

HFFA Research GmbH

## **Pflanzenschutz in Deutschland und Biodiversität**

Auswirkungen von Pflanzenschutz-  
strategien der konventionellen und  
ökologischen Landwirtschaft auf  
die regionale und globale Artenvielfalt

Korrespondierender Autor: Steffen Noleppa





# **Pflanzenschutz in Deutschland und Biodiversität**

## **Auswirkungen von Pflanzenschutzstrategien der konventionellen und ökologischen Landbewirtschaftung auf die regionale und globale Artenvielfalt**

HFFA Research GmbH

(Korrespondierender Autor: Dr. Steffen Noleppa)

### **Inhalt**

Abbildungen.....	iii
Abkürzungen.....	iv
Zusammenfassung.....	v
1 Einführende Bemerkungen: Problemstellung und Zielsetzung.....	1
2 Erträge im ökologischen und konventionellen Landbau.....	4
3 Regionale Biodiversitätseffekte des konventionellen und ökologischen Landbaus .....	8
4 Globale Biodiversitätseffekte des konventionellen und ökologischen Landbaus .....	22
5 Einordnung der Studienergebnisse in die aktuelle Wissenschaftsdebatte .....	31
6 Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlung.....	35
Verwendete Literatur .....	38

## **Danksagung**

Diese Studie wurde durch den Industrieverband Agrar (IVA) initiiert. Besonderer Dank gilt Herrn Martin May und der Steuerungsgruppe „Biodiversität“ des IVA für zielführende und offene Diskussionen sowie wertvolle Hinweise während der Bearbeitung des Projekts. Die Ergebnisse und getroffenen Aussagen dieser Studie obliegen allein der Verantwortung des Autors.

## Abbildungen

Abbildung 2.1:	Ertragsniveau des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau in Deutschland (in Prozent, konventioneller Landbau = 100) .....	5
Abbildung 2.2:	Mehrertrag des konventionellen Ackerbaus in Deutschland im Vergleich zum ökologischen Ackerbau (in Prozent) .....	6
Abbildung 3.1:	Verbleibende Artenvielfalt bei Nutzung von Flächen im ökologischen bzw. konventionellen Landbau (1,0 = 100 Prozent) .....	15
Abbildung 3.2:	Verlust an Artenvielfalt je Flächeneinheit bzw. je Ertragseinheit durch ökologischen und konventionellen Landbau in Deutschland (Index, konventioneller Landbau = 100) .....	19
Abbildung 3.3:	Biodiversitätsverlust-Intensität je Ertragseinheit im ökologischen und konventionellen Landbau in Deutschland (Indexwerte) .....	20
Abbildung 4.1:	Durch Außenhandel zu ersetzende Produktionseinbußen bei einer teilweisen oder kompletten Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland (in Mio. t) .....	23
Abbildung 4.2:	Zusätzlicher Flächenanspruch im Ausland bei einer teilweisen oder kompletten Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland, nach Ackerkulturen (in Mio. ha) .....	27
Abbildung 4.3:	Zusätzliche Flächeninanspruchnahme im Ausland bei einer teilweisen oder kompletten Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland, nach Regionen (in Mio. ha) .....	28
Abbildung 4.4:	Globale Biodiversitätsverluste bei einer teilweisen oder kompletten Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland (in Mio. Indexpunkten) .....	29

## Abkürzungen

BMEL	–	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BÖLW	–	Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft
BVI	–	Biodiversitätsverlust-Intensität
BVL	–	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
CBD	–	Convention on Biological Diversity
DEFRA	–	Department for Environment, Food and Rural Affairs
DLG	–	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
EASAC	–	European Academies Scientific Advisory Council
EU	–	Europäische Union
FAO	–	Food and Agriculture Organization
GEF-BIO	–	Global Environment Facility Benefits Index of Biodiversity
IUCN	–	International Union for Conservation of Nature
IVA	–	Industrieverband Agrar
LEL	–	Landesanstalt für die Entwicklung der Landwirtschaft und des ländlichen Raums
LfL	–	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
MSA	–	Mean Species Abundance
NBI	–	National Biodiversity Index
OBT	–	Observação da Terra
PDF	–	Potentially Disappeared Fraction
SITC	–	Standard International Trade Classification
THG	–	Treibhausgas(e)
TI	–	Thünen-Institut
UNEP	–	United Nations Environmental Programme

## Zusammenfassung

Das Ziel dieser Studie besteht darin, die aktuellen Ertragsunterschiede zwischen dem ökologischen Landbau auf der einen Seite und dem konventionellen Ackerbau auf der anderen Seite für Deutschland zu beziffern und auf dieser Basis abzuleiten, welche Auswirkungen aus diesen Bewirtschaftungsformen, denen auch immer bestimmte Pflanzenschutzstrategien zugrunde liegen, für die Artenvielfalt in Deutschland und die globale Biodiversität resultieren.

Im gewogenen Mittel aller Hauptackerkulturen zeigt sich, dass im ökologischen Landbau Deutschlands 51 Prozent geringere Erträge als in der konventionellen Landbewirtschaftung erzielt werden. Der Abstand ist über die Zeit sogar angewachsen, und er ist besonders groß in spezialisierten Marktfruchtbetrieben. Diese Ergebnisse zu den Flächenerträgen in vergleichbaren konventionellen bzw. ökologischen Betrieben Deutschlands halten einer wissenschaftlichen Bestandsaufnahme stand, denn sie werden von zahlreichen anderen Forschern bestätigt.

Die Auswirkungen der beiden unterschiedlichen Landbaumethoden und der sie charakterisierenden Ertragsunterschiede auf die Biodiversität zu bemessen stellt eine besondere Herausforderung dar, denn es gibt in der Wissenschaft keinen Standard der Quantifizierung von Biodiversität. Vielmehr erlaubt der Stand des Wissens lediglich, besondere Ausprägungen von Artenvielfalt zu betonen. Für die Bemessung dieser Artenvielfalt gibt es viele Indikatoren. Für die Untersuchung des ökologischen vs. konventionellen Landbaus in Deutschland konnten insgesamt acht dieser Indikatoren, die einen solchen Vergleich erlauben, identifiziert werden.

Im Ergebnis zeigt sich, dass die Indikatoren dem ökologischen Landbau oftmals Vorteile in Bezug auf die verbleibende Artenvielfalt von Ackerflächen einräumen. Jedoch zeigen die Indikatoren in ihrer Gesamtheit auch, dass bereits der ökologische Landbau einen außerordentlich gravierenden menschlichen Eingriff in natürliche Ökosysteme darstellt und Artenvielfalt in erheblichem Maß abhanden kommen lässt. Der konventionelle Landbau steuert dann nur noch wenig zusätzlichen Verlust bei. Konkret beträgt den Berechnungen zufolge der Rückgang von Artenvielfalt in Deutschland auf den Agrarflächen im Durchschnitt für den ökologischen Landbau 67 Prozent und 86 Prozent auf denen des konventionellen Landbaus.

Vor diesem Hintergrund ist einerseits zu konstatieren, dass der ökologische Landbau oftmals weniger Druck auf die Artenvielfalt in der bewirtschafteten Fläche ausübt als der konventionelle Landbau. Die Perspektive ändert sich andererseits, wenn das alleinige Ziel Artenschutz um eine zweite Zielsetzung – Sicherstellung der Versorgung mit landwirtschaftlichen Produkten – erweitert wird. Der deutliche Ertragsvorsprung des konventionellen Landbaus gegenüber dem ökologischen

Landbau in Deutschland führt dann dazu, dass je Ertragseinheit deutlich weniger Artenvielfalt mit konventionellen Bewirtschaftungsmethoden verloren geht als bei Einsatz der ökologischen Alternativen. Im Durchschnitt aller Hauptackerkulturen und genutzten wissenschaftlichen Indikatoren für Artenvielfalt ist der Verlust im ökologischen Landbau um ca. 55 Prozent höher als beim Einsatz moderner, produktivitätssteigernder Technologien im Ackerbau.

Die Ergebnisse bestätigen damit, dass zunächst ggf. vorhandene Vorteile des ökologischen Landbaus auf der bewirtschafteten Fläche bei einer Effizienzbetrachtung nicht mehr offensichtlich sind. Sie können sogar komplett verloren gehen und zu einem Nachteil werden. Das gilt zumal bei einer Erweiterung der nationalen Perspektive um eine globale Sichtweise. Überwälzungseffekte auf den internationalen Agrarmärkten führen bei Produktionseinbußen, z.B. durch eine vermehrte Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland, zu einer Ausweitung der Erzeugung und ackerbaulichen Nutzung von Land bei unseren Handelspartnern. Jedoch befinden sich die meisten dieser Länder in Regionen dieser Welt, die ein höheres Biodiversitätsniveau als Deutschland aufweisen. D.h. ggf. kleine Gewinne an Artenvielfalt bei einer Umstellung auf den ökologischen Landbau hierzulande werden durch deutlich höhere Verluste an Artenvielfalt nach Kultivierung neuer Agrarflächen andernorts erkaufte.

Global würden bei Produktionseinbußen in Deutschland durch eine teilweise (20 Prozent) bzw. vollständige (100 Prozent) Umstellung vom konventionellen auf den ökologischen Landbau Ackerflächen in einer Größenordnung von ca. 815 000 ha bzw. etwa 6,5 Mio. ha benötigt, die aktuell noch ungenutzt mannigfaltig Biodiversität, d.h. Arten speichern. Folglich gilt es, diese globale Perspektive zu beachten, wenn Entscheidungen zur Wahrung und Verbesserung des Artenschutzes bzw. der Biodiversität in einem nationalen, z.B. deutschen, Kontext anstehen.

Die Ergebnisse der Analyse lassen sich in den Stand des Wissens einordnen. Sie betonen die besondere Würdigkeit eines „Land sparing“-Ansatzes zur Minimierung des Zielkonflikts zwischen Versorgungssicherung mit Agrarprodukten und Artenschutz für ein agrarisch hochproduktives Land wie Deutschland. Der Stand des Wissens rechtfertigt zudem keine ideologisierte Überhöhung einzelner Landmanagementoptionen, vielmehr sind Zielbeiträge einzelner Landnutzungsansprüche auszuhandeln, und es müssen „win-win“ Situationen generiert werden, die beide Ziele angemessen berücksichtigen. Eine vergleichsweise intensive und ressourceneffiziente Landbewirtschaftung in Deutschland kann hierzu einen substanziellen Beitrag sowohl regional als auch global leisten.

Es ergeben sich Handlungsempfehlungen für Entscheidungsträger in Öffentlichkeit, Politik und Wirtschaft. Die Polarisierung der Debatte in Ökologie versus



Ökonomie ist nicht zweckmäßig. Ideologisch verhärtete Fronten müssen aufgebrochen und in konsensorientierte Gespräche überführt werden. Dabei gilt es, bereits vorhandenes wissenschaftliches Know-how vollumfänglich in die Debatte einfließen zu lassen. Die Wissenschaft steht hier vor besonderen Herausforderungen. Politische, aber auch private Entscheidungsträger müssen diese Komplexität begreifen und berücksichtigen, inwiefern sich Entscheidungen nicht nur direkt auf eine konkrete Zielvariable auswirken, sondern auch auf andere Variablen des komplexen Systems Biodiversität und Landnutzung. Beide Systemfelder, Artenvielfalt und Landnutzung, sind stark globalisiert, und sie sind komplex. Eine alleinige Fokussierung auf die nationale Perspektive erscheint vor diesem Hintergrund wenig zweckmäßig; weiterer Forschungsbedarf besteht.



## 1 Einführende Bemerkungen: Problemstellung und Zielsetzung

Eine Abfolge von insgesamt vier wissenschaftlichen Studien, die in den Jahren 2011 bis 2013 im Auftrag des Industrieverbands Agrar (IVA) erarbeitet wurde, kam zusammenfassend zu der grundsätzlichen Schlussfolgerung, dass in Deutschland sachgemäß angewandter chemischer Pflanzenschutz viele positive Wirkungen für die Gesellschaft als Ganzes hat (Noleppa und von Witzke, 2013a):

- Für solche Pflanzenschutzmaßnahmen konnte konkret gezeigt werden, dass diese die landwirtschaftlichen Flächenerträge deutlich erhöhen und damit die Produktivität im Agrarsektor insgesamt verbessern helfen.
- Somit leistet chemischer Pflanzenschutz einen bedeutenden Beitrag zum vielfältigen und bedarfsgerechten Angebot an landwirtschaftlicher Primärproduktion in unserem Land und explizit auch zur Sicherstellung der Welternährung.
- Wirtschaftlich profitieren davon nicht nur die landwirtschaftlichen Produzenten durch höhere Einkommen, sondern auch die Konsumenten agrarischer Produkte, etwa durch vergleichsweise niedrige Preise, sowie die Volkswirtschaft insgesamt, z.B. durch positive Effekte auf das Bruttosozialprodukt und in Bezug auf die Aufrechterhaltung lebenswerter und nachhaltiger Agrarstrukturen im ländlichen Raum.
- Nicht zuletzt profitiert – entgegen oft anderslautenden Meinungen – auch die Umwelt in verschiedener Weise infolge chemischen Pflanzenschutzes in Deutschland: Weltweit, so konnte gezeigt werden, bleiben natürliche Habitate und die Ressource Boden geschont, und der Ausstoß von Treibhausgasen (THG) wird ebenfalls reduziert, nicht zuletzt weil die Energiebilanz von modernen Fungizid-, Insektizid- und Herbizidmaßnahmen ebenfalls positiv ist.

Grundlegend für diese Einschätzung war die Erkenntnis, dass konventionelle Anbaumethoden im Ackerbau Deutschlands, die maßgeblich auf sachgerecht angewandten chemischen Pflanzenschutzmaßnahmen basieren, deutlich positive Flächenproduktivitätseffekte nach sich ziehen gegenüber einem Landbau, der ökologische Anbauverfahren und in diesem Kontext adäquate Pflanzenschutzstrategien präferiert. In der Tat lagen in den drei Wirtschaftsjahren 2007/08 bis 2009/2010, die als Referenzzeitraum und Informationsbasis für die Argumentation und Berechnungskalküle in Noleppa und von Witzke (2013a) dienen, die Erträge im ökologischen Landbau Deutschlands im gewogenen Mittel aller wichtigen Ackerkulturen etwa 48 Prozent unter der Flächenproduktivität im konventionellen Landbau.

Seit dem Erscheinen der vier Studien in den Jahren 2011 bis 2013 (im Einzelnen: Noleppa und von Witzke, 2013b; Noleppa et al., 2012; von Witzke und Noleppa, 2012; 2011) hat sich die Diskussion weiterentwickelt bzw. an weiteren Facetten gewonnen. Das gilt zumal für zwei Themenbereiche:

- Zum einen stehen der eigenen und von anderen Autoren vorgebrachten wissenschaftlichen Kernaussage zu den enormen Ertragsdifferenzen alternativer Produktionsverfahren in Deutschland und auch in der EU – vgl. hierzu z.B. die Meta-Analysen durch de Ponti et al. (2012), Noleppa et al. (2013), Seufert et al. (2012) sowie Tuomisto et al. (2012) – öffentliche Meinungen, vorgetragen z.B. durch BÖLW (2015), DeLonge (2014) und Wittig (2012), gegenüber, wonach der ökologische Landbau keine größeren Ertragsnachteile gegenüber dem konventionellen Landbau hätte bzw. diese leicht zu überwinden seien. Unterstützt und teilweise genährt wird diese andere Argumentationslinie vor allem durch eine erst kürzlich erschienene vergleichende Analyse von Ponisio et al. (2015), wonach von deutlich geringeren Ertragslücken im Öko-Landbau als oftmals angegeben auszugehen wäre.
- Ein zentrales Element der Studie von Ponisio et al. (2015) – die, soviel sei an dieser Stelle gesagt, schon im Vorfeld der endgültigen Veröffentlichung massiv kritisiert wurde (Stein, 2014) und immer noch wird (Brazeau, 2015) – ist auch, dass der ökologische Landbau große Vorteile für die Biodiversität mit sich bringt. In der Tat hat die Betonung eines möglichen Biodiversitätsvorteils im ökologischen Landbau die wissenschaftliche, politische und öffentliche Diskussion in den zurück liegenden Jahren mehr und mehr bestimmt, etwa wenn Rahmann (2012) ausführt, dass ein trade-off im ökologischen Landbau zwischen Produktivitätsverlusten auf der einen Seite und avanciertem Biodiversitätsschutz auf der anderen Seite in Grenzen gehalten werden könne, oder wenn Winqvist et al. (2011) und andere betonen, dass ökologischer Landbau die Biodiversität erhöhe.

Eingeräumt werden muss, dass der Effekt unterschiedlicher Landnutzungsintensitäten auf die Biodiversität nicht Gegenstand der Untersuchungen der bereits benannten früheren Studien im Auftrag des IVA war. Dies gilt es nachzuholen und gleichzeitig zu verbinden mit der Frage, ob die in diesen älteren Studien abgeleiteten bzw. zugrunde gelegten Ertragsunterschiede zwischen dem ökologischen und konventionellen Landbau etwa zu hoch bemessen wurden und anders zu kalkulieren seien. Vor diesem Hintergrund sind im weiteren Verlauf dieser Studie die folgenden vier grundlegenden Fragen zu stellen, mit denen spezifische Wirkungen verschiedener Pflanzenschutzmanagementstrategien im Gesamtkontext unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen, konkret des konventionellen vs. ökologischen Landbaus auf Ackerland, herausgestellt werden sollen:

1. Wie hoch sind ganz konkret für Deutschland und möglichst aktuell die Ertragsunterschiede zwischen dem ökologischen Landbau auf der einen Seite und dem konventionellen Ackerbau auf der anderen Seite?
2. Welche Auswirkungen hat der konventionelle Landbau im Vergleich zum ökologischen Landbau hinsichtlich der regionalen Biodiversität, d.h. der Artenvielfalt in Deutschland, bei Anerkennung einer gleichberechtigten und gleichzeitigen dualen Zielsetzung: Ernährungssicherung und Umweltschutz?
3. Welche Auswirkungen auf die Biodiversität ergeben sich aus solchen unterschiedlichen Landnutzungskonzepten (ökologisch vs. konventionell) darüber hinaus in einem globalen Kontext?
4. Was folgt aus den entsprechenden Erkenntnissen, wenn es gilt, einen Zielkonflikt (trade-off) zwischen Ernährungssicherung und Ressourcenschutz zu minimieren?

Anhand des Fragenkatalogs ergeben sich für diese Forschungsarbeit mehrere Aufgaben: Zum einen sind die Erkenntnisse aus den früheren Studien zu den Ertrags-effekten des konventionellen Landbaus in der Gegenüberstellung zur ökologischen Landbewirtschaftung für Deutschland zu aktualisieren und neu herauszuarbeiten; zum anderen sind die mit den unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen und deren Erträgen verbundenen Biodiversitätseffekte wissenschaftlich fundiert zu ermitteln, wobei wenn möglich quantitative Ab- und Einschätzungen vorgenommen werden sollen, die ggf. zusätzlich durch weitere qualitative Argumente zu akzentuieren und entsprechende Bewertungen zu flankieren sind.

Diese vergleichsweise komplexe Analyse verlangt ein systematisches Vorgehen, das sich in der Struktur des hiermit vorgelegten Berichts widerspiegelt. Im folgenden Kapitel 2 wird zunächst untersucht, welche Ertragsunterschiede der ökologische Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau aktuell für Deutschland mit sich bringt und ob sich daraus neue Erkenntnisse im Vergleich früherer Studien ergeben. Die damit offensichtlich einhergehenden regionalen Biodiversitätseffekte (in Deutschland) werden sodann im Kapitel 3 analysiert und einer grundsätzlichen Bewertung zugeführt; dabei wird eine flächenbezogene Bemessung von einer produkteinheitenbezogenen Bewertung unterschieden. Mit dem Kapitel 4 wird sodann die quantitative Analyse zu den Biodiversitätswirkungen der beiden unterschiedlichen agrarischen Landnutzungskonzepte (ökologisch vs. konventionell) auf die globale Ebene ausgeweitet. Darüber hinaus werden mit dem Kapitel 5 die erzielten Ergebnisse in den wissenschaftlichen Erkenntnishorizont eingeordnet. Schließlich werden im Kapitel 6 einige Schlussfolgerungen gezogen, die auch Handlungsempfehlungen beinhalten.

## 2 Erträge im ökologischen und konventionellen Landbau

### 2.1 Aktuelle Flächenproduktivitätsunterschiede im deutschen Ackerbau

Bereits in den einleitenden Bemerkungen wurde festgestellt, dass durch von Witzke und Noleppa (2011) bzw. Noleppa und von Witzke (2013a) für die Wirtschaftsjahre 2007/08 bis 2009/10 beachtliche Ertragsunterschiede zwischen dem ökologischen und konventionellen Landbau mit entsprechenden Pflanzenschutzstrategien in Deutschland herausgearbeitet werden konnten. Die Erträge im ökologischen Landbau Deutschlands lagen zu dieser Zeit im Mittel 48 Prozent unter denen des konventionellen Landbaus.

Konkret konnte in den genannten wissenschaftlichen Analysen eine entsprechende Differenz zwischen dem ökologischen und konventionellen Landbau auf der Basis so genannter Vergleichsbetriebsdaten des deutschen Testbetriebsnetzes herausgearbeitet werden. Dabei handelt es sich um entsprechende Informationen aus statistisch repräsentativ ausgewählten landwirtschaftlichen Unternehmen beider Landbaualternativen, von Betrieben also, die existieren und sich zudem hinsichtlich der natürlichen Standortbedingungen sowie ihrer Faktoreinsatz- und Unternehmensstrukturen realistisch vergleichen lassen. Systemische Fehler – etwa in Bezug auf die Betriebsgröße (ökologisch wirtschaftende Betriebe sind oftmals kleiner als benachbarte konventionell arbeitende Unternehmen) und die Standortcharakteristika (ökologische Betriebe arbeiten öfters mit marginalen, d.h. auch ertragsschwächeren Flächen) – werden deshalb beim Kontrastieren explizit vermieden (vgl. hierzu Offermann et al., 2014).

Zu fragen ist angesichts der verstärkten öffentlichen Wahrnehmung, wonach der tatsächliche Ertragsunterschied zwischen ökologischem Landbau und konventioneller Bewirtschaftung aktuell nicht (mehr) so groß sei, wie ursprünglich angenommen (siehe hierzu noch einmal Kapitel 1), ob sich mit der Zeit tatsächlich Abweichungen zum vor einigen Jahren vorgebrachten Erkenntnisstand ergeben haben. Für das notwendige Update konnten auch im Rahmen dieser Studie wieder zum großen Teil vergleichbare Informationen in Form von repräsentativen Vergleichen aus Testbetriebsdaten eruiert und analysiert werden, die konkret TI (versch. Jgg.) entnommen wurden. Unterschiede zu den früheren Studien im Auftrag des IVA ergeben sich lediglich hinsichtlich der Gruppierung der Getreidesorten in den Statistiken; ein Informationsverlust ist damit nicht verbunden.

Für Deutschland und im Durchschnitt der letzten drei verfügbaren Wirtschaftsjahre 2011/12 bis 2013/14 stellt sich die aktuelle Situation im Vergleich zu den vormals genutzten Wirtschaftsjahren 2007/08 bis 2009/10 wie mit der Abbildung 2.1 für

einzelne Hauptackerkulturen ausgewiesen dar. Zu betonen ist dabei die Wahl eines Mittelwertes für drei Wirtschaftsjahre, denn so werden temporäre und die Analyse ggf. verfälschende sporadische Effekte, etwa infolge eines Einflusses von Wetterphänomenen, in ihrer Wirkung minimiert.

**Abbildung 2.1: Ertragsniveau des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau in Deutschland (in Prozent, konventioneller Landbau = 100)**

	WJ 07/08 bis WJ 09/10	WJ 11/12 bis WJ 13/14
<b>Weizen</b>	45,2	43,0
<b>Gerste</b>	52,4	50,1
<b>Anderes Getreide</b>	49,4	46,7
<b>Raps</b>	64,1	55,2
<b>Kartoffeln</b>	55,2	54,5
<b>Zuckerrüben</b>	82,9	82,8

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung auf der Basis von TI (versch. Jgg.).

Zwei grundlegende Aussagen lassen sich in Kenntnis dieser neuen Analyseergebnisse sofort ziehen:

1. In der Tat haben sich über die Zeit Abweichungen in Bezug auf den Ertragsrückstand des ökologischen Landbaus zum konventionellen Landbau in Deutschland ergeben, die eine Neubewertung der Erkenntnisse aus Noleppa und von Witzke (2013) erforderlich machen.
2. Diese Neubewertung führt jedoch zu der Erkenntnis, dass der Ertragsrückstand im ökologischen Landbau Deutschlands gegenüber dem heimischen konventionellen Landbau nicht abgenommen, vielmehr sogar noch weiter zugenommen hat!

In der Tat ist der Ertragsunterschied bei ausnahmslos allen hier betrachteten Hauptackerkulturen, die insgesamt immerhin über 8,5 Mio. ha der landwirtschaftlichen Nutzfläche bzw. deutlich über 70 Prozent der Ackerfläche in Deutschland belegen (BMEL, 2015), angestiegen:

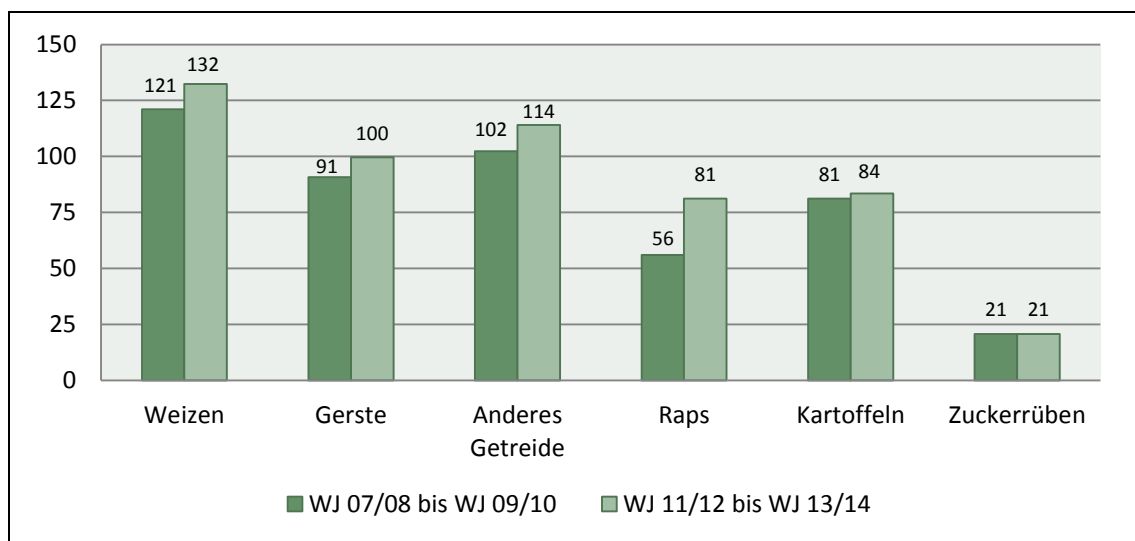
- So werden im ökologischen Landbau z.B. bei Weizen nicht mehr nur 55 Prozent geringere Erträge erwirtschaftet, sondern aktuell sogar 57 Prozent Ertragseinbußen in Kauf genommen.

- Bei Raps, um ein zweites Beispiel zu nennen, sind nicht mehr nur Ertragsausfälle im ökologischen Verfahren von ca. 36 Prozent zu beobachten, sondern nun sogar von 45 Prozent zu konstatieren.

Im gewogenen Mittel aller betrachteten Ackerkulturen, gewichtet mit den tatsächlichen Anbauflächen nach BMEL (2015), sind es nun sogar 51 Prozent Ertragsrückstand des ökologischen Landbaus gegenüber dem konventionellen Landbau statt vormals 48 Prozent. Pro Wirtschaftsjahr ging also noch einmal fast ein zusätzlicher Prozentpunkt des ohnehin schon schwachen Ergebnisses des ökologischen Landbaus im Hinblick auf die deutschlandweiten Flächenproduktivitätsunterschiede verloren. Aktuell kommt der ökologische Ackerbau hierzulande nicht einmal mehr auf die Hälfte des Niveaus produktivitätsorientierter Landwirtschaftsmethoden.

Die getroffene Aussage würde dabei sogar noch drastischer ausfallen, wenn nicht alle repräsentativ ausgewählten Öko-Landbaubetriebe mit vergleichbaren konventionellen Landwirtschaftsbetrieben verglichen werden, sondern nur die jeweils hochspezialisierten Ackerbaubetriebe. Dann würde die Ertragsrelation des spezialisierten ökologischen Landbaus gegenüber der konventionellen Ackerbewirtschaftung z.B. bei Weizen nicht etwa bei 43 Prozent liegen (vgl. Abbildung 2.1), sondern lediglich bei 41 Prozent; und bei Kartoffeln, um ein anderes Beispiel zu bemühen, wären es dann statt immerhin noch fast 55 Prozent weniger als 52 Prozent. Diese angesichts der anderslautenden öffentlichen Wahrnehmung bemerkenswerte gegenteilige Entwicklung wird mit der Abbildung 2.2 grafisch veranschaulicht.

**Abbildung 2.2: Mehrertrag des konventionellen Ackerbaus in Deutschland im Vergleich zum ökologischen Ackerbau (in Prozent)**



Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung auf der Basis von TI (versch. Jgg.).



Dargestellt ist die Zunahme des Mehrertrags einer auch auf chemischen Pflanzenschutz setzenden konventionellen Bewirtschaftung von Ackerland gegenüber dem ökologischen Ackerbau in Deutschland. Dementsprechend kann geschlussfolgert werden, dass der gewichtete Mehrertrag des konventionellen Landbaus gegenüber dem ökologischen Verfahren im Zeitablauf von ehemals etwa 96 Prozent (Wirtschaftsjahre 2007/08 bis 2009/10) auf nunmehr ca. 103 Prozent angewachsen ist.

Diese neuen Ergebnisse zu den Ertragseffekten im konventionellen vs. ökologischen Landbau für Deutschland halten dabei einem Stresstest ohne weiteres stand, denn sie werden von anderer Seite durchaus bestätigt:

- So bekräftigt der Ausschuss für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages, dass der ökologische Landbau auf weniger als die Hälfte der Weizenenerträge des konventionellen Landbaus kommt; bei Kartoffeln wären es 54 Prozent (Deutscher Bundestag, 2013).
- Noch deutlicher sind die Ertragsunterschiede nach LEL und LfL (2014): Demnach ist die Ertragsdepression im Weizen zumindest in Süddeutschland sogar mit 61 Prozent zu bemessen und die bei Kartoffeln mit 51 Prozent.
- Teilweise deutlich höhere Ertragsunterschiede für Deutschland lassen sich auch auf der Basis von Schaak et al. (2014) berechnen.
- Krall (2014) betont ebenfalls den Produktivitätsvorsprung konventionellen gegenüber ökologischen Wirtschaftens in modernen und hochqualitativen Agrarsystemen, der in etwa einem Ertrag des ökologischen Landbaus von nur 50 Prozent des konventionellen Landbaus gleichzusetzen ist.
- Ähnlich hoch und z.T. sogar noch höher sind die in Forster et al. (2015) sowie Schmid und Hülsbergen (2015a; b) angegebenen und für Deutschland spezifizierten Ertragsdifferenzen beider alternativer Landnutzungskonzepte.

Es bleibt festzuhalten: Die Nutzung von Betriebsergebnissen der Officialstatistik zu vergleichbaren Agrarunternehmen des konventionellen und ökologischen Landbaus erlaubt, die Ertragsdifferenzen zwischen einzelnen Anbauverfahren sinnvoll abzuleiten; und diese Ableitung führt – wie auch schon die Ergebnisse in den früheren Studien im Auftrag des IVA, die in diesem Kontext als Referenzsystem in andere Studien Eingang gefunden haben (vgl. hierzu u.a. Möckel et al., 2015) – zu den Erkenntnissen, dass die Differenzen zugunsten des konventionellen Ackerbaus zumindest in Deutschland gravierend sind, diese Unterschiede aktuell sogar noch weiter zugenommen haben und die ermittelten Ergebnisse den Angaben anderer Autoren grundsätzlich entsprechen. Sie stellen somit eine sachlich richtige Basis für die weitere Analyse dar und können entsprechend genutzt werden.

### **3 Regionale Biodiversitätseffekte des konventionellen und ökologischen Landbaus**

Bevor die Biodiversitätseffekte für unterschiedliche Landwirtschaftssysteme in Deutschlands auf der Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse zunächst aus der regionalen, d.h. nationalen, und dann auch aus der globalen Perspektive analysiert werden, sollen an dieser Stelle vorab der Begriff der Biodiversität und sich daraus ergebende Konsequenzen für die bevorstehende Bewertung diskutiert werden.

Offiziell ist der Begriff Biodiversität, oder synonym: biologische Vielfalt, wie folgt definiert (siehe u.a. CBD, 2015; Hood, 2010; Rahmann, 2011): Biodiversität bedeutet die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme. Demnach äußert sich biologische Vielfalt in verschiedener, teilweise hierarchischer Form:

- Zunächst gibt es eine genetische Diversität, d.h. die genetische Vielfalt bzw. Variabilität aller Gene innerhalb einer Art und/oder eines Ökosystems.
- Dann ist eine Artendiversität vorhanden, also die Vielzahl bzw. Vielfalt an Arten in einem Ökosystem gegeben.
- Des Weiteren ist von einer Diversität an Ökosystemen auszugehen, die die Vielfalt an Lebensräumen und Ökosystemen umschreibt.
- Schließlich ist die funktionale Biodiversität von Interesse, also die Vielfalt realisierter ökologischer Funktionen und Prozesse innerhalb eines ökologischen Systems.

Sollen Biodiversität und Effekte auf diese biologische Vielfalt vollumfänglich beschrieben bzw. analysiert werden, wie es etwa auch die EU-Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Europäisches Parlament und der Rat, 2009) umschreibt, bedarf es folglich einer Methode, die in der Lage ist, alle diese insgesamt vier Formen bzw. Ebenen von Biodiversität zu untersuchen. Jedoch: Es besteht in der Wissenschaft keine auch nur annähernde Einigkeit, wie das zu bewerkstelligen ist. Von einem Standard der Messung von Biodiversität ist man vielmehr weit entfernt, und verschiedene Hürden sind noch zu meistern (Souza et al., 2015). Terpl (2013) argumentiert sogar, dass Biodiversität objektiv überhaupt nicht messbar wäre.

Nicht zuletzt deshalb werden die wissenschaftliche Debatte und vielmehr noch der öffentliche Diskurs zu Biodiversitätsaspekten oft auf eine mehr oder weniger klar definierte Interpretation des Begriffs Artenvielfalt begrenzt (siehe u.a. DLG, 2015;

Rahmann, 2011; Settele et al., 2010). Daraus mag auch die häufig synonyme Verwendung der beiden Begriffe Biodiversität und Artenvielfalt in der politischen und öffentlichen Debatte und bisweilen auch im wissenschaftlichen Diskurs herrühren.

Demzufolge gibt es zahlreiche Indikatoren für die Messung von Biodiversität (bzw. eigentlich eher: Artenvielfalt), und das erschwert die eigene Analyse. Schaut man sich jedoch die Gesamtheit der vorliegenden Indikatoren in ihren jeweiligen Definitionen an, dann fällt losgelöst von der mehr oder weniger komplexen Abdeckung von inkludierten Arten (vgl. hierzu u.a. EASAC, 2005; IUCN, 2014; Weisskopf und Nemecek, 2013) gleichwohl auf, dass die quantitative Zuweisung der enthaltenen Artenvielfalt i.d.R. auf eine ebenfalls definierte Flächeneinheit – das kann ein Hektar, die Fläche eines bestimmten Habitats oder gar einer Region oder eines Landes sein – erfolgt. In der Tat werden Biodiversitätsmuster und deren Änderungen fast ausschließlich in Abhängigkeit von der beobachteten Fläche betrachtet (Bernhardt, 2015). Das trifft auch auf viele veröffentlichte Studien zu, die sich der Frage annahmen, welche Vorteile der ökologische Landbau gegenüber dem konventionellen Landbau in Bezug auf die Biodiversität bzw. genauer auf die Artenvielfalt hätte.

### **3.1 Wirkungen auf die Artenvielfalt in Deutschland aus der Flächenperspektive**

Diese vorliegenden Studien kommen in ihrer Gesamtheit bei einer solchen auf Flächen fokussierten Perspektive zu dem Schluss, dass in Folge der Bewirtschaftung von Ackerland (und/oder Grünland) der ökologische Landbau Biodiversitätsvorteile gegenüber dem konventionellen Landbau hat. Jedenfalls vertritt die Mehrheit – gleichwohl nicht alle – der damit befassten Autoren dieses Argument:

- Rahmann (2011) z.B. untersuchte fast 400 Studienergebnisse und fand heraus, dass fünf Sechstel, konkret 84 Prozent weltweit bzw. 80 Prozent in der Europäischen Union (EU), aller Resultate dem ökologischen Landbau einen Biodiversitätsvorteil zuweisen; in 16 Prozent der untersuchten Fälle war dieser Vorteil jedoch nicht gegeben bzw. fiel sogar negativ aus.
- Exakt die gleiche Prozentangabe machten schon Jahre zuvor Bengtsson et al. (2005): Demnach hatte der konventionelle Landbau in 16 Prozent aller seinerzeit analysierten Studienergebnisse Vorteile im Hinblick auf die Biodiversität/Artenvielfalt gegenüber dem ökologischen Landbau aufzuweisen; der ökologische Landbau war den Autoren zufolge sogar in nur der Hälfte aller untersuchten Fälle besser; die restlichen Anteile stellten ambivalente Untersuchungsergebnisse dar.

- In diesen Rahmen – von etwa 50 Prozent bis ca. 80 Prozent aller Untersuchungsergebnisse, die flächenbezogene Biodiversitätsvorteile des ökologischen Landbaus gegenüber dem konventionellen Landbau aufzeigen – reihen sich weitere Erkenntnisse aus anderen mehr oder weniger umfangreichen (Meta-)Analysen ein. So ergibt sich aus Hole et al. (2005) sowie Bavec und Bavec (2015), dass etwa zwei Drittel der jeweils analysierten Beobachtungen einen entsprechenden Vorteil des ökologischen Landbaus gegenüber vergleichbaren konventionellen Anbauformen indizieren.
- Pfiffner (1996) stellt Ähnliches fest: In 68 Prozent der damals analysierten Fälle ging mit dem ökologischen Landbau eine größere Artenvielfalt, hier aber nur für die Fauna festgestellt, einher.

Wenngleich die Ergebnisse der aufgeführten Meta-Analysen darauf hindeuten, dass eine allzu oft vorgebrachte Pauschalierung (siehe hierzu u.a. Feber et al., 2015), wonach der konventionelle Landbau in der Fläche generell biodiversitätsabträglich sei, nicht angemessen ist, vielmehr produktivitätsorientierte Anbaumethoden je nach Standort und realen agrarischen Nutzungen auch Vorteile – und das offensichtlich nicht nur in Einzelfällen – mit sich bringen können, scheint es Konsens in der öffentlichen und auch zumeist in der wissenschaftlichen Wahrnehmung zu sein, dass der ökologische Landbau Arten schützt und Biodiversität mehrt (vgl. u.a. Grid Arenal, 2014; Henckel et al., 2015; Winqvist et al., 2011); das gelte gerade auch für Deutschland (vgl. u.a. Gottwald und Stein-Bachinger, 2015; Möckel et al., 2015; Rahmann, 2011) und sei an dieser Stelle explizit hervorgehoben.

Vielfach wird dabei übersehen, dass auch der ökologische Landbau – wie die konventionelle agrarische Landbewirtschaftung und zahllose andere menschliche Aktivitäten – einen erheblichen Eingriff in den Naturhaushalt darstellt und selbst Natur bisweilen intensiv nutzt (vgl. u.a. Taube et al., 2006). Der Anbau einer jeden Ackerkultur, egal in welcher Wirtschaftsweise, übt Druck auf Flora und Fauna sowie Mikroorganismen aus, der höher ist als von Natur aus determiniert (vgl. Krall, 2014). So wäre z.B. die Biodiversität auf dem Territorium Deutschlands ohne menschliche Nutzungseinflüsse heute eine ganz andere (und vielleicht sogar ärmere): Losgelöst von anthropogenen Einflüssen würden wahrscheinlich Laub- und Laubmischwälder – überwiegend mit Buche – dominieren, die nur in mittleren und höheren Lagen sowie auf sehr trockenen bzw. sehr nassen Standorten durch Nadelwälder – überwiegend mit Kiefer – abgelöst wären (Huth und Werntze, 2010). Der ganze Komplex der heutigen Offenlandschaften und zusätzlich von Agrar-Biodiversität würde in einem so festgelegten Referenzsystem für Artenvielfalt völlig fehlen.

In der Tat werden auch im ökologischen Landbau Inputs genutzt, die Arten nicht nur punktuell, sondern massiv verdrängen. Selbst auf dem ökologisch bewirtschafteten Acker ist Konkurrenz zu den Nutzpflanzen i.d.R. unerwünscht und wird im Feld gezielt bekämpft: Verschiedene biotechnologische Maßnahmen, Fettsäuren und Salze sowie natürliche Insektizide bekämpfen die natürliche Fauna; und mechanische Unkrautbekämpfungsmaßnahmen, z.B. das Hacken, oder Hitzemaßnahmen gehen gegen unliebsame Flora vor (Krall, 2014; Rahmann, 2011); zudem nutzt man u.a. Schwefel und Kupfer(verbindungen), um Pilzen zu begegnen (BVL, 2015). All das verringert zweifellos Arten, z.B. bodenbewohnende Vögel und Amphibien nach entsprechender Bodenbearbeitung. Jedoch ist das Ausmaß oft unklar und der besondere Schutzwert des ökologischen Landbaus gegenüber einer konventionellen Bewirtschaftung nicht annähernd quantifiziert (vgl. Kühn, 2013).

Eine vergleichende Analyse zu den Biodiversitätseffekten unterschiedlicher Landnutzungstypen – wie hier vorzunehmen – verlangt jedoch, dass solche Wirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten auf die Artenvielfalt auch messbar sind. Der besondere Schwierigkeitsgrad der Analyse wird deutlich, und in der Tat steht die Wissenschaft sicherlich noch am Anfang ihrer Bemühungen, wenn es darum geht, Biodiversitätswirkungen unterschiedlicher Landbewirtschaftungskonzepte vergleichend zu ergründen und zu bewerten. Dies sei der folgenden Herleitung und Diskussion eines angesichts fehlender Standards eigens entworfenen approximativen Bewertungsansatzes vorausgeschickt.

Tatsächlich ist aktuell noch jede wissenschaftliche Quantifizierung von Biodiversität bzw. Artenvielfalt als „nur annähernd“ zu beschreiben sowie abhängig von den taxonomischen und flächenbezogenen Besonderheiten des Untersuchungsgegenstandes und den getroffenen Definitionen, Konventionen etc. (Saling et al., 2014). Mit anderen Worten: „Die“ Biodiversität gibt es objektiv nicht, und ihre Messung ist immer mehr oder weniger subjektiv. Das hat explizit zur Folge, dass mit der Wahl geeigneter Indikatoren durchaus auch ausdrücklich gewünschte Resultate erzielt werden können (de Baan et al., 2013): Konkret zeigen die Autoren, dass z.B. allein die (gezielte) Auswahl von entsprechend geeigneten Indikatoren Aussagen zur relativen Artenvielfalt stärker beeinflussen kann, als es verschiedene Landnutzungsintensitäten an sich vermögen, weil sie das gewünschte Untersuchungsspektrum vorab definieren. Terpl (2013) wird noch konkreter: Biodiversitätsindikatoren lassen sich heute so einsetzen, dass sich Artenspektren dort formal erweitern lassen, wo sie eigentlich (faktisch) am Abnehmen begriffen sind, und umgekehrt.

Diese wissenschaftlich häufig allzu kritiklos und informationsfrei operationalisierte, jedoch eigentlich unerwünschte Subjektivität in den z.Z. bereits vorhandenen unterschiedlichen (immer noch sehr rudimentären) Bewertungsansätzen könnte allerdings reduziert werden, wenn diese einzelnen und ohne Zweifel noch weiter-

zuentwickelnden Konzepte in ihrer Gesamtheit betrachtet bzw. miteinander verglichen werden würden. Mit anderen Worten: Wenn man grundsätzlich dem Stand der Wissenschaft vertraut und demzufolge annimmt, dass jeder (subjektive) Indikator bzw. Bewertungsansatz einen Teil der Wirklichkeit über Biodiversität/Artenvielfalt sowie deren Veränderung bei Landnutzung abbildet, dann bildet die Gesamtheit der ermittelbaren (subjektiven) Indikatoren die Wirklichkeit exakter ab, und das Bild über die Wirkungen etwa unterschiedlicher Landbauintensitäten wird breiter und vollständiger, d.h. objektiver ohne freilich am Ende gänzlich objektiv und holistisch zu sein. Dies ist das Grundcredo für die eigene, folgende Analyse.

Vor diesem Hintergrund konnten im Rahmen einer umfassenden Analyse der neueren wissenschaftlichen Literatur zum Thema Landbaumethoden und Biodiversität bzw. Artenschutz verschiedene – insgesamt acht (siehe unten) – Indikatoren identifiziert werden, die eine solche synergetische quantitative Analyse erlauben. Alle dabei eruierten und letztlich als nutzbar identifizierten Indikatoren haben eines gemeinsam: Sie stellen Indexsysteme dar – Änderungen der Artenvielfalt werden dabei auf Flächen verortet, die als ackerbaulich genutztes Land definiert sind – bzw. lassen sich einfach in solche überführen. Es sind solche Indexwerte, die bei unterschiedlichster Definition von Artenspektren und Veränderungen dieser Spektren Vergleichbarkeit schaffen und eine Aggregation ermöglichen (Croezen et al., 2014).

Für eine solche Indexierung ist es in einem ersten Schritt wichtig, Artenvielfalt in der Fläche für ein möglichst natürliches oder wenigstens naturnahes flächenbezogenes Referenzsystem zu definieren oder zu postulieren und diesen Referenzwert gleich 100 Prozent (oder 1,0) zu setzen. Dann kann in einem zweiten Schritt tatsächlich „gemessene“ bzw. berechnete oder anderweitig determinierte Biodiversität (bzw. hier wieder eher: Artenvielfalt) bei unterschiedlich intensiver Landnutzung der entsprechenden Fläche an diesem Referenzwert ausgerichtet werden. Ein ermittelter (gemessener) Wert von z.B. 70 Prozent (oder 0,7) sagt dann aus, dass 30 Prozent (0,3 Anteile) der natürlichen Biodiversität bzw. Artenvielfalt in der Fläche durch agrarische Landnutzung verloren gegangen sind. Verwendet wird dafür in der wissenschaftlichen Diskussion auch der Begriff der „Potentially Disappeared Fraction“ (PDF) von Arten in einem Beobachtungsgebiet (vgl. hierzu u.a. Croezen et al., 2014; Slay, 2011).

Bei der Auswahl geeigneter Indikatoren im Kontext dieser Studie ist nun ausschlaggebend, dass sich quantitative Ausprägungen zu diesen Indikatoren auf die wirtschaftlichen Aktivitäten des Landbaus, konkret auf unterschiedliche Extensivierungs- bzw. Intensivierungsniveaus von Ackerland, beziehen lassen. Das ist für den beabsichtigten Vergleich mit einer von anthropogenen Einflüssen weitgehend

losgelösten Referenzsituation (hier: weitgehend natürliches Habitat) bzw. den Bezug darauf besonders essentiell (Croezen et al., 2014).

Vor diesem Hintergrund lassen sich unter Verweis auf Vorarbeiten durch Croezen et al. (2014; 2011) und im Hinblick auf die beiden hier interessierenden Landnutzungsformen des ökologischen bzw. konventionellen Landbaus – synonym werden dafür in einigen der nachfolgend gelisteten Quellen auch die Begriffe der low-input bzw. intensiven Landwirtschaft gebraucht – zunächst folgende vier Maßzahlen für Biodiversität (bzw. genauer: Artenvielfalt) identifizieren und hinsichtlich der damit ermittelten Wirkungen diskutieren:

- Ein so genannter „Mean Species Abundance“ (MSA)-Indikator, der auf Arbeiten durch Alkemade et al. (2009) zurückgeht, ist sowohl in Croezen et al. (2011) als auch in Croezen et al. (2014) beschrieben und quantifiziert in der Indexform wie viele Arten und Populationen dieser Arten noch in einem bestimmten Raum im Vergleich zur „natürlichen“ Besiedlung dieses Raums auffindbar sind (vgl. hierzu auch Smeets et al., 2013). Demnach wird im Mittel für die low-input Landwirtschaft mit einem MSA-basierten Rückgang des Artenreichtums auf der genutzten Fläche von etwa 70 Prozent gerechnet (PDF=0,70), bei intensiv betriebener Landbewirtschaftung sind es 90 Prozent Rückgang pro Flächeneinheit (PDF=0,90).
- Etwas enger zusammen liegen die Biodiversitätsverluste der beiden hier interessierenden prinzipiellen Anbaumethoden nach dem so genannten ReCiPe-Ansatz, der auf Goedkopp und Spiensma (2000) zurückgeht und im Akronym die an der Entwicklung des Indikators beteiligten Institutionen widerspiegelt. Croezen et al. (2011) zufolge gehen auf der Basis dieses ReCiPe-Indikators in der mit extensiven Verfahren des Ackerbaus genutzten Fläche im Durchschnitt 85 Prozent an Biodiversität verloren (PDF=0,85), und mit intensiven Methoden der agrarischen Flächenbewirtschaftung sind es 89 Prozent (PDF=0,89).
- Eine leicht davon abweichende Variante der Bemessung von Biodiversitätswirkungen stellt der „Eco-Indicator“ dar, der ebenfalls auf Goedkopp und Spiensma (2000) basiert, jedoch mit Goedkopp et al. (2012) letztmalig neu determiniert und spezifiziert wurde. Croezen et al. (2014) bemessen auf dieser Grundlage die Wirkungen des ökologischen vs. konventionellen Ackerbaus mit einer PDF in Höhe von 0,82 (ökologisch) und 0,91 (konventionell).
- Weiter auseinander hingegen liegen die Verluste an Biodiversität bzw. Artenvielfalt nach dem TNO-Ansatz, dessen Bezeichnung wiederum (bedeutungslos) auf die entwickelnde Institution zurückgeht und der durch Weidema und Lindeijer (2001) bzw. Lindeijer et al. (2002) beschrieben ist. Die PDF

im ökologischen Ackerbau beträgt demnach 0,40 und im konventionellen Ackerbau 0,70. Allerdings machen Croezen et al. (2011) klar, dass die Berechnungs- bzw. Bemessungsgrundlagen für diese recht deutliche Diskrepanz unklar bleiben.

Neben diesen vier in Croezen et al. (2014; 2011) zusammenfassend dargestellten Maßzahlen mit vergleichbaren Ausprägungen hinsichtlich der Biodiversitäts- bzw. Artenverluste im ökologischen vs. konventionellen Anbau sind vier weitere Indikatoren gegeben, deren Ausprägungen für die beiden genannten Landbewirtschaftungsintensitäten von Flächen ebenfalls in die eigene Analyse einfließen sollen:

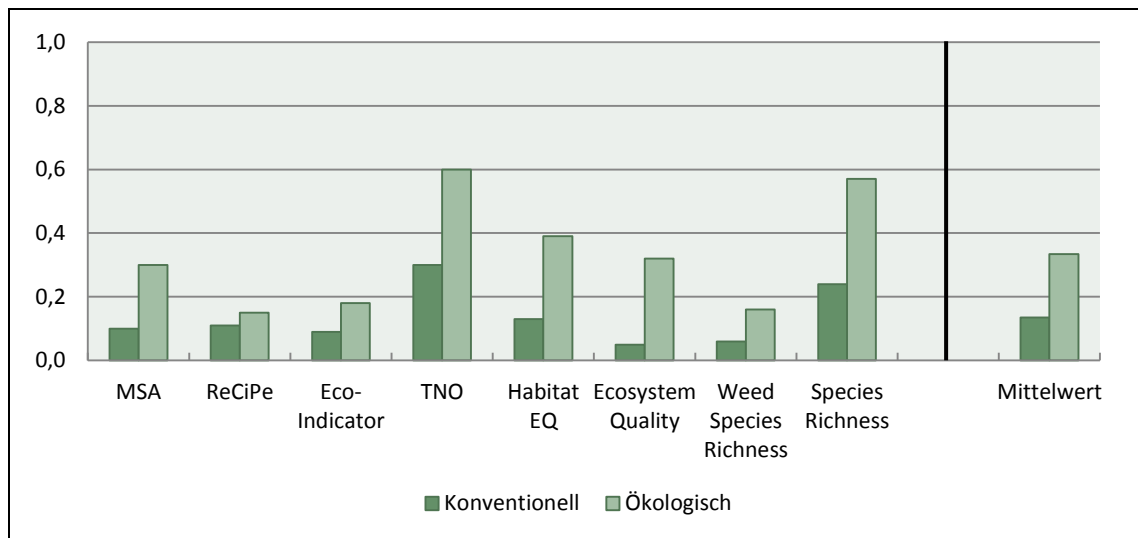
- Einen modifizierten MSA-Ansatz verfolgen Keeling und Lillywhite (2012) (vgl. hierzu auch Lillywhite et al., 2012). Mit ihren Forschungen begründen sie einen Äquivalenzfaktor (den so genannten „Habitat EQ“), der die – gemessen an natürlichen Habitaten – verbliebene mittlere Artendichte verschiedener Landbaumethoden auf der genutzten Fläche misst. Demzufolge ist im ökologischen Ackerbau mit einem Rückgang der Arten bzw. deren Populationsgröße von etwa 61 Prozent zu rechnen (PDF=0,61), auf vergleichbaren konventionell bewirtschafteten Flächen sind es 87 Prozent (PDF=0,87).
- Sodann ist auf einen Indikator einzugehen, der „Ecosystem Quality“ benannt wird und den Reidsma et al. (2006) für ihre umfassende Analyse von Biodiversitätswirkungen einer Ausdehnung der Fläche unter ökologischen Anbaumethoden in der EU verwendet haben. Dieser Indikator definiert sich über eine subjektive Zuweisung von Biodiversität je landwirtschaftlichem Betriebstyp. Schreibt man die in der Studie ausgewiesenen Raten einer Umstellung von konventionelle auf ökologische Wirtschaftsweisen fort, ergibt sich ein Verlust an Ökosystemqualität bei 100 Prozent ökologischem Ackerbau von 68 Prozent (PDF=0,68) und bei 100 Prozent konventionellem Ackerbau von 95 Prozent (PDF=0,95).
- Eingang in die eigene Analyse finden soll zudem ein Indikator nach Armengot et al. (2011), der als „weed species richness“ bezeichnet wird, also einen speziellen Teil der Biodiversität abbildet und für den die Autoren einen Rückgang der entsprechenden Artenvielfalt auf ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen von 84 Prozent ableiten (PDF=0,84); im vergleichbaren konventionellen Ackerbau sind es 94 Prozent (PDF=0,94).
- Schließlich ist der wissenschaftliche Ansatz von van Zeijts et al. (2011) bemerkenswert. Die Autoren definieren einen so genannten relativen Artenvielfaltsindikator („Species Richness“), der die verbleibende Anzahl von Arten in extensiv und intensiv bewirtschafteten Ackerbausystemen ins Verhältnis setzt zu den insgesamt in einer Region vorzufindenden Arten. Demnach



kommt der extensive (im Kontext dieser Studie der ökologische) Ackerbau auf einen PDF-Wert von 0,43; der intensive Ackerbau (hier die konventionelle Ackerbewirtschaftung) erreicht immerhin noch einen PDF-Wert von etwa 0,76.

Abbildung 3.1 führt die Ergebnisse dieser Meta-Analyse zusammen und zeigt auf, welche Artenvielfalt – gemessen an natürlichen Habitaten – auf ökologisch bewirtschafteten bzw. konventionell genutzten Ackerflächen noch vorhanden ist. Die Darstellung, die mathematisch aus der Subtraktion des jeweiligen PDF-Wertes vom Referenzwert (1,0) resultiert, erfolgt dabei für jeden einzelnen der zuvor skizzierten acht Indikatoren, aber auch im Mittel aller inkludierten Maßzahlen.

**Abbildung 3.1: Verbleibende Artenvielfalt bei Nutzung von Flächen im ökologischen bzw. konventionellen Landbau (1,0 = 100 Prozent)**



Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung.

In der Gesamtschau über alle ermittelten und hier genutzten Ausprägungen der Indikatorwerte zeigt sich, dass schon der ökologische Landbau je Flächeneinheit die in natürlichen bzw. naturnahen Habitaten eigentlich vorhandene Artenvielfalt bzw. Biodiversität um etwa zwei Drittel (67 Prozent) reduziert und demzufolge in der Lage ist, selbst nur etwa ein Drittel der ohne menschliches Zutun möglichen Artenvielfalt zu halten. Der konventionelle Anbau kommt insgesamt auf einen Verlust an Artenvielfalt von 86 Prozent, und 14 Prozent der natürlichen Artenvielfalt bleiben noch erhalten.

Dieses spezielle Ergebnis der Analyse mag dabei den Wert des ökologischen Landbaus für den Erhalt von verbleibender Biodiversität sogar überbetonen, und alle

folgenden Aussagen in diesem Kapitel 3 sollten demzufolge als eher zugunsten des ökologischen Landbaus ausfallend angesehen werden. Zu beachten ist in der Tat ein wahrscheinlicher Informationsbias, auf den Tuck et al. (2014) aufmerksam machen. Den größten Teil der Informationsbasis zur Ableitung von Biodiversitätswirkungen des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau und damit auch zur Etablierung von Biodiversitätsindikatoren, wie hier weiter oben dargestellt, bilden Studien, deren Design dazu führt, die besonderen Vorteile des ökologischen Landbaus besonders deutlich herauszustellen, indem z.B. von vornherein nach akademischen Abhandlungen der Ökologie und Umweltwissenschaften gesucht wurde (wie etwa bei Rahmann, 2011). Das führt tendenziell dazu, dass Resultate zugunsten des konventionellen Landbaus weniger repräsentiert sind oder gar ignoriert bzw. „korrigiert“ werden (vgl. Tuck et al., 2014).

Die genannten Autoren haben versucht, diesen Bias mit statistischen Methoden auszuklammern und kommen bei einer Neuauflage der Meta-Analyse durch Bengtsson et al. (2005) zu dem Schluss, dass der dort ausgewiesene flächenbezogene Biodiversitätsvorteil im ökologischen Landbau bei Ausschluss des Informationsbias um ca. 40 Prozent abnimmt. Entsprechend geringere Abstände weisen z.B. Jonason (2012), Schrader et al. (2011) und Weisskopf und Nemecek (2013) aus. Immer wieder wird vor diesem Hintergrund betont, dass der ökologische Landbau „im Durchschnitt“ lediglich eine um 30 Prozent höhere Biodiversität aufzeigt als der konventionelle Landbau (Batary et al., 2005; Fuller et al., 2005; Garrat et al., 2011; Hole et al., 2005; Tuck et al., 2014).

Jonason (2012) argumentiert – in einem schwedischen Kontext – sogar dahingehend, dass im Zeitablauf Biodiversitätsvorteile in den ersten Jahren nach der Umstellung auf ökologische Wirtschaftsweisen wieder verloren gehen können. Offensichtlich gehen mit andauernder Spezialisierung von ökologisch wirtschaftenden Betrieben und einem sich dauerhaft Stellen im Wettbewerb initiale Vorteile in Bezug auf Artenvielfalt zumindest in Teilen wieder verloren. Jonason (2012) macht in diesem Zusammenhang auf die Komplexität von Zusammenhängen aufmerksam, die erst noch verstanden werden müssen, will man eine zielgerichtete Politikentscheidung ermöglichen.

Dennoch soll an dieser Stelle konstatiert werden: Der ökologische Landbau übt oftmals weniger Druck auf die Biodiversität der bewirtschafteten Fläche aus, als es der konventionelle Landbau vermag, weil nicht jedes Unkraut und jeder Schädling mit geeigneten Mitteln bekämpft werden kann. Jedoch: Auch der ökologische Landbau vermindert die Artenvielfalt in einem erheblichen Maß. Damit bekräftigen diese partikularen Ergebnisse der Studie zweierlei:

- Zum einen etwas, das eigentlich schon längst bekannt ist: Der ökologische Landbau kann ein höheres Biodiversitätsniveau auf der konkreten Fläche ermöglichen, die Unterschiede zum konventionellen Landbau aber sind oft vergleichsweise klein (DEFRA, 2004).
- Zum anderen weitere Autoren, wonach der ökologische Landbau bei einigen Umweltparametern Vorteile haben kann, wenn die bewirtschaftete Flächeneinheit das alleinige Zielkriterium ist, jedoch nicht unbedingt, wenn die Einheit erzeugten Primärprodukts als zusätzliche Referenzgröße herangezogen wird (vgl. hierzu u.a. Meier et al., 2015; Krall, 2014; Tuomisto et al., 2012).

### **3.2 Wirkungen auf die Artenvielfalt in Deutschland aus der Produktperspektive bei Beachtung eines grundlegenden Zielkonflikts**

Unbestreitbar ist, dass die wachsende Weltbevölkerung und die damit verbundene zunehmende Nachfrage nach Nahrung, Wasser, Land und anderen knappen Ressourcen wie Energie den ohnehin großen Druck auf regionale und globale Ökosysteme erhöht. Der Erhalt der biologischen Vielfalt gehört in diesem Kontext sicherlich zu den größten Herausforderungen, neben dem Klimaschutz. Der andauernde Verlust der Artenvielfalt – auch durch Landnutzung und Landnutzungsänderungen (Souza et al., 2015) – ist dabei als ein wesentliches Problem erkannt. Die besondere Herausforderung für die deutsche, europäische und globale Landwirtschaft besteht darin, zeitgleich (a) den steigenden Nahrungs- und anderen Rohstoffbedarf zu decken und (b) die Biodiversität bzw. Artenvielfalt weitgehend zu erhalten.

Dabei ist es grundsätzlich unvermeidbar, dass moderne landwirtschaftliche Anbauverfahren, seien es nun ökologische oder konventionelle, die Biodiversität oder genauer die Artenvielfalt – gemessen an natürlichen Vorkommen – auf unterschiedlichste Art und Weise negativ beeinflussen. Offensichtlich geht es also darum einen klassischen Zielkonflikt zu minimieren, denn beide Ziele, Erhöhung der landwirtschaftlichen Primärproduktion und vermehrter Schutz von Biodiversität bzw. Artenvielfalt, sind gesellschaftlicher Konsens. Die eigentliche Herausforderung besteht somit darin, nach systemischen Ansätzen zu suchen, die diesen Zielkonflikt abschwächen.

Wie aber lässt sich ein solcher Zielkonflikt operationalisieren und damit auflösen oder zumindest minimieren? Analytisch ist das recht einfach zu handhaben. Zu fragen ist im konkreten Fall eines Konflikts, der zwischen dem Stopp oder wenigstens der Verlangsamung des Biodiversitätsverlusts auf der einen Seite und einer notwendiger Weise anwachsenden Agrarproduktion zur Sicherstellung der Bedarfe auf der anderen Seite besteht, entweder nach einer möglichst hohen Agrarproduk-

tion je Einheit Biodiversitätsverlust oder nach einem möglichst geringen Biodiversitätsverlust je erzeugter Einheit Agrarprodukt. Umzusetzen, d.h. zu internalisieren wären dann die Maßnahmen mit der jeweils besten Ratio.

Schon Benton et al. (2011), Gabriel et al. (2013), Sayer und Cassman (2013), Taube et al. (2006), Tschardt et al. (2012) sowie Vergez (2012) u.a. verlangen diese Sichtweise bzw. zielen darauf ab. Grundsätzlich gilt es, beide Zielbeiträge anhand eines Äquivalenzfaktors, der Biodiversitätsverlust ins Verhältnis setzt zur Produktion eines Agrargutes, zu analysieren (Vergez, 2012).

Dies soll auch im Folgenden vorgenommen werden. Definiert wird hier eine „Biodiversitätsverlust-Intensität“ (BVI) des deutschen Ackerbaus, die sich nach Gleichung (1) ergibt:

$$(1) \quad \text{BVI} = \text{PDF (in Prozent)} / \text{Ertrag (in Prozent, ökologischer Anbau} = 100)$$

Es wird also normiert, und die Ausprägung der BVI ist letztendlich einheitslos. Das vereinfacht die Vergleichbarkeit über Regionen und Kulturpflanzen und demzufolge auch eine mögliche spätere Aggregation bzw. einen entsprechenden Abgleich für verschiedene Biodiversitäts- oder Artenvielfaltsindikatoren, wie sie zuvor beschrieben wurden.

Zunächst aber soll hier anhand weiter oben diskutierter Daten zu den mittleren Erträgen und Verlusten an Artenvielfalt im ökologischen vs. konventionellen Landbau eine Durchschnittsbetrachtung durchgeführt werden. Schrittweise lässt sich folgendes Ergebnis für Gleichung (1) erzielen:

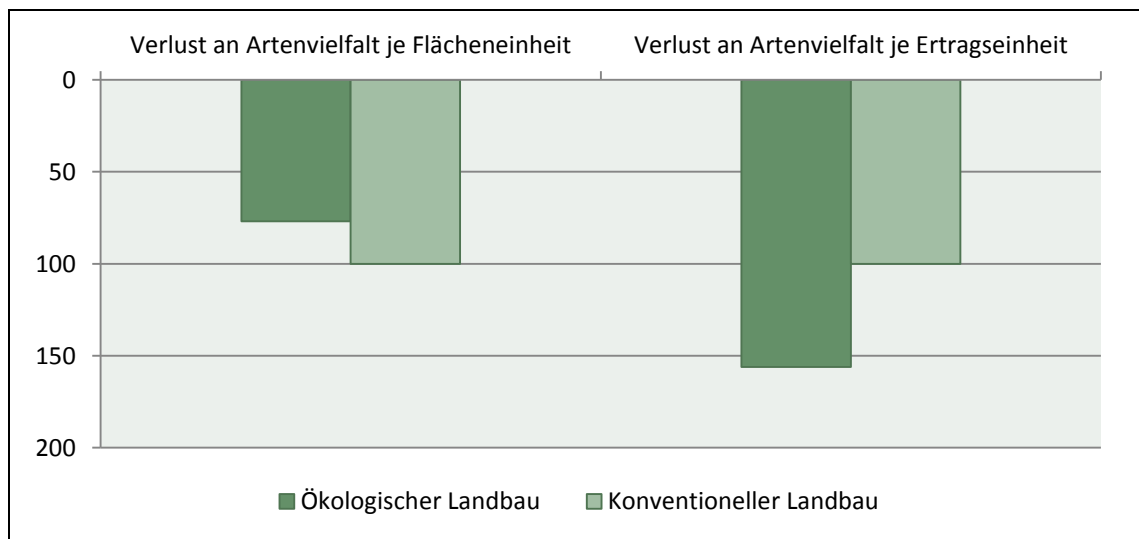
- Setzt man den Ertrag je ha aus dem ökologischen Ackerbau in Deutschland gleich 100 Prozent, dann erzeugt der konventionelle Landbau aktuell 203 Prozent dessen (vgl. die Argumentation im Anschluss an die Abbildungen 2.1 und 2.2).
- Gleichzeitig gehen im ökologischen Landbau – auf die Ackerfläche bezogen – den weiter oben identifizierten Indikatoren folgend im Mittel etwa 66,6 Prozent der ursprünglichen Biodiversität verloren, im konventionellen Landbau sind es 86,5 Prozent an Artenvielfalt in den betroffenen Arealen (vgl. Abbildung 3.1).
- Folglich gehen je Prozentpunkt Flächeneinheit 0,67 Prozent Biodiversität im ökologischen Landbau verloren (BVI=0,67), im konventionellen Landbau aber sind es nur 0,43 Prozent (BVI=0,43).
- Je Produkteinheit ist die BVI im ökologischen Landbau Deutschlands also über 55 Prozent höher als in modernen technologie- und produktivitätsgelenk-

ten Ackerbausystemen. D.h., eine gleiche Menge Agrarprodukt mit ökologischen Verfahren in Deutschland zu erzeugen kostet substantiell mehr und nicht weniger Artenvielfalt als unter konventionellen Anbaubedingungen.

Der mutmaßliche Biodiversitätsvorteil des ökologischen Landbaus, den er bei einer alleinigen Perspektive auf die bewirtschaftete Fläche – also im Kontext einer eindimensionalen Zielsetzung – noch haben kann, löst sich auf, wenn das Zielspektrum sinnvoll erweitert wird und die Produktion von Agrargütern als grundlegendes Ziel landwirtschaftlichen Handelns in das Entscheidungskalkül einfließt (zu den entsprechenden Zielen der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland vgl. u.a. § 1 des Landwirtschaftsgesetzes; dito für die EU, vgl. u.a. Bureau et al., 2012). Das schlussfolgerten schon Gabriel et al. (2013). Mehr noch: Der angenommene Vorteil des Ökolandbaus in puncto Artenvielfalt in der Fläche kehrt sich unter Rahmenbedingungen wie sie in einem hochproduktiven Land wie Deutschland herrschen in einen Nachteil um, wenn es gilt, realistischer Weise neben dem Ressourcenschutzziel ein zweites Ziel, hier Nahrungsmittelverfügbarkeit und Rohstoffversorgung, im Bewertungskalkül zu haben.

Abbildung 3.2 macht diese Umkehr in der Betrachtung bei angemessener Erweiterung des Zielspektrums noch einmal deutlich, indem die Verluste an Artenvielfalt je Flächeneinheit und je Ertragseinheit gegenüber gestellt werden.

**Abbildung 3.2: Verlust an Artenvielfalt je Flächeneinheit bzw. je Ertragseinheit durch ökologischen und konventionellen Landbau in Deutschland (Index, konventioneller Landbau = 100)**



Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung.

Setzt man den Beitrag des konventionellen Landbaus in Deutschland zum „Verlust an Biodiversität“ gleich 100, dann liegt der entsprechende Bias des konventionellen Landbaus bei einer eindimensionalen, nur auf die Fläche abstellenden Zielsetzung etwa bei 23 Prozent, denn mit dem ökologischen Landbau gehen „nur“ 77 Prozent der Artenvielfalt je Flächeneinheit (siehe linkes Säulenpaar in der Abbildung 3.2) verloren, die im konventionellen Landbau abhandenkommt. Bei einer mehrdimensionalen, auf die Ernte je Flächeneinheit abstellenden Zielsetzung ist das Gegenteil zu konstatieren: Der ökologische Landbau verursacht einen um 55 Prozent höheren Verlust an Artenvielfalt je Ertragseinheit (siehe rechtes Säulenpaar in der Abbildung 3.2).

Weitere, detailliertere Erkenntnisse lassen sich erzielen, wenn die soeben dargebrachte Analyse der BVI auf einzelne Indikatoren und Ackerkulturen heruntergebrochen wird. Nutzt man die der Abbildung 3.1 zugrundeliegenden PDF-Werte und die relativen Erträge des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau nach Abbildung 2.1 im Sinne von Gleichung (1), dann ergeben sich folgende in der Abbildung 3.3 ausgewiesenen BVI-Werte für den konventionellen und ökologischen Landbau in Deutschland.

**Abbildung 3.3: Biodiversitätsverlust-Intensität je Ertragseinheit im ökologischen und konventionellen Landbau in Deutschland (Indexwerte)**

		M S A	Re- Ci- Pe	Eco- Indi- cator	T N O	Habi- tat EQ	Eco- system Quality	Weed Species Richness	Species Rich- ness
<b>Weizen</b>	konventionell	0,39	0,38	0,39	0,30	0,37	0,41	0,40	0,33
	ökologisch	0,70	0,85	0,82	0,40	0,61	0,68	0,84	0,43
<b>Gerste</b>	konventionell	0,45	0,45	0,46	0,35	0,44	0,48	0,47	0,38
	ökologisch	0,70	0,85	0,82	0,40	0,61	0,68	0,84	0,43
<b>Anderes Getreide</b>	konventionell	0,42	0,42	0,43	0,33	0,41	0,44	0,44	0,36
	ökologisch	0,70	0,85	0,82	0,40	0,61	0,68	0,84	0,43
<b>Raps</b>	konventionell	0,50	0,49	0,50	0,39	0,48	0,52	0,52	0,42
	ökologisch	0,70	0,85	0,82	0,40	0,61	0,68	0,84	0,43
<b>Kar- toffeln</b>	konventionell	0,49	0,48	0,50	0,38	0,47	0,52	0,51	0,41
	ökologisch	0,70	0,85	0,82	0,40	0,61	0,68	0,84	0,43
<b>Zucker- rüben</b>	konventionell	0,74	0,74	0,75	0,58	0,72	0,79	0,78	0,63
	ökologisch	0,70	0,85	0,82	0,40	0,61	0,68	0,84	0,43

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung.

Dargestellt sind insgesamt 48 „Fallbeispiele“ eines Vergleichs des ökologischen zum konventionellen Landbau. In 43 (oder 90 Prozent) dieser Fälle weisen die entsprechenden Matrixwerte für den ökologischen Landbau einen höheren BVI aus. D.h., nicht nur im Mittel aller hier genutzten acht wissenschaftlichen Indikatoren lässt sich dem konventionellen Landbau ein Biodiversitätsvorteil zusprechen wenn neben dem Ressourcenschutzziel auch ein Versorgungsziel existiert, dieser Vorteil existiert i.d.R. auch für jeden einzelnen der hier identifizierten Indikatoren sowie für fast alle Ackerkulturen. Lediglich bei Zuckerrüben ergeben sich bisweilen Nachteile. Dies mag aber auch dem Tatbestand geschuldet sein, dass im ökologischen Landbau die Zuckerrübe ein Nischenprodukt ist (Drangmeister, 2011) und in „Insellage“ insbesondere auch von zielgerichteten Pflanzenschutzmaßnahmen der umgebenden konventionellen Landwirtschaftsunternehmen profitieren dürfte.

Die Ergebnisse bestätigen damit, was auch schon zu einer Reihe von (anderen) Nachhaltigkeitsindikatoren festgestellt wurde: Zunächst augenscheinliche Vorteile des ökologischen Landbaus in der bewirtschafteten Fläche, die bisweilen zu Tage treten, wenn man von dem eigentlichen Ziel des Landbaus – der Produktion von Nahrungsmitteln und landwirtschaftlichen Rohstoffen – abstrahiert, sind bei einer Betrachtung pro Einheit erwirtschaftetem Produkt oder Ertrag nicht mehr offensichtlich (vgl. hierzu u.a. Halberg, 2012). Diese Feststellung wird aktuell von Bavec und Bavec (2015) untermauert, die in der Gesamtschau auf bislang erfolgte Meta-Analysen zu den Umweltwirkungen des ökologischen vs. konventionellen Landbaus zu dem Schluss kommen, dass Vorteile des ökologischen Landbaus beim Flächenansatz bei Bezug auf die produzierte Einheit bzw. die Ertragsleistung im Mindesten verloren gehen.

## 4 Globale Biodiversitätseffekte des konventionellen und ökologischen Landbaus

Der Verlust von Biodiversität bzw. Artenvielfalt ist unbestritten eines der wichtigsten aktuellen Umweltprobleme. Das gilt jedoch nicht nur national, sondern vielmehr und vor allem auch global (vgl. u.a. Croezen et al., 2014). In diesem Zusammenhang ist zu betonen, dass Ertragsverluste in Deutschland durch ökologischen Landbau hierzulande gar nicht durch eine höhere Inanspruchnahme eigentlich notwendiger Agrarflächen aufgefangen werden können, denn eine solche massive Umwidmung natürlicher Habitate ist schon aus gesetzgeberischer Sicht unmöglich und wäre zudem gesellschaftlich nicht umsetzbar.

Insofern würden sich tatsächlich zu realisierende Biodiversitätseffekte zuvorderst außerhalb Deutschlands ergeben, weil die im ökologischen Landbau verloren gegangene Produktionsmenge über Außenhandelsaktivitäten wieder eingeführt werden würde, um die weiterhin existierenden Bedarfe an Nahrungsmitteln und landwirtschaftlichen Rohstoffen zu Fütterungs- und anderen Zwecken zu decken.

Zwei Szenarien sollen im Folgenden vor diesem zu erwartenden Handlungshintergrund untersucht werden:

1. Es gilt zum einen, die globalen Biodiversitätswirkungen einer politisch gewollten und unterstützten Ausdehnung des ökologischen Landbaus in Deutschland von aktuell ca. 6,3 Prozent (Statista, 2015a) auf 20,0 Prozent (Bundesregierung, 2012; siehe auch Möckel et al., 2015) zu bewerten.
2. Zum anderen soll evaluiert werden, welche diesbezüglichen Konsequenzen sich ergeben würden, wenn eine theoretisch mögliche komplette Umstellung auf den ökologischen Landbau bei Substitution verloren gegangener Agrarprodukte durch Außenhandelsaktivitäten anstehen würde.

Die Abbildung 4.1 zeigt auf, welche Tonnagen an eigentlich heimisch erzeugbaren Mengen zu den hier abgebildeten Ackerkulturen durch verminderte Exporte oder verstärkte Importe ersetzt werden müssten, um die Deckung der Nachfrage stabil zu halten. Grundlage für die entsprechende Einschätzung sind dabei neueste statistische Angaben aus BMEL (2015; 2014). Genutzt wurden dreijährige Durchschnittsdaten, um von erratischen Mengeneffekten, z.B. durch wechselnde Wetterbedingungen, zu abstrahieren. Es zeigt sich, dass bei einer Ausdehnung auf 20 Prozent Ökolandbau in Deutschland bereits über 2,0 Mio. t allein an Weizen verloren gehen würden, genug übrigens, um weltweit über 30 Mio. Menschen mit einer jährlichen Durchschnittsration an Weizen zu versorgen (siehe FAO, 2015a); bei einer kompletten Umstellung wären es sogar über 14 Mio. t. Die Einfuhrmengen der anderen Ackerkulturen ergeben sich entsprechend.



**Abbildung 4.1: Durch Außenhandel zu ersetzende Produktionseinbußen bei einer teilweisen oder kompletten Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland (in Mio. t)**

	„20 Prozent“-Szenario	„100-Prozent“-Szenario
<b>Weizen</b>	2,038	14,115
<b>Gerste</b>	0,755	5,231
<b>Anderes Getreide</b>	0,846	5,858
<b>Raps</b>	0,343	2,376
<b>Kartoffeln</b>	0,624	4,320
<b>Zuckerrüben</b>	0,586	4,060

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung.

Diese Mengen einzuführen verlangt *ceteris paribus*, d.h. bei gleichbleibenden Ernteerträgen in den anderen Teilen der Welt, nach zusätzlichen globalen Flächen für den Ackerbau, die entweder aus natürlichen Habitaten oder vergleichsweise extensiv genutztem Grasland gewonnen werden müssten. Wo wie viele dieser benötigten Flächen liegen und welche globalen Biodiversitätseffekte sich daraus ableiten lassen, lässt sich auf der Basis eines mittlerweile häufig erprobten und mehrfach veröffentlichten Verfahrens ermitteln.

*Exkurs: Bestimmung globaler Flächen- und Biodiversitätseffekte bei Änderungen inländischer Rahmenbedingungen für Agrarangebot und -nachfrage*

*Grundlage der hier anzuwendenden Analyse ist die begründete Annahme, dass eine Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland auch Produktionseffekte in anderen Weltregionen auslöst. Das ist zumal dann der Fall, wenn Angebotsabnahmen inländisch nicht durch Flächenausweitungen und kurzfristig auch nicht durch unmittelbare Produktivitätssteigerungen aufgefangen werden können. Verstärkte Transaktionen über den internationalen Handel transferieren dann Anreize zur Produktionssteigerung andernorts. Für den Agrarbereich ist das typisch.*

*Die weltweit durch Produktionsausweitungen infolge von Angebotsveränderungen in bestimmten Regionen (hier Deutschland) ausgelösten Flächeneffekte lassen sich mit dem Konzept des virtuellen Landhandels analysieren. Die Methodik für diesen Ansatz wurde erstmals in von Witzke und Noleppa (2010), die auch den Begriff „virtueller Landhandel“ geprägt haben, entwickelt. Seitdem ist das Konzept mehrmals überarbeitet und erfolgreich verwendet worden, so auch in Noleppa und Carlsburg (2014) und zuletzt in WWF Deutschland (2015). Mittlerweile ist der Ansatz auch als Bestandteil von zwei umfassenden peer-reviewed erschienenen Artikeln publiziert*

(Kern et al., 2013; Lotze-Campen et al., 2015) und darüber hinaus in der agrarökonomischen Forschung als Referenzsystem wissenschaftlich akzeptiert (u.a. Meier et al., 2014; UNEP, 2015). Grundzüge dieser Methodik wurden zudem bereits in statistischen Publikationen etabliert (Destatis, 2013a; b).

Mit dem Tool ist es möglich, die Landressourcen einer Region, die sie außerhalb ihres Territoriums verwendet, um die Nachfrage nach Ressourcen zu stillen, zu den in der Region ohnehin vorhandenen Landressourcen hinzuzufügen. Die für die entsprechenden Berechnungen benötigten essentiellen Daten zu internationalen Agrar-Handelsströmen und nationalen Erträgen je Flächeneinheit werden dabei Eurostat sowie FAO-Datenbanken entnommen (hier konkret: FAO, 2015b; Eurostat, 2015).

Da die internationalen Handelsdaten auf so genannten Standard International Trade Classification (SITC) Kategorien beruhen, die alle einem landwirtschaftlichen Primärprodukt zugeordnet werden können, ist es möglich infolge der Nutzung technischer Koeffizienten (vor allem laut FAO, 2012) zu bestimmen, welche Menge an einem Rohprodukt (z.B. Weizen) in einem konkret international gehandelten Gut (z.B. Weizenmehl) steckt. Hierbei sind ggf. Koppelungseffekte zu berücksichtigen, insbesondere im Ölsaatenbereich; diese sind ebenfalls aus FAO (2012) bekannt.

Kennt man zudem den nationalen Flächenertrag (in t/ha) für das Rohprodukt (hier wie gesagt aus FAO, 2015b), dann lässt sich aus dem Außenhandelsvolumen (in t) bei Angebotsänderungen unter Maßgabe gleichbleibender Handelspräferenzen, hier Deutschlands mit einzelnen Weltregionen und Ländern, der Flächenbedarf (in ha) in jeder Region bestimmen, mit denen Außenhandel betrieben wird.

Dies schafft auch die Basis für globale Biodiversitätsbetrachtungen. In der Vergangenheit sind verschiedene wissenschaftliche Ansätze erprobt und eine Reihe unterschiedlicher globaler (!) Biodiversitätsindikatoren entwickelt worden, die nun für die Analyse der mit diesen Flächenveränderungen einhergehenden Artenvielfaltsverlusten genutzt werden können. All diese Konzepte haben unterschiedlichste Vor- und Nachteile, und die meisten befinden sich noch immer in ihrer Entwicklung (vgl. hierzu Wright, 2011). Es sollen deshalb – und um die Unsicherheit der verschiedenen methodologischen Herangehensweisen abzubilden – in der vorliegenden Studie nicht nur einer, sondern zwei verschiedene Indikatoren zur Messung der Biodiversitätsveränderungen verwendet werden.

Der erste hier verwendete Indikator ist der Global Environment Facility Benefits Index of Biodiversity (GEF-BIO). Dieser Index wurde von Dev Pandey et al. (2006) entwickelt und hat als Indikator schon vor einigen Jahren Verwendung in wissenschaftlichen Studien gefunden (siehe z.B. Wright, 2011; UNEP, 2009); er kann zudem mit den hier verwendeten räumlichen Analysen kombiniert werden. Insbeson-

dere die folgenden Eigenschaften des GEF-BIO-Indikators lassen die Anwendung sinnvoll erscheinen:

- *Der GEF-BIO bildet sowohl den Status quo als auch Veränderungen der Biodiversität im Zeitablauf ab.*
- *Der Indikator bietet eine Kartierung und nationale Verteilung der Spezies und deren Bedrohungen über den gesamten Globus an. Die Biodiversität kann also sowohl auf Länderebene als auch global berechnet werden, was mit dem methodischen Ansatz des eigenen Tools zur Bestimmung von Landnutzungsänderungen übereinstimmt.*
- *Der Indikator ist bereits häufiger verwendet worden und beginnt sich zu etablieren. Darüber hinaus ist er konsistent mit den Zielen der Convention on Biological Diversity (CBD) und wird von verschiedenen internationalen Forschergruppen und Organisationen verwendet (siehe World Bank, 2015).*

*Der GEF-BIO misst grundsätzlich die relative Biodiversität eines Landes, basierend auf den Spezies dieses Landes, ihrer Gefährdung und der Vielfalt ihrer Habitate und Ökosysteme. Brasilien ist dabei definiert als das Land mit der höchsten Biodiversität. Das Land wird bewertet mit dem Index-Wert 100. Brasiliens Territorium setzt sich aus einer großen Vielzahl verschiedenster Ökosysteme zusammen, dem Amazonas, Cerrado, der Mata Atlantica, dem atlantischen Regenwald, etc. Brasilien gilt demzufolge als das Land mit der größten Diversität von Flora und Fauna weltweit. Nauru hingegen wird mit dem Index-Wert 0 bewertet. Nauru ist eine kleine Inselnation im Pazifischen Ozean mit nur sehr geringer Artenvielfalt, einigen wenigen Vögeln und Insekten sowie Kokos-Palmen, die auf einem schmalen fruchtbaren Küstenstreifen wachsen. Alle anderen Länder der Welt werden zwischen diesen beiden Extremen eingeordnet und erhalten Index-Werte, die größer als 0 und kleiner als 100 sind.*

*Der Argumentation des GEF-BIO-Indikators folgend, wird hier im Rahmen dieser Studie ein ha Land in Brasilien, der nicht landwirtschaftlich oder auf eine andere Art durch Menschen genutzt wird, mit 100 Biodiversitäts-Punkten bewertet. In Nauru wird ein solcher ha Land hingegen mit 0 Punkten bewertet. In allen anderen Ländern erfolgt das entsprechend ihrer individuellen Indexpunktzahl. Regionale Verluste an Flächen können dann als Verluste an Biodiversität gefasst werden, indem man die Anzahl der als natürliche oder naturnahe Habitate verlorenen Flächen pro Land (gemessen in ha) mit den national jeweils gültigen Index-Werten multipliziert und nachfolgend zu einem Gesamtwert aggregiert. Das heißt, führt eine bestimmte Entwicklung (z.B. eine Zunahme von Rapsimporten nach Deutschland infolge eines Übergangs zu ertragsärmeren Öko-Landbauverfahren im Rapsanbau) zu einer Inanspruchnahme von Flächen andernorts, die in der Summe*

beispielsweise mit 1.000.000 Index-Punkten bewertet werden kann, bedeutet dies in der Konsequenz, dass globale Biodiversität, d.h. Flora und Fauna, verloren geht, die der Artenvielfalt von 10.000 ha tropischem Regenwald oder Cerrado-Land in Brasilien entspricht.

Der zweite Biodiversitäts-Indikator, der hier verwendet werden soll, ist der so genannte National Biodiversity Index (NBI). Dieser Index wurde von der CBD selbst entwickelt; die wesentlichen Inhalte sind in CBD (2001) dokumentiert. Der NBI basiert auf Schätzungen zum Vorkommen und der Reichhaltigkeit von vier verschiedenen Landwirbeltier-Gruppen und vaskulärer Pflanzen in einem Land. Wirbeltiere und vaskuläre Pflanzen werden im Index gleich gewichtet. Beim NBI wird dem Land mit der höchsten Biodiversität eine 1,00 zugeordnet; der NBI definiert dann Indonesien als das Land mit der höchsten Biodiversität. Das Land mit der niedrigsten Biodiversität im Kontext des NBI ist Grönland und wird mit einer 0,00 bewertet. Alle anderen Länder liegen wieder dazwischen. Länder mit einer Fläche von kleiner als 5.000 km<sup>2</sup> werden indessen nicht berücksichtigt.

Das Grundprinzip ist also dem des GEF-BIO sehr ähnlich. So wird der NBI auch hier genutzt, indem nationale Indexwerte mit regionalen Flächeneffekten multipliziert und dann die Produkte dieser linearen Transformation aggregiert werden.

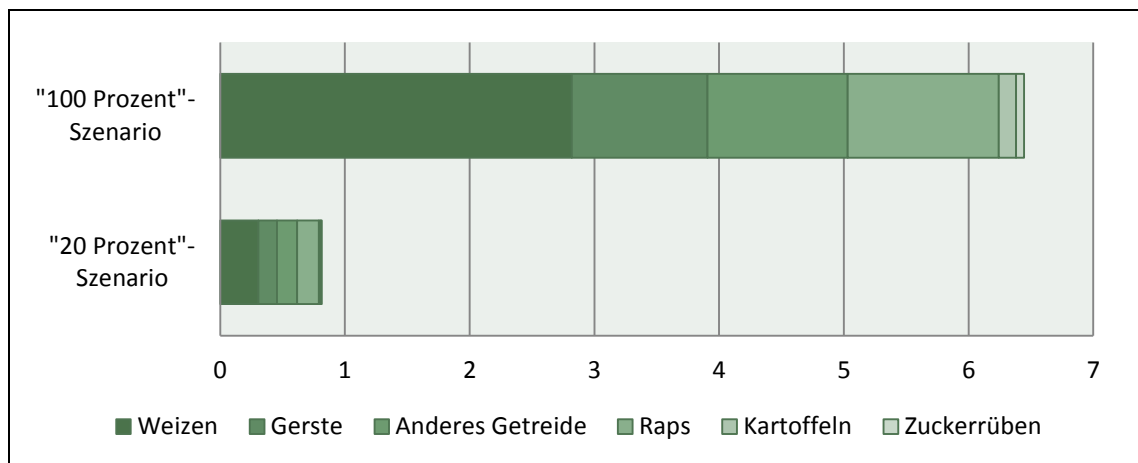
Um den NBI und den GEF-BIO miteinander vergleichen zu können, müssen die Ergebnisse des NBI dann lediglich noch mit 100 multipliziert werden. Dennoch sind Unterschiede der beiden Berechnungskonzepte globaler Biodiversitätswirkungen infolge veränderten menschlichen Verhaltens, hier Angebotsveränderungen durch Umstellung auf Ökolandbau in Deutschland, offensichtlich:

- Aggregiert man alle Biodiversitäts-Index-Punkte des GEF-BIO-Indikators, dann beläuft sich die gegenwärtige globale Biodiversität von naturbelassenen und naturnahen Flächen auf 289 Mrd. Indexpunkte. Dies bedeutet, dass die derzeitige globale Biodiversität gleich der Artenvielfalt ist, die auf (theoretischen) 2,89 Mrd. ha brasilianischer Ökosysteme gefunden werden kann. Dies ist mehr als das Doppelte der globalen Ackerfläche und acht bis neun Mal so viel, wie die Fläche des brasilianischen Amazonasgebietes (FAO, 2014; OBT, 2013).
- Mit dem NBI-Indikator kommt man sogar auf 475 Milliarden Index-Punkte. Das entspricht 4,75 Mrd. ha artenreicher Ökosysteme, wie man sie (theoretisch) in Indonesien finden kann, und dies entspricht wiederum beinahe der weltweiten landwirtschaftlichen Nutzfläche, die mit etwa 4,9 Mrd. ha knapp darüber liegt (FAO, 2014).

*Es wird deutlich: Das Analysieren und Quantifizieren von globaler Biodiversität ist ein komplexer Vorgang, und die Forschung in diesem Bereich steht – wie andere an Quantifizierungen ausgerichtete Forschungsfragen zum Thema – noch am Anfang. Dennoch erlaubt die Nutzung der beiden vorgestellten Indikatoren zumindest wertvolle Einblicke in die potenziellen Veränderungen von globaler Biodiversität, hervorgerufen durch sich verändernde Angebote, etwa bei Zunahme des ökologischen Landbaus in Deutschland.*

Die Abbildung 4.2 stellt in diesem Zusammenhang dar, welche weltweit zusätzlichen benötigten Flächen auf die einzelnen Ackerkulturen entfallen, wenn in Deutschland teilweise oder komplett auf den ökologischen Landbau umgestellt werden würde. Als Referenzsystem dafür dienen die in Noleppa und Carlsburg (2015) veröffentlichten neuesten Daten zum gegenwärtigen Flächenanspruch Deutschlands im Ausland.

**Abbildung 4.2: Zusätzlicher Flächenanspruch im Ausland bei einer teilweisen oder kompletten Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland, nach Ackerkulturen (in Mio. ha)**



Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung.

Demnach ist bei einer teilweisen Umstellung (20 Prozent) auf den ökologischen Landbau mit einer zusätzlichen globalen Flächeninanspruchnahme von ca. 815 000 ha zu rechnen; bei einer vollständigen Umstellung wären es sogar fast 6,5 Mio. ha. Zum Vergleich: Dies entspricht bei einer teilweisen Umstellung in etwa der gesamten Ackerfläche Haitis oder Namibias bzw. fast dem Territorium Berlins; bei einer kompletten Umstellung ist der zusätzliche Flächenbedarf in etwa so groß wie die Hälfte der Ackerfläche solcher Länder wie Sudan oder Niger (NationMaster, 2015); 6,5 Mio. ha entsprechen auch fast dem Territorium Bayerns (vgl. Statista, 2015b).

Die weltweit zusätzlich benötigten Flächenareale sind dabei deutlich größer als die von der Umstellung in Deutschland betroffenen Flächen, die bei den angegebenen Ackerkulturen fast 600 000 ha (bei 20 Prozent Umstellung) bzw. über 4,0 Mio. ha (bei 100 Prozent Umstellung) ausmachen. Dieses Ergebnis liegt in den hohen Erträgen in Deutschland im Vergleich zum Rest der Welt begründet und unterstreicht noch einmal den enormen Flächenproduktivitätsvorsprung im deutschen Ackerbau, auf den man ggf. verzichten würde.

Regional unterschiedlich würden diese Flächen nach erfolgter teilweiser oder kompletter Umstellung auf den ökologischen Landbau in etwa in folgender mit Abbildung 4.3 aufgezeigter Größenordnung aus den einzelnen Weltregionen stammen.

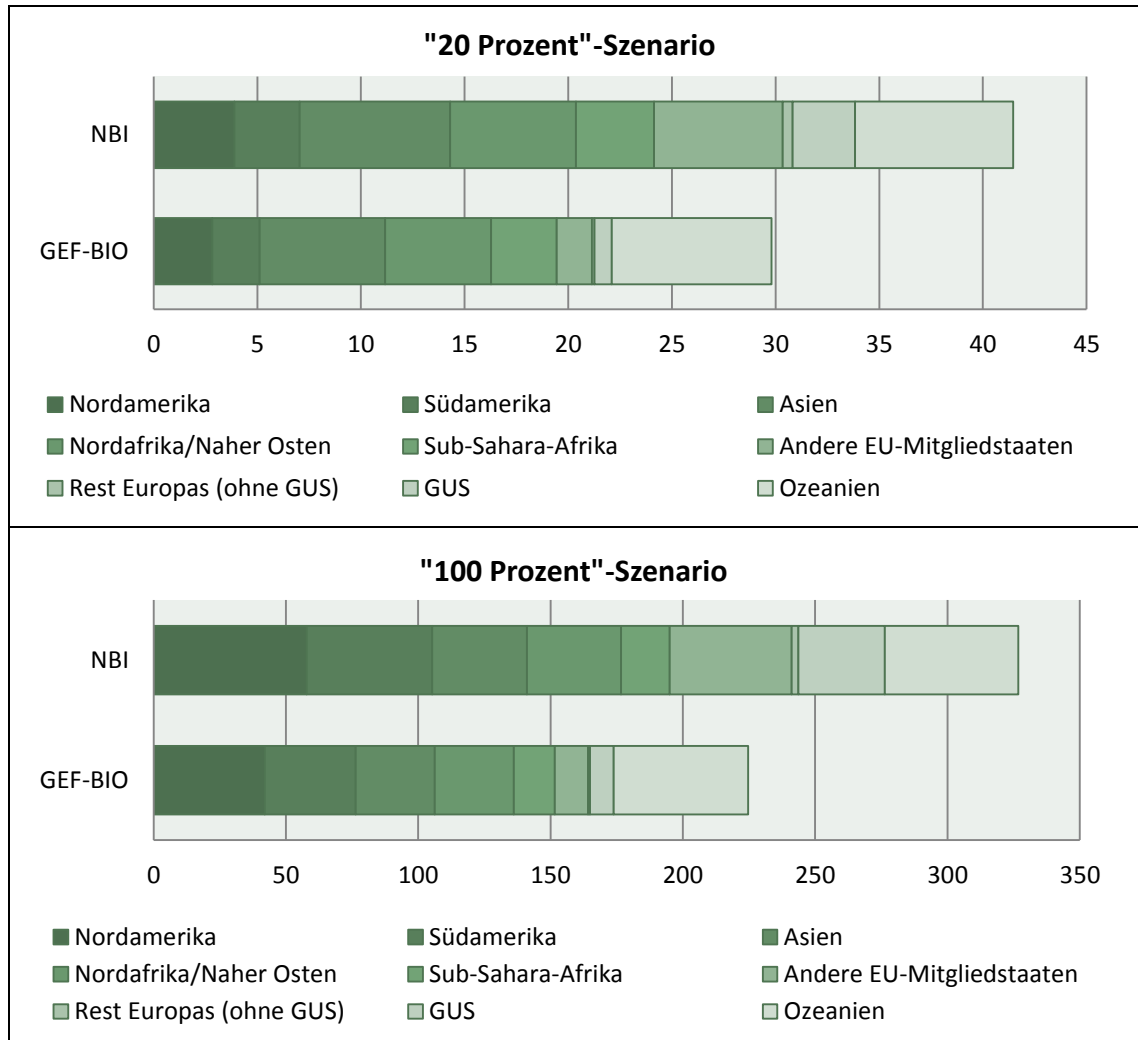
**Abbildung 4.3: Zusätzliche Flächeninanspruchnahme im Ausland bei einer teilweisen oder kompletten Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland, nach Regionen (in Mio. ha)**

	"20 Prozent"-Szenario	"100 Prozent"-Szenario
<b>Nordamerika</b>	0,075	1,114
<b>Südamerika</b>	0,061	0,911
<b>Asien</b>	0,092	0,456
<b>Nordafrika/Naher Osten</b>	0,170	0,993
<b>Sub-Sahara-Afrika</b>	0,105	0,512
<b>Andere EU-Mitgliedstaaten</b>	0,141	1,051
<b>Rest Europas (ohne GUS)</b>	0,011	0,057
<b>GUS</b>	0,068	0,746
<b>Ozeanien</b>	0,092	0,605
<b>Total</b>	<b>0,815</b>	<b>6,445</b>

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung.

Alle anderen Regionen der Erde wären also von einer mehr oder weniger hohen zusätzlichen Flächeninanspruchnahme Deutschlands betroffen und müssten Grasland umbrechen oder natürliche Habitats in Kultivierung nehmen. Die auf den jeweiligen Arealen in den spezifischen Regionen aktuell noch vorhandene Biodiversität und beheimateten Arten würden darunter leiden und z.T. auch verloren gehen. Der entsprechende Biodiversitätseffekt ergibt sich gemäß den methodischen Ausführungen im weiter oben beigefügten Exkurs, in dem der jeweilige nationale Indexwert für den GEF-BIO bzw. NBI mit den abgeleiteten konkreten zusätzlichen Flächenansprüchen in der Region multipliziert wird. Das Ergebnis ist in Abbildung 4.4 getrennt für das „20 Prozent“-Szenario und das „100-Prozent“-Szenario dargestellt.

**Abbildung 4.4: Globale Biodiversitätsverluste bei einer teilweisen oder kompletten Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland (in Mio. Indexpunkten)**



Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung.

Schon die politisch gewollte Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland auf 20 Prozent der Fläche hätte gravierende Folgen. Auf der Basis des GEF-BIO würden fast 30 Mio. Indexpunkte Biodiversität verloren gehen; das entspricht der heutigen Artenvielfalt von 300 000 ha brasilianischer Ökosysteme bzw. der Biodiversität, wie sie auf ca. 5,8 Mio. ha kasachischer Steppe verortet wird. Das von einer teilweisen Umstellung auf den Ökolandbau in Deutschland ausgehende Gefährdungspotenzial ist also ebenso groß wie das von ca. acht Monaten Abholzung im Amazonas (vgl. Butler, 2014) oder einer Vergrößerung der Ackerlandfläche in Kasachstan um etwa 25 Prozent (NationMaster, 2015).

Ähnlich gravierend wären die Konsequenzen bei Nutzung des NBI. Hier würden bei teilweiser Umstellung über 41 Mio. Indexpunkte Biodiversität (oder äquivalent dazu Artenreichtum von 415 000 ha indonesischen Urwalds oder von naturbelassener Flächen in der Ukraine in einer Größenordnung von fast genau 1,0 Mio. ha) verloren gehen; bei einer vollständigen Umwidmung wäre es sogar Biodiversität im Äquivalent zu fast 3,3 Mio. ha natürlicher Habitate in Indonesien bzw. nahezu 8,0 Mio. ha in der Ukraine. Auch hier ein entsprechender Vergleich zum Gefährdungspotenzial: Dieses entspricht bei einer teilweisen Umstellung ca. der aktuell jährlichen Zunahme und bei einer vollständigen Umstellung in etwa der gesamten Zunahme der Palmöflächen in Indonesien zwischen den Jahren 2005 und 2013 (FAO, 2015b); und in Bezug auf die Ukraine wäre das Verlustgeschehen ähnlich dem einer Neukultivierung von Ackerland in diesem Land in einer Größenordnung von bis zu einem Viertel der bereits vorhandenen Ackerfläche (NationMasters, 2015).

Diese globale Perspektive sollte neben der regionalen Perspektive unbedingt beachtet werden, vielleicht sogar in den eigentlichen Vordergrund der Analyse rücken, denn es ist entscheidend, ob wir mit unserem Tun nicht nur hier etwas verändern, sondern auch andernorts. Gerade im Kontext der Biodiversität ist das wichtig, denn nicht Deutschland, vielmehr weite Teile Südamerikas, Sub-Sahara Afrikas sowie Südasiens und Südostasiens gelten als Hotspots der globalen Artenvielfalt, denn weltweit nimmt die Biodiversität zum Äquator hin zu, und sind bereits aktuell durch agrarisch geprägte Landnutzung und vielmehr noch Landnutzungsänderungen am höchsten von Biodiversitätsverlusten betroffen (Hood, 2010).



## 5 Einordnung der Studienergebnisse in die aktuelle Wissenschaftsdebatte

Im Rahmen dieser Studie wurde eine Fülle von aktuellen statistischen Daten, neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen sowie weiteren Informationen aus der öffentlichen Debatte genutzt, um Ertragsunterschiede zwischen dem ökologischen und konventionellen Land- bzw. Ackerbau in Deutschland und daraus resultierende Wirkungen auf Biodiversität bzw. genauer: Artenvielfalt zu eruieren. Die Perspektive dabei ist eine neue, eine zweidimensionale, die gesellschaftlich gleichermaßen anerkannte Umwelt- und Produktionsziele inkludiert. Die gewonnenen Erkenntnisse aus dieser Synopse überraschen insofern, als dass auf der Basis wissenschaftlich begründeter Indikatoren der Verlust an Artenvielfalt in Deutschland (und global) je Ertragseinheit, d.h. je produzierter Einheit Agrarprodukt, im ökologischen Landbau mit seinen spezifischen Pflanzenschutzmaßnahmen größer ist als im konventionellen Landbau mit adäquaten Pflanzenschutzmanagementstrategien.

Dieses zentrale Ergebnis lässt sich in der aktuellen wissenschaftlichen Diskussion positionieren und verankern. Forscher und Praktiker diskutieren vielfach und vielfältig, welche Landmanagement- und Landnutzungsoptionen unter Restriktionen den größten Beitrag für Umweltschutzziele im Allgemeinen und Biodiversitätsbelange im Speziellen erbringen. Bekannt ist diese Diskussion als „Land sharing“- vs. „Land sparing“-Debatte. Nachgegangen wird in dieser Debatte insbesondere der folgenden Frage: Wie lässt sich der dualen Herausforderung der Versorgungssicherung einer global anwachsenden Bevölkerung auf der einen Seite und dem Schutz lokaler wie globaler Biodiversität auf der anderen Seite am besten begegnen?

Die Befürworter eines „Land sharing“ argumentieren zuvorderst, dass mittels extensiverer Landnutzung eine erhöhte Artenvielfalt auf der bewirtschafteten Fläche durchaus erreicht werden kann, ohne dass sich dies unmittelbar in einer Verschlechterung der Erträge bzw. der Versorgungssituation bemerkbar machen würde (vgl. u.a. Chapell und LaValle, 2009; Fischer et al., 2011; Geiger et al., 2010) – ein Argument, das angesichts der Ergebnisse dieser Studie zumindest im Hinblick auf Deutschland und den hier praktizierten ökologischen bzw. konventionellen Landbau neu diskutiert und überdacht werden muss. Die Diskussion pro „Land sharing“ betont dabei immer wieder, dass entweder Mittel fehlen, um einen effektiveren anderen Schutz von Flächen (etwa Renaturierung ganzer Areale) zu gewährleisten, oder viele Böden für die intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung gar nicht geeignet seien (vgl. hierzu u.a. Fischer et al., 2011). Zudem könnten mit diesem Ansatz andere externe Faktoren – etwa Krankheitsdynamiken (Men-

denhall et al., 2013) und sozio-politische Rahmenbedingungen (Perfecto und Vandermeer, 2010; Phelps et al., 2013) – gleich mit verändert werden.

Auffallend ist, dass diese Diskussion zumeist Probleme von besonderer Relevanz in einem Entwicklungslandkontext aufgreift bzw. gerade solche Aspekte – ungeeignete Böden, fehlende finanzielle Anreize – betont, die für ein vergleichsweise wohlhabendes und zudem hoch produktives Land im Agrarbereich wie Deutschland nicht oder nur sehr eingeschränkt zutreffen.

In der Tat unterstützen die im Rahmen der hier vorgebrachten Analyse erzielten Ergebnisse vielmehr den „Land sparing“-Gedanken, wonach es gerade die intensive Bewirtschaftung von Agrarflächen erlaubt, die Flächenerträge zu erhöhen und somit andernorts nicht kultiviertes Land zu schützen, das mehr Biodiversität in sich trägt als vergleichsweise extensiv bewirtschaftete Ackerflächen. Die Vertreter dieses Ansatzes stimmen dabei – wie es auch diese Studie aussagt – ausdrücklich darin überein, dass der dafür notwendige verstärkte Einsatz von ertragssteigernden und ertragssichernden Betriebsmitteln im Agrarsektor zu einer Reduzierung von Artenvielfalt auf der bewirtschafteten Fläche führen kann, jedoch ist der Nettoeffekt auf die Biodiversität durch den mehr oder weniger vollständigen Schutz anderer Flächen vor landwirtschaftlicher (und anderer anthropogener) Inanspruchnahme positiv (vgl. u.a. Egan und Mortensen, 2012; Matson und Vitousek, 2006; Phalan et al., 2011).

Das gilt zumal in der internationalen Perspektive und vor dem Hintergrund neuerer in *Nature* veröffentlichter Prognosen. Newbold et al. (2015) zufolge wird in Zukunft die globale Artenvielfalt bzw. Biodiversität vor allem dann abnehmen, wenn es nicht gelingt, die weltweite Flächenausdehnung für landwirtschaftliche Zwecke dort in den Griff zu bekommen, wo Hotspots der Biodiversität lokalisiert sind, etwa bei vielen unserer Handelspartner für Agrarprodukte. Die Autoren sehen Kompensationsmöglichkeiten vor allem in der weiteren umfassenden Nutzung von Agrarflächen dort, wo die natürliche Biodiversität per se vergleichsweise gering ist und historisch gesehen Konversion von Land für agrarische Nutzung schon längst stattgefunden hat. Explizit wird in diesem Zusammenhang Europa, d.h. also auch Deutschland, angesprochen.

Insofern kann im Umkehrschluss und vor dem Hintergrund der hier erzielten Ergebnisse von einem „Grünen Paradoxon“ (zum Begriff vgl. Sinn, 2012) gesprochen werden. Dieses drückt sich im konkreten Fall darin aus, dass bei einer allzu starken Fokussierung auf den ökologischen Landbau in Deutschland zwar einige positive Beiträge zur Artenvielfalt auf den dann vergleichsweise extensiv bewirtschafteten Flächen erbracht werden können, diese aber mit deutlich negativeren Bio-

diversitätseffekten auf Flächen andernorts in Deutschland bzw. weltweit erkaufft werden müssten und der Nettonutzen folglich negativ ist.

Es sind diese zunehmend – u.a. in Grau et al. (2013), Meyfroidt et al. (2013) und Weinzettel et al. (2013) – diskutierten und auch hier analysierten Überwälzungseffekte, die auf die hohe Komplexität in der Analyse des trade-offs zwischen den verschiedenen Zielbereichen und einer adäquaten Entscheidungsfindung im Kontext von Artenvielfalt und Landbewirtschaftung hindeuten. Diese Komplexität ist bis heute nur unzureichend erkannt, und es besteht gravierender Forschungsbedarf (Blackmore, 2015; Fischer et al., 2014).

Diese Studie hat einen besonderen Erkenntnisgewinn zur Reduzierung dieser Komplexität beigetragen, indem sie auf der Basis objektiver Daten und zuverlässiger wissenschaftlicher Methoden argumentiert und in der Essenz oftmals allzu schnell vorgebrachte Glaubensgrundsätze zur scheinbaren Wirkung unterschiedlich intensiver Landbewirtschaftungskonzepte auf die Artenvielfalt für ein im Agrarbereich hochproduktives Land wie Deutschland in Frage stellt. Sie erbringt insbesondere einen konsensorientierten Beitrag zur erst jüngst wieder durch Küster (2015) geforderten Entideologisierung der Diskussion um die Auflösung von Zielkonflikten im Kontext von Natur- und Umweltschutz, weil sie neues Know-how in die gesellschaftliche Debatte einfließen lässt, auf den ersten Blick diametral entgegengesetzt ausgerichtete Ziele methodisch sinnvoll zusammenführt und mit den konkreten Ergebnissen zur Auflösung von möglichen Zielkonflikten im Mindesten den Erfahrungshorizont für künftige politische Entscheidungen erweitert.

In der Tat lässt sich seit den letzten Jahren und Jahrzehnten eine zunehmende Politisierung des Umwelt- bzw. Naturschutzes beobachten, was mithin zu einer Polarisierung von Ökonomie und Ökologie führt und in der Konsequenz konsensfähige Politikentscheidungen erschwert. Vor diesem Hintergrund und dem dieser Studie muss es in der Zukunft darum gehen und gesamtgesellschaftliche Aufgabe sein, mögliche Zielfortschritte neu auszuhandeln und die verschiedenen (ökologischen, ökonomischen und sicherlich auch sozialen) Interessen abzuwägen (Reichholf, 2015), d.h. einer Kosten-Nutzen-Überlegung zuzuführen, und schließlich diesen Abwägungsprozess in „win-win“ Situationen zu überführen (vgl. Smith, 2014).

Dass solche Kosten-Nutzen-Abwägungen wissenschaftsbasiert möglich sind und auf dieser Basis multidimensionale Lösungsansätze, diskutiert am Beispiel hochproduktiver Agrarsysteme wie in Deutschland, identifiziert werden können, haben die Betrachtungen in dieser Studie aufgezeigt. In der Tat kann eine auf sinnvollem und effizientem Ressourceneinsatz beruhende konventionelle und damit intensive Landbewirtschaftung einen wichtigen Anteil leisten, um in Deutschland substantielle Beiträge zur gleichzeitigen Befriedigung unterschiedlicher globaler Nachhal-

tigkeitsziele wie Ernährungs- und Versorgungssicherheit und Biodiversitätsschutz zu erbringen.

Daran ändert sich im Übrigen nichts, wenn die Diskussion weiterer Stellschrauben in das private, öffentliche und/oder politische Entscheidungskalkül einfließt. Ressourcen – seien es nun finanzielle oder natürliche – gilt es immer effizient zu nutzen, selbst wenn infolge von z.B. weniger weggeworfenen Lebensmitteln, eines insgesamt gesünderen Ernährungsverhaltens, abnehmender Flächenversiegelungen für urbane und infrastrukturelle Maßnahmen, etc. der Druck auf die in Deutschland, der EU und global beanspruchten Agrarflächen und der damit zusammenhängenden Biodiversität abnehmen würde.

Diese Zusammenhänge deutlich offenzulegen und darüber hinaus nicht nur zu erforschen, wie viel Biodiversität insgesamt durch unterschiedliche Landnutzungssysteme bei Wirken mehrerer Ziele betroffen ist, sondern außerdem zu ergründen welche spezifische Qualität von Arten und welches konkrete Spektrum der Artenzusammensetzung – z.B. auch abseits von genutzten Ackerflächen in der weiteren Landschaft – beeinflusst werden, mögen nächste Schritte der wissenschaftlichen Auseinandersetzung darstellen. Diese Studie ist deshalb nur ein erster Schritt hin zu einem besseren Verständnis von regionalen und globalen Biodiversitätswirkungen einer modernen und produktivitätsorientierten, d.h. wirtschaftlich effizienten und zugleich ressourcenschonenden, Landbewirtschaftung inklusive entsprechender Pflanzenschutzstrategien.

## 6 Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlung

Ziel dieser Studie war, die aktuellen Ertragsunterschiede zwischen dem ökologischen Landbau auf der einen Seite und dem konventionellen Ackerbau auf der anderen Seite für Deutschland zu beziffern und auf dieser Basis abzuleiten, welche Auswirkungen aus diesen Bewirtschaftungsformen, denen auch immer bestimmte Pflanzenschutzstrategien zugrunde liegen, auf die Artenvielfalt in Deutschland und die globale Biodiversität resultieren. Schlussfolgernd lassen sich die hierzu gewonnenen Erkenntnisse wie folgt in zwölf Thesen, die eine grundsätzliche Handlungsempfehlung mit einschließen, zusammenfassen:

1. Im gewogenen Mittel aller Hauptackerkulturen werden im ökologischen Landbau Deutschlands 51 Prozent geringere Erträge als in der konventionellen Landbewirtschaftung erzielt. Der Abstand ist damit entgegen anderslautenden öffentlichen und politischen Meinungen sogar über die Zeit angewachsen, und er ist besonders groß in spezialisierten Marktfruchtbetrieben.
2. Diese Ergebnisse zu den Flächenerträgen in vergleichbaren konventionellen bzw. ökologischen Betrieben Deutschlands halten einer wissenschaftlichen Bestandsaufnahme stand, denn sie werden von zahlreichen anderen Forschern sowohl in der Tendenz als auch im konkreten Ausmaß bestätigt.
3. Die Auswirkungen der beiden unterschiedlichen Landbaumethoden und der sie charakterisierenden Ertragsunterschiede auf die Biodiversität zu bemessen stellt eine besondere Herausforderung dar, denn es gibt in der Wissenschaft keinen Standard der Quantifizierung von durchaus komplexer Biodiversität. Vielmehr erlaubt der aktuelle Stand des Wissens lediglich, besondere Ausprägungen von Artenvielfalt zu betonen: Für die Bemessung von jeweils spezifischer Artenvielfalt gibt es bereits zahlreiche Indikatoren.
4. Für den Untersuchungsgegenstand des ökologischen vs. konventionellen Landbaus in Deutschland konnten insgesamt acht dieser Indikatoren, die einen solchen Vergleich erlauben, identifiziert und genutzt werden. Im Ergebnis zeigt sich, dass alle acht Indikatoren dem ökologischen Landbau Vorteile in Bezug auf die verbleibende Artenvielfalt von Ackerflächen einräumen.
5. Jedoch zeigen die Indikatoren in ihrer Gesamtheit auch, dass bereits der ökologische Landbau einen gravierenden menschlichen Eingriff in natürliche Ökosysteme darstellt und Artenvielfalt in erheblichem Maß abhandenkommen lässt. Der konventionelle Landbau steuert dann nur noch vergleichsweise wenig zusätzlichen Verlust bei. Konkret beträgt den Berechnungen zufolge der Rückgang von Artenvielfalt in Deutschland im Durchschnitt der betrachteten Indikatoren auf den Agrarflächen für den ökologischen Landbau 67 Prozent und 86 Prozent auf denen des konventionellen Landbaus.

6. Vor diesem Hintergrund ist zu konstatieren: Der ökologische Landbau übt oftmals weniger Druck auf die Artenvielfalt in der bewirtschafteten Fläche aus, als es der konventionelle Landbau vermag, weil nicht jedes Unkraut und jeder Schädling mit geeigneten Mitteln bekämpft werden kann. Die Perspektive ändert sich jedoch, wenn das alleinige Ziel Artenschutz um eine zweite, gesellschaftlich ebenso relevante Zielsetzung – Sicherstellung der Versorgung mit landwirtschaftlichen Primärprodukten – erweitert wird.
7. Der deutliche Ertragsvorsprung des konventionellen Landbaus gegenüber dem ökologischen Landbau in Deutschland führt dazu, dass je Ertragseinheit und damit je produzierter Menge landwirtschaftlichen Primärprodukts deutlich weniger Artenvielfalt mit konventionellen Bewirtschaftungsmethoden verloren geht als bei Einsatz der ökologischen Alternativen. Im Durchschnitt aller Hauptackerkulturen und hier genutzten wissenschaftlichen Indikatoren für Artenvielfalt ist der entsprechende Verlust im ökologischen Landbau um ca. 55 Prozent höher als beim Einsatz moderner, produktivitätssteigernder Technologien im Ackerbau. Das gilt auch für 90 Prozent aller einzelnen Ackerkulturen und hier genutzten Indikatoren.
8. Diese Ergebnisse bestätigen damit, was auch schon zu einer Reihe von anderen Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren in der wissenschaftlichen Debatte festgestellt wurde: Zunächst ggf. vorhandene Vorteile des ökologischen Landbaus auf der bewirtschafteten Fläche sind bei einer Effizienzbetrachtung, d.h. je erzeugter Einheit Produkt oder Ertrag, nicht mehr offensichtlich. Sie können sogar komplett verloren gehen und zu einem Nachteil – zumal in hochproduktiven Ländern wie Deutschland – werden.
9. Das gilt uneingeschränkt auch nach einer Erweiterung der nationalen Perspektive um eine globale Sichtweise. Überwälzungs- bzw. Verlagerungseffekte auf den internationalen Agrarmärkten führen bei Produktionseinbußen – z.B. durch eine vermehrte Umstellung auf ökologischen Landbau in Deutschland – zu einer Ausweitung der Erzeugung in anderen Ländern und Weltregionen. Außenhandelsaktivitäten kompensieren dann Produktionsverluste hierzulande und führen bei unseren Handelspartnern zu einer Erhöhung des ackerbaulich genutzten Landes. Jedoch befinden sich die meisten unserer Haupthandelspartner für agrarische Produkte in Regionen dieser Welt, die ein höheres Biodiversitätsniveau auf bislang nicht landwirtschaftlich genutzten Arealen als Deutschland aufweisen. D.h. ggf. kleine Gewinne an Artenvielfalt bei einer Umstellung auf den ökologischen Landbau hier werden durch deutlich höhere Verluste an Artenvielfalt nach Kultivierung zusätzlicher Agrarflächen andernorts erkauft.

10. Die Effekte lassen sich beziffern. Global würden bei Produktionseinbußen in Deutschland durch eine teilweise (20 Prozent) bzw. vollständige (100 Prozent) Umstellung vom konventionellen auf den ökologischen Landbau Ackerflächen in einer Größenordnung von ca. 815 000 ha bzw. etwa 6,5 Mio. ha benötigt, die aktuell ungenutzt noch mannigfaltig Biodiversität, d.h. Arten speichern. Folglich gilt es, diese globale Perspektive immer mit zu beachten, wenn Entscheidungen zur Wahrung und Verbesserung des Artenschutzes bzw. der Biodiversität allgemein in einem nationalen, z.B. deutschen, Kontext anstehen.
11. Die Ergebnisse der Analyse lassen sich in den Stand des Wissens einordnen und betonen die Würdigkeit eines „Land sparing“-Ansatzes für ein agrarisch hochproduktives Land wie Deutschland zur Minimierung des Zielkonflikts zwischen Versorgungssicherung mit Agrarprodukten und Artenschutz. Der Stand des Wissens insgesamt rechtfertigt keinesfalls eine ideologisierte Überhöhung einzelner Landmanagementoptionen; vielmehr sind Zielbeiträge einzelner Landnutzungsansprüche auszuhandeln, und es müssen „win-win“-Situationen generiert werden, die beide Ziele – globalen Biodiversitätsschutz und weltweit ausreichende Versorgung mit landwirtschaftlichen Primärprodukten – angemessen berücksichtigen. Eine vergleichsweise intensive Landbewirtschaftung mittels effizient und ressourcenschonend angewandter konventioneller Ackerbaumethoden in Deutschland kann hierzu einen substantiellen Beitrag leisten. Das gilt regional wie global, und daran ändert sich auch nichts, wenn zusätzliche Wirkmechanismen in das Entscheidungskalkül einfließen, etwa Effekte aus einer Reduzierung der Lebensmittelverschwendung.
12. Aus alledem ergeben sich Handlungsempfehlungen für Entscheidungsträger in Öffentlichkeit, Politik und Wirtschaft. Die Polarisierung der Debatte in Ökologie versus Ökonomie ist nicht zweckmäßig. Ideologisch verhärtete Fronten müssen aufgebrochen und in konsensorientierte Gesprächskreise überführt werden. Dabei gilt es, bereits vorhandenes wissenschaftliches Know-how vollumfänglich in die Debatte einfließen zu lassen. Die Wissenschaft steht hier vor besonderen Herausforderungen und muss vor allem die Komplexität von Veränderungsprozessen noch stärker durchleuchten und direkte sowie indirekte Wirkungen quantifizieren. Politische, aber auch private Entscheidungsträger müssen diese Komplexität begreifen und vor diesem Hintergrund stets berücksichtigen, inwiefern sich Entscheidungen nicht nur direkt auf eine konkrete Zielvariable auswirken, sondern auch auf andere multidimensionale Variablen des komplexen Systems Biodiversität und (agrarische bzw. weiter gefasst anthropogene) Landnutzung. Beide Systemfelder, Artenvielfalt und Landnutzung, sind dabei stark globalisiert. Eine alleinige Fokussierung auf die nationale Perspektive erscheint vor diesem Hintergrund wenig zweckmäßig.

## Verwendete Literatur

- Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Miles, L.; Nellemann, C.; Bakkenes, M.; ten Brink, B. (2009): GLOBIO3: A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. In: *Ecosystems* 12, p. 374-390.
- Armengot, L.; Jose-Maria, L.; Blanco-Moreno, J.M.; Bassa, M.; Chamorro, L.; Sans, F.X. (2011): A novel index of land use intensity for organic and conventional farming of Mediterranean cereal fields. In: *Agronomy for Sustainable Development* 31, p. 699-707.
- Batáry, P.; Báldi, A.; Kleijn, D.; Tschardtke, T. (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. In: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278, p. 1894-1902.
- Bavec, M.; Bavec, F. (2015): Impact of organic farming on biodiversity. In: Lo, Y.H.; Blanco, J.A.; Roy, S. (eds.): *Biodiversity in ecosystems – linking structure and function*. Rijeka: InTech.
- Bengtsson, J.; Ahnstrom, J.; Weibull, A.C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. In: *Journal of Applied Ecology* 42, p. 261-269.
- Benton, T.G.; Dougill, A.J.; Fraser, E.D.G.; Howlett, D.J.B. (2011): How to use the global land bank to both produce and conserve nature: examining extensive vs. intensive agriculture. Guelph, ON: University of Guelph.
- Bernhardt, T. (2015): *Biodiversity theory: a definition of biodiversity*. Québec: Ministère de la Culture et des Communications Québec.
- Blackmore, S. (2015): Summary on “Bioeconomy & Biodiversity”. Roundtable Workshop at the Global Bioeconomy Summit, Berlin, 25th-26th November, 2015. Berlin: GBS2015.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2015): *Anbau, Ertrag und Ernte der Feldfrüchte*. Berlin: BMEL.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2014): *Ernte 2014: Mengen und Preise*. Berlin: BMEL.
- BÖLW (Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft) (2015): *Was bringt der Öko-Landbau für die Umwelt? Pflege und Erhalt natürlicher Ressourcen*. Berlin: BÖLW.



- Brazeau, M. (2015): Organic yield gap shrinking? Study actually shows it's less sustainable than conventional agriculture. In: Genetic Literacy Project, January 20, 2015.
- Bundesregierung (2012): Nationale Nachhaltigkeitsstrategie: Fortschrittsbericht 2012. Berlin: Bundesregierung.
- Bureau, J.C.; Tangermann, S.; Matthews, A.; Viaggi, D.; Crombez, C.; Knops, L.; Swinnen, J. (2012): The Common Agricultural Policy After 2013. In: *Intereconomics Review of European Policy* 47, p. 316-342.
- Butler, R. (2014): Rainforests of Brazil – An environmental status report. In: Mongabay.
- BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2015): Zugelassene Pflanzenschutzmittel – Auswahl für den ökologischen Landbau nach der Verordnung (EG) Nr. 834/2007. Braunschweig: BVL.
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2015): Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Deutsche Übersetzung (Stand am 19. Februar 2015). Montreal: CBD.
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2001): Global Biodiversity Outlook 1. Montreal: CBD.
- Chapell, M.J.; LaValle, L.A. (2009): Food security: can we have both? An agroecological analysis. In: *Agriculture and Human Values*. DOI: 10.1007/S10460-10009-19251-10464.
- Croezen, H.; Head, M.; Bergsma, G.; Odegard, I. (2014): Overview of quantitative biodiversity indicators. Delft: CE Delft.
- Croezen, H.; Bergsma, G.; Clemens, A.; Sevenster, M.; Tulleners, B. (2011): Biodiversity and land use: A search for suitable indicators for policy use. Delft: CE Delft.
- de Baan, L.; Alkemade, R.; Koeller, T. (2013): Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 18, p. 1216-1230.
- DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) (2004): Factors influencing biodiversity within organic and conventional systems of arable farming. Final project report. London: DEFRA.
- DeLonge, M. (2014): Groundbreaking study shows how sustainable farming practices can improve yields. Cambridge, MA: Union of Concerned Scientists.

- de Ponti, T.; Rijk, B.; von Ittersum, M.K. (2012): The crop yield gap between organic and conventional agriculture. In: *Agricultural Systems* 108, p. 1-9.
- Destatis (2013a): Ernährungsproduktion zunehmend auf Flächen im Ausland. In: *Agra-Europe* 54, 02. September 2013, p. Dok1-Dok20.
- Destatis (2013b): Flächenbelegung von Ernährungsgütern 2010. Wiesbaden: Destatis.
- Deutscher Bundestag (2013): Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung (18. Ausschuss) gemäß § 56a der Geschäftsordnung: Technikfolgenabschätzung (TA): Ökologischer Landbau und Bioenergieerzeugung – Zielkonflikte und Lösungsansätze. Berlin: Deutscher Bundestag.
- Dev Pandey, K.; Buys, P.; Chomitz, K.; Wheeler, D. (2006): New tools for priority setting at the global environment facility. World Bank Development Research Group Working Paper. Washington D.C.: World Bank.
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft) (2015): DLG-Nachhaltigkeitsbericht 2015. Frankfurt am Main: DLG.
- Drangmeister, H (2011): Zuckerrübenanbau im ökologischen Landbau. Frankfurt am Main: BLE.
- EASAC (European Academies Scientific Advisory Council) (2005): A user's guide to biodiversity indicators. London: The Royal Society.
- Egan, J.F.; Mortensen, D.A. (2012): A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation and agricultural landscapes. In: *Ecological Applications* 22, p. 459-471.
- Europäisches Parlament und der Rat (2009): Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates. Brüssel: Eur-Lex.
- Eurostat (2015): Statistics by theme: International trade: International trade detailed data: EU trade since 1988 by SITC. Luxembourg: Eurostat.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2015a): FAOSTAT: food balance, crops primary equivalent. Rome: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2015b): FAOSTAT: production, crops. Rome: FAO.

- FAO (Food and Agriculture Organization) (2014): FAOSTAT: inputs, land. Rome: FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2012): Technical conversion factors for agricultural commodities. Rome: FAO.
- Feber, R.E.; Johnson, P.J.; Bell, J.R.; Chamberlain, D.E.; Firbank, L.G.; Fuller, R.J.; Manley, W.; Mathews, F.; Norton, L.R.; Townsend, M.; Macdonald, D.W. (2015): Organic farming: biodiversity impacts can depend on dispersal characteristics and landscape context. In: PLOS One. DOI: 10.1371/journal.pone.0135921.
- Fischer, J.; Abson, D.J.; Butsic, V.; Chappell, M.J.; Ekroos, J.; Hanspach, J.; Kuemmerle, T.; Smith, H.G.; von Wehrden, H. (2014): Land sparing versus land sharing: moving forward. In: Conservation Letters, p.149-157.
- Fischer, J.; Batáry, P.; Bawa, K.S.; Brussaard, L.; Chappell, M.J.; Clough, Y.; Daily, G.C.; Dorrough, J.; Hartel, T.; Jackson, L.E.; Klein, A.M.; Kremen, C.; Kuemmerle, T.; Lindenmayer, D.B.; Mooney, H.A.; Perfecto, I.; Philpott, S.M.; Tschardtke, T.; Vandermeer, J.; Wanger, T.C.; von Wehrden, H. (2011): Conservation: limits of land sparing. In: Science 4 November 2011, p. 593.
- Forster, F.J.; Reents, H.J.; Schmid, H.; Hülsbergen, K.J. (2015): Ursachen für ertragsunterschiede in Betrieben mit unterschiedlicher Wirtschaftsweise und Betriebsstruktur in zwei Regionen Deutschlands am Beispiel von Winterweizen. München: TUM.
- Fücks, R. (2015): Klimaschutz ist nachhaltiger Naturschutz. In: Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.): Proceedings des Expertenforums „Naturschutz neu denken und gestalten“. Berlin: Deutsche Wildtierstiftung (im Druck).
- Fuller, R.J.; Norton, L.R.; Feber, R.E.; Johnson, P.J.; Chamberlain, D.E.; Joys, A.C. (2005): Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. In: Biology Letters 1, p. 431-434.
- Gabriel, D.; Sait, S.M.; Kunin, W.E.; Benton, T.G. (2013): Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. In: Journal of Applied Ecology 50, p. 355-364.
- Garratt, M.P.D.; Wright, D.J.; Leather, S.R. (2011): The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: a synthesis of current research. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 141, p. 261-270.

- Geiger, F.; Bentsson, J.; Berendse, F.; Weisser, W.W.; Emmerson, M.; Morales, M.B.; Ceryngier, P.; Liira, J.; Tschardtke, T.; Winqvist, C.; Eggers, S.; Bommarco, R.; Pärt, T.; Bretagnolle, V.; Plantegenest, M.; Clement, L.W.; Dennis, C.; Palmer, C.; Onate, J.J.; Guerrero, I.; Hawro, V.; Aavik, T.; Thies, C.; Flohre, A.; Hänke, S.; Fischer, C.; Goedhart, P.W.; Inchausti, P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. In: *Basic and Applied Ecology* 11, p. 97-105.
- Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.; De Schryver, A.; Struijs, J.; van Zelm, R. (2012): *ReCiPe 2008: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition (revised)*. Amersfoort: PRe Consultants.
- Goedkoop, M.; Spiensma, R. (2000): *The Eco-Indicator 99: a damage oriented method for life cycle assessment*. Amersfoort: PRe Consultants.
- Gottwald, F.; Stein-Bachinger, K. (2015): *Landwirtschaft für Artenvielfalt: Ein Naturschutzstandard für ökologisch bewirtschaftete Betriebe*. Berlin: WWF Deutschland.
- Grau, R.; Kuemmerle, T.; Macchi, L. (2013): Beyond 'land sparing versus land sharing': environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, p. 477-483.
- Grid Arendal (2014): *Impacts on biodiversity and ecosystems from conventional expansion of food production*. Arendal: Grid Arendal.
- Halberg, N. (2012): Assessment of the environmental sustainability of organic farming: Definitions, indicators, and major challenges. In: *Canadian Journal of Plant Science* 92, p. 981-996.
- Henckel, L.; Börger, L.; Meiss, H.; Gaba, S.; Bretagnolle, V. (2015): Organic fields sustain weed metacommunity dynamics in farmland landscapes. In: *Proceedings of the Royal Society B* 282, issue 1808.
- Hole, D.G.; Perkins, A.J.; Wilson, J.D.; Alexander, I.H.; Grice, F.; Evans, A.D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity. In: *Biological Conservation* 122, p. 113-130.
- Hood, L. (2010): Biodiversity: facts and figures. In: *SciDevNet*, 08<sup>th</sup> October 2010.
- Huth, A.; Werntze, A. (2010): *Biodiversität und Wald*. Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.

- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2014): Biodiversity indicators. Gland: IUCN.
- Jonason, D. (2012): Temporal effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Keeling, C.; Lillywhite, R.D. (2012): The assessment of biodiversity within UK farming systems using an extended LCVA ecosystem approach. Wellesbourne: University of Warwick.
- Kern, M.; Noleppa, S.; Schwarz, G. (2012): Impacts of chemical crop protection applications on related CO<sub>2</sub> emissions and CO<sub>2</sub> assimilation of crops. In: Pest Management Science 68, p. 1458-1466.
- Krall, S. (2014): Organic agriculture can(not) feed the world in 2050. Hohenheim: Food Security Center – University Hohenheim.
- Kühn, I. (2013): Biodiversität: Ökologischer Landbau als Ausweg? In: nature 7/2013.
- Küster, H. (2015): Welche Natur wollen wir eigentlich schützen? In: Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.): Proceedings des Expertenforums „Naturschutz neu denken und gestalten“. Berlin: Deutsche Wildtierstiftung (im Druck).
- LEL (Landesanstalt für die Entwicklung der Landwirtschaft und des ländlichen Raums); LfL (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft) (2014): Agrarmärkte 2014: Unterlagen für Unterricht und Beratung in Baden-Württemberg. Schwäbisch-Gmünd: LEL.
- Lillywhite, R.D.; Keeling, C.; Courtney, P.; Lampkin, N.; Pearce, B.; Rayns, F.; Reed, M.; Schmutz, U.; Watson, C.; Williams, A. (2012): Assessing the economic, environmental and social characteristics of UK farming systems. Wellesbourne: University of Warwick.
- Lindeijer, E.W.; Kok, I.; Eggels, P.; Alferts, A.; van der Voet, E.; van Oers, L.; Vreeken, B.; Groen, C.L.G.; Helmer, W. (2002): Improving and testing a land use impact assessment method for LCA. Delft: TNO Industrial Technology.
- Lotze-Campen, H.; von Witzke, H.; Noleppa, S.; Schwarz, G. (2015): Science for food, climate protection and welfare: an economic analysis of plant breeding research in Germany. In: Agricultural Systems 136, p. 79-84.
- Matson, P.A.; Vitousek, P.M. (2006): Agricultural intensification: will land spared from farming be land spared for nature? In: Conservation Biology 20, p. 709-710.

- Meier, M.S.; Stoessel, F.; Jungbluth, N.; Juraske, R.; Schader, C.; Stolze, M. (2015): Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? In: *Journal of Environmental Management* 149, p. 193-208.
- Meier, T.; Christen, O.; Semler, E.; Jahreis, G.; Voget-Kleschin, L.; Schrode, A.; Artmann, M. (2014): Balancing virtual land imports by a shift in the diet. Using a land balance approach to assess the sustainability of food consumption. Germany as an example. In: *Appetite* 75, p. 20-34.
- Mendenhall, C.D.; Archer, H.M.; Brenes, F.O.; Sekercioglu, C.H.; Sehgal, R.N.M. (2013): Balancing biodiversity with agriculture: land sharing mitigates avian malaria prevalence. In: *Conservation Letters* 6, p. 125-131.
- Meyfroidt, P.; Lambin, E.F.; Erb, K.H.; Hertel, T.W. (2013): Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. In: *Current Opinion in Environmental Studies* 5, p. 1-7.
- Möckerl, S.; Gawel, E.; Kästner, M.; Knillmann, S.; Liess, M.; Bretschneider, W. (2015): Einführung einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel in Deutschland. Berlin: Dunker & Humblot.
- NationMaster (2015): Agriculture > Arable land > Hectares: Countries Compared. Woolwich: NationMasters.
- Newbold, T.; Hudson, L.N.; Hill, S.L.L.; Contu, S.; Lysenko, I.; Senior, R.A.; Börger, L.; Bennett, D.J.; Choimes, A.; Collen, B.; Day, J.; De Palma, A.; Díaz, S.; Echeverria-Londoño, S.; Edgar, M.J.; Feldman, A.; Garon, M.; Harrison, M.L.K.; Alhusseini, T.; Ingram, D.J.; Itescu, Y.; Kattge, J.; Kemp, V.; Kirkpatrick, L.; Kleyer, M. (2015): Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. In: *Nature* 520, p. 45-50.
- Noleppa, S.; Carlsburg, M. (2015): Nahrungsmittelverbrauch und Fußabdrücke des Konsums in Deutschland: Eine Neubewertung unserer Ressourcennutzung. Berlin: WWF Deutschland.
- Noleppa, S.; Carlsburg, M. (2014): Another look at agricultural trade of the European Union: virtual land trade and self-sufficiency. HFFA Research Paper 01/2014. Berlin: HFFA Research GmbH.
- Noleppa, S.; von Witzke, H.; Carlsburg, M. (2013): The social, economic and environmental value of agricultural productivity in the European Union: Impacts on markets and food security, rural income and employment, resource use, climate protection, and biodiversity. HFFA Working Paper 03/2015.

- Noleppa, S.; von Witzke, H. (2013a): Der gesamtgesellschaftliche Nutzen von Pflanzenschutz in Deutschland. Frankfurt am Main: IVA.
- Noleppa, S.; von Witzke, H. (2013b): Energieeffizienz durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland: Darstellung der Ergebnisse zum Modul „Energieeffekte“ des Projektes zum gesamtgesellschaftlichen Nutzen des Pflanzenschutzes in Deutschland. Berlin: agripol GbR und Humboldt-Universität zu Berlin.
- Noleppa, S.; von Witzke, H.; Carlsburg, M. (2012): Einkommenseffekte des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland. Darstellung der Ergebnisse zum Modul „Einkommenseffekte“ des Projektes zum gesamtgesellschaftlichen Nutzen des Pflanzenschutzes in Deutschland. Berlin: agripol GbR und Humboldt-Universität zu Berlin.
- OBT (Observação da Terra) (2013): Monitoramento de Floresta Amazonica Brasileira por Satelite. Sao José dos Campos: OBT.
- Offermann, F.; Sanders, J.; Nieberg, H. (2014): Methodology for selecting organic and comparable conventional farms. Braunschweig: TI.
- Perfecto, I.; Vandermeer, J. (2010): The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. In: PNAS 107, p. 5786-5791.
- Pfiffner, L. (1996): Which farming methods enhance faunal diversity? In: Agrarforschung 3, S. 527-530.
- Phalan, B.; Onial, M.; Balmford, A.; Green, R.E. (2011): Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. In: Science 333, p. 1289-1291.
- Phelps, J.; Carrasco, L.R.; Webb, E.L.; Koh, L.P.; Pascual, U. (2013): Agricultural intensification escalates future conservation costs. In: PNAS Early Edition, p. 1-6.
- Ponisio, L.C.; M'Gonigle, L.K.; Mace, K.C.; Palomino, J.; de Valpine, P.; Kremen, C. (2015): Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. In: Proceedings: Biological Sciences / The Royal Society 282, issue 1799.
- Rahmann, G. (2012): Biodiversität – Mehr oder weniger. In: Forschungs-Report Spezial 2012 (1), S. 4-5.
- Rahmann, G. (2011): Biodiversity and organic farming: What do we know? In: Landbauforschung 61, p. 189-208.

- Reichholf, J.H. (2015): Ökologie, Ideologie, Naturschutz: Wissenschaft im Konflikt mit Weltbildern. In: Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.): Proceedings des Expertenforums „Naturschutz neu denken und gestalten“. Berlin: Deutsche Wildtierstiftung (im Druck).
- Reidsma, P.; Tekelenburg, T.; van den Berg, M.; Alkemade, R. (2006): Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114, p. 86-102.
- Saling, P.; Schöneboom, J.; Künast, C.; Ufer, A.; Gipmans, M.; Frank, M. (2014): Assessment of biodiversity within the holistic sustainability evaluation method of AgBalance. In: Schenck, R; Huizenga, D. (eds.): Proceedings of the 9<sup>th</sup> International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food-Sector. San Francisco, CA: American Center for Life Cycle Assessment. p. 1144-1153.
- Sayer, J.; Cassman, K.G. (2013): Agricultural innovation to protect the environment. In: *PNAS* 110, p. 8345-8348.
- Schaack, D.; Rampold, C.; Behr, H.C. (2014): Strukturdaten im ökologischen Landbau in Deutschland 2013 – Bodennutzung, Tierhaltung und Verkaufserlöse. Bonn: AMI.
- Schmid, H.; Hülsbergen, K.J. (2015a): Ressourceneffizienz im Pflanzenbau und in der Milchviehhaltung – Untersuchungskonzept und erste Ergebnisse. In: N.N.: Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben, S. 94-122. München: TUM.
- Schmid, H.; Hülsbergen, K.J. (2015b): Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. In: N.N.: Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben, S. 69-93. München: TUM.
- Schader, C.; Drapela, T.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Lindenthal, T.; Meier, M.; Pfiffner, L. (2011): Biodiversity impact assessment of Austrian organic and conventional products. Wien: FiBL.
- Settele, J.; Penev, L.; Georgiev, T.; Grabaum, R.; Grobelnik, V.; Hammen, V.; Klotz, S.; Kotarac, M.; Kuhn, I. (eds.) (2010): Atlas of biodiversity risk. Sofia: Pensoft.
- Seufert, V.; Ramankutty, N.; Foley, J.A. (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. In: *Nature* 485, p. 229-232.



- Sinn, W. (2012): *The green paradox: a supply-side approach to global warming*. Cambridge MA: The MIT Press.
- Slay, C.M. (2011): *A review of biodiversity and land-use metrics, indices, and methodologies as related to agricultural products*. Fayetteville, AR: University of Arkansas.
- Smeets, E.; van Leeuwen, M.; Valin, H.; Tsiropoulos, Y.; Moiseyev, A.; Lindner, M.; O'Brien, M.; Schütz, H.; Schouten, M.; Verburg, P.; Verhagen, W.; Junker, F.; Msangi, S. (2013): *Annotated bibliography on qualitative and quantitative models of analysing the bioeconomy*. The Hague: Wageningen UR.
- Smith, H.G. (2015): *Will ecological intensification simultaneously benefit yield and enhance biodiversity?* Lund: Lund University.
- Souza, D.M.; Teixeira, R.F.M.; Ostermann, O.P. (2015): *Assessing biodiversity loss due to land use with life cycle assessment: are we there yet?* In: *Global Change Biology* 21, p. 32-47.
- Statista (2015a): *Anteil der Anbaufläche im ökologischen Landbau an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland in den Jahren 1996 bis 2014*. Hamburg: Statista.
- Statista (2015b): *Fläche der deutschen Bundesländer (in Quadratkilometern) zum 31. Dezember 2013*. Hamburg: Statista.
- Stein, A.J. (2014): *Diversification practices [do not] reduce organic to conventional yield gap – Ponisio et al. (2014) – RSPB*. In: *Ag Biotech News*, December 11, 2014.
- Terpl, L. (2013): *Biodiversität lässt sich nicht messen*. In: *Scilogs – Landschaft & Ökologie* vom 27. September 2013.
- TI (Thünen-Institut) (versch. Jgg.): *Betriebe des ökologischen Landbaus nach Betriebsformen im Vergleich zu konventionell wirtschaftenden Betrieben*. Braunschweig: TI.
- Tscharntke, T.; Clough, Y.; Wanger, T.C.; Jackson, L.; Motzke, I.; Perfecto, I.; Vandermeer, J.; Whitbread, A. (2012): *Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification*. In: *Biological Conservation* 151, p. 53-59.
- 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*. In: *Journal of Applied Ecology* 51, p. 746-755.

- Tuomisto, H.L.; Hodge, I.D.; Riordan, P.; Macdonald, D.W. (2012): Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. In: *Journal of Environmental Management* 112, p. 309-320.
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2015): International trade in resources: a biophysical assessment. Report of the International Resource Panel. Nairobi: UNEP.
- UNEP (United Nations Environmental Programme) (2009): Science panel review of the GEF Benefits Index (GBI) for biodiversity. Nairobi: UNEP.
- van Zeijlts, H.; Overmars, K.; van der Bilt, W.; Schulp, N.; Notenboom, J.; Westhoek, H.; Helming, J.; Terluin, I.; Janssen, S. (2011): Greening the Common Agricultural Policy: Impacts on farmland biodiversity on an EU scale. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Vergez, A. (2012): How to measure the impact of agricultural products on biodiversity? A study conducted by CGDD. Paris: CGDD, French Ministry of Ecology, Sustainable Development, and Energy.
- von Witzke, H.; Noleppa, S. (2012): Klimateffekte des Pflanzenschutzes in Deutschland. Darstellung von Ergebnissen zum Modul „Klimateffekte“ des Projektes zum gesamtgesellschaftlichen Nutzen des Pflanzenschutzes in Deutschland. Berlin: agri-pol GbR und Humboldt-Universität zu Berlin.
- von Witzke, H.; Noleppa, S. (2011): Der gesamtgesellschaftliche Nutzen von Pflanzenschutz in Deutschland. Darstellung des Projektansatzes und von Ergebnissen zu Modul 1: Ermittlung von Markteffekten und gesamtwirtschaftlicher Bedeutung. Berlin: agri-pol GbR und Humboldt-Universität zu Berlin.
- von Witzke, H.; Noleppa, S. (2010): EU agricultural production and trade: Can more efficiency prevent increasing 'land grabbing' outside of Europe? Piacenza: OPERA Research Centre of Università Cattolica del Sacro Cuore.
- Weidema, B.P.; Lindeijer, E. (2001). Physical impacts of land use in product life cycle assessment. Final report of the Eurenviron-LCAGAPS sub-project on land use. Lyngby: Technical University of Denmark.
- Weinzettel, J.; Hertwich, E.G.; Peters, G.P.; Steen-Olsen, K.; Galli, A. (2013): Affluence drives the global displacement of land use. In: *Global Environmental Change* 23, p. 433-438.
- Weisskopf, P.; Nemecek, T. (2013): SALCA life cycle assessment: agri-environmental indicators. Brno: Mendel University.

- Winqvist, C.; Bengtsson, J.; Aavik, T.; Berendse, F.; Clement, L.W.; Eggers, S.; Fischer, C.; Flohre, A.; Geiger, F.; Liira, J.; Pärt, T.; Thies, C.; Tschardtke, T.; Weisser, W.W.; Bommarco, R. (2011): Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. In: *Journal of Applied Ecology* 48, p. 570-579.
- Wittig, F. (2012): *Wissen aktuell: Der Agrar-Wahnsinn: Öko-Faktencheck*. Stuttgart: SWR Wissen.
- World Bank (2015): *Data: GEF benefits index for biodiversity*. Washington D.C.: World Bank.
- Wright, B.E. (2011): *Measuring and mapping indices of biodiversity conservation effectiveness*. Worcester, MA: Clark University.
- WWF Deutschland (2015): *Nahrungsmittelverbrauch und Fußabdrücke des Konsums in Deutschland: Eine Neubewertung unserer Ressourcennutzung*. Berlin: WWF Deutschland.



HFFA Research Paper 01/2016

## **Imprint**

Pflanzenschutz in Deutschland und Biodiversität

Auswirkungen von Pflanzenschutzstrategien der  
konventionellen und ökologischen Landwirtschaft auf  
die regionale und globale Artenvielfalt

Berlin, Januar 2016

HFFA Research GmbH  
Bülowstraße 66, D2  
10783 Berlin

E-Mail: [steffen.noleppa@hffa-research.com](mailto:steffen.noleppa@hffa-research.com)

Web: [www.hffa-research.com](http://www.hffa-research.com)