

NATUR UND LANDSCHAFT

Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege

94. Jahrgang 2019

Heft

Seiten

DOI:

© 2019 W. Kohlhammer, Stuttgart

Verlag W. Kohlhammer

Kohlhammer

Insektenvielfalt und ökologische Prozesse in Agrar- und Waldlandschaften

Insect diversity and ecological processes in agricultural and forest landscapes

Christoph Scherber, Hannah Reininghaus, Jana Brandmeier, Georg Everwand,
Vesna Gagić, Tabea Greiwe, Urs G. Kormann, Michael Meyer, Stefanie Nagelsdiek,
Verena Rösch, Stephanie Sobek-Swant, Carsten Thies und David Ott

Zusammenfassung

Mehr als 80 % der Fläche Deutschlands wird entweder landwirtschaftlich genutzt oder ist von Wald bedeckt. Daten zur Vielfalt und zum Rückgang von Insekten liegen jedoch bisher vor allem aus Schutzgebieten und extensiv genutzten Bereichen vor. Im vorliegenden Beitrag stellen wir die Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen zur Vielfalt und zu den Ökosystemleistungen von Insekten aus Grünland, Ackerland und Wald vor. Eine hohe Pflanzenartenzahl wirkt sich in allen drei Habitattypen positiv auf Insektenvielfalt und Ökosystemleistungen aus. So zeigte sich auf Ackerflächen, dass vielfältige Fruchtfolgen, eine hohe Kulturpflanzenartenvielfalt und reduzierter Pflanzenschutzmitteleinsatz positive Effekte auf die Insektenvielfalt und wichtige ökologische Prozesse wie die Bestäubung und biologische Schädlingskontrolle haben. Schließlich stellen wir eine innovative Methode vor, mit der Insekten in ganzen Landschaften erfasst und den unterschiedlichen Landnutzungssystemen zugeordnet werden können. Solche Untersuchungsansätze sollten beim Entwurf von Strategien für ein nationales Insektenmonitoring berücksichtigt werden. Eine umfassende Datenbasis auch in land- und forstwirtschaftlichen Systemen wird es ermöglichen, Strategien für den Erhalt der Insektenvielfalt in Landnutzungssystemen zu erstellen.

Insektenvielfalt – Grünland – Ackerland – Wald – Biodiversität

Abstract

More than 80 % of Germany is covered by agricultural land and forests. Yet, data on insect diversity have so far been mostly collected in protected or extensively managed areas. Here, we present studies on the diversity and ecosystem services of insects in grassland, arable land and forest ecosystems. Across all three systems, a high number of plant species had a positive effect on insect diversity and ecosystem services. In agricultural systems, diverse crop rotations, high crop diversity and reduced pesticide inputs had a positive effect on insects and processes such as pollination and biological pest control. Finally, we present a novel method for insect monitoring across entire landscapes, by which insects can be assigned to different land-use classes. Such landscape-wide monitoring approaches should be considered in the context of national insect monitoring strategies. Comprehensive datasets on insect biodiversity, including agricultural and forestry systems, will enable the development of strategies for insect biodiversity conservation in managed systems.

Insect diversity – Grassland – Arable land – Forest – Biodiversity

Manuskripteinreichung: 10. 10. 2018, Annahme: 7. 3. 2019

DOI: 10.17433/6.2019.50153699.245-254

1 Einleitung

Mehr als 60 % aller bekannten Tierarten sind Insekten (Mora et al. 2011; Larsen et al. 2017). In Folge ihrer erstaunlichen Diversität leben sie in mehr verschiedenen Habitaten als alle anderen Organismengruppen. Agrar- und Waldlandschaften sind Lebensräume mit außergewöhnlich artenreichen Insektengesellschaften. So kann ein altes Grünland ein Habitat für mehr als 1 500 Insektenarten sein (Tscharrntke et al. 2009) und auch in Getreide- oder Rapsfeldern können mehrere hundert Arten angetroffen werden. Im Vergleich zu Wäldern ist die Struktur der Vegetation auf Äckern und im Grünland jedoch weniger komplex, sodass die Insektenvielfalt dort reduziert ist. So ist beispielsweise die Streuauflage in Wäldern viel größer und heterogener, was mit artenreicheren Zersetzergesellschaften einhergeht.

Neuere Studien deuten darauf hin, dass Insektenbestände nicht nur lokal zurückgehen (Hallmann et al. 2017), sondern dass es sich hierbei um ein globales Phänomen handeln könnte (Lister, Garcia

2018). Dies hat ein großes Interesse in Wissenschaft, Politik und Öffentlichkeit hervorgerufen. Es wird vermutet, dass der Verlust an Abundanz (Individuenzahl) und Diversität von Insekten kaskadierende Effekte auf Nahrungsnetze hat und wichtige Ökosystemfunktionen gefährdet. Als Ursachen für den Rückgang von Insekten werden Klimaveränderungen, Lichtverschmutzung, invasive Arten, fortschreitende Habitatzerstörung und eine intensive Landwirtschaft vermutet. Doch wie wurde der Verlust von Insekten erfasst und bewertet? Bisherige Befunde stützen sich im Wesentlichen auf die Abundanz einzelner Arten oder taxonomischer Gruppen. Auch beschränken sich aktuelle Studien zum Insektenrückgang häufig auf naturnahe Gebiete (Hallmann et al. 2017).

Während es eine Vielzahl an Studien zum Vorkommen von Insekten in „naturnahen“ terrestrischen Landschaftsbestandteilen wie Kalkmagerrasen oder Streuobstwiesen gibt (Abb. 1 a, S. 246; Kormann et al. 2015), existieren vergleichsweise wenige Untersuchungen aus der intensiv genutzten Agrarlandschaft oder aus landwirtschaftlichen Kulturen. So zeigten beispielsweise Kormann

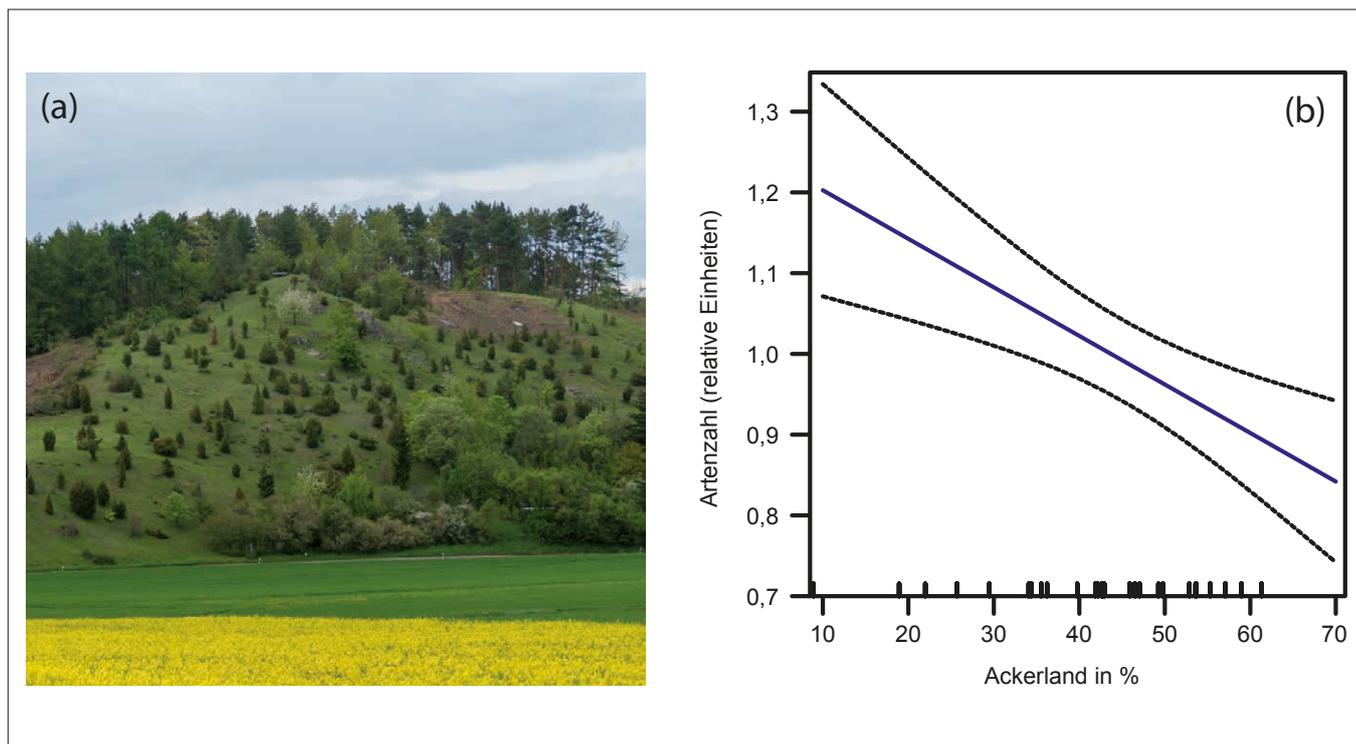


Abb. 1: (a) Naturschutzgebiete liegen oftmals in unmittelbarer Umgebung von Ackerland. FFH-Gebiet „Kalkmagerrasen bei Roßbach“ (FFH-LRT 6212), Werra-Meißner-Kreis, Hessen; (b) Der Ackerlandanteil in einem Kilometer Entfernung zu Magerrasen in Südniedersachsen (N = 30) wirkt sich signifikant negativ auf die Artenzahlen von Pflanzen, Kurzflügelkäfern, Schmetterlingen, Wanzen, Zikaden, Heuschrecken, Schwebfliegen und Spinnen aus (zusammengefasst in relativen Einheiten durch Division durch die mittlere Artenzahl pro Taxon; basierend auf Kormann et al. 2015). (Foto: Christoph Scherber)

Fig. 1: (a) Nature reserves are often located in the immediate vicinity of farmland. “Kalkmagerrasen bei Roßbach” (habitat type 6212), a designated SAC under the EU Habitats Directive, in the Werra-Meißner district, Hesse, Germany; (b) The proportion of arable land one kilometre away from calcareous grasslands in Southern Lower Saxony (N = 30) has a significantly negative effect on species richness of plants, rove beetles, butterflies, true bugs, leafhoppers, grasshoppers, hoverflies and spiders (shown in relative units, scaled by dividing by the taxon-specific mean values; based on Kormann et al. 2015).

et al. (2015), dass die Artenzahl von Insekten in „naturnahen“ Landschaftsbestandteilen deutlich zurückgeht, wenn der Ackeranteil in der Umgebung dieser Lebensräume ansteigt (Abb. 1 b). Dies zeigt, dass die Vielfalt in einem Lebensraum nicht nur durch einen Lebensraumtyp selbst, sondern auch durch die umgebende Landschaft (Landschaftskontext) bestimmt wird. Um ein umfassenderes Wissen über den Insektenrückgang zu erhalten, müssen Untersuchungen in allen repräsentativen Lebensräumen einer Landschaft stattfinden. Obwohl über 80 % der Gesamtfläche Deutschlands von Wald oder landwirtschaftlich genutzten Flächen bedeckt sind (Statistisches Bundesamt 2017 b), fehlen vergleichende Langzeituntersuchungen zur Insektenvielfalt.

Insekten sind an fast allen Prozessen in Ökosystemen direkt oder indirekt beteiligt, wie beispielsweise an der Bestäubung von Pflanzen, an der biologischen Kontrolle von Schädlingen durch natürliche Gegenspieler und an der Streuzersetzung. Während der letzten 20 Jahre (beginnend mit Schulze, Mooney 1994) konnte in zahlreichen Untersuchungen gezeigt werden, dass sich Artenreichtum positiv auf eine Vielzahl von Prozessen in Ökosystemen auswirkt (Abb. 2 a, b; Scherber et al. 2010).

2 Grünland

Grünlandflächen nehmen mit etwa 5 Mio. ha etwa 13 % der Gesamtfläche Deutschlands ein (Statistisches Bundesamt 2017 a); hierzu gehören Wiesen und Weiden sowie Streuobstwiesen. Die Ausprägung der Pflanzen- und Insektengemeinschaften auf Grünland wird durch die entgegenwirkenden Kräfte von Bewirtschaftung (Offenhaltung der Landschaft) und Sukzession (Tendenz

zur Verbuschung bei Nutzungsaufgabe) bestimmt. So steigt die Artenzahl von Pflanzen und Insekten bei einer stillgelegten (nicht mehr genutzten) Wiese zunächst an, nimmt dann aber rasch (nach 10–20 Jahren) wieder ab, wenn Sträucher und Bäume dominant werden. So treten viele spezialisierte Schmetterlinge hauptsächlich auf regelmäßig gemähten Wiesen auf, deren krautige Wirtspflanzen nach einer Mahd durch die geringere Konkurrenz von Gräsern profitieren. Unsere Untersuchungen auf Grünland mit variierender Pflanzenartenvielfalt und Nutzungsintensität während der letzten 15 Jahre zeigten, dass die Insektenvielfalt vor allem von der Vielfalt an Pflanzenarten und der Intensität der Bewirtschaftung abhängt. Dabei wurde Grünland von der Monokultur (mit nur einer Art) bis hin zu Pflanzengemeinschaften mit 60 Arten untersucht (Abb. 2 a; Roscher et al. 2004). Auf mehr als 80 Versuchsflächen (Plots) in einem randomisierten Block-Design auf einer Gesamtfläche von ca. 10 ha wurden Insekten mit standardisierten Methoden gefangen (Scherber et al. 2010). Mit steigender Pflanzenvielfalt nahm die Artenzahl der Insekten (Abb. 2 c, d) zu. Die höhere Pflanzenvielfalt hatte außerdem einen positiven Effekt auf eine Reihe wichtiger ökologischer Prozesse: So stiegen die Anzahl der Blütenbesuche durch Insekten und die Resistenz der Pflanzengemeinschaften gegen die Einwanderung von Unkräutern. Ebenso nahm die biologische Kontrolle Pflanzen fressender Insekten durch ihre natürlichen Gegenspieler zu (Abb. 2 b; Scherber et al. 2010).

In einem weiteren Experiment wurde in N = 72 Plots (Versuchsanlage als Lateinisches Rechteck) auf einer mehr als 100 Jahre alten Grünlandfläche im Solling (Niedersachsen) untersucht, wie sich Mahdfrequenz, Herbizideinsatz und Düngung auf die Biodiversität auswirken (Abb. 3 a, S. 248; Petersen et al. 2011). Dabei zeigte sich, dass häufige Mahd die Artenzahl oberirdisch leb-

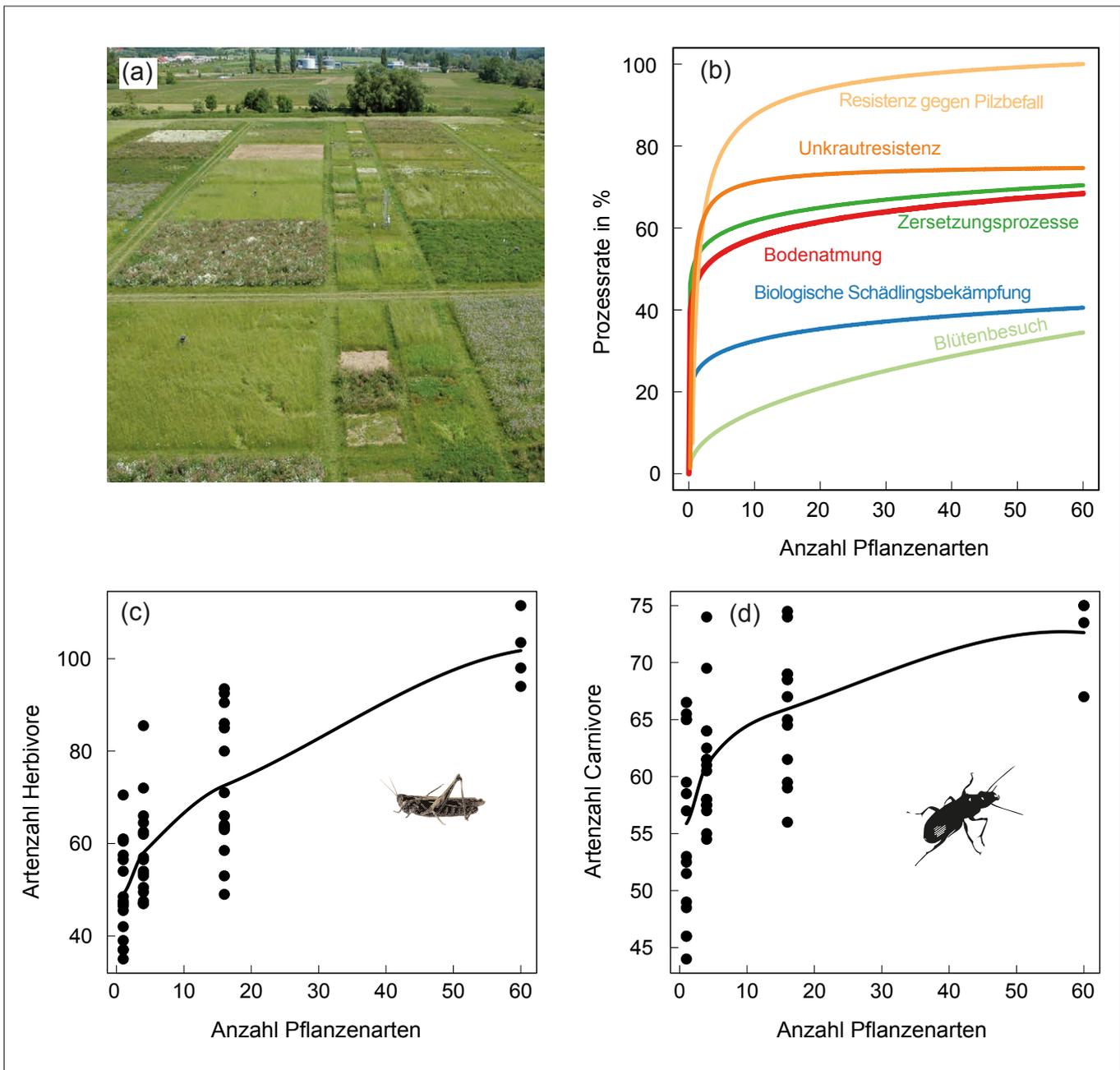


Abb. 2: (a) Versuchsflächen des Jena-Experiments (je 20 m × 20 m; N = 82). Es wurden unterschiedlich viele Pflanzenarten und funktionelle Gruppen angesät, um die Auswirkungen der Pflanzenartenzahl auf andere Taxa und auf Ökosystemprozesse zu messen; (b) Verschiedene Ökosystemprozesse steigen mit zunehmender Pflanzenartenzahl in Form von Sättigungskurven an (nach Scherber et al. 2010); (c) und (d) Je mehr Pflanzenarten eine Fläche enthält, desto mehr herbivore und carnivore Arthropodentaxa werden gefunden (nach Scherber et al. 2010). (Foto: Christoph Scherber, Winfried Voigt, Alexandra Weigelt und The Jena Experiment)

Fig. 2: (a) Experimental sites of the Jena experiment (each 20 m × 20 m; N = 82). Different numbers of plant species and functional groups were sown to measure effects of plant species richness on other taxa and ecosystem processes; (b) Several ecosystem processes exhibited saturating responses to plant species richness (modified from Scherber et al. 2010); (c) and (d) Increasing plant species richness leads to increases in the species richness of herbivorous and carnivorous arthropod taxa (modified from Scherber et al. 2010).

bender Insekten und Spinnen reduzierte (Abb. 3 b, S. 248). Dagegen wirkte sich einmalige NPK-Düngung positiv aus (Abb. 3 c, S. 248). Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass die Landbewirtschaftung einen entscheidenden Effekt auf die Diversität von Arthropoden (Gliederfüßer) haben kann. Die Auswirkungen der Grünlandbewirtschaftung auf Insekten unterscheiden sich zwischen funktionellen und taxonomischen Gruppen, sodass es oft schwierig zu entscheiden ist, welche Managementstrategie für den Schutz der Biodiversität am besten ist. Generell sind positive Korrelationen zwischen dem Insektenartenreichtum und der oberirdischen Biomasse sowie einer komplexen Pflanzenarchitektur in der Literatur gut etabliert;

diese Beziehungen werden durch Bewirtschaftung beeinflusst. Dies ist teilweise ein Ergebnis der Stratifikation (vertikalen Schichtung) von Insektenarten, die unterschiedliche Pflanzenteile während der Vegetationszeit nutzen (Rothenwöhler et al. 2013). So kann eine sehr häufige Mahd bestimmte Gruppen wie Blütenbesucher, Blatt- und Samenfresser, Pflanzensauger und Gallbildner beeinträchtigen, während Wurzelfresser und andere Bodeninvertebraten davon weniger betroffen sind. Eine moderate Schnitt- oder Weidenutzung kann die Populationen von Heuschrecken und stängelbohrenden Zweiflüglern durch eine stärkere Bestockung von Gräsern und eine verbesserte Nahrungsqualität junger Triebe fördern. Die Beweidung

erhöht die Habitatheterogenität zusätzlich durch selektiven Fraß, Verdichtung oder Öffnung des Bodens durch Viehtritt, Urin und Dung. Dadurch wird die Komplexität der Bewirtschaftungseffekte auf Pflanzen- und Insektengesellschaften erhöht. Generell lassen sich die Effekte von Mahd und Beweidung auf Insektengesellschaften in kurzfristige Effekte (vereinfachte Pflanzenarchitektur, Wiederaustrieb junger, nährstoffreicher Pflanzen) und langfristige Effekte (Veränderungen in der Struktur von Pflanzengesellschaften) unterteilen. Diese lokalen Effekte interagieren mit der Struktur der umgebenden Landschaft.

3 Ackerland

Etwa die Hälfte der Gesamtfläche Deutschlands wird landwirtschaftlich genutzt; hierbei ist Ackerland mit etwa 12 Mio. ha die dominierende Landnutzungsform (Statistisches Bundesamt 2017 b). In vielen Agrarlandschaften haben der Einsatz von Mineraldüngern und Pestiziden zu einer Abnahme der lokalen Habitatqualität geführt (Kehoe et al. 2017), während die Umwandlung von Grünland in Ackerland und der Verlust von Strukturen wie Feldrainen und Hecken zu einer Vereinfachung auf Landschaftsebene führten (Tscharnke et al. 2005). Dies geht einher mit Veränderungen in der Verteilung und dem Angebot von Ressourcen und den darauf aufbauenden Nahrungsnetzen.

Batáry et al. (2017) untersuchten entlang der ehemaligen innerdeutschen Grenze Pflanzen, Laufkäfer, Spinnen und Kurzflügelkäfer in Winterweizenfeldern in Abhängigkeit von der Feldgröße und der Lage der Probestelle im Feld. Es zeigte sich, dass die Diversität aller untersuchten Gruppen bei kleinerer Feldgröße und an den Feldrändern höher war als im Zentrum.

In Agrarlandschaften, in denen Ackerbau dominiert, spielt neben der räumlichen auch die zeitliche Dynamik von Insektenpopulationen eine besondere Rolle. Durch die jährliche Ernte und Bodenbearbeitung müssen Äcker von vielen Organismen aus umgebenden Habitaten regelmäßig neu besiedelt werden (Madeira et al. 2016; Madeira et al. 2018). Gleichwohl können Ackerflächen eine hohe Biodiversität hervorbringen, die jedoch sowohl von der Bewirtschaftung innerhalb der Kulturen als auch vom Management und der Struktur der gesamten Agrarlandschaft abhängt (Tscharnke et al. 2012).

Auf lokaler Ebene kann die Vielfalt landwirtschaftlicher Fruchtfolgen für Insekten eine entscheidende Rolle spielen. So zeigten in einem Langzeit-Fruchtfolgeversuch bei Göttingen (Koch et al. 2018; Abb. 4 a) in einer Anlage mit N = 72 Plots (randomisiertes Block-Design) Laufkäfer in Wintererbsen höhere Abundanzen als in Weizen und Mais – und zwar unabhängig von kulturartenspezifischen landwirtschaftlichen Maßnahmen. Auch die Diversität der Fruchtfolge wirkte sich positiv auf die Individuenzahl aus (Abb. 4 b, c). Dabei ist festzustellen, dass die Wirkung der angebauten Feldfrucht (unabhängig von anderen Aspekten wie Pflanzenschutz oder Düngung) wesentlich stärker war als die Diversität der Feldfrüchte. Dies legt den Schluss nahe, dass Fruchtfolgen per se auch in intensiv genutzten Systemen einen Beitrag

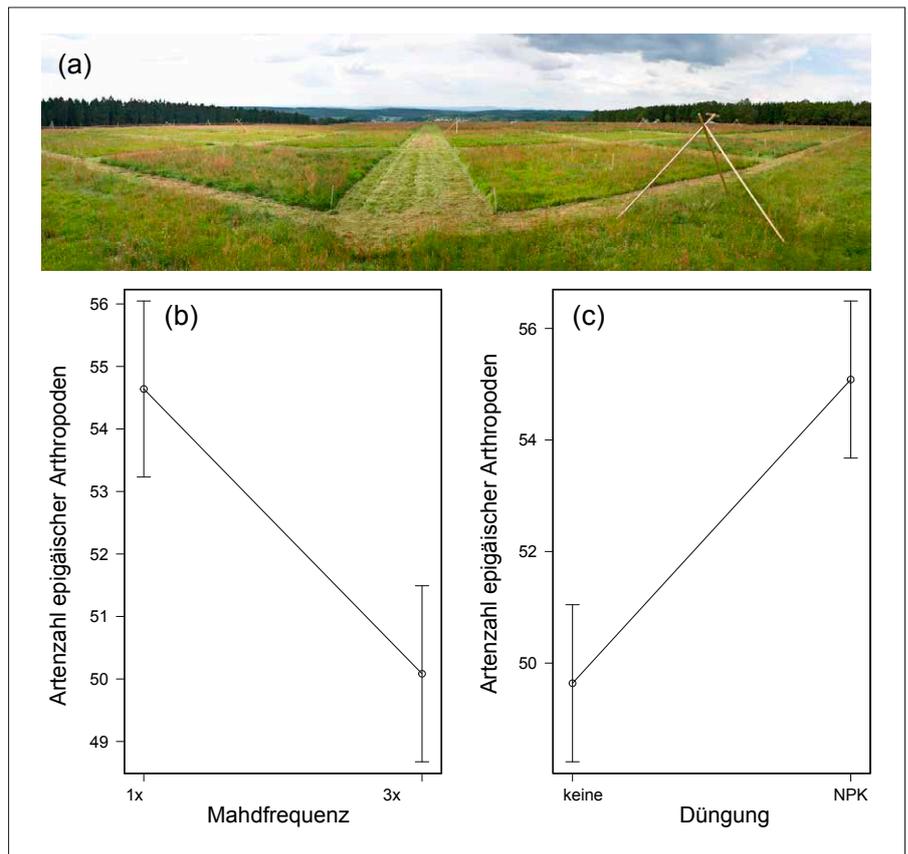


Abb. 3: (a) Grünland-Management-Experiment auf 100 Jahre altem Grünland im Solling (Niedersachsen). Jede einzelne Fläche (N = 72) misst 15 m x 15 m. Unterschiede in der Pflanzenartenzusammensetzung wurden durch Düngung, Mahd und Herbizideinsatz voll randomisiert generiert; (b) und (c) Auswirkungen der Mahdhäufigkeit und der Düngung mit NPK-Dünger auf die Artenzahlen epigäischer Arthropoden. (Foto: Christoph Scherber)

Fig. 3: (a) Grassland management experiment on 100-year-old grassland in the Solling mountains (Lower Saxony, Germany). Plots measure 15 m x 15 m. Differences in plant species composition were generated by randomised combinations of fertilisation, mowing and herbicide application; (b) and (c) Effects of mowing frequency and fertilisation with NPK fertiliser on the species numbers of epigeic arthropods.

zur Biodiversität in Agrarlandschaften leisten können – vorausgesetzt, dass Feldfrüchte eingebunden werden, die den Insekten genügend Nahrung, eine geeignete Habitatstruktur und ein geeignetes Mikroklima bieten.

Daneben kann auch der Anbau von Mischkulturen (z.B. aus Weizen und Ackerbohne) einen Beitrag zur Insektenvielfalt in Agrarlandschaften leisten. Hierzu wurden Parzellenversuche in Münster angelegt (Abb. 5 a, S. 250; Karley et al. 2018), in denen jeweils Monokulturen und Mischkulturen von Getreide und Leguminosen in konventioneller bzw. ökologischer Bewirtschaftung hinsichtlich des Ertrags und der Insektenfauna verglichen wurden. Bestäuber (Wildbienen, Fliegen) waren in ökologisch bewirtschafteten Mischungen (Weizen – Ackerbohne) in größerer Artenzahl vertreten als in konventionellen Monokulturen (nur Weizen) (Abb. 5 a, b, S. 250; siehe auch Lichtenberg et al. 2017). Die Vielfalt an Wildkräutern in den ökologisch bewirtschafteten Flächen wirkte sich zudem positiv auf die Bestäuber-Artenzahl und die Bestäubung der Kulturpflanzen aus, sodass sich indirekt ein negativer Einfluss von Herbiziden auf Insektenzahlen und Bestäubung ableiten lässt.

In einer weiteren Versuchsreihe wurde das Populationswachstum und die Parasitierungsrate von Blattläusen in Weizenfeldern in fünf europäischen Regionen untersucht; hierzu wurden verschiedene funktionelle Gruppen von Arthropoden mit Hilfe von Käfigen ausgeschlossen und die Populationsgröße der Blattläuse gemessen (Abb. 6 a, b, S. 250; Thies et al. 2011). Es zeigte sich, dass

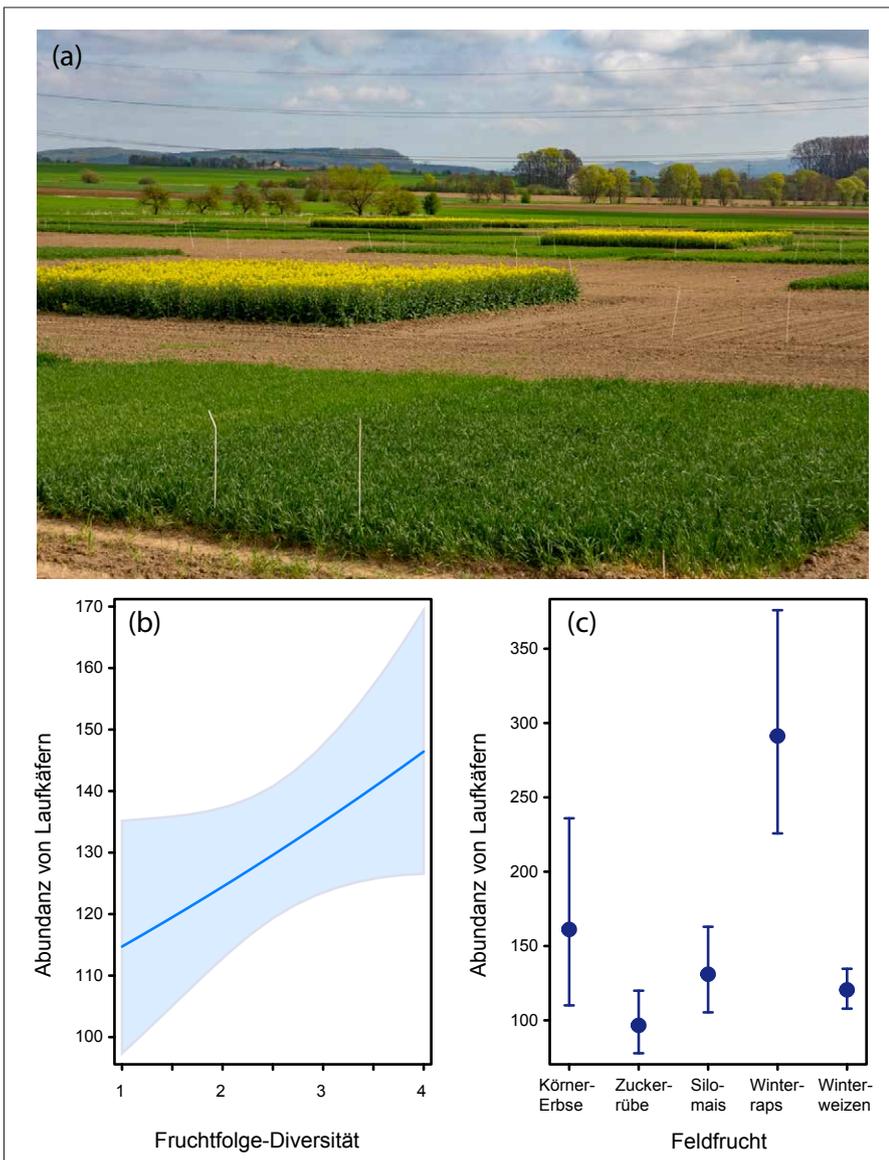


Abb. 4: (a) Langzeit-Fruchtfolgeversuch in Harste (Göttingen, Niedersachsen). Der Versuch wurde vor 15 Jahren angelegt und läuft bis heute. Die einzelnen Parzellen (N=60 [von 72]) messen 15 m × 15 m und sind mit verschiedenen Feldfrüchten bestellt. Die Anordnung der Feldfrüchte spiegelt die Abfolge in der Fruchtfolge wider; (b) und (c) Auswirkungen der Anzahl der Feldfrüchte einer Fruchtfolge bzw. der einzelnen Feldfrüchte auf die Individuenzahl (Abundanz) von Laufkäfern. (Foto: Christoph Scherber)

Fig. 4: (a) Long-term crop rotation experiment near Harste (Göttingen, Lower Saxony, Germany). The experiment was established 15 years ago and is still ongoing. The individual plots (N = 60 [of 72]) measure 15 m × 15 m and are under various crops. Crops represent individual stages of the crop rotation; (b) and (c) Effects of temporal crop diversity and individual field crops on the abundance of ground beetles.

in reich strukturierten Landschaften und bei extensiver Nutzung die Mortalität der Blattläuse höher war als in strukturarmen Landschaften und bei intensiver Nutzung. Diese Versuche verdeutlichen, dass sowohl die lokale Bewirtschaftung als auch die umgebende Landschaft die Vielfalt der natürlichen Gegenspieler von Schadorganismen und dadurch den Prozess der biologischen Schädlingskontrolle positiv beeinflussen können.

Neuere Studien zeigen zudem, dass die Landschaftsschachtelung – d. h. die Größe der Bewirtschaftungsfläche und damit einhergehend die Häufigkeit von Randstrukturen wie Feld-Feld-Grenzen, Randstreifen und Hecken – nicht nur eine ausgesprochen wichtige Rolle für Insekten selbst, sondern auch für ihre Funktionen hat. In einer Studie haben Hass et al. (2018) in vier großen Agrarregionen Westeuropas (inklusive Zentraldeutschland) untersucht, ob sich

eine höhere Heterogenität der Ackerflächen durch kleinere Felder häufiger positiv auf Bestäuber und Bestäubungsleistung auswirkt. Landschaften mit kleinen Feldgrößen und vielen Feldrändern hatten höhere Wildbienenichten und besseren Bestäubungserfolg. Experimente haben zudem gezeigt, dass sich Bestäuber vielfach entlang von linearen Strukturen durch die Agrarlandschaft bewegen, insbesondere entlang von Feldrändern und Hecken (Van Geert et al. 2010; Cranmer et al. 2012; Klaus et al. 2015; Hass et al. 2018). Diese Ergebnisse zeigen, dass kleine Feld- und Schlaggrößen und eine insgesamt vielgestaltige Landschaftsstruktur mit bunten Feldrändern für die Erhaltung von Bestäubern und deren Funktion in Agrarlandschaften von hoher Bedeutung sind.

4 Wald

Etwa 30 % der Gesamtfläche Deutschlands ist von Wald bedeckt – dies entspricht rund 11 Mio. ha (Statistisches Bundesamt 2017 b). Dabei machen Laubmischwälder und Nadelwälder jeweils ungefähr die Hälfte der Waldfläche aus, wobei Buchenwälder die dominierende naturnahe Waldform darstellen. Waldlebensräume bringen eine außerordentlich hohe Diversität hervor, mit komplexen Artengefügen und einer Vielzahl von Interaktionen (Schuldt et al. 2018). Alle Ordnungen von Insekten können in Waldlandschaften gefunden werden, wovon die Hälfte direkt oder indirekt mit Bäumen assoziiert ist. So können Eichenwälder in Nordamerika über 5 000 Insektenarten hervorbringen (Standford 2002), in Europa wurden an *Quercus* alleine ca. 400 Arten nachgewiesen (Kennedy, Southwood 1984). Die Habitatdiversität von Wäldern wird durch die geographische Lage des Waldes und durch den Einfluss des Menschen bestimmt. In Naturwäldern variiert die Artenzusammensetzung von Bäumen in Abhängigkeit von einer Kombination von Umweltfaktoren.

Der Hainich-Nationalpark in Thüringen umfasst insgesamt über 1 500 ha. Hier wurden im Rahmen mehrerer Studien (Leuschner et al. 2009; Fischer et al. 2010) Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Baumartenzahl, Pflanzenartenzahl und Insektenvielfalt durchgeführt (Abb. 7 a, b, c, e, S. 251). Hierbei wurden eine Vielzahl von Artengruppen sowie ökologischen Prozessen aufgenommen. Untersuchungen von Vockenhuber et al. (2011) zeigten, dass Wälder mit hohem Baumartenreichtum auch eine artenreiche Krautschicht aufweisen. Eine hohe Baumartenzahl führte unter anderem zu höheren Artenzahlen bei Wanzen (Sobek et al. 2009 a), Käfern (Sobek et al. 2009 b) und parasitoiden Hautflüglern (Sobek et al. 2009 c). Die Familien-Diversität von Fliegen stieg mit zunehmendem Deckungsgrad der Krautschicht an, während die Artenzahl der Krautschicht nur für einzelne Gruppen eine Rolle spielte (Scherber et al. 2014).

Bei Untersuchungen zum Abbau der Laubstreu konnte gezeigt werden, dass in Anwesenheit der Bodenfauna die Streuauflage am

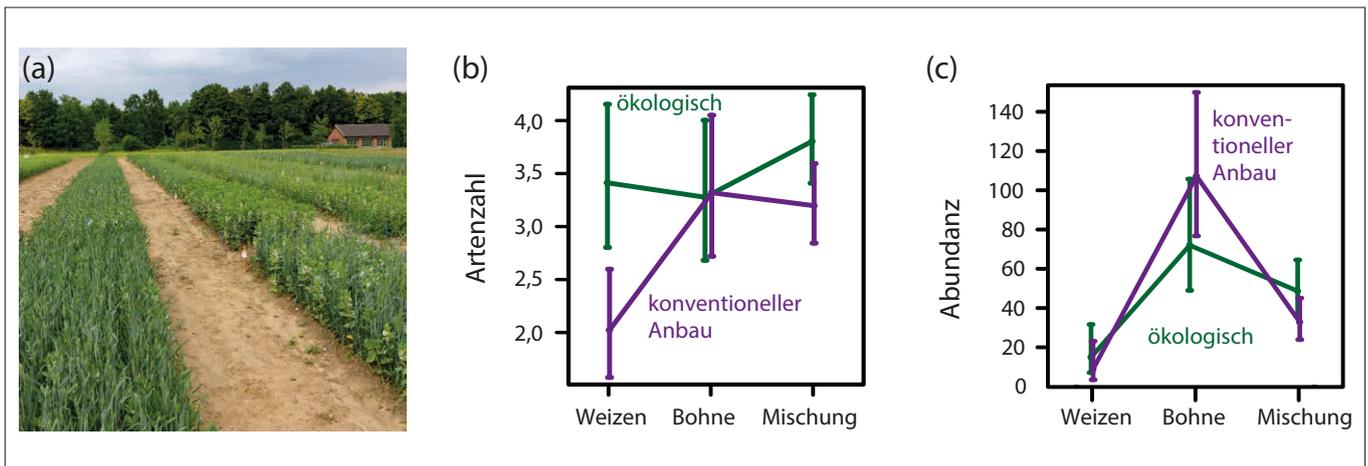


Abb. 5: (a) Versuchspartellen in einem Mischkultur-Versuch des EU-H2020-Projektes „DIVERSify“. Links: konventionelle Nutzung, Sommerweizenmonokultur, rechts: ökologische Nutzung und Mischkultur aus Sommerweizen und Sommer-Ackerbohne; (b) und (c) Auswirkungen von Monokulturen bzw. Mischungen sowie Nutzungsintensität (ökologisch – konventionell) auf Artenzahl und Individuenzahl (Abundanz) von Bestäubern (N = 95) aus Bestäuberbeobachtungen (Artenzahl = Anzahl höherer Taxa). (Foto: Christoph Scherber)

Fig. 5: (a) Experimental plots of an intercropping trial within the EU-H2020 project “DIVERSify”. Left: conventionally managed summer wheat monoculture, right: organically managed mixture of summer wheat and summer faba bean; (b) and (c) Effects of monocultures, mixtures and management intensity (organic – conventional) on species richness and abundance of pollinators (N = 95) based on pollinator observations (species richness = number of higher-order taxa).

Waldboden schneller abgebaut wird als bei alleiniger Aktivität der Mikroorganismen (Abb. 7 d, f; Ott 2015).

Ein weiterer Schlüsselfaktor für die Insektendiversität in Wäldern ist die Totholzmenge. Rund ein Fünftel der mitteleuropäischen Käferarten hängen von Holz ab, hiervon sind wiederum 60% in Deutschland als gefährdet eingestuft. Sieben der acht in Bayern ausgestorbenen Käferarten sind auf Totholz angewiesen. Wirtschaftswälder weisen generell eine kleinere Totholzmenge und eine kleinere Vielfalt an Totholzarten auf, was sich negativ auf zahlreiche Altholz-

und Totholzspezialisten auswirkt. Untersuchungen von Gossner et al. (2013) zeigen zum Beispiel, dass insbesondere größere Arten und Arten, welche die späteren Stadien des Holzerfalls für die Larvalentwicklung benötigen, von hoher Totholzmenge und dickeren Durrständern profitieren. Ähnliches zeichnet sich bei den Schwebfliegen ab. Von den 450 deutschen Arten sind die Hälfte Waldbewohner und rund ein Fünftel ist im Larvalstadium von Altholz- und Totholzstrukturen abhängig, insbesondere von Baumhöhlen, Baumstümpfen und faulendem Kern- und Wurzelholz (Dziok 2006).

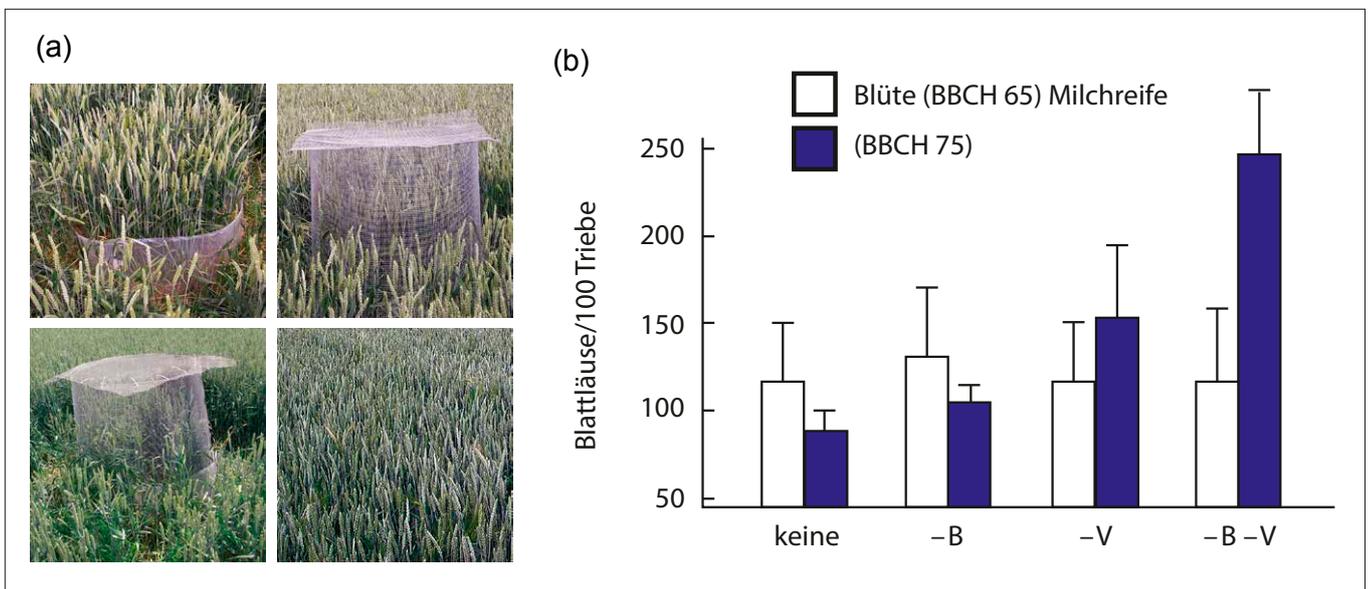


Abb. 6: (a) Ausschlusskäfige im Rahmen des EU-FP7-Projekts „AGRIPOPES“. Hier wurden verschiedene Gruppen von Prädatoren in Weizenfeldern ausgeschlossen und das Wachstum sowie die Parasitierung von Blattlauspopulationen gemessen (N = 160); (b) Auswirkungen des Ausschlusses verschiedener Wirbelosengruppen auf die Blattlaus-Populationsdichte (basierend auf Thies et al. 2011). – B: Ausschluss bodenlebender (epigäischer) Wirbelloser, – V: Ausschluss vegetationsassoziiertes und fliegender Wirbelloser. (Fotos: Barbara Scheid, Carsten Thies und Susanne Schiele)

Fig. 6: (a) Exclusion cages within the framework of the EU-FP7 project “AGRIPOPES”. We excluded different groups of predators in wheat fields and measured the growth and the parasitism rate of aphid populations (N = 160); (b) Effects of exclusion of different invertebrate taxa on aphid population sizes (based on Thies et al. 2011). – B: exclusion of epigaeic invertebrates, – V: exclusion of vegetation-associated and flying invertebrates.

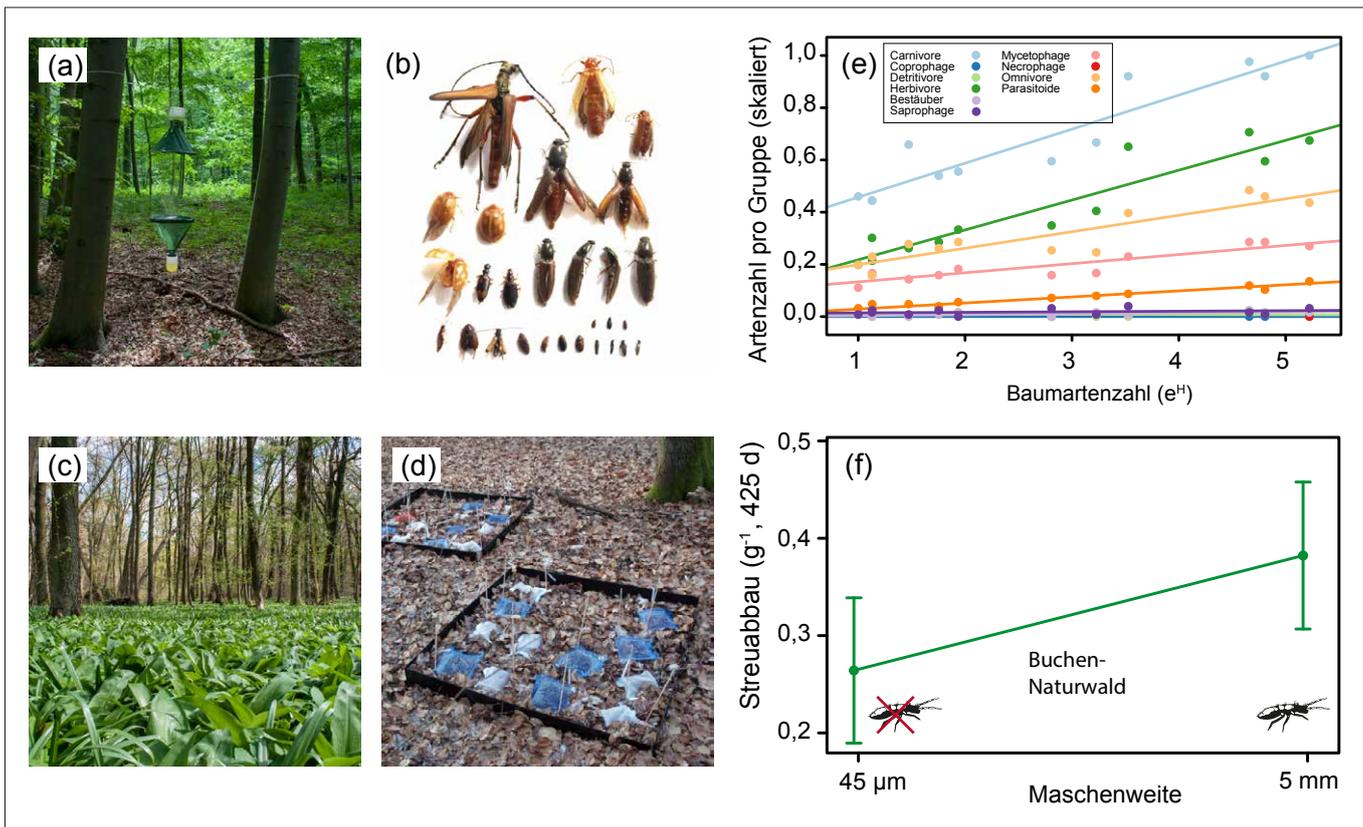


Abb. 7: (a) Kreuzfensterfalle im Nationalpark Hainich; (b) Ausgewählte Käfertaxa, die in den Fallen gefangen wurden; (c) Frühjahrsaspekt in von Linden dominiertem Laubwald mit einer ausgeprägten Krautschicht; (d) Detailsicht der Streuabbau-Experimente mit verschiedenen Maschenweiten; (e) Zunehmende Baumartenzahl (exponentieller Shannon-Index) führt zu einem Anstieg der Artenzahl vieler Insektengruppen im Kronenraum des Waldes; (f) Experiment mit Streubeuteln („litterbags“), durchgeführt in je vier Buchen-Naturwald-Parzellen im Nationalpark Hainich und im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Anfang Februar 2012 bis Ende Mai 2013 (425 Tage). Gezeigt ist der Abbau von Laubstreu von Spitzahorn (*Acer platanoides* L.) in Anwesenheit der Bodenfauna (Maschenweite 5 mm, N = 16) und bei deren Ausschluss (Maschenweite 45 μm , N = 17). Startgewicht Einwaage waren 5 g Laubmaterial. (Fotos: (a) und (c) Christoph Scherber, (b) Stephanie Sobek-Swant, (d) Steffen Mumme, (f) Piktogramm: Florian Schneider)

Fig. 7: (a) Flight interception trap in Hainich National Park (Germany); (b) A range of beetle taxa caught in the traps; (c) Lime-dominated deciduous forest with a well-established herb layer in spring; (d) Detailed view of the litterbag experiments with different mesh sizes; (e) Increasing tree species richness (exponential Shannon Index) leads to an increase in forest canopy insect species richness; (f) Litterbag experiment in four natural beech forest plots in Hainich National Park and Schorfheide-Chorin Biosphere Reserve (Germany), February 2012 – May 2013 (425 days). Leaf litter decomposition of Norway maple (*Acer platanoides* L.) with soil fauna (mesh size 5 mm, N = 16) and without soil fauna (mesh size 45 μm , N = 17). Start weight 5 g.

5 Landschaftsweite Beprobungen von Insekten

Bisher fehlen in Deutschland auf nationaler Ebene systematische, landschaftsweite Untersuchungen der Insektenvielfalt und der assoziierten ökologischen Prozesse. Auch international gibt es nur wenige bestehende Programme (Biodiversitätsmonitoring Schweiz, Österreich). Eine der Hauptschwierigkeiten ist, dass die Beprobung oftmals nicht überall mit der gleichen Methodik erfolgen kann (Pedigo, Buntin 1993) – letztlich müssten ja (zumindest in terrestrischen Lebensräumen) sowohl landwirtschaftliche Kulturen, als auch Offenlandbiotope und Wälder in vergleichbarer Weise beprobt werden. Nachfolgend stellen wir eine Methode vor, mit der Insektenvielfalt und -verteilung habitatübergreifend untersucht werden kann.

Im Rahmen eigener Forschungen konnten in zehn jeweils 1 km \times 1 km umfassenden Landschaftsausschnitten Insekten in Weizen-, Raps- und Maisfeldern, in Grünland und Wald erfasst werden (Abb. 8 a, S. 252). Dabei wurde ein breites Spektrum an Fluginsekten aufgenommen wie Fliegen (Diptera), Hautflügler (Hymenoptera), aber auch Käfer (Coleoptera).

Hierzu wurden in regelmäßigem Abstand jeweils 25 Farbschalen pro Landschaft aufgestellt und in vier Zeitintervallen beprobt

(insgesamt $N = 10 \times 25 \times 4 = 1000$ Datenpunkte; Abb. 8 b, S. 252). Auf diese Weise wurden die Lebensräume auf Landschaftsebene proportional zu ihrer Ausdehnung beprobt. Für die Gruppe der Wildbienen (Hymenoptera: Apidae) konnte dabei gezeigt werden, dass das Vorhandensein naturnaher Habitate in den Landschaften zu einer gleichmäßigeren Verteilung in Agrarlandschaften beitragen kann (Abb. 8 c, d, S. 252; Beduschi et al. 2015; Scherber et al. 2018). Anhand der Ergebnisse lassen sich verschiedene Landschaftstypen in Bezug auf die Bestäubervielfalt deutlich voneinander unterscheiden. Dies unterstreicht die Bedeutung flächendeckender Studien, in welchen alle Landschaftstypen und die vorhandene Insektenvielfalt erfasst werden. Dabei erlaubt der Fang mit Farbschalen eine Erfassung von Taxa im Inneren landwirtschaftlicher Nutzflächen und Wälder, was allein mit Hilfe von Transektbegehungen oftmals nicht praktikabel wäre.

6 Ausblick

Die hier vorgestellten Studien in Grünland, Ackerland und Wald zeigen, dass die Vielfalt von Insekten vor allem durch zwei Faktoren gesteuert wird: die Pflanzenartenvielfalt und die Bewirtschaftungs-

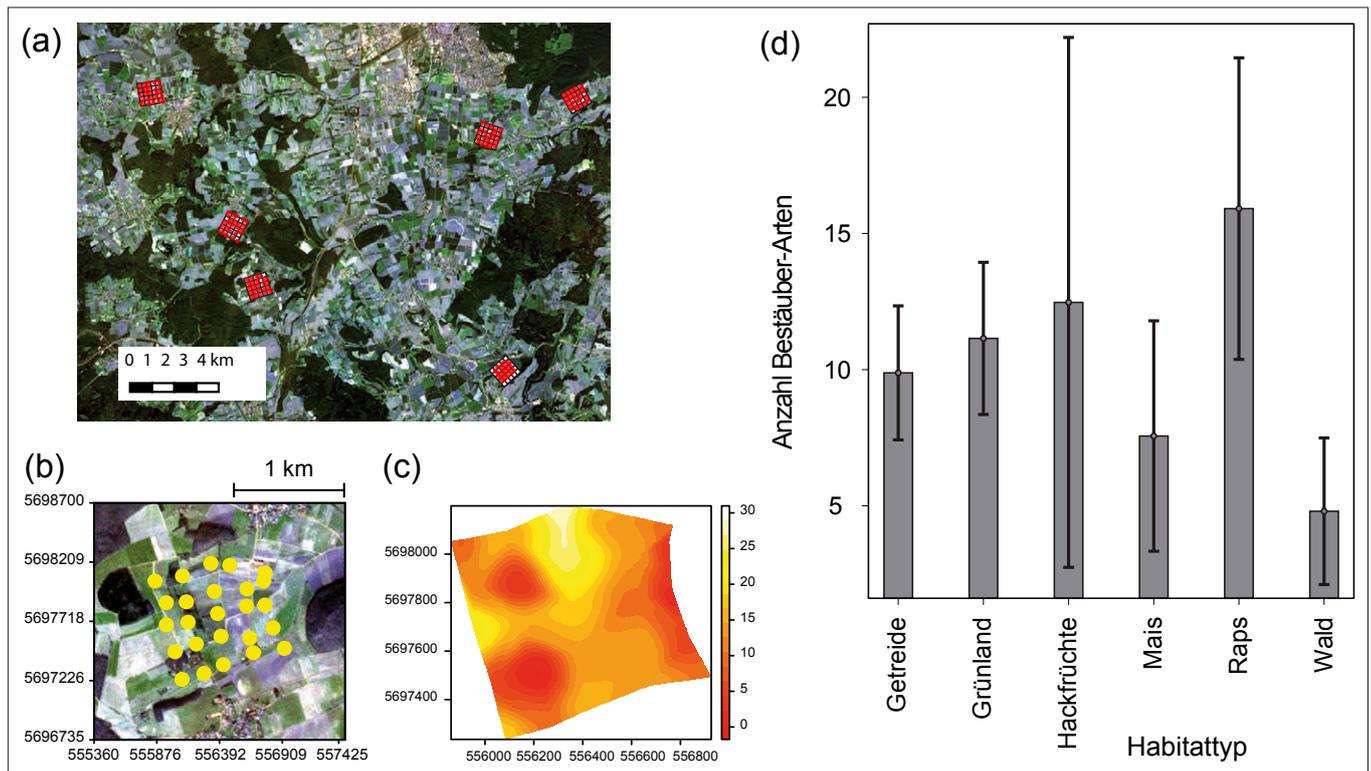


Abb. 8: (a) Landschaft in Südniedersachsen mit Gitterpunkten, an denen eine flächendeckende, landschaftsweite Insekten-Beprobung durchgeführt wurde (N = 250); (b) und (c) Details aus einem der Probegitter. Die x- und y-Achse sind Koordinaten des World Geodetic Systems (WGS84); die Farben in (c) geben die interpolierte Bestäuber-Artenzahl an (siehe Farbskala); (d) Anzahl Bestäuber-Arten in verschiedenen Habitaten in den über mehrere Jahre hinweg beprobten Landschaften. Nur durch eine standardisierte und flächendeckende Beprobung können Insekten-Artenzahlen zwischen verschiedenen Lebensräumen verglichen werden (Quellen: (a) und (b) RapidEyeTM multispektrales Satellitenbildmaterial, Qualitätsstufe 3A, 5 Kanäle, Auflösung 5 m/Pixel, (b) bis (d) verändert aus Scherber et al. 2018).

Fig. 8: (a) Landscape in Southern Lower Saxony with grid points at which landscape-wide insect sampling was carried out (N = 250); (b) and (c) Details of one of the sampling grids. The x and y axes are the coordinates in the World Geodetic System (WGS84); colours in panel (c) show interpolated pollinator species richness, see colour scale; (d) Pollinator species richness sampled in different habitats over several years. Only standardised and comprehensive sampling will allow comparisons of insect diversity across different habitats (Sources: (a) and (b) RapidEyeTM multispectral imagery, level 3A, 5 bands, resolution 5 m/pixel, (b) to (d) modified from Scherber et al. 2018).

intensität. Extensiv genutzte Wiesen mit hoher Pflanzenartenzahl weisen in der Regel mehr Insektenarten auf als mehrmals gemähte und häufig gedüngte Wiesen mit nur wenigen Pflanzenarten. Auch im Ackerland und im Wald zeigt sich, dass Mischkulturen bzw. Mischbestände eine größere Vielfalt an Insektenarten aufweisen als Monokulturen. Zusätzlich spielt die umgebende Landschaft eine bedeutende Rolle. Ist die umgebende Landschaft strukturarm, so finden sich generell weniger Insekten. Für Erhaltung und Förderung von Insekten in Agrarlandschaften lassen sich daraus zwei Strategien ableiten:

1. Die Qualität naturnaher Habitats und Naturschutzflächen sollte durch Biotoppflege erhalten und verbessert werden (Offenhaltung, Entbuschung, extensive Beweidung).
2. Naturschutzziele sollten in die Landnutzung integriert werden, da diese eine Wirkung auf großer Fläche haben.

Da mehr als die Hälfte der Fläche Deutschlands von Landwirtschaft geprägt ist, sollten auch Anreize zur Reduzierung der Nutzungsintensität (Mineraldünger und Pestizideinsatz) gesetzt werden sowie eine Diversifizierung der Anbausysteme (Erweiterung von Fruchtfolgen, Anbau von Zwischenfrüchten, Mischkulturen) angestrebt werden. Langfristig überlebensfähige Insektenpopulationen können nur dann erhalten werden, wenn die Landschaftsmatrix zwischen den Schutzgebieten bzw. Biotopen eine ausreichend hohe Qualität aufweist (Perfecto et al.

2009). Maßnahmen in der Landwirtschaft sollten daher auf großer Fläche durchführbar sein und sich nicht auf Randlebensräume beschränken. Um die Wirksamkeit von Maßnahmen in genutzten Flächen zu überprüfen, ist Monitoring auf der Ebene ganzer Landschaften nötig – idealerweise nach einem Gitter-Beprobungsschema (ähnlich der Bundeswaldinventur) und in allen angrenzenden Habitaten. Dieses kann nur realisiert werden, wenn die Beprobungsmethodik praktikabel und mit überschaubarem Aufwand durchführbar ist. Die Förderung von Biodiversität in der Agrarlandschaft könnte durch die Schaffung monetärer Anreize für Land-/Forstwirtschaftler im Zuge der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union verbessert werden sowie durch das bewährte Instrument des Vertragsnaturschutzes. Die Erfassung und Förderung der Biodiversität von Insekten in Agrar- und Waldlandschaften ist eine Aufgabe, die alle gesellschaftlichen Akteureinnen und Akteure miteinbeziehen muss. Die hier skizzierten Forschungsergebnisse zeigen, dass vor allem in landwirtschaftlich genutzten Flächen eine Diversifizierung von Anbausystemen (Fruchtfolge, Mischkulturen) angestrebt werden sollte. Zudem wäre eine Art „umgekehrte Flurbereinigung“ denkbar, bei der unsere Landschaften mit heterogenen und mit kleinräumigen Habitatstrukturen angereichert werden. Eine Integration dieser Maßnahmen auch auf internationaler Ebene wird es ermöglichen, letztlich „insektenfreundliche Landschaften“ zu entwickeln und für nachfolgende Generationen zu sichern.

7 Literatur

- Batáry P., Gallé R. et al. (2017): The former Iron Curtain still drives biodiversity – profit trade-offs in German agriculture. *Nature Ecology & Evolution* 1: 1 279 – 1 284. DOI: 10.1038/s41559-017-0272-x
- Beduschi T., Tscharnkte T. et al. (2015): Using multi-level generalized path analysis to understand herbivore and parasitoid dynamics in changing landscapes. *Landscape Ecology* 30: 1 975 – 1 986. DOI: 10.1007/s10980-015-0224-2
- Cranmer L., McCollin D. et al. (2012): Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos* 121: 562 – 568. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.19704.x
- Dzioc F. (2006): Wohnraumangebot meist mehr als knapp. Schwebfliegen brauchen feuchte Mulmhöhlen. *LWF aktuell* 53: 24 – 25.
- Fischer M., Bossdorf O. et al. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and Applied Ecology* 11: 473 – 485. DOI: 10.1016/j.baae.2010.07.009
- Gossner M.M., Lachat T. et al. (2013): Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology* 27: 605 – 614. DOI: 10.1111/cobi.12023
- Hallmann C.A., Sorg M. et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12: e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809
- Hass A.L., Kormann U.G. et al. (2018): Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285(1872): 20172242. DOI: 10.1098/rspb.2017.2242
- Karley A.J., Newton A.C. et al. (2018): DIVERSify-ing for sustainability using cereal-legume 'plant teams'. *Aspects of Applied Biology* 138: 57 – 62.
- Kehoe L., Romero-Muñoz A. et al. (2017): Biodiversity at risk under future cropland expansion and intensification. *Nature Ecology & Evolution* 1: 1 129 – 1 135. DOI: 10.1038/s41559-017-0234-3
- Kennedy C.E., Southwood T.R. (1984): The Number of Species of Insects Associated with British Trees: A Re-Analysis. *Journal of Animal Ecology* 53: 455 – 478.
- Klaus F., Bass J. et al. (2015): Hedgerows Have a Barrier Effect and Channel Pollinator Movement in the Agricultural Landscape. *Journal of Landscape Ecology* 8: 22 – 31. DOI: 10.1515/jlecol-2015-0001
- Koch H.J., Trimpler K. et al. (2018): Crop Rotational Effects on Yield Formation in Current Sugar Beet Production – Results From a Farm Survey and Field Trials. *Frontiers in Plant Science* 9: 231. DOI: 10.3389/fpls.2018.00231
- Kormann U., Rösch V. et al. (2015): Local and landscape management drive trait-mediated biodiversity of nine taxa on small grassland fragments. *Diversity and Distributions* 21: 1 204 – 1 217. DOI: 10.1111/ddi.12324
- Larsen B.B., Miller E.C. et al. (2017): Inordinate Fondness Multiplied and Redistributed: The Number of Species on Earth and the New Pie of Life. *Quarterly Review of Biology* 92: 229 – 265. DOI: 10.1086/693564
- Leuschner C., Jungkunst H.F. et al. (2009): Functional role of forest diversity: Pros and cons of synthetic stands and across-site comparisons in established forests. *Basic and Applied Ecology* 10: 1 – 9. DOI: 10.1016/j.baae.2008.06.001
- Lichtenberg E.M., Kennedy C.M. et al. (2017): A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology* 23(11): 4946 – 4957. DOI: 10.1111/gcb.13714
- Lister B.C., Garcia A. (2018): Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115(44): E10397-E10406. DOI: 10.1073/pnas.1722477115
- Madeira F., di Lascio A. et al. (2018): Intercrop movement of heteropteran predators between alfalfa and maize examined by stable isotope analysis. *Journal of Pest Science*. DOI: 10.1007/s10340-018-1049-y
- Madeira F., Tscharnkte T. et al. (2016): Spillover of arthropods from cropland to protected calcareous grassland – the neighbouring habitat matters. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 235: 127 – 133. DOI: 10.1016/j.agee.2016.10.012
- Mora C., Tittensor D.P. et al. (2011): How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biology* 9: 1 – 8. DOI: 10.1371/journal.pbio.1001127
- Ott D. (2015): Towards a unified allometric and stoichiometric perspective in ecology. *Dissertationsschrift*. Universität Göttingen: 197 S. <http://hdl.handle.net/11858/00-1735-0000-0023-9612-A> (aufgerufen am 25. 1. 2019).
- Pedigo L.P., Buntin G.D. (1993): *Handbook of sampling methods for arthropods in agriculture*. CRC Press. Boca Raton: 736 S.
- Perfecto I., Vandermeer J. et al. (2009): *Nature's matrix: linking agriculture, conservation and food sovereignty*. Routledge. London: 256 S.
- Petersen U., Wrage N. et al. (2011): Manipulating the species composition of permanent grasslands – A new approach to biodiversity experiments. *Basic and Applied Ecology* 13(1): 1 – 9. DOI: 10.1016/j.baae.2011.10.003
- Roscher C., Schumacher J. et al. (2004): The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. *Basic and Applied Ecology* 5(2): 107 – 121. DOI: 10.1078/1439-1791-00216
- Rothenwöhrer C., Scherber C. et al. (2013): Grassland management for stem-boring insects: Abandoning small patches is better than reducing overall intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 167: 38 – 42. DOI: 10.1016/j.agee.2013.01.005
- Scherber C., Beduschi T. et al. (2018): Novel approaches to sampling pollinators in whole landscapes: a lesson for landscape-wide biodiversity monitoring. *Landscape Ecology*. DOI: 10.1007/s10980-018-0757-2
- Scherber C., Eisenhauer N. et al. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468: 553 – 556. DOI: 10.1038/nature09492
- Scherber C., Vockenhuber E.A. et al. (2014): Effects of tree and herb biodiversity on Diptera, a hyperdiverse insect order. *Oecologia* 174: 1 387 – 1 400. DOI: 10.1007/s00442-013-2865-7
- Schuldt A., Assmann T. et al. (2018): Biodiversity across trophic levels drives multifunctionality in highly diverse forests. *Nature Communications* 9: 2989. DOI: 10.1038/s41467-018-05421-z
- Schulze E.-D., Mooney H.A. (Hrsg.) (1994): *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer. Berlin: 525 S.
- Sobek S., Goßner M.M. et al. (2009 a): Tree diversity drives abundance and spatiotemporal β -diversity of true bugs (Heteroptera). *Ecological Entomology* 34: 772 – 782. DOI: 10.1111/j.1365-2311.2009.01132.x
- Sobek S., Steffan-Dewenter I. et al. (2009 b): Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. *Diversity and Distributions* 15: 660 – 670. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2009.00570.x
- Sobek S., Tscharnkte T. et al. (2009 c): Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management* 258: 609 – 615. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.04.026
- Standiford R.B. (2002): California's Oak Woodlands. In: McShea W.J., Healy W.M. (Hrsg.): *Oak Forest Ecosystems*. The John Hopkins University Press. Baltimore: 280 – 303.
- Statistisches Bundesamt (2017 a): *Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) – 2016*. Fachserie 3 Reihe 3.1.2. Wiesbaden: 118 S.
- Statistisches Bundesamt (2017 b): *Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung – 2016*. Fachserie 3 Reihe 5.1. Wiesbaden: 232 S.
- Thies C., Haenke S. et al. (2011): The relationship between agricultural intensification and biological control: Experimental tests across Europe. *Ecological Applications* 21: 2 187 – 2 196. DOI: 10.1890/10-0929.1
- Tscharnkte T., Klein A.M. et al. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857 – 874. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x
- Tscharnkte T., Steffan-Dewenter I. et al. (2009): *Grassland Habitats*. In: Resh V.H., Cardé R.T. (Hrsg.): *Encyclopedia of Insects*. Academic Press. Amsterdam: 424 – 428.
- Tscharnkte T., Tylianakis J.M. et al. (2012): Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews* 87: 661 – 685.
- Van Geert A., Van Rossum F. et al. (2010): Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal? *Journal of Ecology* 98: 178 – 187. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01600.x
- Vockenhuber E.A., Scherber C. et al. (2011): Tree diversity and environmental context predict herb species richness and cover in Germany's largest connected deciduous forest. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 13: 111 – 119. DOI: 10.1016/j.ppees.2011.02.004

Dank

Wir bedanken uns bei folgenden Drittmittelgebern: DFG (SPP 1374, FOR 456 & 1451, GRK 1086 & 1644), EU (FP7 AGRIPOPES & H2020 DIVERSify), Land Niedersachsen („Niedersächsisches Vorab“/Haeckel1b-Cluster Functional Biodiversity Research). Esra Sohlström lieferte Daten zum Streuabbau. Studierende des Mastermoduls M5 Tierökologie haben Daten zu Bestäubern aufgenommen. Wir danken allen Hilfskräften und dem technischen Personal sowie den Kolleginnen/Kollegen und den Projektkoordinatorinnen/-koordinatoren. Den Gutachterinnen und Gutachtern danken wir für hilfreiche Anmerkungen sowie Dr. Andreas Krüß für die Gelegenheit, zu dieser Sonderausgabe beizutragen.

Prof. Dr. Christoph Scherber
Korrespondierender Autor
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: christoph.scherber@uni-muenster.de



Jahrgang 1976; Diplom in Biologie an der Universität Rostock 2002; Diplomarbeit am Imperial College London (England); Promotion in Ökologie an der Universität Jena 2006; Habilitation in Agrarwissenschaften (Ökologie) an der Universität Göttingen 2012; seit 2015 Professor für Tierökologie an der Universität Münster. Aktuelle Forschungsschwerpunkte sind experimentelle Biodiversitätsforschung, multitrophische Interaktionen, globaler Wandel und Agrarökosysteme.

Dr. sc. agr. Hannah Reininghaus
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: hannah.reininghaus@gmail.com

M. Sc. Jana Brandmeier
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: jana.brandmeier@uni-muenster.de

Dr. rer. nat. Georg Everwand
 Thünen-Institut für Biodiversität
 Bundesallee 50
 38116 Braunschweig
E-Mail: georg.everwand@thuenen.de

Dr. sc. agr. Vesna Gagić
 University of Belgrade
 Faculty of Biology
 Studentski trg 16
 11000 Beograd
 SERBIEN
E-Mail: vesna.gagic@bio.bg.ac.rs

Tabea Greiwe
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: t_luka02@wwu.de

Dr. rer. nat. Urs G. Kormann
 Berner Fachhochschule
 Hochschule für
 Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften
 Länggasse 85
 3051 Zollikofen
 SCHWEIZ
E-Mail: oso@hotmail.ch

M. Sc. Michael Meyer
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: micmeyer@uni-muenster.de

Stefanie Nagelsdiek
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: s_nage05@wwu.de

Dr. sc. agr. Verena Rösch
 Universität Koblenz-Landau
 Ökosystemanalyse
 Fortstraße 7
 76829 Landau in der Pfalz
E-Mail: roesch@uni-landau.de

Dr. rer. nat. Stephanie Sobek-Swant
 rare Charitable Research Reserve
 1679 Blair Road
 Cambridge ON N3H 4R8
 KANADA
E-Mail: stephanie.sobek-Swant@raresites.org

Dr. sc. agr. Carsten Thies
 Georg-August-Universität Göttingen
 Agrarökologie
 Grisebachstraße 6
 37077 Göttingen
E-Mail: carsten.thies@n-lab.de

Dr. rer. nat. David Ott
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster
 Institut für Landschaftsökologie
 Heisenbergstraße 2
 48149 Münster
E-Mail: david.ott@uni-muenster.de

Anzeige



Naturliebe hinterlassen

Helfen auch Sie mit Ihrem Testament unser gemeinsames Erbe zu bewahren.

Wir informieren Sie gerne: Tel. 05527 914-244 • Fax 05527 914-100
 www.sielmann-stiftung.de • naturfreunde@sielmann-stiftung.de
 Spendenkonto 323 • Sparkasse Duderstadt • BLZ 260 512 60