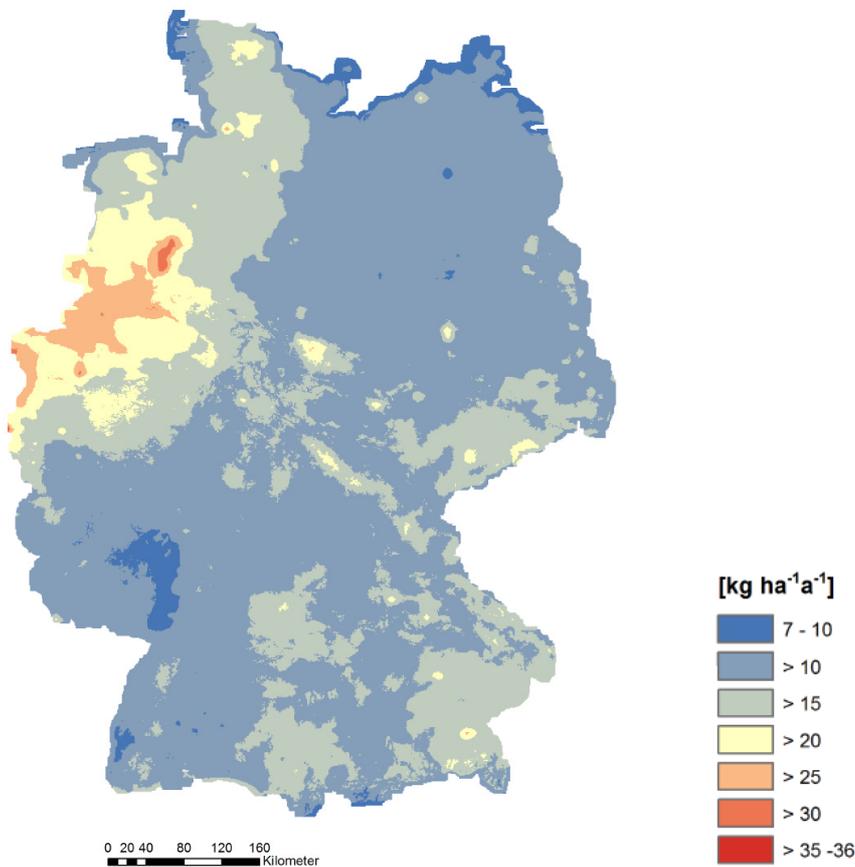


Abb. 11: Höhe der atmosphärischen Stickstoff-Gesamtd deposition in Deutschland im Jahr 2009 in kg N pro Hektar und Jahr. Quelle: [122].

Die ökologischen Auswirkungen der atmosphärischen Stickstoffdeposition sind in Bezug auf Wasser- und Bodenchemie sowie Pflanzen und Vegetation bereits gut untersucht. Hinsichtlich der Tierwelt besteht hingegen noch Forschungsbedarf, da das gegenwärtige Wissen überwiegend auf deskriptiven und korrelativen Studien basiert und die zugrundeliegenden Wirkmechanismen noch nicht umfassend untersucht sind [123]. Die Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffdepositionen auf die Insektenfauna werden in **Kapitel 4.1** (Agrarland) näher betrachtet, da das Gros der Studien aus dem Offenland stammt. Die dort festgestellten Prozesse laufen aber auch analog im Wald ab.

3.4 Invasive Arten

In Bezug auf die Auswirkungen von invasiven Arten auf die Biodiversität stehen vor allem Bestäuber im Fokus der Betrachtung [124, 125]. Dies dürfte einerseits durch ihre große ökologische Bedeutung und andererseits durch die Domestizierung bzw. den intensiven Handel mit bestäubenden Bienenarten begründet sein, wovon zum Teil erhebliche Gefahren für wildlebende Bestäuberpopulationen ausgehen (z. B. durch interspezifische Konkurrenz oder Hybridisierung) [124]. Ähnlich wie beim Klimawandel sind verallgemeinernde Aussagen zur Bedeutung invasiver Arten für den Rückgang von Insekten nur eingeschränkt möglich. Generell ist der Wissensstand zu diesem Thema noch sehr gering. Es ist davon auszugehen, dass sich ähnlich wie beim Klimawandel invasive Arten auf sehr komplexe Art und Weise auf die Insektenfauna auswirken [124, 125]. Entscheidend dabei dürften unter anderem die ökologischen und biologischen Eigenschaften der invasiven Art sein. Generell können sich invasive Arten einerseits direkt (z. B. durch toxische Wirkungen), andererseits indirekt durch ökosystemare Veränderungen oder Veränderungen biotischer Interaktionen auf Insekten auswirken [124, 125]. Die Auswirkungen invasiver Arten auf heimische Arten können dann abhängig von der betrachteten Art positiv, neutral oder negativ sein. Positive Auswirkungen auf bestäubende Insekten können sich beispielsweise dann ergeben, wenn Neophyten die Nahrungsgrundlage für sie verbessern, indem sie das Angebot an Pollen oder Nektar erhöhen [125]. Die allgemeinen Gefährdungen, die von invasiven Arten für die Biodiversität ausgehen können, sind hingegen vor allem [126, 127]:

- Verschärfung der zwischenartlichen (interspezifischen) Konkurrenz,
- Fraß durch räuberische (Prädation) und pflanzenfressende Arten (Herbivorie),
- Hybridisierung,
- Verbreitung von Krankheitserregern (Pathogenen) und
- Auswirkungen auf Ökosysteme und Lebensgemeinschaften.

3.4.1 Auswirkungen invasiver Pflanzenarten

Viele invasive Gefäßpflanzen werden als Gefährdung für die Biodiversität angesehen. Dies liegt vor allem daran, dass sie Ökosystemveränderungen hervorrufen oder die interspezifische Konkurrenz für heimische Arten erhöhen [126]. Anhand einer Metaanalyse zum Einfluss von invasiven Arten auf Gliederfüßer (Arthropoden) wurde festgestellt, dass sich invasive Arten eher negativ als positiv auf die Diversität bzw. Abundanz von Arthropoden auswirken [128]. Dabei waren die Effekte abhängig von der Ernährungsform der Art unterschiedlich ausgeprägt. Überwiegend negativ betroffen waren vor allem räuberische Arten (Prädatoren) und pflanzenfressende (herbivore) Arten. Positive Effekte wurden hingegen für Zersetzer (Detritivoren) festgestellt. Generell ist der

Kenntnisstand zum Einfluss invasiver Arten auf Insekten in Mitteleuropa noch äußerst gering. Allerdings gibt es einzelne Studien, die verdeutlichen, dass invasive Pflanzenarten zum Verlust der Insektenartenvielfalt beitragen können. In der Schweiz wurde zum Beispiel ein negativer Zusammenhang zwischen der Anzahl an Neophyten und dem Vorkommen von Schmetterlingen festgestellt [129]. Gebiete mit großer Häufigkeit an Neophyten waren demnach artenärmer hinsichtlich ihrer Schmetterlingsfauna. Vor allem wenig mobile Arten waren negativ durch Neophyten betroffen. Untersuchungen zur Ausbreitung von Goldrutenarten (*Solidago canadensis* und *Solidago gigantea*) in artenreichen Feuchtwiesen in Polen haben gezeigt, dass die Goldruten-Bestände sich besonders negativ auf die Abundanz und Vielfalt von bestäubenden Artengruppen (Schmetterlinge, Schwebfliegen und Wildbienen) auswirkten [130]. Dominanzbestände der Goldrute waren hinsichtlich der betrachteten Artengruppen deutlich individuen- und artenärmer als die Feuchtwiesen ohne Goldrute. Somit stellt die Ausbreitung der Goldrute ein erhebliches Gefährdungspotential für die Insektendiversität dar. Die genauen Mechanismen, die den Rückgang ausgelöst haben, waren allerdings noch unklar. Durch den Verlust der Pflanzenartenvielfalt können Nahrungsquellen ganz verloren gehen oder es steigt für Bestäuber das Risiko einer Mangelversorgung mit Nährstoffen, wenn einzelne Arten dominieren [125]. Problematisch in diesem Zusammenhang können auch phänologische Veränderungen des Blühspektrums sein. Dominiert eine Art mit einem begrenzten Blühzeitpunkt, kann sich die Nahrungsverfügbarkeit aus zeitlicher Sicht einschränken.

Allerdings dürften sich invasive Arten nur in den wenigsten Fällen in eine bestimmte Richtung, d. h. positiv oder negativ auf die gesamte Insektenfauna auswirken. Auf der Ökosystemebene sind die Auswirkungen oftmals äußerst komplex, was anhand der Auswirkungen des Drüsigen Springkrauts (*Impatiens glandulifera*) auf Bestäubergemeinschaften verdeutlicht werden kann [131]. Aufgrund der hohen Konkurrenzkraft der Art sind heimische Pflanzenarten einem höheren Konkurrenzdruck ausgesetzt. Erreicht die Art hohe Dominanz, können heimische Arten verdrängt und Pflanzenartengemeinschaften verändert werden. Infolge des Rückgangs der Pflanzenartenvielfalt werden Rückgänge spezialisierter Bestäuber begünstigt. Im Gegensatz dazu fördert die Art aufgrund ihres großen Nektarangebots generalistische Arten. Aufgrund der hohen Attraktivität des Springkrauts kann es außerdem zu einer reduzierten Bestäubung heimischer Pflanzenarten kommen. Bei der Beurteilung, inwiefern invasive Arten zum Rückgang von Insekten beigetragen haben, ist somit immer eine artspezifische Betrachtung erforderlich.

3.4.2 Auswirkungen invasiver Tierarten

Invasive Tierarten dürften sich auf Insekten vor allem durch direkte Effekte negativ auswirken. Besondere Risiken dürften von einer zunehmenden interspezifischen Konkurrenz und Prädation ausgehen [124–127]. Inwiefern Insekten tatsächlich durch invasive Tierarten zurückgegangen sind, lässt sich allerdings aufgrund des geringen Kenntnisstands nicht genau beurteilen. Ein Beispiel für eine sich ausbreitende Insektenart ist die Asiatische Hornisse (*Vespa velutina*). Diese Art hat sich stark in Süd- und Westeuropa etabliert und eine weitere Ausbreitung in weite Teile Europas erscheint wahrscheinlich [132]. Die Art steht im besonderen Fokus der Wissenschaft, da ihre Nahrung vor allem aus Honigbienen besteht [133]. Inwiefern Wildbienen durch die Art bedroht sind, ist allerdings noch unklar. Ein erhöhtes Prädationsrisiko könnte auch von sich ausbreitenden insektenfressenden Säugetieren ausgehen (z. B. Marderhund *Nyctereutes procyonoides*) [127]. Belege für konkrete Gefährdungen einzelner Arten liegen allerdings nicht vor. Eine Gefährdung für Insekten

dürfte, wenn überhaupt, in den meisten Fällen nur lokal auftreten, in Abhängigkeit von der Häufigkeit der invasiven Art.

Gleichzeitig sind Auswirkungen von invasiven Tierarten auf Insekten auch durch indirekte Veränderungen möglich, wenn diese Tiere Veränderungen von biotischen Interaktionen oder Lebensgemeinschaften hervorrufen [82, 83, 85, 86]. Beispielsweise kann die Einbringung einer größeren Menge von Honigbienen in ein Gebiet für wildlebende Hummeln eine verstärkte Konkurrenz um Nektarquellen bedeuten, was zu geminderter Vitalität und reduziertem Fortpflanzungserfolg führen kann [84, 134].

Zusätzlich zu den direkten Auswirkungen durch Prädation oder interspezifische Konkurrenz wird die Ausbreitung von Krankheiten durch domestizierte Bienen als eine der wichtigsten Gefährdungsursachen für Bestäuber im Zusammenhang mit invasiven Arten angesehen [84, 85, 124, 134]. Durch die Domestizierung und den Handel mit Honigbienen haben sich zahlreiche Parasiten und Pathogene weltweit ausgebreitet und gefährden Honigbienenbestände. Dies gilt beispielsweise für die aus Asien stammende Varroamilbe (*Varroa destructor*) und der durch sie verbreiteten Flügeldeformationsviren (Iflavirus). Inwiefern Wildbienen durch die Ausbreitung von Krankheiten gefährdet sind, ist allerdings noch überwiegend unklar. Eine Übertragung bestimmter Pathogene auf nah verwandte Arten durch nicht-heimische bzw. domestizierte Bienen und Hummeln wurde bereits nachgewiesen [82, 84, 124, 125, 134]. Beispielsweise wurde am Beispiel der Erdhummel (*Bombus terrestris*) festgestellt, dass sich der Flügeldeformationsvirus von der Honigbiene auch auf heimische Wildbienen überträgt [135]. Inwiefern aber tatsächlich Wildbienen bzw. Insekten generell durch die Verschleppung von Krankheiten zurückgegangen sind, ist nicht bekannt [82]. Eine weitere Gefahr, die durch die Domestizierung von Bestäubern ausgeht, ist die Hybridisierung mit heimischen Arten oder die Verdrängung heimischer Unterarten durch die Kreuzung mit nicht-heimischen, kommerziell genutzten Unterarten [82, 85, 124].

3.4.3 Fazit

Aus globaler Sicht wird die Ausbreitung invasiver Arten als bedeutende Ursache für den Rückgang der Biodiversität angesehen [8]. Wie groß die Bedeutung für Insekten und vor allem, wie die Situation in Mitteleuropa ist, lässt sich aufgrund des geringen Kenntnisstands derzeit nicht genau einschätzen. Am besten ist die Situation für Neophyten und bezüglich heimischer Arten für Bestäuber dokumentiert. Vor allem dominanzbildende Arten wie etwa das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) oder Goldruten- (*Solidago*-)Arten können durch die Veränderung von Lebensgemeinschaften und Ökosystemen einen Einfluss auf die Insektenfauna ausüben und zum Rückgang spezialisierter Arten beitragen. Bisläng dürfte dieser Effekt allerdings überwiegend nur auf lokaler Ebene relevant sein. Die Bedeutung invasiver Arten als großräumige Rückgangsursache von Insekten wird somit im Vergleich zum Landnutzungswandel als sekundär eingestuft. Zukünftig könnte die Bedeutung allerdings steigen. Es wird prognostiziert, dass das Invasionspotential vieler Neophyten unter dem Einfluss des Klimawandels gefördert wird [136].

4 Landschaftstypenspezifische Betrachtung

4.1 Agrarland

Auf der Grundlage der Veröffentlichungen, die sich mit den Ursachen des Insektenrückgangs im Agrarland beschäftigen, lassen sich drei Komplexe von Beeinträchtigungen, die auf die Insektenfauna wirken, unterscheiden: Habitatverlust, -degradation und -fragmentierung, direkte Schädigungen von Individuen und Veränderungen der Interaktionen zwischen Arten.

Der Komplex Habitatverlust, -fragmentierung und -degradation umfasst den Totalverlust von Habitaten, die Abnahme der Habitatgröße bei gleichzeitig steigender Isolation der verbliebenen Flächen, die Verschlechterung der Habitatqualität einschließlich des Mangels an Nahrungs- und Fortpflanzungsressourcen sowie die Abnahme der Habitatvielfalt auf der Landschaftsebene. Diese Prozesse werden von zahlreichen Autoren als wichtige Gründe für den Rückgang verschiedener Insektengruppen oder sogar als dessen Hauptursache angesehen [24, 36, 37, 44, 82–86, 115, 118, 134, 137–144]. Besonders stark betroffen sind Arten, die auf nährstoffarmes Offenland angewiesen sind und darüber hinaus einen hohen Flächenanspruch haben und eine gute Vernetzung ihrer Habitate benötigen. Ein gutes Beispiel für eine solche Art ist der Mittlere Perlmutterfalter (*Argynnis niobe*), der früher in Deutschland weit verbreitet war, heute aber nur noch in weniger als 10 % der ehemals besiedelten Messtischbläster vorkommt [67, 145] (Abb. 12). Als Auslöser für Habitatverlust und -degradation wird in der Literatur eine Vielzahl von Faktoren genannt, von denen der überwiegende Teil entweder mit der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung oder mit deren Aufgabe in Zusammenhang steht. Daneben sind vor allem atmosphärische Stickstoffeinträge, nachrangig auch der Klimawandel, an Habitatveränderungen beteiligt.

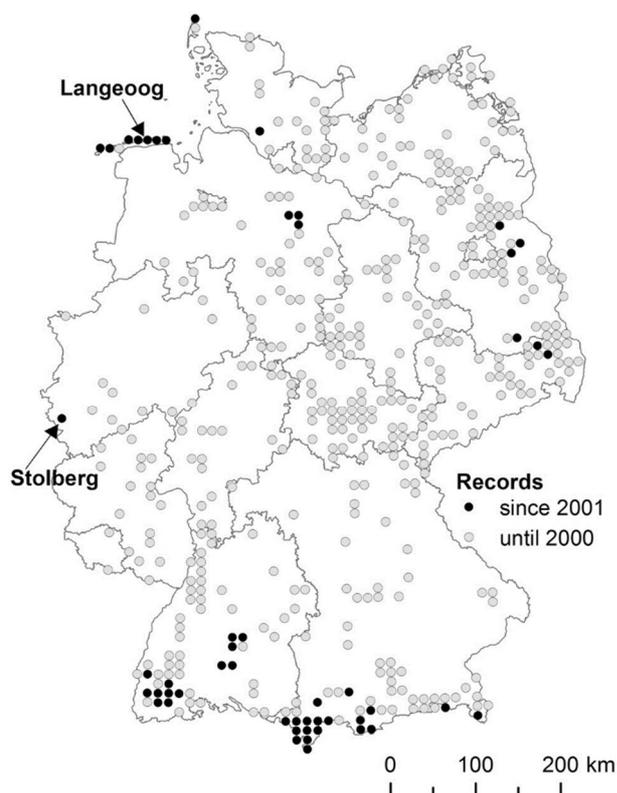


Abb. 12: Der Mittlere Perlmutterfalter (*Argynnis niobe*, Bild oben) steht exemplarisch für Insektenarten, die auf nährstoffarmes Offenland als Lebensraum angewiesen, von Habitatfragmentierung besonders stark betroffen und in Deutschland stark zurückgegangen sind. In der Karte links stehen graue Kreise für Nachweise der Art bis zum Jahr 2000, schwarze Kreise für Nachweise seit 2001. Quelle: [67], Foto: A. Salz.

Direkte Schädigungen von Individuen sind in erster Linie auf die moderne Grünlandbewirtschaftung und den Einsatz von Insektiziden zurückzuführen.

Veränderungen der Interaktionen zwischen Arten können sehr unterschiedliche Gründe haben. In der ausgewerteten Literatur werden zum einen Klimaänderungen, die zu zeitlicher oder räumlicher Entkopplung zwischen interagierenden Arten führen, zum anderen das Auftreten von Neobiota bzw. die Einbringung domestizierter Bestäuber wie der Honigbiene als Ursachen diskutiert.

Im Folgenden werden die verschiedenen Faktoren, die als wichtige Ursachen für Habitatverlust, -degradation und -fragmentierung und direkte Schädigungen von Individuen diskutiert werden, sowie ihre Wirkmechanismen detaillierter betrachtet. Bezüglich der Ursachen veränderter Interaktionen zwischen Arten sei auf die Ausführungen zum Klimawandel und zu invasiven Arten in den **Kapiteln 3.2 und 3.4** verwiesen.

4.1.1 Nutzungsintensivierung

Folgende Aspekte der Nutzungsintensivierung mit Auswirkungen auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität werden von den Autoren der ausgewerteten Publikationen als problematisch für die Insektenfauna eingestuft:

- Melioration von Mooren, Feuchtgrünland und Heiden [36, 37, 44, 85, 134],
- Umwandlung von Grünland in Ackerland [36, 84, 115, 134, 144],
- Intensivierung der Grünlandwirtschaft [36, 44, 82, 83, 85, 115, 134, 142, 146],
- Flurbereinigung [44, 115, 134, 138, 141] und
- Einsatz von Herbiziden [44, 82–86, 147, 148].

Moore, Feuchtgrünland und Heiden haben heute nur noch einen Bruchteil der Ausdehnung, die sie vor der Industrialisierung der Landwirtschaft hatten, und die verbliebenen Restflächen (insbesondere die Hochmoor-Relikte) befinden sich vielfach in einem mehr oder weniger stark degradierten Zustand [31]. Der größte Teil der Moore und Feuchtgrünländer ist durch Entwässerung und Düngung in Acker- oder Grünland umgewandelt worden [33]. Dementsprechend sind in mehreren Insektengruppen die Anteile bestandsgefährdeter Arten bei den Arten der Moore und des Feuchtgrünlandes sehr hoch. Auch bei den Heiden hat – neben anderen Faktoren wie Nutzungsaufgabe und Aufforstung (vgl. **Kapitel 3.1**) – die Umwandlung in Acker- oder Grünland zum Rückgang dieses Habitattyps und seiner spezifischen Insektenfauna beigetragen [18, 31].

Heutiges Ackerland ist wegen der häufigen und intensiven Eingriffe, die mit seiner Bewirtschaftung verbunden sind, als Lebensraum für die meisten Insektengruppen kaum noch relevant und meist deutlich weniger bedeutsam als Grünland. Besonders schwerwiegend ist der flächendeckende Einsatz von Insektiziden, der ein negatives Alleinstellungsmerkmal der Äcker ist. Der Insektizideinsatz macht eine dauerhafte Besiedlung der Äcker für die meisten Insektenarten unmöglich – die Insekten müssen stattdessen immer wieder aus der Umgebung neu einwandern. Damit ist mit Insektiziden behandeltes Ackerland als Insekten-Lebensraum praktisch wertlos.

Das für die Insektenfauna als Lebensraum wichtigere Grünland hat deutschlandweit in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts massive Flächenverluste erlitten, vor allem durch Umwandlung in Ackerland (sogenannter „Grünlandumbruch“), daneben auch durch Überbauung und Aufforstung [18]. Dieser Trend hat sich seit der Jahrtausendwende fortgesetzt [149]. Besonders nachteilig ist der

Umbruch von nährstoffarmen, extensiv genutzten Wiesen und Weiden, die bevorzugter Lebensraum vieler Insektenarten sind.

Während die Umwandlung von Mooren, Feuchtgrünland und Heiden in intensiv genutztes Agrarland und der Grünlandumbruch in der Regel den Totalverlust der entsprechenden Habitate und der dort ansässigen Populationen spezialisierter Insektenarten zur Folge haben und daher als Rückgangursachen sofort plausibel sind, sind die Folgen intensiverer Grünlandwirtschaft auf den ersten Blick weniger offensichtlich, aber dennoch ähnlich schwerwiegend. Bei der intensiven Grünlandwirtschaft spielt Düngung eine zentrale Rolle. Düngung landwirtschaftlicher Flächen wird seit jeher praktiziert, bis zur Einführung des Kunstdüngers hatte sie jedoch lediglich eine Umverteilung von Nährstoffen innerhalb der Landschaft zur Folge, während der mittlere Nährstoffgehalt eines größeren Raumes kaum beeinflusst wurde. Dies änderte sich jedoch grundlegend mit dem Einsatz von Kunstdünger, mit dem es nun möglich war, den Stoffkreisläufen erhebliche Mengen Stickstoff und anderer Nährstoffe zuzuführen. Da die Produktivität der meisten terrestrischen Ökosysteme Mitteleuropas durch die Verfügbarkeit von Stickstoff limitiert ist [31], kommt der Anreicherung des Stickstoffkreislaufs mit zusätzlichem Kunstdünger eine besondere Bedeutung zu. Mit Hilfe des Kunstdüngers können Nährstoffgehalt und Produktivität von Äckern und Grünland stark erhöht werden. Dies hat eine Fülle direkter und indirekter Effekte zur Folge. Wichtigste direkte Auswirkung einer erhöhten Stickstoffverfügbarkeit ist die Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zwischen verschiedenen Pflanzenarten, da das verbesserte Stickstoffangebot nicht von allen Pflanzen in gleichem Maße in stärkeres Wachstum umgesetzt werden kann. Einige wenige stickstoffliebende Arten sind dazu viel besser in der Lage als der überwiegende Teil der mitteleuropäischen Wildpflanzen. Dadurch haben diese Arten unter nährstoffreichen Bedingungen einen Konkurrenzvorteil und gelangen zur Dominanz. Das Resultat ist eine artenarme, strukturell homogene Vegetation. Die Vielfalt und Häufigkeit der Pflanzenarten, die für Insekten eine große Bedeutung als Raupenahrung oder Nektar- und Pollenquelle haben, nehmen dadurch ab. Zudem ist die Produktivität von gedüngtem Grünland viel höher als die von nicht gedüngtem, sodass Wiesen häufiger gemäht werden können und auf Weiden eine höhere Viehbesatzdichte möglich ist. Dies wiederum führt zum Rückgang weniger schnitt- bzw. beweidungstoleranter Pflanzenarten und damit der Pflanzenvielfalt insgesamt [31] und zu höheren Schädigungs- und Prädationsraten der Insekten [150] (vgl. Kapitel 4.1.3). Eine weitere indirekte Folge der erhöhten Stickstoffgehalte ist die verstärkte Freisetzung von gasförmigen Stickstoffverbindungen (im Wesentlichen N_2 , NH_3 , NO_x und N_2O), die zum Teil auf Stoffumsetzungen in landwirtschaftlichen Böden zurückzuführen ist und zu den deutschlandweit unnatürlich hohen Raten atmosphärischer Stickstoffdeposition beiträgt [31] (vgl. Kapitel 3.3).

Neben der Düngung gibt es noch weitere Methoden zur Intensivierung der Grünlandnutzung, die ebenfalls allesamt zu einer Verringerung der Habitatqualität führen [31]. Durch Umbruch und Neueinsaat mit einigen wenigen besonders produktiven Grassorten wird eine weitere Ertragssteigerung erreicht. Manchmal werden spontan aufkommende, unerwünschte Pflanzenarten mit Herbiziden behandelt. Umwandlung von Wiesen und Weiden in Mähweiden, auf denen Mahd- und Weidenutzung kombiniert werden, führt zu einer weiteren Abnahme der Pflanzendiversität, da unter solchen Bedingungen nur die widerstandsfähigsten und konkurrenzstärksten Pflanzenarten existieren können.

Im Zuge der Flurbereinigung sind viele Landschaftselemente wie Hecken, Feldgehölze und Kleingewässer, die die großflächige maschinelle Bewirtschaftung erschwerten, beseitigt und Besitzverhältnisse neu geregelt worden. Dadurch konnten wesentlich größere zusammenhängende Acker- und Grünlandflächen geschaffen werden, die sich effizient bewirtschaften lassen und die Anlage großflächiger Monokulturen begünstigten [31, 33]. Diese Maßnahmen reduzierten jedoch die kleinräumige Habitatvielfalt und das Nahrungsangebot in der Agrarlandschaft und werden daher als für den Insektenrückgang mitverantwortlich angesehen [44, 115, 134, 138, 141].

Herbizide sind Pflanzenschutzmittel, die in erster Linie der Bekämpfung von Ackerunkräutern dienen. Die Unterdrückung von Ackerunkräutern bedeutet eine Reduktion des Nahrungsangebots für blütenbesuchende Insekten wie Wildbienen, Schwebfliegen und Schmetterlinge [44, 82–86, 148]. Dies trägt substantiell dazu bei, dass weite Bereiche des Ackerlandes ein für diese Insektengruppen ungeeigneter Lebensraum sind [84]. Dementsprechend wurden generell positive Effekte lokaler Reduktionen des Herbizideinsatzes auf Insekten festgestellt [147].

4.1.2 Nutzungsaufgabe

Wird in landwirtschaftlich genutzten Flächen die Bewirtschaftung aufgegeben, so führt dies – aus Sicht der Insekten des Offenlandes – langfristig zu einer Abnahme der Habitatqualität und schließlich zum Verlust des Habitats. Dafür sind die immer dichter und höher werdende Vegetation, die Akkumulation abgestorbenen Pflanzenmaterials und das Aufkommen von Sträuchern und Bäumen ausschlaggebend. Diese strukturellen Veränderungen gehen mit starken Veränderungen des Mikroklimas sowie der Zusammensetzung der Pflanzen- und Tiergemeinschaften einher. Endpunkt dieser Entwicklung ist in weiten Teilen Mitteleuropas die Wiederbewaldung, wodurch die betroffene Fläche als Lebensraum für Offenlandarten vollständig ungeeignet wird. Daher stellt nicht nur die Nutzungsintensivierung, sondern auch die Nutzungsaufgabe, eine Rückgangsursache für zahlreiche Insektenarten dar [36, 37, 44, 85, 115, 139, 144]. Zumindest für Tagfalter hat Nutzungsaufgabe als Rückgangsursache aber eine etwas geringere Bedeutung als Nutzungsintensivierung [36].

Der Prozess von Habitatdegradation und -verlust nach Nutzungsaufgabe wird massiv beschleunigt, wenn gezielt aufgeforstet wird. Im 19. und 20. Jahrhundert geschah dies in Magerrasen und Heiden in großem Stil, um die nicht mehr benötigten und für den Ackerbau untauglichen kargen Weideflächen für die Holzproduktion zu nutzen [18, 31, 33]. Durch diese Aufforstungen mit Kiefer oder Fichte gingen große Flächen naturschutzfachlich wertvollen nährstoffarmen Offenlandes verloren.

4.1.3 Stickstoffdeposition

Nach Einschätzung verschiedener Autoren haben atmosphärische Stickstoffdeposition zum Rückgang der Insekten des Offenlandes beigetragen [24, 36, 44, 115, 123, 144, 146]. Anhand des derzeitigen Kenntnisstandes lassen sich sechs verschiedene Mechanismen identifizieren, wie sich Stickstoffdepositionen auf Arten auswirken [123]. Hierbei handelt es sich um: 1. chemischen Stress, 2. die mikroklimatische Abkühlung, 3. den Verlust von Reproduktionshabitaten, 4. den Rückgang der Nahrungspflanzen, 5. Veränderungen der Qualität von Nahrungspflanzen und 6. Veränderungen

der Verfügbarkeit von Beute und Wirtsorganismen. Alle genannten Punkte werden nachfolgend ausführlich auf Grundlage einer aktuellen Metaanalyse [123] behandelt.

Chemischer Stress

Dieser Schadmechanismus beschränkt sich auf Gewässer und nasse Böden. In Bezug auf die Insektenfauna ist er für diejenigen Arten relevant, die einen Teil ihres Lebenszyklusses in Gewässern absolvieren. Chemischer Stress umfasst direkte toxische Wirkungen von Stickstoffverbindungen und deren versauernden Effekt sowie indirekte Beeinträchtigungen durch die düngende Wirkung des Stickstoffs. Steigerungen der pflanzlichen Biomasse in Gewässern und die damit einhergehenden gesteigerten Abbauraten organischer Substanz können zu Sauerstoffmangel und zur Bildung giftiger Stoffe wie Schwefelwasserstoff führen. Außerdem begünstigen hohe Nährstoffgehalte Massenvermehrungen von Algen und anderen Kleinstlebewesen, von denen einige giftige Stoffe produzieren.

Mikroklimatische Abkühlung

Diese Folge von Stickstoffeinträgen aus der Luft ist vor allem für Insekten des Offenlandes von Bedeutung. Die Zufuhr von Stickstoff fördert in aller Regel das Pflanzenwachstum, sodass Stickstoffeinträge eine höhere und dichtere Gras- und Krautschicht zur Folge haben. Das Mikroklima solcher Vegetationsbestände ist erheblich kühler und feuchter als das von schütter bewachsenen Flächen und damit für Insekten, die als wechselwarme Organismen Temperaturen von 30–35 °C für optimales Wachstum benötigen, im Allgemeinen von Nachteil. Vor allem die Jugendstadien sind davon betroffen, weil sich ihre Entwicklungsgeschwindigkeit verlangsamt und die Überlebensraten sinken. Tatsächlich sind Tagfalter, die als Ei oder Raupe überwintern, in einigen europäischen Ländern mit hohen Stickstoffdepositionsraten stärker zurückgegangen als Arten, die den Winter im Puppenstadium oder als Falter verbringen. Besonders problematisch ist das Phänomen der mikroklimatischen Abkühlung für viele der ohnehin schon seltenen und gefährdeten Arten, da unter diesen ein besonders hoher Anteil auf Habitate mit niedrigwüchsiger lückiger Vegetation, wo sich die bodennahe Luftschicht bei Sonneneinstrahlung stark erwärmt, angewiesen ist [24]. Die negativen Effekte der mikroklimatischen Abkühlung werden noch dadurch verstärkt, dass das Vegetationswachstum bei nährstoffreichen Bedingungen und aufgrund des Klimawandels früher im Jahr startet.

Verlust von Reproduktionshabitaten

Verschlechterung und Verlust von Reproduktionshabitaten sind die am besten belegten negativen Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffeinträge. Zahlreiche Insektenarten sind für die Fortpflanzung (z. B. für die Eiablage) auf unbewachsene Stellen mit offenem Boden, wie sie zum Beispiel durch Tritt von Weidevieh zustande kommen, angewiesen [24]. Das verbesserte Nährstoffangebot führt jedoch zu dichterem und schneller wachsender Vegetation, sodass solche Bereiche erst gar nicht entstehen oder rasch wieder zuwachsen.

Rückgang der Nahrungspflanzen

Stickstoffeinträge aus der Luft führen genauso zu einer Erhöhung des Nährstoffangebots für Pflanzen wie dies zuvor für die Düngung beschrieben wurde. Dementsprechend sind auch die Effekte denen der Düngung sehr ähnlich. Die Diversität und Häufigkeit der Pflanzenarten, die für Insekten

eine große Bedeutung als Raupennahrung oder Nektar- und Pollenquelle haben, nehmen ab, wenn einige wenige konkurrenzkräftige Pflanzen die Oberhand gewinnen. Zudem sind in bodensauren Magerrasen und Heiden unter dem Einfluss von Stickstoffeinträgen aus der Luft oft eine Verdrängung von krautigen Pflanzen und Zwergsträuchern durch Gräser („Vergrasung“) und ein Verschwinden ohnehin schon besonders seltener Pflanzenarten zu beobachten [31, 151].

Veränderungen der Qualität von Nahrungspflanzen

Höhere Stickstoffgehalte des Bodens führen in der Regel auch zu höheren Stickstoffgehalten im Gewebe der Pflanzen. Früher wurde generell angenommen, dass pflanzenfressende Tiere (darunter Insekten) davon profitieren, weil die Aufnahme ausreichender Mengen an Stickstoff für den Aufbau von körpereigenen Eiweißen essentiell ist [152]. Diverse Studien an Insekten haben inzwischen jedoch belegt, dass bei der Stickstoffaufnahme ein „Zuviel des Guten“ möglich ist und es artspezifische Optima der Stickstoff-Konzentration im Gewebe der Nahrungspflanzen gibt, deren Überschreitung Wachstum, Reproduktion oder Überlebensraten negativ beeinflusst. Für einige Tag- und Nachtfalter wurde jüngst gezeigt, dass diese Optima auch schon bei Düngermengen, wie sie in der Landwirtschaft üblich sind, überschritten werden [146] (Abb. 13). Ein weiterer Effekt erhöhter Stickstoff-Verfügbarkeit sind veränderte Mengenverhältnisse zwischen Stickstoff und anderen Nährstoffen im Pflanzengewebe. Hierzu sind bislang nur wenige Studien durchgeführt wurden. Es gibt aber erste Hinweise, dass sich veränderte Mengenverhältnisse zwischen Stickstoff und anderen Nährstoffen sowohl positiv als auch negativ auf Vitalität und Überlebensraten von Tagfaltern auswirken können [123].

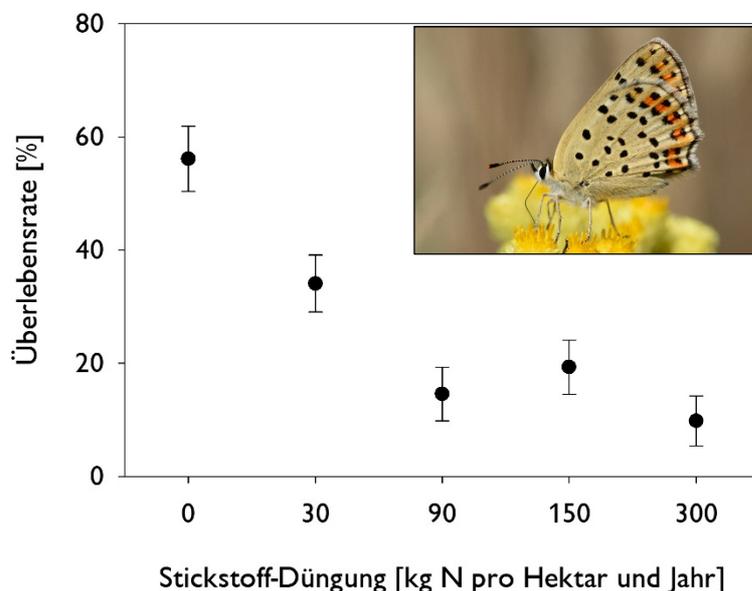


Abb. 13: Überlebensraten von Raupen des Braunen Feuerfalters (*Lycaena tityrus*) in Abhängigkeit der Düngermengen, mit denen die Wirtspflanzen (Kleiner Sauerampfer *Rumex acetosella*) der Raupen behandelt wurden. Die Überlebensraten an ungedüngten Pflanzen unterschieden sich statistisch signifikant von denen an Pflanzen, die mit 90, 150 oder 300 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr gedüngt wurden. Quelle: verändert nach [146], Foto: T. Fartmann.

Veränderungen der Verfügbarkeit von Beute

Es ist denkbar, dass auch räuberisch lebende Tiere indirekt von negativen Auswirkungen der Stickstoffeinträge betroffen sein könnten, beispielsweise wenn ihre Beutetiere seltener werden oder diese in der dichter gewordenen Vegetation schwerer aufspürbar sind. Gesicherte Erkenntnisse hierzu gibt es in Bezug auf räuberisch lebende Insekten oder Insektenlarven jedoch noch nicht.

4.1.4 Mahd von Grünland

In den vergangenen Jahrzehnten haben sich sowohl Technik als auch die Methoden, die beim Mähen von Wiesen zum Einsatz kommen, stark verändert. Während früher Balkenmäher Standard waren, kommen heute überwiegend Scheiben- und Kreiselmäher zum Einsatz. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass der Prozentsatz verletzter und getöteter Individuen von Heuschrecken, Schmetterlingsraupen oder Amphibien bei der Mahd mit Schlegel- und Kreiselmähern viel höher ist als bei der Mahd mit Balkenmähern [150] (Abb. 14). Während die Wiesenmahd vor allem der Produktion von Heu diene, wird das Mähgut heute meist zu Silage verarbeitet. Daher wird es nicht wie früher für einige Tage nach der Mahd auf der Wiese zum Trocknen belassen, sondern sofort abgeräumt und weiterverarbeitet. Insekten, die sich noch im Mähgut befinden, haben so kaum noch Chancen, dieses rechtzeitig zu verlassen [150, 153]. Für die Silageproduktion werden manchmal sogenannte „Konditionierer“ eingesetzt, die das Mähgut unmittelbar nach dem Schnitt zwecks besserer Trocknung quetschen. Dies lässt die beim Ernteprozess entstehenden Individuenverluste weiter ansteigen [150, 153]. Ebenfalls problematisch sind die heute üblichen homogenen Flächen ohne Bodenunebenheiten und die geringen Schnitthöhen. Zudem können heute oftmals größere Gebiete innerhalb kürzester Zeit gemäht werden, so dass den aus einer gerade gemähten Wiese flüchtenden Individuen keine noch ungemähten Wiesen als Versteckmöglichkeiten zur Verfügung stehen. Infolgedessen steigt das Risiko stark an, Beutegreifern zum Opfer zu fallen [150, 153]. Alle diese nachteiligen Effekte moderner Mahd- und Erntemethoden werden potenziert durch den Umstand, dass der überwiegende Teil der Wiesen heute drei- bis fünfmal pro Jahr gemäht wird statt nur ein- bis zweimal, wie es noch bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts Standard war [150, 153]. Dementsprechend wird die moderne Wiesenbewirtschaftung von mehreren Autoren als wichtige Rückgangsursache von Insekten des Offenlandes angesehen [36, 44, 85, 86, 150, 153].

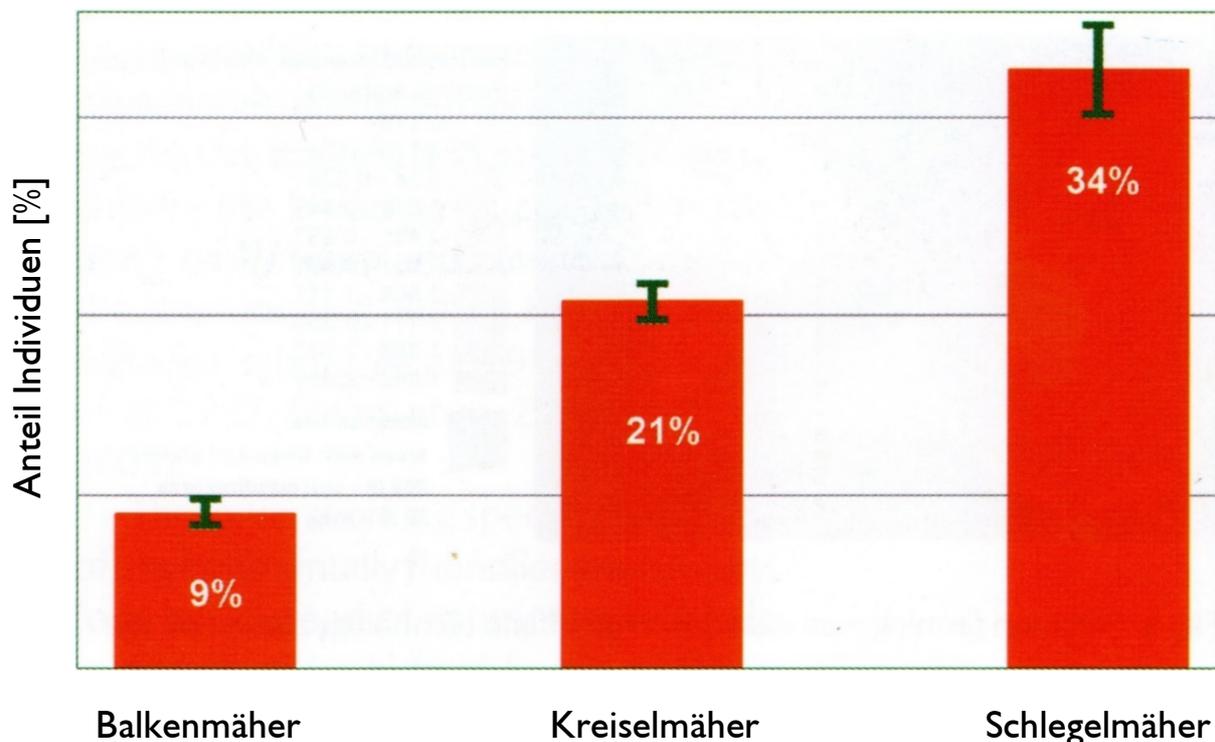


Abb. 14: Anteil verletzter oder toter Heuschreckenindividuen nach Mahd mit Balken-, Kreisel- und Schlegelmäher. Quelle: verändert nach [150].

4.1.5 Intoxikationen mit Pflanzenschutzmitteln

Die Frage nach dem Einfluss von Pflanzenschutzmitteln, vor allem von Insektiziden, wird seit einigen Jahren verstärkt diskutiert. Ausgelöst wurde dies vor allem durch die Einführung der neuen, hocheffektiven Stoffklasse der Neonicotinoide in den 1990er-Jahren, und den sich seitdem mehrenden Hinweisen auf nachteilige Effekte auf Honigbienen und wildlebende Insekten [154]. Es gibt inzwischen eine große Zahl von wissenschaftlichen Publikationen zu Neonicotinoiden, der überwiegende Teil von ihnen nutzt aber die Honigbiene als Modellorganismus. Studien an anderen Insekten gibt es mit Ausnahme der Erdhummel (*Bombus terrestris*), die wie die Honigbiene kommerziell zu Bestäubungszwecken eingesetzt wird, noch recht wenige [154, 155]. Außerdem wurden bislang in erster Linie Laborexperimente durchgeführt. Hier zeigte sich eine breite Palette letaler und subletaler Effekte von Neonicotinoiden auf Individuen [85, 86, 155, 156]. Inwieweit sich die im Labor festgestellten subletalen Beeinträchtigungen auf die Entwicklung von Populationen unter Freilandbedingungen auswirken, ist bislang aber größtenteils noch unklar, vor allem bezüglich eventueller Langzeiteffekte [85, 86]. Entsprechende Studien sind aufgrund der Vielzahl anderer im Freiland wirkender Einflussfaktoren methodisch sehr schwierig [134, 157]. Verlässliche Aussagen darüber, wie stark Neonicotinoide zum beobachteten Insektenrückgang beigetragen haben, sind daher nicht möglich [156]. Zudem scheint es erhebliche Unterschiede zwischen den Arten bzgl. der Reaktionen auf Neonicotinoide zu geben, was generelle Aussagen erschwert [85, 86]. Welche Auswirkungen der Kontakt mit Neonicotinoiden auf Insekten hat, hängt schließlich ganz wesentlich davon ab, ob gleichzeitig weitere Stressfaktoren auftreten [84, 86, 155, 156].

Die wichtigsten bislang festgestellten Konsequenzen der Aufnahme von Neonicotinoiden lassen sich wie folgt zusammenfassen [84, 86, 155, 156, 158–164]:

- Schwächung des Immunsystems,
- Reduktion des Lern- und Orientierungsvermögens,
- Störung des Fraßverhaltens,
- geringere Lebenserwartung,
- erhöhte Sterblichkeit während der Überwinterung,
- verringerte Fortpflanzungsrate und Königinnen-Produktion,
- negative Synergieeffekte zwischen Neonicotinoiden, anderen Pflanzenschutzmitteln, Krankheitserregern und Parasiten sowie Nahrungsmangel bzw. einseitiger Ernährung (ein besonders eindrückliches Beispiel solcher sich gegenseitig verstärkenden Effekte ist die Steigerung der Giftigkeit von Neonicotinoiden und anderen Insektiziden um das Hundert- bis Tausendfache, wenn gleichzeitig bestimmte Fungizide aufgenommen werden [Abb. 15]), und die
- Meidung der Umgebung von mit Neonicotinoiden behandelten Kulturen bei der Auswahl des Brutplatzes (festgestellt bei einer Wildbienenart).

Es kann als gesichert gelten, dass die Giftigkeit von Neonicotinoiden für andere wirbellose Organismen wie Ameisen und die im Wasser lebenden Larven von Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Steinfliegen und Mücken ähnlich hoch ist wie für Bienen und Hummeln [160]. Daher gehen verschiedene Autoren davon aus, dass der weit verbreitete Einsatz von Insektiziden zum Rückgang auch anderer Insektengruppen beigetragen hat [44, 82, 83, 115].

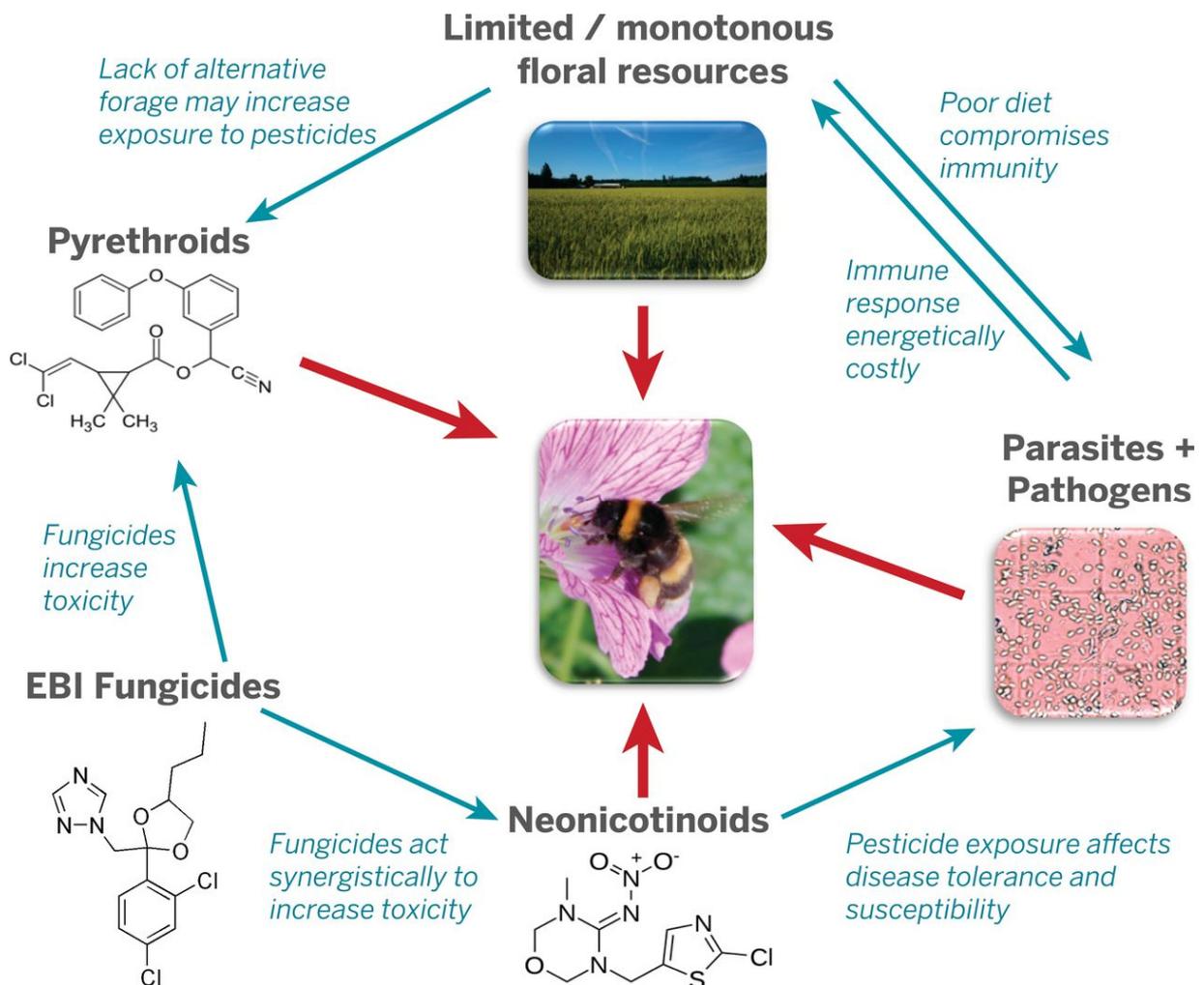


Abb. 15: Zwischen den verschiedenen Belastungsfaktoren, die auf Honig- und Wildbienen wirken, können negative Synergieeffekte auftreten, wodurch die Auswirkungen der einzelnen Faktoren potenziert werden. Beispielsweise kann die Aufnahme einiger Fungizide die Giftigkeit von Insektiziden massiv erhöhen. Umgekehrt reduziert eine Vorbelastung mit Insektiziden die Resistenz gegenüber Krankheitserregern und Parasiten. Nahrungsmangel oder einseitige Nahrung beeinträchtigen die Insektizidtoleranz und Krankheitsresistenz der Bienen. Quelle: [84].

4.2 Wald

Ähnlich wie im Agrarland sind auch im Wald Habitatverlust, -fragmentierung und -degradation die wichtigsten Faktoren für den Rückgang von Insektenarten. Dagegen spielen direkte Schädigungen von Insektenindividuen durch mechanische Eingriffe oder den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, wie sie im Agrarland großflächig und regelmäßig stattfinden, im Wald aktuell keine Rolle, da Pflanzenschutzmittel in der Forstwirtschaft schon seit mehreren Jahrzehnten kaum noch eingesetzt werden [18]. In den Wäldern der BRD werden aktuell nur etwa 0,1–0,2 % der insgesamt verwendeten Wirkstoffmenge ausgebracht. In den 1950er- bis 1970er-Jahren war dies noch anders. In diesem Zeitraum wurden auch im Wald großflächig Insektizide eingesetzt, wodurch die Bestände vieler Waldinsekten stark abnahmen. Seit den 1980er-Jahren ist eine Erholung der Populationen zu beobachten, was zum Beispiel an den in den letzten Jahren zunehmend häufiger auftretenden Massenvermehrungen des Maikäfers (*Melolontha* sp.) abzulesen ist. Allerdings haben sich noch nicht alle

Arten vollständig erholt, insbesondere solche mit langen Generationszyklen wie der Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) [18].

In den folgenden Abschnitten wird dargestellt, welche menschlichen Einflüsse als Rückgangsursachen für Waldinsekten angesehen werden, und auf welche Weise sie die Insektenfauna beeinträchtigen.

4.2.1 Waldflächenverlust

Die großflächige Zerstörung und Übernutzung der Wälder bis zum 19. Jahrhundert dürfte einer der wichtigsten Auslöser für die aktuelle Gefährdung vieler alt- und totholzbewohnender Waldinsekten sein [165]. Bedingt durch gezielte Umwandlung in Offenland oder chronische Übernutzung kommen Wälder in vielen Gebieten nur noch fragmentiert vor und sind durch vergleichsweise junge Waldbestände charakterisiert. Dies gilt vor allem für das Tiefland, wo die Waldzerstörung noch weitaus stärker erfolgte als in den Mittelgebirgen. Dementsprechend konnte im Rahmen einer Modellierung des Gefährdungsrisikos saproxylicher (auf Totholz angewiesener) Käfer nachgewiesen werden, dass vor allem Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt im Tiefland und Arten, die auf Alt- und Totholz von Laubbäumen mit einem großen Durchmesser oder ein lichtetes Kronendach angewiesen sind, einem hohen Gefährdungsrisiko unterliegen [38]. Aktuell dürfte der Habitatverlust aufgrund der Zunahme der Waldfläche seit Beginn des geregelten Waldbaus vor etwa 250 Jahren allerdings kaum noch eine Bedeutung als Rückgangsursache für Insekten haben [18]. Trotz der Ausweitung der Waldfläche dürften sich die Bestände vieler Arten alter Wälder aber nur eingeschränkt erholt haben oder sogar infolge der modernen Bewirtschaftungsweise, die die Entstehung alt- und totholzreicher Waldentwicklungsphasen weitgehend verhindert, weiter zurückgehen [165].

4.2.2 Veränderte Waldbewirtschaftung

Veränderungen in der Art und Weise, wie der Wald bewirtschaftet wird, haben im Laufe des 19. und 20. Jahrhunderts zu tiefgreifenden Änderungen der Waldstruktur geführt, die aus Sicht vieler Waldinsekten eine Verschlechterung der Habitatqualität bedeuten. Insbesondere sind folgende Entwicklungen zu nennen:

- Aufgabe traditioneller Waldnutzungsformen
- Unterdrückung der natürlichen Walddynamik
- Beseitigung von Alt- und Totholz
- Veränderung der Baumartenzusammensetzung und Anlage von Monokulturen

Aufgabe traditioneller Waldnutzungsformen

Traditionell genutzte Wälder wie Nieder- oder Mittelwälder oder Hudewälder waren durch deutlich lichtere Verhältnisse gekennzeichnet als die heutigen Wirtschaftswälder. Niederwälder wurden typischerweise in einem Turnus von etwa 7 bis 30 Jahren regelmäßig auf den Stock gesetzt und dienten hauptsächlich der Produktion von Brennholz. Mittelwälder wiesen etwas längere Umtriebszeiten auf und einzelne Bäume wurden als Bauholz stehen gelassen; dementsprechend hatten Mit-

telwälder typischerweise zwei Baumschichten [18, 31]. Charakteristisch für Nieder- und Mittelwälder war das kleinräumige Nebeneinander unterschiedlicher Sukzessionsstadien [18, 42]. Infolge des regelmäßigen Holzeinschlags in relativ kurzen Abständen bzw. durch die Beweidung wurden in den traditioneller genutzten Wäldern spezifische Artengemeinschaften gefördert, die an lichte und mikroklimatisch warme Verhältnisse gebunden sind. Generell fördern lichte Waldbereiche die Insektendiversität, da hier günstige mikroklimatische Verhältnisse für wärmeliebende Insekten vorherrschen und die Krautschicht wesentlich üppiger und artenreicher ausgeprägt ist als in dicht bestandenen Wäldern [42]. Es gibt zahlreiche Untersuchungen, die verdeutlichen, wie bedeutsam lichte Waldstrukturen für eine hohe Insektendiversität sind. Beispielsweise konnte nachgewiesen werden, dass besonnte offenstehende Bäume bzw. Waldrandbereiche eine hohe Bedeutung als Lebensräume für Käfer und andere Arthropoden haben [43]. Für die untersuchten Artengruppen (Bienen, Wespen, Ameisen, Spinnen und Käfer) war die Artenvielfalt an besonnten Einzelbäumen im Vergleich zu geschlossenen Waldbereichen deutlich höher, während sie im Waldrandbereich intermediär war. Zwei andere Studien stellten fest, dass die Vielfalt zweier holzfressender (xylophager) Käferfamilien bzw. die Diversität an Schnellkäfern (Elateridae) innerhalb besonnener Waldbereiche deutlich höher war als in beschatteten [35, 166]. In Schneeheide-Kiefern-Wäldern der Isarau in Südbayern ist die Heuschreckenfauna in den lichtdurchfluteten frühen und mittleren Sukzessionsstadien arten- und individuenreicher als in den späten Sukzessionsstadien [167]. Insgesamt wird der Verlust lichter Waldstrukturen durch die Aufgabe traditioneller Waldnutzungsformen als wichtige Rückgangsursache für Waldinsekten angesehen [38, 168].

Gut dokumentiert ist die Bedeutung traditionell genutzter Wälder außerdem für Tagfalter. Am Beispiel von Mittelwäldern im Elsass wurde gezeigt, dass die frühen bis mittleren Mittelwaldstadien im Vergleich zu den älteren dichteren Stadien besonders viele gefährdete Tagfalterarten aufwiesen [42]. In den frühen Stadien war die Krautschicht aufgrund der lichten Bedingungen deutlich ausgeprägter als in den älteren, so dass den Schmetterlingen eine größere Menge und Diversität an Nahrungspflanzen zur Verfügung stand. Außerdem förderte das günstige Mikroklima in den offenen frühen bis mittleren Stadien eine hohe Tagfalterdiversität und -dichte. Eine besonders typische Schmetterlingsart, die auf traditionell genutzte Wälder angewiesen ist, ist der stark gefährdete Gelbringfalter (*Lopinga achine*). Diese Falterart war einst weit in Deutschland verbreitet; heute kommt sie dagegen nur noch sehr selten vor [41]. Die Art präferiert lichte Wälder mit einer grasreichen Krautschicht. Eine derartige Vegetationsstruktur ist nur noch in Wäldern zu finden, die aktuell durch traditionelle Waldnutzungsformen offengehalten werden. Der aktuelle Verbreitungsschwerpunkt der Art befindet sich im bayerischen Steigerwald und am Alpenrand, wo Mittelwälder bzw. Hudewälder besiedelt werden [41]. Der massive Rückgang dieser Nutzungsformen und der damit einhergehende Verlust lichter Wälder bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts stellt somit eine bedeutende Gefährdungsursache vieler Schmetterlingsarten dar [44, 115, 144, 169]. Auch der Rückgang weiterer traditioneller Waldnutzungen, wie die Streuentnahme oder der Verlust von Waldwiesen oder anderen offenen Bereichen, die durch gezieltes Abbrennen erhalten wurden, werden als Rückgangsursache von Tagfaltern genannt [44, 169].

Unterdrückung der natürlichen Walddynamik

Naturnahe Wälder zeichnen sich durch ein kleinräumiges Nebeneinander unterschiedlicher Altersstadien aus [31]. Neben den geschlossenen, homogen strukturierten mittleren Entwicklungsphasen

sind naturnahe Wälder durch das Vorkommen lichter früher Sukzessionsstadien sowie Alters- und Zerfallsphasen charakterisiert. Trotz der Abnahme der Nutzungsintensität, die die Aufgabe der Nieder- und Mittelwaldwirtschaft zugunsten der Hochwaldwirtschaft mit sich brachte, bieten die modernen Wirtschaftswälder Insektenarten, die auf Alt- und Totholz angewiesen sind, im Allgemeinen immer noch schlechte Lebensbedingungen. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass die meisten Bäume bereits in jungem bis mittlerem Alter geerntet werden, so dass die Ausbildung der Alters- und Zerfallsphase weitgehend unterdrückt wird, und Alt- und Totholz nur in einem geringen Anteil vorkommen [165]. Ein Vergleich der natürlichen Lebenserwartung mit der üblichen Umtriebszeit illustriert eindrücklich, wie weit die meisten Wirtschaftswälder vom Erreichen ihrer Altersphase entfernt sind: Bei der Fichte beträgt der Anteil der Umtriebszeit an der Lebenserwartung lediglich etwa 25–50 %, bei der Buche nur 13–27 %, und bei der Eiche sogar nur 7–11 % [50].

Neben einem hohen Alt- und Totholzanteil weisen die älteren Waldstadien aufgrund des Zerfalls alter Bäume und ihrer höheren Anfälligkeit für Eis-, Schnee- oder Windbruch und Sturmwurf eine lichtere Bestandesstruktur auf als die mittleren Waldphasen, so dass sich auch wärmeliebende Waldinsekten ansiedeln können [43]. Die Entstehung lichter Waldstrukturen wird auch dadurch verhindert, dass in Wirtschaftswäldern weitere Elemente der natürlichen Walddynamik wie Brände und Massenvermehrungen von Baumschädlingen so weit wie möglich unterdrückt werden, und die wenigen von solchen Störungsereignissen betroffenen Flächen schnell wieder aufgeforstet werden [18].

Das Fehlen älterer Waldstadien und die Unterdrückung der natürlichen Walddynamik werden als bedeutende Rückgangsursache saproxylischer Insektenarten angesehen [165]. Zahlreiche Studien belegen den positiven Zusammenhang zwischen Totholz-Reichtum, großem Baum- und Totholzdurchmesser bzw. dem Vorhandensein alter ungenutzter Waldbestände einerseits und einer hohen Diversität an saproxylischen Insekten andererseits [165] (Abb. 16). Die Unterdrückung von Bränden wird vor allem für einige saproxylische Käferarten, die obligatorisch an abgebrannte Waldflächen gebunden sind, als Rückgangsursache angesehen [165, 171]. Aber auch andere saproxylische Arten können durch das Abbrennen von Wäldern gefördert werden, da hierdurch größere Mengen an besonntem Totholz entstehen [171].

Beseitigung von Alt- und Totholz

Nicht nur die immer noch relativ kurzen Umtriebszeiten, sondern auch die aktive Beseitigung von Gehölzen und Alt- und Totholz im Zuge von Durchforstungen sowie das Fällen alter und kranker Bäume aus Gründen der Verkehrssicherung tragen dazu bei, dass viele der heutigen Wälder einen geringen Totholzanteil aufweisen, was zum Rückgang totholzabhängiger Insekten beiträgt [165, 169, 171]. Zwar ist der Totholzanteil im Laufe der letzten Jahrzehnte aufgrund diverser sozioökonomischer Entwicklungen zunehmend angestiegen [18], dennoch sind die heutigen Mengen noch nicht ausreichend, um die Bestände saproxylischer Insekten ausreichend zu fördern [170] (Abb. 17). Dies trifft vor allem auf Totholz mit einem großen Durchmesser zu [38]. Außerdem benötigen wärmeliebende Arten besonntes Totholz [35], welches in vielen Wäldern aufgrund der dichten Bestockung fehlt [171].

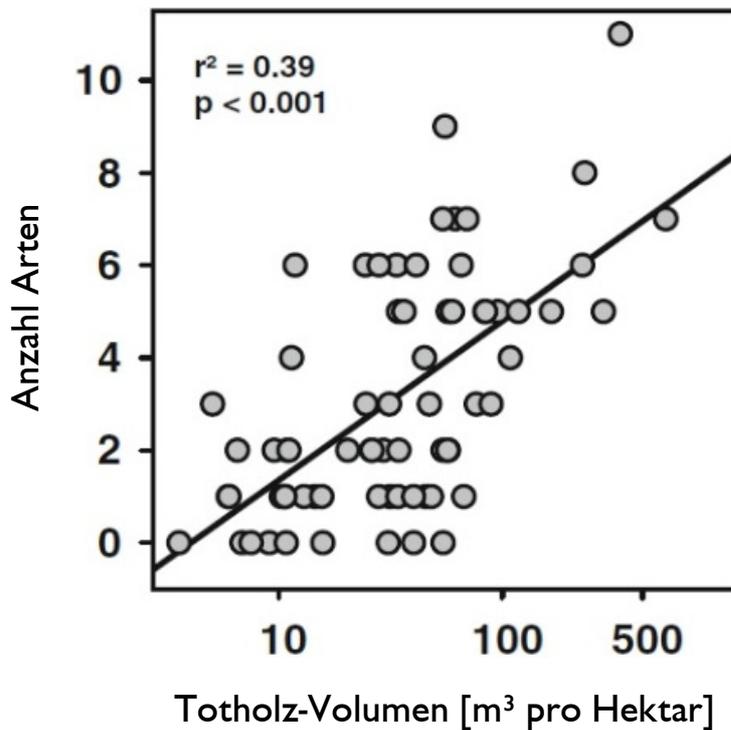


Abb. 16: Zusammenhang zwischen der Anzahl stark gefährdeter saproxylicher Käferarten und dem Totholz-Volumen (logarithmische Skala) im Nördlichen Steigerwald in Bayern. Quelle: verändert nach [170].

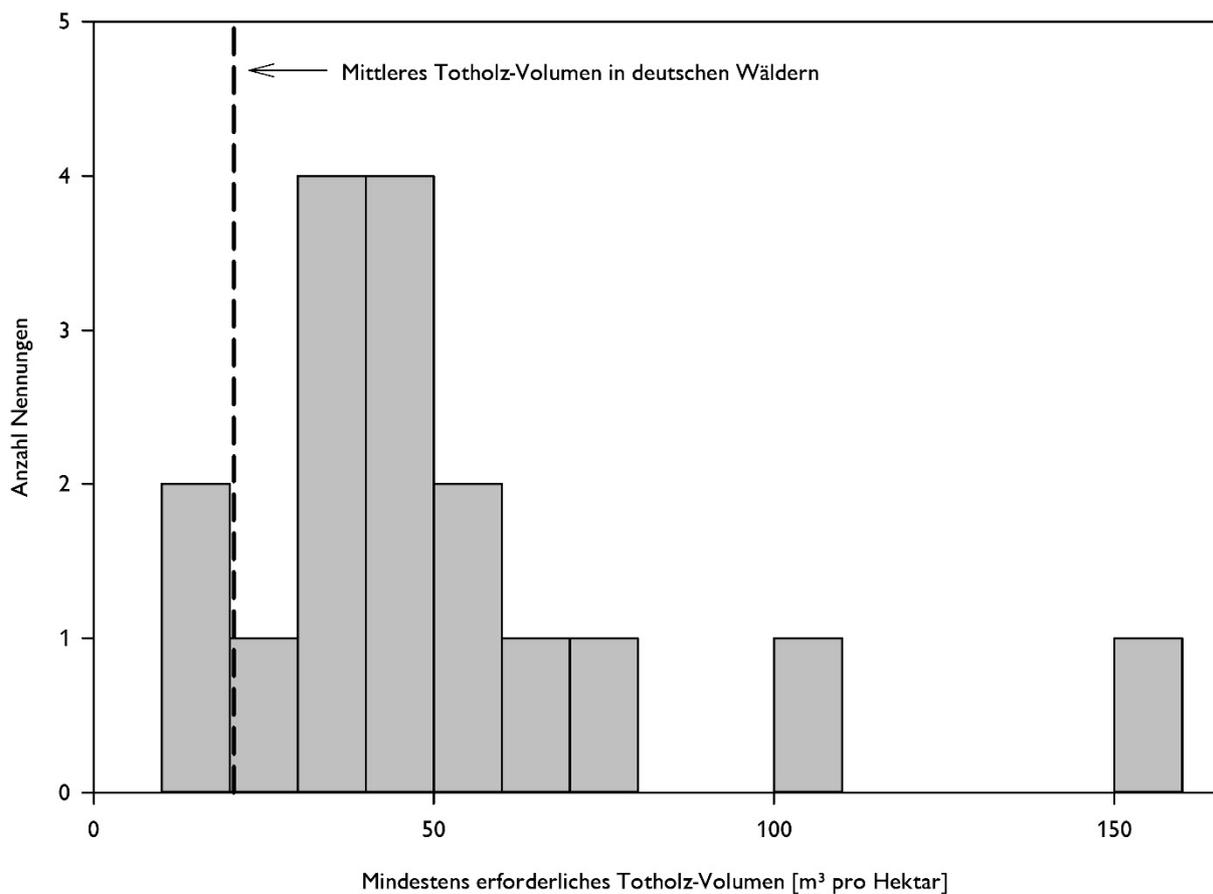


Abb. 17: Schwellenwerte des Totholzvolumens, das für die Existenz verschiedener auf Totholz angewiesener Arten oder Artengemeinschaften in europäischen Buchen-Eichen-Wäldern des Tieflands erforderlich ist. Je höher ein Balken ist, desto häufiger wurde das entsprechende Totholz-Volumen als Schwellenwert in der Literatur genannt. Die vertikale gestrichelte Linie gibt das mittlere Totholz-Volumen in deutschen Wäldern laut Dritter Bundeswaldinventur [172] an. Quelle: verändert nach [170].

Veränderung der Baumartenzusammensetzung und Anlage von Monokulturen

Die Baumartenzusammensetzung hat einen erheblichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften im Wald. Heute dominieren großflächig Monokulturen, die zum Teil aus standortfremden Gehölzen aufgebaut sind (vgl. Kapitel 3.1.2). Die Anlage von Monokulturen sowie die einseitige Förderung bestimmter Baumarten haben weitreichende Konsequenzen für die Vielfalt an Insekten. Dies gilt vor allem für die Umwandlung von Laubwäldern in standortfremde Nadelwälder, was als bedeutendes Gefährdungsrisiko für viele Schmetterlings- und Käferarten angegeben wird [38, 169]. Durch die Anlage von Monokulturen bzw. die einseitige Förderung bestimmter Baumarten kommt es einerseits zu einem Rückgang an Nahrungsressourcen. Dies betrifft zum Beispiel Schmetterlingsarten, die an bestimmte Baumarten gebunden sind [169]. Andererseits bewirken die Anlage von Monokulturen und die einseitige Förderung bestimmter Baumarten einen Verlust der Habitatvielfalt [169], was einen Rückgang der Insektendiversität nach sich zieht. Beispielsweise konnte in baumartenreicheren Buchenwäldern eine deutlich höhere Vielfalt an Käferarten nachgewiesen werden als in Buchenreinbeständen [173].

4.2.3 Fragmentierung von Waldlebensräumen

Die Fragmentierung von Waldlebensräumen wird unter anderem für Schmetterlinge und insbesondere für ausbreitungsschwache waldbewohnende Käferarten bzw. für Laufkäfer generell als bedeutendes Gefährdungsrisiko angesehen [137, 169, 171]. Die Fragmentierung von Lebensräumen trägt dazu bei, dass der genetische Austausch mit anderen Populationen eingeschränkt wird. Außerdem können die Arten infolge der Isolation nur begrenzt auf Umweltveränderungen reagieren und geeignete Habitate oftmals nicht besiedeln (vgl. Kapitel 3.1.3). Charakteristisch für kleine Habitate ist auch die verstärkte Einwanderung von Arten angrenzender Lebensräume, wodurch veränderte Artenzusammensetzungen gefördert werden [137]. Inwiefern die Fragmentierung allerdings tatsächlich zum Rückgang von Waldinsekten beigetragen hat, ist noch weitgehend unbekannt.

4.2.4 Stickstoffdeposition

Atmosphärische Stickstoffdeposition führt nicht nur im Agrarland, sondern auch im Wald zu erheblichen Habitatveränderungen [31, 174]. Besonders ausgeprägt zeigt sich dies dort, wo die Depositionsraten besonders hoch sind, also vor allem in Nordwestdeutschland (vgl. Kapitel 3.3). Zusammen mit dem nicht mehr stattfindenden Nährstoffentzug durch Waldweide, Streuentnahme und andere heute nicht mehr praktizierte Formen der Waldnutzung, führt die atmosphärische Stickstoffdeposition zu teils massiven Veränderungen der Waldboden-Vegetation [31]. Einige wenige stickstoffliebende Gräser, Kräuter oder gar Gehölze (Brombeeren und andere Arten der Gattung *Rubus*) verdrängen die artenreichere Flora nährstoffarmer Waldböden. Dies könnte zum regionalen Aussterben waldbewohnender Insekten wie dem Gelbringfalter (*Lopinga achine*), die auf konkurrenzschwache Pflanzenarten als Nahrung angewiesen sind, beigetragen haben [41, 175].

4.2.5 Sonstige Rückgangsursachen

Neben forstlichen Eingriffen in den Baumbestand und atmosphärischer Stickstoffdeposition werden weitere Gefährdungsursachen für Schmetterlinge genannt wie etwa forstliche Meliorationsmaßnahmen (gezielte Drainage feuchter Waldgebiete oder die Befestigung von Waldwegen), Randeffekte durch an Wäldern angrenzende Landwirtschaft oder Strukturveränderungen durch erhöhte Wilddichten infolge von Hegemaßnahmen [169]. Diese Faktoren dürften aber aufgrund ihrer oftmals kleinräumigen Wirkung nur auf lokaler Ebene zu Bestandrückgängen geführt haben.

Weitgehend unbekannt sind Auswirkungen des Klimawandels oder invasiver Arten auf die Insektendiversität im Wald. Der Klimawandel wird lediglich als potentielle Gefährdungsursache für waldbewohnende Schmetterlinge genannt [169]. Tatsächlich liegen bereits Untersuchungen vor, die nachweisen, dass sich die Pflanzenartengemeinschaften im Zuge des Klimawandels im Wald verändern [176]. Ob und wie sich dies auf die Insektenartenvielfalt bereits ausgewirkt hat, ist allerdings noch weitgehend unbekannt.

4.3 Siedlungen

4.3.1 Urbanisierung

Die Zunahme der Urbanisierung ist ein zentrales Merkmal des rezenten Landnutzungswandels (vgl. Kapitel 3.1.1). Die damit verbundene Ausweitung der Siedlungs- und Verkehrsfläche trägt zur Zerstörung und Fragmentierung von Insekten-Lebensräumen bei. Folglich wird die zunehmende Urbanisierung für viele Insekten als Gefährdungsrisiko bzw. Rückgangsursache angesehen [24, 36, 44, 60, 115, 134, 177]. Besonders negativ betroffen von einer zunehmenden Urbanisierung dürften vor allem Arten sein, die auf störungsarme naturnahe Lebensräume angewiesen sind. Genaue Belege, wie hoch die Bedeutung der Verstädterung für den Rückgang solcher Arten ist, gibt es allerdings nicht.

4.3.2 Grünflächenmanagement und Gartengestaltung

Die Problematik des Verlustes, der Fragmentierung und Degradation von Habitaten, die die zunehmende Urbanisierung mit sich bringt, kommt nicht nur auf der Landschaftsebene, sondern auch innerhalb der Siedlungsbereiche zum Tragen. Wie im Agrarland wirkt sich eine intensive Grünflächenunterhaltung mit häufiger Mahd und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln negativ auf Insekten aus [115, 177]. Beispielsweise zeigten Untersuchungen zu Heuschrecken auf städtischen Grünflächen in Tübingen, dass eine Extensivierung der Nutzung mit einer einmaligen späten Mahd positive Effekte auf die Heuschreckenabundanz und -diversität hat im Vergleich zu einer intensiven Nutzung mit einer Mulchmahd im Abstand von drei bis vier Wochen [178]. Genaue Belege, ob und wie weit Nutzungsänderungen in städtischen Grünflächen (v. a. Parkanlagen, Straßenränder) zum Rückgang von Insekten beigetragen haben, gibt es allerdings nicht. Das gleiche trifft auch auf die Umwandlung von Nutzgärten in Ziergärten zu.

Ein vieldiskutiertes Phänomen ist das Massensterben von Hummeln in Städten, das immer wieder im Spätsommer an der nicht-heimischen Silberlinde (*Tilia tomentosa*) zu beobachten ist [179]. Lange Zeit wurden toxische Effekte des Nektars oder des Pollens als Hauptursache dieser Mas-

sensterben angesehen. Nach dem gegenwärtigen Stand der Forschung können diese aber weitgehend ausgeschlossen werden [179]. Das Phänomen dürfte in erster Linie dadurch verursacht sein, dass im Spätsommer allgemeiner Nahrungsmangel herrscht, da dann andere Lindenarten und weitere wichtige Nektarpflanzen das Ende ihrer Blühperiode erreicht haben, während die Silberlinden noch blühen. Hummeln und Bienen konzentrieren sich bei der Nektarsuche dann auf die noch vorhandenen Nektarquellen, darunter die Silberlinden, wo sie miteinander um die schwindenden Ressourcen konkurrieren und schließlich verhungern. Die experimentelle Überprüfung dieser Hypothese steht aber noch aus. Als weitere Ursache diskutiert werden Duftstoffe der Blüten und das im Linden-Nektar enthaltene Koffein, die das Verhalten der Hummeln beeinflussen und zu einer übermäßigen Fixierung der nektarsammelnden Individuen auf Lindeblüten führen könnten.

4.3.3 Habitatvielfalt von Städten

Auch wenn die zunehmende Urbanisierung ein Gefährdungsrisiko für viele Insektenarten darstellt, zeichnen sich Städte und Siedlungen durch das Vorkommen eigener Lebensräume (z. B. Regenrückhaltebecken, Straßenränder) aus, was sich positiv auf die Diversität bestimmter Insektengruppen auswirken kann [177, 180]. Vor allem im Vergleich zum intensiv genutzten Agrarland beherbergen Städte oftmals eine deutlich höhere Habitatvielfalt und sind zudem durch eine höhere Zahl unproduktiver Biotope wie etwa Industriebrachen und linearer Habitatelemente wie Bahnlinien, die zur Vernetzung von Lebensräumen beitragen, gekennzeichnet [44]. Aufgrund der sowohl negativen als auch positiven Effekte von Siedlungsbereichen ist es schwierig, die Bedeutung der Verstädterung als Rückgangsursache von Insekten zu quantifizieren.

Eine Metaanalyse der die Artenvielfalt von Stadthabitaten bestimmenden Parameter zeigte, dass Habitatqualität, -größe und -isolation auch im Siedlungsbereich Schlüsselfaktoren sind [181]. Als wichtigster dieser drei Faktoren wurde die Größe naturnah gestalteter Bereiche identifiziert. Für die Erhaltung von Arten mit großem Flächenanspruch und solchen, die nicht als ausgesprochene Kulturfolger gelten können, scheint eine Habitatgröße von etwa 50 ha erforderlich zu sein. Für die Artenvielfalt von Stadthabitaten ähnlich wichtig wie die Habitatgröße ist die Vernetzung der Habitate durch Korridore. In Bezug auf Habitatqualität ist ein reichhaltiges Angebot unterschiedlicher Vegetationsstrukturen besonders bedeutsam.

4.3.4 Künstliche Beleuchtung

Neben der Problematik des Verlustes, der Fragmentierung und Degradation von Habitaten, die sowohl in Siedlungen als auch in anderen Landschaftstypen eine wichtige Rolle spielt, gibt es im Bereich von Siedlungen und Verkehrswegen Faktoren, die im Wesentlichen nur hier auftreten und ebenfalls als potentielle Gefährdungen für Insekten angesehen werden. Hierzu gehört die künstliche nächtliche Beleuchtung, die in weiten Teilen Deutschlands auf einer immer größeren Fläche zunimmt [182]. Es ist noch nicht genau untersucht, wie künstliche Lichtquellen die Bestände von Insekten beeinflussen. Es gibt allerdings diverse Studien, die belegen, dass von künstlichen Lichtquellen eine erhebliche Anlockwirkung auf Insekten ausgeht [57, 183, 184]. Dabei ist die Anlockung von verschiedenen Faktoren abhängig wie der Art der Lichtquelle (v. a. Lichtspektrum) und anderen abiotischen Einflussgrößen wie den klimatischen Bedingungen oder der Mondphase [57, 183–185]. Auch wenn nicht genau belegt ist, wie sich künstliche Lichtquellen auf den Insektenbestand

auswirken, wird davon ausgegangen, dass die Anlockung durch künstliche Lichtquellen aufgrund der folgenden Faktoren eine Gefährdung für Insekten darstellt [57, 58]:

- Verletzung oder Tötung von Individuen durch Aufprall an die Leuchtgehäuse (v. a. bei größeren Insekten),
- Verletzung oder Tötung von Individuen durch Hitzewirkung (v. a. bei kleinen Insekten),
- Fallenwirkung des Lampengehäuses,
- Erhöhung des Prädationsrisikos,
- Erhöhung des Risikos, durch Tritt oder Straßenverkehr beschädigt zu werden,
- erhöhter Energieverlust durch gesteigerte Flugaktivität und künstlich verlängerte Aktivitätszeiten,
- Herauslockung von Insekten aus ihren Herkunftsbiotopen, so dass das Auffinden von Reproduktionshabitaten, Nahrungspflanzen oder Geschlechtspartnern unterbunden wird, und
- Störung der nächtlichen zeitlichen Synchronisation (z. B. zur Paarfindung und Nahrungsaufnahme).

Generell wird nicht davon ausgegangen, dass die künstliche Beleuchtung zu erheblichen Bestandsverlusten von Insekten beiträgt [58]. Vor allem für Arten mit einer hohen Populationsdichte, die sich infolge hoher Reproduktion schnell von Beeinträchtigungen erholen können, dürfte die Anlockung durch Licht nur eine geringe Gefahr darstellen. Demgegenüber wird das Gefährdungsrisiko durch Lichtemission für Arten mit geringerer Populationsdichte und einer geringen Reproduktionsrate (K-Strategen) als höher angesehen [57, 183]. Ein erhöhtes Gefährdungsrisiko besteht vor allem dann, wenn Arten standorttreu bzw. wenig mobil sind und nur noch in isolierten Populationen vorkommen und somit höhere Verluste schwieriger kompensieren können [57]. Des Weiteren sind Arten stärker gefährdet, die generell besonders stark von Licht angezogen werden, bei denen ein hoher Weibchenanteil angelockt wird oder die als Imago nur kurze Zeit leben [58]. Eine neuere Untersuchung aus England zeigt außerdem, dass sich künstliche Lichtquellen nachhaltig auf Invertebratengemeinschaften auswirken. Unterhalb von Straßenbeleuchtungen herrschten deutlich andere Invertebratengemeinschaften vor als in benachbarten unbeleuchteten Bereichen, da bestimmte Artengruppen höhere Abundanzen an den Straßenleuchten aufwiesen [186]. Hier waren vor allem räuberische und aasfressende Arten stärker vertreten. Dieser Effekt konnte auch tagsüber nachgewiesen werden. Somit ist davon ausgehen, dass Straßenleuchten dazu beitragen, Artengemeinschaften zu verändern und hierdurch das Potential haben, zum Rückgang bestimmter Arten beizutragen.

4.3.5 Verkehr

Bislang gibt es nur wenige Untersuchungen zu den Auswirkungen von Straßen und Straßenverkehr auf Insekten. Zwei Reviews kommen zu dem Schluss, dass sich Verkehrswege in vielfältiger Weise auf Insekten auswirken [60, 177]. Negative Effekte können beispielsweise durch die Zerschneidung von Lebensräumen oder durch den Eintrag von Schadstoffen im Straßenrandbereich hervorgerufen werden [60, 177]. Ein Gefährdungsrisiko für Insekten besteht auch in der direkten Schädigung von Individuen durch Verkehr [60]. Genaue Erkenntnisse darüber, wie sich der Straßenverkehr direkt auf Insektenbestände auswirkt, gibt es bislang kaum. Für Tagfalter-Populationen, die an

Straßen angrenzende Habitate besiedeln, wurde jedoch bereits ermittelt, dass ca. 7 % der Individuen dem Straßenverkehr zum Opfer fallen [187]. Weitere Erkenntnisse liefert eine Studie aus Kanada [59]. Auf einem zwei Kilometer langen Straßenabschnitt wurden alle vom Verkehr getöteten Insekten dokumentiert. Auf der Grundlage der Anzahl der Verkehrsoffer der drei am häufigsten vom Straßenverkehr erfassten Insektenordnungen (Zweiflügler [Diptera], Hautflügler [Hymenoptera], Schmetterlinge [Lepidoptera]) wurde hochgerechnet, dass in ganz Nordamerika jährlich wahrscheinlich viele Milliarden Individuen durch den Straßenverkehr getötet werden. Die Hochrechnung verdeutlicht, dass der Straßenverkehr eine potentielle Gefahr für Insekten darstellt. Allerdings sind weitere Untersuchungen erforderlich, um die Bedeutung des Straßenverkehrs für den Rückgang der Insekten genauer beurteilen zu können [59].

Glossar

Soweit nicht anders angegeben, basieren die Definitionen in diesem Glossar auf dem *Wörterbuch der Ökologie* von M. Schaefer in der 5. Auflage von 2012 (Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg).

Abundanz

Die Anzahl von Individuen in Bezug auf eine Flächen- oder Raumeinheit.

Anthropozän

Eine zuerst von Crutzen (2002) vorgeschlagene neue geologische Epoche, die durch eine tiefgreifende Veränderung aller wichtigen natürlichen Systeme durch den Menschen gekennzeichnet ist. Als geeignetster Zeitpunkt für den Beginn des Anthropozäns wird derzeit die Mitte des 20. Jahrhunderts angesehen, da seitdem die Rate der anthropogenen Umweltveränderungen (u. a. Erhöhung des CO₂-Gehalts der Atmosphäre, weltweite Intensivierung der Landwirtschaft, massenhaftes Aussterben von Pflanzen- und Tierarten, Produktion radioaktiven Fallouts durch Atombomben-Explosionen) im Vergleich zu den vorhergehenden Jahrzehnten und Jahrhunderten stark angestiegen ist (Zalasiewicz et al. 2015).

Areal

Das Verbreitungsgebiet einer Art.

Biodiversität

Die Mannigfaltigkeit der in einem bestimmten geographischen Raum vorkommenden Arten von Lebewesen einschließlich ihrer Unterarten und sonstigen genetischen Variationen.

Biologische Vielfalt

→ Biodiversität

Desynchronisation

Für Organismen ist es wichtig, dass ihr Entwicklungszyklus mit den notwendigen Ressourcen und Umweltbedingungen synchronisiert ist. Beispielsweise ist es für viele Insekten entscheidend, dass sie ihre verschiedenen Lebensphasen in zeitlicher Übereinstimmung mit dem Vorhandensein der jeweils benötigten Nahrung (Pflanzen oder Beutetiere) durchlaufen. Wird diese zeitliche Übereinstimmung zwischen Nahrungsbedarf und -verfügbarkeit regelmäßig (über mehrere Generationen hinweg) durchbrochen, spricht man von Desynchronisation. Häufigste Ursache von Desynchronisationen sind Klimaänderungen, auf die Insekt und Nahrungspflanze bzw. Beutetier unterschiedlich reagieren.

Extensive Nutzung

Eine Art der Nutzung, die geringe bis mittlere Störungsintensitäten mit sich bringt. Beispiele sind Beweidung mit geringer Weidevieh-Dichte, Mahd von Grünland, bei der nur ein bis zwei Schnitte

pro Jahr durchgeführt werden, oder Bewirtschaftung von Äckern ohne Dünge- und Pflanzenschutzmittel.

Fragmentierung

→ Habitatfragmentierung

Fungizid

Chemischer Stoff zum Abtöten von Pilzen. Fungizide zählen zu den Pflanzenschutzmitteln.

Grünlandumbruch

Umwandlung von Grünland (Wiesen und Weiden) in Ackerland (z. B. für den Anbau von Mais oder Raps).

Habitat

Die typische Lebensstätte einer Art. Habitate werden anhand der Vegetation, der vorherrschenden Umweltbedingungen (Klima, Bodeneigenschaften, hydrologische Verhältnisse etc.) und ggf. der Nutzung durch den Menschen charakterisiert.

Habitatdegradation

Verschlechterung der Eignung eines Habitats als Lebensraum einer bestimmten Art (→ Habitatqualität).

Habitatdiversität

Die Mannigfaltigkeit der in einem bestimmten geographischen Raum vorkommenden Habitate. Je höher die Habitatdiversität eines Raumes ist, desto höher ist in der Regel auch seine Biodiversität.

Habitatfragmentierung

Dieser Begriff bezeichnet den Prozess des Zerfalls ehemals großer zusammenhängender Habitate in kleinere, stärker voneinander isolierte Teilflächen, und den aus diesem Prozess resultierenden Zustand. Habitatfragmentierung reduziert in der Regel die Überlebenswahrscheinlichkeit von Insektenpopulationen.

Habitatisolation

Die Abgeschiedenheit der von einer Art besiedelten Habitatfläche in Bezug auf die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Austausch von Individuen mit anderen Populationen derselben Art zustande kommt. Wie stark ein Habitat und die dort lebende Population isoliert ist, wird v. a. durch die folgenden Faktoren bestimmt:

- räumliche Entfernung zu anderen Populationen derselben Art
- Anzahl und Größe der benachbarten Populationen
- Beschaffenheit der umgebenden Landschaft (Wie „durchlässig“ ist sie für wandernde Individuen?).

Habitatqualität

Bezeichnet die Eignung eines Habitats als Lebensraum einer bestimmten Art. Was ein geeignetes Habitat ausmacht, hängt von den ökologischen Ansprüchen der jeweiligen Art ab. Bei der Definition der Qualität eines Habitats müssen alle Lebensstadien einer Art berücksichtigt werden – auch oder gerade die Jugendstadien, also Eier, Larven und Puppen, da diese oft spezifischere Ansprüche haben und weniger mobil sind als die erwachsenen Tiere. Aufgrund zwischenartlicher Unterschiede der ökologischen Ansprüche kann dasselbe Habitat aus der Sicht der einen Art eine hohe Qualität haben, aus der Sicht einer anderen Art jedoch eine niedrige.

Habitatvernetzung

Der „Kehrwert“ von → Habitatisolation. Je geringer die Isolation, desto besser die Vernetzung, und umgekehrt.

Herbizid

Chemisches Mittel zur Unkrautbekämpfung. Herbizide zählen zu den Pflanzenschutzmitteln. Sie können als Totalherbizide oder selektiv gegen bestimmte Pflanzengruppen eingesetzt werden.

Hochwald

Ein hochstämmiger Wald mit mehr oder weniger geschlossenem Kronendach, der durch Naturverjüngung oder Anpflanzung entstanden ist und mit langen Umtriebszeiten genutzt wird.

Insektizid

Wirkstoff, der Insekten abtötet und bei der Schädlingsbekämpfung eingesetzt wird. Insektizide zählen zu den Pflanzenschutzmitteln.

Invasive Art

Eine nichtheimische Art, die sich in neuen Gebieten bzw. Lebensräumen in höherer → Abundanz auf Dauer etabliert hat und in Ausbreitung begriffen ist. Eine nicht-heimische Art bezeichnet eine Art, die durch den Menschen in ein zuvor nicht von dieser Art besiedeltes Gebiet absichtlich eingeführt oder unbeabsichtigt eingeschleppt wurde.

Isolation

→ Habitatisolation

Magerrasen

Wiesen oder Weiden auf besonders nährstoffarmen Böden.

Melioration

Erhöhung der Fruchtbarkeit von landwirtschaftlich genutzten Böden durch Veränderung der hydrologischen Verhältnisse (in Mitteleuropa in der Regel Entwässerung mittels Drainagen) oder auch durch mechanische und biologische Pflegemaßnahmen. Allgemein die Gewinnung von neuem Kulturland (Kultivierung) aus naturnahen Lebensräumen (z. B. Wald, Steppe, Sümpfe, Salzwiesen).

Metapopulation

Ein System von lokalen (Sub-)Populationen einer Art, die geographisch getrennt, aber über Austausch von Individuen miteinander verbunden sind. Metapopulationen finden sich vor allem bei Arten, die eine (in Relation zum mittleren Isolationsgrad der Subpopulationen) mittlere Mobilität aufweisen, sodass die Rate des Individuenaustauschs zwischen den lokalen Populationen mäßig hoch ist. Arten mit Metapopulationen nehmen folglich eine Mittelstellung ein zwischen Arten mit sehr hoher Mobilität, bei denen sich Subpopulationen nicht klar abgrenzen lassen, und Arten mit sehr geringer Mobilität, bei denen zwischen den Populationen überhaupt kein Individuenaustausch stattfindet.

Mittelwald

Wald mit forstlicher Nutzung zwischen → Hochwald und → Niederwald. Bei dieser Nutzungsform werden einzelne Bäume als Überhälter stehen gelassen und dienen der Nutzholzgewinnung, das Unterholz wird hingegen regelmäßig geschlagen und als Brennholz genutzt. Die Mittelwaldwirtschaft ist eine historische Nutzungsform, die heutzutage kaum noch praktiziert wird.

Monitoring

Die kontinuierliche oder regelmäßige Beobachtung und Dokumentation von abiotischen und/oder biotischen Umweltparametern, um schädliche Einwirkungen auf die Umwelt zu erkennen und zu quantifizieren. Es wird unterschieden zwischen einem chemischen Monitoring und einem biologischen Monitoring, bei welchem die Bestandsentwicklung von Monitorarten dokumentiert wird, die als Bioindikatoren Veränderungen der Umwelt anzeigen. Aus Artenschutzsicht bezieht sich der Begriff auch auf die kontinuierliche Bestandskontrolle von (oftmals naturschutzrelevanten) Arten, um langfristige Erkenntnisse über deren Populationsentwicklung zu gewinnen.

Neobiota

Bezeichnet die Gesamtheit von nicht-heimischen Arten, die sich infolge beabsichtigter Einbringung oder unabsichtlicher Verschleppung durch den Menschen in historischer Zeit (nach 1500) in ein zuvor nicht besiedeltes Gebiet ausgebreitet haben. Es wird unterschieden zwischen → Neophyten (nicht-heimische Pflanzen) und → Neozoen (nicht-heimische Tiere). Archäophyten bzw. Archäozoen bezeichnen hingegen Arten, die in prähistorischer oder sehr früher historischer Zeit (vor 1500) durch den Menschen verschleppt wurden. Im Gegensatz zu den Neophyten werden Archäophyten als fester Bestandteil der heimischen Flora angesehen. Hierzu zählen viele Ackerunkräuter wie etwa die Kornblume (*Centaurea cyanus*).

Neophyt

→ Neobiota

Neozoon

→ Neobiota

Niederwald

Der Niederwald ist durch besonders kurze Umtriebszeiten von 10 bis 30 Jahren gekennzeichnet. Die Baumstämme werden über dem Erdboden abgeschlagen, und die im Boden verbleibenden Stümpfe und Wurzeln treiben neu aus („Stockausschlag“ und „Wurzelbrut“). Die Niederwaldwirtschaft ist eine historische Nutzungsform, die heutzutage kaum noch praktiziert wird.

Ökosystemleistung (Ökosystemdienstleistung)

Der Beitrag, den ein Ökosystem zum Nutzen des Menschen leistet. Es werden verschiedene Typen von Ökosystemleistungen unterschieden:

- bereitstellende Leistungen, z. B. Nahrung, Wasser, Holz und Energie
- regulierende Leistungen, z. B. Aufrechterhaltung einer guten Luft- und Wasserqualität, Beeinflussung des Klimas, Schutz vor Erosion, Krankheiten oder Schädlingen
- kulturelle Leistungen wie die Erfüllung geistiger oder religiöser Bedürfnisse und ästhetische Zugänge zur Natur
- unterstützende Leistungen wie Bodenbildung, Photosynthese, Stoffkreisläufe.

Phänologie

In diesem Dokument bezeichnet „Phänologie“ den Zeitpunkt und die Dauer des Auftretens der verschiedenen Lebens- oder Aktivitätsphasen eines Organismus im Laufe eines Jahres.

Prädation

Form einer Wechselwirkung zwischen zwei Arten, bei dem eine Organismenart (Räuber) eine andere (Beute) als Nahrung nutzt. Im Unterschied zum Parasitismus tötet der Räuber seine Beute und benötigt im Regelfall eine Vielzahl von Beuteindividuen für seine Existenz.

Randeffekt

In diesem Dokument bezeichnet „Randeffekt“ schädliche Einflüsse, die aus der Umgebung mehr oder weniger weit in ein Habitat hineinwirken und sich so negativ auf die Habitatqualität in den betroffenen Bereichen auswirken.

saproxylich

auf Totholz angewiesen

Sukzession

Die zeitliche Aufeinanderfolge unterschiedlicher Pflanzen-, Tier- oder Pilzgemeinschaften an einem Standort. In der Regel wird der Begriff im Sinne einer progressiven Sukzession mit zunehmend komplexer strukturierten Artengemeinschaften verwendet; Beispiel: spontane Besiedlung von vegetationsfreien Flächen durch Pionierpflanzen – Verdrängung der Erstbesiedler durch konkurrenzstärkere Arten – Aufkommen von Gehölzen – (Wieder-)Bewaldung. In Ausnahmefällen kann es aber auch zu einer rückwärts gerichteten (regressiven) Sukzession kommen, bei der hochentwickelte Lebensgemeinschaften durch einfacher strukturierte ersetzt werden.

Zerfallsphase

Spätstadium der Waldentwicklung. Ein Wald hat die Zerfallsphase erreicht, wenn ein Großteil der Altbäume infolge von Überalterung oder Störungsereignissen abgestorben ist. Da das Aufwachsen der Verjüngung mit dem Tempo der Auflichtung nicht schritthalten kann, entstehen stark durchbrochene, totholzreiche Bestände mit einigen noch lebenden Uraltbäumen (Scherzinger 1996, Ellenberg & Leuschner 2010).

Literaturverzeichnis (chronologisch)

- 1 Rockström J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., III, Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461 (7263), S. 472–475, <https://doi.org/10.1038/461472a>.
- 2 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 (6187), Article No. 1246752, S. 987, <https://doi.org/10.1126/science.1246752>.
- 3 Crutzen P. J. (2002): Geology of mankind. *Nature* 415 (6867), S. 23–23, <https://doi.org/10.1038/415023a>.
- 4 Steffen W., Crutzen, P. J. & McNeill, J. R. (2007): The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature? *Ambio* 36 (8), S. 614–621, [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:taahno\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:taahno]2.0.co;2).
- 5 Zalasiewicz J., Waters, C. N., Williams, M., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Crutzen, P., Ellis, E., Ellis, M. A., Fairchild, I. J., Grinevald, J., Haff, P. K., Hajdas, I., Leinfelder, R., McNeill, J., Odada, E. O., Poirier, C., Richter, D., Steffen, W., Summerhayes, C., Syvitski, J. P. M., Vidas, D., Wagnreich, M., Wing, S. L., Wolfe, A. P., Zhisheng, A. & Oreskes, N. (2015): When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. *Quaternary International* 383, S. 196–203, <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.11.045>.
- 6 Steffen W., Leinfelder, R., Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Williams, M., Summerhayes, C., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Crutzen, P., Edgeworth, M., Ellis, E. C., Fairchild, I. J., Galuszka, A., Grinevald, J., Haywood, A., do Sul, J. I., Jeandel, C., McNeill, J. R., Odada, E., Oreskes, N., Revkin, A., Richter, D. d. B., Syvitski, J., Vidas, D., Wagnreich, M., Wing, S. L., Wolfe, A. P. & Schellnhuber, H. J. (2016): Stratigraphic and Earth System approaches to defining the Anthropocene. *Earths Future* 4 (8), S. 324–345, <https://doi.org/10.1002/2016ef000379>.
- 7 McCallum M. L. (2015): Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity and Conservation* 24 (10), S. 2497–2519, <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0940-6>.
- 8 Sala O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (5459), S. 1770–1774, <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.
- 9 BfN (Bundesamt für Naturschutz): Daten der Roten Listen. https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/roteliste/Dokumente/Rote_Liste_D.zip (abgerufen 28-Aug-2017).

- 10 LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (o. J.): Einzel-Rote Listen in den Gesamtfassungen der Roten Liste NRW. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/arten/rote_liste/pdf/Einzel-Rote_Listen_in_Gesamtfassungen_RLNRW.pdf (abgerufen 04-Jun-2018).
- 11 Hallmann C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & de Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12 (10), Article No. e0185809, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- 12 Conrad K. F., Fox, R. & Woiwod, I. P. (2007): Monitoring biodiversity: measuring long-term changes in insect abundance. In: Stewart, A. J. A., New, T. R. & Lewis, O. T. (Hrsg.): Insect conservation biology. Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd symposium. Symposia of the Royal Entomological Society of London, Wallingford (UK), S. 203–225.
- 13 Shortall C. R., Moore, A., Smith, E., Hall, M. J., Woiwod, I. P. & Harrington, R. (2009): Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conservation and Diversity* 2 (4), S. 251–260, <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00062.x>.
- 14 Klein A.-M., Vaissière, 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. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences* 274 (1608), S. 303–313, <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>.
- 15 Abrol D. P. (2012): Pollination biology: Biodiversity conservation and agricultural production, Springer-Verlag-Verlag, Dordrecht (Niederlande), 792 Seiten, https://doi.org/10.1007/978-94-007-1942-2_15.
- 16 Biesmeijer J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J. & Kunin, W. E. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313 (5785), S. 351–354, <https://doi.org/10.1126/science.1127863>.
- 17 Speight M. R., Hunter, M. D. & Watt, A. D. (2008): Ecology of insects. Concepts and applications, Verlag Wiley-Blackwell-Verlag, Chichester.
- 18 Gatter W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar, AULA-Verlag-Verlag, Wiebelsheim, 656 Seiten.
- 19 Newton I. (2017): Farming and birds, Verlag William Collins-Verlag, London (UK).
- 20 Hallmann C. A., Foppen, R. P. B., van Turnhout, C. A. M., de Kroon, H. & Jongejans, E. (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511 (7509), S. 341–343, <https://doi.org/10.1038/nature13531>.
- 21 Potts D. (1997): Cereal farming, pesticides and grey partridges. In: Pain, D. J. & Pienkowski, M. W. (Hrsg.): Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation. San Diego, S. 150–177.

- 22 Statistisches Bundesamt (2018): Flächennutzung – Bodenfläche nach Nutzungsarten. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/Flaechennutzung/Tabellen/Bodenflaeche.html> (abgerufen 08-Jun-2018).
- 23 Fartmann T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? In: Fartmann, T. & Hermann, G. (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, Band 68 (3/4), Münster, S. 259–270.
- 24 Fartmann T. (2017): Überleben in fragmentierten Landschaften. Grundlagen für den Schutz der Biodiversität Mitteleuropas in Zeiten des globalen Wandels. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49 (9), S. 277–282.
- 25 Mackey R. L. & Currie, D. J. (2001): The diversity-disturbance relationship: Is it generally strong and peaked? *Ecology* 82 (12), S. 3479–3492, <https://doi.org/10.2307/2680166>.
- 26 Grime J. P. (2001): Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties, 2. Aufl., Verlag John Wiley and Sons, Chichester (UK).
- 27 Grime J. P. (1973): Control of species density in herbaceous vegetation. *Journal of Environmental Management* 1 (2), S. 151–167.
- 28 Grime J. P. (1973): Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242 (5396), S. 344–347, <https://doi.org/10.1038/242344a0>.
- 29 Huston M. (1979): A general hypothesis of species-diversity. *American Naturalist* 113 (1), S. 81–101, <https://doi.org/10.1086/283366>.
- 30 Stoate C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. & Eden, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63 (4), S. 337–365, <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>.
- 31 Ellenberg H. & Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 6. Aufl., Verlag Eugen Ulmer-Verlag, Stuttgart, 1333 Seiten.
- 32 Statista GmbH (2018): Anteil der Ausgaben der privaten Haushalte in Deutschland für Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren an den Konsumausgaben in den Jahren 1850 bis 2017. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/75719/umfrage/ausgaben-fuer-nahrungsmittel-in-deutschland-seit-1900/> (abgerufen 10-Jun-2018).
- 33 Poschod P. (2015): Geschichte der Kulturlandschaft, Verlag Eugen Ulmer-Verlag, Stuttgart (Hohenheim), 320 Seiten.
- 34 Matzdorf B., Reutter, M. & Hübner, C. (2010): Gutachten-Vorstudie Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland) (Abschlussbericht). Institut für Sozioökonomie, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/recht/oekosdienstleist_hnv.pdf (abgerufen 20-Jul-2018).
- 35 Vodka S., Konvička, M. & Cizek, L. (2009): Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation* 13 (5), S. 553–562, <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9202-1>.

- 36 van Swaay C. A. M., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., Lopez Munguira, M., Sasic, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. & Wynhoff, I. (Hrsg.) (2010): European Red List of Butterflies. <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/54b4c48d-f35a-49f8-b24b-29f1e29a1ff8/language-en/format-PDF/source-71142272> (abgerufen 06-Dec-2011).
- 37 Bubova T., Vrabec, V., Kulma, M. & Nowicki, P. (2015): Land management impacts on European butterflies of conservation concern: a review. *Journal of Insect Conservation* 19 (5), S. 805–821, <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9819-9>.
- 38 Seibold S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., Schmidl, J., Thorn, S. & Müller, J. (2015): Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology* 29 (2), S. 382–390, <https://doi.org/10.1111/cobi.12427>.
- 39 Müller-Wille W. (1980): Der Niederwald in Westdeutschland. In: Müller-Wille, W. (Hrsg.): Beiträge zur Forstgeographie in Westfalen. Spieker – Landeskundliche Beiträge und Berichte, Band 27, Münster, S. 7–38.
- 40 Borchert H. (2007): Veränderungen des Waldes in Bayern in den letzten 100 Jahren. *LWF Wissen – Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 58, S. 42–49.
- 41 Streitberger M., Hermann, G., Kraus, W. & Fartmann, T. (2012): Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 269, S. 239–248, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.028>.
- 42 Fartmann T., Müller, C. & Poniatowski, D. (2013): Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biological Conservation* 159, S. 396–404, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.024>.
- 43 Sebek P., Vodka, S., Bogusch, P., Pech, P., Tropek, R., Weiss, M., Zimova, K. & Cizek, L. (2016): Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: the diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management* 380, S. 172–181, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.052>.
- 44 Settele J., Dover, J., Dolek, M. & Konvička, M. (2009): Butterflies of European ecosystems: impact of land use and options for conservation management. In: Settele, J., Shreeve, T., Konvička, M. & Van Dyck, H. (Hrsg.): Ecology of butterflies in Europe. Cambridge (UK), S. 353–370.
- 45 Schulte A. (Hrsg.) (2003): Wald in Nordrhein-Westfalen. Band 1. Aschendorff-Verlag, Münster.
- 46 Schelhaas M. J., Nabuurs, G. J. & Schuck, A. (2003): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9 (11), S. 1620–1633, <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.00684.x>.
- 47 BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2016): Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2012. https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Downloads/BMEL_BWI_Bericht_Ergebnisse_2012_RZ02_web.pdf (abgerufen 12-Jun-2018).

- 48 Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen (2014): Die Wälder Nordrhein-Westfalens im Blick. Ergebnisse der landesweiten Waldinventur 2014. Münster, https://www.wald-und-holz.nrw.de/fileadmin/Presse/Dokumente/Broschuere_WuH_Landeswaldinventur-2014.pdf (abgerufen 12-Jun-2018).
- 49 Suck R., Bushart, M., Hofmann, G. & Schröder, L. (2014): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands, Band III – Erläuterungen, Auswertungen, Anwendungsmöglichkeiten, Vegetationstabellen. *BfN-Skripten*, Band 377.
- 50 Scherzinger W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- 51 Anonymus (2017): Naturwaldreservat HEIDI. <http://homepage.swissonline.ch/uehug/beschrieb/heidi/heidi.htm> (abgerufen 25-Jul-2018).
- 52 Thünen-Institut (o. J.): Dritte Bundeswaldinventur (2012) – Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info> (abgerufen 27-Jul-2018, Auftragskürzel: 77Z1JI_L235of_2012_bi, Archivierungsdatum: 2014-6-10 16:7:59.927, Überschrift: Waldfläche (gemäß Standflächenanteil) [ha] nach Land und Baumaltersklasse, Filter: Jahr=2012).
- 53 Drößler L. & Meyer, P. (2006): Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. *Forstarchiv* 77, S. 155–161.
- 54 Wittig R. (2008): Siedlungsvegetation, Verlag Eugen Ulmer-Verlag, Stuttgart (Hohenheim), 252 Seiten.
- 55 Krieger K. (2016): Vom Sinn und Unsinn der Splitt- und Schottergärten. *Stadt+Grün* 65 (3), S. 23–28.
- 56 NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.) (o. J.): Gärten des Grauens. Steinwüsten erobern die Vorgärten. <https://www.nabu.de/umwelt-und-ressourcen/oekologisch-leben/balkon-und-garten/naturschutz-im-garten/23829.html> (abgerufen 15-Jun-2018).
- 57 Kolligs D. & Mieth, A. (2001): Die Auswirkungen kleinflächiger und großflächiger Lichtquellen auf Insekten. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, Band 67, S. 53–66.
- 58 Schmiedel J. (2001): Auswirkungen künstlicher Beleuchtung auf die Tierwelt – ein Überblick. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, Band 67, S. 19–51.
- 59 Baxter-Gilbert J. H., Riley, J. L., Neufeld, C. J. H., Litzgus, J. D. & Lesbarrères, D. (2015): Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation* 19 (5), S. 1029–1035, <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9808-z>.
- 60 Tamayo Muñoz P., Pascual Torres, F. & González Megías, A. (2015): Effects of roads on insects: a review. *Biodiversity and Conservation* 24 (3), S. 659–682, <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0831-2>.
- 61 Baldock K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Stone, G. N., Vaughan, I. P. & Memmott, J. (2015): Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences* 282 (1803), Article No. 20142849, <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>.

- 62 Finck P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung 2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156.
- 63 Poniatowski D., Stuhldreher, G., Löffler, F. & Fartmann, T. (2018): Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. *Biological Conservation* 225, S. 237–244.
- 64 Fartmann T. & Hermann, G. (2006): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa – von den Anfängen bis heute. In: Fartmann, T. & Hermann, G. (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, Band 68 (3/4), S. 11–57.
- 65 Garcia-Barros E. & Fartmann, T. (2009): Butterfly oviposition: sites, behaviour and modes. In: Settele, J., Shreeve, T., Konvicka, M. & Van Dyck, H. (Hrsg.): Ecology of butterflies in Europe. Cambridge, S. 29–42.
- 66 Wunsch Y., Schirmel, J. & Fartmann, T. (2012): Conservation management of coastal dunes for Orthoptera has to consider oviposition and nymphal preferences. *Journal of Insect Conservation* 16 (4), S. 501–510, <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9436-1>.
- 67 Salz A. & Fartmann, T. (2017): Larval habitat preferences of a threatened butterfly species in heavy-metal grasslands. *Journal of Insect Conservation* 21 (1), S. 129–136, <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9961-7>.
- 68 Dennis R. L. H. (2010): A resource-based habitat view for conservation: butterflies in the British landscape, Verlag Wiley-Blackwell-Verlag, Oxford (UK), 420 Seiten.
- 69 Schtickzelle N. & Baguette, M. (2009): (Meta)population viability analysis: a crystal ball for the conservation of endangered butterflies? In: Settele, J., Shreeve, T., Konvička, M. & Van Dyck, H. (Hrsg.): Ecology of butterflies in Europe. Cambridge (UK), S. 339–352.
- 70 Hanski I. (1998): Metapopulation dynamics. *Nature* 396 (6706), S. 41–49, <https://doi.org/10.1038/23876>.
- 71 Thomas C. D. (2000): Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences* 267 (1439), S. 139–145, <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.0978>.
- 72 Dias P. C. (1996): Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution* 11 (8), S. 326–330, [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10037-9](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10037-9).
- 73 Jonas M., Staeger, T. & Schönwiese, C.-D. (2005): Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen – Schwerpunkt Deutschland. Forschungsbericht 201 41 254, <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2946.pdf> (abgerufen 15-Jun-2018).
- 74 UBA (Umweltbundesamt) (2006): Künftige Klimaänderungen in Deutschland – regionale Projektionen für das 21. Jahrhundert. <http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz/index.htm> (abgerufen 01-Jul-2008).

- 75 Schönwiese C.-D. (2007): Wird das Klima extremer? Definitionen und Befunde von der globalen bis zur regionalen Ebene. In: Zentrum für Umweltforschung der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster (Hrsg.): *Vorträge und Studien*, Band 17, S. 19–32.
- 76 Feehan J., Harley, M. & van Minnen, J. (2009): Climate change in Europe. 1. Impact on terrestrial ecosystems and biodiversity. A review (Reprinted). *Agronomy for Sustainable Development* 29 (3), S. 409–421, <https://doi.org/10.1051/agro:2008066>.
- 77 Behrens M., Fartmann, T. & Hölzel, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen), Düsseldorf.
- 78 Pizzolotto R., Gobbi, M. & Brandmayr, P. (2014): Changes in ground beetle assemblages above and below the treeline of the Dolomites after almost 30 years (1980/2009). *Ecology and Evolution* 4 (8), S. 1284–1294, <https://doi.org/10.1002/ece3.927>.
- 79 Nieto-Sánchez S., Gutiérrez, D. & Wilson, R. J. (2015): Long-term change and spatial variation in butterfly communities over an elevational gradient: driven by climate, buffered by habitat. *Diversity and Distributions* 21 (8), S. 950–961, <https://doi.org/10.1111/ddi.12316>.
- 80 Kerth G., Blüthgen, N., Dittrich, C., Dworschak, K., Fischer, K., Fleischer, T., Heidinger, I., Limberg, J., Obermaier, E., Rödel, M.-O. & Nehring, S. (2015): Anpassungskapazität naturschutzfachlich wichtiger Tierarten an den Klimawandel. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 139.
- 81 Streitberger M., Ackermann, W., Fartmann, T., Kriegel, G., Ruff, A., Balzer, S. & Nehring, S. (2016): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Band 147.
- 82 Potts S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W. E. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6), S. 345–353, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>.
- 83 Potts S. G., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Felicioli, A., Fischer, M., Jokinen, P., Kleijn, D., Klein, A.-M., Kunin, W. E., Neumann, P., Penev, L. D., Petanidou, T., Rasmont, P., Roberts, S. P. M., Smith, H. G., Sørensen, P. B., Steffan-Dewenter, I., Vaissière, B. E., Vilà, M., Vujić, A., Woyciechowski, M., Zobel, M., Settele, J. & Schweiger, O. (2011): Developing European conservation and mitigation tools for pollination services: approaches of the STEP (Status and Trends of European Pollinators) project. *Journal of Apicultural Research* 50 (2), S. 152–164, <https://doi.org/10.3896/ibra.1.50.2.07>.
- 84 Goulson D., Nicholls, E., Botías, C. & Rotheray, E. L. (2015): Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347 (6229), Article No. 1255957, <https://doi.org/10.1126/science.1255957>.
- 85 Potts S. G., Imperatriz-Fonseca, V. L. & Ngo, H. T. (Hrsg.) (2016): The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on

- pollinators, pollination and food production. Bonn (Germany), https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/pdf/individual_chapters_pollination_20170305.pdf.
- 86 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 (7632), S. 220–229, <https://doi.org/10.1038/nature20588>.
- 87 Rabitsch W., Winter, M., Kühn, E., Kühn, I., Götzl, M., Essl, F. & Gruttke, H. (2011): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Fauna in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Band 98.
- 88 Stuhldreher G., Hermann, G. & Fartmann, T. (2014): Cold-adapted species in a warming world – an explorative study on the impact of high winter temperatures on a continental butterfly. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 151 (3), S. 270–279, <https://doi.org/10.1111/eea.12193>.
- 89 Menzel A., Sparks, T. H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Briede, A., Chmielewski, F. M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, A., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatcza, K., Mage, F., Mestre, A., Nordli, O., Penuelas, J., Pirinen, P., Remisova, V., Scheifinger, H., Striz, M., Susnik, A., Van Vliet, A. J. H., Wielgolaski, F.-E., Zach, S. & Züst, A. (2006): European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12 (10), S. 1969–1976, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x>.
- 90 BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2015): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin, http://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/indikatorenbericht_biologische_vielfalt_2014_bf.pdf (abgerufen 03-Jul-2018).
- 91 Roy D. B. & Sparks, T. H. (2000): Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology* 6 (4), S. 407–416, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00322.x>.
- 92 Fartmann T. (2006): Oviposition preferences, adjacency of old woodland and isolation explain the distribution of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) in calcareous grasslands in central Germany. *Annales Zoologici Fennici* 43 (4), S. 335–347.
- 93 Hassall C., Thompson, D. J., French, G. C. & Harvey, I. F. (2007): Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. *Global Change Biology* 13 (5), S. 933–941, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01318.x>.
- 94 Ott J. (2010): Dragonflies and climatic change – recent trends in Germany and Europe. *BioRisk* 5, S. 253–286, <https://doi.org/10.3897/biorisk.5.857>.
- 95 Fartmann T. (2004): Die Schmetterlingsgemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales – Biozönologie von Tagfaltern und Widderchen in einer alten Hudelandschaft. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, Band 66 (1), S. 1–256.
- 96 Van Dyck H., Bonte, D., Puls, R., Gotthard, K. & Maes, D. (2015): The lost generation hypothesis: Could climate change drive ectotherms into a developmental trap? *Oikos* 124 (1), S. 54–61, <https://doi.org/10.1111/oik.02066>.

- 97 Poniatowski D. & Fartmann, T. (2011): Weather-driven changes in population density determine wing dimorphism in a bush-cricket species. *Agriculture Ecosystems & Environment* 145 (1), S. 5–9, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.006>.
- 98 Poniatowski D., Heinze, S. & Fartmann, T. (2012): The role of macropters during range expansion of a wing-dimorphic insect species. *Evolutionary Ecology* 26 (3), S. 759–770, <https://doi.org/10.1007/s10682-011-9534-2>.
- 99 Poniatowski D. & Fartmann, T. (2011): Does wing dimorphism affect mobility in *Metrioptera roeselii* (Orthoptera: Tettigoniidae)? *European Journal of Entomology* 108 (3), S. 409–415, <https://doi.org/10.14411/eje.2011.052>.
- 100 Thomas C. D., Bodsworth, E. J., Wilson, R. J., Simmons, A. D., Davies, Z. G., Musche, M. & Conradt, L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411 (6837), S. 577–581, <https://doi.org/10.1038/35079066>.
- 101 Fartmann T., Dudler, H. & Schulze, W. (2002): Zur Ausbreitung des Kleinen Sonnenröschen-Bläulings *Aricia agestis* ([Denis & Schiffermüller], 1775) in Westfalen (Lep., Lycaenidae) – eine erste Übersicht. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft westfälischer Entomologen* 18 (2), S. 41–48.
- 102 Poniatowski D., Hertenstein, F., Raude, N., Gottbehüt, K., Nickel, H. & Fartmann, T. (2018): The invasion of *Bromus erectus* alters species diversity of vascular plants and leafhoppers in calcareous grasslands. *Insect Conservation and Diversity*, <https://doi.org/10.1111/icad.12302>.
- 103 Anthes N., Fartmann, T. & Hermann, G. (2008): The Duke of Burgundy butterfly and its dukedom: larval niche variation in *Hamearis lucina* across Central Europe. *Journal of Insect Conservation* 12 (1), S. 3–14, <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9084-7>.
- 104 Hickling R., Roy, D. B., Hill, J. K. & Thomas, C. D. (2005): A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology* 11 (3), S. 502–506, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00904.x>.
- 105 Hickling R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R. & Thomas, C. D. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12 (3), S. 450–455, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x>.
- 106 Willigalla C. & Fartmann, T. (2012): Patterns in the diversity of dragonflies (Odonata) in cities across Central Europe. *European Journal of Entomology* 109 (2), S. 235–245, <https://doi.org/10.14411/eje.2012.031>.
- 107 Poniatowski D., Münsch, T., Helbing, F. & Fartmann, T. (eingereicht): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels.
- 108 Wilson R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J. & Monserrat, V. J. (2007): An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology* 13 (9), S. 1873–1887, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01418.x>.
- 109 Kerr J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., Rasmont, P., Schweiger, O., Colla, S. R., Richardson, L. L., Wagner, D. L., Gall, L. F., Sikes, D. S. & Pantoja, A. (2015): Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349 (6244), S. 177–180, <https://doi.org/10.1126/science.aaa7031>.

- 110 Schweiger O., Heikkinen, R. K., Harpke, A., Hickler, T., Klotz, S., Kudrna, O., Kühn, I., Pöyry, J. & Settele, J. (2012): Increasing range mismatching of interacting species under global change is related to their ecological characteristics. *Global Ecology and Biogeography* 21 (1), S. 88–99, <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00607.x>.
- 111 Schweiger O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S. & Kühn, I. (2008): Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology* 89 (12), S. 3472–3479, <https://doi.org/10.1890/07-1748.1>.
- 112 van Asch M. & Visser, M. E. (2007): Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology* 52, S. 37–55, <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091418>.
- 113 Visser M. E. & Holleman, L. J. M. (2001): Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences* 268 (1464), S. 289–294, <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1363>.
- 114 Piessens K., Adriaens, D., Jacquemyn, H. & Honnay, O. (2009): Synergistic effects of an extreme weather event and habitat fragmentation on a specialised insect herbivore. *Oecologia* 159 (1), S. 117–126, <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1204-x>.
- 115 Fox R. (2013): The decline of moths in Great Britain: a review of possible causes. *Insect Conservation and Diversity* 6 (1), S. 5–19, <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00186.x>.
- 116 Devictor V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, Å., Reif, J., Roy, D. B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., Wynhoff, I. & Jiguet, F. (2012): Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2 (2), S. 121–124, <https://doi.org/10.1038/nclimate1347>.
- 117 Hill J. K., Thomas, C. D. & Huntley, B. (1999): Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences* 266 (1425), S. 1197–1206, <https://doi.org/10.1098/rspb.1999.0763>.
- 118 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 (6859), S. 65–69, <https://doi.org/10.1038/35102054>.
- 119 Morecroft M. D., Bealey, C. E., Beaumont, D. A., Benham, S., Brooks, D. R., Burt, T. P., Critchley, C. N. R., Dick, J., Littlewood, N. A., Monteith, D. T., Scott, W. A., Smith, R. I., Walmsey, C. & Watson, H. (2009): The UK Environmental Change Network: emerging trends in the composition of plant and animal communities and the physical environment. *Biological Conservation* 142 (12), S. 2814–2832, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.004>.
- 120 Streitberger M., Jedicke, E. & Fartmann, T. (2016): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Biodiversität in Mittelgebirgen – eine Literaturstudie zu Arten und Lebensräumen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (2), S. 37–45.

- 121 ROBIN WOOD (2016): Stickstoff-Emissionen in Deutschland. <https://www.robin-wood.de/sites/default/files/stickstoff-torte-2016.pdf> (abgerufen 12-Jun-2018).
- 122 UBA (Umweltbundesamt) (2017): Hintergrundbelastungsdaten Stickstoffdeposition. Ergebnisse und Daten des PINE11-Projekts. http://gis.uba.de/Website/depo1/download/Erlaeuterungen_DepoKartendienst_UBA.pdf (abgerufen 12-Jun-2018).
- 123 Nijssen M. E., WallisDeVries, M. F. & Siepel, H. (2017): Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation* 212, S. 423–431, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.022>.
- 124 Stout J. C. & Morales, C. L. (2009): Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie* 40 (3), S. 388–409, <https://doi.org/10.1051/apido/2009023>.
- 125 Vanbergen A. J., Espíndola, A. & Aizen, M. A. (2018): Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nature Ecology & Evolution* 2 (1), S. 16–25, <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0412-3>.
- 126 Nehring S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. *BfN-Skripten*, Band 352, (Germany).
- 127 Nehring S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.) (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. *BfN-Skripten*, Band 409, (Germany).
- 128 Litt A. R., Cord, E. E., Fulbright, T. E. & Schuster, G. L. (2014): Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation Biology* 28 (6), S. 1532–1549, <https://doi.org/10.1111/cobi.12350>.
- 129 Gallien L., Altermatt, F., Wiemers, M., Schweiger, O. & Zimmermann, N. E. (2017): Invasive plants threaten the least mobile butterflies in Switzerland. *Diversity and Distributions* 23 (2), S. 185–195, <https://doi.org/10.1111/ddi.12513>.
- 130 Morón D., Lenda, M., Skórka, P., Szentgyörgyi, H., Settele, J. & Woyciechowski, M. (2009): Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation* 142 (7), S. 1322–1332, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.036>.
- 131 Schweiger O., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P. E., Klotz, S., Kühn, I., Moora, M., Nielsen, A., Ohlemüller, R., Petanidou, T., Potts, S. G., Pyšek, P., Stout, J. C., Sykes, M. T., Tscheulin, T., Vilà, M., Walther, G.-R., Westphal, C., Winter, M., Zobel, M. & Settele, J. (2010): Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews* 85 (4), S. 777–795, <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00125.x>.
- 132 Keeling M. J., Franklin, D. N., Datta, S., Brown, M. A. & Budge, G. E. (2017): Predicting the spread of the Asian hornet (*Vespa velutina*) following its incursion into Great Britain. *Scientific Reports* 7, Article No. 6240, <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06212-0>.

- 133 Monceau K., Bonnard, O. & Thiery, D. (2014): *Vespa velutina*: a new invasive predator of honeybees in Europe. *Journal of Pest Science* 87 (1), S. 1–16, <https://doi.org/10.1007/s10340-013-0537-3>.
- 134 Goulson D., Lye, G. C. & Darvill, B. (2008): Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology* 53, S. 191–208, <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.53.103106.093454>.
- 135 Fürst M. A., McMahon, D. P., Osborne, J. L., Paxton, R. J. & Brown, M. J. F. (2014): Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506 (7488), S. 364–366, <https://doi.org/10.1038/nature12977>.
- 136 Kleinbauer I., Dullinger, S., Klingenstein, F., May, R., Nehring, S. & Essl, F. (2010): Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. *BfN-Skripten*, Band 275.
- 137 Niemelä J. (2001): Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology* 98 (2), S. 127–132, <https://doi.org/10.14411/eje.2001.023>.
- 138 Bianchi F. J. J. A., Booij, C. J. H. & Tscharntke, T. (2006): Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences* 273 (1595), S. 1715–1727, <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>.
- 139 Thomas J. A., Simcox, D. J. & Clarke, R. T. (2009): Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science* 325 (5936), S. 80–83, <https://doi.org/10.1126/science.1175726>.
- 140 Skórka P. & Lenda, M. (2011): Abandoned fields as refuges for butterflies in the agricultural landscapes of Eastern Europe. In: Harris, E. L. & Davies, N. E. (Hrsg.): *Insect habitats: characteristics, diversity and management*. S. 83–103.
- 141 Diacon-Bolli J., Dalang, T., Holderegger, R. & Bürgi, M. (2012): Heterogeneity fosters biodiversity: linking history and ecology of dry calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology* 13 (8), S. 641–653, <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.10.004>.
- 142 Ollerton J., Erenler, H., Edwards, M. & Crockett, R. (2014): Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346 (6215), S. 1360–1362, <https://doi.org/10.1126/science.1257259>.
- 143 Baude M., Kunin, W. E., Boatman, N. D., Conyers, S., Davies, N., Gillespie, M. A. K., Morton, R. D., Smart, S. M. & Memmott, J. (2016): Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature* 530 (7588), S. 85–88, <https://doi.org/10.1038/nature16532>.
- 144 Thomas J. A. (2016): Butterfly communities under threat. *Science* 353 (6296), S. 216–218, <https://doi.org/10.1126/science.aaf8838>.
- 145 Salz A. & Fartmann, T. (2009): Coastal dunes as important strongholds for the survival of the rare Niobe Fritillary (*Argynnis niobe*). *Journal of Insect Conservation* 13 (6), S. 643–654, <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9214-5>.
- 146 Kurze S., Heinken, T. & Fartmann, T. (im Druck): Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species.

- 147 Frampton G. K. & Dorne, J. L. C. M. (2007): The effects on terrestrial invertebrates of reducing pesticide inputs in arable crop edges: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 44 (2), S. 362–373, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01277.x>.
- 148 Schäffer A., Filser, J., Frische, T., Gessner, M., Köck, W., Kratz, W., Liess, M., Nuppenau, E.-A., Ross-Nickoll, M., Schäfer, R. & Scheringer, M. (2018): Der stumme Frühling – zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes. *Leopoldina Diskussion*, Band 16, S. 1–65.
- 149 UBA (Umweltbundesamt) (2017): Grünlandumbruch. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/gruenlandumbruch> (abgerufen 18-Jun-2018).
- 150 Ehlert K., Ehlert, T., Herold, P. & Scharnhözl, R. (2012): Nature-friendly agricultural machinery and mechanical operations. In: Oppermann, R., Beaufoy, G. & Jones, G. (Hrsg.): High nature value farming in Europe. Ubstadt-Weiher, S. 473–483.
- 151 Bobbink R. & Hettelingh, J.-P. (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships : Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, B-WARE Research Centre (KUN), <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680359002.pdf> (abgerufen 01-Feb-2018).
- 152 White T. C. R. (1993): The inadequate environment – Nitrogen and the abundance of animals, Springer-Verlag-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- 153 Brandt T. (2017): Nahrungsmangel in Wiesen: Insektenverluste durch moderne Erntemethoden. *Der Falke Sonderheft* 2017, S. 57–62.
- 154 Lundin O., Rundlöf, M., Smith, H. G., Fries, I. & Bommarco, R. (2015): Neonicotinoid insecticides and their impacts on bees: a systematic review of research approaches and identification of knowledge gaps. *PLOS ONE* 10 (8), Article No. e0136928, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136928>.
- 155 Godfray H. C. J., Blacquière, T., Field, L. M., Hails, R. S., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J. & McLean, A. R. (2015): A restatement of recent advances in the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences* 282 (1818), Article No. 20151821, <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1821>.
- 156 Godfray H. C. J., Blacquière, T., Field, L. M., Hails, R. S., Petrokofsky, G., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J. & McLean, A. R. (2014): A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences* 281 (1786), Article No. 20140558, <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0558>.
- 157 Woodcock B. A., Isaac, N. J. B., 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, Article No. 12459, <https://doi.org/10.1038/ncomms12459>.

- 158 Gill R. J., Ramos-Rodriguez, O. & Raine, N. E. (2012): Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491 (7422), S. 105–108, <https://doi.org/10.1038/nature11585>.
- 159 Whitehorn P. R., O'Connor, S., Wackers, F. L. & Goulson, D. (2012): Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science* 336 (6079), S. 351–352, <https://doi.org/10.1126/science.1215025>.
- 160 Sánchez-Bayo F. (2014): The trouble with neonicotinoids. *Science* 346 (6211), S. 806–807, <https://doi.org/10.1126/science.1259159>.
- 161 Kessler S. C., Tiedeken, E. J., Simcock, K. L., Derveau, S., Mitchell, J., Softley, S., Stout, J. C. & Wright, G. A. (2015): Bees prefer foods containing neonicotinoid pesticides. *Nature* 521 (7550), S. 74–76, <https://doi.org/10.1038/nature14414>.
- 162 Raine N. E. & Gill, R. J. (2015): Tasteless pesticides affect bees in the field. *Nature* 521 (7550), S. 38–40, <https://doi.org/10.1038/nature14391>.
- 163 Rundlöf M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J. & Smith, H. G. (2015): Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521 (7550), S. 77–80, <https://doi.org/10.1038/nature14420>.
- 164 Baron G. L., Jansen, V. A. A., Brown, M. J. F. & Raine, N. E. (2017): Pesticide reduces bumblebee colony initiation and increases probability of population extinction. *Nature Ecology & Evolution* 1 (9), S. 1308–1316, <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0260-1>.
- 165 Grove S. J. (2002): Saproxyl insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33, S. 1–23, <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>.
- 166 Horák J. & Rébl, K. (2013): The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation* 17 (2), S. 307–318, <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9511-2>.
- 167 Helbing F., Blaeser, T. P., Löffler, F. & Fartmann, T. (2014): Response of Orthoptera communities to succession in alluvial pine woodlands. *Journal of Insect Conservation* 18 (2), S. 215–224, <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9632-x>.
- 168 Horák J., Chobot, K. & Horáková, J. (2012): Hanging on by the tips of the tarsi: a review of the plight of the critically endangered saproxyl beetle in European forests. *Journal for Nature Conservation* 20 (2), S. 101–108, <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.09.002>.
- 169 Clarke S. A., Green, D. G., Bourn, N. A. & Hoare, D. J. (2011): Woodland management for butterflies and moths: a best practice guide, Butterfly Conservation-Verlag, 64 Seiten. <http://butterfly-conservation.org/3976/woodland-management-for-butterflies-and-moths.html> (abgerufen 11-Nov-2014).
- 170 Müller J. & Bütler, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129 (6), S. 981–992, <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>.

- 171 Whitehouse N. J. (2006): Holocene British and Irish ancient forest fossil beetle fauna: implications for forest history, biodiversity and faunal colonisation. *Quaternary Science Reviews* 25 (15–16), S. 1755–1789, <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2006.01.010>.
- 172 Thünen-Institut (o. J.): Dritte Bundeswaldinventur (2012) – Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info> (abgerufen 27-Jul-2018, Auftragskürzel: 69Z1JI_L202of_2012_L203, Archivierungsdatum: 2014-5-26 11:47:39.740, Überschrift: Totholzvorrat [m³/ha] nach Land und Baumartengruppe Totholz, Filter: Jahr=2012).
- 173 Sobek S., Steffan-Dewenter, I., Scherber, C. & Tschardtke, T. (2009): Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. *Diversity and Distributions* 15 (4), S. 660–670, <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00570.x>.
- 174 Dirnböck T., Grandin, U., Bernhardt-Römermann, M., Beudert, B., Canullo, R., Forsius, M., Grabner, M.-T., Holmberg, M., Kleemola, S., Lundin, L., Mirtl, M., Neumann, M., Pompei, E., Salemaa, M., Starlinger, F., Staszewski, T. & Uziębło, A. K. (2014): Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biology* 20 (2), S. 429–440, <https://doi.org/10.1111/gcb.12440>.
- 175 Konvička M., Novak, J., Benes, J., Fric, Z., Bradley, J., Keil, P., Hrcek, J., Chobot, K. & Marhoul, P. (2008): The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation* 12 (5), S. 549–560, <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9087-4>.
- 176 De Frenne P., Rodriguez-Sanchez, F., Coomes, D. A., Baeten, L., Verstraeten, G., Vellend, M., Bernhardt-Römermann, M., Brown, C. D., Brunet, J., Cornelis, J., Decocq, G. M., Dierschke, H., Eriksson, O., Gilliam, F. S., Hedl, R., Heinken, T., Hermy, M., Hommel, P., Jenkins, M. A., Kelly, D. L., Kirby, K. J., Mitchell, F. J. G., Naaf, T., Newman, M., Peterken, G., Petrik, P., Schultz, J., Sonnier, G., Van Calster, H., Waller, D. M., Walther, G.-R., White, P. S., Woods, K. D., Wulf, M., Graae, B. J. & Verheyen, K. (2013): Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (46), S. 18561–18565, <https://doi.org/10.1073/pnas.1311190110>.
- 177 Jones E. L. & Leather, S. R. (2012): Invertebrates in urban areas: a review. *European Journal of Entomology* 109 (4), S. 463–478, <https://doi.org/10.14411/eje.2012.060>.
- 178 Hiller D. & Betz, O. (2014): Auswirkungen verschiedener Mahdkonzepte auf die Heuschreckenfauna städtischer Grünflächen – Untersuchungen auf Grünflächen in Tübingen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (8), S. 241–246.
- 179 Koch H. & Stevenson, P. C. (2017): Do linden trees kill bees? Reviewing the causes of bee deaths on silver linden (*Tilia tomentosa*). *Biology Letters* 13 (9), Article No. 20170484, <https://doi.org/10.1098/rsbl.2017.0484>.
- 180 Holtmann L., Juchem, M., Brüggeshemke, J., Möhlmeier, A. & Fartmann, T. (2018): Stormwater ponds promote dragonfly (Odonata) species richness and density in urban areas. *Ecological Engineering* 118, S. 1–11, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.028>.

- 181 Beninde J., Veith, M. & Hochkirch, A. (2015): Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18 (6), S. 581–592, <https://doi.org/10.1111/ele.12427>.
- 182 Kyba C. C., Kuester, T. & Kuechly, H. U. (2017): Changes in outdoor lighting in Germany from 2012–2016. *International Journal of Sustainable Lighting* 19 (2), S. 112–112.
- 183 Kolligs D. (2000): Ökologische Auswirkungen künstlicher Lichtquellen auf nachtaktive Insekten, insbesondere Schmetterlinge (Lepidoptera). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement* 28, S. 1–136.
- 184 Eisenbeis G. (2001): Künstliches Licht und Insekten: eine vergleichende Studie in Rheinhesen. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 67, S. 75–100.
- 185 Eisenbeis G. (2013): Lichtverschmutzung und die Folgen für nachtaktive Insekten. In: Held, M., Hölker, F. & Jessel, B. (Hrsg.): Schutz der Nacht – Lichtverschmutzung, Biodiversität und Nachtlanschaft. *BfN-Skripten*, Band 336.
- 186 Davies T. W., Bennie, J. & Gaston, K. J. (2012): Street lighting changes the composition of invertebrate communities. *Biology Letters* 8 (5), S. 764–767, <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0216>.
- 187 Skórka P., Lenda, M., Moroń, D., Kalarus, K. & Tryjanowski, P. (2013): Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biological Conservation* 159, S. 148–157, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.028>.

Literaturverzeichnis (alphabetisch)

- Abrol D. P. (2012): Pollination biology: Biodiversity conservation and agricultural production, Springer-Verlag-Verlag, Dordrecht (Niederlande), 792 Seiten, https://doi.org/10.1007/978-94-007-1942-2_15.
- Anonymus (2017): Naturwaldreservat HEIDI. <http://homepage.swissonline.ch/uehug/beschrieb/heidi/heidi.htm> (abgerufen 25-Jul-2018).
- Anthes N., Fartmann, T. & Hermann, G. (2008): The Duke of Burgundy butterfly and its dukedom: larval niche variation in *Hamearis lucina* across Central Europe. *Journal of Insect Conservation* 12 (1), S. 3–14, <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9084-7>.
- Baldock K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Stone, G. N., Vaughan, I. P. & Memmott, J. (2015): Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences* 282 (1803), Article No. 20142849, <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>.
- Baron G. L., Jansen, V. A. A., Brown, M. J. F. & Raine, N. E. (2017): Pesticide reduces bumblebee colony initiation and increases probability of population extinction. *Nature Ecology & Evolution* 1 (9), S. 1308–1316, <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0260-1>.
- Baude M., Kunin, W. E., Boatman, N. D., Conyers, S., Davies, N., Gillespie, M. A. K., Morton, R. D., Smart, S. M. & Memmott, J. (2016): Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature* 530 (7588), S. 85–88, <https://doi.org/10.1038/nature16532>.
- Baxter-Gilbert J. H., Riley, J. L., Neufeld, C. J. H., Litzgus, J. D. & Lesbarrères, D. (2015): Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation* 19 (5), S. 1029–1035, <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9808-z>.
- Behrens M., Fartmann, T. & Hölzel, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen), Düsseldorf.
- Beninde J., Veith, M. & Hochkirch, A. (2015): Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18 (6), S. 581–592, <https://doi.org/10.1111/ele.12427>.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz): Daten der Roten Listen. https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/roteliste/Dokumente/Rote_Liste_D.zip (abgerufen 28-Aug-2017).

- Bianchi F. J. J. A., Booij, C. J. H. & Tschardtke, T. (2006): Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273 (1595), S. 1715–1727, <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>.
- Biesmeijer J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J. & Kunin, W. E. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313 (5785), S. 351–354, <https://doi.org/10.1126/science.1127863>.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2016): Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2012. https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MAS-TER/content/Dokumente/Downloads/BMEL_BWI_Bericht_Ergebnisse_2012_RZ02_web.pdf (abgerufen 12-Jun-2018).
- BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2015): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin, http://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/indikatorenbericht_biological_vielfalt_2014_bf.pdf (abgerufen 03-Jul-2018).
- Bobbink R. & Hettelingh, J.-P. (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships : Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, B-WARE Research Centre (KUN), <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680359002.pdf> (abgerufen 01-Feb-2018).
- Borchert H. (2007): Veränderungen des Waldes in Bayern in den letzten 100 Jahren. *LWF Wissen – Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 58, S. 42–49.
- Brandt T. (2017): Nahrungsmangel in Wiesen: Insektenverluste durch moderne Erntemethoden. *Der Falke Sonderheft* 2017, S. 57–62.
- Bubova T., Vrabec, V., Kulma, M. & Nowicki, P. (2015): Land management impacts on European butterflies of conservation concern: a review. *Journal of Insect Conservation* 19 (5), S. 805–821, <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9819-9>.
- Clarke S. A., Green, D. G., Bourn, N. A. & Hoare, D. J. (2011): Woodland management for butterflies and moths: a best practice guide, Butterfly Conservation-Verlag, 64 Seiten. <http://butterfly-conservation.org/3976/woodland-management-for-butterflies-and-moths.html> (abgerufen 11-Nov-2014).
- Conrad K. F., Fox, R. & Woiwod, I. P. (2007): Monitoring biodiversity: measuring long-term changes in insect abundance. In: Stewart, A. J. A., New, T. R. & Lewis, O. T. (Hrsg.): *Insect conservation biology. Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd symposium. Symposia of the Royal Entomological Society of London, Wallingford (UK)*, S. 203–225.
- Crutzen P. J. (2002): Geology of mankind. *Nature* 415 (6867), S. 23–23, <https://doi.org/10.1038/415023a>.

- Davies T. W., Bennie, J. & Gaston, K. J. (2012): Street lighting changes the composition of invertebrate communities. *Biology Letters* 8 (5), S. 764–767, <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0216>.
- De Frenne P., Rodriguez-Sanchez, F., Coomes, D. A., Baeten, L., Verstraeten, G., Vellend, M., Bernhardt-Römermann, M., Brown, C. D., Brunet, J., Cornelis, J., Decocq, G. M., Dierschke, H., Eriksson, O., Gilliam, F. S., Hedl, R., Heinken, T., Hermy, M., Hommel, P., Jenkins, M. A., Kelly, D. L., Kirby, K. J., Mitchell, F. J. G., Naaf, T., Newman, M., Peterken, G., Petrik, P., Schultz, J., Sonnier, G., Van Calster, H., Waller, D. M., Walther, G.-R., White, P. S., Woods, K. D., Wulf, M., Graae, B. J. & Verheyen, K. (2013): Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (46), S. 18561–18565, <https://doi.org/10.1073/pnas.1311190110>.
- Dennis R. L. H. (2010): A resource-based habitat view for conservation: butterflies in the British landscape, Verlag Wiley-Blackwell-Verlag, Oxford (UK), 420 Seiten.
- Devictor V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, Å., Reif, J., Roy, D. B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., Wynhoff, I. & Jiguet, F. (2012): Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2 (2), S. 121–124, <https://doi.org/10.1038/nclimate1347>.
- Diacon-Bolli J., Dalang, T., Holderegger, R. & Bürgi, M. (2012): Heterogeneity fosters biodiversity: linking history and ecology of dry calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology* 13 (8), S. 641–653, <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.10.004>.
- Dias P. C. (1996): Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution* 11 (8), S. 326–330, [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10037-9](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10037-9).
- Dirnböck T., Grandin, U., Bernhardt-Römermann, M., Beudert, B., Canullo, R., Forsius, M., Grabner, M.-T., Holmberg, M., Kleemola, S., Lundin, L., Mirtl, M., Neumann, M., Pompei, E., Salemaa, M., Starlinger, F., Staszewski, T. & Uziębło, A. K. (2014): Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biology* 20 (2), S. 429–440, <https://doi.org/10.1111/gcb.12440>.
- Drößler L. & Meyer, P. (2006): Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. *Forstarchiv* 77, S. 155–161.
- Ehlert K., Ehlert, T., Herold, P. & Scharnhölz, R. (2012): Nature-friendly agricultural machinery and mechanical operations. In: Oppermann, R., Beaufoy, G. & Jones, G. (Hrsg.): High nature value farming in Europe. *Ubstadt-Weiher*, S. 473–483.
- Eisenbeis G. (2001): Künstliches Licht und Insekten: eine vergleichende Studie in Rheinhessen. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 67, S. 75–100.
- Eisenbeis G. (2013): Lichtverschmutzung und die Folgen für nachtaktive Insekten. In: Held, M., Hölker, F. & Jessel, B. (Hrsg.): Schutz der Nacht – Lichtverschmutzung, Biodiversität und Nachtlandschaft. *BfN-Skripten*, Band 336.

- Ellenberg H. & Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 6. Aufl., Verlag Eugen Ulmer-Verlag, Stuttgart, 1333 Seiten.
- Fartmann T. & Hermann, G. (2006): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa – von den Anfängen bis heute. In: Fartmann, T. & Hermann, G. (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, Band 68 (3/4), S. 11–57.
- Fartmann T. (2004): Die Schmetterlingsgemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales – Biozönologie von Tagfaltern und Widderchen in einer alten Hudelandschaft. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, Band 66 (1), S. 1–256.
- Fartmann T. (2006): Oviposition preferences, adjacency of old woodland and isolation explain the distribution of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) in calcareous grasslands in central Germany. *Annales Zoologici Fennici* 43 (4), S. 335–347.
- Fartmann T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? In: Fartmann, T. & Hermann, G. (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, Band 68 (3/4), Münster, S. 259–270.
- Fartmann T. (2017): Überleben in fragmentierten Landschaften. Grundlagen für den Schutz der Biodiversität Mitteleuropas in Zeiten des globalen Wandels. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49 (9), S. 277–282.
- Fartmann T., Dudler, H. & Schulze, W. (2002): Zur Ausbreitung des Kleinen Sonnenröschen-Bläulings *Aricia agestis* ([Denis & Schiffermüller], 1775) in Westfalen (Lep., Lycaenidae) – eine erste Übersicht. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft westfälischer Entomologen* 18 (2), S. 41–48.
- Fartmann T., Müller, C. & Poniowski, D. (2013): Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biological Conservation* 159, S. 396–404, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.024>.
- Feehan J., Harley, M. & van Minnen, J. (2009): Climate change in Europe. 1. Impact on terrestrial ecosystems and biodiversity. A review (Reprinted). *Agronomy for Sustainable Development* 29 (3), S. 409–421, <https://doi.org/10.1051/agro:2008066>.
- Finck P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung 2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156.
- Fox R. (2013): The decline of moths in Great Britain: a review of possible causes. *Insect Conservation and Diversity* 6 (1), S. 5–19, <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00186.x>.
- Frampton G. K. & Dorne, J. L. C. M. (2007): The effects on terrestrial invertebrates of reducing pesticide inputs in arable crop edges: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 44 (2), S. 362–373, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01277.x>.
- Fürst M. A., McMahon, D. P., Osborne, J. L., Paxton, R. J. & Brown, M. J. F. (2014): Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506 (7488), S. 364–366, <https://doi.org/10.1038/nature12977>.

- Gallien L., Altermatt, F., Wiemers, M., Schweiger, O. & Zimmermann, N. E. (2017): Invasive plants threaten the least mobile butterflies in Switzerland. *Diversity and Distributions* 23 (2), S. 185–195, <https://doi.org/10.1111/ddi.12513>.
- Garcia-Barros E. & Fartmann, T. (2009): Butterfly oviposition: sites, behaviour and modes. In: Settele, J., Shreeve, T., Konvicka, M. & Van Dyck, H. (Hrsg.): *Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge, S. 29-42.
- Gatter W. (2000): *Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar*, AULA-Verlag-Verlag, Wiebelsheim, 656 Seiten.
- Gill R. J., Ramos-Rodriguez, O. & Raine, N. E. (2012): Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491 (7422), S. 105–108, <https://doi.org/10.1038/nature11585>.
- Godfray H. C. J., Blacquière, T., Field, L. M., Hails, R. S., Petrokofsky, G., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J. & McLean, A. R. (2014): A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences* 281 (1786), Article No. 20140558, <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0558>.
- Godfray H. C. J., Blacquière, T., Field, L. M., Hails, R. S., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J. & McLean, A. R. (2015): A restatement of recent advances in the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences* 282 (1818), Article No. 20151821, <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1821>.
- Goulson D., Lye, G. C. & Darvill, B. (2008): Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology* 53, S. 191–208, <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.53.103106.093454>.
- Goulson D., Nicholls, E., Botías, C. & Rotheray, E. L. (2015): Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347 (6229), Article No. 1255957, <https://doi.org/10.1126/science.1255957>.
- Grime J. P. (1973): Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242 (5396), S. 344–347, <https://doi.org/10.1038/242344a0>.
- Grime J. P. (1973): Control of species density in herbaceous vegetation. *Journal of Environmental Management* 1 (2), S. 151–167.
- Grime J. P. (2001): *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*, 2. Aufl., Verlag John Wiley and Sons, Chicester (UK).
- Grove S. J. (2002): Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33, S. 1–23, <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>.
- Hallmann C. A., Foppen, R. P. B., van Turnhout, C. A. M., de Kroon, H. & Jongejans, E. (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511 (7509), S. 341–343, <https://doi.org/10.1038/nature13531>.

- Hallmann C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & de Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12 (10), Article No. e0185809, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- Hanski I. (1998): Metapopulation dynamics. *Nature* 396 (6706), S. 41–49, <https://doi.org/10.1038/23876>.
- Hassall C., Thompson, D. J., French, G. C. & Harvey, I. F. (2007): Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. *Global Change Biology* 13 (5), S. 933–941, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01318.x>.
- Helbing F., Blaeser, T. P., Löffler, F. & Fartmann, T. (2014): Response of Orthoptera communities to succession in alluvial pine woodlands. *Journal of Insect Conservation* 18 (2), S. 215–224, <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9632-x>.
- Hickling R., Roy, D. B., Hill, J. K. & Thomas, C. D. (2005): A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology* 11 (3), S. 502–506, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00904.x>.
- Hickling R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R. & Thomas, C. D. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12 (3), S. 450–455, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x>.
- Hill J. K., Thomas, C. D. & Huntley, B. (1999): Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences* 266 (1425), S. 1197–1206, <https://doi.org/10.1098/rspb.1999.0763>.
- Hiller D. & Betz, O. (2014): Auswirkungen verschiedener Mahdkonzepte auf die Heuschreckenfauna städtischer Grünflächen – Untersuchungen auf Grünflächen in Tübingen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (8), S. 241–246.
- Holtmann L., Juchem, M., Brüggeshemke, J., Möhlmeier, A. & Fartmann, T. (2018): Stormwater ponds promote dragonfly (Odonata) species richness and density in urban areas. *Ecological Engineering* 118, S. 1–11, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.028>.
- Horák J. & Rébl, K. (2013): The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation* 17 (2), S. 307–318, <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9511-2>.
- Horák J., Chobot, K. & Horáková, J. (2012): Hanging on by the tips of the tarsi: a review of the plight of the critically endangered saproxylic beetle in European forests. *Journal for Nature Conservation* 20 (2), S. 101–108, <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.09.002>.
- Huston M. (1979): A general hypothesis of species-diversity. *American Naturalist* 113 (1), S. 81–101, <https://doi.org/10.1086/283366>.
- Jonas M., Staeger, T. & Schönwiese, C.-D. (2005): Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen – Schwerpunkt Deutschland. Forschungsbericht 201 41 254, <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2946.pdf> (abgerufen 15-Jun-2018).

- Jones E. L. & Leather, S. R. (2012): Invertebrates in urban areas: a review. *European Journal of Entomology* 109 (4), S. 463–478, <https://doi.org/10.14411/eje.2012.060>.
- Keeling M. J., Franklin, D. N., Datta, S., Brown, M. A. & Budge, G. E. (2017): Predicting the spread of the Asian hornet (*Vespa velutina*) following its incursion into Great Britain. *Scientific Reports* 7, Article No. 6240, <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06212-0>.
- Kerr J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., Rasmont, P., Schweiger, O., Colla, S. R., Richardson, L. L., Wagner, D. L., Gall, L. F., Sikes, D. S. & Pantoja, A. (2015): Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349 (6244), S. 177–180, <https://doi.org/10.1126/science.aaa7031>.
- Kerth G., Blüthgen, N., Dittrich, C., Dworschak, K., Fischer, K., Fleischer, T., Heidinger, I., Limberg, J., Obermaier, E., Rödel, M.-O. & Nehring, S. (2015): Anpassungskapazität naturschutzfachlich wichtiger Tierarten an den Klimawandel. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 139.
- Kessler S. C., Tiedeken, E. J., Simcock, K. L., Derveau, S., Mitchell, J., Softley, S., Stout, J. C. & Wright, G. A. (2015): Bees prefer foods containing neonicotinoid pesticides. *Nature* 521 (7550), S. 74–76, <https://doi.org/10.1038/nature14414>.
- Klein A.-M., Vaissière, 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. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences* 274 (1608), S. 303–313, <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>.
- Kleinbauer I., Dullinger, S., Klingenstein, F., May, R., Nehring, S. & Essl, F. (2010): Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. *BfN-Skripten*, Band 275.
- Koch H. & Stevenson, P. C. (2017): Do linden trees kill bees? Reviewing the causes of bee deaths on silver linden (*Tilia tomentosa*). *Biology Letters* 13 (9), Article No. 20170484, <https://doi.org/10.1098/rsbl.2017.0484>.
- Kolligs D. & Mieth, A. (2001): Die Auswirkungen kleinflächiger und großflächiger Lichtquellen auf Insekten. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, Band 67, S. 53–66.
- Kolligs D. (2000): Ökologische Auswirkungen künstlicher Lichtquellen auf nachtaktive Insekten, insbesondere Schmetterlinge (Lepidoptera). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* Supplement 28, S. 1–136.
- Konvička M., Novak, J., Benes, J., Fric, Z., Bradley, J., Keil, P., Hrcek, J., Chobot, K. & Marhoul, P. (2008): The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation* 12 (5), S. 549–560, <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9087-4>.
- Krieger K. (2016): Vom Sinn und Unsinn der Splitt- und Schottergärten. *Stadt+Grün* 65 (3), S. 23–28.
- Kurze S., Heinken, T. & Fartmann, T. (im Druck): Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species.

- Kyba C. C., Kuester, T. & Kuechly, H. U. (2017): Changes in outdoor lighting in Germany from 2012–2016. *International Journal of Sustainable Lighting* 19 (2), S. 112–112.
- Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen (2014): Die Wälder Nordrhein-Westfalens im Blick. Ergebnisse der landesweiten Waldinventur 2014. Münster, https://www.wald-und-holz.nrw.de/fileadmin/Presse/Dokumente/Broschuere_WuH_Landeswaldinventur-2014.pdf (abgerufen 12-Jun-2018).
- LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (o. J.): Einzel-Rote Listen in den Gesamtfassungen der Roten Liste NRW. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/arten/rote_liste/pdf/Einzel-Rote_Listen_in_Gesamtfassungen_RLNRW.pdf (abgerufen 04-Jun-2018).
- Litt A. R., Cord, E. E., Fulbright, T. E. & Schuster, G. L. (2014): Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation Biology* 28 (6), S. 1532–1549, <https://doi.org/10.1111/cobi.12350>.
- Lundin O., Rundlöf, M., Smith, H. G., Fries, I. & Bommarco, R. (2015): Neonicotinoid insecticides and their impacts on bees: a systematic review of research approaches and identification of knowledge gaps. *PLOS ONE* 10 (8), Article No. e0136928, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136928>.
- Mackey R. L. & Currie, D. J. (2001): The diversity-disturbance relationship: Is it generally strong and peaked? *Ecology* 82 (12), S. 3479–3492, <https://doi.org/10.2307/2680166>.
- Matzdorf B., Reutter, M. & Hübner, C. (2010): Gutachten-Vorstudie Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland) (Abschlussbericht). Institut für Sozioökonomie, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/recht/oekosdienstleist_hnv.pdf (abgerufen 20-Jul-2018).
- McCallum M. L. (2015): Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity and Conservation* 24 (10), S. 2497–2519, <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0940-6>.
- Menzel A., Sparks, T. H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Briede, A., Chmielewski, F. M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, A., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatca, K., Mage, F., Mestre, A., Nordli, O., Penuelas, J., Pirinen, P., Remisova, V., Scheifinger, H., Striz, M., Susnik, A., Van Vliet, A. J. H., Wielgolaski, F.-E., Zach, S. & Züst, A. (2006): European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12 (10), S. 1969–1976, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x>.
- Monceau K., Bonnard, O. & Thiery, D. (2014): *Vespa velutina*: a new invasive predator of honeybees in Europe. *Journal of Pest Science* 87 (1), S. 1–16, <https://doi.org/10.1007/s10340-013-0537-3>.
- Morecroft M. D., Bealey, C. E., Beaumont, D. A., Benham, S., Brooks, D. R., Burt, T. P., Critchley, C. N. R., Dick, J., Littlewood, N. A., Monteith, D. T., Scott, W. A., Smith, R. I., Walmsey, C. & Watson, H. (2009): The UK Environmental Change Network: emerging trends in the composition of plant and animal communities and the physical environment. *Biological Conservation* 142 (12), S. 2814–2832, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.004>.

- Moroń D., Lenda, M., Skórka, P., Szentgyörgyi, H., Settele, J. & Woyciechowski, M. (2009): Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation* 142 (7), S. 1322–1332, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.036>.
- Müller J. & Bütler, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129 (6), S. 981–992, <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>.
- Müller-Wille W. (1980): Der Niederwald in Westdeutschland. In: Müller-Wille, W. (Hrsg.): Beiträge zur Forstgeographie in Westfalen. Spieker – Landeskundliche Beiträge und Berichte, Band 27, Münster, S. 7–38.
- NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.) (o. J.): Gärten des Grauens. Steinwüsten erobern die Vorgärten. <https://www.nabu.de/umwelt-und-ressourcen/oekologisch-leben/balkon-und-garten/naturschutz-im-garten/23829.html> (abgerufen 15-Jun-2018).
- Nehring S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. *BfN-Skripten*, Band 352, (Germany).
- Nehring S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.) (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. *BfN-Skripten*, Band 409, (Germany).
- Newton I. (2017): *Farming and birds*, Verlag William Collins-Verlag, London (UK).
- Niemelä J. (2001): Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology* 98 (2), S. 127–132, <https://doi.org/10.14411/eje.2001.023>.
- Nieto-Sánchez S., Gutiérrez, D. & Wilson, R. J. (2015): Long-term change and spatial variation in butterfly communities over an elevational gradient: driven by climate, buffered by habitat. *Diversity and Distributions* 21 (8), S. 950–961, <https://doi.org/10.1111/ddi.12316>.
- Nijssen M. E., WallisDeVries, M. F. & Siepel, H. (2017): Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation* 212, S. 423–431, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.022>.
- Ollerton J., Erenler, H., Edwards, M. & Crockett, R. (2014): Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346 (6215), S. 1360–1362, <https://doi.org/10.1126/science.1257259>.
- Ott J. (2010): Dragonflies and climatic change – recent trends in Germany and Europe. *BioRisk* 5, S. 253–286, <https://doi.org/10.3897/biorisk.5.857>.
- Piessens K., Adriaens, D., Jacquemyn, H. & Honnay, O. (2009): Synergistic effects of an extreme weather event and habitat fragmentation on a specialised insect herbivore. *Oecologia* 159 (1), S. 117–126, <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1204-x>.
- 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 (6187), Article No. 1246752, S. 987, <https://doi.org/10.1126/science.1246752>.
- Pizzolotto R., Gobbi, M. & Brandmayr, P. (2014): Changes in ground beetle assemblages above and below the treeline of the Dolomites after almost 30 years (1980/2009). *Ecology and Evolution* 4 (8), S. 1284–1294, <https://doi.org/10.1002/ece3.927>.
- Poniatowski D. & Fartmann, T. (2011): Does wing dimorphism affect mobility in *Metrioptera roeselii* (Orthoptera: Tettigoniidae)? *European Journal of Entomology* 108 (3), S. 409–415, <https://doi.org/10.14411/eje.2011.052>.
- Poniatowski D. & Fartmann, T. (2011): Weather-driven changes in population density determine wing dimorphism in a bush-cricket species. *Agriculture Ecosystems & Environment* 145 (1), S. 5–9, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.006>.
- Poniatowski D., Heinze, S. & Fartmann, T. (2012): The role of macropters during range expansion of a wing-dimorphic insect species. *Evolutionary Ecology* 26 (3), S. 759–770, <https://doi.org/10.1007/s10682-011-9534-2>.
- Poniatowski D., Hertenstein, F., Raude, N., Gottbehüt, K., Nickel, H. & Fartmann, T. (2018): The invasion of *Bromus erectus* alters species diversity of vascular plants and leafhoppers in calcareous grasslands. *Insect Conservation and Diversity*, <https://doi.org/10.1111/icad.12302>.
- Poniatowski D., Münsch, T., Helbing, F. & Fartmann, T. (eingereicht): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels.
- Poniatowski D., Stuhldreher, G., Löffler, F. & Fartmann, T. (2018): Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. *Biological Conservation* 225, S. 237–244.
- Poschlod P. (2015): Geschichte der Kulturlandschaft, Verlag Eugen Ulmer-Verlag, Stuttgart (Hohenheim), 320 Seiten.
- Potts D. (1997): Cereal farming, pesticides and grey partridges. In: Pain, D. J. & Pienkowski, M. W. (Hrsg.): Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation. San Diego, S. 150–177.
- Potts S. G., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Felicioli, A., Fischer, M., Jokinen, P., Kleijn, D., Klein, A.-M., Kunin, W. E., Neumann, P., Penev, L. D., Petanidou, T., Rasmont, P., Roberts, S. P. M., Smith, H. G., Sørensen, P. B., Steffan-Dewenter, I., Vaissière, B. E., Vilà, M., Vujić, A., Woyciechowski, M., Zobel, M., Settele, J. & Schweiger, O. (2011): Developing European conservation and mitigation tools for pollination services: approaches of the STEP (Status and Trends of European Pollinators) project. *Journal of Apicultural Research* 50 (2), S. 152–164, <https://doi.org/10.3896/ibra.1.50.2.07>.
- Potts S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W. E. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6), S. 345–353, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>.

- Potts S. G., Imperatriz-Fonseca, V. L. & Ngo, H. T. (Hrsg.) (2016): The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Bonn (Germany), https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/pdf/individual_chapters_pollination_20170305.pdf.
- 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 (7632), S. 220–229, <https://doi.org/10.1038/nature20588>.
- Rabitsch W., Winter, M., Kühn, E., Kühn, I., Götzl, M., Essl, F. & Gruttke, H. (2011): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Fauna in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Band 98.
- Raine N. E. & Gill, R. J. (2015): Tasteless pesticides affect bees in the field. *Nature* 521 (7550), S. 38–40, <https://doi.org/10.1038/nature14391>.
- ROBIN WOOD (2016): Stickstoff-Emissionen in Deutschland. <https://www.robinwood.de/sites/default/files/stickstoff-torte-2016.pdf> (abgerufen 12-Jun-2018).
- Rockström J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., III, Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461 (7263), S. 472–475, <https://doi.org/10.1038/461472a>.
- Roy D. B. & Sparks, T. H. (2000): Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology* 6 (4), S. 407–416, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00322.x>.
- Rundlöf M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jons-son, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J. & Smith, H. G. (2015): Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521 (7550), S. 77–80, <https://doi.org/10.1038/nature14420>.
- Sala O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (5459), S. 1770–1774, <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.
- Salz A. & Fartmann, T. (2009): Coastal dunes as important strongholds for the survival of the rare Niobe fritillary (*Argynnis niobe*). *Journal of Insect Conservation* 13 (6), S. 643–654, <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9214-5>.
- Salz A. & Fartmann, T. (2017): Larval habitat preferences of a threatened butterfly species in heavy-metal grasslands. *Journal of Insect Conservation* 21 (1), S. 129–136, <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9961-7>.
- Sánchez-Bayo F. (2014): The trouble with neonicotinoids. *Science* 346 (6211), S. 806–807, <https://doi.org/10.1126/science.1259159>.

- Schäffer A., Filser, J., Frische, T., Gessner, M., Köck, W., Kratz, W., Liess, M., Nuppenau, E.-A., Ross-Nickoll, M., Schäfer, R. & Scheringer, M. (2018): Der stumme Frühling – zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes. *Leopoldina Diskussion*, Band 16, S. 1–65.
- Schelhaas M. J., Nabuurs, G. J. & Schuck, A. (2003): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9 (11), S. 1620–1633, <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.00684.x>.
- Scherzinger W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- Schmiedel J. (2001): Auswirkungen künstlicher Beleuchtung auf die Tierwelt – ein Überblick. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 67, S. 19–51.
- Schönwiese C.-D. (2007): Wird das Klima extremer? Definitionen und Befunde von der globalen bis zur regionalen Ebene. In: Zentrum für Umweltforschung der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster (Hrsg.): *Vorträge und Studien*, Band 17, S. 19–32.
- Schtickzelle N. & Baguette, M. (2009): (Meta)population viability analysis: a crystal ball for the conservation of endangered butterflies? In: Settele, J., Shreeve, T., Konvička, M. & Van Dyck, H. (Hrsg.): *Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge (UK), S. 339–352.
- Schulte A. (Hrsg.) (2003): Wald in Nordrhein-Westfalen. Band 1. Aschendorff-Verlag, Münster.
- Schweiger O., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P. E., Klotz, S., Kühn, I., Moora, M., Nielsen, A., Ohlemüller, R., Petanidou, T., Potts, S. G., Pyšek, P., Stout, J. C., Sykes, M. T., Tscheulin, T., Vilà, M., Walther, G.-R., Westphal, C., Winter, M., Zobel, M. & Settele, J. (2010): Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews* 85 (4), S. 777–795, <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00125.x>.
- Schweiger O., Heikkinen, R. K., Harpke, A., Hickler, T., Klotz, S., Kudrna, O., Kühn, I., Pöyry, J. & Settele, J. (2012): Increasing range mismatching of interacting species under global change is related to their ecological characteristics. *Global Ecology and Biogeography* 21 (1), S. 88–99, <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00607.x>.
- Schweiger O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S. & Kühn, I. (2008): Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology* 89 (12), S. 3472–3479, <https://doi.org/10.1890/07-1748.1>.
- Sebek P., Vodka, S., Bogusch, P., Pech, P., Tropek, R., Weiss, M., Zimova, K. & Cizek, L. (2016): Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: the diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management* 380, S. 172–181, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.052>.
- Seibold S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., Schmidl, J., Thorn, S. & Müller, J. (2015): Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology* 29 (2), S. 382–390, <https://doi.org/10.1111/cobi.12427>.

- Settele J., Dover, J., Dolek, M. & Konvička, M. (2009): Butterflies of European ecosystems: impact of land use and options for conservation management. In: Settele, J., Shreeve, T., Konvička, M. & Van Dyck, H. (Hrsg.): *Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge (UK), S. 353–370.
- Shortall C. R., Moore, A., Smith, E., Hall, M. J., Woiwod, I. P. & Harrington, R. (2009): Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conservation and Diversity* 2 (4), S. 251–260, <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00062.x>.
- Skórka P. & Lenda, M. (2011): Abandoned fields as refuges for butterflies in the agricultural landscapes of Eastern Europe. In: Harris, E. L. & Davies, N. E. (Hrsg.): *Insect habitats: characteristics, diversity and management*. S. 83–103.
- Skórka P., Lenda, M., Moroń, D., Kalarus, K. & Tryjanowski, P. (2013): Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biological Conservation* 159, S. 148–157, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.028>.
- Sobek S., Steffan-Dewenter, I., Scherber, C. & Tscharrntke, T. (2009): Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. *Diversity and Distributions* 15 (4), S. 660–670, <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00570.x>.
- Speight M. R., Hunter, M. D. & Watt, A. D. (2008): *Ecology of insects. Concepts and applications*, Verlag Wiley-Blackwell-Verlag, Chichester.
- Statista GmbH (2018): Anteil der Ausgaben der privaten Haushalte in Deutschland für Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren an den Konsumausgaben in den Jahren 1850 bis 2017. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/75719/umfrage/ausgaben-fuer-nahrungsmittel-in-deutschland-seit-1900/> (abgerufen 10-Jun-2018).
- Statistisches Bundesamt (2018): Flächennutzung – Bodenfläche nach Nutzungsarten. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/Flaechennutzung/Tabellen/Bodenflaeche.html> (abgerufen 08-Jun-2018).
- Steffen W., Crutzen, P. J. & McNeill, J. R. (2007): The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature? *Ambio* 36 (8), S. 614–621, [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:taahno\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:taahno]2.0.co;2).
- Steffen W., Leinfelder, R., Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Williams, M., Summerhayes, C., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Crutzen, P., Edgeworth, M., Ellis, E. C., Fairchild, I. J., Galuszka, A., Grinevald, J., Haywood, A., do Sul, J. I., Jeandel, C., McNeill, J. R., Odada, E., Oreskes, N., Revkin, A., Richter, D. d. B., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Wing, S. L., Wolfe, A. P. & Schellnhuber, H. J. (2016): Stratigraphic and Earth System approaches to defining the Anthropocene. *Earths Future* 4 (8), S. 324–345, <https://doi.org/10.1002/2016ef000379>.
- Stoate C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. & Eden, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63 (4), S. 337–365, <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>.
- Stout J. C. & Morales, C. L. (2009): Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie* 40 (3), S. 388–409, <https://doi.org/10.1051/apido/2009023>.

- Streitberger M., Ackermann, W., Fartmann, T., Kriegel, G., Ruff, A., Balzer, S. & Nehrung, S. (2016): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Band 147.
- Streitberger M., Hermann, G., Kraus, W. & Fartmann, T. (2012): Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 269, S. 239–248, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.028>.
- Streitberger M., Jedicke, E. & Fartmann, T. (2016): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Biodiversität in Mittelgebirgen – eine Literaturstudie zu Arten und Lebensräumen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (2), S. 37–45.
- Stuhldreher G., Hermann, G. & Fartmann, T. (2014): Cold-adapted species in a warming world – an explorative study on the impact of high winter temperatures on a continental butterfly. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 151 (3), S. 270–279, <https://doi.org/10.1111/eea.12193>.
- Suck R., Bushart, M., Hofmann, G. & Schröder, L. (2014): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands, Band III – Erläuterungen, Auswertungen, Anwendungsmöglichkeiten, Vegetationstabellen. *BfN-Skripten*, Band 377.
- Tamayo Muñoz P., Pascual Torres, F. & González Megías, A. (2015): Effects of roads on insects: a review. *Biodiversity and Conservation* 24 (3), S. 659–682, <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0831-2>.
- Thomas C. D. (2000): Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society B–Biological Sciences* 267 (1439), S. 139–145, <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.0978>.
- Thomas C. D., Bodsworth, E. J., Wilson, R. J., Simmons, A. D., Davies, Z. G., Musche, M. & Conradt, L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411 (6837), S. 577–581, <https://doi.org/10.1038/35079066>.
- Thomas J. A. (2016): Butterfly communities under threat. *Science* 353 (6296), S. 216–218, <https://doi.org/10.1126/science.aaf8838>.
- Thomas J. A., Simcox, D. J. & Clarke, R. T. (2009): Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science* 325 (5936), S. 80–83, <https://doi.org/10.1126/science.1175726>.
- Thünen-Institut (o. J.): Dritte Bundeswaldinventur (2012) – Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info> (abgerufen 27-Jul-2018, Auftragskürzel: 77Z1JI_L235of_2012_bi, Archivierungsdatum: 2014-6-10 16:7:59.927, Überschrift: Waldfläche (gemäß Standflächenanteil) [ha] nach Land und Baumaltersklasse, Filter: Jahr=2012).
- Thünen-Institut (o. J.): Dritte Bundeswaldinventur (2012) – Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info> (abgerufen 27-Jul-2018, Auftragskürzel: 69Z1JI_L202of_2012_L203, Archivierungsdatum: 2014-5-26 11:47:39.740, Überschrift: Totholzvorrat [m³/ha] nach Land und Baumartengruppe Totholz, Filter: Jahr=2012).
- UBA (Umweltbundesamt) (2006): Künftige Klimaänderungen in Deutschland – regionale Projektionen für das 21. Jahrhundert. <http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz/index.htm> (abgerufen 01-Jul-2008).

- UBA (Umweltbundesamt) (2017): Grünlandumbruch. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/gruenlandumbruch> (abgerufen 18-Jun-2018).
- UBA (Umweltbundesamt) (2017): Hintergrundbelastungsdaten Stickstoffdeposition. Ergebnisse und Daten des PINETI-Projekts. http://gis.uba.de/Website/depo1/download/Erlaeuterungen_DepoKartendienst_UBA.pdf (abgerufen 12-Jun-2018).
- van Asch M. & Visser, M. E. (2007): Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology* 52, S. 37–55, <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091418>.
- Van Dyck H., Bonte, D., Puls, R., Gotthard, K. & Maes, D. (2015): The lost generation hypothesis: Could climate change drive ectotherms into a developmental trap? *Oikos* 124 (1), S. 54–61, <https://doi.org/10.1111/oik.02066>.
- van Swaay C. A. M., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., Lopez Munguira, M., Sasic, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. & Wynhoff, I. (Hrsg.) (2010): European Red List of Butterflies. <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/54b4c48d-f35a-49f8-b24b-29f1e29a1ff8/language-en/format-PDF/source-71142272> (abgerufen 06-Dec-2011).
- Vanbergen A. J., Espíndola, A. & Aizen, M. A. (2018): Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nature Ecology & Evolution* 2 (1), S. 16–25, <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0412-3>.
- Visser M. E. & Holleman, L. J. M. (2001): Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences* 268 (1464), S. 289–294, <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1363>.
- Vodka S., Konvička, M. & Cizek, L. (2009): Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation* 13 (5), S. 553–562, <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9202-1>.
- 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 (6859), S. 65–69, <https://doi.org/10.1038/35102054>.
- White T. C. R. (1993): The inadequate environment – Nitrogen and the abundance of animals, Springer-Verlag-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Whitehorn P. R., O'Connor, S., Wackers, F. L. & Goulson, D. (2012): Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science* 336 (6079), S. 351–352, <https://doi.org/10.1126/science.1215025>.
- Whitehouse N. J. (2006): Holocene British and Irish ancient forest fossil beetle fauna: implications for forest history, biodiversity and faunal colonisation. *Quaternary Science Reviews* 25 (15–16), S. 1755–1789, <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2006.01.010>.

- Willigalla C. & Fartmann, T. (2012): Patterns in the diversity of dragonflies (Odonata) in cities across Central Europe. *European Journal of Entomology* 109 (2), S. 235–245, <https://doi.org/10.14411/eje.2012.031>.
- Wilson R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J. & Monserrat, V. J. (2007): An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology* 13 (9), S. 1873–1887, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01418.x>.
- Wittig R. (2008): Siedlungsvegetation, Verlag Eugen Ulmer-Verlag, Stuttgart (Hohenheim), 252 Seiten.
- Woodcock B. A., Isaac, N. J. B., 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, Article No. 12459, <https://doi.org/10.1038/ncomms12459>.
- Wünsch Y., Schirmel, J. & Fartmann, T. (2012): Conservation management of coastal dunes for Orthoptera has to consider oviposition and nymphal preferences. *Journal of Insect Conservation* 16 (4), S. 501–510, <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9436-1>.
- Zalasiewicz J., Waters, C. N., Williams, M., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Crutzen, P., Ellis, E., Ellis, M. A., Fairchild, I. J., Grinevald, J., Haff, P. K., Hajdas, I., Leinfelder, R., McNeill, J., Odada, E. O., Poirier, C., Richter, D., Steffen, W., Summerhayes, C., Syvitski, J. P. M., Vidas, D., Wagreich, M., Wing, S. L., Wolfe, A. P., Zhisheng, A. & Oreskes, N. (2015): When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. *Quaternary International* 383, S. 196–203, <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.11.045>.

Universität Osnabrück
Abteilung für Biodiversität & Landschaftsökologie
Barbarastraße 11
49076 Osnabrück
<http://www.fartmann.net>

