

„Pflanzenschutz und Biodiversität in Agrarökosystemen“

Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats des Nationalen
Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln
beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

März 2019

Federführende Autoren

Urs Niggli, Bärbel Gerowitt, Carsten Brühl, Matthias Liess, Ralf Schulz

Wissenschaftliche Unterstützung

Judith Riedel, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL)

Mitglieder des Wissenschaftlichen Beirat des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) beim BMEL

Stand 03/2019

- **Prof. Dr. Bärbel Gerowitt**, Universität Rostock (Vorsitzende)
- **Prof. Dr. Wolfgang Bokelmann**, Humboldt-Universität zu Berlin
(stellvertretender Vorsitzender)
- **Prof. Dr. Rolf Altenburger**, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
- **Dr. Carsten Brühl**, Universität Koblenz-Landau
- **Prof. Dr. Carmen Büttner**, Humboldt-Universität zu Berlin
- **Martin Hartenbach**, Sozialversicherung für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau
- **Prof. Dr. Jürgen Heß**, Universität Kassel
- **Prof. Dr. habil. Matthias Liess**, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
- **Prof. Dr. Bernward Märländer**, Institut für Zuckerrübenforschung an der Universität
Göttingen (IfZ)
- **Prof. Dr. Thomas Miedaner**, Universität Hohenheim, Landessaatzuchtanstalt
- **Prof. Dr. Dr. hc. Urs Niggli**, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL)
- **Dr. Karsten Nödler**, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW)
- **Dr. Ralf Petercord**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
- **Prof. Dr. Annette Reineke**, Hochschule Geisenheim University
- **Prof. Dr. Ralf Schulz**, Universität Koblenz-Landau
- **Dr. Carolin von Kröcher**, Landwirtschaftskammer Niedersachsen
- **apl. Prof. Dr. Peter Zwirger**, Julius Kühn-Institut

Zitierweise der Stellungnahme

Urs Niggli, Bärbel Gerowitt, Carsten Brühl, Matthias Liess, Ralf Schulz, Rolf Altenburger, Wolfgang Bokelmann, Carmen Büttner, Martin Hartenbach, Jürgen Heß, Bernward Märländer, Thomas Miedaner, Karsten Nödler, Ralf Petercord, Annette Reineke, Carolin von Kröcher, Wissenschaftlicher Beirat des Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz beim BMEL, 2019: Pflanzenschutz und Biodiversität in Agrarökosystemen. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats des Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 48 S.

Geschäftsführung des Wissenschaftlichen Beirats NAP beim BMEL

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE)

Referat Agrarforschung

Deichmanns Aue 29

53179 Bonn

Internet: www.nap-pflanzenschutz.de/gremien/wissenschaftlicher-beirat-pflanzenschutz

Inhalt

Kurzfassung	4
1 Einleitung.....	6
2 Zustand der Biodiversität in der Agrarlandschaft	8
3 Ursachen des Verlusts an Biodiversität.....	9
4 Pflanzenschutzmittel in Umweltmedien und Biota.....	12
5 Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Organismen und Nichtziel-Lebensgemeinschaften..	15
6 Maßnahmen für einen zukunftsfähigen Pflanzenschutz.....	20
6.1 Monitoring von Biodiversität und Pflanzenschutzmittelanwendung	21
6.2 Anforderungen an die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich einer besseren Beurteilung der Wirkung auf die Biodiversität.....	22
6.3 Schaffung von Anreizen zur Reduzierung der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln	23
6.4 Förderung integrierter Pflanzenschutzverfahren inklusive der Verfügbarkeit, des Anbaus und der Markteinführung resistenter Sorten.....	24
6.6 Schaffung von ausreichend Refugien und naturnahen Flächen in der Agrarlandschaft.....	26
7 Danksagung	28
8 Literatur	29

Kurzfassung

Der Wissenschaftliche Beirat des Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) berät das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Er hat zu den Wirkungen des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in Agrarökosystemen Stellung genommen.

Pflanzenschutz ist ein ertrags- und qualitätssichernder Faktor im Ackerbau und in noch größerem Maße in Sonderkulturen. Globale Meta-Analysen und Expertenauswertungen schätzen den potentiellen Ertragsausfall durch Schadorganismen je nach Nutzpflanze zwischen 17 und 40 % ein. Dieser wird mit direktem chemischen, biologischen oder physikalischen Pflanzenschutz und mit indirekten vorbeugenden, systembezogenen Maßnahmen verringert.

Unter den vielen Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln ist diejenige auf die Biodiversität eine schwer zu fassende. Die derzeitige intensive, betriebswirtschaftlich optimierte und international wettbewerbsfähige Landwirtschaft verändert multikausal die Landschafts- und Lebensräume, reduziert die Vielfalt der natürlichen Habitate und Agrarökosysteme, und wirkt sich damit negativ auf die Biodiversität vieler Artengruppen aus. Zudem beeinflusst auch der Klimawandel die Biodiversität in der Agrarlandschaft negativ.

Der Rückgang der Biodiversität in der Agrarlandschaft ist markant. So haben Schmetterlings- und Vogelpopulationen seit 1990 bzw. 1980 um 50 % und die Biomasse der fliegenden Insekten seit 1989 um 75 % abgenommen. Arten- und Individuen-Anzahlen von Ackerwildkräutern, Amphibien, Fischen, empfindlichen Wirbellosen in Gewässern, Wildbienen, Schwebfliegen, Laufkäfern, Marienkäfern und vielen weiteren Organismengruppen nehmen ab. Von den 14 unmittelbar nutzungsabhängigen Offenland-Biototypen sind in Deutschland 80 % gefährdet. Weitere Lebensräume (Moore, Wald- und Ufersäume, Staudenfluren etc.) werden durch die landwirtschaftliche Nutzung in der Umgebung beeinträchtigt.

Direkte und indirekte Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln werden durch eine große Zahl von wissenschaftlichen Studien in Deutschland und im europäischen Umfeld dokumentiert. Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Insektizide, Fungizide, Herbizide) stellt in dem komplexen Gesamtsystem von Faktoren einen bedeutenden Einflussfaktor mit meistens signifikant negativen in Ausnahmefällen jedoch auch positiven Auswirkungen auf die Biodiversität in Agrarökosystemen dar. Pflanzenschutzmittel gelangen in und auf Pflanzen, Tiere und Böden, in die Atmosphäre sowie in Gewässer und Grundwasser; sie entfalten ihre schädlichen Nebenwirkungen in kurzen, aber auch sehr langen Zeiträumen. Sie können direkte toxische Wirkungen auf Nichtzielorganismen hervorrufen und indirekt Nahrung und Lebensräume einer Vielzahl von Organismen reduzieren. Hinzu kommen kumulative und sequenzielle Wirkungen, da Pflanzenschutzmittel häufig gemeinsam angewandt werden

und eine kombinierte Wirkung von Umweltstressoren und Pflanzenschutzmitteln insbesondere bei Anwendung im Freiland relevant wird.

Der Wissenschaftliche Beirat NAP schlägt daher folgende Maßnahmen für einen zukunftsfähigen Pflanzenschutz vor:

1. Die weitere Entwicklung der Biodiversität soll durch die Einführung eines repräsentativen, umfassenden und auf die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln ausgerichteten Langzeit-Biodiversitäts-Monitorings standardisiert beurteilt werden.
2. Das Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln soll auf mögliche Lücken bei der Beurteilung von Wirkungen auf die Biodiversität auf der Basis des neusten Wissensstands überprüft werden, und diese Erkenntnisse sollen in die Novellierung des europäischen Zulassungsrechtes eingebracht werden.
3. Es sollen positive und negative Anreize für die landwirtschaftliche Praxis geschaffen werden, um die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis zu reduzieren. Dazu soll auch eine Abgabe auf Pflanzenschutzmitteln geprüft werden, und mittelfristig soll ein wissenschaftlich basiertes System der Internalisierung der Umweltkosten (True Cost Accounting) vorgeschlagen werden.
4. Integrierte Pflanzenschutzverfahren sollen durch Forschung und Beratung weiter gestärkt, in der Züchtung soll ein Schwerpunkt auf Schaderreger-tolerante oder -resistente Sorten gelegt werden.
5. Die Rahmenbedingungen für den Ökologischen Landbau sollen weiter verbessert werden, um das Ziel der Bundesregierung, seinen Flächenanteil auf 20 % auszudehnen, möglichst schnell zu erreichen.
6. Im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) und der Agrarumweltmaßnahmen (ELER) sollen in deutlich größerem Umfang als bisher vielfältige Landschaftselemente, Habitate und in die Produktionsfläche integrierte ökologische Vorzugsflächen und Pufferzonen gefördert werden.

1 Einleitung

Im April 2013 hat die Bundesregierung einen Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) beschlossen und damit die in Artikel 4 der Richtlinie 2009/128/EG des Europäischen Parlaments festgelegten Ausführungen gesetzlich verankert. Ziele des NAP sind eine Reduktion der mit der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verbundenen Risiken für Mensch und Natur, eine Einführung und Weiterentwicklung von nichtchemischen Pflanzenschutzverfahren, verbunden mit einer Begrenzung der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf das notwendige Maß, sowie eine verbesserte Information der Öffentlichkeit über Nutzen und Risiken des Pflanzenschutzes. In diesem Rahmen soll auch der weltweit bestehende Trend der Verringerung der biologischen Vielfalt (Biodiversität) umgekehrt werden¹ und die Biodiversität nach den Zielen der Bundesregierung wieder das Niveau von 1995 erreichen.²

Pflanzenschutz ist ein ertrags- und qualitätsbildender Faktor im Ackerbau und in noch größerem Maße in Sonderkulturen; in letzteren werden 44 % aller Wirkstoffe ausgebracht, obwohl die Fläche nur 6 % ausmacht.³ Gemäß einer Auswertung von FAO Daten der Jahre 1996 bis 1998 verursachten Schadorganismen globale Ernteverluste von 26 bis 40 %, je nach Kulturart, welchen durch effizienten Pflanzenschutz unter Nutzung verschiedener Methoden begegnet werden muss.⁴ Neuere expertengestützte Schätzungen ergaben für die fünf wichtigsten Nutzpflanzen Kartoffel, Sojabohne, Weizen, Mais und Reis durch Krankheiten und Schädlinge verursachte Ertragsausfälle von 17,2 bis 30 % im weltweiten Durchschnitt.⁵

Das Ausmaß des Einsatzes chemischer Pflanzenschutzmittel wird kritisch debattiert, und nicht nur im Hinblick auf die negativen Folgen bezüglich der Biodiversität. So hat eine Analyse von Daten von 946 konventionellen Ackerbaubetrieben aus Frankreich aus den Jahren 2009 bis 2011 ergeben, dass auf zwei Dritteln der Betriebe Pflanzenschutzmittel um 42 % reduziert werden können, ohne signifikante Wirkungen auf Ertrag oder Profitabilität.⁶ Diese auf Modellrechnungen basierenden Ergebnisse lassen sich aufgrund zahlreicher Einflussfaktoren, wie Boden-Klima-Räume, Befallsdruck, Fruchtfolgen, angebaute Sorten und nationaler Pflanzenschutzgesetzgebung natürlich nicht ohne weiteres auf andere Regionen übertragen - allerdings bieten sie Denkanstöße für mögliche Senkungen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes auch in den Nachbarländern wie Deutschland.

¹ UNEP 2018

² Bundesregierung 2016

³ JKI, 2016b333

⁴ Oerke & Dehne 2004

⁵ Savary et al. 2019

⁶ Lechenet et al. 2017

Im Zusammenhang mit der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität in Agrarökosystemen sind laut NAP „viele früher häufige Arten der Feldfluren selten geworden oder in anhaltend starkem Rückgang begriffen“. Zugleich wird im NAP Bezug auf die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt genommen: „Die von der Bundesregierung beschlossene Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt will diesen anhaltenden negativen Trend bis 2020 umkehren. Sie beschreibt Ziele und Maßnahmen – dazu zählt auch der in der Nationalen Biodiversitätsstrategie sowie der Agrobiodiversitätsstrategie erwähnte Nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln“. Im Einzelnen sind Ziele, die sich auf eine Förderung der biologischen Vielfalt beziehen, bereits im NAP festgelegt.

Unter den vielen Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln ist die auf die Biodiversität eine schwer zu fassende, obwohl deren negative Auswirkungen prinzipiell nicht (mehr) bestritten werden. In klassischen Versuchen, welche die Grundlagen von prospektiven Entscheidungen zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln erforschen sollen, sind diese Wirkungen nur zu ermitteln, wenn sie als Langzeituntersuchungen angelegt sind und ihre Skala zu den zu untersuchenden Elementen der Biodiversität passt. Daten zu Effekten auf die Biodiversität werden im Allgemeinen über Laborversuche mit Einzelarten, Experimente in kontrollierten Versuchsansätzen im Freiland und aus langfristigen Feldmonitoring-Daten und Sekundärauswertungen gewonnen. Die Methodenentwicklung in der Statistik hat sich solcher Ansätze in allen Wissenschaftsbereichen angenommen. Sie stellt moderne Verfahren bereit, um hier Muster und Zusammenhänge zu erkennen. Neben den Schwierigkeiten, die Wirkungen auf die Biodiversität überhaupt zu erfassen, scheinen allerdings auch Widersprüche bezüglich der angewandten Methoden auf, je nachdem, ob eine „positive“ oder „negative“ Herangehensweise gewählt wird, also entweder der Nutzen von Pflanzenschutzmitteln für die Ertragsbildung und Qualitätssicherung bei der Erzeugung und Verarbeitung von pflanzlichen Rohstoffen oder aber die Negativwirkung auf Nichtzielorganismen und Biodiversität im Vordergrund stehen.

Für eine Bewertung einzelner Maßnahmen des NAPs und daraus abgeleiteter Förderprogramme und Leitlinien sowie für die Erarbeitung von Vorschlägen zur Weiterentwicklung des NAPs hat das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) einen wissenschaftlichen Beirat berufen, in dem verschiedenste Disziplinen vertreten sind. Der Wissenschaftliche Beirat NAP soll das Bundesministerium durch fachliche Stellungnahmen beraten und hat in diesem Zusammenhang u.a. die Aufgabe, den NAP aus wissenschaftlicher Sicht zu evaluieren und wissenschaftliche Gutachten zu einzelnen Maßnahmen des NAP zu erstellen.

Vor dem Hintergrund der kritischen Debatte um den Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel kann das umfassende Fachwissen des wissenschaftlichen Beirates NAP genutzt werden, um die Wirkung

von chemischen Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität anhand der Literatur einheitlich zu bewerten und daraus Empfehlungen abzuleiten. Bei der Erarbeitung zukünftiger Entscheidungskriterien für den nachhaltigen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln müssen dabei verschiedene Ebenen einbezogen werden, die von der einzelbetrieblichen Verantwortung für die Durchführung von Pflanzenschutzmaßnahmen nach guter fachlicher Praxis bis zur gesamtgesellschaftlichen Verantwortung für Politikmaßnahmen reichen. Der Beirat ist sich hierbei bewusst, dass die Lebensmittelversorgung der Bevölkerung sowie die wirtschaftlichen Erträge für die Anbauer dauerhaft sichergestellt und gewährleistet werden müssen, und die Entwicklung und der Einsatz geeigneter alternativer Methoden ein langwieriger Prozess ist. Gleichzeitig muss der negative Einfluss des Pflanzenschutzmitteleinsatzes auf Natur und Umwelt jedoch so gering wie möglich sein und ein mittel- und langfristig negativer Einfluss auf die Biodiversität vermieden werden.

In der vorliegenden Stellungnahme hat der wissenschaftliche Beirat NAP vorhandene Studien in Hinblick auf die Wirkung von Pflanzenschutz auf die Biodiversität ausgewertet und daraus Maßnahmen für einen zukunftsfähigen Pflanzenschutz als Empfehlung für die Bundesregierung abgeleitet.

2 Zustand der Biodiversität in der Agrarlandschaft

Die Biodiversität⁷ in der Agrarlandschaft ist seit Jahren rückläufig. So haben zum Beispiel die als Indikatoren repräsentativen Schmetterlings- und Vogelpopulationen seit 1990 bzw. 1980 um 50 % abgenommen, während die Biomasse der fliegenden Insekten seit 1989 um 75 % abgenommen hat.⁸ Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Biodiversität zu Beginn dieser Datenerhebungen schon auf einem niedrigen Stand war, da erhebliche Rückgänge schon vor 1980 stattgefunden haben.⁹ Eine neue umfassende Meta-Analyse ergab, dass weltweit 41 % der Insektenarten und 22 % der Wirbeltierarten im Rückgang begriffen sind, mit jährlichen Rückgangsraten von 1.0 % bzw. 2.5 %.¹⁰ Insgesamt gilt es als unbestritten, dass die Arten- und Individuenanzahlen von Ackerwildkräutern, Amphibien, Fischen, empfindlichen Wirbellosen in Gewässern, Wildbienen, Schwebfliegen, Laufkäfern, Marienkäfern und vielen weiteren Organismengruppen in der Agrarlandschaft abnehmen und das sich die Artenzusammensetzung verändert.¹¹

Der Diversitätsverlust findet auch auf Landschaftsebene statt. Von den 14 unmittelbar nutzungsabhängigen Offenland-Biototypen sind 80 % gefährdet.¹² Weitere Lebensräume (Moore, Wald- und

⁷ CBD 1995

⁸ Van Swaay et al. 2006 & 2010, Bundesregierung 2013, EEA 2013, BfN 2017, Hallmann et al. 2017

⁹ Desender & Turin 1989, Maes & Van Dyck 2001, Butchart et al. 2010, Pimm et al. 2014

¹⁰ Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019

¹¹ Biesmeijer et al. 2006, Kluser & Peduzzi 2007, Kosior et al. 2007, White & Kerr 2007, Haupt et al. 2009, Bojková et al. 2012, Brooks et al. 2012, Meyer 2014, Nieto et al. 2014, Brühl et al. 2015, SRU 2016, BfN 2017, Hallmann et al. 2018, Feindt et al. 2018, Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019

¹² BfN 2017, Finck et al. 2017

Ufersäume, Staudenfluren etc.) werden durch die landwirtschaftliche Nutzung in der Umgebung beeinträchtigt. Im Rahmen des High Nature Value Farmland (HNV)-Monitorings wurde ein Rückgang der für die Biodiversität wichtigen Landwirtschaftsflächen von 13 % in sechs Jahren (2009 bis 2015) festgestellt.¹³ Im Rahmen der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt des BMUB zeigt der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“, wie die meisten Ziele mit Relevanz für die Agrarlandschaft, einen signifikant negativen Trend.¹⁴

3 Ursachen des Verlusts an Biodiversität

Die derzeitige landwirtschaftliche Praxis wirkt sich negativ auf die Biodiversität vieler Artengruppen aus. Die Ursachen des Biodiversitätsverlustes sind vielfältig, wirken zusammen und verstärken sich wechselseitig. Daher ist die Analyse komplex und es muss das Gesamtsystem betrachtet werden, um die Ursachen für den Biodiversitätsverlust zu ermitteln (Abbildung 1).

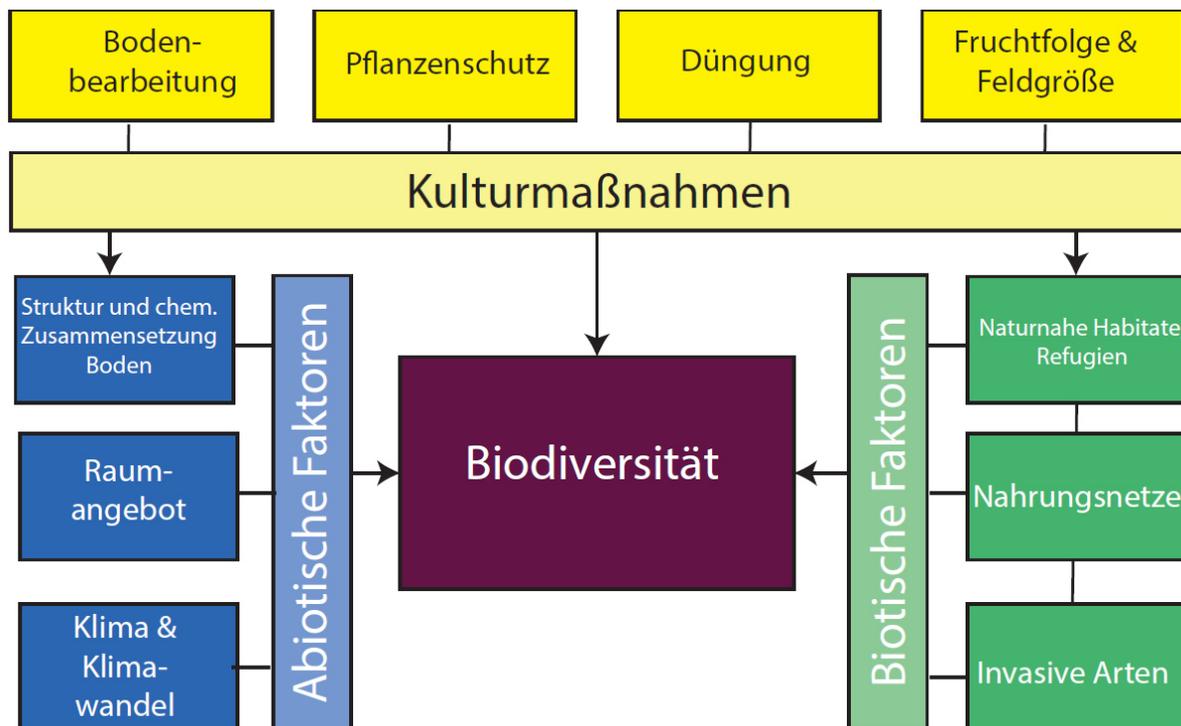


Abbildung 1: Wichtige Einflussfaktoren auf die Biodiversität der Agrarlandschaft

Mittlerweile gibt es eine Vielzahl begutachteter Veröffentlichungen, wissenschaftlicher Studien, und Berichte, die es erlauben, die Grundursachen des Biodiversitätsschwundes zu identifizieren. Darunter sind umfassende Gutachten des Umweltbundesamtes, des Sachverständigenrates für Umweltfragen,

¹³ Benzler et al. 2015, BfN 2017

¹⁴ Bundesregierung 2016, BfN 2017

des Julius Kühn-Institutes, des Bundesamtes für Naturschutz sowie ein Diskussionspapier der Nationalen Akademie der Wissenschaften Leopoldina und zwei Stellungnahmen des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL, welche der vorliegenden Stellungnahme maßgeblich zugrunde liegen.¹⁵ Die Hauptfaktoren für die Veränderungen der Diversität der Insekten waren bei einer weltweite Analyse von 73 quantitativen Studien, wo tatsächlich Zeitreihen vorlagen, i) vom Menschen verursachte Lebensraumveränderungen (49,7 %), ii) vom Menschen verursachte Verschmutzungen (25,8 %), iii) ein Komplex von biologischen Ursachen (17,6%) und iv) der Klimawandel (6,9%).¹⁶ Die meisten Lebensraumänderungen verursachte die intensive Landwirtschaft mit Vereinfachung der Fruchtfolgen, Vergrößerung der Bewirtschaftungsparzellen und damit einhergehend Verlust an in der Regel vielfältig bewachsenen, nicht genutzten Randstrukturen, starker Rückgang bei der Ackerbegleitflora durch verbesserte Unkrautkontrollen oder durch eine Einengung des angebauten Nutzpflanzenspektrums. Diese Veränderungen in den Lebensräumen führen zu Verlusten an Habitaten und reduzieren das Nahrungsangebot.¹⁷ Die Bodenbearbeitung in der Landwirtschaft stellt ebenfalls einen wichtigen Einflussfaktor für terrestrische Habitatveränderungen dar. So werden Bodenmikrohabitate verändert und Nahrungsnetze unterbrochen, was vor allem bei langlebigen Organismen wie Springschwänzen, Milben und Regenwürmern Schäden verursacht.¹⁸

Auch beim Rückgang der Amphibien- und Reptilienpopulationen ist die Beseitigung von aquatischen und terrestrischen Habitaten (Laichgewässer, Überwinterungsplätze, Verlust von Wanderungswegen etc.) in der Agrarlandschaft ein wichtiger Faktor. Reptilien sind besonders vom Verlust der nicht-produktiven Randhabitate betroffen.¹⁹

Am zweitwichtigsten Faktor, den vom Menschen verursachten Schadstoffeinträgen, sind die Pestizide mit 13 %, die Düngereinträge (Nitrat und Phosphat) mit (10 %) sowie urbane und industrielle Schadstoffe mit 3 % beteiligt.²⁰

Pflanzenschutzmittel (Insektizide, Fungizide, Herbizide) können direkte toxische Wirkungen auf Nichtzielorganismen haben und reduzieren Nahrung und Lebensräume. Angewendete Mengen und Wirksamkeit der Mittel übersteigen dabei die Fähigkeit der Populationen, sich zu erholen.²¹ Es kann zudem zu Kombinationswirkungen von Pflanzenschutzmitteln mit Umweltstressoren (Wassermangel,

¹⁵ Jahn et al. 2014, Brühl et al. 2015, JKI 2016a, SRU 2016, BfN 2017, Schäffer et al. 2018, Feindt et al. 2018, SRU & WBBGR 2018

¹⁶ Sanchez-Bayo & Wyckhuys 2019

¹⁷ Boatman et al. 2004

¹⁸ Tsiafouli et al. 2015, Marwitz et al. 2011 & 2014

¹⁹ Baker et al. 2013

²⁰ Sanchez-Bayo & Wyckhuys 2019

²¹ Brühl et al. 2012, Liess et al. 2013, Kattwinkel & Liess 2014, Brühl et al. 2015

Trockenstress etc.) und anthropogenen Stressoren (Schadstoffe, Nährstoffüberschuss, Bodenverdichtung, verengte Fruchtfolgen etc.)²² kommen, wobei das gleichzeitige Vorhandensein von Pflanzenschutzmitteln und weiteren Stressfaktoren zu einer wechselseitigen Verstärkung der negativen Effekte führt. Die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen werden auch durch das Anbausystem beeinflusst. Nahrungsketten werden in intensiv genutzten Kulturlandschaften durch Breitbandherbizide besonders gestört, da dort wenig alternative Nahrungsquellen zur Verfügung stehen.²³ Vergleichende Risikobetrachtungen verschiedener Anbausysteme erfordern letztlich auch die Analyse eventueller negativer Effekte, die durch den Ersatz von Pflanzenschutzmitteln entstehen. So änderten sich in einem Feldversuch die Artenzusammensetzung und die Vielfalt der Ackerflora im direkten Vergleich zwischen glyphosathaltiger Herbizidbehandlung und mechanischer Bodenbearbeitung nicht.²⁴

In zahlreichen Studien in der Metaanalyse von Sanchez-Bayo & Wyckhuys²⁵, bei denen biologische Faktoren für Biodiversitätsverluste erwähnt wurden, waren dies hauptsächlich Krankheiten und Viren von betroffenen Arten sowie invasive Arten.

Da die Ursachen von Veränderungen der Biodiversität in anthropogen überformten Ökosystemen eine Systemwirkung darstellt, lohnt sich ein Vergleich von ganzen Anbausystemen. Solche Anbausystemvergleiche liegen für Europa vor allem hinsichtlich ökologischer und konventioneller Landwirtschaft mit mehr als 300 Studien in teilweise langen Zeitreihen vor. Solche Vergleiche zeigen seit 30 Jahren eine konstante Differenz von durchschnittlich 30 % mehr Arten im Ökolandbau bezogen auf die Produktionsfläche.²⁶ Strittig ist in dem Zusammenhang die Berücksichtigung der unterschiedlichen Erträge.²⁷

²² Köhler & Triebkorn 2013, Goulson et al. 2015, Liess et al. 2016, Schäffer et al. 2016

²³ Firbank et al. 2003, Squire et al. 2003 & 2009, Bohan et al. 2005, Schütte et al. 2017, Schäffer et al. 2018

²⁴ Koning et al. 2019

²⁵ Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019

²⁶ Tuck et al. 2014, Niggli et al. 2016, Sanders & Hess 2019

²⁷ Meemken & Quaim, 2018, Sanders & Hess, 2019

4 Pflanzenschutzmittel in Umweltmedien und Biota

Pflanzenschutzmittel gelangen in und auf Pflanzen, Tiere und Böden, in die Atmosphäre und in Oberflächengewässer und Grundwasser; sie entfalten ihre schädlichen Nebenwirkungen in kurzen Zeiträumen, aber auch über Jahre und Jahrzehnte.²⁸ Dabei ist zwischen Belastung, Exposition, Gefährdung und Risiko sowie zwischen direkten und indirekten Effekten zu unterscheiden.

Belastung bezeichnet das Auftreten von Stoffen durch menschliches Handeln an Orten wo diese Stoffe nicht erwünscht sind. Der Begriff Exposition schränkt diese Betrachtung ein auf Belastungen die Organismen durch diese Stoffe erfahren. Gefährdungen kennzeichnen biologisch unerwünschte Effekte, die Stoffe, hier Pflanzenschutzmittel, in Organismen oder Ökosystemen auslösen können. Die Beurteilung von Risiken durch Pflanzenschutzmittel wird aus dem Vergleich der Stärke einer Exposition und der Stärke eines unerwünschten Effektes abgeleitet. Zur vereinfachten Risikobeurteilung werden oftmals Grenzwerte formuliert, die es ermöglichen eine beliebige Konzentration eines PSM hinsichtlich des erwartbaren Auftretens oder Nichtauftretens unerwünschter Effekte zu beurteilen. Da zahlreiche Faktoren den gezielten Nachweis von Grenzwertüberschreitungen von Pflanzenschutzmitteln in der Umwelt erschweren, ist im Regelfall davon auszugehen, dass die tatsächliche Belastungssituation deutlich über der gemessenen liegt und das Umweltrisiko daher unterschätzt wird.²⁹

Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe, die aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung zur Auswaschung neigen, werden besonders in **Gewässern und im Grundwasser** gefunden (z. B. an 19 % der von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) untersuchten 13 000 Grundwassermessstellen).³⁰ Hier werden auch zulässige Grenzwerte und Umweltqualitätsnormen übertreten: in Deutschland wurde z. B. im Zeitraum 2009-2012 an 4,6 % der LAWA Grundwassermessstellen der Qualitätsgrenzwert für einzelne Pflanzenschutzwirkstoffe von 0,1 µg/l (Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG) überschritten.³¹ Umfangreichere Literaturdatenanalysen hinsichtlich des Vorkommens von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern liegen vor allem für Insektizide vor, von denen zahlreiche Wirkstoffe durch ein besonders kurzfristiges Auftreten in der Umwelt gekennzeichnet sind. In einer Meta-Analyse auf europäischer Ebene (165 Studien) wurden nachgewiesene Wirkstoffkonzentrationen

²⁸ Zaller et al. 2014, Hofmann & Schleichtriemen 2015 & 2017, Chiaia-Hernández et al. 2017, Hvězdová et al. 2018, Schäffer et al. 2018

²⁹ Liess et al. 1999, Stehle et al. 2013, Stehle & Schulz 2015a

³⁰ LAWA 2015

³¹ LAWA 2015

nen in Oberflächengewässern direkt mit den jeweils relevanten „Regulatorisch Akzeptablen Konzentrationen“ (RAKs)³² verglichen. In 45 % der 1566 Fälle wurden die RAKs überschritten.³³ Die Daten für Deutschland weisen auf eine im europäischen Vergleich noch höhere Quote von 83,3 % hin (138 Werte). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in 90 % der 1566 Fälle Einzelmessungen oder Messungen mit festen Intervallen durchgeführt wurden und somit die tatsächliche Belastungssituation vermutlich massiv unterschätzt wurde.³⁴ Zu ähnlichen Ergebnissen kommt eine Auswertung behördlicher Monitoringdaten für Herbizide, Fungizide und Insektizide: An 85,1 % der insgesamt 1037 betrachteten Messstellen in Deutschland wurde mindestens ein Wirkstoff nachgewiesen, an etwa der Hälfte der Messstellen mehrere Wirkstoffe gleichzeitig.³⁵ Eine Analyse möglicher Risiken an 4000 europäischen Messstellen zeigte, dass akute Risikoschwellen (10 % der LC₅₀, Übertretung führt zu akuten ökologischen Auswirkungen) für Fische, Wirbellose und Algen in 3 %, 6 %, und 9 % der Fälle übertreten wurden, während chronische Risikoschwellen (0.1 % der LC₅₀, Übertretung führt zu Verschiebungen hinzu toleranteren Arten) in 6 %, 38 %, 13 % der Fälle übertreten wurden.³⁶ Insektizide waren für die meisten Überschreitungen bei Wirbellosen und Fischen verantwortlich, Herbizide für die meisten Überschreitungen bei Algen.

Für das Schutzgut **Boden** besteht kein gesetzlich vorgeschriebenes Monitoring für Pflanzenschutzmittel und deren Rückstände. Insofern ist auch die Datenverfügbarkeit gering. Aktuelle Studien legen jedoch nahe, dass in den meisten landwirtschaftlich genutzten Böden Pflanzenschutzmittel und ihre Transformationsprodukte vorkommen und einige Wirkstoffe dort viele Jahre verbleiben.³⁷ Im Fall der Organophosphate ist gezeigt worden, dass in Einzelfällen die Transformationsprodukte bis zu hundertmal giftiger sein können als die ausgebrachten Wirkstoffe.³⁸ Es gibt zudem Hinweise, dass Neonicotinoide lange Zeit im Boden verbleiben und von Nicht-Zielpflanzen aufgenommen werden können³⁹, wenn diese am Feldrand wachsen oder in der Fruchtfolge nach Fruchtarten mit Applikation von Neonicotinoiden angebaut werden. Dies bedeutet, dass die schädigende Wirkung der Neonicotinoide auf Nichtzielorganismen durch die Aufnahme von Pflanzen in Gründüngung und in Blühstreifen fortauern kann. Dieses Beispiel der mittlerweile im Freiland nicht mehr zugelassenen Neoniko-

³² Die Regulatorisch Akzeptable Konzentration (RAK) ist eine zentrale Bezugsgröße zur Bewertung der Umweltwirkung von Pflanzenschutzmitteln, welche im Rahmen des Zulassungsverfahrens festgelegt wird. Es ist die Konzentration, welche in einem Umweltmedium nicht überschritten werden darf, ohne dass es zu inakzeptablen ökologischen Auswirkungen auf Arten, Populationen oder Lebensgemeinschaften kommt. RAKs beruhen u. a. auf umfangreichen ökotoxikologischen Studien und einer Abwägung der relevanten Einflussfaktoren. Die Zulassung erfolgt unter der Annahme, dass die RAK in einem Umweltmedium nicht überschritten wird. Diese Annahme wird bisher jedoch nicht überprüft.

³³ Stehle & Schulz 2015b

³⁴ Stehle et al. 2013

³⁵ Schreiner et al. 2016

³⁶ Malaj et al. 2014

³⁷ BMNT 2013, Chiaia-Hernández et al. 2017, Hvězdová et al. 2018, Silva et al. 2018

³⁸ Sparling & Fellers 2007

³⁹ Goulson 2013, Schäffer et al. 2018

tinoide zeigt den Bedarf an mehrjährigen Studien auf, auch aufgrund des hohen Auswaschungspotentials einiger Wirkstoffe.⁴⁰ In der Tschechischen Republik zeigt eine aktuelle Studie, dass in 51 % von insgesamt 75 beprobten Ackerböden drei-bis-vier Monate nach der letzten Applikation noch mindestens fünf Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe nachgewiesen werden konnten.⁴¹ An 36 % der Standorte lagen die Werte für mindestens drei Wirkstoffe oberhalb eines im nationalen Kontext relevanten Grenzwertes von 0,01 mg/kg. Eine aktuelle europaweite Studie untersuchte die Verteilung von 76 Pestizidrückständen in 317 landwirtschaftlichen Oberbodenproben und dokumentierte in über 80 % der analysierten Proben Pestizidrückstände.⁴² In 58 % der Proben wurden Mischungen von zwei oder mehr Rückständen gefunden, am häufigsten Glyphosat und sein Metabolit AMPA, DDT und Metabolite sowie die Breitbandfungizide Boscalid, Epoxiconazol und Tebuconazol. Das Fehlen von Monitoring-Daten aus Böden in Deutschland darf also nicht darüber hinwegtäuschen, dass hier ein erhebliches Belastungspotenzial vorliegt und das Vorhandensein von Mischungen von Pflanzenschutzmittelrückständen in landwirtschaftlichen Böden eher die Regel ist, als die Ausnahme.

Schließlich können sich Pflanzenschutzmittel je nach Wirkstoffeigenschaft über die **Luft** verteilen. Wirkstoffe mit geringer Flüchtigkeit (z. B. Glyphosat) verteilen sich über die Luft lokal, andere werden kilometerweit verfrachtet (z. B. Pendimethalin, Prosulfocarb)⁴³, wobei sie auch alpine Höhen erreichen können (z. B. Chlorpyrifos)⁴⁴. Selbst lang verbotene Mittel (DDT, Lindan) werden weiterhin in Luftgüteuntersuchungen gefunden, was ihre Persistenz und die anhaltende Verbreitung über den Luftweg verdeutlicht.⁴⁵ Auch in tierischen Organismen werden Pflanzenschutzmittel nachgewiesen. So fand das Deutsche Bienen-Monitoring in 70-90 % der Proben von in Bienenwaben eingelagertem Pollen („Bienenbrot“) Pflanzenschutzmittel.⁴⁶ Eine weitere Studie fand in 107 von 132 untersuchten Bienenproben Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe bzw. deren Metaboliten.⁴⁷

⁴⁰ EFSA 2016, Bonmatin et al. 2015

⁴¹ Hvězdová et al. 2018

⁴² Silva et al. 2018

⁴³ Hofmann & Schlechtriemen 2015 & 2017

⁴⁴ Ferrario et al. 2017

⁴⁵ Hofmann & Schlechtriemen 2015 & 2017

⁴⁶ Rosenkranz et al. 2014

⁴⁷ Seefeld et al. 2006

5 Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Organismen und Nichtziel-Lebensgemeinschaften

Neben den Untersuchungen im Rahmen des Zulassungsverfahrens von Pflanzenschutzmitteln liegen umfangreiche Labor-, Halbfreiland- und Freilandstudien zu möglichen Einflüssen von Pflanzenschutzmitteln auf verschiedenste Organismen und Lebensgemeinschaften der Agrarlandschaft vor. In den meisten dieser Studien werden negative Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln oder Zusammenhänge zwischen der Anwendungsmenge von Pflanzenschutzmitteln und Bestandsrückgängen verschiedener Organismen nachgewiesen.⁴⁸

Neben schädlichen direkten Wirkungen schädigen Pflanzenschutzmittel die Diversität auch indirekt, hauptsächlich über trophische Ketten und Nahrungsnetze⁴⁹ (Abbildung 2). Bestäubern, Vögeln, Amphibien, Reptilien, Bodenfauna, Fledermäusen und vielen weiteren Organismen werden durch Pflanzenschutzmittel Nahrungsgrundlage (Pollen, Samen, Arthropoden, kleine Säugetiere etc.) und Lebensraum entzogen.

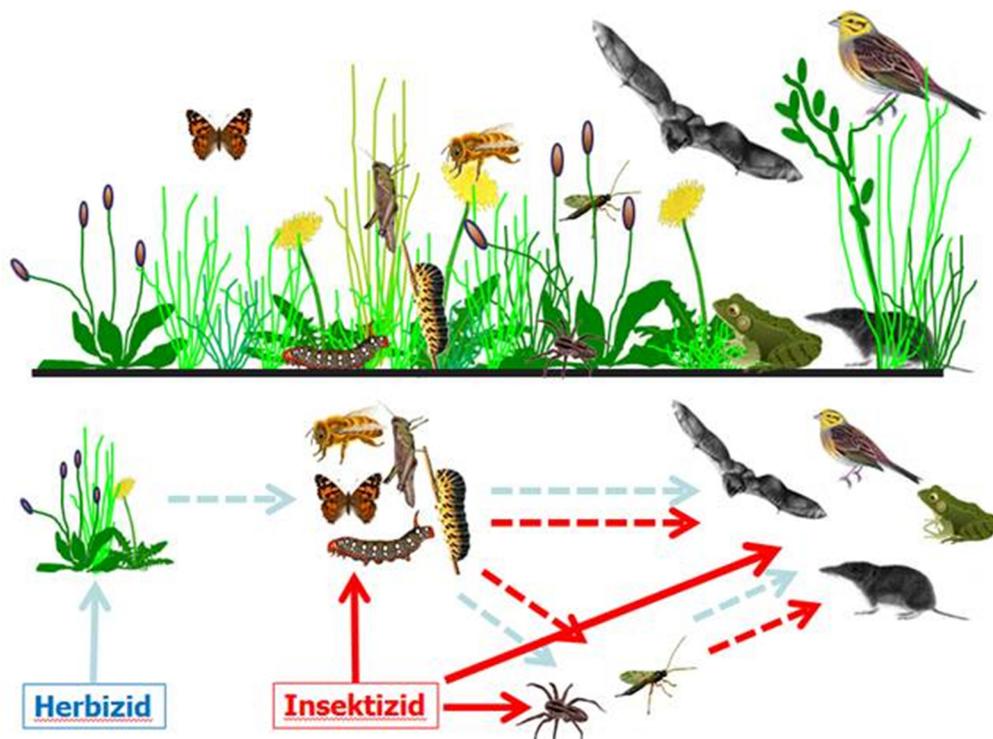


Abbildung 2. Nahrungsnetz in Feldrändern. Direkte negative Wirkungen (durchgezogene Pfeile) und indirekte Wirkungen (gestrichelte Pfeile) von Herbiziden (blau) und Insektiziden (rot).⁵⁰

⁴⁸ Siehe z. B. Basedow et al. 1976 & 2011, Poehling & Dehne 1984 & 1986, Poehling 1986, Poehling et al. 1985 & 1994, Rands 1985 & 1986, Basedow 1987, Lübke-Al Hussein & Wetzel 1993 & 1994, Niehoff et al. 1994, Moreby et al. 1997, Kreuter 1998 & 2002, de Snoo 1999, Lübke-Al Hussein & Al Hussein 1999, Volkmar et al. 1999, Wick und Freier 2000, Lee et al. 2001, Benton et al. 2002, Mäder et al. 2002, Carr et al. 2003, Wetzel 2004, Hayes et al. 2005, Alston et al. 2007, Schumacher und Freier 2008, Mann et al. 2009, Geiger et al. 2010, Zaller et al. 2014, Pisa et al. 2015, Straub et al. 2016, Münze et al. 2017, Schütte et al. 2017 und viele weitere Studien in den folgenden Kapiteln

⁴⁹ Wilson et al. 1999, Brickle et al. 2000, Benton et al. 2002, Morris et al. 2005, Biesmeijer et al. 2006, Vickery et al. 2009, Parfitt et al. 2010, Sánchez-Moreno et al. 2014, Gaupp-Berghausen et al. 2015, Motta et al. 2018

⁵⁰ Brühl et al. 2015

Maßgeblich sind auch kumulative und sequenzielle Wirkungen, da Pflanzenschutzmittel häufig gemeinsam angewandt und auch gemeinsam in Organismen nachgewiesen werden. So wurde zum Beispiel in künstlichen Ökosystemen gezeigt, dass bereits sehr niedrige Insektizid-Konzentrationen, die für sich genommen keinen messbaren Effekt auf Struktur und Funktion von Nichtziel-Lebensgemeinschaften zeigen, unter natürlichen Bedingungen (Konkurrenz) in ihrer Wirkung kulminieren.⁵¹ Entsprechend kann im Freiland eine mögliche sequenzielle Belastung durch Aufwandmengen einzelner Pflanzenschutzmittel, die für sich genommen keine substanziellen Wirkungen aufweisen, dazu führen, dass lokale Populationen verloren gehen.⁵² In einer Metastudie konnte gezeigt werden, dass unter Umweltstress die Sensitivität von Populationen um den Faktor 10-100 ansteigt.⁵³ Diese kombinierte Wirkung von Umweltstressoren und Pflanzenschutzmitteln ist im Freiland relevant.⁵⁴ Ein weiterer relevanter Aspekt ist die hormonelle Wirkung bestimmter Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (z. B. Endosulfan, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Deltamethrin, Permethrin). Hormonelle Wirkungen können dazu führen, dass Stoffe auch in geringsten Konzentrationen toxisch sind.⁵⁵ Ein Beispiel ist die Verzwitterung aquatischer Lebewesen.⁵⁶ In einer europaweiten Studie in acht West- und Ost-Europäischen Ländern wurden die Effekte von 13 Faktoren der intensiven Landnutzung auf die Vielfalt von Wildpflanzen, Ackervögeln, Laufkäfern und auf die biologische Schädlingskontrolle untersucht.⁵⁷ Danach hatten verschiedene Anbaufaktoren, insbesondere der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln, beständig negative Auswirkungen auf die Biodiversität der untersuchten Gruppen. Im Folgenden stellen wir exemplarisch die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Wirbellose, Amphibien und Vögel dar.

Eine umfassende Literaturanalyse im Auftrag des Umweltbundesamtes auf der Basis von 132 Studien identifizierte Pestizide (Pflanzenschutzmittel und Biozide) als den Faktor (von 18 untersuchten Faktoren) mit den meisten negativen Wirkungen auf die Biodiversität.⁵⁸ Die Analyse ergab mehrheitlich negative Effekte von Pestizidanwendungen auf acht Gruppen von **Wirbellosen**, darunter Wildbienen, Laufkäfer, Kurzflügler und Schwebfliegen. Aufgrund der ökologischen Wechselwirkungen sind Beeinträchtigungen der Wirbellosen besonders folgenreich, da sie wichtige Funktionen u. a. als Bestäuber, Räuber oder Zersetzer erfüllen und eine unentbehrliche Nahrungsgrundlage für eine Vielzahl von Organismen sind.⁵⁹

⁵¹ Liess et al. 2013

⁵² Liess & von der Ohe 2005

⁵³ Liess et al. 2016

⁵⁴ Russo et al. 2018

⁵⁵ Vandenberg 2012, Kortenkamp 2015

⁵⁶ Lambert et al. 2015

⁵⁷ Geiger et al. 2010

⁵⁸ Brühl et al. 2015

⁵⁹ Biesmeijer et al. 2006, Pfiffner et al. 2009, Géneau et al. 2012, Balmer et al. 2013, Meissle et al. 2016

Weitere Studien dokumentieren direkte negative Wirkungen von Insektiziden auf Spinnen-, Kurzflügler- und Laufkäfergesellschaften, sowie auf Marienkäfer und Schwebfliegen.⁶⁰ Teilweise wurden in Folgejahren Erholungseffekte festgestellt.⁶¹ Erholungseffekte können auch durch Migration entstehen und dazu führen, dass die Felder zu Diversitäts-Senken werden.⁶² Auf angrenzenden Flächen werden Arthropoden-Gesellschaften vor allem durch die Abdrift von Insektiziden direkt beeinträchtigt.⁶³ Negative Wirkungen sind besonders stark auf den ersten Metern neben der Anwendungsfläche und dort vor allem bei der Anwendung in Raumkulturen (z. B. Obstanlagen) zu verzeichnen, da dort die Abdriftwerte höher sind als in Flächenkulturen.⁶⁴ Einheitliche Landschaften mit geringer Kultur- und Wildpflanzenvielfalt verringern die Verfügbarkeit von Nahrung und Habitaten. So wird die Erholung der Populationen erschwert und damit die negativen Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln verstärkt.

Es gibt zahlreiche wissenschaftliche Belege, dass **Bodenorganismen** wie Milben, Springschwänze und Regenwürmer durch Pflanzenschutzmaßnahmen beeinträchtigt werden können.⁶⁵ Bei der gut untersuchten Indikatorgruppe der Regenwürmer zeigte sich, dass insbesondere Mineralbodenbewohner auf erhöhte Kupfergehalte im Boden empfindlich reagieren was verdeutlicht, dass auch im ökologischen Landbau aufgrund der Anwendung von Kupferpräparaten negative Effekte auf die Biodiversität auftreten können.⁶⁶ Herbizide mit dem Wirkstoff Glyphosat können sich negativ auf Größe, Aktivität und Vermehrung von Regenwürmern auswirken.⁶⁷ Weitere Belege zeigen indirekte Effekte, so können Herbizide die biologische Vielfalt der Bodenorganismen, die von Ackerbegleitpflanzengesellschaften abhängig sind, negativ beeinflussen⁶⁸ und Wurzelsymbiosen (arbuskuläre Mykorrhiza) reduzieren.⁶⁹ In einer anderen Studie wurde hingegen gezeigt, dass die Ausbringungsrate von Herbiziden (100 %, < 50 % und < 35 % der zulässigen Anwendungsrate) und die Anzahl der Wirkstoffe (4, 6 und 9) die mikrobielle Aktivität nicht beeinflusste.⁷⁰ Ein möglicher positiver Effekt des Glyphosat-Einsatzes ist die anschließend durchführbare Mulchsaat, welche sich begünstigend auf die Masse und Zusammensetzung der Regenwurmpopulation auswirkt.⁷¹ Positive und negative Wirkungen des Herbizideinsatzes müssen also gegeneinander abgewogen und effiziente alternative Methoden der Unkraut-

⁶⁰Basedow et al. 1976 & 2011, Poehling & Dehne 1984 & 1986, Poehling 1986, Poehling et al. 1985 & 1994, Basedow 1987, Niehoff et al. 1994, Al Hussein et al. 1990 & 1991, Lübke-Al Hussein 1995, Lübke-Al Hussein & Al Hussein 1999, Lübke-Al Hussein & Wetzel 1993 & 1994, Wick und Freier 2000, Kreuter 1998 & 2002, Volkmar et al. 1999, Lee et al. 2001, Wetzel 2004, Schumacher und Freier 2008

⁶¹ Wick und Freier 2000

⁶² Welling et al. 1994, Brühl et al. 2012, Brühl et al. 2015

⁶³ Lee et al. 2001, Brühl et al. 2015

⁶⁴ Brühl et al. 2015

⁶⁵ Weber et al. 1997, Riepert et al. 2012, Scholz-Starke et al. 2013, JKI 2016a

⁶⁶ Kühne et al. 2016

⁶⁷ Zaller et al. 2014, Gaupp-Berghausen et al. 2015

⁶⁸ Parfitt et al. 2010, Sánchez-Moreno et al. 2014, Gaupp-Berghausen et al. 2015

⁶⁹ Zaller et al. 2014

⁷⁰ Marwitz et al. 2014

⁷¹ Marwitz et al. 2014, Roß et al. 2018

kontrolle entwickelt werden. So wurden in verschiedenen EU-Forschungsprojekten Direktsaatverfahren ohne Herbizidbehandlungen entwickelt.⁷²

Entsprechend ihrer blütenbesuchenden Lebensweise sind **Bestäuber** (u. a. Wildbienen inkl. Hummeln und Honigbienen), speziell durch Pflanzenschutzmittelanwendungen in der Blühphase (z. B. Apfel und Raps), Abdrift, und durch die Aufnahme von Guttationstropfen (an der Pflanzenoberfläche austretende Flüssigkeitstropfen) von saatgutbeizten Pflanzen gefährdet.⁷³ In Zuckerrüben ist das Risiko für Honigbienen durch die Applikation von Neonikotinoiden jedoch gering.⁷⁴ Wiederholt konnten Vergiftungen von Honigbienen hingegen auf die Anwendung von Neonikotinoiden als Saatbeizmittel zurückgeführt werden.⁷⁵ Lethale und sublethale Effekte (lokomotorische Aktivität, Gedächtnis, Lernverhalten, Nahrungssuche, Fortpflanzung inkl. geringere Produktion von Königinnen und reduzierte Spermienzahl von Drohnen etc.) von Neonikotinoiden auf Honigbienen, Wildbienen und viele andere Organismen wurden in zahlreichen Studien nachgewiesen.⁷⁶ Insgesamt ist es erwiesen, dass Neonikotinoide Honigbienen und andere Insekten dauerhaft schädigen.⁷⁷

Additive und synergistische Effekte von Pflanzenschutzmitteln treten auf, ebenso können Beistoffe den Effekt verursachen und gegebenenfalls verstärken.⁷⁸ Neben Neonikotinoiden können auch weitere Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe dramatische Auswirkungen auf Bestäuber haben, so zum Beispiel das Breitspektrum-Insektizid Phosmet (derzeit nicht in Deutschland zugelassen aber in 12 weiteren EU Ländern)⁷⁹ oder das Herbizid Glyphosat, welches sich negativ auf die Zusammensetzung des Darm-Mikrobioms der Bienen auswirkt.⁸⁰ Die Beeinträchtigung der Bestäuber wiederum wirkt negativ auf die Bestände von Wildpflanzen.⁸¹ Auch das weiträumige Fehlen von Wildkräutern in der Landschaft hat wegen des reduzierten Blüten- und Wirtspflanzenangebots einen negativen Effekt auf Bestäuber, besonders im Sommer.⁸² Dies ist auch eine Folge des Herbizideinsatzes.

Hinsichtlich der **aquatischen Wirbellosen** fand eine Meta-Analyse eine um 29% reduzierte Biodiversität im Vergleich zu unbelasteten Gewässerabschnitten⁸³, während regulatorische Grenzwerte nur geringfügig (Faktor 1.12) überschritten wurden⁸⁴. Zusätzlich wurde in einer Metaanalyse auf der Basis

⁷² Peigné et al. 2016

⁷³ Joachimsmeier et al. 2012

⁷⁴ Ulbig et al. 2010, EFSA 2016, Wirtz et al. 2018

⁷⁵ Maxim und van der Sluijs 2013

⁷⁶ El Hassani et al. 2008, Forster 2009, Decourtye & Devillers 2010, Blacquiere et al. 2012, Henry et al. 2012, van der Geest 2012, Whitehorn et al. 2012, Feltham et al. 2014, Godfray et al. 2014, Pisa et al. 2015, Rundlöf et al. 2015, Stanley et al. 2015, Straub et al. 2016

⁷⁷ EASAC 2015

⁷⁸ Iwasa et al. 2004, Gill et al. 2012, EASAC 2015, Henry et al. 2015, Pisa et al. 2015, Fine et al. 2017

⁷⁹ Alston et al. 2007

⁸⁰ Motta et al. 2018

⁸¹ IPBES 2017

⁸² Biesmeijer et al. 2006, Nicholls & Altieri 2013

⁸³ Beketov et al 2013

⁸⁴ Stehle & Schulz 2015a

von Untersuchungen in 73 Ländern deutlich, dass in 52,4 % der Insektizid Messwerte die regulatorisch akzeptierten Konzentrationen entweder für Oberflächenwasser oder Sedimente überschritten wurden.⁸⁵ Insektenlarven und Kleinkrebse werden bereits durch niedrige Fungizidkonzentrationen beeinträchtigt, indem Pilze, welche für die Vorverdauung ihrer Nahrungsgrundlagen notwendig sind, geschädigt werden.⁸⁶

Eine weitere von Pflanzenschutzmitteln betroffene Gruppe sind **Amphibien**. In Laboruntersuchungen führte das Überspritzen von juvenilen Fröschen bei sechs von sieben getesteten Produkten (vier Fungizide, zwei Herbizide, ein Insektizid) bei genehmigten Feldaufwandsmengen zu Mortalitätsraten von 40 % bis 100 %.⁸⁷ Die Wirkung konnte dabei auch auf Formulierungsbeistoffe zurückgeführt werden. Gut belegt ist die hormonelle Wirkung des mittlerweile in Deutschland verbotenen, aber weiterhin im Grundwasser nachgewiesenen Wirkstoffs Atrazin⁸⁸, welcher bereits in Konzentrationen von 0.1 ng/l die Fortpflanzung von Fröschen beeinträchtigt, bis hin zur chemischen Kastration und Geschlechtsumwandlung⁸⁹. Auch glyphosathaltige Herbizide können negative Effekte bewirken, besonders Mittel mit Begleitstoffen, welche die Pflanzenoberfläche permeabel machen sollen.⁹⁰ Aufgrund von Biologie und Lebensweise (Leben an Land und im Wasser, Wanderungen zur Hauptausbringungszeit von Pflanzenschutzmitteln durch das Agrarland, permeable Haut) der Amphibien ist daher davon auszugehen, dass der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln maßgeblich zum Diversitätsverlust beiträgt⁹¹. Global gilt die Umweltverschmutzung durch Pflanzenschutzmitteleinsatz als einer der bedeutenden Faktoren der Amphibienrückgänge.⁹² Zu diesem Ergebnis kam auch die EFSA die in einem Gutachten, welches die Aufnahme der Amphibien und Reptilien in die Risikobewertung für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln empfahl.⁹³ Bisher werden beide Organismengruppen durch die Risikobewertung von Vögeln und Säugetieren nur unzureichend abgebildet und sind daher nicht gegenüber dem Einfluss von Pflanzenschutzmitteln geschützt.

Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist auch eine der zentralen Ursachen für die Bestandsabnahmen der **Vögel** in der Kulturlandschaft.⁹⁴ Insbesondere Herbizide können zu einer verminderten Nahrungs- und Habitatsverfügbarkeit für Vögel führen, wie in zahlreichen Studien aufgezeigt

⁸⁵ Stehle & Schulz 2015a

⁸⁶ Zubrod et al. 2015a & b

⁸⁷ Brühl et al. 2013, Brühl et al. 2015

⁸⁸ LAWA 2015

⁸⁹ Carr et al. 2003, Hayes et al. 2005

⁹⁰ Solomon & Thompson 2003, Mann et al. 2009, Baier et al. 2016

⁹¹ Mann et al. 2009, Baker et al. 2013, Lenhardt et al. 2015, Brühl et al. 2015

⁹² Mann et al. 2009, Hayes et al. 2010, Blaustein et al. 2011

⁹³ Ockleford et al 2018

⁹⁴ Wahl et al. 2014, Jahn et al. 2014, JKI 2016a, BfN 2017, Feindt et al. 2018

wurde.⁹⁵ Auch die negativen Wirkungen von bestimmten insektiziden Wirkstoffen auf Nahrungsverfügbarkeit und Bruterfolg von Vögeln sind vielfach belegt.⁹⁶ So machen beispielsweise Auswertungen des nationalen Vogelschutzberichts 2013 deutlich, dass bei Arten, die während der Brutzeit vorwiegend Kleininsekten und Spinnen fressen, besonders starke Bestandsrückgänge zu beobachten sind.⁹⁷ Aus den Niederlanden ist belegt, dass in den Regionen mit den höchsten Konzentrationen des Neonicotinoids Imidacloprid, gemessen in Oberflächengewässern, die Bestände insektenfressender Vogelarten der Agrarlandschaft seit Mitte der 1990er Jahre am stärksten zurückgingen.⁹⁸ Weiter kann die Änderung der Vegetationsstruktur durch Herbizide die Verluste in Nestern durch Prädatoren erhöhen.⁹⁹

6 Maßnahmen für einen zukunftsfähigen Pflanzenschutz

Direkte Pflanzenschutzmaßnahmen können chemischer, biologischer (*biologicals* und *botanicals*) oder physikalischer Natur sein. In §2 bzw. §3 des Deutschen Pflanzenschutzgesetzes ist festgeschrieben, dass Pflanzenschutz nur nach guter fachlicher Praxis durchgeführt wird und damit insbesondere die allgemeinen Grundsätze des Integrierten Pflanzenschutzes (IPS) einhalten muss. Diese umfassen vorrangig eine Kombination von biologischen, biotechnischen, pflanzenzüchterischen sowie anbau- und kulturtechnischen Maßnahmen, um chemische Pflanzenschutzmittel möglichst eingeschränkt und nur soweit notwendig einzusetzen (Abbildung 3). Die Einführung und Weiterentwicklung von integrierten Pflanzenschutzverfahren ist eines der übergeordneten Ziele des NAP. Eine Umsetzung des IPS soll mittels kulturpflanzenpezifischer Leitlinien erfolgen, deren Erarbeitung derzeit vorgenommen wird bzw. sich im Abschluss befindet. Die strikte und verbindliche Umsetzung der in den Leitlinien festgeschriebenen Maßnahmen wird ein wichtiger Baustein eines zukunftsfähigen Pflanzenschutzes in Deutschland sein.

⁹⁵ Rands 1985, Wilson et al. 1999, Brickle et al. 2000, Benton et al. 2002, Morris et al. 2005, Hart et al. 2006, Vickery et al. 2009

⁹⁶ Bellocq et al. 1992, Ewald & Aebischer 1999, Brickle et al. 2000, Wilson et al. 1999, Marshall et al. 2001, Morris et al. 2001, Benton et al. 2002, Ewald et al. 2002, Boatman et al. 2004, Morris et al. 2005, Hart et al. 2006, Bright et al. 2008, Vickery et al. 2009

⁹⁷ Bundesregierung 2013

⁹⁸ Hallmann et al. 2014

⁹⁹ Bright et al. 2008

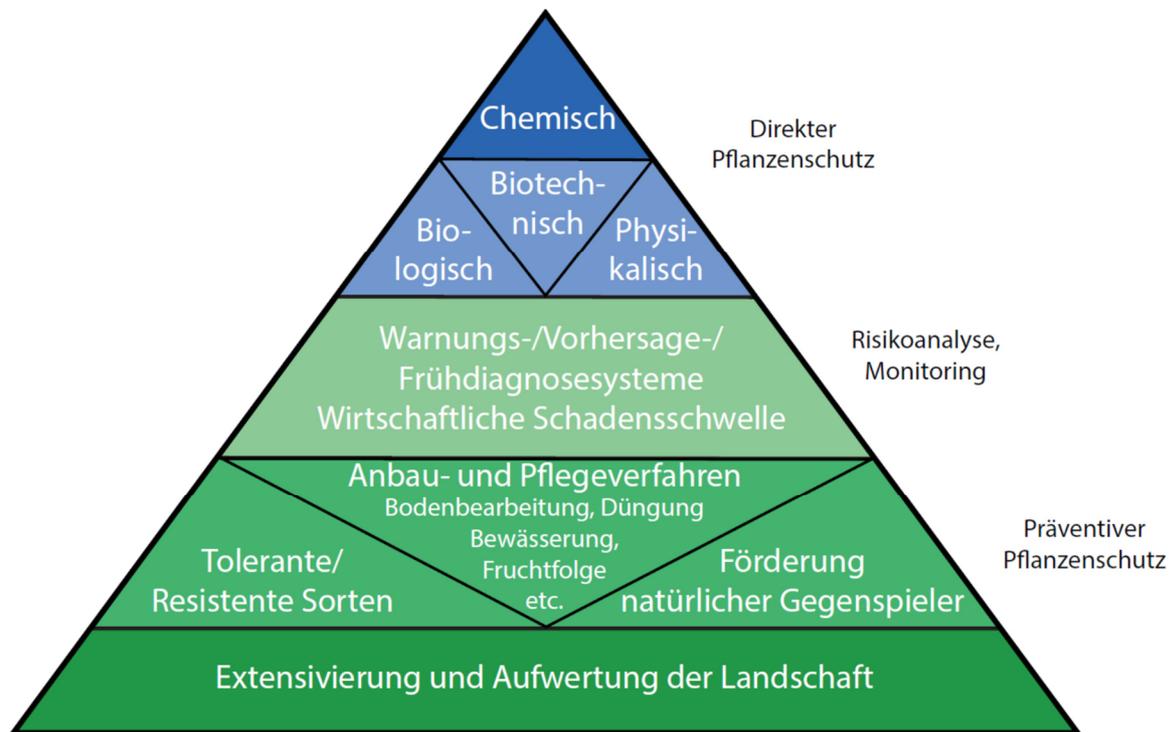


Abbildung 3. Elemente des integrierten Pflanzenschutzes¹⁰⁰

Neben der **zeitnahen Erarbeitung und konsequenten Umsetzung der kulturpflanzen-spezifischen Leitlinien zum IPS** empfehlen wir folgende Maßnahmen, um die negativen Effekte des chemischen Pflanzenschutzes auf die Biodiversität zu vermindern:

6.1 Monitoring von Biodiversität und Pflanzenschutzmittelanwendung

Um die weitere Entwicklung der Biodiversität standardisiert beurteilen zu können, ist die Konzipierung und Einführung eines repräsentativen, umfassenden und auf die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln ausgerichteten Langzeit-Biodiversitäts-Monitorings notwendig. Dieses muss bundesweit abgestimmt sein und mit Trends in Pflanzenschutzmittelanwendungen und anderen agrarischen Landnutzungskomponenten und Produktionsverfahren und -faktoren sowie klimatischen Veränderungen verknüpft werden.

Bei der Bewertung von Monitoring-Ergebnissen sollten die aus der behördlichen Zulassung vorliegenden *Regulatorisch Akzeptablen Konzentrationen* (soweit vorhanden) als nicht zu überschreitende Grenzwerte definiert werden. So könnte einerseits der Einfluss von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen und Gemeinschaften systematisch untersucht und andererseits das Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln in Umweltmedien effektiv beurteilt werden. Ein entsprechendes Vorhaben ist das von den Bundesländern, dem Umweltbundesamt und dem Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ) finanzierte Vorhaben Kleingewässer Monitoring-KgM.¹⁰¹ Eine Erfassung der Belastung

¹⁰⁰ Der Bundesrat, Schweizerische Eidgenossenschaft, 2017

¹⁰¹ <https://www.ufz.de/kgm/index.php?de=44480>

der Agrarböden mit Pflanzenschutzmitteln fehlt allerdings derzeit in Deutschland vollständig (vgl. Kapitel 4) und sollte dringend flächendeckend und in verschiedenen Kulturen vorgenommen werden (BBSchG).

6.2 Anforderungen an die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich einer besseren Beurteilung der Wirkung auf die Biodiversität

Die Bewertung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln ist ein behördliches Verfahren, das sowohl in einen EU-Rahmen (Bewertung der Wirkstoffe) als auch in einen zonalen und nationalen Rahmen eingebunden ist.

Das derzeitige Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel in der EU und ihren Mitgliedsländern gilt als aufwendig und komplex, weist Defizite auf und stößt an seine Grenzen¹⁰², auch weil es zunehmend zu national differenter Zulassung einzelner Pflanzenschutzmittel kommt. Daher diskutiert auch das europäische Parlament Veränderungen im europäischen Zulassungssystem von Pflanzenschutzmitteln. Zudem werden aufgrund bestehender Lücken in dem zugrundeliegenden Risikobewertungsverfahren nicht alle relevanten Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität berücksichtigt. Der Schutz der Biodiversität wird somit trotz des hohen Aufwands bei der Bewertung von Pflanzenschutzmitteln nicht erreicht. Ursächlich hauptverantwortlich ist folgendes Defizit: Im derzeitigen produktbezogenen Zulassungsverfahren werden additive, synergistische und kumulative Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln nicht ausreichend berücksichtigt, obwohl die zeitnahe Ausbringung unterschiedlicher Mittel gängige Praxis ist. Dies erfolgt einerseits durch die gleichzeitige Anwendung verschiedener Mittel in Form von Tankmischungen und andererseits durch die sequenziellen Anwendungen verschiedener Mittel und Tankmischungen im Saisonverlauf. So werden in Obstbaukulturen bis zu 31 chemische Pflanzenschutzmittelanwendungen pro Saison durchgeführt, im Weinbau bis zu 18, und in Kartoffeln bis zu 12.¹⁰³ Feldversuche im Rahmen der Zulassung erfolgen jedoch immer nur für einzelne Wirkstoffe bzw. Pflanzenschutzmittel. So können die in der landwirtschaftlichen Praxis üblichen wiederholten Anwendungen verschiedener Mittel eine Erholung der geschädigten Populationen verhindern, wie es z. B. bei aquatischen Organismen gezeigt wurde.¹⁰⁴ Auch kann die Kombination verschiedener Wirkstoffe toxischer sein als Einzelanwendungen.¹⁰⁵ Die Zulassung von einzelnen Pflanzenschutzmitteln kann daher reale Spritzfolgen und Tankmischungen bezüglich Risikobewertung für den Bereich der Biodiversität nicht ausreichend abdecken. Auch indirekte Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf höhere trophische Ebenen über Verringerungen von Nah-

¹⁰² European Parliament, 2018, Robinson et al. 2018

¹⁰³ JKI 2016a, JKI 2016b, Papa Datenbank

¹⁰⁴ Ashauer et al. 2007, Liess et al. 2013

¹⁰⁵ Laetz et al. 2009, Kortenkamp 2014, Goodson et al. 2015, van Hoesel et al. 2017

rungsressourcen (z. B. Insektenrückgang mit Auswirkung auf die Nahrungsgrundlage für Vögel während der Brutsaison oder Habitat-Mangel) sind nicht Gegenstand der Zulassungsprüfung. Ein Diskussionspapier aus der Leopoldina schlägt deshalb vor, dass bis zum Abschluss einer Überprüfung des Verfahrens die Sicherheitsfaktoren für die Bewertung neuer Produkte und Wirkstoffe deutlich erhöht und gegebenenfalls eine Nachzulassungsphase mit Monitoring geprüft werden sollten.¹⁰⁶

Zur Überprüfung der genannten Effekte und Wissenslücken sind Maßnahmen notwendig, welche über die Methoden der Risikobewertung im derzeitigen Bewertungs- und Zulassungsverfahren hinausgehen. **Wir empfehlen daher parallel zu den Arbeiten an der Novellierung im europäischen Zulassungssystem die wissenschaftliche Begleitung der Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität durch ein umfassendes Monitoring und begleitende Forschung rasch anzugehen und die anderen hier beschriebenen Ansätze (Kapitel 6.3 ff) konsequent zu verfolgen.**

6.3 Schaffung von Anreizen zur Reduzierung der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln

In Deutschland bestehen für die Anwender zu wenige Anreize, um die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zu minimieren und die unterschiedlichen Risikopotentiale der einzelnen Pflanzenschutzmittel in die Entscheidung mit einzubeziehen. Aus verschiedenen Gründen kommt es dabei zu unnötigen und übermäßigen Anwendungen.¹⁰⁷ Gründe dafür werden in der unzureichenden Information und Beratung der Landwirte, schwer zu erreichenden äußeren Qualitätsanforderungen des Handels und in den höheren Transaktionskosten¹⁰⁸ gesehen. Die Einhaltung der bestehenden Vorschriften wird nicht genügend kontrolliert, auch da die Pflanzenschutzämter der Bundesländer nicht mehr über ausreichend Stellenkapazitäten verfügen¹⁰⁹. Weiter besteht keine ausreichende Officialberatung der Landwirte. Stattdessen erfolgt die Beratung durch die Herstellerfirmen, weswegen eine Beratung hin zu hohen Aufwandmengen nicht ausgeschlossen werden kann.¹¹⁰

Um einer übermäßigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mit besonderem Risiko für die Umwelt entgegenzuwirken, empfehlen wir positive und negative Anreize zu schaffen, die Anwendung dieser Pflanzenschutzmittel zu reduzieren. Wir verweisen diesbezüglich explizit auf die vom WBGR vorgeschlagene Weiterentwicklung der Flächen-bezogenen Direktzahlungen durch Einführung einer Ökologisierungskomponente. **Wir empfehlen weiterhin die Einführung einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel bezüglich ihrer Wirkung auf die Biodiversität zu prüfen.** Hier sind auch die Erfahrungen aus anderen Mitgliedstaaten mit einzubeziehen.

¹⁰⁶ Schäffer et al. 2018

¹⁰⁷ Möckel et al. 2015, Lamichhane et al. 2016, Mußhoff 2017

¹⁰⁸ McCann et al., 2005

¹⁰⁹ Schäffer et al. 2018

¹¹⁰ Höfler 2018

Eine solche Abgabe kann bei angemessener Abgabenhöhe und Bemessungsgrundlage (die Größe auf welche die Abgaben erhoben werden) Lenkungswirkung entfalten, so dass weniger beziehungsweise weniger schädliche Mittel angewandt werden.¹¹¹ Eine geeignete Bemessungsgrundlage kann die Wirkstoffmenge, eingeteilt nach Risikokategorien sein. Höhere Preise für Pflanzenschutzmittel können unnötige Anwendungen reduzieren und zur vermehrten Anwendung von Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes führen.¹¹² Letztlich erhöht eine deutlich sichtbare Abgabe das Bewusstsein für negative Umweltwirkungen. Im Sinne des Verursacherprinzips muss eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel entsprechende Schutz- und Kompensationsmaßnahmen, Monitoring-Programme, Forschung und den Ausbau der Beratung finanzieren und von Herstellern, Importeuren, und Händlern entrichtet werden. Abgaben auf Pflanzenschutzmittel sind damit ein erster Schritt hin zu einem „True Cost Accounting“, welches Folgekosten (Biodiversitätsverlust u. a.) den Verursachern zurechnet. Gleichzeitig ist aber zu bedenken, dass Abgaben auch unbeabsichtigte Lenkungseffekte haben können, wie z.B. eine zusätzliche Förderung von Kulturen mit einem geringen Pflanzenschutz-Aufwand (z.B. Mais für die Biogasproduktion) oder die vermehrte Anwendung von wendender Bodenbearbeitung¹¹³ Das zeigt, dass staatliche Maßnahmen sorgfältig aufeinander abgestimmt werden müssen.

Weiterhin empfehlen wir, die unabhängige Officialberatung zu stärken. Dabei sollte diese noch mehr als bisher darauf ausgerichtet sein, integrierte und ökologische Pflanzenschutzmaßnahmen zu fördern und die Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln so weit wie möglich zu reduzieren. In den Kursen zur Erlangung des Sachkundenachweises sollten die Auswirkungen auf Umwelt und Biodiversität noch stärker deutlich gemacht werden.

6.4 Förderung integrierter Pflanzenschutzverfahren inklusive der Verfügbarkeit, des Anbaus und der Markteinführung resistenter Sorten

Maßnahmen des Integrierten Pflanzenschutzes (IPS) setzen vor allem auf eine Vielfalt in den angewandten Methoden zur Kontrolle der Schadorganismen, wie z. B. eine Nutzung mechanischer Verfahren zur Unkrautbekämpfung, Nutzung von Fruchtfolgewirkungen, oder den Anbau wenig anfälliger oder resistenter Sorten und Anpassung von Saatzeiten an den Standort. Solche Maßnahmen sollten die erste Wahl darstellen, werden jedoch aus verschiedenen Gründen nicht ausreichend angewandt. Es ist davon auszugehen, dass die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel oft alternativen Methoden vorgezogen wird, da sie einfach anwendbar und kostengünstig sind und die herkömmliche Praxis darstellen.¹¹⁴ **Wir empfehlen deshalb, die Ausbildung und Beratung der Landwirte (siehe**

¹¹¹ Popp et al. 2012, Möckel et al. 2015

¹¹² Finger et al. 2017, Koch et al., 2019

¹¹³ Mußhoff 2017

¹¹⁴ Schäffer et al. 2018

auch 5.3) noch stärker als bisher auf den Integrierten Pflanzenschutz auszurichten. Eine weitere Voraussetzung für den Integrierten Pflanzenschutz ist auch die ausreichende Verfügbarkeit von selektiven Pflanzenschutzmitteln. Vielfach leidet die Anbauvielfalt und damit per se die Agrobiodiversität darunter, dass für Kulturen, die nur in geringem Umfang angebaut werden, nicht ausreichend Pflanzenschutzmittel zur Verfügung stehen. **Wir empfehlen deshalb, Forschungsaktivitäten auch in Hinsicht auf eine erweiterte Kulturartenvielfalt zu intensivieren.** Parallel muss deren Integration in ökonomisch sinnvolle Anbaukonzepte überprüft werden. Dabei sollte auch der Ansatz des „Land sparing“, d. h. eine flächenschonende Landwirtschaft im Zusammenhang mit ausreichend naturnahen Habitaten berücksichtigt werden, denn jede Form der Landwirtschaft stellt einen deutlichen Eingriff in das Ökosystem dar.¹¹⁵

Eine wichtige Methode des integrierten Pflanzenschutzes ist die biologische Schädlingsbekämpfung (z. B. Ausbringung wirbelloser Räuber, Parasitoide und Mikroorganismen oder Saatgutbehandlung mit Mikroorganismen).¹¹⁶ Gemäß Aussagen des Fünften Statusberichts zum Biologischen Pflanzenschutz des Julius-Kühn-Instituts¹¹⁷ zeichnet sich hier bereits eine Trendwende ab, da bereits die Hälfte aller Genehmigungsanträge in der Europäischen Union für neue Wirkstoffe zu den biologischen Pflanzenschutzmitteln zählen. Die natürliche biologische Kontrolle durch im Feld vorhandene Populationen von Antagonisten profitiert von allen Maßnahmen, welche die Agrarlandschaft bereichern und die Anwendung von (unspezifischen) Pflanzenschutzmitteln reduzieren. Zur weiteren Förderung des biologischen Pflanzenschutzes ist zu prüfen, ob Botanicals und Biologicals gegebenenfalls als Pflanzenschutzmittel mit geringerem Risiko zugelassen werden. Selbstverständlich sind dabei potentielle Risiken insbesondere von Mikroorganismen auf die Gesundheit von Mensch und Tier und den Naturhaushalt nicht außer Acht zulassen. Auch zonale Zulassung, langfristige Registrierungen und wechselseitige Anerkennung der Registrierung durch die Mitgliedsstaaten der EU können zu einer verstärkten Anwendung biologischer Verfahren führen. Die Entwicklung eines spezifischen Protokolls zur Registrierung mikrobieller biologischer Kontrollsubstanzen wäre ein weiterer Schritt. **Deswegen empfehlen wir, die Grundlagenforschung im Bereich des biologischen Pflanzenschutzes zu fördern, um Methoden und Kenntnisse weiter zu verbessern. Bis die Industrieforschung die Entwicklung von biologischem Pflanzenschutz ausreichend übernommen hat, sind dabei auch praxisnahe Forschungsprojekte voranzutreiben.**

Resistente Sorten (auch partielle Resistenzen, welche die Schaderregerentwicklung bremsen) sind ein zentraler Bestandteil des integrierten Pflanzenschutzes. Sowohl die klassische als auch die biologi-

¹¹⁵ Noleppa 2016

¹¹⁶ Abuamsha et al. 2011, van Lenteren 2017

¹¹⁷ Koch et al. 2019.

sche und die moderne Pflanzenzüchtung einschließlich CRISPR-Cas und RNAi, helfen, robuste IPS-Programme zu entwickeln. Die Forschung an innovativen Züchtungsmethoden in nachhaltigen Anbausystemen wie das z.B. im IPAS-Programm des BMBF initiiert wurde¹¹⁸, sollte intensiviert werden und gesetzliche Rahmenbedingungen für den Anbau geprüft werden. Weitere Chancen bestehen in der Digitalisierung. Ein Beispiel sind hochauflösende Satellitendaten oder eine sensorspezifische Erfassung von Schaderregern, welche die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln präzisieren können.

6.5 Förderung des Ökolandbaus

Der ökologische Landbau bietet für die Biodiversität eine hohe Qualität von Lebens- und Rückzugsräumen und zahlreiche langjährige Studien in gemäßigten Klimazonen zeigen im Mittel 30 % mehr Arten als in konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen.¹¹⁹

Der Ökolandbau arbeitet im Ackerbau und auf dem Grünland ohne chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel. Daher stellt er auf 94 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche die wirksamste Maßnahme zur Vermeidung von direktem chemischen Pflanzenschutz dar und ersetzt diesen durch vorbeugende Maßnahmen wie weite Fruchtfolgen, mechanische Regulierung, robuste oder resistente Sorten, Arten- und Sortengemische. Gleichzeitig wirken sich auch Düngungstechniken des Ökolandbaus (organische Dünger, Nutzung von Symbiosen) auf die Biodiversität positiv aus. Modellierungen für die Schweiz haben ergeben, dass auf den übrigen sechs Prozent der Fläche, wo Sonderkulturen inklusive Kartoffeln angebaut werden, auch im Ökolandbau der Pflanzenschutz intensiv ist, so dass bei den ausgebrachten Mengen gegenüber der IPS nur etwa 20 Prozent eingespart würden. Bei den PSM, welche im Ökolandbau zugelassen sind, sind vor allem die Wirkstoffe Kupfer und Spinosin (bakterielles Insektizid) für ihre Nebenwirkungen auf die Biodiversität bekannt. Hier besteht der gleiche Forschungsbedarf, wie er bereits im Kapitel 6.5 erwähnt ist.

Der Anteil des ökologischen Landbaus an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche beträgt in Deutschland gegenwärtig jedoch nur 8 %. **Wir empfehlen daher, Rahmenbedingungen zu schaffen, die es begünstigen, um das im NAP verankerte Ziel, den Anteil des ökologischen Landbaus auf 20 % auszudehnen, möglichst schnell zu erreichen.**

6.6 Schaffung von ausreichend Refugien und naturnahen Flächen in der Agrarlandschaft

Aufgrund des anhaltenden Rückganges von naturnahen und von Pflanzenschutzmitteln unbelasteten Habitaten im Agrarland leidet die Biodiversität. Solche Refugien bestehen in Pufferzonen (keine Anwendung von Pflanzenschutzmitteln) und Ausgleichsflächen (keine Anwendung und kein Eintrag von Pflanzenschutzmitteln). Beispiele sind Gewässerrandstreifen, Feldränder, Blühstreifen, Hecken und

¹¹⁸ <https://www.biooekonomie-bw.de/de/fachbeitrag/pm/bmbf-innovative-pflanzenzuechtung-im-anbausystem-ipas/>

¹¹⁹ Mäder et al. 2002, JKI 2016, Tuck et al. 2014, Sanders & Hess 2019

Brachen. Solche Habitats sind wichtige Rückzugsräume und können eine Erholung von Beständen bewirken. Vielfach ist die Qualität der Refugien nicht ausreichend.¹²⁰ Damit sie ihre biodiversitätsbewahrende Funktion erfüllen können, müssen Refugien jedoch von hoher Qualität und in ausreichender Menge vorhanden sein. So sollten Gewässerrandstreifen eine Mindestbreite von 10 Metern haben, ebenso Blühstreifen, welche aus vielen standortgemäßen Pflanzenarten bestehen.¹²¹

Insgesamt sollte der Anteil von naturnahen Flächen am Agrarland und die Struktur- und Pflanzenvielfalt erhöht werden.¹²² In Feldern und Landschaft sollten über die gesamte Vegetationszeit genügend Blüten- und Nahrungsressourcen zur Verfügung stehen. Strukturen durch Feldränder und Hecken sollen erhalten und verbessert werden, u. a. durch das Einrichten von Pufferstreifen im Feld.

Wir empfehlen daher zu prüfen, inwieweit es praktikabel ist, Refugien im Rahmen der Flächennutzung von landwirtschaftlichen Betrieben zu verankern („Anerkennungspflichtige Ausgleichsfläche“¹²³ oder „Biodiversitätsfläche“¹²⁴). Gegebenenfalls sind auch regionalisierte Mindestanteile von Refugialflächen für Agrarlandschaften einschließlich der Flächen in kommunaler Verfügung zu definieren oder diese über ein weiterentwickeltes Greening in der der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) als Ökologische Vorrangflächen (ÖVF) zu schaffen. Die Maßnahmen des Cross Compliance- und des Greenings sollten so gestaltet werden können, dass sie den IPS im Sinne des NAP deutlich verstärken. Dabei sollte der Anteil wenig Biodiversitäts-wirksamer ÖVF-Typen (Zwischenfrüchte/Untersaaten und Leguminosen) von gegenwärtig 50 % zugunsten der dafür hochwirksamen ÖVF-Typen (Blühstreifen und Brachen) reduziert werden.¹²⁵ Solche naturnahen Habitats sollten vor allem auch in Landschaften mit intensiven Produktionsverfahren gezielt geschaffen werden, da sie dort besonders wenig Flächen aufweisen und viel Wirkung entfalten können. Der Anteil der ÖVF am Agrarland von gegenwärtig 5 % sollte erheblich gesteigert werden. Bestehende Flächen sollten dafür durch neugeschaffene ergänzt werden und ÖVF sollten auch im Grünland zur Pflicht werden. Eine weitere Möglichkeit zur Schaffung von Refugien sind Agrarumweltmaßnahmen, die über den Europäischen Landwirtschaftsfonds ELER finanziert werden. Zur erfolgreichen Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen tragen eine genügend hohe Finanzierung dieser im ELER, genügend hohe Förderbeträge und ein geringer administrativer Aufwand bei. Weiter ist eine hohe ökologische Qualität der geförderten Maßnahmen notwendig.

¹²⁰ SRU 2016, BfN 2017

¹²¹ Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2018

¹²² Hötter et al. 2018

¹²³ BfN 2017

¹²⁴ Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina 2018

¹²⁵ BfN 2017

Zusammenfassend empfiehlt der Beirat auf Landschaftsebene eine Vielfalt von Habitaten und Arealgrößen zu ermöglichen. Die gemeinsame EU-Agrarumweltpolitik sollte entsprechend ausgestaltet werden. **Eine Mischung aus unterschiedlichen Landnutzungsformen (extensiv, integriert mit wenig chemischen Pflanzenschutz, ökologisch, artenreiches Grünland, nicht genutzte Flächen und Blühstreifen) in allen Agrarlandschaften ist das Ziel. Dazu sollten alle genannten Instrumente regional angepasst eingesetzt werden.**

7 Danksagung

Die Mitglieder des Beirats danken Frau Dr. Judith Riedel vom Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) für die umfassende Unterstützung bei der Abfassung dieser Stellungnahme.

8 Literatur

- Abuamsha, R., Salman, M., Ehlers, R. U. (2011). Effect of seed priming with *Serratia plymuthica* and *Pseudomonas chlororaphis* to control *Leptosphaeria maculans* in different oilseed rape cultivars. *European Journal of Plant Pathology* 130: 287-295.
- Al Hussein, I. A., Lübke, M., Wetzel, Th. (1990). Nebenwirkungen von Insektiziden auf Kurzflügelkäfer (Col.; Staphylinidae) in Winterweizenfeldern. *Journal of Applied Entomology* 109: 226-232.
- Al Hussein, I. A., Lübke, M., Wetzel, Th. (1991). Zum Einfluß von Insektiziden auf die Aktivitätsdichte der Laufkäfer (Col.; Carabidae) im Winterweizen. *Journal of Applied Entomology* 112: 499-504.
- Alston, D. G., Tepedino, V. J., Bradley, B. A., Toler, T. R., Griswold, T. L., Messinger, S. M. (2007). Effects of the insecticide phosmet on solitary bee foraging and nesting in orchards of Capitol Reef National Park, Utah. *Environmental Entomology* 36(4): 811-816.
- Ashauer, R., Boxall, A. B., Brown, C. D. (2007). Modeling combined effects of pulsed exposure to carbaryl and chlorpyrifos on *Gammarus pulex*. *Environmental Science & Technology* 41: 5535-5541.
- Baier, F., Gruber, E., Hein, T., Bondar-Kunze, E., Ivanković, M., Mentler, A., Brühl, C. A., Spangl, B., Zaller, J. G. (2016). Non-target effects of a glyphosate-based herbicide on Common toad larvae (*Bufo bufo*, Amphibia) and associated algae are altered by temperature. *PeerJ* 4: e2641.
- Baker, N. J., Bancroft, B. A., Garcia, T. S. (2013). A meta-analysis of the effects of pesticides and fertilizers on survival and growth of amphibians. *The Science of the total environment* 449: 150–156.
- Balmer, O., Pfiffner, L., Schied, J., Willareth, M., Leimgruber, A., Luka, H., Traugott, M. (2013). Noncrop flowering plants restore top-down herbivore control in agricultural fields. *Ecology and Evolution* 3: 2634-2646.
- Basedow, Th., Birg, A., Scherney, F. (1976). Auswirkungen von Isektizidbehandlungen auf die epigäischen Raubarthropoden in Getreidefeldern, insbesondere die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). *Entomologica Experimentalis et Applicata* 19: 37-51.
- Basedow, Th., Beckmann, C., Runge, I. (1987). Problematik von Freilandveruchen zur Prüfung der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf epigäische Raubarthropoden. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 94: 260-275.

- Basedow, Th., Borg, A., Scherney, F. (2011). Auswirkungen von Insektizidbehandlungen auf die epigäischen Raubarthropoden in Getreidefeldern, insbesondere die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 19: 37-51.
- Beketov, M. A., Kefford, B. J., Schäfer, R. B., Liess, M. (2013). Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(27): 11039-11043.
- Belloco, M. I., Bendell, J. F., Cadogan, B. L. (1992). Effects of the insecticide *Bacillus thuringiensis* on *Sorex cinereus* (masked shrew) populations, diet, and prey selection in a jack pine plantation in northern Ontario. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 70: 505-510.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18: 182-188.
- Benzler, A., Fuchs, D. Hüning, C. (2015). Methodik und erste Ergebnisse des Monitorings der Landwirtschaftsfläche mit hohem Naturwert in Deutschland. Beleg für aktuelle Biodiversitätsverluste in der Agrarlandschaft. *Natur und Landschaft* 90 (7): 309-316.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (2017). Agrar-Report 2017 – Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft. Bonn. https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/BfN-Agrar-Report_2017.pdf.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313 (5785): 351-354.
- Blacquiere, T., Smaghe, G., Van Gestel, C. A., Mommaerts, V. (2012). Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology* 21 (4): 973-92.
- Blaustein, A.R., Han, B. A., Relyea, R. A., Johnson, P. T. J., Buck, J. C., Gervasi, S. S., Kats, L. B. (2011). The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. In: *Year in Ecology and Conservation Biology* (Hrsg. Ostfeld, R. S., Schlesinger, W. H.) 1223: 108-119.
- BMNT, Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus von Österreich (2013). Pestizide im Grundwasser. Wien. <https://www.bmnt.gv.at/wasser/wasserqualitaet/grundwasser/pestizidegrundwasser.html>
- Boatman, N., Brickle, N., Hart, J., Milsom, T., Morris, A., Murray, A., Murray, K., Robertson, P. (2004).

- Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146 Supplement 2: 131-143.
- Bohan, D. A., Boffey, C. W. H., Brooks, D. R., Clark, S. J., Dewar, A. M., Firbank, L. G., Haughton, A. J., Hawes, C., Heard, M. S., May, M. J., Osborne, J. L., Perry, J. N., Rothery, P., Roy, D. B., Scott, R. J., Squire, G. R., Woiwod, I. P., Champion, G. T. (2005). Effects on weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 272: 463-474.
- Bojková, J., Komprdova, K., Soldán, T., Zahrádková, S. (2012). Species loss of stoneflies (Plecoptera) in the Czech Republic during the 20th century. *Freshwater Biology* 57(12): 2550-2567.
- Bonmatin, J. M., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D., Krupke, C., Liess, M., Long, E., Marzaro, M., Mitchell, E. A. (2015). Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 35-67.
- Brickle, N. W., Harper, D. G. C., Aebischer, N. J., Cockayne, S. H. (2000). Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* 37(5): 742-755.
- Bright, J. A., Morris, A. J., Winspear, R. (2008). A review of indirect effects of pesticides on birds and mitigating land-management practices. *The Royal Society for the Protection of Birds*: 1-66.
- Brooks, D.R., Bate, J.E., Clark, S.J., Monteith, D.T., Andrews, C., Corbett, S. J., Beaumont, D. A., Chapman, J. W. (2012). Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49(5): 1009-1019.
- Brühl, C. A., Neumann, P., Aldershof, S., Bohan, D., Brown, K., Candolfi, M., Geiger, F., Kovalkovičová, N., Kula, C., Nienstedt, K., Pestanudo, S., Roembke, J., Schmidt, T., Topping, C., van Vliet, P. (2012). Recovery. In: ESCORT 3 - Linking non-target arthropod testing and risk assessment with protection goals CRC (Hrsg. Alix, A., Bakker, F., Barrett, K., Brühl, C. A., Coulson, M., Hoy, S., Jansen, J. P., Jepson, P., Lewis, G., Neumann, P., Süßenbach, D., van Vliet, P.). SETAC Press: 41-44.
- Brühl, C. A., Schmidt, T., Pieper, S., Alscher, A. (2013). Terrestrial pesticide exposure of amphibians: an underestimated cause of global decline? *Scientific Reports* 3: 1135.
- Brühl, C. A., Alscher, A., Hahn, M., Berger, G., Bethwell, C., Graef, F., Schmidt, T., Weber, B. (2015). Protection of biodiversity in the risk assessment and risk management of pesticides (plant

protection products & biocides) with a focus on arthropods, soil organisms and amphibians. UBA76, Dessau-Roßlau. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/protection-of-biodiversity-in-the-risk-assessment>.

Der Bundesrat (2017). Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bern. <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/aktionsplan.html>.

Bundesregierung (2013). Nationaler Bericht 2013 nach Art. 12 der Vogelschutzrichtlinie. Übermittlung an die EU-Kommission am 20.12.2013. Berlin. <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-vogelschutzbericht/2013.html>.

Bundesregierung (2016). Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, Neuauflage 2016 - Entwurf. Nachhaltigkeitsstrategie 2016. Berlin. https://www.bundesregierung.de/Content/DE/StatischeSeiten/Breg/Nachhaltigkeit/0-Buehne/2016-05-31-download-nachhaltigkeitsstrategie-entwurf.pdf?__blob=publicationFile&v.

Butchart, S.H., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P., Almond, R. E., Baillie, J. E., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*: 1187512.

Carr, J. A., Gentles, A., Smith, E. E., Goleman, W. L., Urquidi, L. J., Thuett, K., Kendall, R. J., Giesy, J. P., Gross, T. S., Solomon, K. R., van der Kraak, G. (2003). Response of larval *Xenopus laevis* to atrazine: assessment of growth, metamorphosis, and gonadal and laryngeal morphology. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22(2): 396-405.

Chiaia-Hernandez, A. C., Keller, A., Wächter, D., Steinlin, C., Camenzuli, L., Hollender, J., Krauss, M. (2017). Long-term persistence of pesticides and TPs in archived agricultural soil samples and comparison with pesticide application. *Environmental Science and Technology* 51: 10642-10651.

CBD, Convention on Biological Diversity (1992). <https://www.cbd.int/convention/articles/default.shtml?a=cbd-02,%2008.11.2018>.

Decourtye, A., Devillers, J. (2010). Ecotoxicity of neonicotinoid insecticides to bees. In: *Insect nicotinic acetylcholine receptors* (Hrsg. Thany, S. H.). *Advances in experimental medicine and biology* 683: 85-95.

- Desender, K., Turin, H. (1989). Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae). *Biological Conservation* 48(4): 277-294.
- de Snoo, G.R. (1999). Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning* 46: 151-160.
- EASAC, European Academies Science Advisory Council (2015). Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids. EASAC policy report 26. Halle.
https://easac.eu/fileadmin/Reports/Easac_15_ES_web_complete.pdf.
- EEA, European Environmental Agency (2013). The European Grassland Butterfly Indicator: 1990-2011. Technical Report No 11/2013. Copenhagen.
<https://www.eea.europa.eu/publications/the-european-grassland-butterfly-indicator-19902011>.
- EFSA (2016). Peer review of the pesticide risk assessment for the active substance imidacloprid in light of confirmatory data submitted. *EFSA Journal* 14 (11).
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4607>.
- European Parliament 2018 Report on the Unions authorisation procedure for pesticides. (2018/2153(INI)) Group of Chief Scientific Advisers 2018 EU Authorisation processes of plant protection products - from a scientific point of view. European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, Brüssel.
- El Hassani, A. K., Dacher, M., Gary, V., Lambin, M., Gauthier, M., Armengaud, C. (2008). Effects of sublethal doses of acetamiprid and thiamethoxam on the behavior of the honeybee (*Apis mellifera*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54(4): 653-661.
- Ewald, J. A., Aebischer, N. J. (1999). Pesticide use, avian food resources and bird densities in Sussex. Joint Nature Conservation Committee Report No. 296. Peterborough, UK.
- Ewald, J. A., Aebischer, N. J., Brickle, N. W., Moreby, S. J., Potts, G.R., Wakeham-Dawson, A. (2002). Spatial variation in densities of farmland birds in relation to pesticide use and avian food resources. *Avian Landscape Ecology IALE (UK)*: 305-312.
- Feindt, P. H., Bahrs, E., Engels, E., Hamm, U., Herdegen, M., Isselstein, J., Schröder, S., Wolters, V., Backer, G., Brandt, H., Engels, J., Graner, A., Tholen, E., Wagner, S., Wedekind, H., Wolf, H. (2018). Für eine gemeinsame Agrarpolitik die konsequent zum Erhalt der biologischen Vielfalt beiträgt - Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft BMEL. Bonn.

https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Biodiversitaet/StellungnahmeAgrarpolitikErhaltbioVielfalt.pdf?__blob=publicationFile.

- Feltham, H., Park, K., Goulson, D. (2014). Field realistic doses of pesticide imidacloprid reduce bumblebee pollen foraging efficiency. *Ecotoxicology* 23(3): 317-323.
- Ferrario, C., Finizio, A., Villa, S. (2017). Legacy and emerging contaminants in meltwater of three Alpine glaciers. *Science of the Total Environment* 574: 350-357.
- Finck, P., Heinze, S. Raths, U., Riecken, U., Ssymank, A. (2017). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156. Landwirtschaftsverlag Münster, Münster.
- Fine, J. D., Cox-Foster, D. L., Mullin, C. A. (2017). An inert pesticide adjuvant synergizes viral pathogenicity and mortality in honey bee larvae. *Scientific Reports* 7: 40499.
- Finger, R., Böcker, Th., Möhring, N., Dalhaus, T. (2017). Lenkungsabgaben auf Pflanzenschutzmitteln. ETH Zürich Research Collection. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000130876>.
- Firbank, L. G., Heard, M.S., Woiwod, I.P., Hawes, C., Haughton, A. J., Champion, G. T., Scott, R. J., Hill, M. O., Dewar, A. M., Squires, G. R., May, M. J., Brooks, D. R., Bohan, D. A., Daniels, R. E. Osborne, J. L. Roy, D. B., Black, H. I. J., Rothery, P., Perry, J. N. (2003). An introduction to the farm-scale evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Journal of Applied Ecology* 40: 2-16.
- Forster, R. (2009). Bee poisoning caused by insecticidal seed treatment of maize in Germany in 2008. *Julius-Kühn-Archiv* 423: 126-131.
- Gaupp-Berghausen, M., Hofer, M., Rewald, B., Zaller, J. G. (2015). Glyphosate-based herbicides reduce the activity and reproduction of earthworms and lead to increased soil nutrient concentrations. *Scientific Reports* 5: 12886.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11(2): 97-105.
- Géneau, C. E., Wäckers, F. L., Luka, H., Daniel, C., Balmer, O. (2012). Selective flowers to enhance biological control of cabbage pests by parasitoids. *Basic and Applied Ecology* 13: 85-93.
- Gill, R. J., Ramos-Rodriguez, O., Raine, N. E. (2012). Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491 (7422): 105-108.

- Godfray, H. C. J., Blacquière, T., Field, L. M., Hails, R. S., Petrokofsky, G., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J., McLean, A. R. (2014). A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B* 281(1786): 20140558.
- Goodson, W.H., Lowe, L., Carpenter, D.O., Gilbertson, M., Manaf Ali, A., Lopez de Cerain Salsamendi, A., Lasfar, A., Carnero, A., Azqueta, A., Amedei, A. (2015). Assessing the carcinogenic potential of low-dose exposures to chemical mixtures in the environment: the challenge ahead. *Carcinogenesis* 36: 254-296.
- Goulson, D. (2013). An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 50: 977-987.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347 (6229): 1255957.
- Hallmann, C.A., Foppen, R.P., van Turnhout, C.A., de Kroon, H., Jongejans, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511: 341.
- Hallmann, C. A., 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>.
- Hallmann, C. A., Zeegers, T., van Klink, R., Vermeulen, R., van Wielink, P., Spijkers, H., Jongejans, E., (2018). Analysis of insect monitoring data from De Kaaistoep and Drenthe. *Reports Animal Ecology and Physiology 2018-2*. Radboud University, Nijmegen, Nederlande.
- Hart, J. D., Milsom, T. P., Fisher, G., Wilkins, V., Moreby, S. J., Murray A. W. A., Robertson, P. A. (2006). The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology* 43: 81-91.
- Haupt, H., Ludwig, G., Gruttke, H., Binot-Hafke, M., Otto, C., Pauly, A. (2009). *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Band 1: Wirbeltiere*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Hayes, T. B. (2005). Rachel Carson Memorial Lecture: from silent spring to silent night: endocrine disruption, amphibian declines, and environmental justice. *Pesticides News* 70: 12-17.
- Hayes, T. B., Khoury, V., Narayan, A., Nazir, M., Park, A., Brown, T., Adame, L., Chan, E., Buchholz, D., Stueve, T. (2010). Atrazine induces complete feminization and chemical castration in male African clawed frogs (*Xenopus laevis*). *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:

4612-4617.

Henry, M., Beguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J. F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., Decourtye, A. (2012). A Common pesticide decreases foraging success and survival in Honey Bees. *Science* 336(6079): 348-350.

Henry, M., Cerrutti, N., Aupinel, P., Decourtye, A., Gayrard, M., Odoux, J. F., Pissard, A., Ruger, C., Bretagnolle, V. (2015). Reconciling laboratory and field assessments of neonicotinoid toxicity to honeybees. *Proceedings of the Royal Society B* 282 (1819): 20152110.

Höfler, N. (2018). Wir brauchen euch! *Journalistische Recherche*. Stern (28) 24.05.2018.

Hofmann, F., Schlechtriemen, U. (2015). Durchführung einer Bioindikation auf Pflanzenschutzmittelrückstände mittels Luftgüte Rindenmonitoring, Passivsammlern und Vegetationsproben. Fachbeiträge des LUGV. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (LUGV), Potsdam.

Hofmann, F., Schlechtriemen, U. (2017). Biomonitoring der Immissionsbelastung von Glyphosat, Glufosinat und AMPA sowie weiteren PSM-Wirkstoffen mittels Luftgüte-Rindenmonitoring - Ergebnisse Screening 2017. TIEM Integrierte Umweltüberwachung GbR - Ökologiebüro, Bremen.

Hötker, H., Brühl, C., Buhk, C., Oppermann, R. (2018). Biodiversitätsflächen zur Minderung der Umweltauswirkungen von Pflanzenschutzmitteln. Anforderungen an Kompensationsmaßnahmen im Risikomanagement. UBA53, Dessau-Roßlau.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-06-29_texte_53-2018_risikomanagement-kompensationsmassnahmen.pdf.

Hvězdová, M., Kosubová, P., Košíková, M., Scherr, K. E., Šimek, Z., Brodský, L., Šudoma, M., Škulcová, L., Sáňka, M., Svobodová, M., Krkošková, L., Vašíčková, J., Neuwirthová, N., Bielská, L., Hofman, J. (2018). Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. *Science of the Total Environment*: doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.049.

Iwasa, T., Motoyama, N., Ambrose, J. T., Roe, R. M. (2004). Mechanism for the differential toxicity of neonicotinoid insecticides in the honey bee, *Apis mellifera*. *Crop Protection* 23(5): 371-378.

IPBES, Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services (2017).
<https://www.ipbes.net>.

Jahn, T., Hötker, H., Oppermann, R., Bleil, R., Vele, L. (2014). Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. UBA30, Dessau-Roßlau.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/protection-of-biodiversity-of-free-living->

birds.

JKI, Julius Kühn-Institut (2016a). Bericht über Erkenntnisse wissenschaftlicher Untersuchungen über mögliche direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Quedlinburg.

<https://ojs.openagrar.de/index.php/BerichteJKI/issue/view/1399/10>.

JKI, Julius Kühn-Institut (2016b). Datenbank des Panel für Pflanzenschutz Anwendungen (PAPA). Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Kleinmachnow. <https://papa.julius-kuehn.de/?menuid=1&getlang=de>.

Joachimsmeier, I., Pistorius, J., Schenke, D., Kirchner, W. (2012). Guttation and risk for honey bee colonies (*Apis mellifera* L.): use of guttation drops by honey bees after migration of colonies – a field study. Julius-Kühn-Archiv 437, S. 76–79.

Kattwinkel, M., Liess, M. (2014). competition matters: species interactions prolong the long-term effects of pulsed toxicant stress on populations. Environmental Toxicology and Chemistry 33.

Kluser, S., Peduzzi, P. (2007). Global pollinator decline: a literature review. A scientific report about the current situation, recent findings and potential solution to shed light on the global pollinator crisis, UNEP/GRID Europe. Genf.

http://grid.unep.ch/products/3_Reports/Global_pollinator_decline_literature_review_2007.pdf.

Koch, E., Herz, A., Kleespies, R. G., Schmitt, A., Stephan, D., Jehle, J. A. (2019). Statusbericht Biologischer Pflanzenschutz 2018. Julius Kühn-Institut (JKI), Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für Biologischen Pflanzenschutz, Quedlinburg.

Köhler, H. R., Triebkorn, R. (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond? Science 341: 759-765.

Koning, L.A., de Mol, F., Gerowitt, B. (2019). Effects of management by glyphosate or tillage on the weed vegetation in a field experiment. Soil and Tillage Research 186: 79-86.

Kortenkamp, A. (2014). Low dose mixture effects of endocrine disrupters and their implications for regulatory thresholds in chemical risk assessment. Current opinion in pharmacology 19: 105-111.

Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijał, J., Król, W., Solarz, W., Płonka, P. (2007). The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. Oryx 41(1): 79-88.

Kreuter, T. (1998). Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae)

als Indikatoren der Qualität eines Acker-Ökosystems. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 357: 188-189.

Kreuter, T. (2002). Laufkäfer als agrarökologische Indikatoren für Bewirtschaftungs- und Gestaltungskonzepte auf trockenen Lößstandorten (sechsjährige Untersuchungen im Ökohof Seeben). Dissertation, Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität, Halle Wittenberg.

Kühne, S., Roßberg, D., Röhrig, P., von Mering, F., Weihrauch, F., Kanthak, S., Kienzle, J., Patzwahl, W., Reiners, E. (2016). Status Quo der Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel in der deutschen Landwirtschaft und dem Gartenbau. *Journal für Kulturpflanzen* 68(7): 189-196, DOI: 10.5073/JFK.2016.07.01.

Laetz, C. A., Baldwin, D. H., Collier, T. K., Hebert, V., Stark, J. D., Scholz, N. L. (2009). The synergistic toxicity of pesticide mixtures: implications for risk assessment and the conservation of endangered Pacific salmon. *Environmental health perspectives* 117: 348.

Lambert, M. R., Giller, G. S. J., Barber, L. B., Fitzgerald, K. C., Skelly, D. K. (2015). Suburbanization, estrogen contamination, and sex ratio in wild amphibian populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 11881-11886.

LAWA, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2015). Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit. Pflanzenschutzmittel. Berichtszeitraum 2009 bis 2012. Kulturbuch-Verlag, Berlin.

Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-Jolain, N. (2017). Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature Plants* 3: 17008.

Lee, J. C., Menalled, F. B., Landis, D. A. (2001). Refuge habitats modify impact of insecticide disturbance on carabid beetle communities. *Journal of Applied Ecology* 38(2): 472-483.

Lenhardt, P. P., Brühl, C. A., Berger, G. (2015). Temporal coincidence of adult amphibians and pesticide applications on arable fields during spring migration. *Basic and Applied Ecology* 16(1): 54-63.

Liess, M., Schulz, R., Liess, H. D., Rother, B., Kreuzig, R. (1999). Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research* 33: 239-247.

Liess, M., von der Ohe, P. C. (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(4): 954-965.

Liess, M., Foit, K., Becker, A., Hassold, E., Dolciotti, I., Kattwinkel, M., Duquesne, S. (2013). Culmination of low-dose pesticide effects. *Environmental Science & Technology* 47(15):

8862–8868.

- Liess, M., Foit, K., Knillmann, S., Schäfer, R. B., Liess, H. D. (2016). Predicting the synergy of multiple stress effects. *Scientific Reports* 6: 32965.
- Lübke-Al-Hussein, M., Wetzels, Th. (1993). Nebenwirkungen der Fungizide Afugan, Desmel, Desgan und des Insektizids Decis auf räuberische Käfer (Carabidae, Staphylinidae) in Wintergerste. *Beiträge zur Entomologie* 43: 129-140.
- Lübke-Al-Hussein, M.; Wetzels, Th. (1994). Vergleichende Betrachtung des Vorkommens epigäischer Raubarthropoden, insbesondere der Laufkäfer (Col., Carabidae, in Geteidefeldern und angrenzenden Feldrainen. *Julius-Kühn-Archiv* 88: 32-39.
- Lübke-Al Hussein, M. (1995). Laufkäfer- und Kurzflüglergemeinschaften unter dem Einfluss abgestufter Pflanzenschutzmittelanwendungen im Verlauf einer Fruchtfolgerotation und im Vergleich zu einem Feldrain. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 10: 557-560.
- Lübke-Al Hussein, M.; Al Hussein, I. A. (1999). Auswirkungen der Bewirtschaftungsumstellung von konventionell-intensiver auf ökologisch-extensive Landbewirtschaftung und landschaftsräumlicher Neuordnung auf Kurzflüglerzönosen (Coleoptera: Staphylinidae) im Gebiet des „Ökohofes Seeben“ in Halle(S.). *Archiv für Phytopathologie und Pflanzenschutz* 32: 395-428.
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A., Kuperan, K. V. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics* 52:527-542
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. M. and Niggli, U. (2002). Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296(5573): 1694-1697.
- Maes, D., van Dyck, H. (2001). Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation* 99(3): 263-276.
- Malaj, E., Peter, C., Grote, M., Kühne, R., Mondy, C.P., Usseglio-Polatera, P., Brack, W., Schäfer, R. B. (2014). Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 9549-9554.
- Mann, R. M., Hyne, R. V., Choung, C. B., Wilson, S. P. (2009). Amphibians and agricultural chemicals: review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution* 157(11): 2903-2927.
- Marshall, J., Brown, V., Boatman, N., Lutman, P., Squire, G. (2001). The impact of herbicides on weed abundance and biodiversity. A report for the UK pesticides safety directorate - PN0940: 147.

British Health and Safety Executive, Chemicals Regulation Directorate Pesticides. Now: Health and Safety Executive (HSE), Bootle, UK.

http://www.hse.gov.uk/pesticides/resources/R/Research_PN0940.pdf.

- Marwitz, A., Ladewig, E., Märländer, B. (2011). Impact of herbicide strategies on earthworm population and soil fauna activity in sugarbeet as affected by soil tillage and site characteristics. *Sugar Industry* 136(1): 41-52.
- Marwitz, A., Ladewig, E., Märländer, B. (2014). Response of soil biological activity to common herbicide strategies in sugar beet cultivation. *European Journal of Agronomy* 54: 97-106.
- Maxim, L., van der Sluijs, J. (2013). Seed-dressing systemic insecticides and honeybees. In: EEA European Environment Agency (Hrsg.): Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation. EEA Copenhagen. EEA Report 1/2013:369-406.
- Meemken, E-M., Qaim, M. (2018) [Organic Agriculture, Food Security, and the Environment](#). Annual Review of Resource Economics 2018 10(1): 39-63.
- Meissle, M., Riedel, J., Balog, A., Bereś, P., Grabowski, M., Bohan, D. A., Pons, X., Romeis, J. (2016). Arthropod communities in European arable crops – a database. *IOBC-WPRS Bulletin* 114: 31-35.
- Meyer, S., Wesche, K., Krause, B., Brütting, C., Hensen, I. und Leuschner, C. (2014). Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89: 392-398.
- Möckel, S., Gawel, E., Bretschneider, W., Kästner, M., Liess, M., Knillmann, S. (2015). Eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel für Deutschland. *Natur und Recht* 37: 669-677.
- Moreby, S.J. & Sotherton, N.W. (1997). A comparison of some important chick-food insect groups found in organic and conventionally grown winter wheat fields in southern England. *Entomological Research in Organic Agriculture* 1997: 51-60.
- Morris, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Kyrkos, A., Buckingham, D. L., Evans, A. E. (2001). Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biological Conservation* 101: 197-210.
- Morris, A. J., Wilson, J. D., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B. (2005). Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 106: 1-16.
- Motta, E.V., Raymann, K., Moran, N.A. (2018). Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 10305-10310.

- Münze, R., Hannemann, C., Orlinskiy, P., Gunold, R., Paschke, A., Foit, K., Becker, J., Kaske, O., Paulsson, E., Peterson, M. (2017). Pesticides from wastewater treatment plant effluents affect invertebrate communities. *Science of the Total Environment* 599: 387-399.
- Mußhoff, O. (2017). Bewertung einer Steuer auf Pflanzenschutzmittel aus betriebs- und volkswirtschaftlicher Perspektive. *HFFA Research Papers* 6: 1-127.
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, Union der deutschen Akademien der Wissenschaften (2018). Artenrückgang in der Agrarlandschaft: Was wissen wir und was können wir tun? Halle (Saale). <https://www.acatech.de/Publikation/artenrueckgang-in-der-agrarlandschaft/>.
- Niehoff, B., Kueneke, U., Klein, J., Poehling, H. M. (1994). Impact of different rates of lambda-cyhalothrin on spiders and staphylinids in winter wheat. *Mededelingen Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen* 59 (2A): 335-345.
- Nieto, A., Alexander, K. N. A. (2010). European Red List of Saproxyllic Beetles. Publications office of the European Union, Luxemburg (Stadt), Luxemburg.
- Nicholls, C.I., Altieri, M. A. (2013). Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33: 257-274.
- Niggli, U., Schmidt, J., Watson, C., Kriipsalu, M., Shanskiy, M., Barberi, P., Kowalska, J., Schmitt, A., Daniel, C., Wenthe, U., Conder, M., Wohlfahrt, J., Schild, M., Dierauer, H-U., Krauss, M., Moeskops, B., Padel, S., Micheloni, C., Constanzo, A., Thonar, C., Wilbois, K. (2016). Organic Knowledge Network Arable - D.3.1 State-of-the-art research results and best practices. <http://orgprints.org/30506/>.
- Noleppa, S. (2016). Pflanzenschutz in Deutschland. Auswirkungen von Pflanzenschutzstrategien der konventionellen und ökologischen Landbewirtschaftung auf die regionale und globale Artenvielfalt. *HFFA Research Papers* 1: 1-96.
- Oerke, E. C., Dehne, H. W. (2004). Safeguarding production—losses in major crops and the role of crop protection. *Crop protection* 23: 275-285.
- Ockleford, C., Adriaanse, P., Berny, P., Brock, T., Duquesne, S., Grilli, S., Hernandez-Jerez, A.F., Bennekou, S.H., Klein, M., Kuhl, T. (2018). Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *EFSA Journal* 16(2): 5125.
- Parfitt, R. L., Yeates, G. W., Ross, D. J., Schon, N. L., Mackay, A. D., Wardle, D. A. (2010). Effect of fertilizer, herbicide and grazing management of pastures on plant and soil communities. *Applied Soil Ecology* 45: 175-186.

- Peigné, J., Casagrande, M., Payet, V., David, C., Sans, FX, Blanco-Moreno, J., Cooper, J., Gascoyne, K., Antichi, D., Bàrberi, P., Bigongiali, F., Surböck, A., Kranzler, A., Beeckman, A., Willekens, K., Luik, A., Matt, D., Grosse, M., Heß, J., Clerc, M., Dierauer, HU. and Mäder, P., 2016: How organic farmers practice conservation agriculture in Europe. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 31(1)L: 72-85.
- Pfiffner, L., Luka, H., Schlatter, C., Juen, A., Traugott, M. (2009). Impact of wildflower strips on biological control of cabbage lepidopterans. *Agriculture, ecosystems & environment* 129: 310-314.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344(6187): 1246752.
- Pisa, L. W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J. M., Downs, C. A., Goulson, D., Kreuzweiser, D. P., Krupke, C., Liess, M., McField, M. (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environ. Environmental Science and Pollution Research* 22: 68-102.
- Popp, J., Peté, K. Nagy, J. (2013). Pesticide productivity and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33: 243-255.
- Poehling, H. M., Dehne, H. W. (1984). Untersuchungen zum Auftreten von Getreideblattläusen an Winterweizen unter praktischen Anbaubedingungen. II. Einfluß von Insektizidbehandlungen auf Blattlauspopulation und Nutzarthropoden. *Mededelingen van de Faculteit van de Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 49: 1131-1145.
- Poehling, H. M., Dehne, H. W., Spick, P. (1985). Untersuchungen zur Bedeutung von Carabiden und Staphyliniden als Blattlausantagonisten in Winterweizen und deren Beeinträchtigung durch insektizide Wirkstoffe. *Mededelingen van de Faculteit van de Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 50: 519-530.
- Poehling, H. M. (1986). Direkte und indirekte Nebenwirkungen der Bekämpfung von Getreideblattläusen in Winterweizenbeständen. *Entomologische Tagung Wuppertal 1986, Kurzfassungen: 88. Wuppertal.*
- Poehling, H. M., Dehne, H. W. (1986). Mehrjährige Untersuchungen zur Bekämpfung von Getreideblattläusen in Winterweizen unter besonderer Berücksichtigung direkter und indirekter Nebenwirkungen auf Nutzarthropoden. *Mededelingen van de Faculteit van de Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 51: 1131-1145.

- Poehling, H. M., Vidal, S., Ulber, B. (1994). Genug Nützlinge auf Großflächen – Wunsch oder Wirklichkeit? Pflanzenschutz-Praxis 3: 34-37.
- Rands, M. R. W. (1985). Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. *Journal of Applied Ecology* 22(1): 49-54.
- Rands, M. R. W. and Sotherton, N. (1986). Pesticide use on cereal crops and changes in the abundance of butterflies on arable farmland in England. *Biological Conservation* 36: 71-82.
- Riepert, F., Baier, B., Felgentreu, D., Strumpf, Th. (2012). Earthworm cenoses used as indicators of soil fertility applied to sites of viticulture. *Julius-Kühn-Archiv* 436: 37-42.
- Robinson, C., Clausing, P., Cavoski, A., Roger, A., Bernard, A., Whaley, P. A., Mesnage, R., Portier, C. J., Millstone, E., Demeneix, B., Belpoggi, F., Antoniou, M., Burtscher, H., Stamatii, P. N., Cingotti, N., Perroud, S., Pigeon, M., Holland, N., Veillerette, F., Santos, T., Apoteker, A., Muilerman, H., Dermine, M., Lysimachou, A. (2018). Ensuring a higher level of protection from pesticides in Europe: The problems with current pesticide risk assessment procedures in the EU-and proposed solutions. A white paper. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2543743>.
- Roß, C., Nause, N., Stockfisch, N. (2018). Bodenschutz und reduzierter Herbizideinsatz. *dzz* 54(4): 30-31, 2018.
- Rosenkranz, P., Ohe, W. von der, Moritz, R. F. A., Genersch, E., Büchler, R., Berg, S., Otten, C. (2014). Deutsches Bienenmonitoring – „DeBiMo“. Schlussbericht. Hohenheim. <https://www.uni-hohenheim.de/fileadmin/einrichtungen/bienenmonitoring/Dokumente/DEBIMO-Bericht-2011-2013.pdf>.
- Rundlöf, M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederstrom, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J., Smith, H. G. (2015). Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521(7550): 77-U162.
- Russo, R., Becker, J. M., Liess, M. (2018). Sequential exposure to low levels of pesticides and temperature stress increase toxicological sensitivity of crustaceans. *Science of the Total Environment* 610: 563-569.
- Sánchez-Bayo, F. Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27.
- Sánchez-Moreno, S., Castro, J., Alonso-Prados, E., Alonso-Prados, J. L.; García-Baudín, J. M., Talavera, M., Durán-Zuazo, V. H. (2014). Tillage and herbicide decrease soil biodiversity in olive orchards. *Agronomy for Sustainable Development* 35: doi 10.1007/s13593-014-0266-x.
- Sanders, J., Heß, J. (2019). Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft (65):

- 364 (Hrsg. Sanders, J., Heß, J.). Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Savary, S., Willocquet, L., Pethybridge, S. J., Esker, P., McRoberts, N., Nelson, A. (2019). The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nature ecology & evolution*:1. doi: 10.1038/s41559-018-0793-y.
- Seefeld, F. (2006). Chemical detection of damage to honeybees caused by pesticides. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 58: 59-66.
- Schäffer, A., Amelung, W., Hollert, H., Kaestner, M., Kandeler, E., Kruse, J., Miltner, A., Ottermanns, R., Pagel, H., Peth, S. (2016). The impact of chemical pollution on the resilience of soils under multiple stresses: a conceptual framework for future research. *Science of the Total Environment* 568: 1076-1085.
- Schäffer, A., Filser, J., Frische, T., Gessner, M., Köck, W., Karatz, W., Liess, M., Nuppenau E-A., Ross-Nickoll, M., Schäfer, R., Scheringer, M. (2018). Der stumme Frühling – Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes. *Diskussion Nr. 16. Nationale Akademie der Wissenschaften – Leopoldina, Halle (Saale)*.
- Scholz-Starke, B., Beylich, A., Moser, T., Nikolakis, A., Rumpler, N., Schäffer, A., Theissen, B., Toschki, A., Ross-Nickoll, M. (2013). The response of soil organism communities to the application of the insecticide lindane in terrestrial model ecosystems. *Ecotoxicology* 22: 339-362.
- Schreiner, V.C., Szocs, E., Bhowmik, A.K., Vijver, M.G., Schafer, R.B. (2016). Pesticide mixtures in streams of several European countries and the USA. *Science of the Total Environment* 573: 680-689.
- Schumacher, K., Freier, B. (2008). Who benefits from low-input pesticide use within the tritrophic system: crop-aphis-predator? *IOBC-WPRS Bulletin* 35: 10-17.
- Schütte, G., Eckerstorfer, M., Rastelli, V., Reichenbecher, W., Restrepo-Vassalli, S., Ruohonen-Lehto, M., Saucy, A.-G.W., Mertens, M. (2017). Herbicide resistance and biodiversity: agronomic and environmental aspects of genetically modified herbicide-resistant plants. *Environmental Sciences Europe* 29 : 5.
- Silva, V., Mol, H. G., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C. J., Geissen, V. (2019). Pesticide residues in European agricultural soils – a hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment* 653:1532-1545.
- Solomon, K., Thompson, D. (2003). Ecological risk assessment for aquatic organisms from over-water uses of glyphosate. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 6(3): 289-324.
- Sparling, D., Fellers, G. (2007). Comparative toxicity of chlorpyrifos, diazinon, malathion and their

- oxon derivatives to larval *Rana boylei*. Environmental Pollution 147: 535-539.
- SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen (2016). Umweltgutachten 2016 - Impulse für eine integrative Umweltpolitik. Berlin.
https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/01_Umweltgutachten/2016_Umweltgutachten_HD.pdf?__blob=publicationFile.
- SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen und WBBGR, Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018). Für einen flächenwirksamen Insektenschutz. Stellungnahme. Berlin.
https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2016_2020/2018_10_AS_Insektenschutz.pdf?__blob=publicationFile&v=17.
- Stanley, D. A., Smith, K. E., Raine, N. E. (2015). Bumblebee learning and memory is impaired by chronic exposure to a neonicotinoid pesticide. Scientific Reports 5: 10.
- Stehle, S., Knabel, A., Schulz, R. (2013). Probabilistic risk assessment of insecticide concentrations in agricultural surface waters: a critical appraisal. Environmental Monitoring and Assessment 185: 6295-6310.
- Stehle, S., Schulz, R. (2015a). Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 112: 5750-5755.
- Stehle, S., Schulz, R. (2015b). Pesticide authorization in the EU - environment unprotected? Environmental Science and Pollution Research 22(24): 19632-19647.
- Straub, L., Villamar-Bouza, L., Bruckner, S., Chantawannakul, P., Gauthier, L., Khongphinitbunjong, K., Retschnig, G., Troxler, A., Vidondo, B., Neumann, P. (2016). Neonicotinoid insecticides can serve as inadvertent insect contraceptives. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 283: 20160506.
- Squire, G. R., Brooks, D. R., Bohan, D. A., Champion, G. T., Daniels, R. E., Houghton, A. J., Hawes, C., Heard, M. S., Hill, M. O., May, M. J., Osborne, J. L., Perry, J. N., Roy, D. B., Woiwod, I. P., Firbank, L. G. (2003). On the rationale and interpretation of the farm scale evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences (358): 1779-1799.
- Squire, G. R., Hawes, C., Begg, G. S., Young, M. W. (2009). Cumulative impact of GM herbicide-tolerant cropping on arable plants assessed through species-based and functional taxonomies. Environmental Science and Pollution Research (16): 85-94.

- Tsiafouli, M., Thébault, E., Sgardelis, S., Ruiter, P. H., van Der Putten, W., Birkhofer, K., Hemerik, L. T., De Vries, F. D., Bardgett, R., Brady, M., Bjørnlund, L., Jørgensen, H., Christensen, S., D'Hertefeldt, T., Hotes, S., Hol, G., Frouz, J., Liiri, M., Mortimer, S., Hedlund, K. (2015). Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* 21 (2): 973-985.
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. A., Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51(3): 746-755.
- Ulbig, E., Hertel, R. F., Böhl G. F. (2010). Kommunikation von Risiko und Gefährdungspotenzial aus Sicht verschiedener Stakeholder. Abschlussbericht. ISBN: 3-938163-56-9, ISSN: 1614-3795, BfR-Wissenschaft 01/2010: 26-27.
- UNEP, United Nations Environment Programme (2018). Convention on Biological Diversity, COP 14, Sharm El-Sheikh, Ägypten. <https://www.cbd.int/conferences/2018/cop-14/documents>.
- Vandenberg, L. N., Colborn, T., Hayes, T. B., Heindel, J. J., Jacobs Jr, D. R., Lee, D-H., Shioda, T., Soto, A. M., vom Saal, F. S., Welshons, W. V. (2012). Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocrine reviews* 33: 378-455.
- van der Geest, B. (2012). Bee poisoning incidents in the Pomurje region of Eastern Slovenia in 2011. *Julius-Kühn-Archiv* 437: 124.
- van Hoesel, W., Tiefenbacher, A., König, N., Dorn, V. M., Hagenuth, J. F., Prah, U., Widhalm, T., Wiklicky, V., Koller, R., Bonkowski, M. (2017). Single and combined effects of pesticide seed dressings and herbicides on earthworms, soil microorganisms, and litter decomposition. *Frontiers in plant science* 8: 215.
- van Lenteren, J. C., Bolckmans, K., Köhl, J., Ravensberg, W. J., Urbaneja, A. (2017). Biological control using invertebrates and microorganisms: plenty of new opportunities. *BioControl* 63: 39-59.
- van Swaay, C., Warren, M., Loïs, G. (2006). Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* 10(2): 189-209.
- van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., Munguira, M.L., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M. (2010). European red list of butterflies. Publications office of the European Union, Brüssel.
http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/downloads/European_butterflies.pdf.

- Vickery, J. A., Feber, R. E., Fuller, R. J. (2009). Arable field margins managed for biodiversity conservation: a review of food resource provision for farmland birds." *Agriculture Ecosystems & Environment* 133(1-2): 1-13.
- Volkmar, C., Wetzel, Th., Lübke-Al Hussein, M., Jany, D., Richter, L. (1999). Mehrjährige Untersuchungen zur epigäischen Fauna in zwei Fruchtfolgerotationen mit unterschiedlichen Pflanzenschutzintensitäten. *Archiv für Phytopathologie und Pflanzenschutz* 32: 365-394.
- Wahl, J., R. Dröschmeister, B. Gerlach, C. Grüneberg, T. Langgemach, S. Trautmann & C. Sudfeldt (2015): *Vögel in Deutschland – 2014*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. Weber, G., Franzen, J., Büchs, W. (1997). Beneficial Diptera in field crops with different inputs of pesticides and fertilizers. *Biological Agriculture and Horticulture* 15: 109-122.
- Weber, G., Franzen, J., Büchs, W. (1997). Beneficial diptera in field crops with different inputs of pesticides and fertilizers. *Biological Agriculture & Horticulture* 15(1-4): 109-122.
- Welling, M., Bathon, H., Langenbruch, G. A., Klingauf, F. (1994). Auswirkungen von Feldrainen und Ackerschonstreifen auf Laufkäfer (Carabidae) und Bodenspinnen (Araneae). DFG-Forschungsbericht Integrierte Pflanzenproduktion II: 93-108.
- Wetzel, Th. (2004). *Integrierter Pflanzenschutz und Agrarökosysteme*, 2., überarb. und erw. Auflage. STZ *Integrierter Pflanzenschutz und Ökosysteme*, Pausa (Vogtland).
- White, P. J., Kerr, J. T. (2007). Human impacts on environment– diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. *Global Ecology and Biogeography* 16(3): 290-299.
- Whitehorn, P. R., O'Connor, S., Wackers, F. L., Goulson, D. (2012). Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science* 336 (6079): 351-352.
- Wick, M., Freier, B. (2000). Long-term effects of an insecticide application on non-target arthropods in winter wheat – a field study over 2 seasons. *Anzeiger für Schädlingskunde* 73: 61-69.
- Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C., Bradbury, R. B. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems & Environment* 75(1-2): 13-30.
- Wirtz, I.P., Hauer-Jákli, M., Schenke, D., Ladewig, E., Märländer, B., Heimbach, U., Pistorius, J. (2018). Investigations on neonicotinoids in guttation fluid of seed treated sugar beet: Frequency, residue levels and discussion of the potential risk to honey bees. *Crop Protection* 105: 28-34.
- Zaller, J. G., Heigl, F., Ruess, L., Grabmaier, A. (2014). Glyphosate herbicide affects belowground

interactions between earthworms and symbiotic mycorrhizal fungi in a model ecosystem. *Scientific Reports* 4: 5634.

Zubrod, J. P., Englert, D., Feckler, A., Koksharova, N., Kanschak, M., Bundschuh, R., Schnetzer, N., Englert, K., Schulz, R., Bundschuh, M. (2015a). Does the current fungicide risk assessment provide sufficient protection for key drivers in aquatic ecosystem functioning? *Environmental Science & Technology* 49 (2): 1173-1181.

Zubrod, J. P., Feckler, A., Englert, D., Koksharova, N., Rosenfeldt, R. R., Seitz, F., Schulz, R., Bundschuh, M. (2015b). Inorganic fungicides as routinely applied in organic and conventional agriculture can increase palatability but reduce microbial decomposition of leaf litter. *Journal of Applied Ecology* 52(2): 310-322.