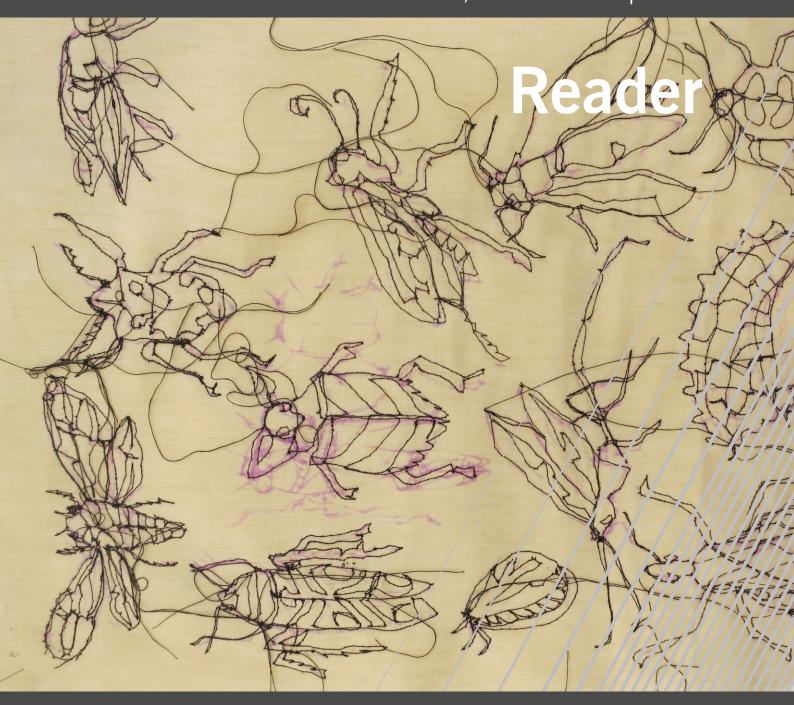




**W&K-FORUM** | DONNERSTAG, 09.01.2020, 18:00

# Insektensterben

**EUROPASAAL, EDMUNDSBURG | SALZBURG** 



W+K Forum Insektensterben, 9.1.2020

Reader

#### Inhaltsverzeichnis

Peter Berz: Das Insektensterben. Wissen Wissenschaft Politik. Gastvortrag auf dem Colloquium des Masterstudiengangs "Geschichte und Kultur der Wissenschaft und Technik" der Technischen Universität Berlin, 1. Juli 2019, unveröffentlichtes Manuskript (46 Seiten)

Jan Christian Habel et al.: Früher gab es mehr Schmerlinge. Langzeitstudie untersucht Entwicklung von Tagfaltern und Widderchen, in: Naturmagazin Berlin Brandenburg 3, 2016 (3 Seiten)

Jan Christian Habel et al.: Butterfly community shifts over two centuries, in: Conservation Biology 30, 4, 2015, S. 754-762 (9 Seiten)

Jan Christian Habel et al.: Long-term large-scale decline in relative abundances of butterfly and burnet moth species across south-western Germany, in: Nature, 17. Oktober 2019 (21 Seiten)

Umweltwissenschaftler mahnt: Schmetterlingsbestände sinken massiv. Salzburger Nachrichten, 21.10.2019 (8 Seiten)

Gerhard Hovorka: Die Reform der Agrarpolitik der EU nach 2013 aus verteilungspolitischer Sicht, Manuskript für Momentum 10, Netzwerk #1, Track #1 (18 Seiten)

Beatrice Garske und Kristin Hoffmann: Die Gemeinsame Agrarpolitik nach der Reform 2013: Endlich nachhaltig? Beiträge zum Europa- und Völkerrecht, Heft 13, März 2016 (Fazit: 2 Seiten)

Josef Settele: Insektensterben. Beunruhigender Sinkflug, in: Spektrum der Wissenschaft 5, 2019 (10 Seiten)

Lisa Spalt: Das Vorhaben der Insect-City, in: Die Referentin, 16, Juni/Juli/August 2019, S. 17–20 (4 Seiten)

#### **Peter Berz**

#### Das Insektensterben. Wissen Wissenschaft Politik.

Gastvortrag auf dem Colloquium des Masterstudiengangs "Geschichte und Kultur der Wissenschaft und Technik" der Technischen Universität Berlin, 1. Juli 2019

#### **Ankündigung/Abstract**

Schwund und Verschwinden von Insekten aller Ordnungen, in der Luft, auf dem Wasser, im Boden, ist seit Sommer 2017 ein öffentlicher, politischer Diskurs geworden. Fachgespräche, Ausschußdebatten, Anfragen zum Insektenschwund (die letzte, noch unbeantwortete, ist vom 10. April 2019: Bundestags-Drucksache 19/9240) operieren im Interface von Wissenschaft und Politik. Es geht um die Politik einer "wissenschaftlichen Tatsache". Deren Entstehung aus den Dispositiven Individuum/Art oder Biomasse ist tief in die Geschichte entomologischen Wissens und ihrer Kulturtechniken versenkt, des Fangens und Sammelns etwa. Ein wissenschaftliches Argument, in vivo oder aufgespießt, wird daraus auf dem state of the art nur durch Rückbindung in silico: durch data science im Horizont von digital ecologies, die bald alle humanities werden abgelöst haben. Die Ursachen aber des Insektenschwunds sind so verzwiegt, daß sie unsere gesamte Seinsweise unter hochtechnischen Bedingungen angeht: Energie, Essen, Bauen. Es scheint immer klarer zu werden, daß die unaufhörlich steigende Differenzierung der Technosphäre, also Technodiversität, einen Output hat: Entdifferenzierung in der Biosphäre, also sinkende Biodiversität.

# Vortrags-Skript (draft, unveröffentlicht)

Sehr geehrte Damen und Herren!

Das Folgende ist nicht eigentlich ein Referat. Es ist nur ein Bericht aus einer laufenden Vorlesung. Und das ist nicht leicht. Zumal bei einem so unglaublich verstreuten, ausgebreiteten Thema, das so aktuell ist, daß eine Vorlesung sozusagen in Echtzeit stattfinden kann. Die letzte Kleine Anfrage im Deutschen Bundestag "Geplante Maßnahmen zum Insektenschutz und ihre Wirksamkeit" ist vom 10. April 2019 und noch nicht beantwortet. Eine wissenschaftliche Arbeit aus München, auf die sich die Anfrage stützt, ist vom März diesen Jahres. Das sind Zeiträume, ungewöhnlich für die Wissenschafts-Geschichte. Für die Wissenschafts-Forschung vielleicht weniger ungewöhnlich.

Es geht also um den epistemologischen Bienenschwarm dessen, was man gemeinhin und ziemlich verdreht "Das Insektensterben" nennt. Verdreht darum: Solange die Insekten leben, sterben sie. Ich möchte darum lieber vom Schwund oder gar Rückzug der Insekten sprechen. Um dem epistemologischen Schwarm dieses Diskurses beizukommen, haben wir die Sache der Vorlesung in vier Terme gepackt:

Drucksachen - Tatsachen - Ursachen - Taten .

Unter *Drucksachen* verstehen wir, was an anderen insitutionellen Orten des Wissens und der Wissensproduktion auch heißt: *science-policy interfaces*. Diese Interfaces bewegen sich in der Logik von:

Ausschüssen,
Fachgesprächen
Anträgen und Debatten
Kleinen und Großen Anfragen
undsoweiter.

Sie sind auf nationaler Ebene allesamt in "Bundesdrucksachen" archiviert. Das ist der institutionelle Ort, an dem sich das Wissen, die Politik, die Wissenspolitik des Rückzugs der Insekten abspielen.

Zu den Institutionen gehören auch die Büros von MdB's. Das Seminar, das begleitend zur Vorlesung stattfindet, hatte sich letzte Woche im Büro einer Bundestagsabgeordnenten versammelt, die seit zwei Legislaturperioden im Umwelt-Ausschuß sitzt. Das ist ein interessanter Blick auf die Wissenschaft! Was die Wissenschaftsforschung oft als "Konjunktur" anspricht, wird aus dem Blickwinkel von Parteiarbeit und Think Tanks zum Einsatz in Debatten. Da sind Insekten die "Sympathieträger", um überhaupt ökologische Fragen ins Spiel der Politik zu bringen oder mit einer Frage, wie der Polit-Jargon sagt, "über den Bruch zu kommen" (das ist: wenn man eine Tageszeitung knickt, in die obere Hälfte).

Neben der umfangreichen Wissens- und Schriftproduktion auf nationaler Ebene beschäftigte uns oder besser: überwältigte uns das, was man nennen könnte: die *Welt-Schrift-Produktion*. Die kommt aus den sciencepolicy-Plattformen, also etwa den Aktivitäten des Weltbiodiversitätsrats: IPBES, *Intergovernemental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Der Weltbiodiversitätsrat produziert Assessments von 800 Seiten Umfang, der letzte wurde vor drei Wochen in Paris verabschiedet. Ein deutscher Vertreter dort, Professor Dr. Josef Settele vom Helmholtz Zentrum für Umweltforschung Halle, war vor vierzehn Tagen zu Besuch im Seminar.¹ Der erste inhaltliche Bericht des IPBES, nach konzeptionellen und methodisch-technischen Berichten, war schon 2016 erschienen, also *vor* Aufflackern der Insekten-Debatte in Deutschland im Herbst 2017. Er trägt den Titel: "Assessment on pollinators, pollination and food production".

<sup>1</sup> Der IPBES ist beileibe nicht die einzige Weltinstitution, die sich mit Biodiversität beschäftigt, von den Klima-Institutionen ganz zu schweigen. Im August 2018 erschien etwa der 450-seitige Bericht "TEEB for Agriculture and Food". TEEB ist ebenfalls eine Weltorganisation: "The economics of ecosystems and biodiversity".

Wenn ein solches assessment dann erscheint, heißt das: Es wurde Satz für Satz verhandelt – unter zum Teil 200 Delegierten, wie in Paris. In der Wissenschaftsforschung fehlen für dieses Genre verhandelter Texte, bislang so ziemlich alle Analyse-Instrumente – auch mit und nach Latour. Aber welche Beziehung haben verhandelte Texte zur Wissenschaft? Mit scheint, diese Weltschriftproduktion, ja Weltwissensproduktion ist in vielen Hinsichten eine interessante Herausforderung auch für die universitäre Wissenschaftsforschung. Nirgendwo ist man so dran an dem, was Wissenschaft im ökologischen Zeitalter ist und sein wird, ja sein wird müssen.

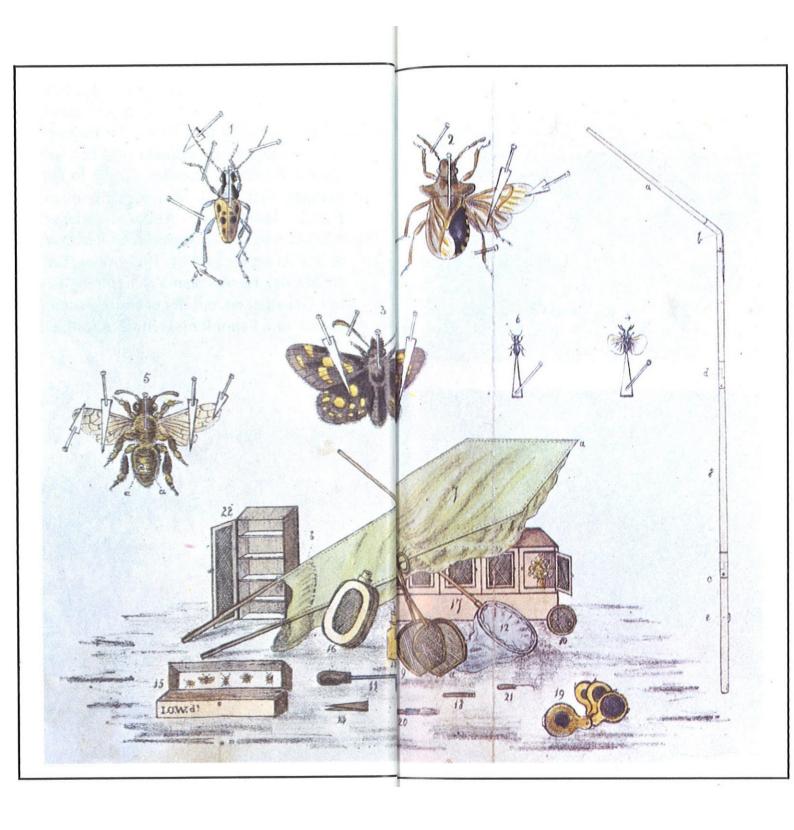
Das alles zählte also für uns zu den *Drucksachen*. Im Folgenden aber möchte ein paar Schlaglichter auf die *Tatsachen* und auf die *Ursachen* des Insektenschwunds werfen. Das ist zunächst langweiliger. Doch die Frage bleibt ja: Was soll alles Reden über science-policy, wenn man nicht weiß, was die Wissenschaft tut? Und so geht es zunächst um Entstehung und Politik einer wissenschaftlichen Tatsache. Sie nämlich liegen allen science-policy interfaces zugrunde.

#### A. Entstehung und Politik einer wissenschaftlichen Tatsache.

Die *Politik* des Insektenschwunds als einer wissenschaftlichen Tatsache ist einfach zu orten: Sie beginnt damit, daß von den vielen wissenschaftlichen Arbeiten über die Lage der Insekten in Europa, in der Welt es nur *zwei* geschafft haben, einen politischen, gesellschaftlichen Diskurs anzustoßen: Sorg e.a. 2013:

Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013.





Und 2017: Hallmann und Sorg, e.a.:

More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas.

Die wissenschaftliche Tatsache des Insektenschwunds als solche ist epistemologisch schon etwas vertrackter. Denn man spricht wissenschaftlich über den Schwund der Insekten innerhalb zweier verschiedener Dispositive. Entweder im Dispositiv

Individuum und Art

oder im Dispositiv

Biomasse .

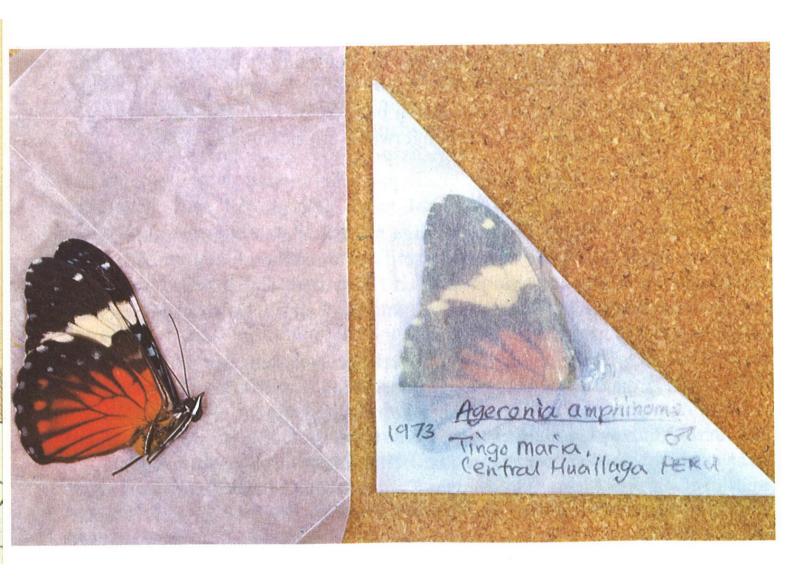
Es handelt sich dabei wirklich um "Dispositive", weil eben verschiedene Kulturen und Kulturtechniken und verschiedene theoretische Kontexte daranhängen.

#### Von Individuum und Art zu digital ecologies

Im einen Dispositiv liegt eine lange Geschichte des Fangens und Sammelns und Beschreibens von Insekten beschlossen: die Geschichte der Entomologie als Kulturtechnik.

Die *erste Kulturtechnik* ist die Jagd. Also mit Insektennetz und Ausrüstung losziehen. Sie generiert eine direkte Beziehung von gejagtem Individuum und Jäger als Individuum (**Abbildung** 01 und 02). Nicht als wenn sie ausgestorben wäre. Die großen Monitoring Projekte des BfN und des UFZ Halle mit ihren Citizen Science Projekten arbeiten alle damit: Abschreiten von Transsekten, Fangen, Bestimmen.

Die zweite Kulturtechnik ist das Sammeln: Tütchen, Aufspannen, Schubladen. Mit dem besonderen Einsatz, daß eben auch **evolutionär** die Pterygota eine Tendenz ins Zweidimensionale haben: Sie lassen sich so gut aufspannen und in Schubladen anordnen, weil ihr evolutionär gewordener Bauplan so ist wie er ist (**Abbildung** 03 und 04). Auch die



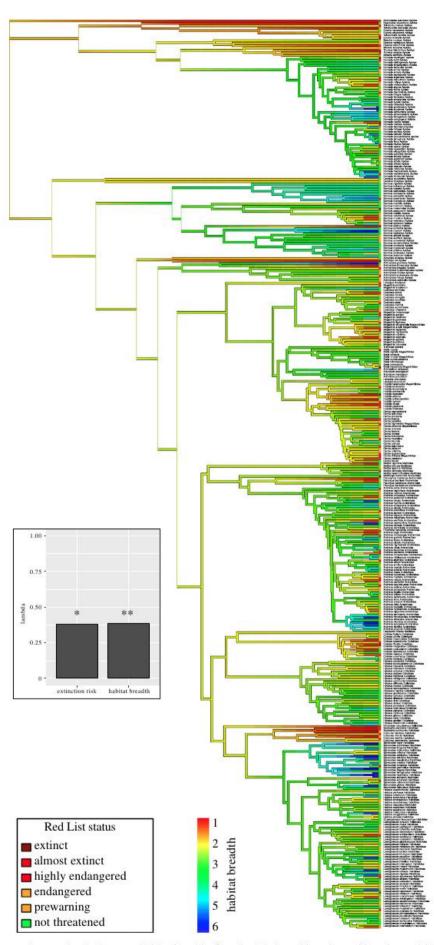
Episteme der Aderung als Landkarte zur Bestimmung von Insekten ist eine solche Zweidimensionalität.<sup>2</sup>

Die *dritte Kulturtechnik* ist die Artbestimmung. Private Sammler, auch noch Insektenvereine gehen auf die Art, genauer: die *seltene* Art. Und dann kommt die Frage: *Wer* ists? Also Taxinomie. Auch Vladimir Nabokovs ganze Leidenschaft für die Neuordnung der Lycaenidae liegt hier. (Samt seiner atemberaubenden, ästhetischen und evolutionären Theorie des schwierigen Taxons "Gattung".) Taxinomie sieht heute bekanntlich so aus: **Abbildung** 05 (aus: Hofmann/Renner 2019: S. 3).

Wenn aber nicht mehr Morphologie, sondern Gensequenzen zählen, also Barcoding, rückt die Artbestimmung als solche in andere Sphären. Ein Bein reicht – denn es zählt nur die genetische Codierung eines Enzyms der atmenden Mitochondrien: cytochrome-C-oxidase (seine Funktion ist, ein Sauerstoffatom ans Porphyrin-Gerüst zu bringen). Probleme gibt's, wenn Baktierien sich ins Genom mogeln (Abbildung 06, aus: Hofmann/Renner 2018, Supplement 2, DNA extraction). Dieses Barcoding ist inzwischen kommerzialisert: Bei der Startup-Firma AIM Advanced Identification Methods können sie nicht nur die Mücke einschicken, die Sie grad gestochen hat, sondern eine ganz Handvoll Insekten: Meta-Barcoding. Das ist Identifikations-Wissen.

Auf diesem Dispositiv nun, diesen drei Kulturtechniken, bauen viele Untersuchungen zum Insektenschwund. Zuletzt vor drei Monaten die Studie über die Verletzlichkeit von Wildbienen aus München und Zürich, auf die wie gesagt jetzt erst einmal BfN und BMEL reagieren müssen.

<sup>2</sup> Ich habe diese Kartographie einmal für die Orthoptera etwas näher verfolgt: Peter Berz: "Tier Blatt Flügel Herbst. Caillois und sein Biologe: Paul Vignon.", in: Logik des Imaginären. Diagonale Wissenschaft nach Roger Caillois (hg. Sarah Kolb, Anne von der Heiden), Köln (August Verlag Berlin, Imprint von Walther König Köln), 2018, S. 115 - 158.



**Figure 1.** Phylogeny of 367 bee species occurring in Germany. Habitat breadth of species is indicated by colours of branches and Red List status by coloured squares next to tip labels. The inset shows the lambda estimates for Red List status and habitat breadth (\*p < 0.05, \*\*p < 0.01).

### DNA extraction, amplification and sequencing

For DNA extraction, the QIAGEN DNeasy®-Blood & Tissue Kit (Qiagen GmbH, Hilden, Germany) was used. DNA was extracted from one leg per bee, following the QIAGEN Quick-Start Protocol (January 2011) for tissue with two modifications: The legs were incubated in Lysis Buffer (ATL) and Proteinase K for at least 48 h at room temperature and 5 – 10 hours at 56°C. To increase DNA concentration elution was performed in 100 µL elution Buffer (PE; 5 mM Tris/HCL pH 8.5). The mitochondrial gene fragment of the cytochrome c oxidase (COI) with a 658 bp target region near the 5'terminus of COI was amplified using the primers described in Schmidt et al. (2015)1, viz. COIfor (ATT CAA CCA ATC ATA AAG ATA TTG G) and COIrev (TAA ACT TCT GGA TGT CCA AAA AAT CA). For halictid bees, including Lasioglossum, we used COIrev and a forward primer Hym-COI-F (TAA GAA TAA TTA TTC GWA TAG AAT TAA G provided by Hanno Schäfer, Technical University Munich). Lasioglossum bees often are infested with Wolbachia, which can affect DNAbarcoding with standard primers (Smith et al. 2012)<sup>2</sup>. Polymerase chain reactions (PCR) were performed using standard conditions. Amplified products were sequenced on an ABI 3100 Avant capillary sequencer (Applied Biosystems), and forward and reverse sequences were manually edited and assembled, using Sequencher 5.1 (Gene Codes Corporation, Ann Arbor, Michigan, USA) and BLAST-search in GenBank. All bee species sequenced for this study have been previously barcoded for the GBOL-project, thus reference sequences were available in NCBI GenBank through the following DOIs: dx.doi.org/10.5883/DS-GBAPI and dx.doi.org/10.5883/DS-GBAPS. A total of 44 sequences were generated for this study. When several individuals of the same species were identified via barcoding, only a single reference sequence was deposited in GenBank (for Accession Numbers see Table S2). Bombus sequences were not deposited, because the bee voucher specimens were partly decayed and could not be deposited in the Munich zoological collections.

# List of Apoidea voucher specimens with sample ID, location, date of collection, and GenBank accession number

| 8   |                |                 |            |           |
|---|----------------|-----------------|------------|-----------|
| Species                                   | Sample ID      | Location        | Date of    | Accession |
|   |                |                 | collection | number    |
| Halictus rubicundus                       | Hofmann BGM 10 | At the lake     | 04.08.2016 | KX904816  |
| Halictus subauratus                       | Hofmann BGM 11 | Gardeners' area | 04.08.2016 | KX904817  |
| Lasioglossum                              | Hofmann BGM 8  | Ornamentals     | 08.08.2016 | KX904814  |
| calceatum                                 |                |                 |            |           |
| Lasioglossum                              | Hofmann BGM 5  | Alpine          | 31.08.2016 | KX904811  |
| laticeps                                  |                | collection      |            |           |
| Lasioglossum morio                        | Hofmann BGM 4  | Alpine          | 31.08.2016 | KX904810  |
|   |                | collection      |            |           |
| Lasioglossum                              | Hofmann BGM 9  | Ornamentals     | 02.08.2016 | KX904815  |
| villosulum                                |                |                 |            |           |
| Nomada fabriciana                         | Hofmann BGM 1  | Steppe          | 28.03.2016 | KX904807  |
| Nomada                                    | Hofmann BGM 2  | Steppe          | 01.04.2016 | KX904808  |
| flavoguttata                              |                |                 |            |           |
| villosulum<br>Nomada fabriciana<br>Nomada | Hofmann BGM 1  | Steppe          | 28.03.2016 | KX904807  |

Schmidt S, Schmid-Egger C, Morinière J, Haszprunar G, Hebert PDN. 2015. DNA barcoding largely supports 250 years of classical taxonomy: identifications for Central European bees (Hymenoptera, Apoidea partim). Molecular Ecology Resources 15:985–1000.

<sup>2</sup> Smith MA et al. 2012. Wolbachia and DNA Barcoding Insects: Patterns, Potential, and Problems. PLOS ONE 7:e36514.

Hoffmann, Zohner, Renner: 2019, März: *Narrow habitat breadth and late-summer emergence increases extinction vulnerability in Central European bees* (März 2019) (**Abbildung** 07).

Einfache conclusion: Arten, die im Herbst schlüpfen, sind für bestimmte Maßnahmen der Landwirtschaft äußerst sensibel. Die im Frühjahr und Sommer schlüpfen weniger. Also der letzte Schnitt im Jahr ist letal.

Aber wie gehen die Autorinnen vor? Zunächst einmal kann man diese Arbeit gar nicht verstehen ohne zwei vorausliegende: Wissenschaft ist eine Art Ringelpietz (**Abbildung** 08). Interessant ist, daß 2019 überhaupt gar keine Daten erhoben werden, sondern nur Daten analysiert werden. Sowohl die Methoden, Daten zu erheben, als auch die Analyse-Instrumente kommen aus den anderen Arbeiten.

Eine von 2018 stellt sich dem Problem, daß sich beim Insektenschwund zwei Tendenzen gegenseitig zu "maskieren" scheinen, wie der Ausdruck heißt: Klimaerwärmung erhöht die Anzahl der Wildbienen nach Individuen und Arten, aber das ist maskiert durch Verschlechterungen der Lage in der Agrarlandschaft – vice versa! Um das aufzudröseln setzt die Arbeit zunächst einmal eine Innovation. Man untersucht nicht ein Feld in der Landschaft, sondern ein

A. "artificial and stable system", das von den maskierenden Effekten weitgehend isoliert ist: den Botanischen Garten im Herzen von München, begrenzt vom Nymphenburger Park. Der Garten hat sich seit 1914 sich kaum verändert. Außerdem gibt es für ihn

B. eine Untersuchung von 1997, die sämtliche Wildbienen des Gartens gezählt hatte. Man fängt an, diese Untersuchung 2015-2017 genau zu "replizieren".

# PROCEEDINGS B

royalsocietypublishing.org/journal/rspb

# Research



Cite this article: Hofmann MM, Zohner CM, Renner SS. 2019 Narrow habitat breadth and late-summer emergence increases extinction vulnerability in Central European bees.

Proc. R. Soc. B 286: 20190316.

http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2019.0316

Received: 6 February 2019 Accepted: 13 February 2019

#### Subject Category:

Ecology

#### Subject Areas:

ecology

#### Keywords:

bee life-history traits, Bayesian hierarchical models, Central Europe, Red List, extinction vulnerability

#### Author for correspondence:

Susanne S. Renner e-mail: renner@lmu.de

Electronic supplementary material is available online at https://dx.doi.org/10.6084/m9. figshare.c.4407731.

# THE ROYAL SOCIETY

# Narrow habitat breadth and late-summer emergence increases extinction vulnerability in Central European bees

Michaela M. Hofmann<sup>1</sup>, Constantin M. Zohner<sup>2</sup> and Susanne S. Renner<sup>1</sup>

(D) CMZ, 0000-0002-8302-4854; SSR, 0000-0003-3704-0703

Evaluating intrinsic and extrinsic traits that predispose species to local extinction is important for targeting conservation efforts. Among the species of special concern in Europe are bees, which, along with butterflies, are the best monitored insects. Bees are most species-rich in Mediterranean-type climates with short winters, warm springs, and dry summers. In Central Europe, climate warming per se is, therefore, expected to benefit most bee species, while pesticides and the loss of habitats and plant diversity should constitute threats. Here, we use the bee fauna of Germany, which has been monitored for Red Lists for over 40 years, to analyse the effects of habitat breadth, pollen specialization, body size, nesting sites, sociality, duration of flight activity, and time of emergence during the season. We tested each factor's predictive power against changes in commonness and Red List status, using phylogenetically informed hierarchical Bayesian (HB) models. Extinction vulnerability is strongly increased in bees flying in late summer, with a statistical model that included flight time, habitat preference, and duration of activity correctly predicting the vulnerability status of 85% of the species. Conversely, spring emergence and occurrence in urban areas each reduce vulnerability, pointing to intensive land use especially harming summer-active bees, with the combination of these factors currently shifting Germany's bee diversity towards warm-adapted, spring-flying, city-dwelling species.

### 1. Introduction

Bee diversity in the USA and Europe appears to be declining due to intensive agriculture, habitat loss, and the increased use of herbicides and insecticides, all of which negatively affect food sources and nesting opportunities [1–4]. Climate warming *per se* should benefit, not harm, bee diversity because most bees do well in Mediterranean-type climates [5], with the exception of a few cool-adapted groups, such as bumblebees [6]. A recent study of bee diversity in a protected urban garden in Germany indeed supported an increase in warm-adapted species with climate warming, based on inventories taken 20 years apart [7]. In non-protected areas, however, reduced floral and nesting resources due to human land use negatively impact bee diversity and abundance [1,3,8,9], potentially masking the expected positive effect of shorter winters and warmer springs and summers.

The effect of reduced and temporally shifted floral resources (because of earlier flowering under climate change) on the decline of wild bees in Europe is evident from a study of population trends in 57 species (from 10 genera) in the Netherlands, which found that late-flowering pollen and nectar sources have declined more strongly than early-flowering ones, leading to stronger declines in late-flying bees [10]. Earlier studies on bumblebee decline also implicate changes in agricultural practices. Thus, in Ireland, late-nesting bumblebee

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>Systematic Botany and Mycology, Department of Biology, University of Munich (LMU), Menzinger Straße 67, Munich 80638, Germany

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup>Institute of Integrative Biology, ETH Zurich (Swiss Federal Institute of Technology), Universitätsstrasse 16, 8092 Zurich, Switzerland

## Fünf Arbeiten zum Insektenschwund

#### Aktuell

2019, März:

Hofmann/Renner/Zohner, LMU und TH Zürich: Narrow habitat breadth and late-summer emergence increases extinction vulnerability in Central-European bees.

# 2018, März:

Hofmann/Renner, LMU [& Fleischmann, Botanische Staatssammlung]: Changes in the bee fauna of a German botanical Garden between 1997 and 2017, attributable to climate warming, not other parameters.

## 2016, Oktober:

Zohner/Renner, LMU [& Benito/Svenning: Aarhus, Ecoinformatics & Biodiversity]: Day length unlikely to constrain climate-driven shifts in leaf-out times of northern woody plants (2016).

# **Klassisch**

# 2013:

Sorg/Schwan/Stenmans/W&A. Müller, Insektenverein Krefeld: *Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013*. [Weitere Autoren: Schwan/Stenmans/Sumser/Hörren, Insektenverein Krefeld]

# 2017, Oktober:

Hallmann, Radboud Universität, und Sorg, Insektenverein Krefeld: *More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas*. [Weitere Autoren: Jongejans/Hofland/de Koon, Radoud Universität, und Dave Goulson, University of Sussex]

Die Methoden sind sehr einfach, aber aufwendig: 184 Gänge, 290 Stunden Beobachtung. Gang und Beobachtung heißt: Individuen mit dem Netz fangen, Photographieren, Arten bestimmen. Daraus entwickelt sich ein Setting von:

- 1. Zählen
- 2. Arten bestimmen
- 3. Eigenschaften der Arten aufstellen
- 4. Korrelationen erstellen.

Interessant ist, daß der vierte Punkt: "Korrelationen" in der Arbeit über den Botanischen Garten nur angedeutet ist. Die ersten drei Verfahren gehören zu den Techniken, Daten zu erheben, das vierte ist Ansatzpunkt von *data science*. Der Output von 2018 sind demnach schlichte Tabellen – mit ihrer ganzen Erbschaft in "Domestication of the savage mind" (Jack Goody 1977): **Abbildung** 09 und 10 (aus: Hofmann/Renner 2018, Table 1, Supplement 1 und Table Supplement 1).

Die Eigenschaften der Arten sind sehr schlicht: Die zentrale Eigenschaft ist wärmeliebend oder nicht wärmeliebend; dann auch: spezialisiert auf bestimmte Blütenpflanzen (oligolectic) oder auf eine größere Bandbreite von Blütenpflanzen (polylectic); dann Gefährdungsstatus nach Roter Liste, usw.. Oben in Tafel 1 steht die wichtigste Zeile: gained, also die Zeile mit den 15 thermophilen Arten, die 2017 mehr wurden als 1997. Auf diese Arten kommt alles an und sie werden zum Abschluß des Artikels einzeln entomologisch ausführlicher behandelt.

Nun aber kommt der vierte Punkt: Korrelationen. Hier setzt ein anderer "Diskurs" an, mit dem der Schwund der Insekten als wissenschaftlicher Tatsache auf dem state of the art engstens verbunden ist: *data science*. Die tools, in die die eben gezeigten Tabellen eingespeist werden, werden 2018 nur genannt: "The VGAM package for categorial data analysis" (Yee 2010), auch als "R-package VGAM" bezeichnet. VGAM: "vector

| 0e | colo | gia |
|----|------|-----|

| Table 1 Foraging                |
|---------------------------------|
| specialization, thermal habitat |
| preferences, Red List status,   |
| and abundance categories of     |
| bee species lost, retained, or  |
| gained in faunistic surveys of  |
| the Munich Botanical Garden in  |
| 1997/1999 and 2015/2017         |

|                                 | Lost $(n=17)$ | Retained $(n=62)$ | Gained $(n=44)$ |  |
|---------------------------------|---------------|-------------------|-----------------|--|
| Foraging specialization         |               |                   | ,               |  |
| Oligolectic                     | 2             | 15                | 10              |  |
| Polylectic                      | 12            | 37                | 23              |  |
| Parasitic                       | 3             | 10                | 11              |  |
| Thermal preferences             |               |                   |                 |  |
| Broad range                     | 7             | 47                | 20              |  |
| Cooler habitats                 | 3             | 0                 | 1               |  |
| Thermophilic                    | 2             | 12                | 15              |  |
| Unknown                         | 5             | 3                 | 8               |  |
| Red List status                 |               |                   |                 |  |
| Least concern (*)               | 13            | 52                | 33              |  |
| Threat of unknown magnitude (G) | 0             | 1                 | 1               |  |
| Near threatened (NT)            | 2             | 4                 | 3               |  |
| Vulnerable (3)                  | 0             | 4                 | 5               |  |
| Endangered (2)                  | 1             | 1                 | 1               |  |
| N/A                             | 1             | 0                 | 1               |  |
| Abundance categories            |               |                   |                 |  |
| I (< 5 individuals)             | 9             |                   | 29              |  |
| II (5-20 individuals)           | 6             |                   | 12              |  |
| III (> 20 individuals)          | 2             |                   | 3               |  |
| Increase in abundance           |               | 9                 |                 |  |
| Equal abundance                 |               | 35                |                 |  |
| Decrease in abundance           |               | 18                |                 |  |

|                                    | Increasing abundance (n=9) | Equal abundance $(n=35)$ | Decreasing abundance $(n=18)$ |  |
|------------------------------------|----------------------------|--------------------------|-------------------------------|--|
| Foraging preferences               | X1 11 M                    | COSC POSTY               | 1000 10 MV                    |  |
| Oligolectic                        | 2                          | 11                       | 2                             |  |
| Polylectic                         | 7                          | 21                       | 9                             |  |
| Parasitic                          | 0                          | 3                        | 7                             |  |
| Thermal preferences                |                            |                          |                               |  |
| Broad range                        | 6                          | 25                       | 16                            |  |
| Thermophilic                       | 3                          | 7                        | 2                             |  |
| Unknown                            | 0                          | 3                        | 0                             |  |
| Red List status                    |                            |                          |                               |  |
| Least concern (*)                  | 8                          | 28                       | 16                            |  |
| Threat of unknown<br>magnitude (G) | 1                          | 0                        | 0                             |  |
| Near threatened (NT)               | 0                          | 2                        | 2                             |  |
| Vulnerable (3)                     | 0                          | 4                        | 0                             |  |
| Endangered (2)                     | 0                          | 1                        | 0                             |  |

**Table S1.** Bee species recorded in the Munich Botanical Garden by 2015-2017 compared to 1997-1999. Species names in **bold** refer to new records compared to Bembé et al.'s (2001) 1997-1999 monitoring, and names in **bold and underlined** represent new generic records.

| Species  | Time of Year             | Recorded       | Abundance   | Abundance     | Oligolectic         | Red                 | Thermal                           |
|--|--------------------------|----------------|-------------|---------------|---------------------|---------------------|-----------------------------------|
|  | (day/mo/yr) <sup>2</sup> | by photos (p), | category in | category in   | (oli),              | list                | preferences <sup>6</sup> :        |
|  |                          | obser-         | 2016/20173  | $1997/1998^3$ | polylectic          | status <sup>5</sup> | Thermophilic                      |
|  |                          | vations (o),   |             |               | (pol),              |                     | (thermo);                         |
|  |                          | barcoding      | parcoding   |               | cuckoo bee          |                     | cooler habitats;<br>broad range;  |
|  |                          | (b)            |             |               | (cuck) <sup>4</sup> |                     |                                   |
| <b>Andrena apicata Smith, 1847</b><br>Andrena barbilabris (Kirby, 1802)    | 29.03.2017<br>29.04. –   | p<br>p         | I<br>I      | 0<br>I        | oli<br>pol          | G<br>NT             | unknown<br>unknown<br>broad range |
| Andrena bicolor Fabricius, 1775  | 18.05.2016<br>22.02. –   | p              | III         | III           | pol                 | *                   | broad range                       |
| Andrena carantonica Pérez, 1902  | 20.07.2016<br>11.05.2016 | p              | I           | I             | pol                 | *                   | unknown                           |
| (Syn. Andrena scotica Perkins, 1916)<br>Andrena chrysosceles (Kirby, 1802) | 18.05. –                 | р              | I           | II            | pol                 | *                   | broad range                       |
| Andrena cineraria (Linnaeus, 1758)   | 20.05.2016<br>04.03. –   | p              | II          | I             | pol                 | *                   | broad range                       |
| Andrena dorsata (Kirby, 1802)  | 25.05.2016<br>06.05. –   | р              | I           | I             | pol                 | *                   | broad range                       |
|  | 10.06.2016               |                |             |               |                     |                     |                                   |
| Andrena flavipes Panzer, 1798  | 04.03. –                 | p              | II          | II            | pol                 | *                   | broad range                       |
|  | 10.06.2016               |                |             |               |                     |                     |                                   |

generalized linear and additive model" framework; und "R" ist die gängige Programmiersprache für statistische Berechnungen und Graphiken. (So wie die allgemeine, nicht bloß statistische Mathematik, von Mathematica etwa, in Lisp programmiert ist.) Zugrunde liegt: die Kovarianten Theorie. Die Kovarianten selbst sind nichts anderes als die aufgestellten, parallelen sozusagen, Eigenschaften der Arten.

Ein Jahr später, 2019, fallen Punkt 1 und 2: Sammeln und Bestimmen ganz weg. Es geht nur noch darum, Eigenschaften aufzustellen, jetzt genannt: *trait scoring*, und dann die Korrelationen herzustellen. Daten über Individuen bezieht man aus anderen Quellen: Rote Liste, Standardwerke über Wildbienen, usw.. (Schon fragt man sich: Nach welchem System entstehen und werden gepflegt Rote Listen? Die Wildbienen stehen nämlich erst seit kurzem in den Roten Listen.)

Die ganze biologische Arbeit vor der data science liegt dann im trait scoring, im "Kategorisieren". Ins trait scoring geht ein, was früher einmal die "Welt der Biene" hieß. Heidegger nannte diese Welt 1929 noch mit verhaltensbiologischer Begründung "arm": der weltlose Stein, das weltlose Tier, der weltbildende Mensch. In der Wissenschaft Karl von Frischs – Heideggers ungenannter Referenz - ist sie freilich gar nicht so arm. Aber jetzt wird diese Welt in der Wissenschaft arm, weil Lebensweise, Wohnort, Physiologie der Bienen mit nur einem Wort und als trait verzeichnet werden (**Abbildung** 11).

Am besten ist's, wenn die traits binär sind. Das schlägt grad dort durch, wo die Wildbienen den größten Reichtum, die größte, die sozusagen erzählerischste Vielfalt an Lebensformen aufweisen (für den Insekten-Erzähler Jean-Henri Fabre ein beliebter Gegenstand): beim Wohnort, der nest location. Als trait genommen bleibt davon nur: über der Erde oder unter der Erde. Von der Sozialität der Wildbienen bleibt nur: sozial oder nicht sozial. Am differenziertesten werden Habitat und Biotoptypen behandelt.

#### trait scoring 2019

- 1. "pollen preferences (pollen specialisation)"
- 2. "nest location"
- 3. "Sociality": coded as a binary trait:
- 4. "body length of females":
- 5. Die "duration of flight activity per year"
- 6. Der "durchschnittliche Monat der Flugaktivität"
- 7 12. "Habitat preferences":
  - 7. Wälder und Heidelandschaft inklusive Auenwälder
  - 8. roher-Boden
  - 9. Städtische Areale, inklusive Gärten und Parks
  - 10. Wiesen (zumindest einmal im Jahr gemäht)
  - 11. Hecken
  - 12. "wasteland, Brachland und nährstoffarme Gegenden."
- 13. "habitat breadth"
- 14. "altitudinal distribution"

Was man mit dieser Verarmung gewonnen hat, ist auf der anderen Seite eine unglaubliche Menge an Daten: Man hat sie "erzeugt" sozusagen, nicht erhoben! Aber diese Daten kann man nun korrelieren, unter der Vorgabe, das Zahlenmaterial zu testen:

"auf Auswirkungen von Art-Niveau Eigenschaften (*traits*) auf das Auslöschungs-Risiko", *testing effects of species-level traits on extinction risk* (4a).

Die 14 Eigenschaften oder traits sind dann 14 "predictor variables". (Dabei stellen sich spezielle Aufgaben. Man muß zum Beispiel auf die "independance among predictor variables" schauen, usw..) In einem Interview erklärt eine der Autorinnen, Susanne Renner, Ziel der Studie sei, "statistisch den Gefährdungsstatus beziehungsweise das Aussterben einer Art vorauszusagen" (natur.de, wissenschaft.de: 8.3.2019).

Um das zu machen, holen sich die Autorinnen einen ehemaligen Zögling der Münchener Ludwigs-Maximilian-Universität, jetzt ETH Zürich:
Constantin Zohner, der 2016 mit zwei Biologen von der Abteilung für "Ecoinformatics and Biodiversity" der Universität Aarhus die tools entwickelte. Ihre Frage 2016 kam aus der Botanik: Klimawandel und "leafout times of northern woody plants". Aber das ist nicht so wichtig. Das "Material" einer Studie ist nicht das Wesentliche: Pflanzen oder Tiere oder Insekten oder Wildbienen … das Wichtige ist das "Datum" und seine Korrelierbarkeit.

Am Ende eines solchen Unternehmens stehen dann keine Tabellen mehr, sondern scheinbar schlichte Gebilde wie die folgenden, die freilich für durchschnittlich alphabetisierte und domestizierte Leser nicht mehr so leicht zu entziffern sind: **Abbildung** 12 (aus: Hoffmann/Renner 2019: S. 6).

6

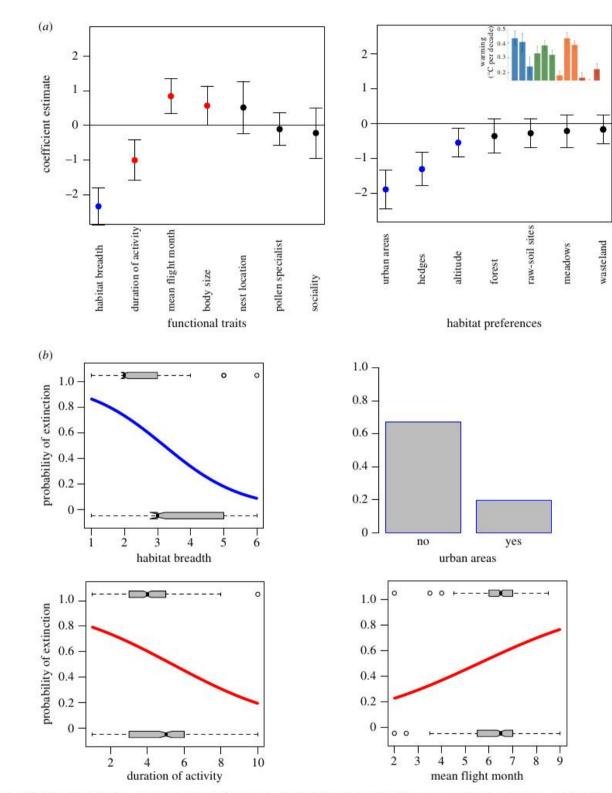


Figure 2. Extinction risk of 428 bee species occurring in Germany is linked to their habitat breadth, occurrence in urban habitats, and flight time. (a) Coefficient estimates (effective posterior means  $\pm$  95% credible intervals) for the effects of species-specific functional traits (duration of flight activity, mean flight month, body size, pollen specialization, sociality, nest location) and habitat breadth on species' Red List status (coded as ordinal variable). Positive estimates correspond to increasing extinction risk status. The right panel shows the effects of species-specific habitat preferences (urban areas, hedgerows, altitude, forest, raw-soil sites, meadows, and wasteland) on species' Red List status. HB linear models were applied, including genus and family random effects to account for phylogenetic signal in the data. All variables were standardized to allow for direct effect size comparisons. Red dots indicate significant functional traits and blue dots indicate significant habitat traits. Inset shows the seasonal differences in climate warming from 1960 to 2016 across 53 German weather stations (°C increase in air temperature per decade; adapted from [14]). (b) The univariate probability of species-specific extinction risk (not threatened, 0; threatened, 1) in relation to the four best explanatory traits, habitat breadth, occurrence in urban areas, duration of activity, and mean flight month (p < 0.05 in univariate generalized linear models).

#### Metastudie zu Hofmann/Renner 2018 und 2019

Parameter: low tech / high tech

in vivo / in vitro / in silico

→ Datenerhebung:

low tech und in vivo

→ Artbestimmung:

low tech

→ Barcoding:

high tech und in vitro und in silico

→ In Listen eintragen:

low tech und in silico

→ Kategorisieren nach Eigenschaften:

low tech und in vivo

→ Korrelationen erstellen:

high tech und in silico

→ Folgerungen formulieren:

low tech

Man könnte sich das Substrukt dieses Diskurses um den Insektenschwund auch versuchsweise in einer Art Meta-Analyse zurechtlegen: **Abbildung** 13.

Das wäre also das derzeit vielleicht avancierteste Wissen vom Insektensterben. Es gehört dem ersten Dispositiv an, dem von Individuum und Art, und mündet in *digital ecologies*. In Termen etablierter Wissenschaften: im Feld von *Ecoinformatics and Biodiversity*.

#### Biomasse und ihre Rekursion

Nun gehören aber die beiden Untersuchungen, die den öffentlichen Diskurs über den Insekten-Schwund 2017 ins Rolllen gebracht haben, einem anderen Dispositiv an. Es artikuliert sich zunächst auf der Ebene der Daten-Erhebung. Kurz gesagt: statt jagen, zählen, Art bestimmen, Eigenschaften aufstellen – tabula rasa. Man greift auf eine Methode aus den Tropen zurück. Es wird eine Falle aufgestellt statt zu jagen und zwar eine Falle, die *nicht* aktiv anlockt, wie etwa die bekannten Nachtfallen mit UV-Licht, sondern die unterschiedslos alles fängt, was da fliegt: die sogenannte *Malaise-Falle* (**Abbildung** 14 und 15).

Aus diesem Instrument kam der elementare Chock: Im Jahr 2013 flogen 75% weniger Insekten als 1989. Gemessen hatte das ein Insektenverein im Naturschutz-Gebiet Orbroicher Bruch nahe der Textilstadt Krefeld, die vor allem für ihre Seidenproduktion bekannt ist. (Historisch wurde die Seide zwar importiert, weil Seidenraupenzucht in Mitteleuropa unter den klimatischen Bedingungen der kleinen Eiszeit schwierig ist, aber eine Tradition war gesetzt: Unsere Lebensgrundlage sind bestimmte Insekten.) Gemessen wurde in Krefeld an 2 Standorten zu 2 Meßzeiten, in den Jahren 1989 und 2013. Schon dieses einfache Vorgehen hat so viel Kritik hervorgerufen, daß nicht zuletzt darum ein öffentlicher Diskurs daraus wurde.



Abbildung 1. Malaise Falle am Tag des Aufbaus im Mai 2013 mit Schutzeinzäunung auf dem Grünland neben einem Waldrand im Orbroicher Bruch.

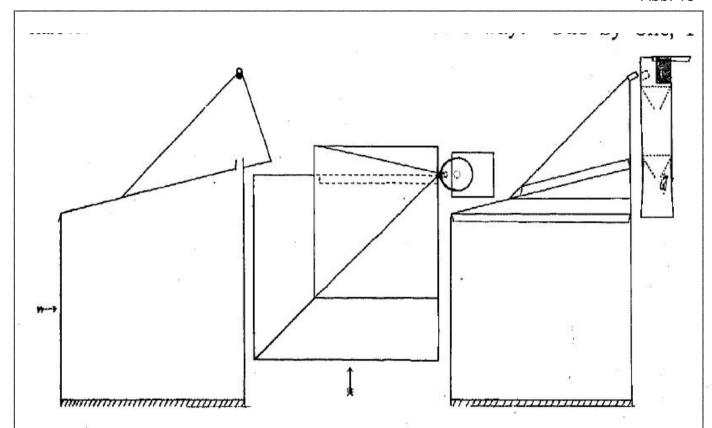


Fig. 3. The original trap, a) From the side, b) From above. c) From in front. The arrow shows the entrance. The cylinder is drawn to twice the scale of a trap.

Schließlich aber kamen Biologen von der Radboud Universität in den Insektenverein und haben die Studie auf anderem Niveau weitergeführt: 63 Standorte in Nordrhein-Westfahlen und Brandenburg, an einigen Standorten in mehreren Jahren zwischen 1989 und 2016, also Messung von 93 *location/year combinations*. Mit der Untersuchung von Caspar A. Hallmann und Martin Sorg und 10 anderen AutorInnen vom Oktober 2017 nahm die Debatte um den Insektenschwund erst so recht Fahrt auf (**Abbildung** 16, Titel von Hallmann/Sorg 2017).

Was aber sind Malaisefallen? Sie sind nicht nur ein Fanggerät wie das Netz, sondern ein *Meßinstrument*. Es fängt darum ganz nach Lehre der Wissenschaftsforschung damit an, daß man das Meßinstrument mißt: Was genau fliegt in die Falle rein und was nicht? Käfer etwa plumpsen runter. Auch nur bestimmte Flughöhen werden erfaßt. Muß man die Falle unten dunkel, oben hell machen? Undsoweiter.

Ich möchte das hier nicht näher ausführen, sondern etwas rasant auf einen bestimmtem Punkt zusteuern: das Konzept *hinter* der Malaisefalle – die sogenannte "Biomasse". Die hat nämlich zwei Seiten.<sup>3</sup>

Erstens ist die Biomasse ein Basis-Modul ökologischen Denkens und Rechnens, speziell von energyflow-Rechnungen, wie sie wohl als erster Eugen Odum 1968 verallgemeinert hat (**Abbildung** 17 und 18, aus: Odum 1971/1983). Meist wird die Biomasse als Trockengewicht oder Lebendgewicht oder Gewicht ohne Asche genommen. In der Krefelder Technik ist es das sogenannte "Abtropfgewicht", also das Feuchtgewicht nach einer bestimmten Abtropf-Zeit.

Zweitens aber führt das Konzept der Biomasse in eine seltsame, ja katastrophale Rekursion und damit direkt in die Frage nach den Ursachen des Insektenschwunds. Am katastrophalsten ist die Lage der Insekten

<sup>3</sup> In Georg Töpfers *Historischem Wörterbuch biologischer Grundbegriffe* (2011) ist "Biomasse" kein eigenes Stichwort, taucht aber im Artikel "Ökologische Rolle" auf: beim Begriff der biologischen "Produktion" (Band III: S. 206).





# More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas

Caspar A. Hallmann<sup>1</sup>\*, Martin Sorg<sup>2</sup>, Eelke Jongejans<sup>1</sup>, Henk Siepel<sup>1</sup>, Nick Hofland<sup>1</sup>, Heinz Schwan<sup>2</sup>, Werner Stenmans<sup>2</sup>, Andreas Müller<sup>2</sup>, Hubert Sumser<sup>2</sup>, Thomas Hörren<sup>2</sup>, Dave Goulson<sup>3</sup>, Hans de Kroon<sup>1</sup>

1 Radboud University, Institute for Water and Wetland Research, Animal Ecology and Physiology & Experimental Plant Ecology, PO Box 9100, 6500 GL Nijmegen, The Netherlands, 2 Entomological Society Krefeld e.V., Entomological Collections Krefeld, Marktstrasse 159, 47798 Krefeld, Germany, 3 University of Sussex, School of Life Sciences, Falmer, Brighton BN1 9QG, United Kingdom

\* c.hallmann@science.ru.nl



### OPEN ACCESS

Citation: Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, et al. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS ONE 12 (10): e0185809. https://doi.org/10.1371/journal. pone.0185809

Editor: Eric Gordon Lamb, University of Saskatchewan, CANADA

Received: July 28, 2017

Accepted: September 19, 2017

Published: October 18, 2017

Copyright: © 2017 Hallmann et al. This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

**Data Availability Statement:** All relevant data are within the paper and its Supporting Information files.

Funding: CH and EJ were supported by the Netherlands Organization for Scientific Research (NWO grants 840.11.001 and 841.11.007), and NH by the Triodos Foundation. The investigations of the Entomological Society Krefeld and its members are spread over numerous individual projects at different locations and in different years. Grants and permits that have made this work possible are

#### Abstract

Global declines in insects have sparked wide interest among scientists, politicians, and the general public. Loss of insect diversity and abundance is expected to provoke cascading effects on food webs and to jeopardize ecosystem services. Our understanding of the extent and underlying causes of this decline is based on the abundance of single species or taxonomic groups only, rather than changes in insect biomass which is more relevant for ecological functioning. Here, we used a standardized protocol to measure total insect biomass using Malaise traps, deployed over 27 years in 63 nature protection areas in Germany (96 unique location-year combinations) to infer on the status and trend of local entomofauna. Our analysis estimates a seasonal decline of 76%, and mid-summer decline of 82% in flying insect biomass over the 27 years of study. We show that this decline is apparent regardless of habitat type, while changes in weather, land use, and habitat characteristics cannot explain this overall decline. This yet unrecognized loss of insect biomass must be taken into account in evaluating declines in abundance of species depending on insects as a food source, and ecosystem functioning in the European landscape.

#### Introduction

Loss of insects is certain to have adverse effects on ecosystem functioning, as insects play a central role in a variety of processes, including pollination [1, 2], herbivory and detrivory [3, 4], nutrient cycling [4] and providing a food source for higher trophic levels such as birds, mammals and amphibians. For example, 80% of wild plants are estimated to depend on insects for pollination [2], while 60% of birds rely on insects as a food source [5]. The ecosystem services provided by wild insects have been estimated at \$57 billion annually in the USA [6]. Clearly, preserving insect abundance and diversity should constitute a prime conservation priority.

Current data suggest an overall pattern of decline in insect diversity and abundance. For example, populations of European grassland butterflies are estimated to have declined by 50% in abundance between 1990 and 2011 [7]. Data for other well-studied taxa such as bees [8–14]

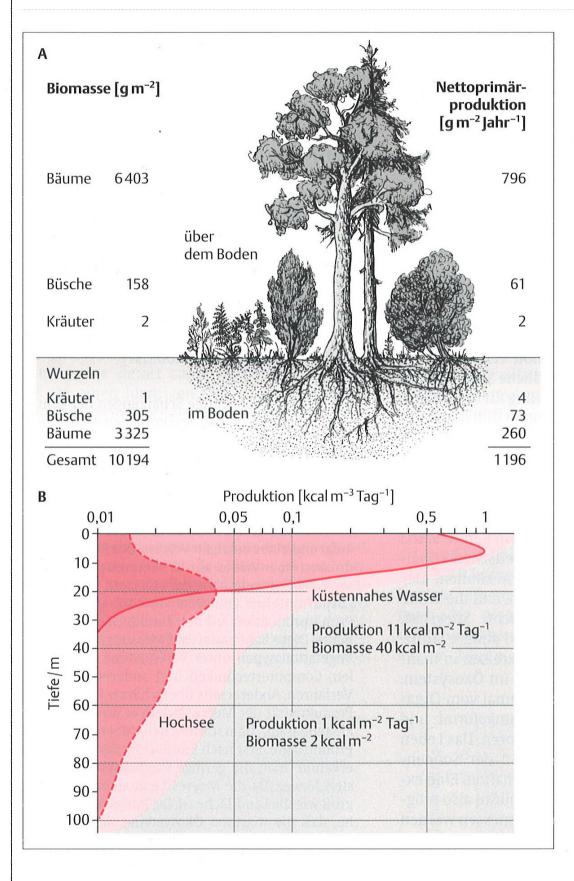


Abb. 3.6 A u. B Vergleich der Vertikalverteilung von Primärproduktion und Biomasse.

A Im Wald (nach Daten von Whittaker u. Woodwell [113]).

**B** Im Meer (nach Currie [9] für den Nordostatlantik).

Die Daten zeigen auch den starken Gegensatz zwischen schnellem Turnover im Meer (B/P-Verhältnis in dieser Abbildung 2–4 Tage) und dem langsameren Turnover im Wald (B/P-Verhältnis 9 Jahre).

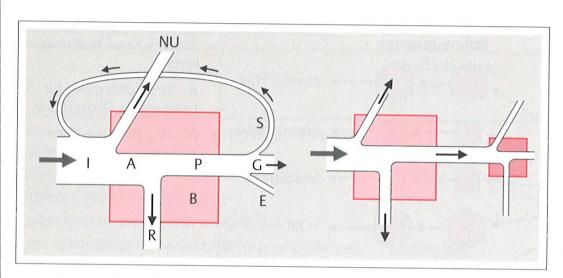


Abb. 3.14 Bestandteile eines "Universalmodells" des ökologischen Energieflusses. Erklärungen im Text (nach [61]).

I = Eintrag oder aufgenommene EnergieNU = nicht verbraucht

= assimilierte Energie

= Produktion P

R = Atmung В = Biomasse

= Wachstum G

= gespeicherte Energie

= ausgeschiedene Energie

nämlich dort, wo aus wirtschaftlichen, landwirtschaftlichen, technischen Gründen *Nachwachsende Rohstoffe*, sogenannte *Nawaros*, angebaut werden. Also Biomasse, die unter Mithilfe von 2000 verschiedenen Einzellern in den etwa 9000 Biogasanlagen Deutschlands "zersetzt" und vergoren wird (zum Vergleich: in Frankreich gibt es 550 solcher Anlagen). Aus diesen Gärprozessen kommend landet die Biomasse dann in Biogas oder Benzin, etwa Super E10, das seit 2011 auf dem Markt ist.

Der "Einsatz von Biomasse für energetische Zwecke", so ein Skript "Energielandschaften" des Bundesministeriums für Naturschutz von 2014, "verlange einen sehr effizienten Umgang mit den betreffenden Ressourcen" (Energielandschaften II 2014: 20). Entomologische Biomasse-Messung und die landwirtschaftliche Produktion von Biomasse stehen in einer seltsamen Allianz.

Der Anteil der Energie aus Biomasse auf den gesamten Stromverbrauch in Deutschland scheint zwar nicht hoch (**Abbildung** 19): 8,5%, wobei der Anteil von Bioenergie an allen Erneuerbaren Energien immerhin 53,6 % ist. In der Landschaft und als Landschaft ist die Biomasse-Produktion jedoch unübersehbar.

#### B. Ursachenlandschaften

Wir wären damit unversehens bei der großen Frage nach den Ursachen des Insektenschwunds gelandet. Diese Ursachen sind so verzweigt und miteinander verkoppelt, daß in der Diskussion meist nur die immer gleichen Spiegelstrich-Listen aufgeführt werden. Dem gegenüber möchte ich die Sache der Ursachen von einem schlichten Punkt aus sehen, einem Axiom sozusagen:

Im Anfang war die Landschaft.

# Anteil der Bioenergie am Gesamt-Energie-Verbrauch Marktzahlen 2017 (Quelle: Bundesverband Bioenergie):

- Anteil der Bioenergie am gesamten Bruttostromverbrauch in Deutschland in 2017: ca. 8,5 % (51,4 Mrd. kWh) (Gesamt-EE-Strom: 36,2 %)
- Anteil der Bioenergie am gesamten Endenergieverbrauch für Wärme in Deutschland in 2017: ca. 11,3 % (140,6 Mrd. kWh) (Gesamt-EE-Wärme: 12,9 %)
- Anteil der Bioenergie am gesamten Kraftstoffverbrauch in Deutschland in 2017: ca. 4,6 % (30,35 Mrd. kWh) (Gesamt-EE-Kraftstoff: 5,2 %)
- Marktanteil der Bioenergie an der gesamten EE-Erzeugung in Deutschland in 2017: ca. 53,6 %
- durch Bioenergie vermiedene Treibhausgasemissionen in Deutschland in 2017 (in CO2-Äquivalenten): ca. 64,3 Mio. t (Gesamt-EE: 178,6 Mio. t)
- Investitionen in Bioenergie-Anlagen in 2017: ca. 1,6 Mrd. € (davon 0,4 Mrd. € Biomasse-Strom / 1,2 Mrd. € Biomasse-Wärme) (Gesamt-EE: 16,2 Mrd. €)
- Wirtschaftliche Impulse aus dem Betrieb von Bioenergieanlagen in 2017: 10,5 Mrd. € (Biomasse-Strom 4,7 Mrd. € / Biomasse-Wärme 3,1 Mrd. € / Biokraftstoffe 2,7 Mrd. €) (Gesamt-EE: 16,2 Mrd. €)
- Gesamt-Bioenergie-Branchenumsatz in 2017: 12,1 Mrd. € (Gesamt-EE: 32,4 Mrd. €)

#### Theorie der Landschaft als Versammlung von Wohnorten

Ich möchte im Folgenden von der Landschaft her das Gesamtfeld der Ursachen abzustecken versuchen. Sicherlich gibt es auch andere Herangehensweisen. Die Frage also wäre: Was alles kommt als Landschaft an, was kommt in der Landschaft an? Erste, kurze Antwort: Unsere technische Welt als Ganze landet irgendwann und auf irgendwelchen Wegen in der Landschaft. Auch das wäre eine Formulierung der großen Frage, die uns Bruno Latour aufgegeben hat und auf die in der deutschen Philosophie noch niemand geantwortet hat: *Où atterrir?* Wo landen?

Alle Ursachen des Insektenschwunds führen in die Landschaft, auf Veränderungen des Wesens der Landschaft. Wir sprachen in der Vorlesung die Landschaft zunächst als eine *Versammlung von Wohnorten* an. Das heißt: Wir haben uns lang dem Nisten und Sammeln und Wohnen der Wildbienen gewidmet, also ihren Wohnorten. Das "Konzept" der Versammlung selbst aber (nicht nur das des Wohnens): Es in die Philosophie einzuführen, ist eine genuin Heideggersche Idee.

"Was die Berge ursprünglich zu Bergzügen entfaltet und sie in ihrem gefalteten Beisammen durchzieht, ist das Versammelnde, das wir Gebirg nennen." (Heidegger: Die Frage nach der Technik (1953), S. 19)

Aber das Versammelnde ist nicht nur ein Wort, also die Vorsilbe von bestimmten Worten: Gebirg, Gewitter, Gesellschaft, Gericht, Gemüt. Das Versammelnde ist auch – und das macht das Besondere des Heideggerschen Wahrheits-Denkens als solchem – etwas außersprachlich Seiendes. Er nennt es manchmal auch "Ding". Also der Krug etwa versammelt Ein- und Ausschenken, Wasser und Wein, Quelle aus der Erde und Wein von der Sonne (alias Himmel), der Krug versammelt, wenn er im griechischen Trankopfer auftaucht, Göttliche und Sterbliche. Das ist ein provokativer Gedanke: Die Wahrheit als Versammlung ist nicht nur in

Worten und Aussagen, sondern auch in Dingen. (Schon 1935 sprach Heidegger vom griechischen Tempel als einem versammelnden Bau-Werk und Kunst-Werk.)

So und jetzt stünden wir in diesem Sinn vor der Landschaft als Versammlung von Wohnorten. Wohnorten für Tiere und Pflanzen.

Zunächst einmal sind Tiere und Pflanzen sich gegenseitig Wohnorte. Bestimmte Blütenpflanzen sind Wohnorte für wirbellose Tiere wie die Insekten; Nester von Insekten oder Insektenlarven selbst sind Wohnorte für Parasiten wie die Kuckucksbienen. In ihrer Versammeltheit ergeben diese Wohnorte das, was heißt: Landschaft.

Was aber landet als Landschaft oder in der Landschaft?

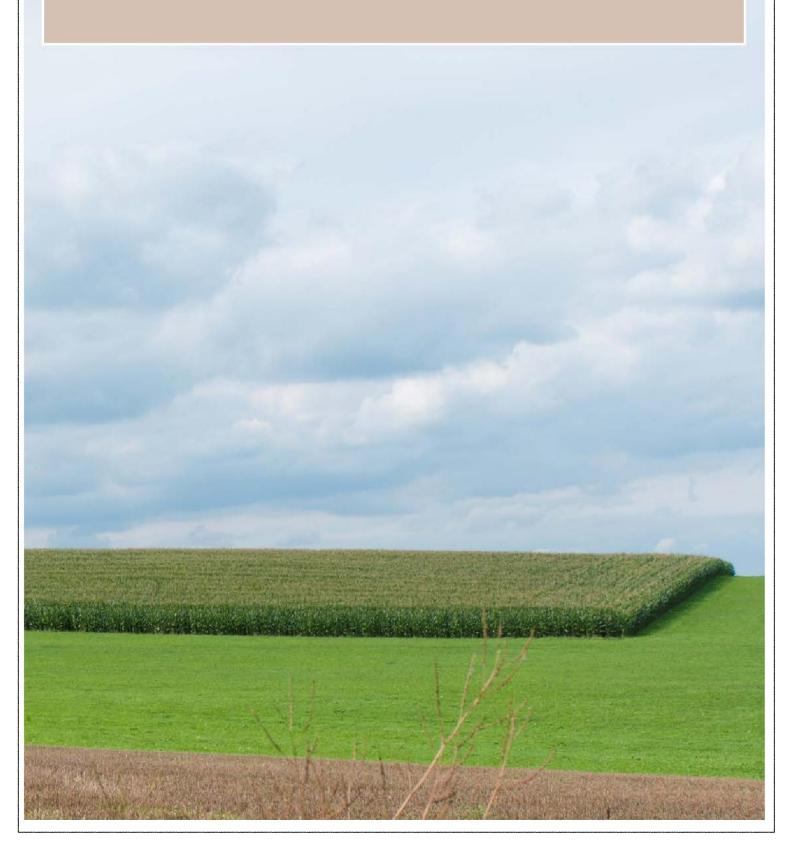
Zunächst natürlich ihre Geschichte selbst: die "Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa". Hansjörg Küster (1995) läßt sie mit der tabula rasa beginnen, die die Eiszeit in Mitteleuropa hinterlassen hat, und erzählt dann die Wiederbesiedlung: zuerst keine dichten Wälder, sondern Haine, "lichte Schirme" von Birke und Kiefer in einer "offenen Landschaft". Das sind die ersten Bäume nach der Eiszeit. Die Grenze von "Wald und offener Landschaft" ist dabei nie eindeutig. (Die Geschichte der Heideggerschen Lichtung reicht da hinein.)

Am Ende steht die "Kulturlandschaft", also die Landschaft, die sich zusammen mit Ackerbau und Viehzucht der seßhaften, aus dem Süosten einwandernden Bauern entwickelt, zusammen auch mit Städten und Verkehrswegen. Wir haben in der Vorlesung Schlaglichter aus Paul Gerhardt und Schillers Spaziergang darauf geworfen. Nun aber ist die neue Frage: Was ist die Landschaft im Zeichen der verschwindenden Insekten? Ja: Landschaft der verschwindenden Insekten. Denn was wir heute vor uns haben, ist eine Landschaft des Verschwindens! Nicht eine Landschaft der Präsenz wie bei Paul Gerhardt oder Schiller (Abbildung



# Agrar-Report 2017

Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft



#### Druck auf die Landschaft. Ein Resumée.

Welches Geflecht von sogenannten "Ursachen" kommt in der Landschaft der verschwindenden Insekten an? Ich möchte hier einmal versuchen, das sozusagen freihändig zu skizzieren – nicht wissenschaftlich, aber mit Blick auf diejenigen Wissenschaften, die bei der Frage der Ursachen ins Spiel kommen.

Was zunächst und am Sichtbarsten verschwindet, ist die Struktur der Landschaft. *Strukturverlust* und *Habitatzerstörung* durch Monokulturen. "Struktur" – das ist der Basso Continuo im Diskurs ums Insektensterben: Struktur der Landschaft, Strukturen aus Landschaftselementen.

Hinter diesem Strukturverlust stehen verschiedene Geschichten. Einerseits *Rechtsgeschichte*: die Geschichte der Flur-Bereinigungen, also Zusammenlegung von Feldern zu großen Feldflächen und ein anderes bäuerliches Erbrecht. Auch die "belebte Flur" Schillers hatte ja in ihren Linien schon diese rechtliche Eigenschaft.

Jene Linien, sieh! die des Landmanns Eigentum scheiden, In den Teppich der Flur hat sie Demeter gewirkt.

Andererseits steht hinter dem rechtlichen Strukturverlust die agrartechnische Entstehung von "Monokulturen", kurz: die Industrialisierung der pflanzlichen Landwirtschaft. Und das ist erstens eine Sache der klassischen *Technikgeschichte*; und zweitens eine Sache der *Chemiegeschichte*.

Also der **Technikgeschichte** schwerer Landmaschinen, von Traktoren, Mähdreschern, inklusive Ballenpressen für Heu, Stroh, Grassilage. (Das geht ja als Technikgeschichte bis dahin, daß die ersten Panzer aus amerikanischen Landmaschinen entstanden sind.) Die großen Maschinen

sind nur für riesige Felder effektiv. Die Sowjetunion mit Feldern so groß wie ganz Charlottenburg hatte eine blühende Traktoren-Kultur, vor allem Traktoristinnen-Kultur, bis zu Heiner Müllers DDR-Stück "Traktor".

Eine Landschafts-Folge des Traktors ist die Bodenverdichtung durch die schweren Maschinen. Bodenverdichtung aber heißt: Keine den Boden bewohnenden Insekten kommen da mehr durch, auch das Wasser kann nicht mehr versickern. (Der Förster und Waldphilosoph Wohlleben jüngst: Auch im Wald verdichten die riesigen Harvester durch Erschütterung und Zittern des Waldbodens diesen so sehr, daß er sich kaum mehr davon erholen wird.)

Außerdem stehen auf den Feldern – den Maschinen zuliebe! – keine Bäume mehr. Das führt man jetzt erst wieder ein: das "Agroforst-Projekt" des Julius-Kühnen-Insitut Göttingen (siehe BMEL-Magazin Forschungsfelder 2/19). Die Abstände der Baumpflanzungen nach Maßgabe der Maschinenbreite. Außerdem reicht das Ackerland – auch den Maschinen zuliebe! – meist bis ganz an die Ränder der Feldwege. Und die Feldwege selbst sind, inklusive des Heideggerschen Feldwegs bei Meßkirch, fast alle geteert – auch den Maschinen zuliebe!

Die *Chemiegeschichte* ist zweigeteilt. Einerseits die lange, aus dem 19. Jahrhundert kommende Geschichte der *mineralischen Düngung* – Stickstoff, Phosphor, Kalium. Das ist zunächst Liebig und sein Minimumgesetz. Liebig baut auch das erste Agrar-Industrie-Unternehmen auf. Das heißt dann ab 1914: Ammoniaksynthese nach Haber/Bosch, ein Verfahren, im industriellen Maßstab aus dem freien Stickstoff der Luft gebundenen Stickstoff für Pflanzen zu gewinnen – und für Schießpulver. Das klappt prima, gigantische Steigerung der Pflanzen-Erträge, mit der Folge: Überdüngung. Alles grünt so grün, daß vor allem Trockenheit und Licht dicht über dem Boden liebende Arten kaum eine Chance mehr haben.

Neben der Düngemittel-Industrie steht andererseits die Chemie der Unkraut- und Schädlingsvernichtung. Unkrautvernichtung heißt: zielsicher bestimmte Pflanzen ausrotten, andere stehen lassen. Letzter Stand bekannt unter dem Namen "Glyphosat". Der eigentliche, nicht sichtbare Punkt daran ist die gentechnische Seite der Sache: die Nutzpflanzen, Mais usw., werden nur darum nicht von Glyphosat vernichtet, weil sie genetisch verändert sind, aber der ganze Rest nicht. Insektenvernichtung heißt derzeit vor allem: Neonicotinoide, also Substanzen, die Insekten nicht töten, sondern orientierungslos machen sollen. (Das ist ein großes Problem bei den Gefährdungsnachweisen, die in der Regel alle auf Tod oder Leben organisiert sind, also Verhaltensstörungen nicht erfassen.) Auch die Insektenvernichtung wanderte in die transgenen Pflanzen. Sogneannter "Bt-Mais" produziert in jeder seiner Zellen ein Gift (die Cry-Proteine des Bacillus thuringiensis), das für Raupen tödlich ist. Von 1996 bis 2009 war Bt Mais auch in Europa erlaubt, jetzt nicht mehr. Wie lang der Abbau im Boden braucht, ist unklar. Was - wissenschaftlich gesichert - durch die Cry-Proteine angegriffen wird, ist die Rhizosphäre, das Wurzelwerk mit all seinen Symbionten. Und auch im Boden leben Insekten.

Nun hat aber die Intensivierung in der Landwirtschaft mit Pflanzen – vier Schnitte pro Jahr – noch einen anderen Hintergrund: die **Landwirtschaft mit Tieren**. Das ist: den *Tanz ums goldene Kalb*, um mit Josef Reichholfs großartigem Buch von 2004 zu sprechen. (Jeremy Rifkin nannte es den *Planet der Rinder* (dt. 1994), folgte in seinen Zahlen allerdings einem anderen Ansatz.) Es geht also um Milch und Fleisch.

Der Tanz ums goldene Kalb wirkt sich zunächst über eine veränderte Futtertechnik auf die Landschaft aus.

Einerseits nicht mehr frisches Gras und Heu, sondern **Silage**, also vorverdaute, gegorene Zellulose (Biomasse), die sich konserviert, weil sie einen bestimmten Säuregehalt hat. Das kommt in den 1930er Jahren aus

Finnland. (Arturi Ilmari Virtanen, der 1945 den Nobelpreis bekommt – eben 1945!) Silage wird zur gleichen Zeit und konkurriernd in Deutschland eingeführt. Überall in Bayern etwa gibt es Silage-Vereine. Der Theorie der Silage ist in den 1930er ein Teil der jungen Landwirtschafts-Wissenschaft gewidmet. (Problem: Die Milch schmeckt schlecht und ist nur für Schokolade geeignet.) Silage aber heißt Normierung der landwirtschaftlichen Produktion: Gras ist auch naß und bei Regen einzufahren, die gegorene Silage auch im Winter zu verfüttern. Die Folge für die Landschaft: Der Anbau von purer Biomasse für die Silage braucht möglichst große, möglichst produktive Felder. Überhaupt kommt hier Biomasse als wirtschaftliche Größe zum ersten Mal ins Spiel – vor aller ökologischen Definition und vor den Nawaros der Energiewende.

Andererseits heißt veränderte Fütterung: **Kraftfutter** zur Erhöhung der Milchleistung. Gigantische Milchleistungen. Das Kraftfutter besteht aus Getreide oder aus Soja, das in Brasilien angebaut wird, in den abgeholzten tropischen Urwäldern. Die dadurch in rauhen Mengen anfallende flüssige Gülle – nicht fester Dung! – bleibt aber in Europa und kommt auf die Felder. Folge: Überdüngung, Nitratbelastung.

Hintergrund der Produktionssteigerungen in Milch und Fleisch ist natürlich auch die lange *Kulturgeschichte des Fleisch Essens*, vor allem in Amerika und Deutschland.

Dazu kommt aber direkt in der Sphäre der Nahrungsmittel-Produktion eine andere strukturelle Entwicklung, die sogar das BMEL in seiner Vorstellung der Agrarreform 2015 anspricht: die "Marktstellung" der Landwirte "in der Lebensmittelkette, die durch starke Konzentration des Lebensmittelhandels geprägt ist" (BMEL 2015 Agrarreform: Seite 11a unten). Also REWE, EDEKA, ALDI, LIDL – all die schönen Namen, bei denen Sie einkaufen, sind auch eine versammelte Macht über agrarische Produktionsweisen. "Lieferketten": Im Seminar besuchte uns eine Vertreterin der Initiative "Bio-Diveristy in Good Company". Sie ermuntert

Unternehmen dazu, Lieferketten-Analysen zu machen und sie auch zu veröffentlichen. Das ist wissenschaftlich schwierig, aber es ist ein harter Kern der ganzen Sache. Wie sich die bestimmte industrielle Produkte und ihre Lieferketten auf die Insekten auswirken – also der *Biodiversitäts-Fußabdruck* eines Produkts: Das ist ein Schlachtfeld von Ökonomie und Wissenschaft.

Das wäre die eine, die pflanzlich-agrarische und die tierisch-agrarische Seite des Strukturverlusts. Die Kehrseite liegt in der nicht-agrarischen Sphäre: also in *Energie* und *Infrastruktur* der Technosphäre. Auch sie kommen in der Landschaft an.

Am sichtbarsten natürlich die *Infrastruktur* durch Versiegelung:
Logistikzentren entlang von immer mehr und immer breiteren
Autobahnen. Weniger sichtbar ist: Die Hitze, die Motoren bei hoher
Geschwindigkeit erzeugen, bindet genauso wie Heizkraftwerke Stickstoff
aus der Luft zu Nitrat und dieses Nitrat regnet, sommers und winters,
tags und nachts unterschiedslos auf alle Pflanzen, Folge: Überdüngung
aus der Luft.

Zweitens die *Energie* im Zeichen der *Energiewende*. Sie läßt sich kurz auch so auf den Punkt bringen: Im Zeichen der Energiewende wandert Energiegewinnung in die Fläche, das ist: in die Landschaft. Selbst der Braunkohle Tagebau, dem in Westdeutschland die Dörfer von 43000 Menschen, in Ostdeutschland die von 80000 Menschen weichen mußten: Selbst der ist räumlich relativ konzentriert. Dagegen verändern die Techniken aller vier erneuerbaren Energien die Landschaft grundlegend und weit in die Fläche ausgreifend: *Wasser Wind Sonne Bioenergie*.

Der Eingriff in die Struktur der Landschaft durch *Windparks* (Wind Energie Anlagen WEA) ist jenseits ästhetischer Kriterien umstritten: auf Vögel, Insekten, Struktur von Feld, Flur, Wald. Was sich unter den Panelen von *Solarfeldern* (Photovoltaik-Freiflächenanlagen) an Land abspielt, ist

ebenfalls unklar. Daß darunter keine blühenden Wiesen wachsen, scheint bislang evident. Vom *Wasser*, also der Regulierung von Flüssen, Habitat-Vernichtung von Auwäldern und Kiesbänken mag ich erst gar nicht sprechen.

Am sichtbarsten und für die Insekten spürbarsten aber kommt in der Landschaft die schon erwähnte *Bioenergie* an: also die "Produktion" von Biomasse, die in Gärreaktoren zu Methan wird. Die Zeitschrift des BMEL "Forschungsfelder" hat diese Woche (Juli 2019) den letzten wissenschaftlichen Stand der Mikrobiologie in dieser Sache resümiert: Was genau passiert in den *foodwebs* von Archaea, Bakterien, Protozoa der 9000 Bioreaktoren in Deutschland? Aber unabhängig von den Bakterien: Vergoren wird meist Biomasse (statt Essensabfälle) und das landet als Effekt in der Landschaft. Möglichst viel Biomasse muß möglichst schnell nachwachsen. Der Effekt: Unter dem Druck, Biomasse zu produzieren entsteht am Ende das, was zwei großartige Skripte des BfN schon 2013, weit vor der Debatte über den Insektenschwund, ansprachen als: "ausgeräumte Landschaften" (BfN Skript 337 von 2013, 364 von 2014: "Energielandschaften als Kulturlandschaften der Zukunft?"). –

Das also wäre ein erster, sehr oberflächlicher Galopp durch das Geflecht der Ursachen des Insektenschwunds. Den Einfluß der Klimaerwärmung habe ich bewußt übersprungen – auch weil er ja so wenig eindeutig ist, was das Insektensterben angeht.

( Man könnte und müßte die Lage der Dinge natürlich auch anders aufzäumen: etwa von dem her, was die Insekten *tun*. Also von den Kreisläufen der Bestäubung, *pollination and pollinators*, her oder den Stoff-Kreisläufen. In vielen Stoffkreisläufen tauchen auch Insekten auf – als Zersetzer von organischer Materie etwa, meist durch Symbiose mit Einzellern (Archaea, Bakterien, Protoktista) in Termitenbauten, der im Tierreich sehr seltenen Zersetzung von Lignin, Verdauung von Holz, ihrer

Tätigkeit an Wurzeln, überhaupt ihre ganze Tätigkeit im Boden. Alles das und vor allem die mikrobielle Ökologie der Insekten und ihre vielfältigen Symbiosen, ist ein weites Feld der Forschung. Daraus könnte am Ende eine andere Struktur des Ursachenfelds für den Insektenschwund zu gewinnen sein. Die Grundfrage ist: Denkt man bio-topisch, also vom Wohnort aus, oder denkt man funktionell? )

Aber ich wollte es hier einmal von dem her sehen, was man *Druck auf die Landschaft* nennen könnte, dieser vielfältige Druck, dem die Landschaft als Versammlung von Wohnorten der Insekten ausgesetzt ist. Denn die Landschaft ist eben nicht mehr die freie Flur Schillers – auch wenn wir mitunter aufatmen in ihr. "Frei empfängt mich die Wiese mit weithin verbreitetem Teppich." Es geht nicht mehr um "mich", sondern darum, daß die Insekten und "ich" vermittelt über die Insekten diesen Druck spüren: Erst durch diese Vermittlung hindurch kommt jetzt das kulturelle, lyrische "Ich" ins Spiel. Und aus diesem Ich konnte ja eine ganze Gesellschaft unter hochtechnischen Bedingungen werden. **CHK** 

## Konsequenzen

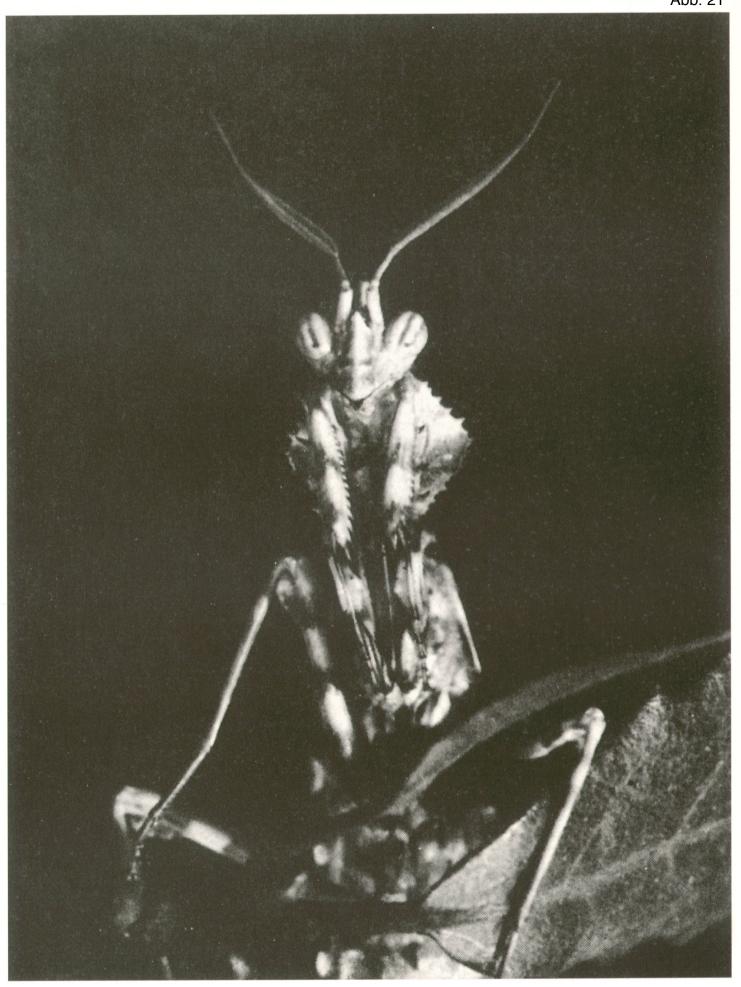
Was könnte man lernen aus solch einem halbsystematischen Par-Force-Ritt? Vier kurze Andeutungen zum Schluß.

**A.** Zunächst einmal, daß sich alle gesellschaftlichen, technologischen, konsumistischen Prozesse in der Stadt irgendwie in dem niederschlagen, was sich draußen abspielt, vor der Stadt – um es altertümlich schillersch auszudrücken. Es gibt kaum einen Lebensbereich, eine Domäne hochtechnischer Gesellschaften, die NICHT in der Landschaft ankommt und damit bei den Insekten. Nur ist das bislang eben in der diskursgenerierenden und -verwaltenden Stadt verborgen geblieben und kommt erst jetzt zu Tage: der überraschende Rückzug der Insekten.

( Man könnte das auch philosophischer sehen, etwa mit dem Denken eines großen Insekten-Liebhabers, dem französischen Philosophen Roger Caillois. Caillois hatte in einer Art Phantasmagorie der Evolution einmal die Vision, daß irgendwann in der Entwicklung der Tiere eine Gabelung stattfand: der eine Ast entwickelte sich zu den Warmblütern, den Säugetieren und immer weiter, weiter bis er schließlich beim Menschen als höchst entwickelter Form landete; der andere Ast entwickelte sich zu den Arthropoda, den Gliederfüssern mit Exoskelett und immer weiter, weiter bis er schließlich bei den Insekten als höchst entwickelter Form landete. Und eines Tages stehen sie sich gegenüber: Mensch und Insekt. Aug in Aug (**Abbildung** 21).

Eine Faszination, die bei Caillois, der vom Verhalten der Insekten aus denkt, an tiefste Schichten des Imaginären in der menschlichen Psyche rührt. Aber jetzt, im ökologischen Zeitalter, sieht die Lage so aus: Aus der Botschaft der Faszination wird die Botschaft des Rückzugs. Sie wenden sich ab. In den technisch höchst entwickelten Gesellschaften am unübersehbarsten. Aber eben nicht so unübersehbar, daß wir diesen Prozeß nicht jahrelang übersehen hätten. Denn erst seit zwei Jahren – ja zwei Jahren! – sprechen alle über den Rückzug der Insekten!

- **B.** Daraus entsteht *zweitens* die Frage: Wie fließt eigentlich das Wissen vom Land in die Stadt? Woher haben wir "neueste Zeitung" von dem, was auf dem Land passiert? Wir wissen in der Stadt erst mal gar nichts davon, was draußen passiert. Wir müßten Netzwerke aufbauen, um das regelmäßig zu erfahren.
- C. Drittens aber zeigt der kleine Galopp: Wenn wir Ursachen als Sachen der Landschaft orten, haben wir es nicht mit einer oder einigen wenigen Wissenschaften zu tun wie bei der wissenschaftlichen Feststellung des Insektenschwunds selbst. Da sind es ja im Wesentlichen Entomologie, Taxinomie, Populationsbiologie, Metereologie, Gentechnik und eine Überwissenschaft namens Data Science. "Landschaft" aber ist eine Versammlung nicht nur von Wohnorten, sondern von Wissenschaften: Rechtsgeschichte, Geographie, historische Geographie,



6. ZAUBERMAGIE BEI MANTIS MENDICA

Agrarwissenschaften, Technikgeschichte des Maschinenbaus, Wissenschaftsgeschichte der Chemie, Sozialgeschichte, Wirtschaftsgeschichte und am Ende, siehe Schiller, auch Literaturgeschichte.

Man könnte fast auf eine Idee kommen, die der Nobelpreisträger Francois Jacob einmal hatte: Er wollte eines Tages, nach Jahrzehnten Bakterienfroschung, ein Institut gründen für alle Wissenschaften, die sich in irgendeiner Weise mit der Maus beschäftigen. Ein Institut für alle Wissenschaften, die sich mit den Ursachen des Insektenschwunds in der Landschaft beschäftigen, müßte um einige Dimensionen größer sein. Könnte es überhaupt gegründet werden?

**D.** Was man schließlich von dem kleinen Galopp auch lernen könnte: Knotenpunkt, Ausgangs- und Endpunkt im Geflecht der Ursachen des Insektenschwunds ist eine Theorie und Geschichte der *Landwirtschaft*. Der Landschaft, die Wirtschaft wurde – als Land-Wirtschaft. Oder:

"Die Wahrheit ist auf dem Feld. Eine Wissensgeschichte der deutschen Landwirtschaft."

Frank Uekötter hat 2010 diese weit ins 19. Jahrhundert zurückreichende Geschichte des Wissens und der Wissenschaft in der Land-Wirtschaft geschrieben.

#### Für die Diskussion

IPBES - Conceptual Framework - TEEB:

Von Wissenschaftsgeschichte und Kulturwissenschaft völlig unbemerkt hat sich da eine neue Kultur des Wissens herausgebildet: eine Welt-Text-Produktion. Hoch reflektiert. Grade in der Frage der Biodiversität – also der Biodiversitätskrise (sie wurde nicht zuletzt auf dieser Ebene so getauft). Biodiversität läßt sich nur in einer Diversität von Wissensformen untersuchen. Western Science ist da, so wird behauptet, nur eine Form. Nur ist Biodiversität selbst eben ein Konzept, das es nur in der Western Science gibt, das wird ausdrücklich gesagt. Also was machen mit shizen kyosei shakai etwa, der shintoistischen Form von Symbiosis; mit dem, was in den Anden heißt: senluo-wanxiang und mit tien-tie, also Himmel und Erde des Taoismus, mit den Mother Earth Konzepten Lateinamerikas, mit fonua vanua whenua ples der Südpazifischen Inselwelt? Alles Formulierungen von Biodiverstität. In diesem Kontext rutscht dann plötzlich der großartige zweite Band von Levi-Strauss' Mythologica: Vom Honig zur Asche, wo es um die Bienenkulturen Brasiliens geht, ganz oben auf die Agenda des Weltbiodiversitäts-Rats. Es wird ausführlich aus Levi-Strauss zitiert. Die Frage aber bleibt immer: Was können wir vom sogenannten ILK lernen, welche Kulturen der Biodiversität? Kann man aus Levi-Strauss etwas für die Biodiversitätskrise lernen? - Dazu kommen dann, uns näher liegend, eigene, jeweils 400-seitige Darstellungen der Methoden, der Modellbildungen und Simulations-Techniken, die verwendet werden, um dieses Weltwissen zu erzeugen. Vielleicht fing es an mit Global 2000, 1977 in Auftrag gegeben, 1980 veröffentlicht - dieses Denken in Weltmodellen und ihrem Stand in silico 1980. - Das SIND "Kulturen des Wissens" auf dem state of the art. DAS wäre ein Thema für eine ganze Serie künftiger Seminare. Ade digital humanities!



# naturmagazin BERLIN - BRANDENBURG

HOME | TITELTHEMA | NATUR... | RUBRIKEN

- Sie würden uns fehlen
- **↓** "Früher gab es mehr
- Schmetterling"

  Edelsteine und

  Elfen erfreuen

  auch Landwirte
- **Schmetterlinge**
- Zurück in Brandenburg
- Gute Jahre für Feuerfalter
- Zählen und staunen
- → Weidelandschaft Lichterfelde-Süd
- DerEichenprozessionsspinner

# **AUSGABE 3/2016**

# "FRÜHER GAB ES MEHR SCHMETTERLINGE"

LANGZEITSTUDIE UNTERSUCHT ENTWICKLUNG VON TAGFALTERN UND WIDDERCHEN

Eine Langzeitstudie im Raum Regensburg hat den Artenverlust von Tagfaltern und Widderchen sowie die Veränderung der gesamten Schmetterlings-Artengemeinschaft über einen Zeitraum von rund zweihundert Jahren belegt. Besonders prekär: Viele der Untersuchungsflächen befinden sich in bereits seit langem ausgewiesenen Naturschutzgebieten.

> Bildergalerie

Das Verschwinden von vielen Arten unterschiedlicher Artengruppen, seien es Vögel, Amphibien, Reptilien, Blütenpflanzen oder eben Schmetterlinge aus unserer Landschaft wird seit vielen Jahren beobachtet. Langzeitbeobachtungen bieten die einzige objektive Möglichkeit, diesen Rückgang quantitativ wie qualitativ zu belegen. Solche Datenreihen, die über viele Dekaden hinweg am gleichen Standort für die gleiche Artengruppe und möglichst mit ähnlicher Methode erhoben wurden, sind jedoch äußerst selten. Naturkundemuseen und alte Aufzeichnungen können hierfür wertvolle Grundlagen liefern, wie eine Studie an Tagfaltern und Widderchen aus der Region um Regensburg zeigt. Unlängst wurde sie von Habel und Kollegen im Fachblatt Conservation Biology publiziert.

# **Die Studie**

In der "Regensburger Studie" wurde die Zusammensetzung der Schmetterlings-Artengemeinschaften über einen Zeitraum von fast zweihundert Jahren rekonstruiert – beginnend also noch vor der Industrialisierung und sämtlicher agrarischer Revolutionen bis hin zur Gegenwart. Ausgewertet wurden die seltenen Daten von Wissenschaftlern der Technischen Universität München, der Zoologischen Staatssammlung München, des Senckenberg Deutschen Entomologischen Instituts in Müncheberg und der Universität Torun in Polen. Geradezu ein Glücksfall war für sie, dass Regensburg außerdem über eine der ältesten Wetteraufzeichnungen weltweit verfügt. Die Wissenschaftler waren somit in der Lage, Veränderungen der Artengemeinschaften mit abiotischen Veränderungen – wie Niederschlagsmengen und Temperatur – in Verbindung zu setzen und zwischen globalen und regionalen Effekten – wie Klimaveränderung oder Stickstoffdeposition – und lokalen Effekten – wie Verbuschung und Habitatverinselung – zu differenzieren. Orte der Erfassung waren mehrere Magerrasenstandorte bei Regensburg, die bereits seit längerer Zeit als Naturschutzgebiet unter Schutz stehen und durch Pflegemaßnahmen erhalten werden.

# Die Ergebnisse

Seit 1840 hat die Gesamtartenzahl der Tagfalter und Widderchen auf den untersuchten Flächen bis heute deutlich abgenommen: Von einst ca. 130 Arten wurden bei den jüngsten Erhebungen nur 71 wiedergefunden. Der Rückgang betrifft allerdings nicht alle Arten gleichermaßen: Solche mit geringen ökologischen Lebensraumansprüchen, wie beispielsweise Tagpfauenauge, Kleiner Fuchs, Großes Ochsenauge, Schornsteinfeger oder Rotkolbige Braundickkopf, blieben über die gesamte Zeit hinweg stabil. Klare Verlierer sind hingegen die Habitatspezialisten, also diejenigen Arten, die sehr spezifische ökologische Ansprüche stellen. Geradezu dramatisch sind die Rückgänge bei typischen Trockenrasenarten – obwohl gerade diese in den untersuchten Habitaten eigentlich beste Überlebenschancen haben sollten. Doch die Hälfte der dort einst vorgekommenen Arten ist dort inzwischen verschwunden.

**AKTUEL** Ausgabe

Lesen Sie Ausgabe d Naturmaga **mehr...** 

#### Wandel mit Folgen

Maßgeblich für das Verschwinden vieler Trockenrasenarten dürfte auf den Untersuchungsflächen der Rückgang der Schafbeweidung sein, die durch die aktuellen Naturschutzmaßnahmen nicht gleichwertig kompensiert wird. Als Folge des Bewirtschaftungswandels verschwanden schütter bewachsene Bereiche mit Rohbodenstellen und in der Folge die auf diese Habitate spezialisierten Arten, beispielsweise das Kleine Ochsenauge oder die Berghexe – sie wurden zuletzt in den ersten drei Dekaden des 20. Jahrhunderts beobachtet. Ein späteres Zuwachsen der Kalkfelsen führte zum Verschwinden weiterer Arten, deren Raupen speziell in diesen Bereichen heranwachsen: beispielsweise der Rote Apollo, der nach den 1980er Jahren dort nicht mehr beobachtet wurde. Die weitere Verbuschung, Versaumung, Verkleinerung und Isolation der restlichen Kalkmagerrasen ließ weitere Arten erlöschen. Mit dem Regensburger Gelbling verschwand eine östliche Steppenart zunächst aus dem Untersuchungsgebiet und mittlerweile aus Deutschland. Als dringliches Warnsignal muss angesehen werden, dass im laufenden Jahrzehnt noch keine Nachweise des Krainer Widderchens vorliegen; diese Art tritt auf Kalkmagerrasen normalerweise in großen Dichten auf. Die Kalkmagerrasen-Spezialisten, die bis heute im Gebiet überlebt haben, wie der Himmelblaue Bläuling oder der Silbergrüne Bläuling, kommen auf den verbliebenen kleineren Habitatflächen oft in großen Populationen vor, so dass sie bisher noch dem Aussterben entgangen sind.

## **Gefährdete Arten besonders bedroht**

Noch dramatischer als bei den typischen Kalkmagerrasenarten vollzieht sich der Rückgang im Untersuchungsgebiet bei den Arten, die aktuell auf der Roten Liste stehen. Im Vergleich zum 19. Jahrhundert sind von dieser Gruppe mittlerweile etwa 60 Prozent verschollen. Generell beobachten wir deshalb, dass der Anteil der Generalisten an der Gesamtartenzahl deutlich zunimmt, was durch den dramatischen Verlust an Spezialisten begründet ist. Die bisherigen Bemühungen, die Artenvielfalt in diesen hochgradig schutzwürdigen und schutzbedürftigen Habitaten zu erhalten, kann daher nur als gescheitert betrachtet werden. Das, was eigentlich geschützt werden sollte, ist weitgehend verschwunden. Das, was wir eigentlich überall sonst auch finden, hat überlebt.

# **Gründe des Artensterbens**

Die Gründe für das Aussterben der Spezialisten sind vielfältig und nicht ausschließlich durch die Veränderungen in den Naturschutzgebieten zu begründen. So kamen zum Beispiel noch im 19. Jahrhundert zwei Moorarten – der Große Heufalter und der Hochmoorgelbling – gelegentlich auf den Trockenhängen vor. Dorthin flogen sie aus ihren eigentlichen Habitaten, den Moorbereichen in der Donauniederung, ein. Als diese Lebensräume jedoch vernichtet wurden, fielen die Arten auch als Gäste auf den Trockenhängen aus. Die in der Nachkriegszeit einsetzende radikale Umgestaltung vormals blütenreicher und mäßig feuchter Mähwiesen zu Intensivgrünland, Ackern oder Siedlungsraum führte für etliche Arten zu einem Wegfall wichtiger Habitate, ihre Vernetzung ging verloren. Kleinere Satellitenpopulationen, die früher auf den Kalkhängen existierten, konnten sich nicht mehr halten. Ein Beispiel hierfür dürfte der letztmals in den 1980er Jahren beobachtete Lila Goldfalter sein. Auch die im Verlauf des Klimawandels zunehmende Atlantisierung des Klimas dürfte für viele Arten von großer Bedeutung sein. Die zunehmend wärmer und nasser werdenden Winter können bewirken, dass den Raupen eine schützende Schneedecke fehlt, auch werden sie vermehrt von Pilzen befallen. Zudem können die Raupen in milden Wintern schon aktiv werden, bevor die Natur für sie Nahrung bereithält – sie verhungern. Beispiele dieser Klimaverlierer könnten der letztmals in den 1980er Jahren beobachtete Weißbindige Mohrenfalter oder der in diesem Jahrzehnt noch nicht nachgewiesene Dukatenfalter sein. Diese Arten ziehen sich inzwischen verstärkt in die höheren Mittelgebirgslagen zurück, wo es auch heute noch kältere und trockenere Winter gibt. Auch der Große Eisvogel, überall in Deutschland dramatisch im Rückzug, könnte zu den Klimaverlierern gehören. Für ihn führten aber auch Veränderungen in der Forstwirtschaft, hin zu dunklen Fichtenschlägen und weg von sonnigen Laubwäldern mit reichen Randstrukturen, zu erheblichen Lebensraumverlusten. Aber auch Stickstoffemissionen spielen eine große Rolle beim Artensterben: Sie bewirken ein zunehmendes Pflanzenwachstum und sorgen für eine verstärkte Verschattung einst sonniger Larvallebensräume. Auf diese Weise können sich die Lebensbedingen für etliche an Wärme und Trockenheit angepasste Arten – trotz generellem Temperaturanstieg – gerade für sie deutlich verschlechtern.

Neben diesen abiotischen Veränderungen (Klima, Stickstoff) spielen auch Landschaftsveränderungen eine große Rolle: Stochastische Prozesse, also das lokale Aussterben von Arten, können zur Ausdünnung von Arten in unseres Landschaft führen. Das betrifft besonders jene, die spezifische Lebensraumansprüche stellen und nur ein geringes Ausbreitungspotential haben, was auch die Analyse der Regensburger Datenreihe bestätigt. Diese Tatsache ist besonders alarmierend, da offensichtlich selbst auf geschützten Flächen (FFH Gebieten, Naturschutzgebieten) trotz Schutz und Management über lange Zeiträume hinweg seltene Arten nicht erhalten werden können. Somit müssen wir vor diesem Hintergrund die Effizienz des bestehenden Schutzgebietsnetzwerkes zumindest für Tagfalter kritisch hinterfragen.

# Nicht alle verlieren

Neben zahlreichen Verlierern gibt es auch einige wenige Arten, die nach lokaler Auslöschung selbst nach einigen Dekaden plötzlich wieder Auftreten, wie der Kurzschwänzige Bläuling, der eventuell vom extrem warmen Sommer 2003 profitierte, oder der Wandergelbling, der vielleicht als Folge der Klimaerwärmung immer öfter und zahlreicher Deutschland im Frühjahr erreicht oder gelegentlich sogar vor Ort an klimatisch begünstigten Stellen den Winter übersteht. Auch der Malvendickkopf tritt nach einer "Pause" in der Mitte des vorigen Jahrhunderts nun wieder auf; vielleicht sind die Temperaturen im Donautal schon so hoch, dass er auch dort, ähnlich wie in Südeuropa, zu einer eher generalistischen Art wird. Ebenfalls nach einer Periode ohne Nachweise im gleichen Zeitfenster wird der Mattscheckige Dickkopf wieder gefunden. Da diese Art oft in versaumten Bereichen angetroffen

wird, könnte er sogar von dieser für die meisten anderen Arten nachteiligen Habitatentwicklung profitieren.

## Gab es früher mehr Schmetterlinge?

Welche Arten auf einer Fläche vorkommen und wie diese sich dort entwickeln, ist von vielfältigen, eng miteinander verwoben und komplexen Faktoren abhängig. Doch gab es früher denn nun wirklich mehr Schmetterlinge als heute? Ja, dies bestätigt die Regensburger Zeitreihe; ähnliche Daten liegen aber auch für andere Regionen Deutschlands vor, beispielsweise für das Gebiet der Stadt Düsseldorf, den Raum Trier oder den Mainzer Sand. Meist werden potenzielle Trends in Artengemeinschaften aber bedingt durch unsere eigene begrenzte Lebensdauer – über eher relativ kurze Zeiträume betrachtet. Somit bestimmt jeder Beobachter für seine Generation entsprechend eine "neue" Ausgangssituation, die von Generation zu Generation individuell und somit subjektiv verschoben wird. Langzeitbeobachtungen sind daher umso wichtiger, um Trends objektiv und unabhängig von subjektiver, generationsgebundener Wahrnehmung zu beschreiben und zu bewerten. Besonders hervorzuheben ist aber, dass sich das Verschwinden der untersuchten Arten stark beschleunigt zu haben scheint: Während des 19. Jahrhunderts verschwand von ihnen lediglich eine dauerhaft, bis Ende der 1970er Jahre waren es immerhin schon zwölf. Dann machte der Artenrückgang einen Sprung: In den sich anschließenden Dekaden erloschen jeweils weitere zehn bis elf Arten. Den Rekord stellt jedoch unser aktuelles Jahrzehnt mit erschreckenden 26 Arten auf, die nun nicht mehr gesichtet werden.

Die dargelegten Daten untermauern objektiv und über einen Zeitraum von fast 200 Jahren den häufig geäußerten Satz: "Früher gab es mehr Schmetterlinge". Und ihr Verschwinden wird immer schneller – sogar in Schutzgebieten, die eigens zum Schutz genau dieser Arten angelegt wurden. Dies alles sollte uns besonders alarmieren!

Jan Christian Habel, Andreas Segerer & Thomas Schmitt

Im Original ist die Studie unter http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/cobi.12656/full erhältlich.

LESERKOMMENTARE (0)

Es sind noch keine Kommentare vorhanden.

➡ Kommentar hinzufügen

# **TITELTHEMA**

Sie würden uns fehlen "Früher gab es mehr... Edelsteine und Elfen... Ein Garten für... Zurück in Brandenburg Gute Jahre für... Zählen und staunen Weidelandschaft... Der...

# NATUR...

... ohne Grenzen ... und Kunst ... im Rückblick

# RUBRIKEN

Aktuelles Aktuelles Aktuelles Projekt

# Conservation Biology



# Contributed Paper

# Butterfly community shifts over two centuries

Jan Christian Habel,\*¶ Andreas Segerer,† Werner Ulrich,‡ Olena Torchyk,\* Wolfgang W. Weisser,\* and Thomas Schmitt§\*\*

\*Terrestrial Ecology Research Group, Department of Ecology and Ecosystem Management, School of Life Sciences Weihenstephan, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D-85354 Freising, Germany

†Bavarian State Collection of Zoology, D-81247 Munich, Germany

‡Chair of Ecology and Biogeography, Nicolaus Copernicus University in Toruń, Pl-87-100 Toruń, Poland

§Senckenberg German Entomological Institute, D-15374 Müncheberg, Germany

\*\*Department of Zoology, Faculty of Natural Sciences, Institute of Biology, Martin Luther University Halle-Wittenberg, D-06099 Halle (Saale), Germany

**Abstract:** Environmental changes strongly impact the distribution of species and subsequently the composition of species assemblages. Although most community ecology studies represent temporal snap shots, long-term observations are rather rare. However, only such time series allow the identification of species composition shifts over several decades or even centuries. We analyzed changes in the species composition of a southeastern German butterfly and burnet moth community over nearly 2 centuries (1840-2013). We classified all species observed over this period according to their ecological tolerance, thereby assessing their degree of habitat specialisation. This classification was based on traits of the butterfly and burnet moth species and on their larval host plants. We collected data on temperature and precipitation for our study area over the same period. The number of species declined substantially from 1840 (117 species) to 2013 (71 species). The proportion of habitat specialists decreased, and most of these are currently endangered. In contrast, the proportion of habitat generalists increased. Species with restricted dispersal behavior and species in need of areas poor in soil nutrients had severe losses. Furthermore, our data indicated a decrease in species composition similarity between different decades over time. These data on species composition changes and the general trends of modifications may reflect effects from climate change and atmospheric nitrogen loads, as indicated by the ecological characteristics of host plant species and local changes in habitat configuration with increasing fragmentation. Our observation of major declines over time of currently threatened and protected species shows the importance of efficient conservation strategies.

**Keywords:** atmospheric nitrogen, community structure, dispersal behavior, ecological tolerance, Rhopalocera, stochastic processes, temporal species turnover, time series

Cambios en las Comunidades de Mariposas a través de Dos Siglos

Resumen: Los cambios ambientales impactan fuertemente la distribución de las especies y en consecuencia a la composición de los conjuntos de especies. Aunque la mayoría de los estudios de ecología de comunidades representan panoramas temporales, las series de tiempo a largo plazo son bastante raras. Sin embargo, sólo este tipo de información a largo plazo permite la identificación de los cambios en la composición de especies a través de varias décadas o incluso siglos. Analizamos los cambios en la composición de especies en las comunidades de una mariposa del sureste alemán y una polilla ziygena a lo largo de casi dos siglos (1840-2013). Clasificamos todas las especies observadas en este periodo de acuerdo a sus características ecológicas, para así evaluar su grado de especialización de bábitat. Esta clasificación se basó en los caracteres de las especies de mariposa y de polilla o en las plantas bospederas de sus fases larvales. Para nuestro estudio colectamos datos del mismo periodo de tiempo sobre la temperatura y la precipitación en nuestra área de estudio. El número de especies declinó sustancialmente de 1840 (117 especies) a 2013 (71 especies). La proporción de especialistas de bábitat disminuyó y la mayoría de estos se encuentran actualmente en peligro de extinción. En contraste, la proporción de generalistas de bábitat incrementó. Las

Habel et al. 755

especies con un comportamiento de dispersión restringido y las especies que requieren de áreas pobres en nutrientes del suelo tuvieron pérdidas severas. Además de esto, nuestros datos indicaron una disminución en la similitud de la composición de especies entre décadas diferentes en el tiempo. Estos datos sobre los cambios en la composición de especies y las tendencias generales de las modificaciones pueden reflejar los efectos del cambio climático y las cargas de nitrógeno atmosférico, como fue indicado por las características de las especies de plantas hospederas y los cambios locales en la configuración de bábitat con la fragmentación creciente. Nuestra observación de grandes declinaciones de especies amenazadas y protegidas a través del tiempo muestra la importancia de las estrategias eficientes de conservación.

Palabras Clave: comportamiento de dispersión, estructura comunitaria, nitrógeno atmosférico, procesos estocásticos, remplazo temporal de especies, Rhopalocera, serie de tiempo

#### Introduction

Species are strongly influenced by environmental changes at different spatial scales. Climate change and atmospheric nitrogen loads act at a large geographic scale, whereas increasing destruction or fragmentation of formerly interconnected habitats and decreasing habitat quality act at regional and local scales. Species react to environmental modifications either through local adaptations (Karl et al. 2009) or modifications of their distributions (Berg et al. 2010). Thus, studies reveal range contractions of cold-resistant species and range expansions of warm-loving species over elevational and latitudinal gradients in response to climate change (Parmesan et al. 1999; Scriber 2014). Furthermore, increasing atmospheric nitrogen loads already have caused remarkable changes in community assemblages; habitat generalists have become more dominant and there are fewer species with specific habitat demands, for example, species adapted to habitats poor in nutrients or monophagous taxa. Such rapid largescale modifications may strongly affect local species assemblages and hence affect interactions among species (Blois et al. 2013), for example, geographic mismatches between hosts and host plants (Schweiger et al. 2008; Bowman et al. 2006; Phoenix et al. 2006; Duprè et al. 2010; Filz et al. 2013a).

In addition to these large-scale impacts, locally driven factors in combination with the ecological demands of taxa may significantly impact the composition of communities. Many land-cover types today are represented only by comparatively small and isolated remnants, wherein many negative effects on a population level persist (Fahrig 2003). Such small and isolated populations are highly and negatively affected by environmental and demographic stochasticity (Melbourne & Hastings 2008) and thus are particularly subject to extirpation (Reed & Frankham 2003). Here, the ecological amplitudes of species play a pivotal role in the persistence of taxa over time. Species with specific ecological demands and species with low dispersal abilities are assumed to be more prone to extirpation than highly mobile species and habitat generalists. This situation underlines the necessity to balance potential negative population trends on the landscape level (Schloss et al. 2012; Polic et al. 2014).

Comparative studies of potential changes in the composition of communities, based on data sets collected at least at 2 points in time, provide valuable insights into trends of the local biota. Although long-term data sets on single species are available (reviewed in Müller et al. 2010), few studies trace potential changes of community compositions and structures over longer periods (e.g., Wenzel et al. 2006; Augenstein et al. 2012; Filz et al. 2013a). Such time series mainly cover relatively short periods of a few years or decades, are limited to 2 or 3 points in time, and do not include the preindustrialization period. Thus, most data sets cannot be used to study the entire transformation process from the time of preindustrial farming through the high-productivity industrialized agriculture of today (Wenzel et al. 2006; Augenstein et al. 2012). An exception is the recent work of Ollerton et al. (2014), who found that extinction pulses are related to changes in agricultural practices. Therefore, the integration of community data collected prior to the onset of the focal drivers of environmental change is essential to set appropriate temporal baselines for community comparisons (cf. Papworth et al. 2009). This will allow for a more comprehensive evaluation of potential responses of taxa and communities to environmental changes over time and allow the evaluation of the efficiency of recent conservation strategies.

We analyzed a data set of butterflies and burnet moths that covers the past 2 centuries. These data consist of decades of species records collected at protected calcareous grasslands in the vicinity of the city of Regensburg in southeastern Germany. We considered the ecological characteristics and biology of each species based on its habitat demands, dispersal behavior, and larval ecology (Weidemann 1986, 1988; Bink 1992; Bräu et al. 2013). We further assessed the ecological needs of the main larval host plants from all Lepidoptera species observed relative to soil moisture, soil nutrients, temperature, and sunlight and shade requirements. Furthermore, we integrated local climatic conditions, which were recorded from the same region and for the same period. Based on these data, we analyzed the

756 Shifts in Butterfly Communities

quantitative and qualitative trends of species (i.e., species losses, species gains, and changes in the composition of species). We interpreted our results against the background of ongoing, rapid abiotic and biotic changes, as well as modifications of the landscape structure.

#### **Methods**

#### **Study Area**

Our study area, located near the city of Regensburg, Bavaria (southeastern Germany), has been a nature reserve since 1992. The current conservation area consists of about 45.4 ha of grassland and stretches about 3.5 km on south-facing slopes of the Danube River. It comprises our grassland study site consisting of 3 local patches, Am Keilstein, Schwabelweiser Hänge, and Fellinger Berg (Segerer 2012). These seminatural calcareous grasslands have continuously existed for several centuries and currently represent important habitat remnants of many oligotrophic and xerothermophilic plant and animal species.

#### Species Data Set

We compiled records of butterflies and burnet moths from articles published in international, national, and regional journals and from data stored in the Zoological State Collection Munich (ZSM). Data sets from the past 10 years were provided by one of the authors (AS). We obtained an occurrence matrix of butterflies (Rhopalocera) and burnet moths (Zygaenidae) that ranged from 1770 to 2013. An overview of all resources used is in Supporting Information.

We used data from 10-year periods during which reliable surveys were conducted. Ten-year periods for which various abundant and widespread species were missing, a clear indication of insufficient surveying, were excluded. Thus, we removed the pre-1840s data and data from the decades from 1880 to 1899. We also discarded data from the decades between 1930 and 1969, when recorded species numbers were unreliably low (Table 1). Recorders applied different methods of data collection (observing, netting, transect counts), so we confined our entire data set to a simple presence-absence matrix. Information about species' abundance and density was disregarded. Our final data set contained eleven decades of well-documented species records that covered 3 larger time windows: 1840-1879, 1900-1929, and 1970-2013. Our full data set is in Supporting Information.

#### **Ecological Classification of Species**

To determine the ecological significance of changes in community composition, we categorized all butterfly and burnet moth species according to various ecological and behavioral traits. We assessed biotope preference, habitat type, moisture and temperature preference, degree of openness of the habitat, ecological requirements of larval host plants, and dispersal behavior of imagoes. Hence, each species falls into one of two general groups habitat generalists and habitat specialists. Information on ecological classification was taken from Weidemann (1986, 1988), Bink (1992), and Bräu et al. (2013). We considered the degree of endangerment following the species' classifications in the Red List of Bavaria (Geyer & Bücker 1992). Details on these classifications and assignments of the individual species to categories are in Supporting Information.

#### Climate Data

Time series for the local climatic conditions, including monthly temperature and precipitation data, were taken from the annual records of the German Weather Service (DWD) and covered the period 1871–2013. We used the mean (SD) temperature and precipitation for each decade. The year-wise climatic data records are in Supporting Information. Mean temperature and precipitation were highly and positively correlated during the study period (Pearson  $r=0.87,\ P<0.001$ ). Nevertheless, we used both data sets separately because both parameters affect potential trends in community shifts independently and may impact population trends in different ways.

#### **Ecological Classification of Larval Host Plants**

In addition to the ecological classifications of our studied butterfly and burnet moth species, we determined the ecological requirements of all the main larval host plants used by the recorded lepidopteran species in our study region. We considered 4 parameters: soil moisture, soil nutrients, temperature, and sunlight requirements. We applied Ellenberg's (1992) system of values to determine the ecological tolerance of each Central European vascular plant species based on a number of biotic and abiotic characteristics (for further details see Schaffers & Sýkora 2000 and Wamelink et al. 2002). These data provide valuable information relative to the potential effects from atmospheric nitrogen loads and other factors that occur at an interregional scale. We excluded potential host plant species if they did not occur in our study region according to a plant-species assessment by Segerer (2012). We calculated mean values of the ecological niche of the respective host-plant species and hence for the butterfly and burnet moth species. Ellenberg's indicator values were averaged over all larval host plants potentially used by the respective lepidopteran species in our study region. Further details and an overview of the ecological classification and species-specific values are in Supporting Information.

Habel et al. 757

Table 1. Changes in butterfly and burnet moth species richness and species gains and losses and changes in numbers of generalist species, xerothermophilic species, and endangered species.

| Period    | Species<br>richness | Species<br>gains | Species<br>losses | Generalist<br>species | Xerothermophilic<br>species | Endangered<br>species |
|-----------|---------------------|------------------|-------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------|
| 1840-1849 | 117                 |                  |                   | 60                    | 39                          | 60                    |
| 1850-1859 | 120                 | 8                | 5                 | 60                    | 40                          | 62                    |
| 1870-1879 | 123                 | 6                | 3                 | 61                    | 41                          | 64                    |
| 1900-1909 | 114                 | 8                | 17                | 59                    | 36                          | 61                    |
| 1910-1919 | 63                  | 6                | <b>5</b> 7        | 31                    | 27                          | 35                    |
| 1920-1929 | 73                  | 32               | 22                | 29                    | 36                          | 44                    |
| 1970-1979 | 78                  | 41               | 36                | 45                    | 21                          | 29                    |
| 1980-1989 | 107                 | 33               | 4                 | 58                    | 34                          | 49                    |
| 1990-1999 | 89                  | 7                | 25                | 51                    | 29                          | 39                    |
| 2000-2009 | 92                  | 13               | 10                | 55                    | 31                          | 39                    |
| 2010-2013 | 71                  | 6                | 27                | 48                    | 22                          | 24                    |

Note: Species gains and losses refer to new species and lost species with respect to the previous study decade.

#### Statistical Analyses

We organized the entire data set in a presence-absence matrix with species in rows and time intervals in columns (Supporting Information). We assessed the degree of ordered species loss over time (the nested subset pattern; Ulrich et al. 2009) and the temporal change in community composition (ß diversity). We used the approach of Baselga et al. (2007) and Baselga (2010) and partitioned the overall  $\beta$  diversity ( $\beta_{sor}$ ) among sites into multisite nestedness ( $\beta_{nest}$ ) and turnover ( $\beta_{sim}$ ) components. In this respect, multisite nestedness quantified the part of compositional change caused by ordered species loss, whereas turnover was related to the exchange in faunal composition caused by the local trade-off between extinction and immigration. To quantify the total degree of nestedness, we used standard nestedness derived from the overlap and decreasing fill (NODF) metric, which is a normalized count of the degree of species overlap among the sequence of plots ordered according to decreasing species richness (Almeida-Neto et al. 2008).

Metrics of species co-occurrences, such as NODF and beta diversity, are constrained by matrix geometry (Gotelli & Ulrich 2012) and cannot be used directly to assess degree of nestedness and ß diversity. To assess whether observed patterns deviated from random expectation, we used a null model approach for statistical inference (Gotelli & Ulrich 2012) and compared observed scores with those obtained through randomization. Because species differ in regional abundances and therefore in colonization abilities (mass effects in the sense of Ulrich et al. 2009 and Gotelli & Ulrich 2012), we calculated the expected metric scores from a null model that randomized the focal matrix by placing species into the cells proportional to observed total occurrences (the fixed row-equiprobable column model) as recommended by Gotelli (2000). Low NODF and high values of ß diversity relative to the null expectations imply pronounced temporal changes in species composition and therefore

point to dispersal as a major factor that shapes butterfly communities (Ulrich et al. 2009).

We used one-way distance-matrix-based permutation analysis of variance (PERMANOVA) (Anderson 2001) based on Sørensen dissimilarities  $\beta_{sor}$  to link changes in species occurrences to the ecological classification of species. To relate average decade temperatures and precipitation to the ecological classification, the matrix was multiplied by the temporal vectors to obtain average climate scores for each species. These served as the metric input in a subsequent one-way ANOVA with ecological classifications as categorical variables. We used Sørensen dissimilarities to assess the degree of temporal exchange in faunal composition between the 3 time windows. We used ordinary least-squares linear regression to infer general temporal trends in butterfly community composition.

Similarly, we summed single values for the ecological requirements calculated for the host plant species to obtain average scores for light, moisture, temperature, and nutrient requirements for each decade. We used these scores to assess whether observed changes in habitat conditions translated into differences in species composition.

#### Results

In total, 136 butterfly and burnet moth species were recorded in the study area from 1840 to 2013. The highest species numbers (117 to 123 species per decade) were observed from 1840 to 1880 (130 species for the entire period; Table 1). Species temporal turnover was low during this period (mean  $\beta_{sor} = 0.07$  [SE 0.01]). A lower species number per decade (63-114) but a considerably higher degree of temporal species turnover ( $\beta_{sor} = 0.57$  [0.06]) was observed for the period 1900-1929 (Table 1). However, the total species number during this period was 133 and thus even slightly higher than

758 Shifts in Butterfly Communities

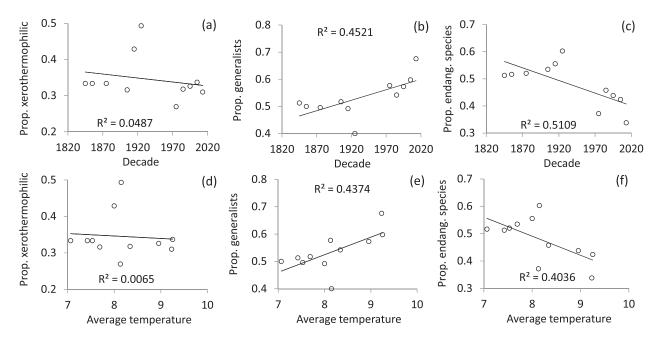


Figure 1. Changes in the proportion of (a) xerothermophilic, (b) generalist, and (c) currently endangered species from 1840 to 2013 and changes in the proportion of (d) xerothermophilic, (e) generalist, and (f) endangered species relative to average temperature scores.

Table 2. The NODF, total  $\beta$  diversity ( $\beta_{sor}$ ), and the respective nestedness ( $\beta_{nest}$ ) and species turnover components ( $\beta_{sim}$ ) of the butterflies and burnet moths matrix of decade presences and absences.

| Metric                | Score <sup>a</sup> | Lower null<br>model CL <sup>b</sup> | Upper null<br>model CL <sup>b</sup> |
|-----------------------|--------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| NODF                  | 0.76               | 0.71                                | 0.73                                |
| $\beta_{sor}$         | 0.59               | 0.59                                | 0.64                                |
| $\beta_{\text{nest}}$ | 0.40               | 0.53                                | 0.58                                |
| $\beta_{\rm sim}$     | 0.19               | 0.01                                | 0.06                                |

Note: Standard nestedness derived from the overlap and decreasing fill.

observed from 1840 to 1880. The period 1970–2013 had the lowest total number of species (121; 71–107/decade) and a relatively high degree of temporal species turnover ( $\beta_{sor} = 0.25$  [0.02]). From 1840 to 1880, temporal variability in species composition was significantly lower than in the latter 2 periods (one-way ANOVA P < 0.05). The proportion of xerothermophilic species did not significantly change over time (Fig. 1a), whereas the proportion of generalist species increased significantly (Fig. 1b) and the proportion of (today) endangered species decreased (Fig. 1c).

The species  $\times$  decade matrix was significantly nested and showed a lower temporal species turnover ( $\beta_{sor}$ ) than expected from our null hypothesis (Table 2), although species (Sørensen) similarity decreased exponentially as temporal distance increased (slope  $z=-0.16\pm0.06$ ;  $r^2=0.29, n=17$ , permutation P=0.03). Consequently,

the partitioning pointed to nestedness as being the major component of  $\beta$  diversity and species turnover as being of minor importance. Because species numbers were significantly negatively correlated with average decade temperature ( $r^2 = 0.49$ , P = 0.01), the degree of ordered species loss after ordering the decades according to average temperature was similar to the ordering according to species numbers and also highly significant (NODF = 0.76, P < 0.001, not shown).

The results of a PERMANOVA (Table 3) suggested generalism, endangerment, and, to a lesser degree, biology as changing with the species numbers and climatic conditions. In turn, land-cover type, larval host plants, and dispersal ability did not significantly covary with species numbers and climatic conditions (Table 3). The proportion of xerothermophilic species did not significantly correlate with temperature (Fig. 1d) and precipitation ( $r^2 = 0.05$ , not shown). The proportion of generalist species increased as average temperature increased (Fig. 1e) and as average precipitation increased ( $r^2 = 0.56$ , P < 0.01, not shown). The proportion of species endangered today correlated negatively with temperature (Fig. 1f) and precipitation ( $r^2 = 0.50$ , P = 0.01, not shown).

Average indicator values of the ecological requirements of larval host plants of the butterfly and burnet moth species supported our results for a general decrease of species with comparatively low ecological tolerance and rather oligotrophic and thermophilic habitat demands (Fig. 2). The proportions of xerothermophilic (Fig. 2a) and endangered species (Fig. 2g) increased

<sup>&</sup>lt;sup>a</sup> Significance: P < 0.001.

<sup>&</sup>lt;sup>b</sup>Upper and lower 99.9% confidence limits of the fixed-equiprobable null model.

Habel et al. 759

Table 3. Results of one-way permutation analysis of variance (species co-occurrences) and one-way analysis of variance (temperature and precipitation).

| Factor             | df | Species co-occurrences | Temperature | Precipitation |
|--------------------|----|------------------------|-------------|---------------|
| Biotope preference | 3  | < 0.01                 | < 0.01      | 0.01          |
| Habitat type       | 9  | 0.10                   | 0.42        | 0.30          |
| Phagy              | 2  | 0.50                   | 0.33        | 0.79          |
| Dispersion         | 6  | 0.2                    | 0.25        | 0.36          |
| Trophic generalism | 1  | < 0.01                 | < 0.001     | < 0.001       |
| Endangerment       | 5  | < 0.01                 | < 0.001     | < 0.001       |

Note: Significant Bonferroni-corrected P values based on F statistics (n = 136 species) (Fig. 1). Changes in the proportion of (a) xerothermophilic, (b) generalist, and (c) currently endangered species from 1840 to 2013 and changes in the proportion of (d) xerothermophilic, (e) generalist, and (f) endangered species relative to average temperature scores.

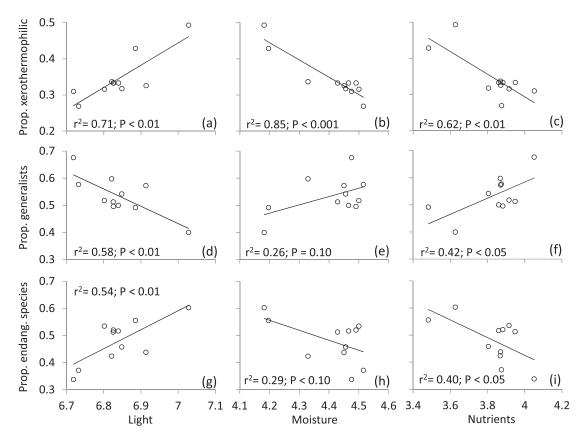


Figure 2. Proportions of xerothermophilic (a, b, c), generalist (d, e, f), and endangered species (g, h, i) in relation to average Ellenberg indicator values (i.e., values to express the ecological character of vascular plants) for light, moisture, and nutrient levels, as inferred from the larval host plants. Regression lines are for ordinary least-squares linear regressions.

and those of generalist species (Fig. 2d) decreased as light requirements of these plants increased. The opposite trends were observed with respect to soil moisture (Figs. 2b, e, and h) and nutrients (Figs. 2c, f, and i).

#### Discussion

#### **Impoverishment of Communities**

We found 3 frequently observed long-term phenomena: a significant loss in the total number of species

(Table 1); major changes in beta diversity among consecutive decades; and a gradual transformation from a species assemblage hosting many habitat specialists to a community dominated by a few habitat generalist species (Fig. 1). Although the proportion of habitat generalists increased, many species with specific habitat demands, restricted dispersal behavior, and comparatively higher degrees of endangerment were extirpated (Fig. 1). This is apparently a general phenomenon, one that has also been observed in the recent past (e.g., Rodríguez et al. 2003; Phoenix et al. 2006; Augenstein et al. 2012).

760 Shifts in Butterfly Communities

This trend fits our data on larval host plants. The average nitrogen values of the principal host plants of the butterfly and burnet moth species present in each decade gradually shifted to higher nitrogen values over time. Thus, the average larval habitat requirements became increasingly eutrophic, which supported the observed trend from communities dominated by calcareous grassland specialists toward communities dominated by common, open-habitat species (Fig. 2).

The gradual extinction of species has resulted in a nested community structure over time, where the more recent species assemblages represent simple subsets of the older ones. This loss of species has been observed by others, who, in contrast, examined only the past few decades. Hence, frequently reported recent species' declines may be a general trend for animal and plant species that coincides with the beginning of industrialization, with its concomitant increases in atmospheric pollution and industrial fertilization of agricultural sites. The biodiversity losses over the last few decades may consequently represent only a small portion of a dramatic biodiversity decrease that has been ongoing for a much longer period than most studies. A combination of large-scale global effects, such as rapid climate change, increasing atmospheric nitrogen loads, and small-scale local effects, such as land-use changes and in particular landuse intensification, may be responsible for these negative trends.

#### **Global Change and Local Species Communities**

High deposition rates of atmospheric nitrogen have detrimental effects on nutrient-poor ecosystems such as bogs, calcareous oligotrophic grasslands (our study site), and heathlands (Stevens et al. 2004; de Vries et al. 2007). Atmospheric fertilization affects the growth potential of plants, greatly changing phytosociological structures (de Vries et al. 2007). In the successional process, plant species typical of nutrient-poor habitats are replaced over time by species of eutrophic sites. This ultimately results in plant communities dominated by few nitrophilic species, and these species are highly successful if they have a sufficient nutrient supply (de Vries et al. 2007). These processes primarily result in large alterations to vegetation that subsequently affect all animal species that rely on specific vegetation structures, for example, butterflies and burnet moths (Filz et al. 2013a, 2013b). Thus, it is mostly species of oligotrophic habitats that are negatively affected by increases in atmospheric nitrogen (Wenzel et al. 2006). Consistent with this contention, we found a significant negative correlation between the nutrient requirements of host plants and the proportion of endangered butterfly and burnet moth species, most of which depend on plants of nutrient poor sites. Furthermore, dominance of a few habitat generalists adapted to nitrophilic host plants increased (Fig. 2f).

In contrast, for example, to Chen et al. (2011), we detected only comparatively moderate effects of climate change on the butterfly and burnet moth community we analyzed. However, our data suggest that habitat generalists have benefited from increasing temperatures, whereas habitat specialists have been negatively affected by increasing temperatures (Fig. 1) and precipitation. These effects may be explained by increased vegetation growth rates triggered by the combination of increased moisture, temperature, and atmospheric nitrogen (Filz et al. 2013b). Greatly increased vegetation growth may also explain the apparently paradoxical situation that thermophilic species are also undergoing substantial declines in response to increased temperatures. However, higher vegetation growth rates, fostered by the combination of increasing plant nutrients, precipitation, and higher temperatures may produce a cooler and more humid microclimate close to the soil. The environment just above the soil is of particular importance in the development of many butterfly and burnet moth caterpillars (Weidemann 1986, 1988; Ebert & Rennwald 1991). Therefore, microclimatic conditions for larval development may be less favorable for xerothermophilic species in our study area today than several decades ago or even during the 19th century when average temperatures were still considerably lower (Filz et al. 2013b).

In contrast to the moderate effects from climate warming in our study area, other studies on butterflies detected stronger impacts, for example, rapid northward colonization of species (e.g., Parmesan et al. 1999; Asher et al. 2001) and colonization of higher elevations (Dieker et al. 2011). These effects are occurring mostly in northern Europe, in particular the British Isles (e.g., Asher et al. 2001) and Fennoscandia (e.g., Parmesan et al. 1999). Range expansions of butterfly and burnet moth species have been limited in Germany over the last 100 years (mostly Pieris mannii and Brenthis daphne in southwestern Germany) and have not been recorded in southeastern Germany. The large majority of these expansive species are habitat generalists, and because they have no specific habitat requirements, they simply follow their climatic envelope (Hill et al. 2002, 2011).

#### **Habitat Configuration and Dominance of Habitat Generalists**

Apart from large-scale global factors, local land-use intensification may have large impacts on the persistence of taxa and thus local species composition. Intensification of agriculture with subsequently increasing levels of habitat fragmentation strongly affects species assemblages via rising environmental and demographic stochasticity, particularly in small and isolated habitat remnants of relatively poor quality (Melbourne & Hastings 2008; Krauss et al. 2010). Such landscape transformations in particular affect species with specific habitat demands (Wenzel et al. 2006; Augenstein et al. 2012; Filz et al. 2013a) and hence

Habel et al. 761

affect many of the vanishing species in our study. Increasing temporal variability of species composition over time (expressed by Sørensen dissimilarity in our study) and the nested structure of the community we studied are warning signs of community impoverishment.

In our study area, the abundance of calcareous grasslands and thus their characteristic species is rather low. In addition, these habitat specialists tend to have relatively low dispersal ability. Thus, the small and isolated populations of habitat specialist species without viable metapopulation structures in our study area are subject to inbreeding. Stochastic events may affect such species much more than habitat generalists that show higher abundances and stronger dispersal behaviour and thus exist in rather interconnected populations at the landscape level (Hanski 1999; Melbourne & Hastings 2008). Our results suggest that in our study area habitat specialists should be a major focus of conservation (Van Swaay et al. 2006, 2012; Van Dyck et al. 2009).

#### **Temporal Nestedness and Shifting Baselines**

The constant disappearance of species, representing a human cross-generational trend, is rather slow and gradual. In consequence, it is difficult to detect potential changes in the composition of species or a significant loss of taxa during one single human generation. Thus, a new baseline of species composition is created with each human generation (the so-called shifting baseline phenomenon; Pinnegar & Engelhard 2008; Papworth et al. 2009). Shifting baselines highlight the tremendous importance of data sets such as ours that span long periods, including several human generations, and extend from a preindustrialized period to today.

#### Acknowledgments

We thank all the lepidopterists who contributed to this unique data set. We thank M. Hermann, J. Rapp, G. Mühlbacher, J.-D. Hessel, and H. Maier for help in compiling data sets on climatic conditions in our study region. We thank 2 anonymous referees for helpful comments on previous versions of this manuscript.

#### **Supporting Information**

Overviews of all sources used to compile the data set (Appendix S1), of all butterfly and burnet moth observations (Appendix S2), and of the species-specific ecological characteristics of the lepidopterans (Appendix S3); ecological classifications of all species observed in the study region (Appendix S4); climate data used (Appendix S5); and an overview of the Ellenberg (1992) indicator values for the larval host plants for the Lepidoptera species

observed in our study site (Appendix S6) are available online. The authors are solely responsible for the content and functionality of these materials. Queries (other than absence of the material) should be directed to the corresponding author.

#### Literature Cited

- Almeida-Neto M, et al. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and quantification. Oikos 117:1227–1239.
- Anderson MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology 26:32–46.
- Asher J, et al. 2001. The millennium atlas of butterflies in Britain and Ireland. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Augenstein B, Ulrich W, Habel JC. 2012. Directional temporal shifts in community structure of butterflies and ground beetles in fragmented oligotrophic grasslands of Central Europe. Basic and Applied Ecology 13:715–724.
- Baselga A, Jiménez-Valverde A, Niccolini G. 2007. A multiple-site similarity measure independent of richness. Biology Letters 3:642-645.
- Baselga A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography 19:134–143.
- Berg MP, et al. 2010. Adapt or disperse: understanding species persistence in a changing world. Global Change Biology 16:587–598.
- Bink FA. 1992. Ecologische Atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt, Haarlem.
- Blois JL, Zarnetske PL, Fitzpatrick MC, Finnegan S. 2013. Climate change and the past, present, and future of biotic interactions. Science 341:499-504.
- Bowman WD, Gartner JR, Holland K, Wiedemann M. 2006. Nitrogen critical loads for alpine vegetation and terrestrial ecosystem reponse: Are we there yet? Ecological Applications 16:1183–1193.
- Bräu M, Bolz R, Kolbeck H, Nunner A, Voith J, Wolf W. 2013. Tagfalter in Bayern, 784S, Ulmer, Germany.
- Chen I-C, Hill JK, Ohlemüller R, Roy DB, Thomas CD. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333:1024-1026.
- de Vries W, et al. 2007. Developments in deriving critical limits and modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra-Rapport 1382:206 pp.
- Dieker P, Drees C, Assmann T. 2011. Two high-mountain burnet moth species (Lepidoptera, Zygaenidae) react differently to the global change drivers climate and land-use. Biological Conservation 144:2810–2818.
- Duprè C, et al. 2010. Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. Global Change Biology 16:344-357.
- Ebert G, Rennwald E. 1991. Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 1 and 2,E. Ulmer, Stuttgart, 522 pp.
- Ellenberg H. 1992. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 3rd edition. Göttingen: Scripta Geobotanica, Erich Göltze.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Reviews of Ecology Evolution and Systematics 34:487–515.
- Filz KJ, et al. 2013a. Missing the target? A critical view on butterfly conservation efforts on calcareous grasslands in south-western Germany. Biodiversity and Conservation 22:2223–2241.
- Filz KJ, et al. 2013b. A question of adaptability—climate and habitat change lower trait diversity in butterfly communities in southwestern Germany. European Journal of Entomology 110:633-642.
- Geyer A, Bücker M. 1992. Rote Liste gefährdeter Tagfalter (Rhopalocera) Bayerns. Pages 206–213 in Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, editor. Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste

762 Shifts in Butterfly Communities

der gefährdeten Tiere Bayerns: Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, **111**.

- Gotelli NJ, Ulrich W. 2012. Statistical challenges in null model analysis. Oikos 121:171-180.
- Gotelli NJ. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. Ecology 81:2606-2621.
- Hanski I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford.
- Hill JK, Griffiths HM, Thomas CD. 2011. Climate change and evolutionary adaptations at species' range margins. Annual Review of Entomology 56:143-159.
- Hill JK, et al. 2002. Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. Proceedings of the Royal Society London B 269:2163–2171.
- Karl I, Schmitt T, Fischer K. 2009. Genetic differentiation between alpine and lowland populations of a butterfly is related to PGI enzyme genotype. Ecography 32:488-496.
- Krauss J, et al. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and timedelayed biodiversity loss at different trophic levels. Ecology Letters 13:597-605.
- Melbourne BA, Hastings A. 2008. Extinction risk depends strongly on factors contributing to stochasticity. Nature 454:100–103.
- Müller F, Baessler C, Schubert H, Klotz S, editors. 2010. Long-term ecological research. Springer, Dordrecht.
- Ollerton J, Erenler H, Edwards M, Crockett R. 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. Science 346:1360-1362.
- Papworth SK, Rist J, Coad L, Milner-Gulland EJ. 2009. Evidence for shifting baseline syndrome in conservation. Conservation Letters 2:93-100
- Parmesan TC, et al. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. Nature **399:**576– 583
- Phoenix G, et al. 2006. Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: the need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. Global Change Biology 12:470–476.
- Pinnegar JK, Engelhard GH. 2008. The 'shifting baseline' phenomenon: a global perspective. Review on Fish Biology and Fisheries 18:1–16.
- Polic D, Fiedler K, Nell C, Grill A. 2014. Mobility of ringlet butterflies in high-elevation alpine grassland: effects of habitat barriers, resources and age. Journal of Insect Conservation 8:1153–1161.
- Reed DH, Frankham R. 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. Conservation Biology 17:230–237.

- Rodríguez C, Leoni E, Lezama F, Altesor A. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. Journal of Vegetation Science 14:433–440.
- Schaffers AP, Sýkora KV. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. Journal of Vegetation Science 11:225-244.
- Schloss CA, Nuñez TA, Lawler JJ. 2012. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western hemisphere. Proceedings of the Royal Society 109:8606–8611.
- Schweiger O, Settele J, Kudrna O, Klotz S, Kühn I. 2008. Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. Ecology 89:3472-3479.
- Scriber JM. 2014. Climate-driven reshuffling of species and genes: Potential conservation roles for species translocations and recombinant hybrid genotypes. Insects 5:1-61.
- Segerer AH. 2012. Die physikalisch-geochemischen Grundlagen des planetaren Klimas und die Auswirkungen auf die öffentliche Diskussion—potenzielle Fallstricke für Ökofaunisten. Nachrichtenblatt der bayerischen Entomologen 61:32-46.
- Stevens CJ, Dise NB, Mountford JO, Gowing DJ. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. Science 303:1876–1879.
- Ulrich W, Almeida-Neto M, Gotelli NG. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. Oikos 118:3–17.
- Van Dyck H, van Strien AJ, Maes D, Van Swaay CAM. 2009. Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. Conservation Biology 23:957–965.
- Van Swaay C, Warren M, Lois G. 2006. Biotope use and trends of European butterflies. Journal of Insect Conservation 10:189–209.
- Van Swaay C, et al. 2012. Dos and don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union Nature Conservation. Nature Conservation 1:73–153.
- Wamelink GWW, Joosten V, van Dobben HF, Berendse F. 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. Journal of Vegetation Science 13:269–278.
- Weidemann HJ. 1986. Tagfalter. 1. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- Weidemann HJ. 1988. Tagfalter. Band 2 Biologie—Ökologie— Biotopschutz. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- Wenzel M, Schmitt T, Weitzel M, Seitz A. 2006. The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: a conservation problem. Biological Conservation 128:542– 552.



# Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers

https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3

Received: 8 February 2019

Accepted: 16 September 2019

Published online: 30 October 2019

Sebastian Seibold<sup>1,2\*</sup>, Martin M. Gossner<sup>3</sup>, Nadja K. Simons<sup>1,4</sup>, Nico Blüthgen<sup>4</sup>, Jörg Müller<sup>2,5</sup>, Didem Ambarli<sup>1,6</sup>, Christian Ammer<sup>7</sup>, Jürgen Bauhus<sup>8</sup>, Markus Fischer<sup>9</sup>, Jan C. Habel<sup>1,10</sup> Karl Eduard Linsenmair<sup>11</sup>, Thomas Nauss<sup>12</sup>, Caterina Penone<sup>9</sup>, Daniel Prati<sup>9</sup>, Peter Schall<sup>7</sup>, Ernst-Detlef Schulze<sup>13</sup>, Juliane Vogt<sup>1</sup>, Stephan Wöllauer<sup>12</sup> & Wolfgang W. Weisser<sup>1</sup>

Recent reports of local extinctions of arthropod species<sup>1</sup>, and of massive declines in arthropod biomass<sup>2</sup>, point to land-use intensification as a major driver of decreasing biodiversity. However, to our knowledge, there are no multisite time series of arthropod occurrences across gradients of land-use intensity with which to confirm causal relationships. Moreover, it remains unclear which land-use types and arthropod groups are affected, and whether the observed declines in biomass and diversity are linked to one another. Here we analyse data from more than 1 million individual arthropods (about 2,700 species), from standardized inventories taken between 2008 and 2017 at 150 grassland and 140 forest sites in 3 regions of Germany. Overall gamma diversity in grasslands and forests decreased over time, indicating loss of species across sites and regions. In annually sampled grasslands, biomass, abundance and number of species declined by 67%, 78% and 34%, respectively. The decline was consistent across trophic levels and mainly affected rare species; its magnitude was independent of local land-use intensity. However, sites embedded in landscapes with a higher cover of agricultural land showed a stronger temporal decline. In 30 forest sites with annual inventories, biomass and species number-but not abundance-decreased by 41% and 36%, respectively. This was supported by analyses of all forest sites sampled in three-year intervals. The decline affected rare and abundant species, and trends differed across trophic levels. Our results show that there are widespread declines in arthropod biomass, abundance and the number of species across trophic levels. Arthropod declines in forests demonstrate that loss is not restricted to open habitats. Our results suggest that major drivers of arthropod decline act at larger spatial scales, and are (at least for grasslands) associated with agriculture at the landscape level. This implies that policies need to address the landscape scale to mitigate the negative effects of land-use practices.

Much of the debate surrounding the human-induced biodiversity crisis has focused on vertebrates<sup>3</sup>, but population declines and extinctions may be even more substantial in small organisms such as terrestrial arthropods<sup>4</sup>. Recent studies have reported declines in the biomass of flying insects<sup>2</sup>, and in the diversity of insect pollinators<sup>5,6</sup>, butterflies and moths  $^{1,7-10}$  , hemipterans  $^{11,12}$  and beetles  $^{7,13,14}$  . Owing to the associated negative effects on food webs<sup>15</sup>, ecosystem functioning and ecosystem  $services ^{16}, this insect loss \, has \, spurred \, an \, intense \, public \, debate. \, However, \,$ time-series data relating to arthropods are limited, and studies have so far focused on a small range of taxa<sup>11,13,14</sup>, a few types of land use and habitat<sup>12</sup>—or even on single sites<sup>1,17</sup>. In addition, many studies lack species information<sup>2</sup> or high temporal resolution<sup>2,12</sup>. It therefore remains unclear whether reported declines in arthropods are a general phenomenon that is driven by similar mechanisms across land-use types, taxa and functional groups.

The reported declines are suspected to be caused mainly by human land use<sup>2</sup>. Locally, farming practices can affect arthropods directly by application of insecticides<sup>18,19</sup>, mowing<sup>20</sup> or soil disturbance, or indirectly via changes in plant communities through the application of herbicides or fertilizer<sup>21</sup>. Forestry practices can also affect local arthropod

<sup>1</sup>Terrestrial Ecology Research Group, Department of Ecology and Ecosystem Management, Technical University of Munich, Freising, Germany. <sup>2</sup>Field Station Fabrikschleichach, Department of Animal Ecology and Tropical Biology, Julius-Maximilians-University Würzburg, Würzburg, Germany. 3 Forest Entomology, Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf, Switzerland. 4 Ecological Networks, Department of Biology, Technical University of Darmstadt, Darmstadt, Germany, 5 Bayarian Forest National Park, Grafenau, Germany, 6 Department of Agricultural Biotechnology, Faculty of Agricultural and Natural Sciences, Düzce University, Düzce, Turkey. 7Silviculture and Forest Ecology of the Temperate Zones, University of Göttingen, Göttingen, Germany. 8Institute of Forest Sciences, Faculty of Environment and Natural Resources, University of Freiburg, Freiburg, Germany. 9Institute of Plant Sciences, University of Bern, Bern, Switzerland. 10 Evolutionary Zoology, Biosciences, Salzburg University, Salzburg, Austria. 11 Department of Animal Ecology and Tropical Biology, Julius-Maximilians-University Würzburg, Würzburg, Germany. 12 Faculty of Geography, Philipps-University Marburg, Marburg, Germany. 13 Max Planck Institute for Biogeochemistry, Jena, Germany. 4-mail: sebastian.seibold@tum.de

communities via changes in tree species composition or forest structure<sup>22</sup>. In addition, local arthropod populations can be affected by land use in the surrounding landscape; for example, through the drift and transport of pesticides and nitrogen by air or water<sup>23,24</sup>, through the effects of habitat loss on meta-communities (source–sink dynamics<sup>25</sup>) or by hampering dispersal.

To disentangle the local and landscape-level effects of land use on temporal trends in arthropod communities of grasslands and forests, we used data from the 'Biodiversity Exploratories' research programme that pertain to more than 1 million individual arthropods (2,675 species) (Extended Data Table 1). Arthropods were collected annually at 150 grassland sites by standardized sweep-net sampling in June and August from 2008 to 2017, and at 30 forest sites with flight-interception traps over the whole growing period from 2008 to 2016. An additional 110 forest sites were sampled in 2008, 2011 and 2014 to test for trends across a larger number of sites. Both the grassland and the forest sites cover gradients in local land-use intensity. Land-use intensity was quantified in the form of compound indices that are based on grazing, mowing and fertilization intensity in grasslands<sup>26</sup>, and on recent biomass removal, the proportion of non-natural tree species and deadwood origin in forests<sup>27</sup>. To analyse landscape-level effects, we quantified the cover of arable fields, grassland and forest in circles, with a radius between 250 m and 2 km, around each sampling site. We modelled temporal trends in arthropod biomass (estimated from body size; Methods), abundance and the number of species separately for grasslands and forests, and tested for the effects of local and landscape-scale land-use intensity on these trends, accounting for weather conditions. Analyses were conducted for all species together, and for different dispersal and trophic guilds.

The total number of arthropod species across all sites (gamma diversity) was substantially lower in later than in earlier years in both forests and grasslands (Fig. 1). Gamma diversity, biomass, abundance and number of species fluctuated over time but revealed an overall decrease with strongest declines from 2008 to 2010, especially in grasslands (Fig. 1). Year-to-year fluctuations in arthropod biomass, abundance and number of species were partially explained by weather conditions (Extended Data Fig. 1, Supplementary Table 1-1, Supplementary Information section 2). Accounting for weather, fitted trends from our models showed declines in biomass of 67% for grasslands and 41% for forests, declines in species numbers of 34% for grasslands and 36% for forests, and declines in abundance of 78% for grasslands, with no significant change in abundances for forests (-17%) (Fig. 1, Supplementary Table 3-1). In grasslands, declines occurred consistently across all trophic guilds (herbivores, myceto-detritivores, omnivores and carnivores), although the trend for carnivores was not significant (Supplementary Table 1-1). In forests, the patterns were more complex: herbivores showed an increase in abundance and species number, whereas all other trophic guilds declined. Temporal trends of arthropods on the basis of data recorded in 3-year intervals from all 140 forest sites were similar to the trends based on the 30 sites with annual data (Supplementary Table 1-1). Sensitivity analyses that removed or reshuffled years showed that the decline was influenced by, but not solely dependent on, high numbers of arthropods in 2008. Fluctuations in numbers (including the numbers from 2008) appear to match trends that have been observed in other studies<sup>2</sup>, which suggests that the recent decline is part of a longer-term trend that had begun by at least the early 1990s (Extended Data Fig. 2, Supplementary Information section 3). Further sensitivity analyses showed consistent declines when data from individual sampling dates were not aggregated per year, and also showed that declines concerned all three regions that we analysed (Supplementary Tables 3-2, 3-3, Supplementary Fig. 3-1).

Linking changes in biomass, abundance and the number of species to one another enables further inferences regarding the mechanisms that drive arthropod declines. In grasslands, both abundant and less-abundant species declined in abundance (Fig. 2), but loss in the number of species occurred mostly among less-frequent species (Fig. 1, Extended Data Fig. 3, Supplementary Information section 4). This suggests that the

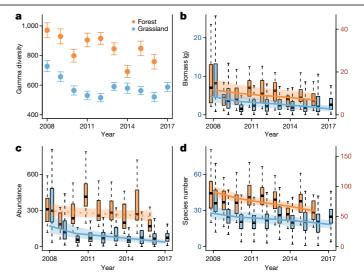
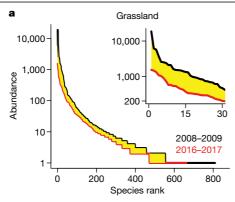


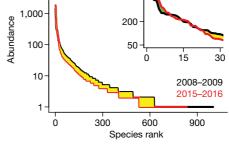
Fig. 1 | Temporal trends in arthropod communities. a-d, Gamma diversity (total number of species across all grassland or forest sites) (a), biomass (b), abundance (c) and number of species (d) of arthropods were recorded in 30 forest and 150 grassland sites across Germany. Gamma diversity shows mean incidence-based, bias-corrected diversity estimates (Chao's BSS, that is, the higher value of the minimum doubled reference sample size and the maximum reference sample size among years<sup>29</sup>) for q = 0 and 95% confidence intervals derived from bootstrapping (n = 200). Non-overlapping confidence intervals indicate significant difference<sup>30</sup>. Box plots show raw data per site and year (n=1.406 (grassland) or 266 (forest) independent samples). Solid lines indicate significant temporal trends (P < 0.05) based on linear mixed models that included weather conditions, and local and landscape-level land-use intensity as covariates. Shaded areas represent confidence intervals. Boxes represent data within the 25th and 75th percentile, black lines show medians, and whiskers show 1.5× the interquartile range. Data points beyond that range (outliers) are not shown for graphical reasons. Plots for biomass and species number have separate y axes for grassland and forest.

decline in the number of species in grasslands was attributable mainly to a loss of individuals among rare species. In forests, species that were initially less abundant decreased in abundance, whereas some of the most abundant species—including invasive species and potential pest species—increased in abundance (Fig. 2, Supplementary Table 5-1). The loss of species was, however, irrespective of their frequency (Fig. 1, Extended Data Fig. 3, Supplementary Information section 4). This suggests that the decline of arthropods in forests is driven by mechanisms that negatively affect the abundances of many species, which leads to an overall decline in biomass and the number of species but favours some species that are able to compensate declines in abundance.

The magnitudes of declines in biomass, abundance and the number of species in arthropod communities were independent of local land-use intensity (Supplementary Table 1-1) as well as changes in plant communities (Supplementary Information section 6) at all sites. However, in forests declines in the number of species were weaker at sites with high natural or anthropogenic tree mortality, possibly owing to increased heterogeneity in local habitats (Extended Data Fig. 4). Landscape composition had no effect on arthropod trends in forests (note that forest sites covered only limited gradients of the landscape variables, Extended Data Fig. 5), but it mediated declines in the number of species in grasslands: the magnitude of the declines increased with increasing cover of arable fields, and marginally increased with cover of grasslands in the surrounding landscape (Fig. 3, Supplementary Table 1-1). This suggests that major drivers of arthropod decline in grasslands are associated with agricultural land use at the landscape scale.

The interaction between a species and the landscape around its habitat depends on its dispersal ability, which ultimately determines





Forest

1.000

b

10,000

Fig. 2 | Changes in the dominance of species. Rank abundance curves of arthropod communities for the first two (2008-2009) and final two (2016-2017 for grasslands and 2015-2016 for forests) years of the study, from 150 grassland and 30 forest sites. The insets show enlarged curves for the 30 most-abundant species. Data from the first two and final two study years were pooled

(abundances are the total number of individuals of a species observed over two years). Declines in abundance are highlighted by yellow shading, and increases in abundance are shaded in green. The y axes are log-scaled, but show untransformed values.

its occurrence and persistence<sup>28</sup>. In grasslands, taxa of high and low dispersal ability (Methods) both declined, but an increasing cover of arable fields-although not of grasslands-in the surroundings amplified declines in the biomass of weak dispersers more strongly than it did declines of strong dispersers (Fig. 3, Supplementary Table 7-1). Weak dispersers may experience higher mortality during dispersal, and thus have a lower chance of (re)colonization of a particular site when arable field cover is high. In forests, strong dispersers declined in biomass, abundance and the number of species, whereas weak dispersers increased in abundance and biomass-but less strongly when grassland cover in the landscape was high (Supplementary Table 7-1). This suggests that the drivers behind arthropod declines in forests also act at landscape-level spatial scales.

We showed that arthropods declined markedly not only in biomass but also in abundance and the number of species, and that this affected taxa of most trophic levels in both grasslands and forests. Declines in gamma diversity suggest that species might disappear across regions.

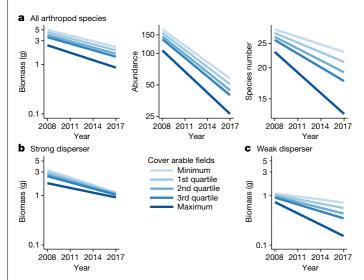


Fig. 3 | Landscape effects on arthropod decline in grasslands. a, Temporal changes in biomass, abundance and the number of species for all arthropod species. **b**, **c**, Temporal change in biomass of species with high (**b**) or low (**c**) dispersal ability, conditional on the cover of arable fields in the surrounding landscape (1-km radius). The decline in biomass increased significantly with the cover of arable fields for weak dispersers, but not for strong dispersers. Slopes were derived from models that included weather conditions and local land-use intensity as covariates. The yaxes are log-scaled, but show untransformed values.

Our results also indicate that the major drivers of arthropod decline in both habitat types act at landscape-level spatial scales, but that declines may be moderated by increases in heterogeneity of local habitats in forests. Although the drivers of arthropod decline in forests remain unclear, in grasslands these drivers are associated with the proportion of agricultural land in the landscape. However, we cannot ascertain whether the observed declines are driven by the legacy effects of historical land-use intensification or by recent agricultural intensification at the landscape level; for example, by the decrease of fallow land and field margins rich in plant species, the increased use of pesticides or use of more potent insecticides (Supplementary Information section 3). Time-series data relating to changes in the use of agrochemicals or the presence of fine-scale arthropod habitats would be necessary to answer this question. Furthermore, the extents to which changes in climate have reinforced the observed trends in arthropod biomass, abundance and number of species is unclear (Supplementary Information section 2). Our results show that widespread arthropod declines have occurred in recent years. Although declines were less pronounced during the second half of our study period, there is no indication that negative trends have been reversed by measures that have been implemented in recent years. This calls for a paradigm shift in land-use policy at national and international levels to counteract species decline in open and forested habitats by implementing measures that are coordinated across landscapes and regions. Such strategies should aim to improve habitat quality for arthropods and to mitigate the negative effects of land-use practices not only at a local scale (within isolated patches embedded in an inhospitable agricultural matrix) but also across large and continuous areas.

#### **Online content**

Any methods, additional references, Nature Research reporting summaries, source data, extended data, supplementary information, acknowledgements, peer review information; details of author contributions and competing interests; and statements of data and code availability are available at https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3.

- Habel, J. C. et al. Butterfly community shifts over two centuries. Conserv. Biol. 30, 754-762 (2016).
- Hallmann, C. A. et al. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS ONE 12, e0185809 (2017).
- Ceballos, G. et al. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. Sci. Adv. 1, e1400253 (2015).
- Thomas, J. A. et al. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the 4. global extinction crisis. Science 303, 1879-1881 (2004).
- Biesmeijer, J. C. et al. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. Science 313, 351-354 (2006).

- Potts, S. G. et al. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends Ecol. Evol. 25, 345–353 (2010)
- 7. Dirzo, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. Science 345, 401-406 (2014).
- 8. Conrad, K. F., Warren, M. S., Fox, R., Parsons, M. S. & Woiwod, I. P. Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biol. Conserv.* **132**, 279–291 (2006).
- Maes, D. & Van Dyck, H. Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? Biol. Conserv. 99, 263–276 (2001).
- Stefanescu, C., Torre, I., Jubany, J. & Páramo, F. Recent trends in butterfly populations from north-east Spain and Andorra in the light of habitat and climate change. J. Insect Conserv. 15, 83–93 (2011).
- Schuch, S., Wesche, K. & Schaefer, M. Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biol. Conserv.* 149, 75–83 (2012).
- Schuch, S., Bock, J., Krause, B., Wesche, K. & Schaefer, M. Long-term population trends in three grassland insect groups: a comparative analysis of 1951 and 2009. J. Appl. Entomol. 136. 321–331 (2012).
- Brooks, D. R. et al. Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. J. Appl. Ecol. 49, 1009– 1019 (2012).
- Desender, K., Dekoninck, W., Dufrêne, M. & Maes, D. Changes in the distribution of carabid beetles in Belgium revisited: have we halted the diversity loss? *Biol. Conserv.* 143, 1549– 1557 (2010).
- Bowler, D. E., Heldbjerg, H., Fox, A. D., de Jong, M. & Böhning-Gaese, K. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. Conserv. Biol. 33, 1120–1130 (2019).
- 16. Siemann, E. & Weisser, W. W. (eds) Insects and Ecosystem Function (Springer, 2004).
- Shortall, R. C. et al. Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conserv. Divers.* 2, 251–260 (2009).
- Geiger, F. et al. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic Appl. Ecol. 11, 97-105 (2010).

- Ewald, J. A. et al. Influences of extreme weather, climate and pesticide use on invertebrates in cereal fields over 42 years. Glob. Chang. Biol. 21, 3931–3950 (2015).
- Gossner, M. M. et al. Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. Nature 540, 266–269 (2016).
- Haddad, N. M., Haarstad, J. & Tilman, D. The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. Oecologia 124, 73–84 (2000).
- Penone, C. et al. Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. Ecol. Lett. 22, 170–180 (2019).
- Brittain, C. A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J. & Potts, S. G. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. Basic Appl. Ecol. 11, 106–115 (2010).
- de Jong, F. M. W., de Snoo, G. R. & van de Zande, J. C. Estimated nationwide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. J. Environ. Manage. 86, 721– 730 (2008).
- Thomas, J. A. et al. The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. Proc. R. Soc. Lond. B 268, 1791–1796 (2001).
- Blüthgen, N. et al. A quantitative index of land-use intensity in grasslands: Integrating mowing, grazing and fertilization. Basic Appl. Ecol. 13, 207–220 (2012).
- Kahl, T. & Bauhus, J. An index of forest management intensity based on assessment of harvested tree volume, tree species composition and dead wood origin. *Nat. Conserv.* 7, 15–27 (2014).
- Tscharntke, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes eight hypotheses. Biol. Rev. Camb. Philos. Soc. 87, 661–685 (2012).
- Chao, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecol. Monogr. 84, 45–67 (2014).
- 30. Schenker, N. & Gentleman, J. F. On judging the significance of differences by examining the overlap between confidence intervals. *Am. Stat.* **55**, 182–186 (2001).

**Publisher's note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature Limited 2019

#### **Methods**

No statistical methods were used to predetermine sample size. The experiments were not randomized and investigators were not blinded to allocation during experiments and outcome assessment.

#### Study system, land-use measures and weather data

The study was conducted as part of the Biodiversity Exploratories project (www.biodiversity-exploratories.de) in three regions of Germany: (1) Schwäbische Alb in southwestern Germany (460–860 m above sea level (asl)); (2) Hainich-Dün in central Germany (285–550 m asl); and (3) Schorfheide-Chorin in northeastern Germany (3–140 m asl). The three regions differ in climate, geology and topography, but each is characterized by gradients of land-use intensity in grasslands and forests that are typical for large parts of temperate Europe  $^{\rm 31}$ .

Atotal of 150 grassland sites of 50 × 50 m in size (50 per region) and 140 forest sites of 100 × 100 min size (49 in Schwäbische Alb, 50 in Hainich-Dün and 41 in Schorfheide-Chorin), located within larger management units, were selected from a total of about 3,000 candidate sites by stratified random sampling to ensured that the selected sites covered the whole range of land-use intensity and to minimize the confounding effects of spatial position or soil type<sup>31</sup>. All sites have a long history of the same type of land-use and of broadly similar land-use intensity. Land use is conducted by landowners or tenant farmers (rather than by the scientific consortium) and the start of the project did not cause changes in land use. Local land-use intensity decreased significantly in forests and marginally in grasslands over the course of our study (Supplementary Information section 8). No pesticides were applied at any of the sites, except for application of herbicides in grasslands in five occasions (site number and year: AEG2 2011, HEG2 2013, HEG36 2014, HEG37 2014 and HEG12015).

In grasslands, the gradient of land-use intensity ranged from seminatural to intensively managed grasslands. Natural grasslands, which do not require management to prevent succession to forest, are almost entirely absent from western and central Europe. All sites were continuously managed by farmers. Information on management practices, including the level of fertilization (kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>), grazing (number of livestock units ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) and mowing (number of cuts year<sup>-1</sup>), was assessed annually by standardized interviews with the farmers. Local land-use intensity in grasslands was then quantified as a compound index by summing the standardized intensities (that is, divided by the global mean value) of these three components<sup>26</sup>. We then calculated the mean local land-use intensity for each site over the ten years of our study (2008–2017). The least intensively managed grasslands are often located within protected areas (n = 47 sites, including 15 sites in strictly protected areas) and are typically grazed by 40-50 sheep per hectare for about 10 days per year (or more rarely by 1-3 cattle per hectare for 20 days), unfertilized and not mown. Grasslands of intermediate landuse intensity are usually unfertilized (or fertilized with less than 30 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>), and are either mown twice a year or grazed by 4 cattle per hectare for about 50 days. The most intensively managed grasslands are typically fertilized (60–120 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) and either mown 2 or 3 (maximum of 4) times a year, grazed by 5-10 cattle per hectare for 100-150 days, or both mown and grazed.

In forests, the gradient of land-use intensity included three broad categories: unmanaged broadleaf, managed broadleaf and managed conifer forest. The least intensively managed forests have been managed to some degree in the past, but are now often located within protected areas (n = 56 sites, including 31 sites in strictly protected areas; 14 and 9, respectively, of these sites have annual arthropod data). The naturally dominant tree species at all sites is European beech ( $Fagus \, sylvatica$ ). The dominating conifer species are Norway spruce ( $Picea \, abies$ ) and Scots pine ( $Pinus \, sylvestris$ ), which are native to central Europe but would be absent or rare in the study regions under natural conditions. However, these trees have been cultivated in the study regions for approximately

250 years. On all sites, inventories of living trees, stumps and deadwood were conducted between 2009 and 2011<sup>27</sup>. To obtain a continuous finegrained measure for local land-use intensity in forests, we calculated a compound index on the basis of three indicators scaled 0–1: recent biomass removal (volume of harvested timber divided by the sum of the volume of living trees, harvested timber and remaining deadwood), proportion of tree species that do not belong to the native vegetation community (volume of standing timber, harvested timber and deadwood of non-native tree species (including spruce and pine) divided by the sum of the volume of all tree species) and deadwood origin (volume of deadwood with saw cuts divided by the total volume of deadwood)<sup>27</sup>.

Land-use intensity at the landscape scale was quantified by measuring the proportion of area covered by arable fields, grasslands and forests within circular areas around the centre of our sites. As the scale of effect was unknown, we considered different area sizes with radii 250, 500, 1,000, 1,500 and 2,000 m. We used vector land-cover data from ATKIS Basis DLM (license agreements: GeoBasis-DE/LGB 2017, BG-D 29/17) with  $\pm 3$  m accuracy of polygon borders, representing conditions between 2008 and 2010. We are aware that land cover is only a coarse measure for land-use intensity at the landscape scale, but information on fine-scaled habitat availability (such as field margins and within-field plant diversity) or details on land-use practices (such as the amount of fertilizers and pesticides used) was not available.

Air temperature was recorded at all 290 sites with hourly resolution starting between early 2008 and early 2009, depending on the site. Gaps within the time series at individual stations were filled on the basis of average linear relationships with neighbouring stations within the three regions. To derive complete time series from winter 2007–2008 onward, the initial time span was filled on the basis of data from the station network of the German Weather Service that surrounds each Exploratory (five stations each). Using 10× space-time cross-validation and a forward feature selection approach, the best individual subset of the 5 surrounding stations for each of the 290 stations to be filled was identified and a multiple linear model was used to predict the missing values. Precipitation for site was derived from the RADOLAN product of the German Weather Service (hourly radar-based precipitation estimates corrected by gauge measurements, with a resolution of 1 km<sup>2</sup> and 0.1 mm/h). From these products, we calculated—for each region and year-the mean temperature, number of frost days (daily minimum temperature <0 °C), number of warm days (daily mean temperature >20 °C) and precipitation sum for winter (from November of the previous year to February), growing period (from March to October) and year (from November of the previous year to October). Gap filling at the start of the time series was conducted in R version 3.5.1<sup>32</sup>. Other computations used the climate-processing software TubeDB (https:// environmentalinformatics-marburg.github.io/tubedb).

#### **Arthropod sampling**

Arthropods were sampled annually in a consistent and standardized way from all 150 grassland sites from 2008 to 2017 and from 30 forest sites from 2008 to 2016. On the other 110 forest sites, arthropods were sampled by the same method and with the same sampling effort in 2008, 2011 and 2014. In grasslands, all arthropods of the herb layer were sampled twice per year in June and August to represent different phenological windows within the peak season of adult arthropod activity. On the basis of monthly samplings at the beginning of the study, we identified these two months as representing the best trade-off between reducing sampling effort and covering most species. Arthropods were sampled by sweep netting along a 150-m-long transect that comprised 3 of the virtual borders of a site by conducting 60 double sweeps per site<sup>20</sup>. Sweep netting was conducted only on days without rain, with low wind speed and after morning dew had dried. To reduce potential observer bias, personnel were trained and changes in personnel were reduced as much as possible (one change in Schwäbische Alb and Hainich-Dün regions in 2009; two changes in Schorfheide-Chorin region in 2009 and

2010; Supplementary Information section 3). In forests, flying insects were sampled using two flight-interception traps per site located close to two randomly selected corners of each site. Traps consisted of two crossed transparent plastic shields (40  $\times$  60 cm) with funnels opening into sampling jars below and above the shields that were filled with 3% CuSO\_4 solution and a drop of detergent  $^{33}$ . Traps operated from March to October and were emptied monthly. All sites are part of larger management units, and therefore no edge effects owning to changes in land-use intensity at site borders are to be expected.

All samples were sorted to the order level in the laboratory. For taxonomic groups that occurred in larger numbers, and for which expert taxonomists were available, adult specimens were identified at species level: for grasslands, these included species in the Araneae, Coleoptera, Hemiptera (both Heteroptera and Auchenorrhyncha; some hemipterans were classified only to family or subfamily level) and Orthoptera, and for forests, these included species in the Coleoptera and Hemiptera (in Heteroptera). Only very few adults in these taxonomic groups could not be identified to the species level (1.1% in grasslands and 0.7% in forests), and these were excluded from the analyses. In grasslands, we additionally counted the number of individuals per order for groups for which no taxonomists were available: these included Acarina, Blattodea, Collembola, Dermaptera, Diptera (which was divided into Brachycera and Nematocera), Ephemeroptera, Hemiptera (Psyllidae and Aphidoidea), Hymenoptera (divided into Apocrita, Symphyta and Formicidae), Isopoda, Lepidoptera, Mecoptera, Megaloptera, Neuroptera, Odonata, Opiliones, Plecoptera, Pseudoscorpiones, Psocoptera, Raphidoptera, Strepsiptera, Thysanoptera and Trichoptera. Information on body length, trophic level and dispersal ability for identified species was obtained from the  $literature ^{34,35}. We estimated the biomass of all arthropod specimens that \\$ were identified to species level by applying a previously developed<sup>36</sup> general power function: biomass (in g) =  $0.305 \times L^{2.62}/1,000$  where L is the mean body length of a species in millimetres. All arthropods identified to the species level were assigned to one of four trophic groups (herbivores, myceto-detritivores, carnivores and omnivores) on the basis of their known main food resource as adults. Because typical dispersal distances are unknown for most arthropod species, we classified species according to morphological characteristics and behavioural traits within taxonomic groups (for example, wing development, ballooning or hunt $ing\,strategy)^{35}.\,Dispersal\,ability-ranging\,from\,0\,to\,1\,in\,steps\,of\,0.25-was$ defined differently for the groups, considering wing dimorphism (for Hemiptera, Coleoptera and Orthoptera), flying ability (Coleoptera) as well as information on migration and ballooning behaviour (Araneae) (details have previously been published<sup>34</sup>). All species with a dispersal ability  $\leq$  0.5 were considered to be weak dispersers, and all species with a dispersal ability > 0.5 were considered to be strong dispersers.

#### Vegetation sampling

Plant communities in all 150 grassland sites were recorded in an area of  $4 \times 4$  m between mid-May and mid-June from 2008 to 2017, and in 30 forest sites in an area of  $20 \times 20$  m twice a year (spring and summer) from 2009 to 2016, by estimating the cover of each species. Ellenberg indicator values were taken from a previous publication<sup>37</sup>.

#### Statistical analyses

All analyses were conducted in R v.3.5.132.

We performed principal component analyses (PCAs) and pairwise correlation tests including all weather variables. On the basis of the results, and similar to a previous publication<sup>2</sup>, we selected mean winter temperature and precipitation during the growing period for subsequent analyses because these variables were weakly correlated and represented both seasons and both temperature and precipitation (Extended Data Fig. 6). Despite considerable temporal fluctuations, mean winter temperature increased and precipitation during the growing period decreased within our study period (Extended Data Fig. 7). PCAs and pairwise correlation tests for landscape-level variables enabled

us to select cover of arable fields and cover of grassland as independent predictors because these were weakly correlated across spatial scales, whereas forest cover was correlated to both cover of arable fields and grassland (Extended Data Fig. 6).

We calculated gamma diversity (estimated total number of species) across 150 grassland and 30 forest sites separately for grassland and forest for each year using the 'diversity accumulation curve' framework that extends methods for rarefaction and extrapolation of species richness<sup>29</sup>. We used Chao's BSS based on the frequencies of species: the higher value of the minimum doubled reference sample size, and the maximum reference sample size among years as incidence-based, bias-corrected diversity estimates for q = 0, 1 and  $2^{29}$ . This approach accounts for slight differences in site numbers between years caused by limited accessibility or failure of traps. With increasing order q, the more frequent species are more strongly weighted (q = 0 equals species richness, q=1 equals the exponential of Shannon entropy and q=2 equals the inverse of Simpson diversity), which enables us to assess whether changes in gamma diversity depend on the frequencies of species. Using different reference-sample sizes resulted in consistent results (data not shown). Confidence intervals were calculated by bootstrapping (n = 200)bootstraps).

We aggregated data from all arthropods identified to species per site and year to calculate biomass, abundance and the number of species for all species, and separately for each trophic and both of the dispersal groups. For grasslands, we additionally calculated the abundance of all arthropods per site and year, including groups that were not identified to species level. To identify the scale of the effect for landscape-level land-use intensity<sup>38</sup>, we conducted a multiscale analysis by correlating arthropod biomass, abundance and the number of species with the cover of arable fields and cover of grassland separately for radii of 250-2,000 m. For this, only data from a random subset of sites with non-overlapping buffers at the 2,000-m scale were used, and this procedure was repeated 100 times. In grasslands, correlations increased initially with increasing radius but started to plateau at 1,000 m (Extended Data Fig. 8). Owing to the higher overlap of buffers of neighbouring sites at larger spatial scales, we thus present results for all grassland analyses at the 1,000-m scale. In forests, the patterns were more complex, but-because of the small range of agricultural land-use variables at small scales (Extended Data Fig. 5) and the higher overlap of buffers of neighbouring sites at larger spatial scales-we also present the results for all forest analyses at the 1,000-m scale.

To test for temporal trends in our arthropod data, we fitted generalized linear mixed models with Poisson errors for count data (abundance and species number; function glmer in package lme4) and linear mixed models with Gaussian errors for biomass (log-transformed; function lmer), separately for grasslands and forests. For forests, we analysed the annual data from 30 sites and the 3-year-interval data from 140 sites separately. Separate models were fitted for trophic groups. Fixed effects included year, weather (mean winter temperature, precipitation during the growing period and their interaction), local land-use intensity and landscape-level land-use intensity (cover of arable fields and cover of grassland within a radius of 1,000 m), as well as interactions between year and local land-use intensity and between year and landscape-level land-use intensities. Models included the site nested in the region as a random effect to account for the nested design and the repeated measures at the site level. Poisson models included an observationspecific random effect to account for potential overdispersion<sup>39</sup>. All continuous predictor variables were standardized to a mean of 0 and an s.d. of 1 before modelling. To test whether changes in the overall number of species were associated with changes in overall abundance, we ran additional models with the number of species as response and log-transformed abundance as covariate. To assess the contribution of individual years to the overall trend, we repeated the models for overall biomass, abundance and number of species, and excluded data from one year each time. In addition, we tested whether the observed effect

of year differed from a random expectation by randomizing the order of years  $100 \times$  for forests and grasslands before modelling.

To test for differences between dispersal groups, we fitted models for biomass, abundance and number of species in which effects of year, local and landscape-level land-use intensity (as well as their interactions) were estimated specifically for each dispersal guild. These models included response values for each group per site and year, and dispersal group (weak or strong) as fixed effect. To test whether observed effects differed significantly between dispersal guilds, we fitted additional models including the three three-way interactions between dispersal guild, year and each of the three land-use variables. All models included the site nested in the region as a random effect to account for spatial arrangement and temporal repetitions per site. Poisson models included an observation-specific random effect to account for potential overdispersion.

In addition to models for data aggregated per site and year, we fitted models for biomass, abundance and number of species at the level of individual observations (two collections per year for grasslands and five collections per year for forests), which could account for seasonal differences and weather conditions at the time of sampling. For forest data from 30 sites, fixed effects included mean winter temperature, mean temperature and precipitation during sampling period, length of sampling period (in days), Julian date of the day on which traps were emptied, local and landscape-level land-use intensity (cover of arable fields and cover of grassland within a radius of 1,000 m), as well as interactions between year and local land-use intensity, and between year and landscape-level land-use intensity. For grasslands, fixed effects included mean winter temperature, precipitation during the growing season and their interaction, mean temperature and precipitation on the day of sampling, Julian date of the day of sampling, local land-use intensity and landscape-level land-use intensity (cover of arable fields and cover of grassland within a radius of 1,000 m), as well as interactions between year and local land-use intensity, and between year and landscape-level land-use intensity. Models included the site nested in the region as a random effect to account for the nested design and the repeated measures at the site level. Poisson models included an observation-specific random effect to account for potential overdispersion<sup>39</sup>. To allow nonlinear effects for day of sampling, we fitted generalized additive models (function gamm4 in package gamm4).

#### **Reporting summary**

Further information on research design is available in the Nature Research Reporting Summary linked to this paper.

#### **Data availability**

This work is based on data from several projects of the Biodiversity Exploratories programme (DFG Priority Program 1374). All data used for analyses are publicly available from the Biodiversity Exploratories

Information System (https://doi.org/10.17616/R32P9Q) at https://www.bexis.uni-jena.de/PublicData/PublicDataSet.aspx?DatasetId=25786. Raw data are publicly available from the same repository (with identifiers 21969, 22007, 22008, 19686 and 20366), or will become publicly available after an embargo period of five years from the end of data assembly to give the owners and collectors of the data time to perform their analysis. Any other relevant data are available from the corresponding author upon reasonable request.

- Fischer, M. et al. Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: the Biodiversity Exploratories. Basic Appl. Ecol. 11, 473–485 (2010).
- 32. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing (2018).
- Schall, P. et al. The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. J. Appl. Ecol. 55, 267–278 (2018).
- Gossner, M. M. et al. A summary of eight traits of Coleoptera, Hemiptera, Orthoptera and Araneae, occurring in grasslands in Germany. Sci. Data 2, 150013 (2015).
- Birkhofer, K. et al. Land-use type and intensity differentially filter traits in above- and below-ground arthropod communities. J. Anim. Ecol. 86, 511–520 (2017).
- Rogers, L. E., Hinds, W. T. & Buschbom, R. L. A General weight vs. length relationship for insects. Ann. Entomol. Soc. Am. 69, 387–389 (1976).
- Ellenberg, H. et al. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scr. Geobot. 18, 248 (1991).
   Fahrig, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. J.
- Fahrig, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. J. Biogeogr. 40, 1649–1663 (2013).
   Elston, D. A. Moss, R. Brullinier, T. Arrowsmith, C. & Lambin, X. Analysis of aggregation, a.
- Elston, D. A., Moss, R., Boulinier, T., Arrowsmith, C. & Lambin, X. Analysis of aggregation, a worked example: numbers of ticks on red grouse chicks. *Parasitology* 122, 563–569 (2001).
- Hilmers, T. et al. Biodiversity along temperate forest succession. J. Appl. Ecol. 55, 2756– 2766 (2018).

Acknowledgements We thank T. Lewinsohn, S. Meyer and V. Wolters for their comments and suggestions for the analyses; M. Lutz, J. Bartezko, P. Freynhagen, I. Gallenberger, M. Türke, M. Lange, T. Kahl, E. Pašalić, E. Sperr, K. Kremer and all student helpers for conducting arthropod sampling in the field and laboratory; R. Achtziger, E. Anton, T. Blick, B. Büche, M.-A. Fritze, R. Heckmann, A. Kästner, F. Köhler, G. Köhler, T. Kölkebeck, C. Morkel, F. Schmolke, T. Wagner and O. Wiche for arthropod species identification; C. Seilwinder and R. Honecker for GIS work; the managers of the three Exploratories (K. Wells, S. Renner, K. Reichel-Jung, S. Gockel, K. Wiesner, K. Lorenzen, A. Hemp and M. Gorke) for their work in maintaining the site and project infrastructure; C. Fischer and S. Pfeiffer for giving support through the central office; A, Ostrowski, M. Owonibi and J. Nieschulze for managing the central database; and D. Hessenmöller, I. Schöning, F. Buscot and the late E. Kalko for their role in setting up the Biodiversity Exploratories project. The work has been funded by the DFG Priority Program 1374 'Infrastructure-Biodiversity-Exploratories'. Field work permits were issued by the responsible state environmental offices of Baden-Württemberg, Thüringen and Brandenburg.

Author contributions S.S., J.M. and N.K.S. conceived the idea for the manuscript; M.M.G., N.K.S., S.S., D.A., W.W.W., T.N., S.W., P.S., C.A., J.B., J.V., D.P. and M.F. collected and processed data; S.S., J.M., M.M.G. and W.W.V. defined the final analysis; S.S., N.K.S., C.P., P.S. and M.M.G. analysed the data; S.S. and W.W.W wrote the first manuscript draft and finalized the manuscript. All authors discussed the analyses and commented on the manuscript.

Competing interests The authors declare no competing interests.

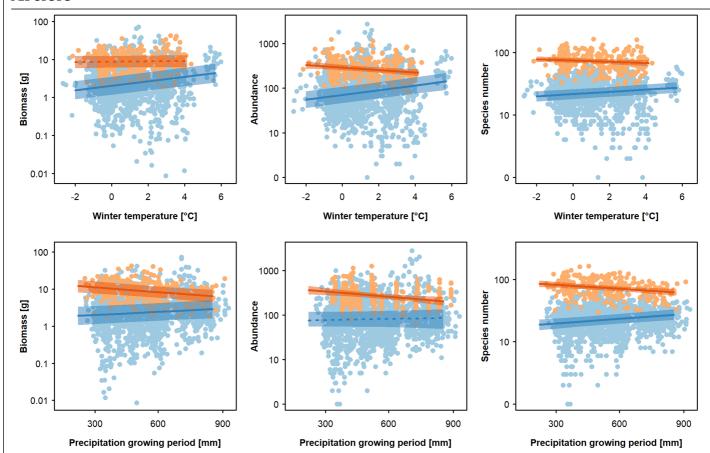
#### Additional information

 $\textbf{Supplementary information} \ is \ available for this paper at \ https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3.$ 

Correspondence and requests for materials should be addressed to S.S.

**Peer review information** *Nature* thanks Simon Leather and the other, anonymous, reviewer(s) for their contribution to the peer review of this work.

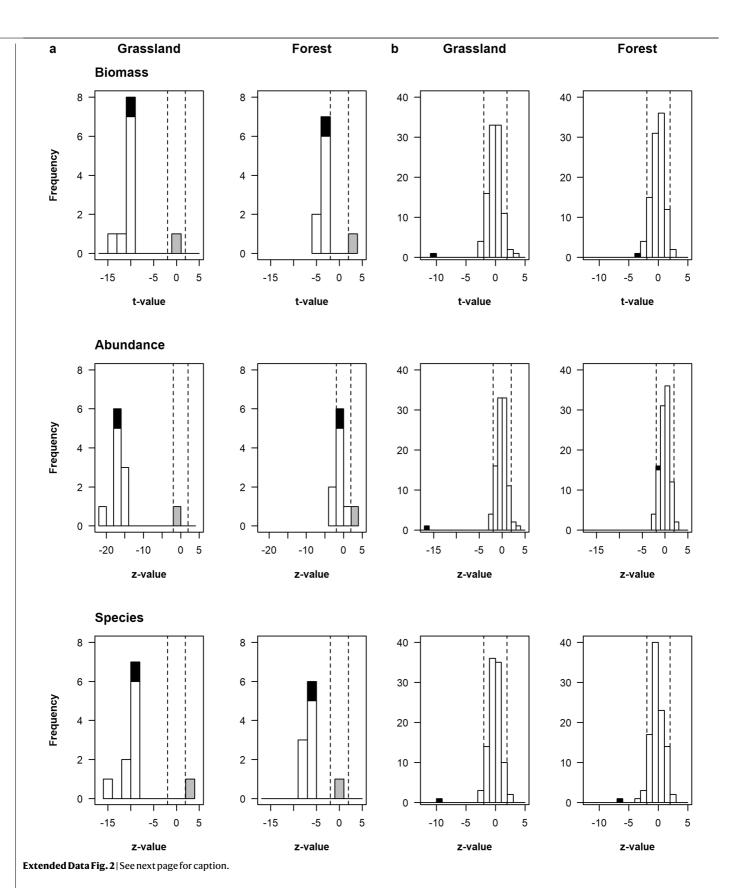
 $\textbf{Reprints and permissions information} \ is \ available \ at \ http://www.nature.com/reprints.$ 



Extended Data Fig. 1 | Effects of weather variables on arthropod numbers.

Effects of mean winter temperature (November to February) and precipitation during the growing period (March to October) on biomass, abundance and number of species in arthropod communities in 30 forests (orange) and 150 grasslands (blue) across three regions of Germany. Dots represent raw data aggregated per site and year (n=1,406 (grassland) or 266 (forest) independent samples). Dotted lines indicate non-significant (P  $\geq$  0.05) and solid lines indicate significant effects of weather variables (P < 0.05), based on linear mixed models that included year, local and landscape land-use intensity as covariates. Shaded areas represent confidence intervals. The effects of winter temperature and

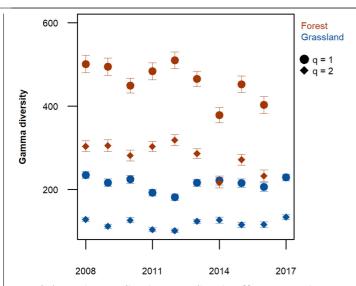
precipitation differed between forests and grasslands. In grasslands, arthropod numbers increased with increasing winter temperature and with increasing precipitation in the growing period; the effect of precipitation was weaker than the effect of winter temperature, and the effects of both weather variables were weaker than the effect of the year (Supplementary Table 1-1). In forests, arthropod numbers decreased with increasing winter temperature and with increasing precipitation in the growing period; the effects of the two weather variables were similarly strong, but slightly weaker than the effect of the year (Supplementary Table 1-1).



#### Extended Data Fig. 2 | Contribution of individual years to overall trends.

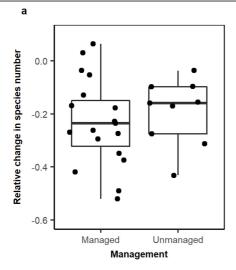
 $\label{eq:approx} \textbf{a}, \text{To assess the contribution of individual years to the overall trend, we repeated the linear mixed models for overall biomass, abundance and number of species, and excluded one year each time. The distribution of $t$ and $z$ values for the effect of the year from subset models (white), and from the full models including all years (black), are shown (11 models for grasslands and 10 models for forests). Grey bars denote effect of the year 2008 (the year with the strongest effect on overall trend estimates). <math display="block"> \textbf{b}, \text{In addition}, \text{we tested whether the observed effect of year differed from a random expectation by randomizing the order of years 100× for forests and grasslands before modelling. The distribution of $t$ and $z$ values for$ 

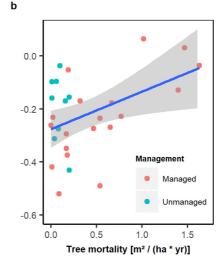
the effect of the year from models with randomly ordered years (white) and models with the years ordered correctly (black) are shown (101 models each for grasslands and forests). Vertical dashed lines indicate levels of significance with P < 0.05. The results in  $\bf a$  show that both weaker and stronger temporal trends could be detected when single years were excluded from the analysis, compared to the full model including all years. Results in  $\bf b$  show that models with the years ordered randomly produced effects of the year that were normally distributed around zero, and only the models with years ordered correctly generated strong temporal trends. For a more detailed discussion, see Supplementary Information section 3.



#### $Extended\,Data\,Fig.\,3\,|\,Declines\,in\,gamma\,diversity\,of\,frequent\,species.$

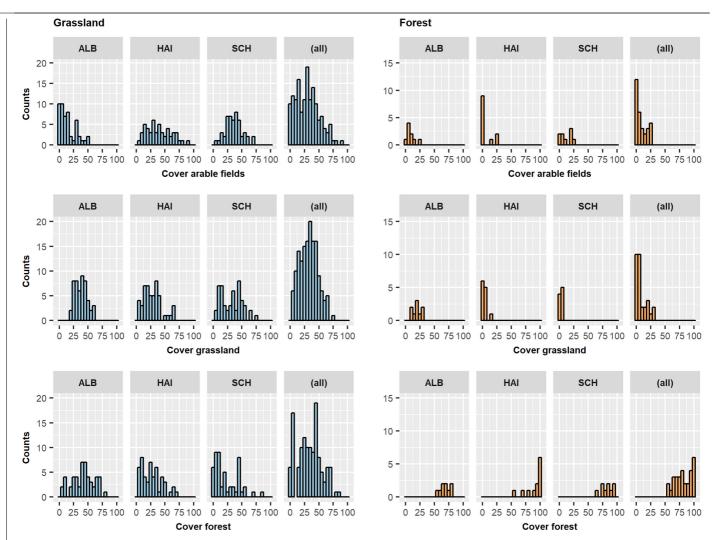
Estimated gamma diversity (total number of species across all grassland or forest sites) over time. Symbols and error bars shown mean and 95% confidence  $intervals for gamma\ diversity, calculated\ as\ incidence-based, bias-corrected$  $diversity\ estimates\ (Chao's\ BSS^{29}, with\ 200\ bootstrapping\ runs; Methods)\ for$ q=1 and 2 (for q=0, see Fig. 1). With increasing order q, the more-frequent species are more strongly weighted (q = 0 equals species richness, q = 1 equals the exponential of Shannon entropy and q = 2 equals the inverse of Simpson diversity; that is, only dominant species affect the diversity measure). This $approach \, accounts \, for \, slight \, differences \, in \, site \, numbers \, between \, years \, caused$  $by \ limited\ accessibility\ or\ failure\ of\ traps.\ Non-overlapping\ confidence\ intervals$  $indicate\,a\,significant\,difference\,between\,two\,sampling\,years^{30}.\,Figure\,1\,shows$ that gamma diversity declines in both forests and grasslands for q = 0. We find that in forests gamma diversity declines when only the more-common species are considered (q=1 and q=2), whereas in grasslands there is no overall decline when only the common species are considered. For a more detailed  $interpretation, see \, Supplementary \, Information \, section \, 4.$ 





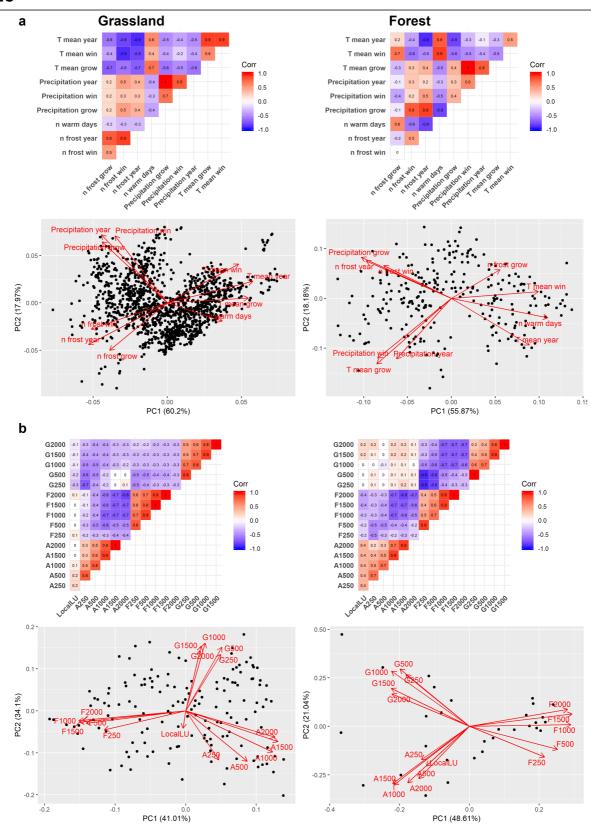
Extended Data Fig. 4 | Effect of tree mortality on arthropod trends. a, The relative change in the number of arthropod species between the first two and the final two study years was similar for managed (n = 19) and unmanaged (n = 9)forest sites (z = 0.648, P = 0.517, derived from a linear mixed model with relative difference in species number as response, harvesting category as fixed and region as random effect). Dots show raw data per site. Boxes represent data within the 25th and 75th percentile, black lines show medians, and whiskers show 1.5× the interquartile range. **b**, When considering actual tree mortality between  $forest inventories in 2009 \, and \, 2016, declines in the number of arthropod \, species$ were weaker at sites with higher tree mortality (z = 2.536, P = 0.011, derived from a linear mixed model with relative difference in species number as response, tree mortality as fixed and region as random effect). Dots show raw data per site. The blue line visualizes the significant relationship between the change in the number of arthropod species and tree mortality based on the linear mixed model, and the shaded area represents confidence intervals. This suggests that changes in habitat conditions and heterogeneity linked to tree mortality-such

as increasing canopy openness, herb cover or deadwood availability $moderated\,declines\,in\,the\,number\,of\,arthropod\,species.\,More\,research\,is$ needed to identify mechanistic relationships. Tree mortality included both  $natural\,mortality\,and\,timber\,harvesting.\,Forest\,sites\,had\,a\,stand\,age\,of, on$  $average, 116\,years\,(minimum\,of\,30\,years\,and\,maximum\,of\,180\,years)\,and$ therefore did not include overmature stands. Owing to stand age and because management was abandoned 20 to 70 years before this study started, natural tree mortality was low even in unmanaged stands. We expect increasingly  $positive\,effects\,of\,natural\,tree\,mortality\,and\,associated\,increased\,structural$  $diversity \, and \, heterogeneity ^{40} \, on \, arthropod \, trends \, with \, increasing \, stand \, age, \, and \, age \,$  $but further \, research \, is \, required. \, In \, Germany, \, harvesting \, is \, usually \, conducted \, as$ shelterwood cutting. In our sites, the harvested amount over the course of our study reached a maximum of 1% of the standing volume per year. More intense harvesting systems (such as clear cutting), which lead to less heterogeneous habitat conditions, may not have similar moderating effects on arthropod declines.



 $region, and for all \ regions in total. \ ALB, Schwäbische \ Alb; HAI, Hainich-Dün; SCH, Schorfheide-Chorin.$ 

#### **Article**

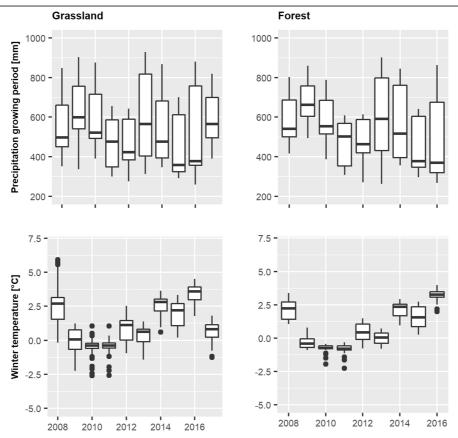


**Extended Data Fig. 6** | See next page for caption.

**Extended Data Fig. 6** | **Correlations among weather and among land-use variables. a, b,** Coefficients of pairwise correlations and PCAs for weather variables (a) and land-use variables (b). Temperature-related data are based on observed air temperature by weather stations at each site. Precipitation is derived from gauge-corrected radar observations (RADOLAN, Deutscher Wetterdienst). For each site and year, we calculated mean temperature (T mean), number of frost days (daily minimum temperature <0 °C; n frost), number of warm days (daily mean temperature >20 °C; n warm days) and precipitation sum in mm (precipitation) for three different periods: winter (November of the previous year to February; win), growing period (March to October; grow) and

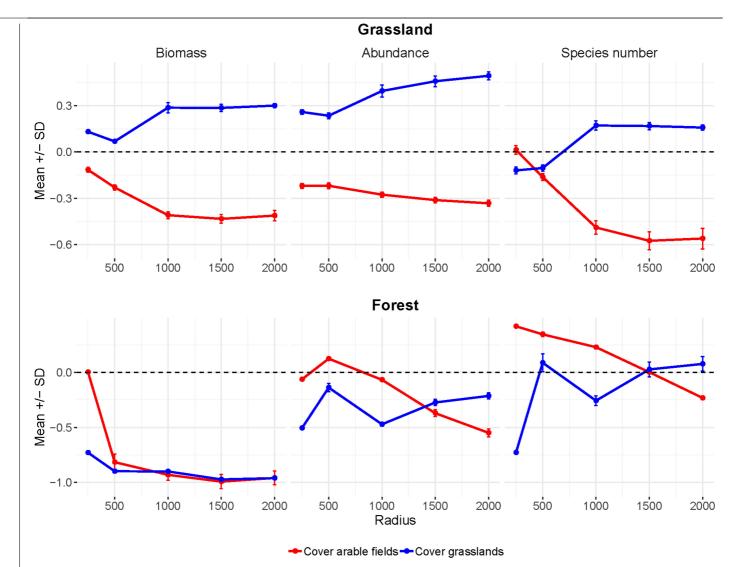
year (November of the previous year to October; year). The number of independent observations for weather variables was  $n\!=\!1,\!406$  (grasslands) or 266 (forests). Land-use variables include local land-use intensity (local LU) and cover of arable fields (A), grassland (G) and forest (F) at different spatial scales (250, 500, 1,000, 1,500 and 2,000 m). The number of independent observations for land-use variables equalled the number of sites;  $n\!=\!150$  (grasslands) or  $n\!=\!30$  (forests). On the basis of correlations and PCA results, we chose mean winter temperature and precipitation during the growing period, as well as cover of arable fields and cover of grassland, as ecologically meaningful and the least-correlated explanatory variables for modelling arthropod data.

#### **Article**



**Extended Data Fig. 7** | **Temporal patterns in weather conditions.** Temporal patterns of the sum of precipitation during the growing period (March to October) and mean winter temperature (November of the previous year to February) for 150 grassland and 30 forest sites (n=1,406 (grassland) or 266 (forest) independent observations). Boxes represent data within the 25th and 75th percentile, black lines show medians and whiskers show 1.5× the interquartile range. A linear mixed model for each response variable, with year

as a fixed effect and the site nested in the region as a random effect, indicate that winter temperature increased (grassland, z=10.90, P≤0.001; forest, z=8.24, P≤0.001) and precipitation during the growing period decreased during our study period (grassland, z=-6.53, P<0.001; forest, z=-8.44, P<0.001). We are currently not able to quantify whether and how much the observed trends in arthropod numbers were affected by changes in climatic conditions (Supplementary Information section 2).



**Extended Data Fig. 8** | **Results from multiscale analysis.** Mean and s.d. of Pearson's coefficients of correlation between arthropod numbers (biomass, abundance and number of species) and landscape-level land-use variables (cover of arable fields and cover of grassland) for radii of 250–2,000 m around 150 grassland sites and 30 forest sites. Only data from a random subset of sites with non-overlapping buffers at the 2,000-m scale were used. The randomized subsampling of sites with non-overlapping buffers and the calculation of

correlations was repeated 100 times (median number of sites per subsample was n=18 (grassland) or 17 (forest)). The 1,000-m scale was used for modelling arthropod numbers for both grassland and forests because (i) the correlation coefficients appeared to plateau at this scale in grasslands, (ii) the range of landscape-level land-use variables at small spatial scales in forests was small and (iii) buffers of neighbouring plots overlapped more extensively at higher spatial scales.

#### **Article**

#### Extended Data Table 1 | Details on arthropod numbers

|                                 | Grassland | Forest30 | Forest 140 | Sum       |
|---------------------------------|-----------|----------|------------|-----------|
| Abundance                       |           |          |            |           |
| Identified and unidentified tax | a 864,548 | 80,624   | 117,731    | 1,032,279 |
| Unidentified tax                | a 685,738 | NA       | NA         | 685,738   |
| Identified tax                  | a 178,810 | 80,624   | 117,731    | 346,541   |
| Species number                  | 1,309     | 1,582    | 1,634      | 2,675     |
| Biomass[g]                      | 5,637     | 2,676    | 4,199      | 11,642    |
| Weak disperser                  |           |          |            |           |
| Abundance                       | 29,979    | 5,744    | 6,580      |           |
| Species numbe                   | r 209     | 136      | 148        |           |
| Strong disperser                |           |          |            |           |
| Abundance                       | 133,710   | 74,492   | 110,794    |           |
| Species numbe                   | r 946     | 1,375    | 1,418      |           |
| Carnivores                      |           |          |            |           |
| Abundance                       | 10,503    | 9,543    | 12,611     |           |
| Species numbe                   | r 344     | 531      | 517        |           |
| Omnivores                       |           |          |            |           |
| Abundance                       | 3,849     | 21,878   | 36,900     |           |
| Species numbe                   | r 179     | 354      | 382        |           |
| Herbivores                      |           |          |            |           |
| Abundance                       |           | 20,016   | 33,252     |           |
| Species numbe                   | r 720     | 295      | 341        |           |
| Myceto-/detritivores            |           |          |            |           |
| Abundance                       | .,        | 29,158   | 34,964     |           |
| Species numbe                   | r   64    | 395      | 394        |           |

Total biomass, number of individual arthropods and number of arthropod species from 150 grassland and 30 or 140 forest sites. Data are available for each year from 2008 to 2017 for all 150 grassland sites, and from 2008 to 2016 for 30 forest sites. In addition, data from 2008, 2011 and 2014 are available for 140 forest sites (including the 30 sites with annual data). Information regarding the abundance of arthropod taxa that were not identified to the species level was collected only in grasslands and not in forests. Classification as a weak or strong disperser was based on morphological and behavioural characteristics (Methods). Owing to missing information, not all species could be assigned to a dispersal or trophic group.



| Corresponding author(s):   | Seibold, Sebastian |
|----------------------------|--------------------|
| Last updated by author(s): | Sep 10, 2019       |

### **Reporting Summary**

Nature Research wishes to improve the reproducibility of the work that we publish. This form provides structure for consistency and transparency in reporting. For further information on Nature Research policies, see <u>Authors & Referees</u> and the <u>Editorial Policy Checklist</u>.

|      |               |    |          | •    |
|------|---------------|----|----------|------|
| St   | $\overline{}$ | +1 | ςt       | -    |
| _ `` | _             |    | $\sim$ 1 | 11 \ |

| For all statistical analyses, confirm that the following items are present in the figure legend, table legend, main text, or Methods section.  |
|--|
| n/a Confirmed  |
| The exact sample size (n) for each experimental group/condition, given as a discrete number and unit of measurement  |
| A statement on whether measurements were taken from distinct samples or whether the same sample was measured repeatedly  |
| The statistical test(s) used AND whether they are one- or two-sided Only common tests should be described solely by name; describe more complex techniques in the Methods section.   |
| A description of all covariates tested   |
| A description of any assumptions or corrections, such as tests of normality and adjustment for multiple comparisons  |
| A full description of the statistical parameters including central tendency (e.g. means) or other basic estimates (e.g. regression coefficient) AND variation (e.g. standard deviation) or associated estimates of uncertainty (e.g. confidence intervals) |
| For null hypothesis testing, the test statistic (e.g. <i>F</i> , <i>t</i> , <i>r</i> ) with confidence intervals, effect sizes, degrees of freedom and <i>P</i> value noted Give <i>P</i> values as exact values whenever suitable.                        |
| For Bayesian analysis, information on the choice of priors and Markov chain Monte Carlo settings   |
| For hierarchical and complex designs, identification of the appropriate level for tests and full reporting of outcomes   |
| $\square$ Estimates of effect sizes (e.g. Cohen's $d$ , Pearson's $r$ ), indicating how they were calculated   |
| Our web collection on <u>statistics for biologists</u> contains articles on many of the points above.  |
| Software and code  |
| Policy information about availability of computer code   |
|  |

Data collection No software was used to collect data.

Data analyses were conducted using R version 3.5.1 including the packages vegan (function decostand), lme4 (function glmer and lmer), reshape2 (function dcast), BiodiversityR (function rankabundance), stats (prcomp), iNext and ggplot2 for graphics; Climate data was processed using the software TubeDB (https://environmentalinformatics-marburg.github.io/tubedb).

For manuscripts utilizing custom algorithms or software that are central to the research but not yet described in published literature, software must be made available to editors/reviewers. We strongly encourage code deposition in a community repository (e.g. GitHub). See the Nature Research guidelines for submitting code & software for further information.

#### Data

Data analysis

Policy information about availability of data

All manuscripts must include a data availability statement. This statement should provide the following information, where applicable:

- Accession codes, unique identifiers, or web links for publicly available datasets
- A list of figures that have associated raw data
- A description of any restrictions on data availability

All data used for analyses are publicly available at the Biodiversity Exploratories Information System (http://doi.org/10.17616/R32P9Q) https://www.bexis.uni-jena.de/PublicData/PublicDataSet.aspx?DatasetId=25786. Raw data are publicly available from the same repository (IDs: 21969, 22007, 22008, 19686, 20366) or will become publicly available after an embargo period of five years from the end of data assembly to give data owners and collectors time to perform their analysis.

| _  | •   |     |        |        | C. |          |        |    |              | 100 |   |   |
|----|-----|-----|--------|--------|----|----------|--------|----|--------------|-----|---|---|
| Н. | ıel | -S  | ne     | $\cap$ | ŤΗ | $\cap$ 1 | $\sim$ | n  | $\cap$ I     | 711 | n | Ø |
|    |     | . J | $\rho$ | . C I  | 11 | <u> </u> |        | Μ. | $\mathbf{C}$ | C   |   | ٦ |

| Please select the one below       | w that is the best fit for your research. If you are not sure, read the appropriate sections before making your selection.  |
|-----------------------------------|---|
| Life sciences                     | Behavioural & social sciences   |
| For a reference copy of the docum | nent with all sections, see <u>nature.com/documents/nr-reporting-summary-flat.pdf</u>   |
|                                   |   |
| Ecological, e                     | volutionary & environmental sciences study design   |
| All studies must disclose or      | n these points even when the disclosure is negative.  |
| Study description                 | To disentangle local and landscape-level effects of land use on the temporal trends of arthropod communities in grasslands and forests, we used our arthropod data from the Biodiversity Exploratories research program, including more than 1 million individuals and 2,700 arthropod species. Arthropods were collected annually during the growing period from 2008 to 2017 by standardized sampling at 150 grassland plots and from 2008 to 2016 at 30 forest plots. An additional 118 forest plots were sampled in 2008, 2011 and 2014 to test the overall trend across a larger number of plots. Both grassland and forest plots cover gradients in local land-use intensity. Land-use intensity was quantified in the form of compound indices based on grazing, mowing and fertilization intensity in grasslands, and on recent biomass removal, the proportion of non-native tree species and deadwood origin in forests. To analyze landscape-level effects, we quantified the cover of arable fields, grassland and forest within a 2 km radius around each sampling plot. We modelled temporal trends in biomass, abundance and species number of arthropods and of different dispersal and trophic guilds separately for grasslands and forests, and tested for effects of local and landscape-scale land-use intensity on these trends, accounting for weather conditions and different spatial scales. |
| Research sample                   | The sample unit is the arthropod community of a grassland or forest plot within a given year. It is characterized by measures of biomass, abundance and species number. A sample unit is considered to represent arthropod populations at our study sites which measured $50m \times 50m$ in grasslands and $100m \times 100m$ in forests. Data from different months and traps per plot were pooled per plot and year.   |
| Sampling strategy                 | Standardized sweep-net sampling along 3 50m transects were conducted in grasslands in June and August. These periods represent the start and end of the peak season for arthropods Central Europe. Sweep-netting is most efficient to sample arthropods in grassland habitats.  In forests, we used 2 flight-interception traps per plot which provide a broad range of flying arthropods. Traps were operated during the complete growing season.  All samples were sorted to order level in the lab and all groups for which taxonomists were available were identified to species level.  No statistical methods were used to predetermine sample size.  |
| Data collection                   | Samples were operated in the field and sorted in the lab by trained technicians. Identification was done by expert taxonomists. All people involved are listed in the acknowledgments section.  |
| Timing and spatial scale          | Grasslands: annual data collection at all 150 plots in June and August 2008 to 2017 (peak season of arthropods in our study regions) Forests: annual data collection from 2008 to 2016 (April to October) at 30 plots (full growing period represented); in addition, 118 plots were sampled (April to October) in 2008, 2011 and 2014 to test for a larger number of plots whether trends are consistent with results based on annual data from the 30 plots described before  |
| Data exclusions                   | No data was excluded from the analyses  |
| Reproducibility                   | Our data were collected as part of a monitoring over several years and which cannot be repeated.  |
| Randomization                     | Study plots were selected from ~3000 candidate plots. Surveys of initial vegetation and land use were conducted on candidate plots by stratified random sampling to ensured that the selected plots covered the whole range of land-use intensity and to minimize confounding effects of spatial position or soil type.   |
| Blinding                          | Investigators were not aware of the land-use intensity of the plot were they worked, but they could not otherwise be blinded during data collection and analyses for example with respect to the year a sample came from.   |
| Did the study involve field       | d work? 🔀 Yes 🗌 No  |

#### Field work, collection and transport

Field conditions

Grasslands: sweep-netting was only conducted when the vegetation was dry and wind speed was low Forests: traps were operated at all weather conditions from April to October

Location

Our data were collected in three German regions: (1) Schwäbische Alb in south-western Germany (420 km², 460–860 m above sea level (a.s.l.)); (2) Hainich-Dün in central Germany (1560 km², 285–550 m a.s.l.); and (3) Schorfheide-Chorin in northeastern Germany (1300 km², 3–140 m a.s.l.).

Access and import/export

Fieldwork permits were issued by the responsible state environmental offices of Baden-Württemberg (Regierungspräsidium

#### **CHRONIK**

# Umweltwissenschaftler mahnt: Schmetterlingsbestände sinken massiv

21. Oktober 2019 14:11 Uhr

Die Schmetterlinge sind in den letzten Jahrzehnten vor allem im Tiefland dramatisch zurückgegangen. Zwei Drittel weniger Individuen sind mittlerweile auf einigen Flächen vorhanden. Diesen Trend belegt auch eine aktuelle Studie des kürzlich an die Universität Salzburg berufenen Professors für Zoologische Evolutionsbiologie Jan Christian Habel.

Negative Auswirkungen hat das
Insektensterben u.a. auf die Bestäubung
von Pflanzen und auf ganze
Nahrungsnetze. Als Folge könnten
Lebensgemeinschaften kippen, warnt der
Forscher. In kleinen isolierten
Naturschutzgebieten wird ihm zufolge die
Artenvielfalt langfristig nicht erhalten
werden können. "Vielleicht haben Sie es
selber auch schon beobachtet: Saßen
früher an einem Sommerfliederstrauch oft
20 bis 30 Tagpfauenaugen, findet man

heute vielleicht noch ein paar wenige Exemplare", sagt Jan Christian Habel. Im Frühjahr ist der 43-jährige Umweltwissenschaftler und Schmetterlingsforscher (Lepidopterologe) von der TU München einem Ruf an die Universität Salzburg gefolgt. Er leitet hier die Arbeitsgruppe "Zoologische Evolutionsbiologie". Es ist evident: Neben dem Verschwinden von Arten kommt es auch zu einem massiven Verlust von Individuen. Experten sprechen von einem drastischen Rückgang der Häufigkeit der meisten Arten. Bisher wurde das vor allem für einige wenige lokale Lebensräume nachgewiesen. Kritiker dieser Studien wandten ein, dass diese Beobachtungen nicht ohne weiteres generalisierbar wären.

## Studie umfasst Schmetterlingsbestände auf 36.000 Quadratkilometern

In einer aktuellen Arbeit hat Habel nun in Kooperation mit den
Naturkundemuseen in Stuttgart und
Karlsruhe - die Schmetterlinge
flächendeckend für das gesamte deutsche
Bundesland Baden-Württemberg über die
letzten 150 Jahre analysiert. Mit 36.000
km² umfasst diese Studie für Mitteleuropa
die bislang größte Untersuchungsfläche.
"Die gute Nachricht: alle
Schmetterlingsarten sind noch vorhanden.

Irgendwo auf dieser riesigen Fläche sieht man zumindest noch einige wenige
Vertreter jeder Art. Die schlechte
Nachricht ist: Die Dichte ist dramatisch zurückgegangen, besonders über die letzten zwei Jahrzehnte. Etwa zwei Drittel aller ursprünglichen Vorkommen sind inzwischen verschwunden. Somit ist die Wahrscheinlichkeit, viele Individuen von unterschiedlichen Arten bei einem Spaziergang zu sehen, sehr gering geworden."

# Chemische Unkrautvernichtung ist Hauptursache für Schmetterlings-Schwund

Der Hauptgrund für das Verschwinden der Falter ist die intensive Landwirtschaft mit chemischer Schädlingsbekämpfung, dem oftmaligen Mähen und dem häufigen Düngen (was zur Dominanz bestimmter, weniger Grasarten und dem Verschwinden blumenreicher Wiesen als Nahrungsquelle für Schmetterlinge führte). Weniger Schmetterlinge und generell weniger Insekten bedeuten auch eine verringerte Biomasse, was sich wiederum negativ auf die Nahrungsnetze auswirkt; als Folge ging die Zahl der Vögel in den letzten Jahren ebenfalls deutlich zurück.

Die Ausweisung von Naturschutzgebieten

ist langfristig nicht die Lösung um einen weiteren Verlust von Artenvielfalt aufzuhalten, sagt Habel. In einer seiner Studien zeigte er, dass - zumindest in kleinen isolierten Schutzgebieten - die Artenvielfalt langfristig nicht erhalten werden kann. Die Schutzgebiete seien oft zu klein und isoliert und verlieren dadurch im Laufe der Zeit zahlreiche Schmetterlingsarten. "Es kommen noch seltene Pflanzen vor, aber ein Großteil des Insekteninventars, wofür diese Schutzgebiete ursprünglich auch eingerichtet wurden, gibt es nicht mehr. Eine lokale Population kann schnell aussterben, besonders wenn sie bereits klein und geschwächt ist, und anschließend kommt es dann nicht mehr zu einer Wiederbesiedelung."

## Habel: "Noch ist nicht alles verloren"

Habel sieht eine der wichtigsten Aufgaben der Wissenschaft auch darin, die gewonnenen Erkenntnisse in die Gesellschaft und Politik zu tragen, mit dem Ziel ein weiteres Artensterben aufzuhalten. "Noch ist nicht alles verloren. Manche Arten können sich an Umweltveränderungen anpassen. Was da hierbei verhaltensbiologisch und auf der epigenetischen Ebene stattfindet, ist Teil meiner Forschung. Ein weiteres

Forschungsziel ist, mehr über Kipppunkte in Ökosystemen zu wissen. Wir nehmen an, dass ein solcher Kipppunkt durch das Insektensterben überschritten werden könnte und dann ganze Systeme nicht mehr funktionieren. Wir wissen darüber bislang sehr wenig."

Relativ rasche positive Effekte für den Schmetterlingsbestand können auch einfache Maßnahmen haben wie das Anlegen von naturnahen Gärten oder von Blühstreifen als Futter für die Bestäuber und als Entwicklungslebensraum für die Larven. Das Wichtigste ist dem Umweltwissenschaftler zufolge, die Landschaft so zu gestalten, dass sie zugleich produktiv und naturverträglich ist.

## Neue Studie befasst sich mit Schmetterlingsbestand in Salzburg

Seit kurzem arbeiten Habel und sein Team
- in Kooperation mit dem Salzburger Haus
der Natur - an einer Studie über die
Schmetterlinge im Bundesland Salzburg.
Das Haus der Natur hat einen sehr
umfangreichen Datensatz zu den
Schmetterlingen über die letzten 100
Jahre zusammengetragen. Auch in
Salzburg sind in den letzten Jahren Arten
ausgestorben, zum Beispiel der Alexis

Bläuling. Generell könne man - so Habel sagen: Den Schmetterlingen in den Bergen geht es noch relativ gut, den Schmetterlingen im Tiefland hingegen nicht. Denn, sobald intensiv gewirtschaftet werden kann, werde es auch gemacht, zum Schaden für die Insekten und andere Tierund Pflanzenarten. In den Bergen hingegen kann häufig nicht intensiv gewirtschaftet werden, deswegen ist dort noch mehr Raum für Artenvielfalt. Allerdings gehe auch in den höheren Lagen zum Teil Lebensraum verloren. Ein Grund dafür ist die "Verbuschung": Wo sich eine Nutzung wirtschaftlich nicht lohnt, wird häufig die Bewirtschaftung aufgegeben, die ursprünglich offene Landschaft wächst mit Büschen zu und ist somit zahlreichen seltenen Tier- und Pflanzenarten verloren.

Und woher kommt das leidenschaftliche
Interesse des 1976 in Mutlangen (BadenWürttemberg) geborenen Forschers an
den Schmetterlingen? Schon als Kind war
er bei einem Schmetterlingsverein und hat
Raupen gezüchtet. Der Zugang zur Natur
sei durch die Familie gegeben gewesen.
Schon der Urgroßvater hätte ein Faible für
Schmetterlinge gehabt und sie gesammelt.
"Mir geht es nicht nur um die
Schmetterlinge, sondern um das große
Ganze", sagt Habel.

# Neuer Uni-Professor hat auch bereits in einigen Museen geforscht

Studiert hat Habel Umweltwissenschaften, und in dem Bereich der Populationsgenetik an der Universität Trier promoviert (2006). Seit seiner Doktorarbeit hat er sich auf Schmetterlinge spezialisiert. Auch die Habilitation auf dem Gebiet der Biogeographie befasste sich mit den Faltern. Habel hat nicht nur an Universitäten, sondern auch an etlichen Naturkundemuseen (z.B. in Luxemburg oder Kenia) geforscht: "Wenn wir etwas über Veränderungen lernen möchten, müssen wir über sehr große Zeiträume blicken und deswegen ist es ganz wichtig, mit Naturkundemuseen und Sammlungen zusammenzuarbeiten, die über unglaubliche Schätze wie umfangreiche Beobachtungsreihen verfügen". Vor seinem Wechsel an die Universität Salzburg im März 2019 hat er am Lehrstuhl für Terrestrische Ökologie der TU München geforscht.

## Studien über Großglockner-Gegend und Lungau sind in Planung

Als typisch für seine Arbeit nennt er die Vielfalt der Methoden und die unterschiedlichen Sichtweisen für die Bearbeitung einer Fragestellung. Das Repertoire reicht von der Populationsgenetik und Genomik, Biogeographie und Evolutionsbiologie, Verhaltensbiologie, Ökologie und dem Naturschutz bis hin zur Naturschutzpolitik. Sein aktuelles Thema ist die Rekonstruktion der Veränderung von Artengemeinschaften über lange Zeiträume.

Habel hat neben Projekten in
Mitteleuropa auch viele Projekte in
Subsahara-Afrika. "Genauso viele Projekte
sollen aber hier in Österreich entstehen.
Wir planen zum Beispiel Studien in der
Großglockner-Gegend ebenso wie im
Lungau. Schon seit 15 Jahren habe ich
Kontakt zum Haus der Natur in Salzburg,
aber auch an diverse Universitäten in
Österreich, nach Graz, zur Boku und zum
Naturkundemuseum in Wien werden die
Kontakte gerade aufgebaut."

Aufgerufen am 14.11.2019 um 05:27 auf

Quelle: SN

https://www.sn.at/salzburg/chronik/umweltwissenschaftlermahnt-schmetterlingsbestaende-sinken-massiv-78031366

Dr. Gerhard Hovorka Bundesanstalt für Bergbauernfragen

Marxergasse 2/Mezzanin

1030 Wien

Email: gerhard.hovorka@babf.bmlfuw.gv.at

Die Reform der Agrarpolitik der EU nach 2013 aus verteilungspolitischer Sicht

(Beitrag für Momentum 10, Netzwerk #1, Track #1)

**Abstract** 

Die Agrarpolitik ist der am stärksten vergemeinschaftete Politikbereich der Europäischen Union (EU), für den rund 45% des jährlichen EU-Gesamtbudgets vorgesehen sind. In Vorbereitung der nächsten Programm- und Budgetperiode (2014 – 2020) ist die Diskussion über die Reform der Agrarpolitik bereits im Gange. Die zukünftige Ausgestaltung der Agrarpolitik ist aber nicht nur für die Landwirtschaft, sondern auch für die SteuerzahlerInnen, KonsumentInnen, NGO's und politischen Parteien von großem Interesse, da die Auswirkungen vielfältig sind. Ein wichtiger Punkt in der Diskussion ist die zukünftige Verteilung der Förderungen innerhalb der Landwirtschaft und zwischen den Mitgliedstaaten. Die bisherigen Verteilungsmechanismen haben zu einer sehr ungleichen Verteilung der Förderungen und der Einkommen geführt und stehen daher von vielen Seiten unter Kritik.

In diesem Beitrag werden zu Beginn die Geschichte, die Grundsätze und die Instrumente der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU erläutert. Im nächsten Kapitel werden die empirischen Daten hinsichtlich der Ist-Situation der Verteilung der Direktzahlungen und anderer Agrarförderungen in der EU und in Österreich analysiert. Anschließend werden deren Auswirkungen auf Einkommen und Vermögen in der Landwirtschaft behandelt. Dem derzeitigen System wird die Alternative der Standardarbeitszeit als Basis für Direktzahlungen gegenübergestellt und die Verteilungswirkung diskutiert. Die Ziele und der Diskussionsstand der Reform der GAP für die Zeit nach 2013 folgen als nächstes. Abschließend werden einige Schlussfolgerungen für eine zukünftige Agrarpolitik gezogen.

#### Geschichte und Grundsätze der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU

Die Agrarpolitik ist seit Beginn des europäischen Integrationsprozesses der am stärksten vergemeinschaftete Politikbereich der Europäischen Union (EU). Dies zeigt sich auch am Anteil der Landwirtschaft am Gesamthaushalt der EU. Für diesen Bereich waren 2009 45% des Haushaltsplanes vorgesehen. Ähnliche Größenordnungen sind auch in den Jahren bis 2013 geplant. Allerdings hat der Anteil der Landwirtschaft am Budget seit Ende der 1970er Jahre (damals rund 75%) mit zunehmender Bedeutung anderer Politikbereiche – vor allem der Strukturfonds – abgenommen (European Commission 2010d). Die Europäische Agrarpolitik wird in 7-Jahres-Programmen umgesetzt. Die gegenwärtige Programmperiode läuft von 2007-2013 und das zukünftige Programm (2014 – 2020) steht zur Diskussion.

Als Ziele der offiziellen Agrarpolitik im Rahmen des Agrarbudgets werden aktuell angegeben (Bereich Landwirtschaft und Entwicklung des ländlichen Raums):<sup>3</sup>

- Förderung eines lebensfähigen und wettbewerbsorientierten Landwirtschaftssektors, unter Einhaltung von hohen Umwelt- und Produktionsstandards; parallel dazu Gewährleistung eines angemessenen Lebensstandards für die in der Landwirtschaft beschäftigten Menschen.
- Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung ländlicher Räume, vor allem durch Anpassung der Landwirtschaft an neue Herausforderungen, Schutz der Umwelt und der Landschaft angesichts des Klimawandels; Verbesserung der Lebensqualität in ländlichen Räumen bei gleichzeitiger Gewährleistung von Wachstum und Beschäftigung und Beitrag zur Verbesserung der Qualität landwirtschaftlicher Erzeugnisse.
- Stärkung der europäischen Landwirtschaft im Welthandel.

Die Agrarpolitik mit ihren Zielen und Instrumenten ist allerdings nicht statisch, sondern unterliegt Reformprozessen. Die vier wichtigsten Reformen der GAP seit 1992 waren folgende (siehe auch: European Commission 2009):

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Der Vertrag von Rom, 1958 in Kraft getreten, enthält bereits die allgemeinen Ziele einer gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). Die gemeinsamen Marktorganisationen des Agrarbereiches traten 1962 in Kraft und die agrarpolitischen Instrumente werden seither im Sinne der "finanziellen Solidarität" aus dem gemeinsamen Haushalt finanziert

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Für das Jahr 2010 wurde vom EU Parlament ein Budget von 122,9 Mrd. €gebilligt. Davon entfallen 46% (56,8 Mrd. €) für die Landwirtschaft inkl. Förderung des ländlichen Raumes (Grüner Bericht 2010).

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> <a href="http://eur-lex.europa.eu/budget/data/D2010">http://eur-lex.europa.eu/budget/data/D2010</a> <a href="VOL4/DE/nmc-titleN123A5/index.html">VOL4/DE/nmc-titleN123A5/index.html</a>. Die Ziele und die Zielhierarchie werden von vielen NGO's kritisiert.

#### MacSharry Reform 1992

In den ersten Jahrzehnten der GAP bestand die Unterstützung der Landwirtschaft vor allem in Garantiepreisen, Außenschutz und Marktinterventionen. Dies führte in den 1970er und 1980er Jahren zu großen Überschüssen, hohen Budgetkosten und massiven Handelskonflikten. Um eine Begrenzung der Agrarausgaben zu erreichen und um die Uruguay-Runde des GATT zum Abschluss zu bringen, wurden ab 1992 die Agrarpreise schrittweise gesenkt und im Gegenzug Direktzahlungen als Ausgleich für die Einkommensverluste an die Landwirtschaft. Eine verpflichtende Flächenstilllegung sollte die Produktionsmenge begrenzen. Mit dieser Reform sollte der Agrarhaushalt von Preisschwankungen auf den Gütermärkten abgekoppelt werden. Dadurch konnte das Angebot und somit der Bedarf an Exportsubventionen verringert werden (Sinabell et al. 2009, 3f.). Gleichzeitig wurden die Agrarstrukturmaßnahmen verstärkt.

#### Agenda 2000 Reform

Die Agenda 2000 brachte eine Vertiefung der Reform von 1992 (die Preise wurden nochmals gesenkt und weitere Produktgruppen wurden in das Direktzahlungssystem übernommen). Mit der Etablierung der "zweiten Säule", dem Programm der ländlichen Entwicklung, in dem die Agrarstrukturpolitik zusammengefasst und erweitert wurde, wird seit dem Jahr 2000 versucht, inhärente Zielkonflikte (Einkommensziel in der landwirtschaftlichen Bevölkerung, Ziel niedriger Preise für die KonsumentInnen sowie die Umweltschutzziele) besser zu lösen. Im Rahmen der zweiten Säule der GAP wird die Bereitstellung von Umweltgütern abgegolten und die Offenhaltung der Kulturlandschaft auf benachteiligten Standorten finanziert. Auch die Modernisierung von Unternehmen und Maßnahmen zur Diversifizierung und Innovation werden darin gefördert.

#### GAP Reform 2003

Im Jahr 2003 wurde beschlossen, das 1992 eingeführte System der Direktzahlungen neu zu gestalten, da ihre Auszahlung nach wie vor an die Produktion von Agrargütern gekoppelt war. Stattdessen wurden ab 2005 pauschale Zahlungsansprüche (entkoppelte Betriebsprämien = Single Payment Scheme) eingeführt, die nicht mehr an eine bestimmte Produktion, sondern an die Aufrechterhaltung eines "guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustands" gebunden sind (Cross Compliance). Die Höhe der Zahlungen hing vor allem von den historisch erworbenen Zahlungsansprüchen ab. Weiters wurde die Politik zur Entwicklung des Ländlichen Raumes ausgebaut und in einem einzigen Fonds (Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes, ELER) konzentriert. Die Marktordnungszahlungen ab

5.000 €je Betrieb wurden gekürzt (Modulation). In den meisten neuen Mitgliedsstaaten wurden die Direktzahlungen als Flächenprämie in einem Stufensystem eingeführt (SAPS = Single Area Payment Scheme), beginnend mit 25% des EU-15 Niveaus ab 2004 und 100% des EU-15 Niveaus im Jahr 2013.

#### Health Check 2008

Bereits im Zuge der Beschlüsse der GAP Reform 2003 wurde – aufgrund der widerstreitenden Interessen der Mitgliedstaaten – vereinbart, eine Nachjustierung im Jahre 2008 auf Basis der bisherigen Erfahrungen insbesondere mit der Entkoppelung der Direktzahlungen durchzuführen. Die Kürzung der Direktzahlungen wurde verstärkt, weitere Förderungen in das Betriebsprämiensystem integriert und neue Herausforderungen (z.B. der Klimawandel) wurden in den Zielkatalog aufgenommen.

#### Die Instrumente der Gemeinsamen Agrarpolitik

Die Instrumente der GAP lassen sich in folgende drei Bereiche zusammenfassen:

- Marktordnungen (rechtliche Rahmenbedingungen, Außenschutz, Intervention, Exporterstattungen, Produktionsbeschränken wie z.B. Quoten) im Rahmen der 1. Säule der GAP
- Direktzahlungen zur Einkommensstützung (derzeit vor allem Betriebsprämien und in kleinerem Rahmen gekoppelte Zahlungen und Produktprämien) im Rahmen der 1. Säule der GAP
- Programme zur Entwicklung des ländlichen Raumes (Agrarumweltprogramme, Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete, Investitionsförderung, Dorferneuerung, Leader etc.) im Rahmen der 2. Säule der GAP

Die Agrarausgaben der 1. und 2. Säule der GAP werden aus zwei verschiedenen Fonds finanziert. Aus dem Europäischen Garantiefonds für die Landwirtschaft (EGFL) werden die Direktzahlungen zur Einkommensstützung und die Maßnahmen zur Regulierung der Agrarmärkte bezahlt (1. Säule der GAP). Aus dem Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) werden die Programme der Mitgliedsstaaten zur Entwicklung des ländlichen Raumes z.B. Agrarumweltprogramme, Bergbauernförderung, kofinanziert (2. Säule der GAP).

#### Die Verteilung der Agrarförderungen in der EU und in Österreich

Ein wichtiger Kritikpunkt am bisherigen Fördersystem im Allgemeinen und an den Direktzahlungen der GAP (Marktordungszahlungen) im Besonderen sind ihre Einkommens- und Verteilungswirkungen. Diese Direktzahlungen machten in den letzten Jahren den Großteil der Agrarausgaben aus. Im Finanzjahr 2008 wurden 37,6 Mrd. Euro an diesen Direktzahlungen bezahlt (70% der Agrarausgaben). <sup>4</sup>

Da Direktzahlungen innerhalb der EU-15 hauptsächlich auf das historische Produktionsniveau bezogen sind, entspricht die Verteilung der Direktzahlungen zwischen den Mitgliedsstaaten im Wesentlichen dem Anteil an der landwirtschaftlichen Fläche und der Nutztiere. In Frankreich und Deutschland befinden sich 9,3% der Betriebe, diese Betriebe erhielten 36,1% der Direktzahlungen. Hingegen befinden sich beispielsweise in Polen und Rumänien 32% der Betriebe, die aber nur 4,4% des Geldes erhielten (European Commission 2010a).

Die Direktzahlungen sind aber auch innerhalb der Mitgliedstaaten sehr ungleich verteilt. Im Jahr 2008 erhielten 82% der Betriebe der EU-27 (Kategorie bis 5.000 €Betrieb) gemeinsam nur 15% der Fördermittel, während an der Spitze der Verteilungspyramide 1,4% der Betriebe (Kategorie mehr als 50.000 €Betrieb) 31% der Fördermittel lukrieren konnten (Tabelle 1). Die untere Kategorie erhielt im Durchschnitt 818 Euro je Betrieb und Jahr, die obere Kategorie erhielt im Durchschnitt 100.060 Euro je Betrieb und Jahr. Seit dem Jahr 2000 haben die durchschnittlichen Zahlungen je Betrieb zugenommen, aber auch die Ungleichheit der Verteilung der Direktzahlungen ist größer geworden (Sinabell/Schmid/Hofreither 2009, 115; European Commission 2010b, 9).

Für eine detaillierte Darstellung empfiehlt es sich, zwischen den "alten" Mitgliedstaaten (EU-15) und den "neuen" Mitgliedstaaten (EU-12) zu unterscheiden, da im Beobachtungszeitraum in den neuen Mitgliedstaaten noch ein wesentlich geringeres Niveau an Förderungen bezahlt wurde (siehe Tabelle 1 und Anmerkung dazu). Im Finanzjahr 2008 erhielten in der EU-15 80% der Betriebe zusammen rund 20% der Direktzahlungen. Die Betriebe in der Kategorie bis zu 5.000 €Betrieb stellten 72% der Betriebe, erhielten aber nur 12% des Geldes, hingegen erhielten die "oberen" 2% der Betriebe 31% der Förderungen. In der EU-12 gingen an 80% der Betriebe rund 25% der Zahlungen (European Commission 2010b, 5). Am oberen Ende

5

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Im Gesamthaushaltplan für Landwirtschaft und Ländliche Entwicklung für 2008 waren 54 Mrd. €vorgesehen. Die Direktzahlungen hatten darin einen Anteil von 70%, gefolgt von den Zahlungen für die Entwicklung des ländlichen Raums mit 20% und den marktbezogenen Maβnahmen mit 10% (BMLFUW 2010).

erhielten 0,2% der Betriebe der EU-12 28% der Förderungen (Durchschnitt: 130.000 €Betrieb), das war mehr Geld als für die 90% der Betriebe im untersten Bereich (Tabelle 1).<sup>5</sup>

In Österreich ist im Vergleich zum EU Durchschnitt und vor allem im Vergleich der EU-15 (ohne den neuen Mitgliedsländern) die Verteilungsschere bei den Direktzahlungen weniger stark ausgeprägt. Knapp 63% der Betriebe erhielt zusammen 21% der Fördermittel. Es gibt weniger große Betriebe (0,3% aller Betriebe haben mehr als 50.000 €Betrieb), diese haben einen relativ geringeren Anteil an der Gesamtfördersumme (knapp 5%) und erhalten durchschnittlich 90.000 €je Betrieb (Tabelle 1). 6

Tabelle 1: Verteilung der Direktzahlungen aus der Marktordnung in der EU nach Förderklassen (Finanzjahr 2008)

| Förderklassen                           | Österreich | EU-15     | EU-12    | EU-27     |
|---|------------|-----------|----------|-----------|
| Anzahl der Empfänger (in 1.000 €)       | 125,25     | 4.826,03  | 3.296,65 | 8.122,68  |
| Fördersumme (in Mill. €)                | 709,02     | 34.325,98 | 3.254,65 | 37.580,63 |
| Förderung je Betrieb (in €)             | 5.661      | 7.113     | 987      | 4.627     |
| Förderklasse < 1.250 €(Betriebe %)      | 26,6       | 48,7      | 89,5     | 65,2      |
| Förderklasse < 1.250 €(Fördersumme %)   | 2,7        | 2,9       | 27,3     | 5,0       |
| Förderklasse < 5.000 €(Betriebe %)      | 62,9       | 71,9      | 97,8     | 82,5      |
| Förderklasse < 5.000 €(Fördersumme %)   | 20,9       | 11,6      | 46,2     | 14,6      |
| Förderklasse <= 50.000 €(Betriebe %)    | 0,3        | 2,3       | 0,2      | 1,4       |
| Förderklasse <= 50.000 €(Fördersumme %) | 4,7        | 31,3      | 28,4     | 31,1      |

Quelle: European Commission 2010a; eigene Berechnungen

Anmerkungen: Das Finanzjahr 2008 umfasst im Wesentlichen die Direktzahlungen für 2007. Für 2007 wurde in den 10 neuen Mitgliedsstaaten nur 40% des Förderniveaus je Hektar der EU-15 und für Bulgarien und Rumänien nur 25% des Förderniveaus der EU-15 bezahlt (European Commission 2010b, 2). Die Prozentangaben bei Betrieben und Fördersumme bis 5.000 €sind kumuliert.

In Österreich hat das Programm Ländliche Entwicklung aus der 2. Säule der GAP einen größeren Stellenwert als in anderen EU Staaten. Die Verteilungsdiskrepanz der Förderungen im Marktordnungsbereich wird unter zusätzlicher Betrachtung der Förderungen aus dem Programm Ländliche Entwicklung (insbesondere des Agrarumweltprogramm und der "Bergbauernförderung" = Ausgleichszulage) verringert. Es haben 81% der Betriebe einen Anteil an diesen gesamten Förderungen von 45%, d.h. umgekehrt dass knapp 20% der Betriebe mehr als die Hälfte der Förderungen erhalten. Jene 565 Betriebe mit mehr als 100.000 €Förderungen erhalten zusammen 97 Mill. €an Förderungen.

\_

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Die Gesamtverteilung der direkten Agrarförderungen (inkl. Exporterstattungen) für das Budgetjahr 2009 beinhaltet laut einer Auswertung von Farmsubsidy insgesamt für die EU 1.267 Fördermillionäre (von 7,951 Mill. Förderungsempfänger), die zusammen 5,1 Milliarden €erhielten (von 55,83 Mrd. €Förderungen, das sind 9% der Gelder). Der Großteil dieser Betriebe sind Verarbeitungsbetriebe der Zucker- u. Milchindustrie (farmsubsidy 2010).

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Die Gesamtverteilung der direkten Agrarförderungen (inkl. Exporterstattungen) für das Budgetjahr 2009 in Österreich beinhaltet laut einer Auswertung von Farmsubsidy insgesamt 26 Fördermillionäre, die zusammen 48 Mill. €erhielten. An der Spitze steht die Fa. Rauch mit 7,2 Mill. € gefolgt von der Zuckerindustrie. Auch zwei adelige Großgrundbesitzer haben es in diese Liste geschafft (farmsubsidy 2010).

Tabelle 2: Verteilung der Förderungen in Österreich nach Förderklassen (Jahr 2009)

| Förderklassen in € | Anzahl För- | Anteil Förder- | Fördersumme | Anteil Förder- | Förderung je |
|--------------------|-------------|----------------|-------------|----------------|--------------|
|                    | derfälle    | fälle in %     | in 1000 €   | summe in %     | Fall in €    |
| 0 - 5.000          | 48.411      | 35,6           | 100.936     | 5,7            | 2.085        |
| 5.000 - 20.000     | 61.595      | 45,3           | 681.951     | 38,9           | 11.072       |
| 20.000 - 50.000    | 22.079      | 16,2           | 650.173     | 37,0           | 29.448       |
| über 50.000        | 4.029       | 3,0            | 322.233     | 18,4           | 79.978       |
| Österreich gesamt  | 136.114     | 100,0          | 1.755.293   | 100,0          | 12.896       |

Quelle: BMLFUW 2010; eigene Berechnungen

Anmerkungen: In dieser Verteilungstabelle sind die Marktordnungszahlungen der EU und die Förderungen aus dem EUkofinanzierten Programm Ländliche Entwicklung enthalten. Nicht enthalten sind die rein nationalen oder regionalen Förderungen (Bundesländer etc.). Es sind nur die Zahlungen an landwirtschaftliche Betriebe enthalten, nicht die Exporterstattungen an Industriebetriebe etc.

#### Verteilungswirkung der Förderungen auf Einkommen und Vermögen

Die ungleiche Verteilung der Förderungen hat auch starke Auswirkungen auf die Verteilung des Einkommens und des Vermögens in der Landwirtschaft. Der Grund liegt darin, dass die Förderungen bereits den größeren Teil des jährlichen Einkommens der landwirtschaftlichen Betriebe ausmachen.

Die folgenden Berechnungen beruhen auf den Ergebnissen der Statistik der für den Grünen Bericht buchführenden Betriebe. Aus den Aufzeichnungen dieser Betriebe wird in der Statistik für die gesamte Landwirtschaft der einzelnen EU Mitgliedstaaten und für die EU als gesamtes die Einkommenszahlen und andere Vergleichszahlen hochgerechnet. Nicht abgebildet sind in dieser Statistik die vielen kleinen Betriebe sowie die wenigen sehr großen Betriebe<sup>7</sup>. Tabelle 3 enthält eine Gegenüberstellung wichtiger Einkommenskennzahlen für Österreich, die EU-27 und Großbritannien (als Beispiel für die großbetriebliche Agrarstruktur) sowie Rumänien (als Beispiel für die kleinbetriebliche Agrarstruktur in einem neuen Mitgliedstaat) für den Durchschnitt der Jahre 2007 und 2008.

Die öffentlichen Gelder (Förderungen) sind in Österreich mehr als doppelt, in Großbritannien mehr als viermal so hoch als im EU-27 Durchschnitt. In Rumänien hingegen erreicht der Durchschnitt der Betriebe nicht einmal 10% der Förderungen in Österreich. Der Anteil der Förderungen am Familienbetriebseinkommen beträgt in Österreich 60%, in Großbritannien sogar 84%, in Rumänien nur 28% und im EU-27 Durchschnitt 52% (Tabelle 3). Auf Hektar umgerechnet liegt der Hektarsatz der Förderungen mit 594 €ha in Österreich von den vier Vergleichsgruppen am höchsten. Der Hektarsatz ist mehr als doppelt so hoch als in Großbri-

7

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Die Buchführungsstatistik ist mit der Verteilungsstatistik der Direktzahlungen nicht direkt vergleichbar.

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> Für das Jahr 2009 sind die Buchführungsdaten auf EU Ebene noch nicht verfügbar.

tannien. Dies liegt vor allem am umfangreichen Agrarumweltprogramm und an der relativ hohen Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete (Bergbauernförderung). Werden die Förderungen aller EU Mitgliedstaaten betrachtet, so zeigt sich bei einem EU-27 Durchschnitt von 320 €je Betrieb eine Spannbreite zwischen 874 €je Hektar in Griechenland bis zu 115 €je Hektar in Bulgarien. <sup>9</sup>

Tabelle 3: Einkommens- und Förderungszahlen in der EU-Landwirtschaft im Vergleich (Durchschnitt 2007/2008)

| Kennzahl                                 | Österreich | GB     | Rumänien | EU-27  |
|--|------------|--------|----------|--------|
| Familienbetriebseinkommen in €           | 33.503     | 54.358 | 7.020    | 17.928 |
| Öffentl. Gelder in €                     | 20.130     | 45.703 | 1.977    | 9.335  |
| Öffentl. Gelder/FBEK in %                | 60,1       | 84,1   | 28,2     | 52,1   |
| Öffentl. Gelder/Unternehmensertrag in %  | 26,5       | 19,6   | 13,2     | 16,6   |
| Familienbetriebseinkommen/FJAE in €      | 22.707     | 41.738 | 2.982    | 13.792 |
| Öffentl. Gelder/je ha landw. Fläche in € | 594        | 287    | 175      | 320    |

Quelle: BMLFUW 2009 u. 2010; eigene Berechnungen

Anmerkungen: FBEK = Familienbetriebseinkommen; FJAE = Familienjahresarbeitseinheiten.

Für Österreich liegen bereits die detaillierten Daten für 2009 vor, daher kann in der folgenden Tabelle 4 eine vergleichende Analyse für Bergbauernbetriebe, Biobetriebe, große Ackerbaubetriebe für die Jahre 2008/2009 durchgeführt werden.<sup>10</sup>

Das landwirtschaftliche Einkommen der Bergbauernbetriebe mit Extremerschwernissen erreicht nur zwei Drittel des österreichischen Durchschnittes bzw. 27% der großen Ackerbaubetriebe. Bei diesen Bergbauernbetrieben sind die öffentlichen Gelder (ÖG) höher als das landwirtschaftliche Einkommen, d.h. ohne ÖG wäre dieses Einkommen negativ. Bei dieser Gruppe von Betrieben besteht das landw. Einkommen zu 92,5% aus dem Agrarumweltprogramm und der Bergbauernförderung (AZ). Bei den Biobetrieben liegen die ÖG und das landw. Einkommen über dem österreichischen Durchschnitt und auch der Anteil von ÖPUL und AZ machen mehr als die Hälfte des landw. Einkommens aus. Die großen Ackerbaubetriebe erhalten mehr als doppelt so viele Förderungen als die hier dargestellten Vergleichsgruppen (vor allem aufgrund ihrer Flächengröße) und die ÖG machen 77% des landwirt. Einkommens aus. Je Hektar betrachtet erhalten die Biobetriebe aufgrund der hohen Bioprämie mit 659 €ha die höchste Förderung und außerdem sind die meisten Biobetriebe auch Bergbauernbetriebe mit

-

<sup>&</sup>lt;sup>9</sup> Die öffentlichen Gelder hatten im Durchschnitt der Jahre 2007/2008 einen Anteil von 17% am Unternehmensertrag des EU-27. Nach der OECD Berechnungsmethode, die ein umfangreicheres Konzept beinhaltet (Producer Support Estimate = PS=), wird der Anteil der Agrarstützungen am Unternehmensertrag für die OECD-Staaten für 2009 allerdings mit 22% bzw. für die EU mit 24% angegeben (OECD 2010).

<sup>&</sup>lt;sup>10</sup> Der österreichische Grüne Bericht beinhaltet auch kleinere Betriebe als der EU-Bericht, daher sind die Tabellen 2 und 3 nicht unmittelbar vergleichbar. Weiters war das Jahr 2009 ein sehr schlechtes Einkommensjahr für die Landwirtschaft, so dass die Einkommen trotz steigender Förderungen stark gesunken sind. Dies wirkt sich natürlich auch auf den Durchschnitt der Jahre 2008/2009 aus.

entsprechender Förderung. Der Großteil der Förderungen der großen Ackerbaubetriebe kommt aus der Marktordnung, aber auch das Agrarumweltprogramm trägt fast 30% zu den Förderungen bei. Während der Verschuldungsgrad<sup>11</sup> bei allen Vergleichsgruppen mit 10 bis 11% sehr ähnlich ist, haben die Bergbauernbetriebe mit Extremerschwernissen trotz deutlich niedrigeren Privatverbrauchs als die Ackerbaubetriebe nur eine Überdeckung des Verbrauchs von 10%, die großen Ackerbaubetriebe hingegen von 21%.<sup>12</sup>

Tabelle 4: Einkommens- und Verbrauchzahlen in der Landwirtschaft nach Bergbauern-, Biound Ackerbaubetrieben in Österreich (Durchschnitt 2008/2009)

| Kennzahl                           | Bergbau-    | Bergbau-    | Durch-     | Biobetriebe | Große     |
|------------------------------------|-------------|-------------|------------|-------------|-----------|
|                                    | ernbetriebe | ernbetriebe | schnitt    |             | Ackerbau- |
|                                    | (Extrem)    | Durchschn.  | Österreich |             | betriebe  |
| Landw. Einkommen in €              | 15.306      | 22.048      | 22.742     | 24.345      | 56.368    |
| Öffentl. Gelder in €               | 19.622      | 18.828      | 17.598     | 21.390      | 43.398    |
| Öffentl. Gelder/LEK in %           | 128,2       | 85,4        | 77,4       | 87,9        | 77,0      |
| ÖPUL u.AZ/LEK in %                 | 92,5        | 48,6        | 37,6       | 53,1        | 29,9      |
| Gesamteinkommen in €               | 34.627      | 41.756      | 42.702     | 45.348      | 69.575    |
| Überdeckung des Verbrauchs in %    | 10,1        | 17,6        | 13,4       | 18,3        | 20,9      |
| Verschuldungsgrad in %             | 11,5        | 9,7         | 10,3       | 9,4         | 11,4      |
| Öffentl. Gelder/Landw. Fläche in € | 629         | 633         | 617        | 659         | 584       |

Quelle: LBG 2009; BMLFUW 2010; eigene Berechnungen

Anmerkungen: Der Fachterminus für Land. Einkommen (LEK) im Grünen Bericht ist Einkünfte aus Land- u. Forstwirtschaft (Ertrag minus Aufwand). ÖPUL = Agrarumweltprogramm. AZ = Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete (zum Großteil Bergbauernförderung). Im Durchschnitt Österreich sind auch die Bergbauernbetriebe enthalten.

Die Durchschnittszahlen in Tabelle 4 überdecken allerdings eine große Spannbreite. Im Jahr 2009 hatten 48% aller Betriebe eine Unterdeckung des Verbrauches. Das Medianeinkommen je landwirtschaftlicher Familienarbeitskraft betrug im Jahr 2009 11.540 € (Mittelwert von 14.521 €), im Hochalpengebiet waren dies nur 9.112 €(BMLFUW 2010).

#### Standardarbeitszeitmodell als Basis für Direktzahlungen

Der überwiegende Anteil der Direktzahlungen aus der Marktordnung (1. Säule) für landwirtschaftliche Betriebe in der EU und in Österreich wird auf Basis der Fläche ausbezahlt. Eine andere Möglichkeit als Grundlage für die Auszahlung von Direktzahlungen in der Landwirtschaft wäre die Verknüpfung mit der Arbeitszeit. In einer Studie in Österreich wurden die Auswirkungen der Einbeziehung des Standardarbeitszeitbedarfes als Kriterium zur Vergabe von Direktzahlungen auf deren Verteilung analysiert (KIRNER et al., 2008). Damit konnten Erkenntnisse für die Diskussion der zukünftigen Ausrichtung der GAP gewonnen werden.

<sup>11</sup> Der Verschuldungsgrad gibt an, wie hoch der Anteil des Fremdkapitals am Gesamtkapital ist (BMLFUW 2010, 309).

<sup>&</sup>lt;sup>12</sup> Die Überdeckung des Verbrauchs ist definiert als Gesamteinkommen abzüglich des Privatverbrauchs und der Sozialversicherungsbeiträge (BMLFUW 2010, 309).

Verglichen wurde die Verteilung der Marktordnungsprämien unter gegenwärtigen Kriterien mit jener der Einbeziehung der Standardarbeitszeiten. In der Studie wurden 50 Prozent der Marktordnungsprämien (entspricht 342 Mio. €) nach dem Standardarbeitszeitbedarf auf die Betriebe neu verteilt, der Rest wurde wie bisher den Betrieben gutgeschrieben.

Da nicht die tatsächliche Arbeitszeit eines Betriebes, sondern die berechnete Standardarbeitszeit nach Standardverfahren zur Anwendung kam, würde durch das Modell eine höhere Arbeitsproduktivität eines Betriebes im Vergleich zu den Standardverfahren zu keinen Nachteilen führen.

Bei dieser Berechnungsart würden in Österreich 66 % der Betriebe im Datensatz profitieren, 34% der Betriebe würden Marktordnungsprämien verlieren. Profitieren würden Betriebe mit einem hohen Arbeitseinsatz. Das sind insbesondere Betriebe mit einem hohem Viehbesatz (vor allem Milchviehbetriebe) und/oder Bergbauernbetriebe (Tabelle 5). Kleinere und mittelgroße Betriebe würden im Durchschnitt gewinnen, hingegen Nichtbergbauernbetriebe, Marktfruchtbetriebe und große Betriebe würden Direktzahlungen und somit Einkommen verlieren (Kirner et al. 2009, 76f).

Tabelle 5: Änderung der Direktzahlungen je Betrieb nach ausgewählten Betriebsmerkmalen bei Anwendung des Standardarbeitszeitmodells in Österreich

| Kennzahl                             | Bergbau-    | Futterbau- | Markt-    | Mittlere | Groß-    |
|--------------------------------------|-------------|------------|-----------|----------|----------|
|                                      | ernbetriebe | betriebe   | fruchtbe- | Betriebe | betriebe |
|                                      | (Extrem)    |            | triebe    |          |          |
| Standardarbeitszeitbedarf je Betrieb | 1.410       | 2.521      | 1.010     | 2.235    | 3.859    |
| in Stunden                           |             |            |           |          |          |
| Marktordnungsprämie (MOP) je         | 1,5         | 2,1        | 9,3       | 2,0      | 14,6     |
| Stunde (alt) in €                    |             |            |           |          |          |
| MOP (alt) je Betrieb in €            | 2.070       | 5.308      | 9.392     | 4.391    | 56.148   |
| MOP neu je Betrieb in €              | 3.138       | 6.413      | 6.202     | 5.529    | 33.828   |
| Veränderung MOP in €                 | 1.068       | 1.105      | -3.190    | 1.138    | -22.320  |
| Veränderung MOP in %                 | 52          | 21         | -34       | 26       | -40      |

Quelle: Kirner et al. 2009; eigene Berechnungen

Anmerkungen: Im Modell wurden 50% der Marktordnungsprämien neu nach Standardarbeitszeitbedarf und 50% wie bisher verteilt. Futterbaubetriebe sind vor allem Milchviehbetriebe. Marktfruchtbetriebe sind Ackerbaubetriebe. Als mittlere Betriebe wurden die Größe 10 bis 20 ha landwirtschaftliche Fläche definiert. Als Großbetriebe wurden die Betriebe ab 100 ha landwirtschaftliche Fläche definiert.

Die Direktzahlungen aus der 1. Säule der GAP sind in der derzeit gewährten Form kaum nach 2013 argumentierbar, da ihre Rechtfertigung auf minimalen Standards (Cross-Compliance) und früheren Preissenkungen beruht. Das Modell wäre auch als Alternative für eine Neuausrichtung der GAP nach 2013 geeignet und könnte - in jenen Mitgliedstaaten die sich für dieses Modell entscheiden - die flächenbezogenen Direktzahlungen ablösen. Im Modell sind keine

Obergrenzen und keine zusätzliche Größendegression der Zahlungen kalkuliert, dies könnte aber zusätzlich bei der Anwendung berücksichtigt werden.

#### Ziele und Diskussionsstand der Reform der GAP für die Zeit nach 2013

Die Diskussion zur Neugestaltung der GAP nach 2013 läuft bereits seit 2008. Im Zentrum der Diskussion stehen die Gewichtung der Ziele der GAP (Wettbewerb versus Nachhaltigkeit und gesellschaftliche Leistungen), der zukünftige Budgetumfang (Kürzungen oder Beibehaltung), die Aufteilung des Budgets zwischen den Mitgliedstaaten (Nettozahlerdiskussion) sowie zwischen 1. Säule (Marktordnung) und 2. Säule (ländliche Entwicklung) sowie die Einführung neuer Marktregulierungsmaßnahmen (z.B. Versicherungssystem). Auch der Verteilungsmechanismen zwischen den landwirtschaftlichen Betrieben steht zur Disposition und wird geändert werden.

Entsprechend des bisherigen Diskussionsverlaufes lassen sich die EU-Mitgliedstaaten vereinfacht in drei Interessensgruppen einteilen:

- Northern Liberals (UK, SW, NL; DK): Reduktion oder überhaupt Streichen der
   1. Säule der GAP (Marktordnungszahlungen) und Ausbau der 2. Säule (vor allem bei den Umweltprogrammen)
- Neue Beitrittsstaaten (EU-12): Angleichung der Prämienhöhe in der 1. Säule zwischen den verschiedenen Ländern (in Richtung einer einheitlichen Flächenprämie je Hektar)
- Mittlere Gruppe (F, D, Ö u.a): 1. Säule als Ausgleich für multifunktionale Leistungen beibehalten und möglichst den derzeitigen Status Quo erhalten.

In Vorbereitung der erforderlichen Kommissionsmitteilung zur GAP nach 2013 (Vorschläge für die GAP nach 2013) hat Agrarkommissar Ciolos im April 2010 eine breit angelegte, öffentliche Konsultation zur künftigen Agrarpolitik initiiert. Er wollte damit demonstrieren, dass die Landwirtschaft und Ländliche Entwicklung alle EU BürgerInnen betrifft.

Von April bis Juni 2010 lief diese Online-Debatte zur GAP nach 2013, zu der alle interessierten EU-BürgerInnen und –Organisationen – unabhängig davon, ob sie in der Landwirtschaft tätig sind – zur Beteiligung eingeladen waren. Sie sollte so vielen EU-BürgerInnen und Interessensvertretungen wie möglich die Gelegenheit geben, sich zu Beginn des Reflexionsprozes-

ses zur künftigen GAP zu äußern. Drei Gruppen von AkteurInnen waren eingeladen, sich zu beteiligen:<sup>13</sup>

- Die allgemeine Öffentlichkeit ("BürgerInnen")
- InteressensvertreterInnen
- Denkfabriken, Forschungsinstitute u.a. 14

Die EU-Kommission hatte für die öffentliche Debatte über die Zukunft der GAP, ihre Ziele, ihre Grundsätze und ihren Beitrag zur Strategie "Europa 2020" vier zentrale Fragen vorgegeben, die allerdings relativ weit gefasst waren (European Commission 2010c):

- Warum benötigen wir eine gemeinsame europäische Agrarpolitik (GAP)?
- Was erwarten die Bürger von der Landwirtschaft?
- Warum muss die GAP reformiert werden?
- Welches Instrumentarium benötigen wir für die GAP von morgen?

Die Resonanz auf die öffentliche Debatte mit rund 5.700 Beiträgen übertraf die Erwartungen der EU-Kommission bei weitem. Die Beteiligung in Österreich war mit 399 Beiträgen der Öffentlichkeit überdurchschnittlich hoch (fünfte Stelle nach Deutschland, Polen, Frankreich und Lettland). Allerdings zeigt sich eine deutliche Schwäche beim organisierten Lobbying insofern, als alle Beiträge der Interessensvertretungen mit einer Ausnahme (Rübenbauernvertretung), in die Kategorie Allgemeine Öffentlichkeit eingeordnet wurden und dort ein geringeres Gewicht haben (insgesamt 5.473 Beiträge) als sie in der Kategorie InteressensvertreterInnen (insgesamt 93 Beiträge) hätten (Tabelle 6).

Tabelle 6: On-Line Debattenbeiträge zur Zukunft der Gemeinsamen Agrarpolitik

| Art des Beitrages                      | Anzahl der Beiträge | Anzahl der Beiträge | Anteil Österreich in |
|--|---------------------|---------------------|----------------------|
|  | (EU gesamt)         | Österreich          | %                    |
| Allgemeine Öffentlichkeit              | 5.473               | 399                 | 7,3                  |
| InteressensvertreterInnen              | 93                  | 1                   | 1,1                  |
| Denkfabriken, Forschungsinstitute u.a. | 80                  | 5                   | 6,3                  |
| Europäisches Netzwerk für ländliche    |                     |                     |                      |
| Entwicklung (ENRD)                     | 24                  | 1                   | 4,2                  |

Quelle: Europäische Kommission 2010; eigene Recherche u. Berechnungen

Anmerkungen: Zusätzlich zu den 24 Beiträgen von Ländernetzwerken sind in der Kategorie ENRD noch 12 Beiträge von EU-Netzwerken erfasst, d.h. insgesamt sind 36 Beiträge auf der Homepage zu finden.

In der schriftlichen Zusammenfassung der Beiträge wird hingewiesen, dass - wenig überraschend - die Landwirtschaft bzw. die landwirtschaftsnahen Personen und Organisationen in der Debatte sehr stark überwogen. Es zeigte sich aber auch ein - in geringerem Ausmaß - or-

<sup>13</sup> Die allgemeinen Beiträge (Öffentlichkeit) waren pro Beitrag auf 1.000 Zeichen begrenzt, die anderen Beiträge konnten auch ausführlicher sein, mussten aber eine kurze englische Zusammenfassung enthalten.

<sup>&</sup>lt;sup>14</sup> Zusätzlich wurden auch noch über das europäische und die nationalen institutionellen Netzwerke für ländliche Entwicklung (ENRD) Beiträge erarbeitet.

ganisiertes Vorgehen von Umweltschutzorganisationen (European Commission 2010, 11). Von einem ExpertInnenteam wurden aus der breiten Vielfalt der eingegangen Beiträge 12 Richtungen herausgefiltert, die für die Politik der EU vorgeschlagen wurden (Europäische Kommission 2010, 4f). Diese Richtungen reichen von der Stärkung der internationalen Wettbewerbsfähigkeit, über den Ausgleich von Marktversagen bis zum Schutz der Umwelt und der biologischen Vielfalt. Auch Nahrungsmittelsicherheit war ein wichtiges Thema. Ein Punkt ist aus Sicht der Verteilungsdiskussion von besonderer Bedeutung: Die EU sollte sich bei der GAP-Reform um eine gerechtere GAP bemühen – gerechter gegenüber kleinen Betrieben, benachteiligten Gebieten und neuen Mitgliedstaaten.

Die Ergebnisse der schriftlichen öffentlichen Debatte zur GAP Reform nach 2013 wurden bei der zweitägigen Dialogkonferenz zur Zukunft der GAP nach 2013 (Konferenz zur öffentlichen Debatte" am 19/20. Juli 2010 in Brüssel) vorgestellt und mit ca. 500 TeilnehmerInnen diskutiert. Der Agrarkommissar Ciolos sprach sich in seinem Schlussstatement für die Beibehaltung der zwei Säulen der GAP aus. Hinsichtlich der Finanzhilfen meinte er, dass diese zukünftig besser aufgeteilt, gezielter eingesetzt, transparenter und für die Steuerzahler einfach verständlich sein müssten. Als objektive und realistische Kriterien für die Vergabe bezeichnete er die Art des Betriebes sowie den sozioökonomischen, klimatischen und ökologischen Kontext, in dem LandwirtInnen arbeiten, d.h. Betrieben, die unter vergleichbaren Bedingungen operieren, müssen vergleichbare Rechte eingeräumt werden (Ciolos 2010). 15

Die Ergebnisse sollen von den politischen EntscheidungsträgerInnen in das noch dieses Jahr von der EU Kommission vorzulegende Konsultationspapier mit verschiedenen Optionen für die GAP nach 2013 eingearbeitet werden (Ciolos 2010). Dieses "Optionspapier" der Kommission ist die Basis für die weitere Diskussion der GAP. Möglicherweise gleichzeitig ist auch die finanzielle Vorausschau des EU Haushalts 2013 bis 2020 zu erwarten. Der zeitliche Fahrplan sieht vor, dass voraussichtlich Mitte 2011 konkrete Legislativvorschläge der Kommission vorliegen. Der Beschluss der entsprechenden Rechtstexte soll – abhängig von der Dauer der Diskussion in Rat und EU-Parlament – zwischen Juni und Oktober 2012 erfolgen.

\_

<sup>&</sup>lt;sup>15</sup> Eine einheitliche Prämie innerhalb der EU würde ca. 210 - 240 Euro/ha ergeben und würde zu deutlichen Umverteilungen führen, die in dieser Form politisch nicht durchsetzbar wäre.

#### Schlussfolgerungen

Die Agrarpolitik ist der am stärksten vergemeinschaftete Politikbereich der Europäischen Union (EU) mit dem höchsten Anteil am Gesamthaushalt der EU. Im Rahmen und in Vorbereitung der nächsten Finanzperiode der EU (2014 – 2020) ist die Diskussion über die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) bereits im Gange. Die zukünftige Ausgestaltung der GAP ist aber nicht nur für die Landwirtschaft, AgrarpolitikerInnen und die Ernährungsindustrie von Bedeutung, sondern auch für die SteuerzahlerInnen, KonsumentInnen, NGO's, (Agrar)WissenschafterInnen und generell für die politischen Parteien von hohem Interesse. Die Ergebnisse der Agrarpolitik spüren alle Menschen unmittelbar beim Essen und mittelbar durch die Auswirkungen auf die Umwelt (Landschaft, Grundwasser, Biodiversitätsverlust, Klimaproblematik) und auf die Steuerausgaben. Allgemein wird gefordert, dass als Gegenleistung für die landwirtschaftlichen Förderungen zukünftig klarer begründete und nachweisbare Leistungen für die Gesellschaft erbracht werden. Diese Orientierung kann unter dem Slogan "public money for public goods" zusammengefasst werden und meint vor allem die Umweltleistungen der Landwirtschaft (Cooper et.al 2009; BirdLife et al. 2009).

Die Zukunft der GAP hinsichtlich des Budgetrahmens und ihrer Aufgaben werden maßgeblich von anderen Politiken mitbeeinflußt, die den Rahmen abstecken (Netzwerk 2010; eigene Erweiterung):

- finanzielle Vorausschau bzw. mehrjähriger Finanzrahmen legen das Gesamtbudget und die Budgetverteilung nach Aufgabengebieten für die EU fest
- Europa Strategie 2020: strategische Grundsätze der EU für den Zeitraum 2011-2020, die der Lissabon-Strategie nachfolgen
- Diskussion über die Verteilung zwischen den Agrarfonds und den Strukturfonds
- Auch die Verhandlungen im Rahmen der internationalen Handelsabkommen (WTO) beeinflussen die Zukunft

Die Diskussion der zukünftigen GAP wurde dieses Jahr von Kommissar Ciolos auf weitere AkteurInnen ausgedehnt. Wesentliche Diskussionspunkte sind die Höhe des Gesamtbudgets für den Agrarsektor, die Aufteilung zwischen den Mitgliedstaaten, das Verhältnis zwischen der 1. und 2. Säule der GAP, eine gerechtere Verteilung des Geldes zwischen den Betrieben und eine stärkere Anbindung an Umweltauflagen für die Bewirtschaftung.

Grundsätzlich ist zwischen dem neoliberalen Konzept der Agrarindustrialisierung ("farming") mit einer hochintensiven, semiindustriellen und regional konzentrierten Produktionsform und

dem Entwicklungsweg eines europäischen Agrarmodells der multifunktionalen Landwirtschaft ("agriculture") mit einer nachhaltigen Produktionsform, in der ökonomische, ökologische und soziale Zielsetzungen gleichberechtigt angestrebt werden und die auf Ernährungssouveränität setzt, zu unterscheiden.<sup>16</sup> Die folgenden Schlussfolgerungen beziehen sich im Wesentlichen auf das Dialogpapier der Bundesanstalt für Bergbauernfragen zur Reform der GAP nach 2013 (Dax/Hovorka 2010).

Für die Erfüllung der multifunktionalen Leistungen der Landwirtschaft kann nicht der freie Markt in einer globalisierten Welt sorgen. Es ist vielmehr eine Gemeinsame Agrarpolitik erforderlich, die sich am Europäischen Agrarmodell orientiert und in Zukunft stärker die Nachhaltigkeitsaspekte und die neuen Herausforderungen betont. Die BürgerInnen erwarten sich als Gegenleistung für die Förderungen von der Landwirtschaft vor allem die Erzeugung gesunder Lebensmittel zu fairen Preisen, die Erhaltung und Gestaltung der Kulturlandschaft, die Einhaltung von hohen Tierschutz- und Qualitätskriterien, einen positiven Beitrag zum Klimaschutz sowie zur Bewältigung der anderen neuen Herausforderungen (Biodiversität, Tierschutz, erneuerbare Energien, Wassermanagement); d.h. zusammenfassend: public money for public goods.

Die 2. Säule der GAP fungiert in manchen EU-Staaten oftmals nur zum Ausgleich negativer Umwelt- u. Gesellschaftswirkungen der 1. Säule. In Zukunft sollten 1. und 2. Säule daher besser aufeinander abgestimmt werden, um ökologische, soziale und ökonomische Ziele effizienter zu erreichen. Die Politik für die ländliche Entwicklung (2. Säule) sollte den gleichen Stellenwert wie die Marktpolitik einnehmen.

Die Aufrechterhaltung der Bewirtschaftung in den Berggebieten ist ohne spezielle Förderung unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen nicht möglich, daher ist die Ausgleichszulage für benachteiligte Gebiete aufrechtzuerhalten.<sup>18</sup> Mit der Berglandwirtschaft steht und fällt die

-

<sup>&</sup>lt;sup>16</sup> Als wesentliche positive Beiträge der multifunktionalen Landwirtschaft für die Gesellschaft seien genannt (Dax et al 2009): Produktion von gesunden Lebensmitteln und land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen; Erhaltung und Gestaltung der Kulturlandschaft; Offenhaltung der Landschaft; Beitrag zur Biodiversität, zur Boden- u. Wasserqualität, zur Erhaltung lokaler Rassen; Beitrag zur Besiedelung, zur Architektur und dem Sozialwesen; Beitrag zur Beschäftigung, zur regionalen Einkommensbildung und zur Kohäsion; Abwehr von Naturgefahren (Hochwasser, Muren, Lawinen etc.), Offenhaltung der Almen in den Berggebieten, Bewirtschaftung des Schutzwaldes in den Berggebieten; Basis für den Tourismus in ländlichen Regionen

<sup>&</sup>lt;sup>17</sup> Ein Positionspapier aus dem alternativen Agrarbereich in Deutschland betont, dass das Ziel eine multifunktionale, bäuerliche-ökologische Landwirtschaft mit globaler Verantwortung sein muss. Dieses Positionspapier wird von den wichtigsten Umwelt – und Entwicklungspolitikverbänden mitgetragen (Verbände-Plattform 2010).

<sup>&</sup>lt;sup>18</sup> Die Beibehaltung der spezifischen Förderungen für die Landwirtschaft in Berggebieten und benachteiligten Gebieten wird auch vom EU-Parlament in der Resolution zur Zukunft der GAP nach 2013 gefordert (EP 2010).

Lebensqualität der außerlandwirtschaftlichen Bevölkerung und der TouristInnen in den Berggebieten. Das Berggebiet hat aber auch eine europäische Dimension und ist als Lebens-, Wirtschafts-, Erholungs- und Biodiversitätsraum daher von gesamteuropäischem Interesse (siehe auch Alpenkonvention, Karpatenkonvention etc). Der ländliche Raum ist mehr als die Landwirtschaft. Das ist für alle Menschen in diesen Räumen gelebte Wirklichkeit und tägliche Realität. Das Programm Ländliche Entwicklung sollte daher stärker für die Nichtlandwirtschaft geöffnet und mit einer integrierten Regionalpolitik verbunden werden.

Derzeit sind in der EU die Direktzahlungen aus der GAP und damit die Einkommen sehr ungleich verteilt. Die Direktzahlungen kommen im besonderen Ausmaß den großen landwirtschaftlichen Betrieben zugute. Die Direktzahlungen der 1. Säule sollen in Zukunft nicht mehr auf historische Tatbestände und das Ausmaß der landwirtschaftlichen Nutzfläche, sondern an den standardisierten notwendigen Arbeitseinsatz geknüpft werden. Im Vergleich zur landwirtschaftlichen Fläche spiegelt dieser die Leistungen der Bäuerinnen und Bauern für den Markt und für die Gesellschaft besser wider. Die Arbeitskraft ist der zentrale Anknüpfungspunkt bei der Schaffung von Mehrwert und entwickelt sich in der täglichen Praxis auf den Bauernhöfen immer mehr zum knappsten Gut. Mit der Verfügbarkeit der notwendigen Arbeitszeit steht und fällt die Betriebsorganisation und –form und entscheidet sich längerfristig, ob ein Betrieb weiter bewirtschaftet wird oder nicht.

Das Arbeitszeitmodell würde sich positiv auf kleinere, auf vielfältig bewirtschaftete Betriebe, auf Betriebe mit hohem Arbeitseinsatz (Milchviehbetriebe) und auf Bergbauernbetriebe auswirken. Den Mitgliedsstaaten sollte diese Möglichkeit als Alternative zu den bisher üblichen Flächenzahlungen je Hektar angeboten werden. Weiters sind zukünftig eine starke Modulation und klare Obergrenzen der Förderungen je Betrieb empfehlenswert. Um die Realisierbarkeit dieser Vorschläge zu verstärken, wäre auf EU-Ebene eine Bandbreite vorzusehen und die Mitgliedstaaten könnten innerhalb dieser Bandbreite Anpassungen vornehmen.

#### Literatur:

BirdLife International/European Environmental Bureau/EFNCP/IFAM-EU Group/WWF (2009). Proposal for a new EU Common Agricultural Policy. December.

BMLFUW (2010). Grüner Bericht 2010. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Wien.

BMLFUW (2009). Grüner Bericht 2009. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Wien.

Ciolos, Dacian (2010). Ich will eine starke, effektive und ausgewogene GAP. Speech/10/400 am 20. Juli 2010. Brüssel.

Cooper, T./ Hart, K. / Baldock, D. (2010). The Provision of Public Goods Through Agriculture in the European Union. Institute for European Environmental Policy. London.

Dax, Thomas/ Hovorka, Gerhard (2010). Eckpunkte der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) nach 2013 aus Sicht der Berglandwirtschaft. Beitrag zur Diskussion der Zukunft der GAP auf der EU-Homepage am 31.5.2010. Wien. 6 Seiten.

http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/debate/contributions/index en.htm#contributor3

Dax, T.; Hovorka, G.; Hocevar, V. and Juvanic, L (2009): Comparative analysis of territorial impacts of multifunctional agriculture in Austria and Slovenia. In: Neuwirth, J./Wagner K. (eds). Multifunctional Territories: Importance of Rural Areas beyond Food Production. Rural areas and development. vol. 6 of the European Rural Development Network. Warschau 2009; 29 – 46.

European Commission (2010a). Indicative figures on the distribution of direct aid to farmers, by size-class of aid (Financial year 2008). Brüssel.

http://ec.europa.eu/agriculture/fin/directaid/2008/annex1\_en.pdf

European Commission (2010b). Report on the distribution of direct aids to the producers (Financial year 2008). Brüssel.

http://ec.europa.eu/agriculture/fin/directaid/2008/annex2\_en.pdf

European Commission (2010c). The Common Agricultural Policy after 2013. Public debate. Summary Report. Brüssel.

http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/debate/report/summary-report\_en.pdf

European Commission (2010d). CAP expenditure in the total EU expenditure. Graph. Brüssel. http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/graphs/graph1\_en.pdf

European Commission (2009). The CAP in perspective: from market intervention to policy innovation. Agricultural Policy Perspectives. Brief No. 1. Brüssel.

Europäische Kommission (2010). Die Gemeinsame Agrarpolitik nach 2013 – Öffentliche Diskussion. Zusammenfassung der Beiträge (Executive summary). Brüssel.

 $\underline{http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/debate/report/executive-summary\_de.pdf}$ 

European Parliament (2010). European Parliament resolution of 8 July 2010 on the future of the Common Agricultural Policy after 2013 (2009/2236(INI)).

 $\underline{http://www.europarl.europa.eu/oeil/FindByProcnum.do?lang=en\&procnum=INI/2009/2236}$ 

Farmsubsidy.org (2010): EU boosts farm subsidy millionaires by 30 per cent. Presseaussendung vom 4. Mai 2010. <a href="https://docs.google.com/View?id=dct5h2jr\_39gmkk57g8">https://docs.google.com/View?id=dct5h2jr\_39gmkk57g8</a>

Kirner, Leopold/ Hovorka, Gerhard/ Handler, Franz/ Tamme, Oliver/ Stadler, Markus/ Hofer, Otto/ Blumauer, Emil (2008). Analyse der Einbeziehung des Arbeitseinsatzes für die Ermittlung von Direktzahlungen in der Landwirtschaft. Wien.

Kirner, Leopold/ Hovorka, Gerhard/ Handler, Franz (2009). Der Standardarbeitszeitbedarf als ein Kriterium für die Ermittlung von Direktzahlungen in der Landwirtschaft. In: Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, Vol. 18(1). Wien. S. 71-80.

LBG (2009). Buchführungsergebnisse 2008 der Land- und Forstwirtschaft Österreichs. Wien.

Netzwerk Ländlicher Räume (2010). Der Weg zu GAP und ELER nach 2013.

#### http://www.netzwerk-laendlicher-raum.de/hintergrund/zukunft-des-eler-nach-2013/

OECD (2010). OECD Agricultural Policies in OECD Countries 2010 at a Glance. Paris.

Sinabell, Franz/ Pitlik, Hans/ Schmid, Erwin (2009). Zukunft der Finanzierung und Ausgaben der Gemeinsamen Agrarpolitik. Forschungsbericht des WIFO. Februar 2009. Wien.

Sinabell, Franz/ Schmid, Erwin/ Hofreither, Markus (2009). The distribution of Direct Payments of the Common Agricultural Policy. In: Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, Vol. 18(1). Wien. P. 111- 119.

Verbände-Plattform (2010). Für eine grundlegene Reform der EU-Agrarpolitik. Gemeinsames Papier von Verbänden aus Umwelt- u. Naturschutz, Landwirtschaft, Entwicklungspolitik, Verbraucherschutz u. Tierschutz. Rheinbach/Hamm.

## Beiträge zum Europa- und Völkerrecht

## **Beatrice Garske/Kristin Hoffmann**

Die Gemeinsame Agrarpolitik nach der Reform 2013: Endlich nachhaltig?

Heft 13

März 2016

## Die Gemeinsame Agrarpolitik nach der Reform 2013: Endlich nachhaltig?

Von

Beatrice Garske und Kristin Hoffmann

Institut für Wirtschaftsrecht Forschungsstelle für Transnationales Wirtschaftsrecht Juristische und Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Beatrice Garske ist wissenschaftliche Mitarbeiterin der Forschungsstelle Nachhaltigkeit und Klimapolitik Leipzig/Berlin und Doktorandin im Rahmen des Verbundprojektes "InnoSoilPhos" (i.V.m. der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock). Sie ist Absolventin der Masterstudiengänge Business and Economic Law (LL.M. oec.) und International Area Studies (M.Sc.) an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Kristin Hoffmann ist wissenschaftliche Mitarbeiterin und Doktorandin am Lehrstuhl für Öffentliches Recht, Europarecht und Internationales Wirtschaftsrecht am Juristischen Bereich der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Sie ist Absolventin des Bachelor-Studienganges "Law in Context" (LL.B.) der Technischen Universität Dresden, der Rechtswissenschaften sowie des postgraduellen Masterstudiengangs "Business Law and Economic Law" (LL.M. oec.) der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

Christian Tietje (Hrsg), Beiträge zum Europa- und Völkerrecht, Heft 13

Bibliografische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter http://www.dnb.ddb.de abrufbar.

ISSN 1868-1182 (print) ISSN 1868-1190 (elektr.)

ISBN 978-3-86829-830-7 (print) ISBN 978-3-86829-831-4 (elektr.)

Schutzgebühr Euro 5

Die Hefte der Schriftenreihe "Beiträge zum Europa- und Völkerrecht" finden sich zum Download auf der Website des Instituts bzw. der Forschungsstelle für Transnationales Wirtschaftsrecht unter der Adresse:

# http://telc.jura.uni-halle.de/de/node/42

Institut für Wirtschaftsrecht Forschungsstelle für Transnationales Wirtschaftsrecht Juristische und Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Universitätsplatz 5 D-06099 Halle (Saale)

Tel.: 0345-55-23149 / -55-23180

Fax: 0345-55-27201

E-Mail: ecohal@jura.uni-halle.de

# **INHALTSVERZEICHNIS**

| Vorwort  | 5  |
|--|----|
| Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union 2013 - Ein  |    |
| Schritt in Richtung nachhaltige Landwirtschaft? (Beatrice Garske)          | 6  |
|  |    |
| A. Einleitung  B. Grundlagen zum Thema Landwirtschaft                      | 7  |
| I. Die Multifunktionalität der Landwirtschaft                              | 7  |
| II. Probleme der gegenwärtigen Landwirtschaft                              | 9  |
| III. Nachhaltige Landwirtschaft  | 13 |
| C. Die Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union                      | 15 |
| I. Ziele der Gemeinsamen Agrarpolitik                                      | 17 |
| II. Die wichtigsten Bereiche der Gemeinsamen Agrarpolitik                  |    |
| 1. Die erste Säule der GAP   |    |
| 2. Die zweite Säule der GAP  |    |
| III. Mitgliedstaatliche Umsetzung  |    |
| D. Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik 2013                            |    |
| I. Ziele der GAP-Reform  |    |
| II. Die wichtigsten Reforminhalte  |    |
| 1. Neuerungen der ersten Säule der GAP                                     |    |
| 2. Neuerungen der zweiten Säule der GAP                                    | 33 |
| III. Mitgliedstaatliche Umsetzung  |    |
| E. Kritische Beleuchtung der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik 2013      |    |
| F. Fazit und Ausblick  |    |
| G. Anlage I: Anforderungen der Cross Compliance nach der Reform            | 46 |
| H. Anlage II: Prioritäten und Maßnahmen der Zweiten Säule der GAP nach der |    |
| Reform   |    |
| Schrifttum   | 53 |

| Die Gemeinsame Agrarpolitik der EU 2014-2020 – Neue umweltver | trägliche Aspekte |
|---|-------------------|
| im Landwirtschaftsrecht (Kristin Hoffmann)                    |                   |
| A. Einführung   |                   |
| I. Die Bedeutung von Umweltschutzbelangen                     | 58                |
| 1. Politischer Programmsatz                                   |                   |
| 2. Verbindliche Rechtsregel                                   |                   |
| II. Stellungnahme   |                   |
| B. Die GAP  |                   |
| I. Die Geschichte   | 62                |
| II. Neue GAP – Neue Herausforderungen                         | 64                |
| III. Die Rechtsgrundlagen der GAP                             |                   |
| C. Der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Umwelt            |                   |
| I. Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft                 | 67                |
| 1. Gewässerbelastungen  |                   |
| 2. Natur und Landschaft                                       |                   |
| 3. Bodenbelastung   | 68                |
| 4. Emission klimarelevanter Gase                              |                   |
| 5. Sonstige Belastungen                                       | 69                |
| II. Zusammenfassung   |                   |
| D. Cross-Compliance   |                   |
| I. Rechtliche Ausgestaltung                                   |                   |
| 1. Voraussetzungen  | 71                |
| a) Grundanforderungen an die Betriebsführung                  | 72                |
| (1) Nitratrichtlinie für den Schutz von Wasser                | 73                |
| (2) Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie zum Schutz der I           | 3iodiversität 76  |
| b) Anforderungen an einen guten landwirtschaftlichen ı        | ınd ökologischen  |
| Zustand   |                   |
| 2. Folgen der Nichteinhaltung/Sanktionen                      | 79                |
| II. Kontrolle   |                   |
| III. Zusammenfassung  |                   |
| E. Ökologisierungskomponente – Beitrag zum Umweltschutz?      | 81                |
| I. Rechtliche Voraussetzungen                                 |                   |
| 1. Dauergrünlanderhalt  |                   |
| 2. Die Diversifizierung der Anbaukulturen                     |                   |
| 3. Die Ausweisung ökologischer Vorrangflächen                 |                   |
| II. Zusammenfassung   |                   |
| F. Zweite Säule der GAP                                       |                   |
| G. Fazit  | 87                |
| Schrifttum  | 88                |

#### VORWORT

Zu den großen Themen des 21. Jahrhunderts, die auch in den Sustainable Development Goals (SDGs) der UN niedergelegt sind, gehören Friedenssicherung, Armuts- und Hungerbekämpfung, Gesundheit, Umwelt- und Klimaschutz und der Erhalt unserer natürlichen Lebensgrundlagen wie fruchtbare Böden, sauberes Wasser und Biodiversität. Dazu reihen sich der Bau nachhaltiger Städte und Infrastrukturen, die wirtschaftliche Entwicklung für arme Länder und menschenwürdige Arbeitsplätze sowie weitere nachhaltigkeitsbezogene Zielsetzungen. Neben einem starken und zuverlässigen politisch-rechtlichen und institutionellen Rahmen und neben Kooperation und Unterstützung insbesondere für die armen Länder, spielt bei all diesen Zielen auch ein Faktor eine wesentliche Rolle, der gleichzeitig auch ein Ziel der SDGs ist: Eine nachhaltige Landwirtschaft. Während die Landwirtschaft den weltweit größten Flächennutzer darstellt, ist gerade sie es, ohne die Hunger nicht besiegt werden kann, die Arbeitsplätze schafft und die dazu beiträgt, unsere Ökosysteme und das Klima entweder zu erhalten oder weiter zu zerstören. Auch würde eine dauerhaft und global durchhaltbare Form der Landwirtschaft helfen, Kriege um Ressourcen wie Wasser und Land zu vermeiden. Wenngleich entsprechende Veränderungen auch durch ein gewandeltes Konsumverhalten und nachhaltige Produktionsmuster zunächst einzelner Vorreiter-Betriebe angeregt werden können, ist doch Agrarpolitik die entscheidende Stellschraube für eine Wende von der bisher größtenteils konventionellen Landwirtschaft hin einer nachhaltigen zu Landwirtschaft. Entsprechend wird seit Jahrzehnten auch eine umwelt- und sozialverträglichere europäische Agrarpolitik gefordert. Bisherige Reformen der Gemeinsamen Agrarpolitik blieben hinter diesen Erwartungen allerdings weit zurück. Ob die Reform 2013 den Forderungen nach einer Agrarwende besser gerecht wird, ist Thema der vorliegenden Beiträge. Zunächst gibt der erste Beitrag einen Überblick über die Landwirtschaft und ihre Funktionen und stellt das System der Agrarpolitik vor und nach der Reform kritisch vor. Der zweite Beitrag des Bandes wirft insbesondere einen Blick auf die rechtlichen Besonderheiten der Agrarpolitik und den Konflikt zwischen Landwirtschaft und Umwelt.

Trotz aller Kritik kann die Reform als ein erster, wenn auch kleiner Schritt in Richtung nachhaltige Landwirtschaft in der Europäischen Union gewertet werden, wenngleich weitere Bemühungen dringend nötig bleiben.<sup>204</sup> Der durch die Reform eingeführte neue Grundsatz der Agrarförderung "öffentliche Gelder für öffentliche Güter"<sup>205</sup> könnte zumindest der Beginn des lange überfälligen Paradigmenwechsels in der europäischen Agrarpolitik sein. Die geplante umfassende Prüfung der GAP im Rahmen der Halbzeitbewertung 2017 birgt das Potenzial, den ersten, zaghaften Schritten in Richtung nachhaltige Landwirtschaft weitere Schritte folgen zu lassen. Auch Deutschland sollte die Halbzeitbewertung nutzen, die Möglichkeiten der Agrarreform stärker auszunutzen. Es wäre zu wünschen, dass die zukünftigen Bemühungen um eine nachhaltige Landwirtschaft – sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene – ambitionierter sind als in der Vergangenheit.

#### F. Fazit und Ausblick

Die Ausgestaltung der Gemeinsamen Agrarpolitik entscheidet über die Zukunftsfähigkeit der europäischen Landwirtschaft. Sie hat damit eine wesentliche Bedeutung für den Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen in Europa.

Die bisherige Landwirtschaftspolitik der Europäischen Union setzte kaum die richtigen Anreize für eine an dem Prinzip der Nachhaltigkeit orientierte, multifunktionale Landwirtschaft in Europa, die den Herausforderungen des 21. Jahrhunderts gerecht werden könnte. Vielmehr untermauerte sie den Fortbestand einer Landwirtschaft, die Böden, Gewässer und Biodiversität gefährdet, einen Beitrag zum hohen Ressourcenverbrauch und zum Klimawandel leistet und gleichzeitig immer weniger Menschen ein existenzsicherndes Einkommen bieten kann. Auch global betrachtet, konnte und kann die europäische Landwirtschaft kaum zur Bekämpfung von Hunger und Mangelernährung beitragen oder andere entwicklungspolitische Zielsetzungen unterstützen.

Die Probleme der industrialisierten Landwirtschaft sollte die GAP-Reform 2013 lindern, die unter anderem das Ziel verfolgte, die Agrarwirtschaft in der Europäischen Union nachhaltiger zu gestalten. Durch die Reform wurden insbesondere mit dem Greening, der Umverteilungsprämie und der Junglandwirteförderung einige neue Instrumente in die Agrarpolitik eingeführt, die das Potenzial haben, die Transformation zu einer nachhaltigen Landwirtschaft in Europa zu unterstützen. Der notwendige Systemwechsel in der europäischen Agrarpolitik blieb allerdings aus. Mängel wie Zielschwäche, Vollzugsdefizite, eine Reihe von Ausnahmeregelungen und große Gestaltungsspielräume der Mitgliedstaaten führen dazu, dass sich die Gemeinsame Agrarpolitik mit der Reform 2013 nur einen sehr kleinen Schritt in Richtung Nachhaltigkeit bewegt hat.

Vgl *UBA*, Mehr Grün in GAP (Fn 140), 2.

<sup>&</sup>lt;sup>205</sup> *BMEL*, GAP 2014-2020 (Fn 136), 3.

<sup>&</sup>lt;sup>206</sup> Vgl *Europäische Kommission*, Überblick GAP-Reform (Fn 114), 5.

<sup>&</sup>lt;sup>207</sup> Vgl *Stodieck*, Entwicklungen und Trends, 9.

Doch gerade vor dem Hintergrund der zunehmenden Globalisierung und Verflechtung der Agrar-, Energie- und Futtermittelmärkte und dem damit verbundenen Druck auf die Umweltmedien erscheint ein ambitionierter und zügiger Wandel der europäischen Agrarwirtschaft notwendig. Auch das Weltbevölkerungswachstum, die Ressourcenknappheit und der Klimawandel führen dazu, dass die natur- und umweltpolitischen, die klima- und ressourcenschutzbezogenen und die sozioökonomischen Herausforderungen an die Landwirtschaft zukünftig weiter wachsen werden. Das Prinzip "öffentliche Gelder für öffentliche Leistungen" das durch das Greening zumindest ansatzweise in die GAP eingeführt wurde, sollte daher dringend wirksamer umgesetzt werden, sodass die europäischen Agrarbeihilfen stärker an volkswirtschaftliche, soziale und vor allem ökologische Leistungen geknüpft werden. Ziel sollte es sein, in Zukunft nur noch die Landwirtschaftsbetriebe zu fördern, die unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten bestehen können.

Eine Chance, die ersten Bemühungen der GAP-Reform um eine umwelt-, ressourcen- und klimaschonende Landwirtschaft zu verstärken, bietet die im Jahr 2017 vorgesehene Halbzeitbewertung der Reform. Hier liegt das Potenzial vor allen Dingen in der Umsetzung der Mitgliedstaaten. Je ambitionierter diese ihre Gestaltungspielräume nutzen, desto besser wird die Ausgangsposition für die Halbzeitbewertung sein.<sup>211</sup>

Die Verbesserungsmöglichkeiten für mehr Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft sind vielfältig. Sie beginnen auf der betrieblichen Ebene, auf der Themen wie Umwelt-, Natur- und Artenschutz oder Klima- und Ressourcenschonung mehr Beachtung finden sollten. Auch auf gesellschaftlicher Ebene kann ein Beitrag zu einer nachhaltigeren Landwirtschaft geleistet werden, etwa durch veränderte Konsumgewohnheiten.<sup>212</sup> Von besonderer Bedeutung für die zukünftige Agrarwirtschaft in Europa sind jedoch die politisch-rechtlichen Rahmenbedingungen. Hier gilt es, eine möglichst effiziente und effektive Kombination verschiedener umweltrechtlicher Instrumente in die Gemeinsame Agrarpolitik der EU einzuführen, die eine nachhaltige Landwirtschaft fördern. Diese Instrumente sollten so ausgestaltet sein, dass ihre Anforderungen verbindlich, qualitativ sowie quantitativ bestimmbar, verständlich und in der Praxis umsetzbar sowie kontrollierbar sind. Ebenso sollten bei der Gestaltung der Instrumente die tragenden Prinzipien des Umweltrechts, insbesondere das Nachhaltigkeitsprinzip, das Vorsorge- und das Verursacherprinzip berücksichtigt werden.<sup>213</sup>

Vgl BfN, Agrarpolitik und Naturschutz, 23-24 sowie Härtel, Begriff Agrarrecht, 24.

<sup>&</sup>lt;sup>209</sup> BMEL, GAP 2014-2020 (Fn 136), 3.

<sup>&</sup>lt;sup>210</sup> Vgl KEKD, Neuorientierung, 10-11.

Vgl Jasper, Reform mit Möglichkeiten, 30 und UBA, Mehr Grün in GAP (Fn 140), 4.

Vgl KEKD, Neuorientierung, 11-12; IAASTD, Weltagrarbericht, 79-87; UBA, Biologische Vielfalt (Fn 26), 42-43 und Weizsäcker, Pioneer, 69 und 80-81.

Bei der Gestaltung der zukünftigen Agrarpolitik sollten die Mitwirkungsrechte der Gesellschaft gestärkt werden, indem ein enger Dialog zwischen Landwirten, Verbrauchern, Futtermittelherstellern, Produzenten von Agrochemikalien und Saatgut, Lebensmittelverarbeitenden und händlern sowie anderen Unternehmen der Lebensmittelkette, Nichtregierungsorganisationen, Politikern und auch Wissenschaftlern gefördert wird. Vgl KEKD, Neuorientierung, 12 und UBA, Rechtliche Instrumente, 40-41.

Die Handlungsoptionen einer am Leitbild der Nachhaltigkeit orientierten Landwirtschaft sind bei Weitem nicht ausgeschöpft. Entsprechende Bemühungen auf den verschiedenen Ebenen können die Landwirtschaft in Europa zukunftsfähiger, global und intergenerationell gerechter und umweltverträglicher werden lassen.<sup>214</sup>

<sup>&</sup>lt;sup>214</sup> Vgl Wahmhoff, Nachhaltigkeit und Umsetzung, 2.

# INSEKTENSTERBEN BEUNRUHIGENDER SINKFLUG

Krefelder Forscher beobachteten über Jahrzehnte einen dramatischen Rückgang in der Biomasse von Fluginsekten. Andere Studien bestätigen die bedrohliche Situation - auch für die Bestäubung vieler Nutzpflanzen.



Josef Settele ist Agrarbiologe am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung -UFZ in Halle sowie Professor für Ökologie an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und

Mitglied des Deutschen Zentrums für integrative Biodiversitätsforschung - iDiv. Der Insekten- und Landnutzungsspezialist berät weltweit als Sachverständiger die Politik und wirkt in zentraler Funktion am Weltbiodiversitätsrat IPBES mit.

>> spektrum.de/artikel/1634738





Etliche wissenschaftliche Studien warnen schon lange vor massiven Verlusten in der Pflanzen- und Tierwelt. Doch nur wenige von ihnen schaffen es, weltweit in die Schlagzeilen zu geraten. Zu diesen seltenen Ausnahmen zählt ein im Oktober 2017 veröffentlichter Beitrag, der über einen Rückgang der Biomasse fliegender Insekten um drei Viertel vor allem in Naturschutzgebieten Nordwestdeutschlands berichtete. Renommierte Fachzeitschriften wie »Nature« oder »Science« griffen die Studie auf, so dass sich schließlich auch Umweltschützer und Politiker darauf beriefen.

Die unter Federführung des niederländischen Ökologen Caspar Hallmann von der Radboud-Universität in Nimwegen erschienene Arbeit wird meist als »Krefelder Studie« bezeichnet, da sie auf Daten des Biologen Martin Sorg und seiner Kollegen vom Entomologischen Verein Krefeld aufbaut. Die Krefelder Insektenkundler sind Koautoren dieser bahnbrechenden Publikation und hatten bereits 2013 erste Ergebnisse veröffentlicht. Seit 1989 hatten sie an zahlreichen Standorten vor allem in Nordrhein-Westfalen so genannte Malaise-Fallen aufgebaut (siehe Fotos rechts unten). Die nach dem schwedischen Entomologen René Malaise (1892-1978) benannten zeltartigen Aufbauten sind so konstruiert, dass Insekten an einem Ende hineinfliegen, am anderen aber nicht mehr herauskommen. Sie bewegen sich darin dem Licht entgegen nach oben und landen dort in einem Behälter, wo sie in Alkohol konserviert werden. Die Fallen erfassen somit standardisiert Fluginsekten wie Fliegen, Mücken, Bienen, Wespen und Schmetterlinge.

Wenn man Insektenpopulationen betrachtet, gilt es zunächst zwei grundsätzlich verschiedene Ebenen auseinanderzuhalten, die mitunter gern vermischt werden: 1. Veränderungen in der Biomasse, also dem Gewicht aller Individuen einer Gruppe oder auch aller Insekten zusammen, und 2. Veränderungen bei der Artenzusammensetzung und der Häufigkeit einzelner Arten. Meist war in bisherigen Studien vor allem von Letzterem die Rede. Im Fokus standen Ent-

# **AUF EINEN BLICK** DRAMATISCHER INSEKTENSCHWUND

- Insekten spielen als Bestäuber eine zentrale Rolle in den Ökosystemen der Erde und sichern somit unsere Ernährung. Doch seit Jahrzehnten gehen weltweit die Bestände zurück – auch in Naturschutzgebieten.
- Als Ursachen gelten: Verlust von Lebensräumen, strukturelle Verarmung von Wald-, Acker- und Gartenlandschaften, Einsatz von Düngern und Pestiziden sowie der Klimawandel.
- Die Eindämmung der Risikofaktoren wäre ein Ausgangspunkt für eine Trendwende. Dieses Ziel lässt sich nur im gesamtgesellschaftlichen Konsens verfolgen, bei dem sich alle gemeinsam um Lösungen bemühen.



Da immer mehr Moorgebiete zuwachsen und damit als natürlicher Lebensraum verloren gehen, ist der Hochmoorgelbling (Colias palaeno) selten geworden. Außerdem setzt der Klimawandel der Schmetterlingsart zu.

wicklungen bestimmter Spezies innerhalb einer Insektengruppe, aus denen sich ermitteln ließ, inwieweit diese Arten an sich gefährdet sind und von welchen Schutzmaßnahmen sie profitieren. Dabei werden allerdings Populationsveränderungen bei den seltensten Spezies oft genauso stark gewichtet wie bei den häufigsten. Damit besteht die Gefahr, den Insektenrückgang insgesamt zu überschätzen, zumal generell seltenere Arten auch am stärksten zurückgegangen sind, während die häufigen - die den mit Abstand größten Beitrag zur Insektenbiomasse stellen - stabiler blieben.

Wir brauchen aber Angaben zur generellen Häufigkeit, um abzuschätzen, wie sich Veränderungen auf die Ökosysteme auswirken. So spielt für die Bestäubung und die biologische Schädlingsbekämpfung die Anzahl ausgewachsener Tiere, wie etwa von Bienen oder Schlupfwespen, eine entscheidende Rolle. Und wenn es um Nährstoffzyklen, die Zersetzung von organischem Material oder um die Nahrungsgrundlage Insekten fressender Tiere geht, benötigen wir sogar Daten zur Häufigkeit und somit zur Biomasse aller Entwicklungsstadien. Solche Analysen von Gesamtbiomassen fehlten bislang - eine ernsthafte Lücke auch angesichts der wirtschaftlichen Leistungen, die Insekten vollbringen: Weltweit werden fast 90 Prozent aller Blütenpflanzen - und 75 Prozent aller wichtigen Nutzpflanzen – von Insekten bestäubt. Insgesamt schätzt man den globalen Wert der Bestäubung für die Ernteerträge auf 200 bis 600 Milliarden Euro pro Jahr. Darüber hinaus sind 70 Prozent der Fledermaus- sowie 60 Prozent der Vogelarten auf Insekten als Futter angewiesen.

Diese Wissenslücke zur Gesamtbiomasse von Insekten zu schließen, ging die Krefelder Studie erstmals an, wenngleich sie ursprünglich gar nicht dafür geplant war. Neu an ihr war vor allem, dass sie sich über einen Zeitraum von 27 Jahren erstreckte. Bisher stützen sich relativ wenige Arbeiten zur Biomasse beziehungsweise zur Individuenzahl auf Beobachtungen von mehr als 15 Jahren.

Die Ergebnisse der Studie erschienen in zweierlei Hinsicht alarmierend: Die Krefelder Entomologen verzeichneten erschreckende Einbrüche in der Biomasse der Fluginsekten. Und diese Verluste traten ausgerechnet in Naturschutzgebieten auf – dabei sollten gerade solche Areale dem Erhalt der Natur dienen.

Es war bereits bekannt, dass in den letzten Jahrzehnten die Bestände an Insekten stärker schrumpften als bei einheimischen Pflanzen oder Vögeln. Doch der hier dokumentierte Rückgang übertraf um ein Vielfaches die Verluste, die bis dahin in vergleichbaren Zeiträumen in naturnahen Lebensräumen beobachtet worden waren. Die Biomasse der Fluginsekten verringerte sich im Schnitt um drei Viertel, wobei die schlimmsten Einbrüche in den Sommermonaten auftraten, wenn die meisten Sechsbeiner umherfliegen (siehe Grafiken »Insektenbiomasse in Deutschland«, S. 16). So ging beispielsweise im Schutzgebiet Orbroicher Bruch die binnen zwölf Monaten gesammelte Insektenbiomasse von anderthalb Kilogramm im Jahr 1989 auf unter 300 Gramm im Jahr 2013 zurück.

Am besten lässt sich die Situation bei Schmetterlingen einschätzen. Seit 2005 koordinieren wir am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) zusammen mit der Gesellschaft für Schmetterlingsschutz (GfS) das Tagfalter-Monitoring Deutschland (TMD) als bisher einziges systematisch betriebenes, langfristiges, deutsches Insektenbeobachtungsprogramm. Es handelt sich um ein so genanntes Citizen-Science-Projekt: Bürgerinnen und Bürger erfassen freiwillig Jahr für Jahr deutschlandweit bei wöchentlichen oder zweiwöchentlichen Begehungen entlang festgelegter Strecken alle Tagfalter. Die so entstehenden Bestandsdaten dokumentieren die Entwicklung der Tiere auf lokaler, regionaler sowie nationaler Ebene und lassen sich mit denen aus anderen europäischen Ländern vergleichen.

#### Wie geht es den Schmetterlingen in Europa?

Bei den Daten bis 2016 zeigte sich ein leichter, wenn auch nicht signifikanter Anstieg der Individuenzahlen. Da die Individuen der verschiedenen Falterspezies etwa gleich groß und schwer sind, dürfte sich hier die Entwicklung der Gesamtbiomasse widerspiegeln. Ähnliches beobachteten Schweizer Forscher für den Zeitraum 2003 bis 2016. Diese Daten scheinen der Krefeld-Studie zu widersprechen, die ab 2005 eine Abnahme der Insektenbiomasse um mehr als 40 Prozent feststellte. Gewichten wir hingegen die Trends aller Arten gleich und mitteln sie – als kombinierte Analyse aus Artenvielfalt und Häufigkeit -, so offenbart sich in diesem Zeitraum ein Rückgang der Tagfalter Deutschlands um elf Prozent. Das niederländische Tagfalter-Monitoring verzeichnete zwischen 1992 und 2016 hingegen einen Einbruch der Biomasse um 47 Prozent, wobei die Flächenanteile verschiedener Lebensräume berücksichtigt wurden.

Auf Basis der Tagfalter-Monitoring-Daten aus 22 Ländern erstellte ein internationales Team von Wissenschaftlern für die Europäische Umweltagentur in Kopenhagen den europäischen Schmetterlingsindikator für Grünland. In diesen Indikator flossen die Daten für 17 vorwiegend auf Wiesen und Weiden vorkommende Tagfalterarten ein. Demnach nahmen deren Bestände im Zeitraum von 1990 bis 2015 insgesamt um ein Drittel ab (siehe »Schmetterlinge in Europa«, S. 17).

Seit vielen Jahren führen so genannte Rote Listen gefährdete Pflanzen und Tiere auf. Dabei beurteilen Experten kurz- sowie langfristig die Entwicklung der Bestände; die

Eine Malaise-Falle besteht aus einem Zelt, in das Insekten zufällig hineinfliegen. Die Tiere versuchen dann, dem Licht entgegen nach oben zu entkommen – und gelangen in einen mit Alkohol gefüllten Behälter, wo sie konserviert werden. Die Fallen können an unterschiedlichen Standorten wie nährstoffreicheren Wiesen (oben) oder nährstoffarmen Heiden (unten) aufgestellt werden, um so verschiedene Habitate zu vergleichen.



HALLMANN, C.A. ET AL.: MORE THAN 75 PERCENT DECLINE OVER 27 YEARS IN TOTAL FLYING INSECT BIOMASS IN PROTECTED AREAS.
PLOS ONE 12 F0185809 2017 FIG. 1 (DOLORG/10 1371/JOHRNAL PONE 0185809) / CC RV 4 0 (CREATIVECOMMONS ORG/10 CENSES/RV/4 0/LEGAL CODE).

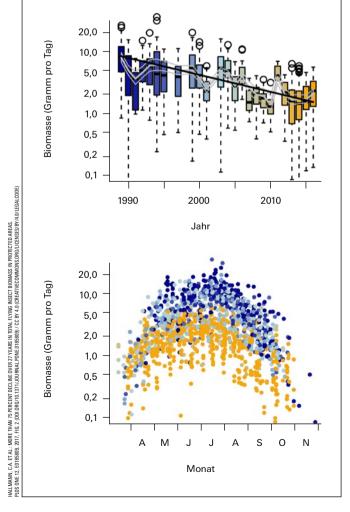


resultierenden Einstufungen beruhen letztlich auf dem kollektiven Eindruck der entsprechenden Artenkenner - einer leider ebenfalls vom Aussterben bedrohten Spezies. Daraus ergibt sich ein umso fundierteres Bild, je beliebter die betreffende Insektengruppe ist.

Die Einstufungen in den Roten Listen für den jeweiligen Bezugsraum - Region, Bundesland, Deutschland, Europa erfolgt über standardisierte Kriterien. Dabei werden die Arten in Deutschland insgesamt zehn Kategorien zugeord-

## Insektenbiomasse in Deutschland

Seit 1989 registrieren Forscher des Entomologischen Vereins Krefeld einen dramatischen Schwund an Insektenbiomasse (obere Grafik). Die Balken repräsentieren die Schwankungen der Messungen, die graue Linie gibt den Trend nach Berücksichtigung von Wetter-, Landschafts- und Habitateffekten wieder, die schwarze Linie stellt den Gesamttrend dar. Beachten Sie den logarithmischen Maßstab der y-Achse. Wie die untere Grafik zeigt, treten die Biomasseverluste besonders in den Sommermonaten auf (von blau, 1989, bis orange, 2016).



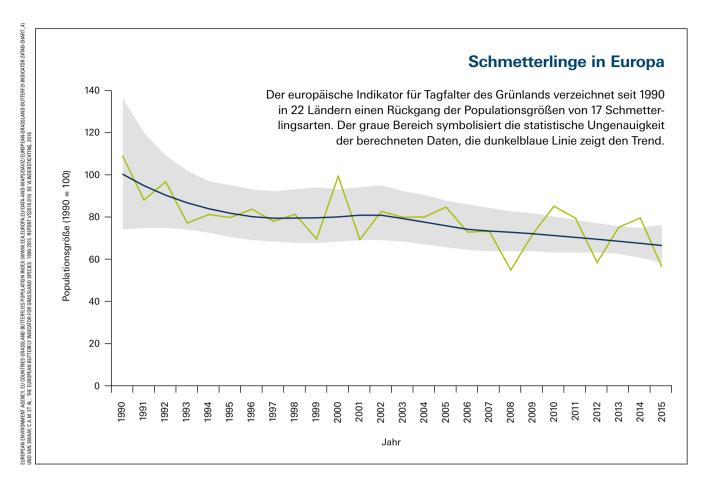
net und als rückläufig, zunehmend oder gleich bleibend zusammengefasst. Alle zehn Jahre erarbeiten zentrale Koordinatoren zusammen mit zahlreichen ehrenamtlichen Expertinnen und Experten unter Federführung des Bundesamts für Naturschutz die nationalen Roten Listen. Aus der aktuellen Fassung ergeben sich langfristige Bestandsentwicklungen von insgesamt 7444 Insektenarten über einen Zeitraum von bis zu 150 Jahren. Dabei nahmen 44 Prozent der Arten ab, 41 Prozent blieben gleich, und bei nur 2 Prozent war ein Zuwachs zu verzeichnen (siehe »Bestandsentwicklung von Insektenarten in Deutschland«. S. 21. obere Grafik).

Neben langfristigen Trends lassen sich auch kurzfristige abschätzen, die einen Zeitraum von 10 bis 25 Jahren umfassen. So zeigt sich bei Bienen und Tagfaltern, dass insbesondere seltene Spezies rückläufig sind, während es den häufigeren eher noch gut zu gehen scheint (siehe »Bestandsentwicklung von Insektenarten in Deutschland«, S. 21, untere Grafik). Kurz- und langfristige Trends zusammengefasst, müssen 42 Prozent der Insektenarten in Deutschland als bestandsgefährdet bewertet werden (Rote-Liste-Arten). Solange nur spärliche Studien vorliegen, die wirklich langfristige Zeitreihen auswerten, bleiben die Roten Listen nach wie vor das Hauptinstrument, um die Gefährdung von Arten einzuschätzen.

Eine der wenigen und zugleich richtungsweisenden Arbeiten zu langfristigen Entwicklungen von Artenbeständen stammt von Forschern um den Ökologen Jan Christian Habel von der Technischen Universität München. Die Wissenschaftler analysierten die Veränderungen von Tagfaltergemeinschaften eines Berghangs in Regensburg von 1840 bis 2013 – also über einen Zeitraum von fast zwei Jahrhunderten -, indem sie systematisch historische Quellen auswerteten. Dabei hat sich die Zusammensetzung der Falterarten stark gewandelt, und die Artenzahl nahm von 117 auf lediglich 71 ab. Betroffen waren vor allem so genannte Spezialisten, also Tiere, die besondere Ansprüche an den Lebensraum haben und oft nur ein eingeschränktes Nahrungsspektrum nutzen. Die meisten von ihnen gelten heute als gefährdet, während umgekehrt die Generalisten mit wenig spezialisierten Umweltansprüchen sogar zugenommen haben. Insbesondere Falterspezies, die sich kaum ausbreiten und nährstoffarme Habitate benötigen, erlitten gravierende Einbrüche.

#### Kein Schutz in Schutzgebieten - selbst hier gehen die Insektenzahlen zurück

Da die Krefelder Entomologen ihre Messungen in geschützten Landschaften durchgeführt haben, stellen sich folgende Fragen: Erfüllen Schutzgebiete überhaupt noch die von ihnen erwartete Funktion? Und wie sieht die Entwicklung der Insektenbiomasse in nicht geschützten Ökosystemen aus? Mit den vorliegenden Daten der Studie lassen sie sich kaum beantworten. Dazu müssten wir wissen, welche Arten betroffen sind. Nur eine genauere Aufschlüsselung der Spezies samt ihrer ökologischen Ansprüche erlaubt differenzierte Aussagen. Auf Grund des hohen Aufwands war das den Forschern bislang nicht möglich.



2019 veröffentlichten wir hierzu zusammen mit Stanislav Rada, der inzwischen an der tschechischen Universität Olmütz forscht, eine eigene Studie. Dabei stellten wir – erwartungsgemäß – fest: Tagfalter weisen in deutschen Schutzgebieten des Natura-2000-Netzwerks einen höheren Artenreichtum auf als außerhalb. Ebenfalls erwartungsgemäß nimmt dieser Reichtum mit dem Abstand von solchen Gebieten ab. Allerdings zeigten die mit den Daten des Tagfalter-Monitorings kombinierten Auswertungen auch, dass die Artenvielfalt binnen elf Jahren um zehn Prozent zurückging - und zwar jenseits der Naturschutzgebiete genauso wie innerhalb. Demnach waren die Areale nicht in der Lage, den generellen Trend aufzuhalten. Oder anders formuliert: Die Rückgänge in den Naturschutzgebieten spiegelten die Gesamtentwicklung wider. Der Unterschied bestand nur darin, dass die Schutzgebiete einen höheren Artenreichtum aufwiesen als außerhalb.

Es erscheint also plausibel, dass die in der Krefelder Studie festgestellte Abnahme durchaus repräsentativ für großräumige Landschaften sein könnte. Es handelt sich dabei jedoch um Biomassen, während unsere Studie die Artenzahlen betrachtet. Wenn aber Insekten in Schutzgebieten schon auf einem niedrigen Niveau von Biomasse oder Artenvielfalt angelangt sind, dürfte die Situation in der ungeschützten Umgebung noch schlechter aussehen!

Warum verschwinden unsere Insekten? Grundsätzlich lassen sich Phänomene eines globalen Wandels schwer nach ihren Ursachen aufschlüsseln. Die Krefelder Entomologen haben einige mögliche Gründe untersucht, beispielsweise Veränderungen in Niederschlag, Temperatur oder Pflanzenbedeckung. Dabei handelt es sich um Korrelationen, die jedoch nicht unbedingt kausale Zusammenhänge beschreiben. Zudem lassen sich nur Faktoren analysieren, für die entsprechende Daten vorliegen. Da solche etwa zu Details der Landnutzung wie Pestizid- oder Düngemitteleinsatz fehlen, sind kaum gesicherte Aussagen möglich, wenngleich derartige Einflüsse sehr wahrscheinlich sein dürften.

Auch wenn es somit schwierig sein mag, den beobachteten Insektenschwund auf eindeutige Ursachen zurückzuführen, gibt es durchaus wissenschaftliche Erkenntnisse zum Thema. So wertete der Weltbiodiversitätsrat (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES) tausende dem wissenschaftlichen Peer-Review unterzogene Studien zur Lage bestäubender Insekten aus, um wesentliche Gefährdungsfaktoren

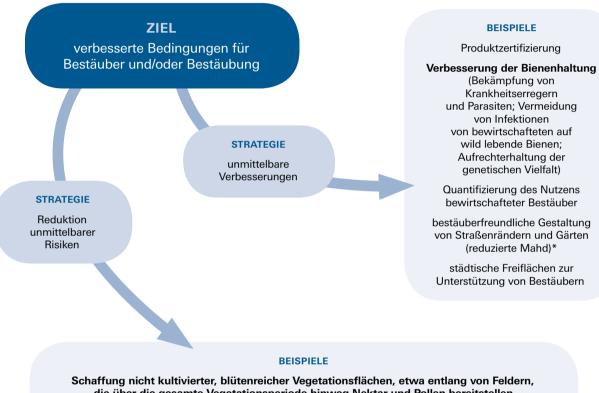
# Mehr Wissen auf Spektrum.de

Was Sie selbst gegen den Insektenschwund tun können, erfahren Sie unter spektrum.de/artikel/1635420



# Empfehlungen des Weltbiodiversitätsrats zur Förderung bestäubender Insekten

Der Weltbiodiversitätsrat IPBES hat einen Maßnahmenkatalog zusammengestellt, der die Bedrohung von bestäubenden Insekten wie Bienen eindämmen soll. Von der Bestäubung hängt unsere Nahrungsmittelproduktion und damit letztlich unsere Lebensgrundlage ab. Die fett gedruckten Maßnahmen werden bereits in einigen Teilen der Welt umgesetzt und zeigen einen wissenschaftlich belegten Nutzen für Bestäuber. Die mit \* markierten Handlungsempfehlungen könnten neben positiven auch negative Auswirkungen haben.



die über die gesamte Vegetationsperiode hinweg Nektar und Pollen bereitstellen

zeitliche Staffelung blühender Kulturpflanzen (kleinteiligere Bewirtschaftung; unterschiedliche Kulturarten; Erweiterung der Fruchtfolgen; Verwendung früh, mittel und spät blühender Kulturarten)\*

extensivierte Grünlandnutzung (reduzierte Mahd/Düngung; geringere Besatzdichte bei Beweidung)

## Förderung bestäuberfreundlicher Praktiken

Information der Landwirte über die Rolle der Bestäubung

höhere Standards bei der Risikobewertung von Pestiziden und genetisch veränderten Organismen

Förderung von Technologien und landwirtschaftlichen Praktiken, um die von Pestiziden ausgehenden Gefahren für Bestäuber zu verringern

Vermeidung von Infektionsrisiken und Krankheitsbekämpfung bei Bestäubern

Verringerung des Pestizideinsatzes (integrierter Pflanzenschutz)

nach Potts, S.G. et al. (Hg.): The assessment report on pollinators, pollination and food production. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2016

#### STRATEGIE

ökologische Intensivierung der Landwirtschaft durch aktives Management von Ökosystemleistungen

#### **ZIEL**

Transformation von **Agrarlandschaften** 

Stärkung bereits existierender diversifizierter Anbausysteme

#### **STRATEGIE**

Investitionen in ökologische Infrastruktur

#### **BEISPIELE**

Wiederherstellung naturnaher Lebensräume (auch in Städten)

Schutz von Naturerbestätten und traditionellen Anbaupraktiken

Lebensraumverbund (Verbindung isolierter Lebensräume)

großräumige Landnutzungsplanung für eine strukturelle und biokulturelle Vielfalt von Lebensräumen

#### **STRATEGIE**

#### BEISPIELE

Förderung von Bioanbau und Nahrungsmittelsicherheit

Förderung biokultureller Schutzansätze (traditionelle Nutzungsformen)

#### BEISPIELE

#### Förderung diversifizierter **Anbausysteme**

Förderung von Direktsaatverfahren

Anpassung der Landwirtschaft an den Klimawandel (Auswahl von trockenresistenten Kultursorten)

politische Beteiligung von Landwirten und Gemeinden bei Planung, Gestaltung und Nutzung von Landschaften (partizipatives Management; in Deutschland bereits häufige Praxis)

Förderung des integrierten Pflanzenschutzes

Bewertung von Bestäubungsleistungen für landwirtschaftliche Betriebe

Förderung von bestäuber- und bestäubungsfreundlichen Nutzungssystemen

Entwicklung von Märkten für alternative Bestäuberarten

Unterstützung traditioneller Fruchtfolgen (höherer Anteil an Nektar bietenden Blütenpflanzen) und kleinräumiger Vielfalt von Lebensräumen; Zusammenarbeit von lokalen Wissensträgern mit anderen Akteuren

#### **ZIEL**

Verbesserung der Beziehung der Gesellschaft zur Natur

#### **STRATEGIE**

Integration vielfältiger Wissensformen und Werte in Bewirtschaftung und Management

#### **BEISPIELE**

Integration der Ergebnisse aus Bestäuberforschung in landwirtschaftliche Praxis

Informationsaustausch zwischen lokalen Wissensträgern, Wissenschaftlern und weiteren Akteuren

Stärkung des lokalen Wissens über Bestäuber und Bestäubung

Einbeziehung der vielfältigen soziokulturellen Werte von bestäubenden Tierarten

#### STRATEGIE

Verbindung von Menschen und Bestäubern

#### **BEISPIELE**

Beobachtung von Bestäubern

Verbesserung taxonomischer Kenntnisse durch Bildung, Schulung und neue Techniken

Informationsprogramme etwa für Entscheidungsträger, Öffentlichkeit und Medien

Management von städtischen Räumen für Bestäuber (»Bürgergärten«, »Biene sucht Blüte«, »Deutschland summt«)

Entwicklung, Verbreitung und Unterstützung gesellschaftlich und politisch sichtbarer Initiativen und Strategien zur Unterstützung der Bestäubung

herauszustellen. Diese eröffnen zugleich Verbesserungschancen – nicht nur für die Bestäuber, sondern generell für Insekten. Hierzu analysierte eine internationale Fachgruppe von annähernd 100 Expertinnen und Experten, unterstützt durch die Zuarbeit hunderter weiterer Fachleute von etlichen Forschungseinrichtungen, privaten Unternehmen sowie Nichtregierungsorganisationen, den Kenntnisstand über Bestäubung und Nahrungsmittelproduktion.

Die zahlreichen Freilandstudien legen den Schluss nahe, dass die intensive Landwirtschaft die Anzahl, Vielfalt und Gesundheit der Insekten und damit deren Bestäubungsleistung bedroht. In den gemäßigten Breiten Mitteleuropas stellt Landwirtschaft seit jeher einen massiven Einflussfaktor dar. Viele Tier- und Pflanzenarten haben sich an unsere Kulturlandschaften angepasst; manche wurden erst über die Forst- und Landwirtschaft bei uns heimisch. Ändert sich die Nutzung entweder durch Intensivierung oder auch durch Nutzungsaufgabe, geschieht das auf Kosten der Vielfalt in diesen Landschaften.

So ist der heutige Ackerbau durch großflächige, artenarme Monokulturen geprägt, in denen Wildkräuter zurückgedrängt werden – hier können nur wenige Insektenarten überleben. Eine häufigere und intensivere Mahd sowie wiederholtes Umpflügen beeinträchtigen die Tierwelt ebenfalls. Zusätzlich werden durch Siedlungs- und Straßenbau immer mehr Lebensräume zerstört. Naturschutzgebiete erstrecken sich meist über kleine Flächen, die inselartig von Nutzland umgeben sind. Den Insektenpopulationen fehlt durch diese Isolierung der genetische Austausch.

In der Landwirtschaft eingesetzte Pestizide und ihre Abbauprodukte reichern sich im Boden und in den Gewässern an. Besonders umstritten sind die so genannten Neo-

Der Dunkle Dickkopffalter (Erynnis tages) lebt im trockenen Grünland. Noch ist die Art verbreitet, manche Populationen verzeichnen aber bereits Rückgänge. nikotinoide, die gegen Schädlinge verabreicht werden, aber auch das Nervensystem von Bienen beeinträchtigen. 2018 untersagte die EU-Kommission die Nutzung dreier dieser Insektizide. Durch intensive Düngung sowie durch Autoabgase aus der Luft gelangt außerdem vermehrt Stickstoff in die Böden. Das beeinflusst wiederum Schmetterlingsraupen, die bevorzugt auf Pflanzen leben, die weniger Stickstoff brauchen.

Biologische Faktoren spielen ebenfalls eine Rolle. Honigbienen werden von eingeschleppten Parasiten wie der Varroamilbe befallen. Neue Pflanzen, die nach Europa eingeschleppt werden und sich hier ausbreiten, können Arten verdrängen, die für heimische Insekten beziehungsweise deren Larvenstadien überlebensnotwendig sind.

#### Wir wissen genug, um zu handeln

In Zukunft dürfte zudem der Klimawandel ein immer schwerwiegenderes Problem darstellen, denn die sich verschlechternden klimatischen Bedingungen werden den Artenschwund noch forcieren. Von höheren Temperaturen sollte die Insektenwelt zwar eigentlich profitieren. Die zunehmende Wärme kann allerdings auch in Kombination mit einem erhöhten Stickstoffeintrag zu einer dichteren Vegetation führen, womit sich wiederum das Mikroklima abkühlt. Das vermag klimatische Effekte zu kaschieren.

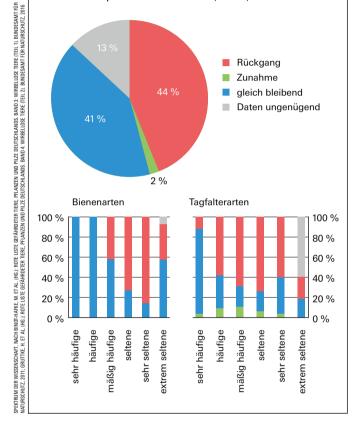
Die zahlreichen Umweltfaktoren können sich in ihren negativen Folgen auch gegenseitig verstärken. Letztlich wird es uns nicht gelingen, alle Ursachen lückenlos zu belegen und näher einzugrenzen. Aber allein um weiteren Verschlechterungen vorzubeugen, wäre es wichtig, plausibel erscheinenden Ursachen für das Insektensterben entgegenzuwirken.

Der IPBES-Bericht empfiehlt Strategien, um die Lebensbedingungen von Bestäubern und somit von vielen weiteren Insekten zu verbessern – und dadurch letztlich auch unsere Nahrungsmittelproduktion zu sichern! Die Liste reicht von sofortigen Maßnahmen zur Risikoreduzierung bis



# Bestandsentwicklung von Insektenarten in Deutschland

Die Roten Listen des Bundesamts für Naturschutz liefern langfristige Bestandsentwicklungen von 7444 Insektenarten in Deutschland, Demnach nahm fast die Hälfte der Arten ab (oben). Kurzfristige Trends über 10 bis 25 Jahre bei 569 Bienenund 189 Tagfalterarten zeigen, dass vor allem die seltenen Spezies bedroht sind (unten).



hin zu umfassenden und langfristigen Umwandlungsprozessen in der Landnutzung. Zu nennen wären hier beispielsweise Blühstreifen entlang der Ackerflächen, die Nektar für Insekten bereitstellen, oder die Förderung von diversifizierten Anbaumethoden, um Monokulturen einzudämmen. Wiederhergestellte naturnahe Lebensräume auch in den Städten helfen unseren Kerbtieren ebenfalls (siehe »Empfehlungen des Weltbiodiversitätsrats zur Förderung bestäubender Insekten«, S. 18/19).

Die wenigen langfristigen Studien, die wir haben, zeigen, wie wertvoll es ist, Insekten über Zeiträume von mehr als zehn Jahren systematisch und wiederholt zu erfassen. Nur dadurch erhalten wir zuverlässige Aussagen zu allmählichen Entwicklungen und können wesentliche Ursachen dieser Trends sowie deren Auswirkungen auf die Ökosysteme analysieren.

Die große Mehrzahl unserer Erkenntnisse über den Insektenschwund - sei es durch behördlich koordinierte Bestandsabschätzungen wie die Roten Listen, sei es

durch die Krefelder Studie oder das Tagfalter-Monitoring - gehen auf das Engagement vieler ehrenamtlich tätiger Insektenkundler zurück. Seit jeher ist die Expertise für Insekten im Ehrenamt verankert und wird nur durch wenige professionelle Entomologen ergänzt - wobei »professionell« lediglich den Sachverhalt beschreibt, dass diese Experten das Glück haben, für ihre Arbeit bezahlt zu werden. Umso ärgerlicher war es, als die Krefelder Kollegen anfangs als »Hobbyforscher« diskreditiert wurden, deren Ergebnisse »zweifelhaft« seien. Abgesehen davon, dass mehr als ein Drittel der Vereinsmitglieder einen naturwissenschaftlichen Universitätsabschluss besitzen, schätze ich aus eigener Erfahrung mit Citizen-Science-Projekten wie dem Tagfalter-Monitoring sehr viele ehrenamtliche Akteure als ausgewiesene Experten. Ohne deren Wissen und Engagement wüssten wir fast nichts über unsere heimische Flora und Fauna.

Die Arbeit der ehrenamtlichen Experten muss fortgesetzt werden, um so ein dringend notwendiges, standardisiertes Monitoring zu etablieren. Die »Bürgerwissenschaftler« brauchen dafür jedoch auch die Unterstützung durch wissenschaftliches Fachpersonal – finanziert mit öffentlichen Geldern. Denn das Ehrenamt stößt etwa bei komplexen Auswertungen an seine Grenzen.

Der Insektenschutz betrifft die Landwirtschaft genauso wie den Forst, die Gestaltung urbaner Bereiche, die Landschafts- und Umweltplanung sowie nicht zuletzt die Nutzung des eigenen Gartens oder Balkons - also uns alle! Einheimische Kräuter statt exotischer Zierpflanzen bieten reichlich Nektar für Wildbienen. Die Tiere freuen sich auch über Nisthilfen, die man kaufen oder leicht selbst bauen kann. Wer im Garten Brennnesseln oder andere »Unkräuter« stehen lässt, tut damit dem Nachwuchs von Schmetterlingen einen Gefallen. Und gerade Hobbygärtner sollten sich gut überlegen, ob sie wirklich chemische Schädlingsbekämpfungsmittel verwenden müssen.

Es geht nicht darum, bestimmte gesellschaftliche Akteure wie Landwirte als Alleinverantwortliche an den Pranger zu stellen. Jeder kann seinen Beitrag leisten und sich für den Erhalt der Insekten einsetzen, um so einem drohenden ökologischen Kollaps Einhalt zu gebieten. Wenn es dabei noch gelingt, die zahlreichen Aktivitäten in Deutschland zu vernetzen - auch auf Seiten der zuständigen Bundesministerien -, sollte es möglich sein, den Trend zu stoppen und sogar umzukehren. 4

#### QUELLEN

Habel, J.C. et al.: Butterfly community shifts over two centuries. Conservation Biology 30, 2016

Hallmann, C.A. et al.: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS One 12, e0185809, 2017

Rada, S. et al.: Protected areas do not mitigate biodiversity declines: a case study on butterflies. Diversity and Distributions

Sorg, M. et al.: Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise-Fallen in den Jahren 1989 und 2013. Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein Krefeld 2013/1

# Das Vorhaben der Insect-City

aus: Die Referentin, 16, Juni/Juli/August 2019. S. 17–20

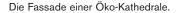
Christoph Wiesmayr, seines Zeichens Rurbanist, Planer und autobefreiter Initiator von Gemeinschaftsgartenprojekten bzw. "Schwemmland"-Mitbegründer, legt ein Raum beanspruchendes Buch auf den Tisch, einen wahren Ziegel. Anlässlich seines Insect-City-Vorhabens hat sich Lisa Spalt mit ihm getroffen, um übers Bauen zu sprechen, und zwar aus der insektoiden Perspektive.

Text Lisa Spalt

ir kreisen um den
Honigtopf des eingangs erwähnten
Bandes. Das Buch
stammt von Paul
Westrich, es geht
darin um die Wildbienen Deutschlands.

Wir rufen uns, davon abhebend, ins Gedächtnis, dass die Diskussion um die süße Honigbiene eine ist, die dem Problem des Insektensterbens zwar ein marketingträchtiges Sumsi-Gesicht gibt (kennen wir vom Weltspartag!), als fahrlässig apismellifera-zentrischer wird der Diskurs je-

doch den meisten Insekten nicht zum nötigen Anteil an Pollen-Kuchen und Lebensraum verhelfen. Die Honigbiene wiederum leistet, was die Bestäubung der Pflanzen und viele andere Aktivitäten angeht, nicht den Hauptteil der Arbeit. In einer Zeit des Hochhaltens von Leistungs-







trägern sollte daher wohl darüber diskutiert werden, wie den Tierchen geholfen werden kann, damit uns geholfen werde. Ein Blick nach China reicht, um zu sehen, wie gravierend die Folgen der Ausrottung von Insekten sind, nämlich dort, wo bereits Menschen von Blüte zu Blüte gehen und – da sie die insektoiden ArbeiterInnen

ausgerottet haben – den Bestäubungsvorgang selbst in Szene setzen.

So weit soll es in Österreich, wo Tempo 140 auf der Autobahn und Flugtaxis absolute Priorität haben, nicht kommen. Mikroaufnahmen von Nestern und Entwicklungsformen, Aufnahmen der von den Insekten zum Leben benötigten Strukturen werden daher von Wiesmayr erkundet. Er will Landschaft aus der Sicht der so wichtigen Krabbler und Flieger verstehen. Wo nisten sie in einer Zeit, in der die Wiesenstreifen zwischen Äckern und Straßen verschwinden, weil das künstliche Rieseninsekt der Drohne dem Bauern die Felder so exakt vermisst, dass er diese Kä-

Die größere Fassade einer Öko-Kathedrale.



fige gezähmter Natur bis auf den letzten Zentimeter mit Nutzpflanzen möblieren kann? Auch Architekt\*innen im klassischen Sinne verbauen Landschaft, so Wiesmayr. Es gehe ihm nun aber nicht unbedingt darum, die Bebauung zu verhindern, sondern darum, darüber nachzudenken, wie diese aussehen könnte, damit sie

Foto Christoph Wiesmayr



Lebensraum für Menschen und Insekten bietet. Mit Studierenden gleich des ersten Semesters führt er dieses Jahr einen Workshop zum Thema durch. Die Grundlagen für diesen liefert ein Vortrag von Dr. Martin Schwarz, der Biologe am Biologiezentrum Linz ist. Anschließend wird versucht werden, Gebäudetypen neu zu denken. Wanderungen zu speziellen Orten in Linz, die sich als günstig für die Ansiedlung von Insekten erwiesen haben, sollen das Verständnis vertiefen.

Gebäudehüllen seien in der gegenwärtigen, technisch orientierten Ausprägung insektenfeindlich, so Wiesmayr. Man stelle sich die geschlossene, nischenlose Fassade des typischen Repräsentationsgebäudes vor, Wiesmayr ergänzt das Bild, spricht von hinterlüfteten Fassaden mit Insektenschutzgittern. Das Insekt als Gottseibeiuns der heiligen Hallen Eindruck schindender Gebäude wird hier um jeden Preis an der Entweihung der sterilen Naturlosigkeit gehindert. Dabei besitzen die meisten Wildbienen nicht einmal einen Stachel, mit dem sie wider die Herrschaft des Menschen löcken könnten. Wenn sie unsere Behausungen aufsuchen, so nur auf der Suche nach einer Herberge, in der ein paar geflügelte Kindlein geboren werden könnten. Im Workshop Wiesmayrs wird es daher einen Schwerpunkt Theorie geben, und zwar zur Frage, wie Gebäudehüllen aussehen könnten, um Insekten Unterschlupf zu bieten. Der sich selbst als "Rurbanist" bezeichnende Planer sieht hier einen neuen Zugang heraufdämmern. Wo bisher die Technik Vorrang hatte, wird Stadt langsam doch eher grün gedacht.

- Hm, wahrscheinlich geschieht das nur dort, denke ich, wo den Leuten nicht das rechte Braune vom mittlerweile ewig strahlenden, alles verdörrenden Himmel heruntergefaselt wird. Aber den Gedanken verdränge ich zugunsten der erfreulicheren Vision von Menschen, die sich um die Welt und ihre Mitkreaturen bemühen. Solche haben schon einmal damit begonnen, Fassaden zu begrünen. Hier können sich Bienen zum Ernten einfinden. Wiesmayr will weitergehen. Dafür muss geforscht werden. Insekten siedeln sich nämlich beileibe nicht immer dort an, wo man es vermuten könnte, sie lassen nicht selten das schicke Insektenhotel links liegen und kampieren wild in den Bohrlöchern von Ikea-Regalen. Oder man schleppt sich mit der Bio-Erde die Trauermücke ins Habitat der zum Zimmerpflanzendasein verdonnerten Kräuter und überlegt sich, welchen vom Aussterben bedrohten Vogel in seinem Hirnkästchen

man hier eigentlich füttert. Wo ist die Grenze der Insektenliebe? Wie kann ein Miteinander funktionieren?

Neue Erscheinungen wie das Passivhaus machen das Öffnen von Fenstern mehr oder weniger unnötig. So verirrt sich auch kein Tier in die Gebäude und der Mensch kreist in seiner totalen, weil ihn gleichzeitig repräsentierenden und enthaltenden Umwelt. Wiesmayr weist darauf hin, dass es auch bei Büro- und Wohngebäuden mit kontrollierter Wohnraumlüftung nicht mehr nötig bzw. nicht mehr möglich ist, ein Fenster zu öffnen. Die im Bauch solcher Gebäude arbeitenden Menschen klagen daher mitunter sogar über den fehlenden Bezug zum umgebenden Asphaltbiotop, in dem die Auto- und Bustiere sich munter vergnügen. Wiesmayr sieht diese bautechnischen Abhängigkeiten kritisch. Aber warum, da diese Fassadenformen schon einmal da sind, nicht zumindest die Fassade begrünen, sodass die Natur durch die Fensterscheiben ins Gebäude hineinsieht? Warum der Biene als einer Abgeordneten der Natur nicht die Möglichkeit geben, das Gebäude zumindest von außen zu bewohnen?

Wir sprechen noch einmal über die Sehnsucht nach dem romantischen Wald der Maler, die durch die Angst vor der waffentragenden Wespe und der bissigen Gelse zur löchrigen und juckenden Wollstrumpfhose wird. Und besonders insektoide Kulturfolger geraten oft ins Visier des nach Grün und Frischluft lechzenden Menschen. Bitte, was ist mit Borkenkäfern und Asseln? Beide Populationen sind deswegen so angeschwollen, weil sie mit uns Menschen mitleben. Die Tiere fänden eben, so Wiesmayr, in unserem Umfeld die richtigen Refugien, um sich zu vermehren. Es gehe aber eigentlich um die anderen, die, die unsere Kulturlandschaft vernichte. Wiesmayr erwähnt "Permakultur Holzer"-Junior, der mit ihm ein Projekt in Ottensheim entwickelt hat. Bei diesem ging es darum, der Streuobstwiese gemeinsam mit der Bevölkerung zu ihrem Recht zu verhelfen. Es wurden 600 Bäume hochgezogen, die nun, nach drei bis vier Jahren ausgesetzt werden können. Dabei wurde deutlich, dass manche Mähmaschinen perfekt dafür geeignet sind, Insekten-Smoothies herzustellen. Die Tiere werden darin, da das Gehäuse geschlossen ist, richtiggehend püriert. (Grüßgott, das hier ist mein Aufruf, das Produzieren von Rasen bleiben zu lassen! Ich hoffe, dass die Dame, auf deren Schrebergarten mein Büro raussieht, den Text hier lesen wird. Warum kommt niemand auf die Idee, alle die teppichartigen Rasenflächen in der

Stadt zu Wiesen oder Gärten umzufunktionieren?)

Karg und aufgeräumt wirken österreichische Landschaften im Frühjahr, so Wiesmayr. Es gebe keine verfallenen Gebäude mehr, keine Scheunen, die Refugien bilden könnten. Ich erinnere mich, dass solche Einrichtungen nicht nur in Niederösterreich Gstettn genannt werden und in den dortigen Regionalzeitungen der Entrüstung der Bevölkerung zum Fraß vorgeworfen werden. Hier kommt die Frage nach der Stadtentwicklung ins Spiel. Wiesmayr will sich mit seinen Studierenden die problematische Lage aller Insekten ansehen, experimentieren mit Lehm, Stroh und Holz. Aus diesen Materialien sollen Modell-Elemente, zum Beispiel in Form von Kacheln aus perforiertem und anschließend glasiertem Ton, hergestellt werden. Das Insektenhotel als Unterkunft für eine verschwindend kleine Elite von Tieren, die sich einen Platz darin sichern kann, wird bewusst nicht als Modell verstanden. Das Ganze soll weitaus umfassender gedacht werden im Sinne einer Umwandlung der Stadt in eine "Insect City". Gerade bei Sanierungsmaßnahmen wäre hier einiges möglich. Man würde die bestehende Struktur dämmen und anschließend mit einer Schutzhülle versehen. Niemand müsste sich fürchten, dass es den Insekten einfallen könnte, direkt in den Wänden leben. Und welche Möglichkeiten der Gestaltung hält das Thema Landschaft bereit? Wie verhält sich die Größe des Menschen zu seinem Lebensraum, wie die der Termite zu ihrem Bau? Was braucht das Insekt, um ein sorgenfreies Leben führen zu können und gerne in unsere Dienste zu treten? Oft überraschen die Tiere hier den Menschen. Mancherorts entdeckt man oft sonnenseitig gelegene Brüche im Gelände, Hangkanten, an denen Erde freiliegt, die wir vielleicht als Zerstörung der Natur wahrnehmen würden, doch gerade diese Wunden in der Landschaft bieten Insekten die idealen Bedingungen zum Nisten. Auch alte Häuser gönnen in Mörtelfugen vielen Insektenarten Unterschlupf. Können solche Strukturen gefördert werden? Wiesmayr erwähnt Louis G. Roy und sein Buch "Natur ausschalten. Natur einschalten", das Ihnen hiermit empfohlen sei. Der Öko-Pionier hat aus alten Baumaterialien sogenannte Öko-Kathedralen errichtet, in denen sich Insekten eingenistet haben: vielleicht ein Modell? Die Frage, die sich Bauende laut Wiesmayr jedenfalls heute stellen müssen, lautet: Wie könnte Architektur aussehen. würden Insekten sie denken?

Mein Kopf ist voller Science Fiction, vol-

ler Utopien und optimistischer Gedanken, als ich nach Hause komme. Ich sehe auf dem Balkon nach den Pflanzen. Insekten? Ich entdecke, dass die Bambusstecken, die ich benutze, um das gezähmte Grün zu stützen, gerade heute von irgendwelchen nistenden Insekten mit gut gekauter Erde verschlossen worden sind. Ein günstiges Zeichen, hoffe ich.

**Lisa Spalt,** Autorin, lebt seit 2013 in Linz. Beschäftigt sich mit dem Handeln in Sprache und Bildern. Bietet nebenberuflich poetische Albtraumverbesserungen und ebensolche Schluckbildchen gegen die Unbill der Gegenwart an. Informationen auf → www.lisaspalt.info.

#### INSECT-CITY

Bei der Insect-City geht es um Entwurf, Erforschung und Entwicklung neuartiger Gebäudehüllen für Wildbienen im Kontext Architektur und Landschaft. Der Research findet mit Christoph Wiesmayr und Architekturstudentlnen des ersten Jahrganges der Kunstuniversität Linz / BASEhabitat statt, im Rahmen von "Entwurfsaspekte C". Start war bereits im Mai mit Vorträgen, Wanderung und Erkundungen naturnaher Nistplätze. Von 24. bis 28. Juni folgt eine Intensivwoche mit Umsetzung von Prototypen.

Spezialveranstaltung zu Störstrategen am 29. Juni → www.gfk-ooe.at/event/godgarden-of-disturbia

Insekten genäht - eine Arbeit der Künstlerin Edith Platzl.

Foto Christoph Wiesmayr

