

Klimaeffekte des Pflanzenschutzes in Deutschland

Darstellung von vorläufigen Ergebnissen zum Modul
„Klimaeffekte“ des Projektes zum gesamtgesellschaftlichen
Nutzen des Pflanzenschutzes in Deutschland

von

Harald von Witzke
Humboldt Universität zu Berlin

Steffen Noleppa
agripol – network for policy advice GbR

Inhalt

1	Problemstellung und Zielsetzung.....	1
2	Landwirtschaft und Klimawandel: Emissionen und Anpassung	4
	2.1 Landwirtschaftliche Treibhausgasemissionen global und in Deutschland	4
	2.2 Landwirtschaftlicher Anpassungsdruck an Klimawandel global und in Deutschland	6
3	Direkte Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft und Pflanzenschutz in Deutschland	10
	3.1 Bedeutung der Emissionen des Pflanzenschutzes für die gesamten Emissionen der Landwirtschaft	10
	3.2 Das Szenario „Mit vs. ohne Fungizide“ und dessen Wirkung auf die Emissionen der Landwirtschaft	13
	3.3 Das Szenario „Konventioneller vs. ökologischer Landbau“ und dessen Wirkung auf die Emissionen der Landwirtschaft	19
	3.4 Landwirtschaftliche Emissionen durch Verlagerungseffekte.....	22
4	Indirekte Treibhausgasemissionen der Landnutzung und Pflanzenschutz in Deutschland	27
5	Gesamtwirtschaftliche Bewertung der Klimaeffekte des Pflanzenschutzes	32
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	35
	Literaturverzeichnis	38

Danksagung

Diese Studie ist Teil des Projekts „Gesamtgesellschaftlicher Nutzen des Pflanzenschutzes in Deutschland“. Dieses Projekt wurde durch den Industrieverband Agrar e.V. (IVA) initiiert. Wir bedanken uns für die Unterstützung durch den IVA während der Erstellung dieser Studie und besonders bei den Mitgliedern der Steuerungsgruppe „Nutzen Pflanzenschutz“ beim IVA für die zielführenden und offenen Diskussionen sowie zahlreichen wertvollen Hinweise während der Bearbeitung. Darüber hinaus gilt unser Dank Gerald Schwarz für die Unterstützung bei der Modellierung sowie Kerstin Oertel und Matti Carlsburg für die gewohnt zuverlässige Unterstützung bei Recherchen und der technischen Erstellung der Studie. Die Ergebnisse dieser Studie obliegen allein der Verantwortung der beiden Autoren.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Anteile verschiedener Volkswirtschaftssektoren an den gesamten globalen Treibhausgasemissionen	5
Abbildung 2.2: Klimawirkungen auf die globale landwirtschaftliche Produktion	8
Abbildung 3.1: Treibhausgasemissionen durch landwirtschaftliche Produktion in Deutschland ohne Landnutzungsänderungseffekte (in Mio. t).....	10
Abbildung 3.2: Erträge und Ertragsunterschiede mit und ohne Anwendung von Fungiziden in den Sortenversuchen der deutschen Landwirtschaft	13
Abbildung 3.3: THG-Emissionen je Produkteinheit mit und ohne den Einsatz von Fungiziden im deutschen Ackerbau insgesamt und bei Weizen (in kg CO ₂ -Äquivalent/t)	16
Abbildung 3.4: Alternativer Einsatz von THG-Emissionen zur Aufrechterhaltung der landwirtschaftlichen Produktion im deutschen Ackerbau insgesamt und bei Weizen (in kg CO ₂ -Äquivalent, Fungizide=1kg)	18
Abbildung 3.5: Erträge im ökologischen und konventionellen Landbau und resultierende Ertragsunterschiede in der deutschen Landwirtschaft	19
Abbildung 3.6: Regionale Treibhausgasemissionen und Quellen in der Landwirtschaft	24
Abbildung 4.1: Zusätzliche Inanspruchnahme von Ackerfläche in einzelnen Weltregionen bei (teilweisem) Verzicht auf chemischen Pflanzenschutz in Deutschland	28
Abbildung 4.2: CO ₂ -Freisetzung bei Kultivierung von Öko- und Vegetationssystemen für landwirtschaftliche Zwecke in verschiedenen Weltregionen (t/ha)	30
Abbildung 4.3: Zusätzliche CO ₂ -Emissionen durch globale Landnutzungsänderungen bei (teilweisem) Verzicht auf chemischen Pflanzenschutz in Deutschland (in Mio. t)	30
Abbildung 5.1: Jährliche Markt- und Klimaeffekte des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau Deutschlands (in Mio. EUR).....	34

Abkürzungsverzeichnis

BMELV	– Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
CH ₄	– Methan
CO ₂	– Kohlendioxid
DBV	– Deutscher Bauernverband
EnBW	– Energie Baden-Württemberg
IFEU	– Institut für Energie- und Umweltforschung
IPCC	– Intergovernmental Panel on Climate Change
IVA	– Industrieverband Agrar e.V.
KBA	– Kraftfahrt-Bundesamt
KTBL	– Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
N ₂ O	– Lachgas
OECD	– Organisation for Economic Co-operation and Development
THG	– Treibhausgas(e)
UBA	– Umweltbundesamt
WEF	– World Economic Forum

1 Problemstellung und Zielsetzung

Dieser Forschungsbericht ist Teil eines mehrstufig angelegten wissenschaftlichen Projekts zu den gesamtgesellschaftlichen Effekten des Pflanzenschutzes in Deutschland. Im Rahmen dieses Gesamtprojekts werden ökonomische Effekte auf agrarischen Rohstoffmärkten, Einkommenswirkungen in landwirtschaftlichen Betrieben, Implikationen für den Energieeinsatz in der Landwirtschaft und eben auch Klimawirkungen, wie sie aus einem sachgemäßen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der deutschen Landwirtschaft resultieren, untersucht. Damit soll ein Beitrag zu einer umfassenden Diskussion gesellschaftlicher Leistungsbeiträge des Pflanzenschutzes erbracht werden, denn Pflanzenschutz ist in der gesellschaftlichen Diskussion oft ein überwiegend negativ belegtes Themenfeld (Cooper und Dobson, 2007).

Die Ergebnisse des Projekts sollen wichtige Informationen liefern, die die öffentliche Debatte um Nutzen und Kosten des Pflanzenschutzes versachlichen helfen und die Bedeutung des Pflanzenschutzes für konkrete gesellschaftlich relevante Ziele hervorheben. Die begründete These ist, dass gesamtwirtschaftliche Weiterentwicklung und Wohlstand, Bekämpfung des Klimawandels und Ernährungssicherung, Ressourcennutzung und -schutz keine Zielkonflikte darstellen, wenn Pflanzenschutz zielgerichtet ermöglicht wird und Pflanzenschutzmittel sachgemäß im landwirtschaftlichen Betrieb eingesetzt werden.

Eine erste Teilstudie im Rahmen des Projekts (im Folgenden: von Witzke und Noleppa, 2011) hat sich den eigentlichen Markteffekten gewidmet und kam im Kern zu dem Schluss, dass Pflanzenschutz in Deutschland eine zentrale Rolle für die Höhe und die Stabilität des Flächenertrags in der Landwirtschaft sowie die Verfügbarkeit agrarischer Rohstoffe spielt. Damit leistet moderner und sicherer Pflanzenschutz zunächst einmal wesentliche Zielbeiträge zu wichtigen gesamtwirtschaftlichen Herausforderungen – und zwar nicht nur in Deutschland, sondern auch in einem globalen Kontext.

Insbesondere wird durch Pflanzenschutz eine höhere Produktion durch Steigerung der Flächenproduktivität in der Landwirtschaft generiert, die Preiswürdigkeit von Nahrungsmitteln wird damit gesichert, und der gesamtwirtschaftliche Wohlstand wird gemehrt. Allein aus dem Einsatz von Fungiziden bei den Hauptackerbaukulturen in Deutschland ergibt sich ein volkswirtschaftlicher Mehrwert von fast 1 Mrd. EUR jährlich, auf den ohne den Einsatz dieser Pflanzenschutzmittel verzichtet werden müsste. Noch größer ist der gesamtwirtschaftliche Nettonutzen, wenn man den konventionellen Landbau, der in ganz wesentlichem Maße auf dem integrierten, sinnvollen und standortangepassten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln beruht, hohe Erträge absichert und ertragssteigernde Effekt anderer

Inputs vermehrt, mit dem ökologischen Landbau vergleicht: im konventionellen Landbau würden über 4 Mrd. EUR zusätzlich erwirtschaftet werden. Das entspricht etwa 60 % des aktuell am Markt generierten Faktoreinkommens der Landwirtschaft.

Diese Zahlen gelten für Deutschland und beschreiben den offensichtlichen wirtschaftlichen Wert von Pflanzenschutz im Land. Gleichwohl generiert Pflanzenschutz auch wirtschaftliche Effekte in einem überregionalen bzw. globalen Kontext. Diese Wirkungen äußern sich unmittelbar in den – letztendlich durch die höheren Flächenerträge in der Pflanzenproduktion ausgelösten – Mengen- und Preiswirkungen: es kann auf den Weltagrarmärkten mehr Menge zu geringeren Preisen angeboten werden als ohne bzw. durch verminderten Pflanzenschutz. Das wiederum leistet einen entscheidenden Beitrag zur Sicherung der Welternährung, wie ebenfalls in von Witzke und Noleppa (2011) herausgearbeitet wurde.

Freilich könnte man alternativ zu höheren Erträgen diese Mengen- und Preiseffekte auf den Agrarmärkten und damit die beschriebenen gesamtwirtschaftlichen Zielbeiträge auch durch die Inanspruchnahme zusätzlicher Agrarflächen zu erreichen versuchen; allein steht zu erwarten, dass dies zu Lasten ökologischer Kriterien wie der Biodiversität und der Emission von Treibhausgasen (THG) geht. Gerade in Bezug auf die Klimarelevanz ist zu vergegenwärtigen, dass schon heute die durch landwirtschaftliche Kultivierung ausgelösten globalen Landnutzungsänderungen eine wichtige Determinante, wenn nicht sogar der wesentliche Faktor von Emissionen an THG sind (vgl. u.a. Stern, 2007; WEF, 2010). In einer solchen Situation hilft Pflanzenschutz, naturbelassene Flächen zu sichern und darin gespeicherten Kohlenstoff festgelegt zu lassen.

Inwieweit sich diese thesenhaft geäußerte Erwartung bestätigen lässt, ist Gegenstand der nun folgenden Untersuchung. Durch Pflanzenschutz ausgelöste Klimaeffekte sollen umfassend, d.h. in einem holistischen Ansatz und einem nicht zu eng abgesteckten Rahmen, diskutiert werden. Solche Klimaeffekte resultieren aus der Inanspruchnahme verschiedener Ressourcen. Diese Ressourcen werden zum einen direkt im landwirtschaftlichen Produktionsprozess als Vorleistung vor Ort eingesetzt; zum anderen ergibt sich deren Nutzung indirekt über Verdrängungseffekte, etwa wenn Produktion aufgrund veränderter Wettbewerbsfähigkeit infolge alternativer Pflanzenschutzmanagements von einer Region in eine andere Region verlagert wird. Es wird erwartet, dass durch eine entsprechend ausführliche Analyse dieser Effekte weitere wichtige Zielbeiträge sachgemäßen Pflanzenschutzes identifiziert werden können. Das ist die zentrale Zielstellung dieser Forschungsarbeit.

Dieser Bericht beschreibt also im Wesentlichen die bislang erzielten Ergebnisse zu dem Modul „Klimaeffekte“ des oben genannten Gesamtprojektes, das aus insge-

samt vier Modulen besteht (vgl. von Witzke und Noleppa, 2011). Der Bericht ist wie folgt strukturiert:

- Zunächst wird im Kapitel 2 eine kurze Einschätzung des Themenkomplexes „Landwirtschaft und Klimawandel“ vorgenommen. Aufgezeigt werden die generelle Bedeutung der Landwirtschaft für den anthropogen verursachten Klimawandel und die Implikationen, die für den landwirtschaftlichen Sektor aus diesem Klimawandel bzw. seiner Bekämpfung entstehen.
- Im Kapitel 3 werden dann die direkten THG-Effekte der Landwirtschaft, d.h. der landwirtschaftlichen Produktionsprozesse und dabei eingesetzter Vorleistungen, in Deutschland diskutiert. In diesem Zusammenhang wird im Besonderen auf die partiellen Implikationen für direkte THG-Emissionen eingegangen, die sich aus den zwei bereits in von Witzke und Noleppa (2011) definierten Szenarien „Mit vs. ohne Fungizide“ und „Konventioneller vs. ökologischer Landbau“ ergeben. Hierbei wird insbesondere auf eine Literaturanalyse zurückgegriffen, die um eigene Berechnungen ergänzt wird.
- Das Ergebnis dieser Diskussion wird im Kapitel 4 für indirekte THG-Effekte, ebenfalls im Kontext der beiden definierten Szenarien, erweitert. Solchen indirekten Effekten liegen vor allem Landnutzungsänderungen in Deutschland, vor allem aber auch in anderen Regionen der Welt, zugrunde, die aufgezeigt und hinsichtlich ihrer Klimarelevanz bewertet werden. Dabei kommen vor allem eigene Modellberechnungen zum Einsatz.
- Im Kapitel 5 werden die ermittelten Klimaeffekte mit den im ersten Teil des Projekts ermittelten Markteffekten verglichen bzw. zusammengeführt. Konkret wird also ermittelt, welche monetären Bewertungen hinter den ermittelten Klimawirkungen stehen und wie diese einzuschätzen sind.
- Schließlich werden im Kapitel 6 wieder Schlussfolgerungen in Bezug auf die Themenstellung des Gesamtprojekts, nämlich die gesamtgesellschaftliche Bedeutung des Pflanzenschutzes in Deutschland herauszuarbeiten, und für den Fortgang der Arbeiten in der nächsten Projektphase gezogen.

Hervorzuheben ist bei alledem, dass sich die folgenden Ausführungen, wie auch schon in von Witzke und Noleppa (2011) skizziert, als Teil einer graduellen Diskussion im Rahmen des genannten Gesamtprojekts verstehen und lediglich den Sach- und Erkenntnisstand zum Zeitpunkt der Berichterstattung, hier konkret im Winter 2012, dokumentieren. Bis zum Vorliegen eines Endberichts zum Gesamtprojekt, vermutlich im Sommer 2012, sind die erzielten Ergebnisse demzufolge als vorläufig zu betrachten. Im Verlauf der weiteren Projektbearbeitung werden neu gewonnene Erkenntnisse kontinuierlich adaptiert.

2 Landwirtschaft und Klimawandel: Emissionen und Anpassung

Die Landwirtschaft wird bisweilen gerne als Täter und gleichzeitig auch als Opfer des Klimawandels dargestellt (Schulz, 2008). In der Tat ist sie auf der einen Seite Emittent von THG und somit auch eine Option für Mitigation, d.h. die Vermeidung der Freisetzung von künftigen THG. Auf der anderen Seite ist sie aber auch zur Anpassung an den offenkundigen Klimawandel gezwungen. Diese beiden Rollen, die der Sektor Landwirtschaft beim Klimawandel grundsätzlich einnimmt, sollen im Folgenden kurz diskutiert werden.

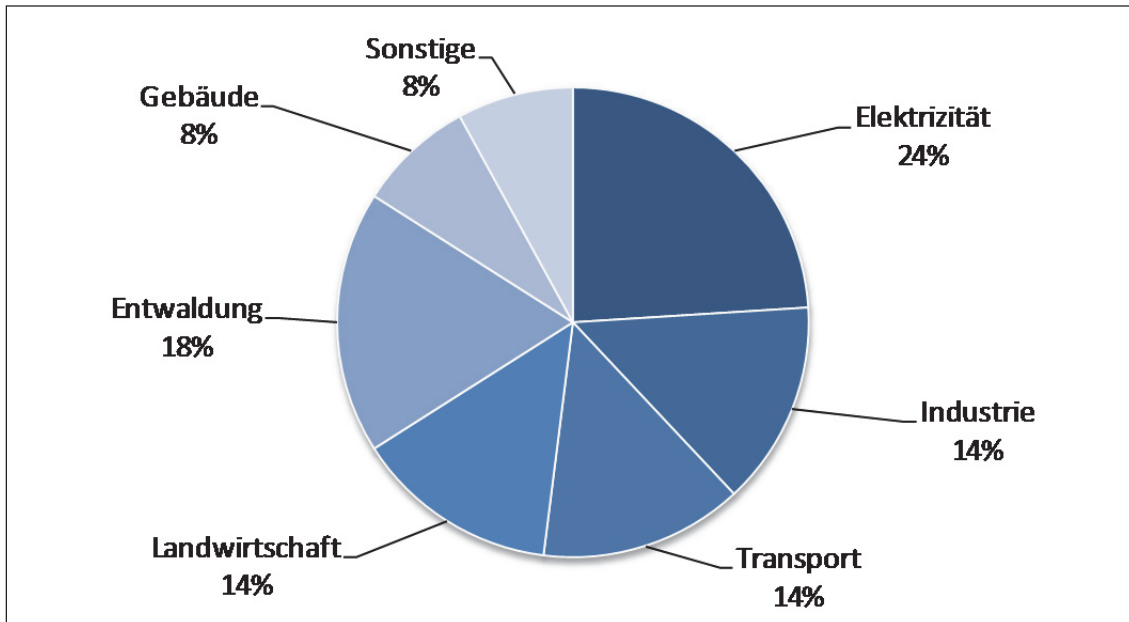
2.1 Landwirtschaftliche Treibhausgasemissionen global und in Deutschland

Den letzten offiziellen Angaben des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) zufolge, hat die globale Landwirtschaft einen Anteil von 13,5 % an den anthropogen verursachten THG-Emissionen weltweit (vgl. Mondelaers et al., 2009). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Smith et al. (2007), die von ca. 10-12 % ausgehen; und Stern (2007) kalkuliert 14 %. Der Großteil der Emissionen entfällt dabei auf Lachgas (N_2O) – vor allem durch Nutzung organischer wie anorganischer stickstoffhaltiger Düngemittel – und Methan (CH_4) – insbesondere durch Tierhaltung von Wiederkäuern und den Reisanbau; vergleichsweise wenige Emissionen entfallen hingegen auf Kohlendioxid (CO_2) – durch Verbrauch von Diesel, Strom etc. (Mondelaers et al., 2009; Smith et al., 2007). Das sind die direkten THG-Emissionen, die dem Sektor per definitionem (IPCC, 2003; 2006) zugeschrieben werden.

Ein mindestens gleich hoher, eventuell sogar noch größerer Anteil an den globalen THG-Emissionen stammt zusätzlich aus Landnutzungsänderungen, die durch landwirtschaftliche Kultivierung indirekt ausgelöst worden sind bzw. werden (Canadell et al., 2007; Stern, 2007): bis zu 18 % der globalen anthropogen ausgelösten THG-Emissionen werden hierfür veranschlagt. Das sind vor allem Freisetzungen zuvor ober- und unterirdisch festgelegten Kohlenstoffs infolge von Flächenkonversionen wie z.B. Entwaldung und Grünlandumbruch.

Burney et al. (2010) bezeichnen diese direkten und indirekten landwirtschaftlichen Emissionen vor diesem Hintergrund als substanziell. In der Tat können im Endeffekt etwa ein Drittel aller globalen, vom Menschen verursachten THG-Emissionen der landwirtschaftlichen Nutzung und von ihr ausgehenden Wirkungen zugeschrieben werden, wie Abbildung 2.1. noch einmal zusammenfassend und eindringlich deutlich macht.

Abbildung 2.1: Anteile verschiedener Volkswirtschaftssektoren an den gesamten globalen Treibhausgasemissionen



Quelle: eigene Darstellung in Anlehnung an Stern (2007).

Bisweilen sind aber auch deutlich geringere partielle Bedeutungen der Landwirtschaft für den Klimawandel ausgewiesen, insbesondere wenn Landnutzungseffekte nicht zugewiesen bzw. unzureichend beachtet werden. So beziffern Kasper et al. (2011) den Beitrag der österreichischen Landwirtschaft an den gesamten THG-Emissionen des Landes auf lediglich 8,8 %. Für Großbritannien werden 8,0 % veranschlagt (Hillier et al., 2009a). Für Deutschland gehen von Witzke und Noleppa (2007) von bis zu 11 % aus. Dieser Wert liegt im Bereich der durch Isermeyer et al. (2010) abgeleiteten sektoralen Emissionen (einschließlich der Emissionen für eingesetzte Vorleistungen der Landwirtschaft, jedoch wieder ohne Effekte der Landnutzungsänderungen) in Höhe von ebenfalls ca. 11 % an den gesamten THG-Emissionen des Landes. Flessa (2010) hingegen geht von 13 % aus, bezieht in die Analyse aber Landnutzungsänderungen (jedoch allein in Deutschland) mit ein.

Die wenigen Beispiele machen bereits deutlich, dass Angaben zu den Emissionen der Landwirtschaft immer im kontextualen Zusammenhang gesehen und interpretiert werden müssen, denn sie hängen stark von der Datenqualität und insbesondere von dem Bilanzierungsrahmen ab. Sind Emissionen aus Landnutzungsänderungen einberechnet; und sind die Emissionen der Erzeugung und Bereitstellung von Vorleistungen der Landwirtschaft dem Sektor Landwirtschaft oder dem Energie- oder anderen Sektoren zugerechnet? Das sind wesentliche Abgren-

zungsmerkmale von Berechnungen an bzw. Angaben zu THG-Emissionen, die es insbesondere bei Vergleichen zu Klimaeffekten des Sektors Landwirtschaft zu beachten gilt.

In der Tat gibt es keine allein- bzw. allgemeingültige und wissenschaftlich-fundierte und gleichzeitig als internationaler Standard anerkannte Konvention der Messung von spezifischen Emissionen (Isermeyer et al., 2010; Pape, 2009). Das erschwert natürlich den Vergleich und impliziert viel mehr noch Unsicherheit. Zudem kann das zu Fehlinterpretationen einzelner Informationen führen, insbesondere wenn es den entsprechenden Berechnungen bzw. Angaben an der notwendigen Transparenz in der Systemabgrenzung und zugrunde liegenden Datenerfassung fehlt.

Trotz dieses Bias dürfte dennoch offenkundig sein, dass der Landwirtschaft eine regional wie global beachtliche Bedeutung für den Klimawandel und dadurch für die Meisterung der damit verbundenen Herausforderungen zukommt. Diese Herausforderungen verstärken sich bei Beachtung des aus dem Klimawandel entstehenden Anpassungsdrucks für den Sektor Landwirtschaft.

2.2 Landwirtschaftlicher Anpassungsdruck an Klimawandel global und in Deutschland

Bei ungebremst fortgesetzten Emissionspfaden wird sich das Klima in den nächsten Jahrzehnten deutlich verändern. Für den Agrarsektor relevant sind in diesem Zusammenhang vor allem fünf Klimawirkungen, die einen direkten Einfluss auf den Sektor ausüben. Es sind dies Auswirkungen einer höheren CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, höherer Durchschnittstemperaturen, von Wetterextremen, einer veränderten Wasserverfügbarkeit und von Bodendegradation (Noleppa et al., 2010).

Höhere Durchschnittstemperaturen in nördlichen Regionen, wie in Nordamerika, Russland und in Nord- und Mitteleuropa, haben sehr wahrscheinlich positive Auswirkungen auf die Landwirtschaft, da in diesen Regionen die aktuelle Bewirtschaftung durch niedrige Temperaturen tendenziell begrenzt wird. Höhere Temperaturen können deshalb zu einer Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Richtung Norden sowie zu einer Verlängerung der Wachstumsperiode führen. Es kann früher angepflanzt werden, wodurch sich entweder die Zeit für den Reifeprozess verlängert oder aber die Ernte früher erfolgen kann (Solomon et al., 2007; Gitay et al., 2001; Fischer et al., 2005).

In den tropischen Breiten jedoch, wo Pflanzen heute schon bei hohen Temperaturen wachsen, wird eine weitere Erwärmung zu vermindertem Pflanzenwachstum und Ernteaussfällen führen (Fields, 2005; Jones und Thornton, 2003; Kurukulasuriya und Mendelsohn, 2006). Ausreichende Wasserverfügbarkeit kann zwar dort eine gewisse Abnahme der Erträge ausgleichen, allerdings mangelt es meist heute schon vielerorts an Wasser, und die Klimaerwärmung wird die Verfügbarkeit von Wasser in vielen Regionen weiter reduzieren. Insbesondere in Afrika und Süd-asien, wo bereits jetzt Pflanzen nur knapp unterhalb der möglichen maximalen Temperaturen wachsen, muss deshalb mit (teilweise massiven) Ertragsminderungen gerechnet werden (Noleppa et al., 2010).

Von den Auswirkungen erwarteter und verstärkt in Frequenz und Amplitude auftretender extremer Wetterereignisse sind meist große Gebiete betroffen, und die Reduzierung der Ernteerträge könnte dann erheblich sein. Als Beispiel kann die Hitzewelle in Europa im Sommer 2003 angeführt werden. Die Temperaturen lagen bei mehr als 6°C über dem Langzeitdurchschnittswert, und auch der Niederschlag war um 300 mm niedriger als in den Jahren zuvor. Am stärksten in Europa war davon Frankreich betroffen mit durchschnittlichen Ertragsverlusten von 30 % für Mais, 20 % für Weizen und mehr als 60 % für Futterpflanzen (Solomon et al., 2007; Easterling et al., 2007).

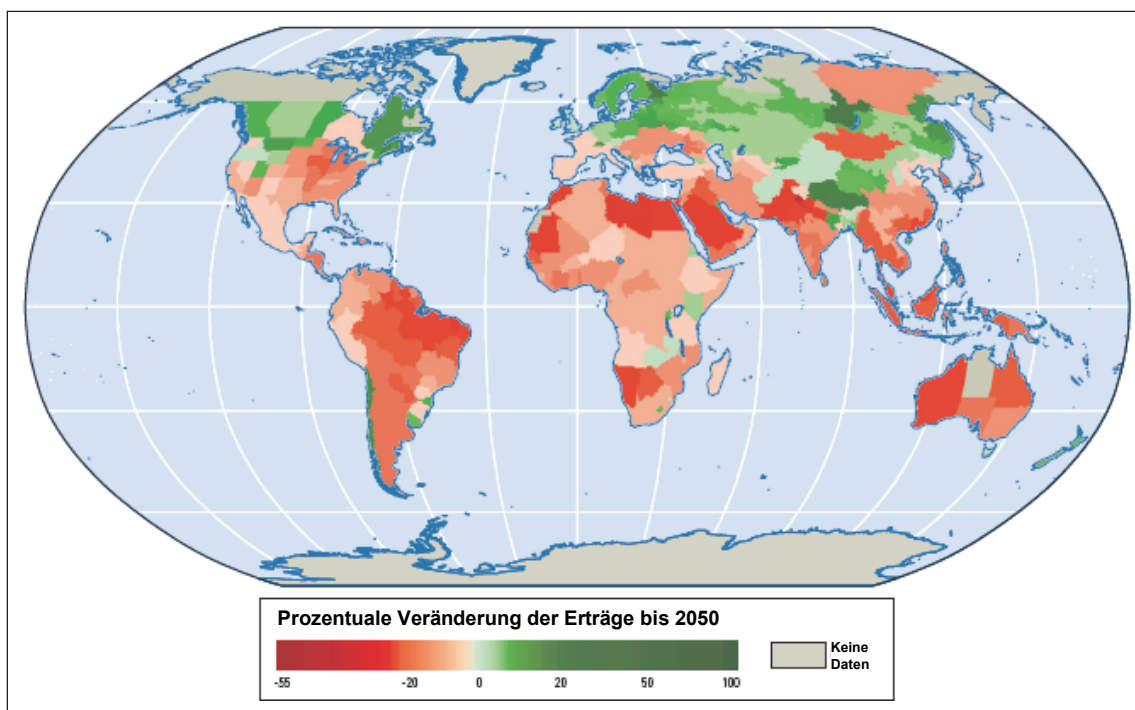
Die Landwirtschaft ist zweifellos stark abhängig von der Wasserverfügbarkeit. In Zukunft wird es aufgrund steigender Temperaturen einen erhöhten Wasserbedarf der Pflanzen geben, welcher durch die CO₂-Düngung zum Teil kompensiert wird. Ob vor diesem Hintergrund die stärkere Nutzung von Süßwasser zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen allerdings gedeckt ist, mag in vielen Regionen fraglich erscheinen. Höhere Temperaturen sowie die Veränderung der Menge und Verteilung von Niederschlägen werden deshalb besonders in ariden und semi-ariden Regionen zu Wassermangel führen. Das vermehrte Auftreten von extremen Wetterereignissen wird die Lage noch zusätzlich verschärfen. Die Veränderung der Niederschläge in Kombination mit steigenden Temperaturen wird deshalb in vielen Regionen der Erde zu einer verringerten Bodenfeuchte führen (Gitay et al., 2001; Döll, 2002; Easterling et al., 2007) und die Degradation landwirtschaftlicher Böden fördern bzw. gegenüber dem Status quo noch verschärfen.

Betroffen hiervon ist z.B. auch die Speicherung von Nährstoffen im Boden. In gemäßigten Regionen, wie in Deutschland, wird die Bodentemperatur im Winter durch wärmere Lufttemperaturen ansteigen. Dies führt zu einem schnelleren Abbau von organischer Substanz. Im Winter kann dies zu einer Ausschwemmung von Nährstoffen führen, wenn diese nicht in vollem Umfang durch die Pflanzen genutzt werden. Durch steigende Niederschläge und die Reduzierung von Frost und Schnee wird dieser Effekt noch verstärkt. Des Weiteren wird die Bodenerosion durch stärkere Regenfälle und Stürme, den Wechsel von Schnee zu Regen und das

vermehrte Auftreten von extremen Wetterereignissen erhöht (Noleppa et al., 2010).

Die kombinierten Effekte der oben beschriebenen Klimawirkungen (mit Ausnahme des vergleichsweise schwer zu bestimmenden CO₂-Düngungseffekts) auf die landwirtschaftliche Produktion wurden durch Müller et al. (2009) abgeschätzt. Die Ergebnisse dieser und anderer darauf aufbauender Analysen sind zusammenfassend in der Abbildung 2.2 aufgezeigt.

Abbildung 2.2: Klimawirkungen auf die globale landwirtschaftliche Produktion



Quelle: Müller et al. (2009); World Bank (2009).

Die Ergebnisse verschiedener Klimamodelle wurden dabei als Input für ein dynamisches Vegetationsmodell benutzt. Konkret wurden die Median-Werte der Ergebnisse für 19 verschiedene Klimamodelle verwendet. Die offensichtlichen Resultate können folglich als Ausdruck des *state of the art* aufgefasst werden. In der Summe der erwarteten Wirkungen lässt sich zusammenfassen: negative Ertragseffekte sind vor allem in Südamerika, Afrika, Südasien und Australien zu erwarten. Bezüglich der regionalen Wirkungen eines veränderten Klimas auf die Landwirtschaft scheint demnach Konsens zu bestehen, dass in der Summe vor allem Entwicklungsländer tendenziell negativ betroffen sein werden, im Gegensatz

zu vielen Industrienationen der nördlichen Erdhalbkugel (vgl. auch Fischer, 2009; Noleppa et al., 2010).

Diese Aussagen betreffen jedoch nur die durchschnittlichen Erträge. Die beschriebenen Klimawirkungen, insbesondere die Zunahme von extremen Temperatur- (Hitzeperioden, Fröste) und Niederschlagsereignissen (Dürren, Starkniederschläge) lassen Erträge insgesamt volatiler und Ernten tendenziell unsicherer werden. Das führt selbst für Deutschland zu der erst kürzlich getroffenen Aussage, wonach sich trotz grundsätzlich vorteilhafter durchschnittlicher Klimawandeleffekte (höhere Durchschnittstemperatur und CO₂-Konzentration bei kaum veränderten Gesamtniederschlägen in den nächsten Jahrzehnten) positive wie negative Implikationen für die regionale Landwirtschaft über die Jahre die Waage halten könnten (Wenkel et al., 2011). Eine grundsätzlich positive Prognose (wie nach Müller et al. (2009) weiter oben noch aufgezeigt) wird also durch Unsicherheiten in Bezug auf den Fortgang des Klimawandels und der notwendigen Anpassungen limitiert.

Unsicherheit bezüglich der jährlich zu erzielenden Ernten führt aber explizit zu einer Konsequenz für die Anpassung an den Klimawandel, die im Kontext dieser Studie besonders schwer wiegt: Pflanzenschutz als ertragssteigernder und ertragsichernder Produktionsfaktor muss in einer solchen Situation an Bedeutung gewinnen. Das gilt umso mehr, weil höhere Temperaturen gerade auch in unseren Breiten möglicherweise neue Pflanzenkrankheiten und Parasiten begünstigen werden (Easterling et al., 2007; Ziska und Runion, 2007; Challinor et al., 2007), was zu zusätzlichen Ernteeinbußen bzw. Nachernteschäden führen dürfte. Sachgemäßer Pflanzenschutz, gerade auch in Deutschland, wird so zu einem ganz zentralen Element für Anpassung an den Klimawandel. Gustafson (2011) spricht in diesem Zusammenhang von einer besonderen Herausforderung.

Fasst man die bisherigen Aussagen zusammen, so ist festzustellen, dass Landwirtschaft in Deutschland und anderswo natürlich THG emittiert, aber auch wesentliche Zielbeiträge zur Bekämpfung des Klimawandels leisten kann. Die bereits angeklungene offensichtlich wichtige Rolle des Pflanzenschutzes in diesem Kontext wird nun detailliert herausgearbeitet.

3 Direkte Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft und Pflanzenschutz in Deutschland

Im Folgenden sollen die mit der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in Deutschland verbundenen direkten THG-Emissionen analysiert und vor dem Hintergrund der beiden in von Witzke und Noleppa (2011) definierten und untersuchten Szenarien „Mit vs. ohne Fungizide“ und „Konventioneller vs. ökologischer Landbau“ bewertet werden. Dazu wird zunächst erarbeitet, wie genau THG-Emissionen für die deutsche Landwirtschaft im Allgemeinen und für den Pflanzenschutz im Besonderen angegeben werden können. Es folgen spezifische Betrachtungen zu den beiden Szenarien. Das geschieht dem Projektansatz zufolge zunächst als Literaturanalyse, die um einige eigene Berechnungen ergänzt wird.

3.1 Bedeutung der Emissionen des Pflanzenschutzes für die gesamten Emissionen der Landwirtschaft

Unter direkten THG-Emissionen der Landwirtschaft werden zum einen die CH₄- und N₂O-Emissionen verstanden, die laut IPCC (2003; 2006) im Rahmen nationaler Emissionsberichterstattungen dem landwirtschaftlichen Sektor bzw. seinen Produktionsprozessen zugewiesen werden. Das sind insbesondere Emissionen aus der Tierhaltung und der Stickstoffdüngung. Zum anderen werden die CO₂-Emissionen aus dem direkten Verbrauch von Energie (Diesel, Strom, etc.) in der Landwirtschaft und bisweilen bei der Herstellung und Bereitstellung der entsprechenden Vorleistungen einbezogen. Letztere sind in der nationalen Berichterstattung dem Energie- bzw. Chemiesektor zugewiesen, sollten aber als Teil der Gesamtbelastung der Agrarproduktion betrachtet werden (Isermeyer et al., 2010). Abbildung 3.1 zeigt, wie hoch solche THG-Emissionen beziffert werden.

Abbildung 3.1: Treibhausgasemissionen durch landwirtschaftliche Produktion in Deutschland ohne Landnutzungsänderungseffekte (in Mio. t)

Quelle	Schmidt und Osterburg (2010)	BMELV (2008)	DBV (2011)
Methan	1,15	(*)1,09	1,27
Lachgas	0,12	(*)0,16	0,15
Kohlendioxid	11,59	(*)30,80	17,20
CO₂-Äquivalente, total	72,40	115,30	89,70

Quelle: eigene Berechnungen und Darstellung nach Schmidt und Osterburg (2010), BMELV (2008) und DBV (2011). (*) Nicht für alle Positionen liegen Angaben für CH₄, N₂O und CO₂ vor.

Es wird deutlich: selbst für ein Land wie Deutschland, das über ein langjährig erprobtes und ständig aktualisiertes Erfassungssystem von THG-Inventaren verfügt (vgl. u.a. Haenel, 2010), sind punktgenaue Angaben zu den Emissionen nicht möglich. Wiederholt ist also darauf hinzuweisen, dass Methodenunterschiede und damit verbundene Erfassungsgrenzen und -ungenauigkeiten bestehen bleiben und Unsicherheit implizieren.

Die Angaben des BMELV (2008) umfassen die meisten landwirtschaftlichen Produktionsfaktoren und weisen diesen THG-Emissionen zu. Insbesondere fällt dabei auf, dass auch explizit auf Emissionen von langlebigen Investitionsgütern abgezielt wird. Allein auf CO₂-Emissionen der Bereitstellung von Gebäuden und Maschinen entfallen in der Aufsummierung jährlich 13 Mio. t CO₂-Äquivalente. Zusätzlich sind in BMELV (2008) importierte Futtermittel aufgeführt, die in der Tat in den nationalen THG-Inventaren eigentlich nicht bilanziert werden (Isermeyer et al., 2010), jedoch eine ganz wesentliche Ressourceninanspruchnahme der deutschen Landwirtschaft darstellen (von Witzke et al., 2011). Die entsprechend zuzuweisenden Emissionen, die das BMELV (2008) ebenfalls mit ca. 13 Mio. t CO₂-Äquivalente angibt, sind also nicht einfach zu vernachlässigen und beeinflussen die Bilanz der deutschen Landwirtschaft bei Anrechnung massiv.

Diese Analyse beschäftigt sich explizit mit Pflanzenschutzmitteln. Interessant ist in diesem Zusammenhang, wie hoch die den eingesetzten Pflanzenschutzmitteln zuzuweisenden Emissionen sind. Die in Abbildung 3.1 aufgeführten Quellen machen dazu keine Angaben bei sonst teilweise detaillierten Stellungnahmen zu andern Produktionsfaktoren, etwa zu stickstoffhaltigen organischen und anorganischen Düngemitteln. Das lässt im Mindesten die Vermutung zu, dass Pflanzenschutzmitteln und deren Einsatz in der Landwirtschaft eine eher untergeordnete Rolle im Hinblick auf die direkten THG-Emissionen zukommt. Diese Vermutung lässt sich durch Fakten untermauern und schließlich bejahen:

- Zunächst soll allein die Produktion und Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln betrachtet werden. Halberg (2008) zufolge entfallen darauf lediglich 2 % des energetischen Verbrauchs und der damit verbundenen Emissionen. Hillier et al. (2009a) argumentieren sogar, dass das lediglich 1,7 % aller zurechenbaren Emissionen betreffen dürfte. Die wohl umfassendste Studie zu dieser Thematik geht jedoch im Durchschnitt über alle Ackerbaukulturen ebenfalls von nur unwesentlich mehr als 2 % des entsprechenden THG-Ausstoßes aus (Audsley et al., 2009).
- Hinzu kommen freilich Emissionen durch die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln. Deike et al. (2008) zufolge dürfte langfristig applizierter standortangepasster Pflanzenschutz inklusive Produktion, Transport, Bereitstellung und Einsatz der Pflanzenschutzmittel etwa 5 % des gesamten energetischen

Aufwands „kosten“ und entsprechend hohe CO₂-Emissionen verursachen. Ähnlich hoch schätzt Gutsche (2011) den energetischen Einsatz und damit allein die CO₂-Emissionen ein.

- Alle relevanten THG-Emissionen, also nicht nur die für CO₂, einbeziehend kommen wiederum Hillier et al. (2009a) zu dem Schluss, dass nicht mehr als 2,5-3,0 % aller emittierten CO₂-Äquivalente im Ackerbau auf den Pflanzenschutzmitteleinsatz entfallen. Ähnlich sehen das Audsley et al. (2009): lediglich 3 % aller THG-Emissionen im Ackerbau entfallen auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Bei einzelnen Kulturen, insbesondere im Fall von häufigen Applikationen pro Saison, mag das höher sein (Hillier et al., 2009b).
- Schließlich sei noch auf de Jonge (2004) verwiesen. Der Autorin zufolge haben „innovative“ Pflanzenschutzmittel, die mehr und mehr „traditionelle“ Pflanzenschutzmittel im Einsatz auf dem Feld ablösen, einen deutlich (bis zu 70 %) reduzierten Energiebedarf in der Herstellung und im Vertrieb. Das dürfte aktuell und in der mittleren Frist den Anteil und damit die Bedeutung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes im Ackerbau in Bezug auf THG-Emissionen noch weiter als 3 % sinken lassen.

In der Summe dieser Betrachtungen zeigt sich, dass dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, konkret im Ackerbau der deutschen Landwirtschaft, eine eher untergeordnete Bedeutung für die THG-Bilanz des Gesamtsektors zukommt. Schmidt und Osterburg (2010), die einzige Quelle mit entsprechend belastbaren Angaben für ganz Deutschland, zeigen auf, dass auf die Produktion der hier interessierenden Ackerkulturen etwa 23,7 Mio. t CO₂-Äquivalente entfallen. Bei einem Anteil von etwa 3 % können also ca. 0,7 Mio. t CO₂-Äquivalente der Produktion, dem Transport, der Bereitstellung und dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau in Deutschland zugerechnet werden. Das sind aber nicht mehr als 1 % aller dem landwirtschaftlichen Sektor, inklusive der Tierhaltung, zuzurechnenden THG-Emissionen.

Eine noch genauere Angabe bedarf substantiellerer Recherchen. Einen Beitrag dazu werden die im Rahmen dieses Projekts noch durchzuführenden Betrachtungen zur Energieeffizienz (Modul 4 des Projekts) leisten. Mithin wird in der Gesamtschau zum laufenden Vorhaben auf diesen Aspekt noch einmal zurückzukommen sein.

3.2 Das Szenario „Mit vs. ohne Fungizide“ und dessen Wirkung auf die Emissionen der Landwirtschaft

Dennoch soll schon hier der Versuch unternommen werden, die Emissionseffekte für eine Gruppe von Pflanzenschutzmitteln noch genauer abzuschätzen: die Fungizide. In von Witzke und Noleppa (2011) wurde ein Szenario „Mit vs. ohne Fungizide“ definiert und analysiert. Im Rahmen des Szenarios wurden tatsächliche Ertragswirkungen des Einsatzes von Fungiziden in der deutschen Landwirtschaft betrachtet und relative Ertragsunterschiede für Hauptackerkulturen ermittelt, wie sie nachfolgend noch einmal in Abbildung 3.2 abgebildet sind.

Abbildung 3.2: Erträge und Ertragsunterschiede mit und ohne Anwendung von Fungiziden in den Sortenversuchen der deutschen Landwirtschaft

Landwirtschaftliche Kulturart	Erträge		Ertragsunterschiede	
	ohne Fungizide (in dt/ha)	mit Fungiziden (in dt/ha)	absolut (in dt/ha)	relativ (in %)
Winterweizen	80,38	90,10	9,72	12,1
Sommerweizen	65,84	74,58	8,73	13,3
Wintertriticale	82,73	89,60	6,88	8,3
Sommertriticale	57,08	62,33	5,24	9,2
Winterroggen	79,74	90,51	10,77	13,5
Wintergerste	77,37	86,33	8,96	11,6
Sommergerste	58,81	64,58	5,77	9,8
Winterraps	48,28	51,34	3,07	6,4
Kartoffeln	406,61	495,60	88,99	21,9
Zuckerrüben	895,80	937,70	41,90	4,7

Quelle: von Witzke und Noleppa (2011).

Werden die ermittelten Ertragsunterschiede mit den entsprechenden Anteilen der einzelnen Kulturarten an der Ackerfläche Deutschlands gewichtet, so zeigt sich, dass der durchschnittliche Ertragseffekt des Einsatzes von Fungiziden in der deutschen Landwirtschaft bei etwa 10 % anzusiedeln ist, was im Kern mit anderen internationalen Beobachtungen weitgehend übereinstimmt (vgl. hierzu von Witzke und Noleppa, 2011).

Diese höheren Erträge werden partiell durch die Applikation von Fungiziden in den jeweiligen Ackerkulturen erzielt. Folglich sind die relevanten Emissionseffekte aus dem konkreten Einsatz der Fungizide direkt ableitbar. Jedoch stellt die exakte Quantifizierung der damit verbundenen THG-Emissionen eine besondere Herausforderung im Rahmen dieser Analyse dar, denn entsprechende aussagekräftige Untersuchungen ausschließlich zu Fungiziden für Deutschland sind sehr selten und auch in einem größeren internationalen Rahmen stark limitiert. So werden z.B. im offiziellen Klimabericht der deutschen Bundesregierung überhaupt keine Emissionen für den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und somit auch von Fungiziden ausgewiesen (BMELV, 2008).

Dennoch lassen sich gehaltvolle und damit nachdrückliche Argumente und Fakten finden, die eine fundamentale Bewertung der Emissionswirksamkeit von Fungiziden und deren Anwendung in der deutschen Landwirtschaft zumindest als Schätzung zulassen:

- Grundsätzlich variieren verfügbare Angaben zu den THG-Emissionen der Herstellung von Fungiziden stark. Je nach chemischem Wirkstoff und Prozess werden mehr oder weniger THG freigesetzt. So geben z.B. West und Marland (2002) an, dass je kg Fungizidwirkstoff, einschließlich dessen Formulierung, Verpackung und Transport, etwa 5,2 kg CO₂-Äquivalente ausgestoßen werden. Lal (2004) ermittelt im Rahmen einer Meta-Analyse bei einer Spannweite von ca. 1 bis 8 kg einen Durchschnittswert von 3,9 kg CO₂-Äquivalenten je kg Wirkstoff. Mit 3,9 kg CO₂-Äquivalenten je kg Wirkstoff setzen auch Berry et al. (2008) den spezifischen THG-Emissionswert an.
- Die Emissionen je kg Wirkstoff liegen dabei höher als etwa bei Düngemitteln, gleichwohl sind die Einsatzmengen der einzelnen Wirkstoffe im konkreten landwirtschaftlichen Produktionsprozess vergleichsweise gering (vgl. u.a. Hirschfeld et al., 2009). In der Folge ergeben sich geringe Anteile der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln im Allgemeinen und des Einsatzes von Fungiziden im Speziellen an den THG-Emissionen im Pflanzenbau.
- Deike et al. (2008) zufolge wurden im Rahmen langjähriger Versuche etwa 5 % aller anfallenden THG-Emissionen durch die standortangepasste Nutzung von Pflanzenschutzmitteln verursacht (siehe auch weiter oben). Auf den Einsatz von Fungiziden entfällt von diesen Prozentpunkten den Autoren zufolge lediglich ein Anteil von 23 %, also knapp ein Viertel oder genauer gesagt 1,13 % aller zugewiesenen THG-Emissionen.
- Ähnlich hoch geben Hillier et al. (2009a; b) die auf Fungizide zu beziehenden CO₂-Äquivalente direkt eingesetzter Produktionsfaktoren an: 1,42 % aller THG-Emissionen im Ackerbau entfallen demnach auf den Einsatz dieser Gruppe von Pflanzenschutzmitteln.

- Bleiben bei den voran genannten Autoren die Berechnungsgrundlagen teilweise intransparent, sind sie bei Berry et al. (2008) sehr genau nachvollziehbar. Demnach entfallen lediglich 0,92 % aller im Anbau von Ackerkulturen emittierten CO₂-Äquivalente auf die sachgemäße und standortangepasste Ausbringung von Fungiziden.
- Schließlich ist wieder auf Audsley et al. (2009) zu verweisen, wonach auf den Einsatz der Fungizide etwa 29 % aller auf Pflanzenschutzmittel bezogenen THG-Emissionen entfallen; das entspricht den Angaben der Autoren zufolge sogar nur 0,87 % aller THG-Emissionen im Ackerbau.

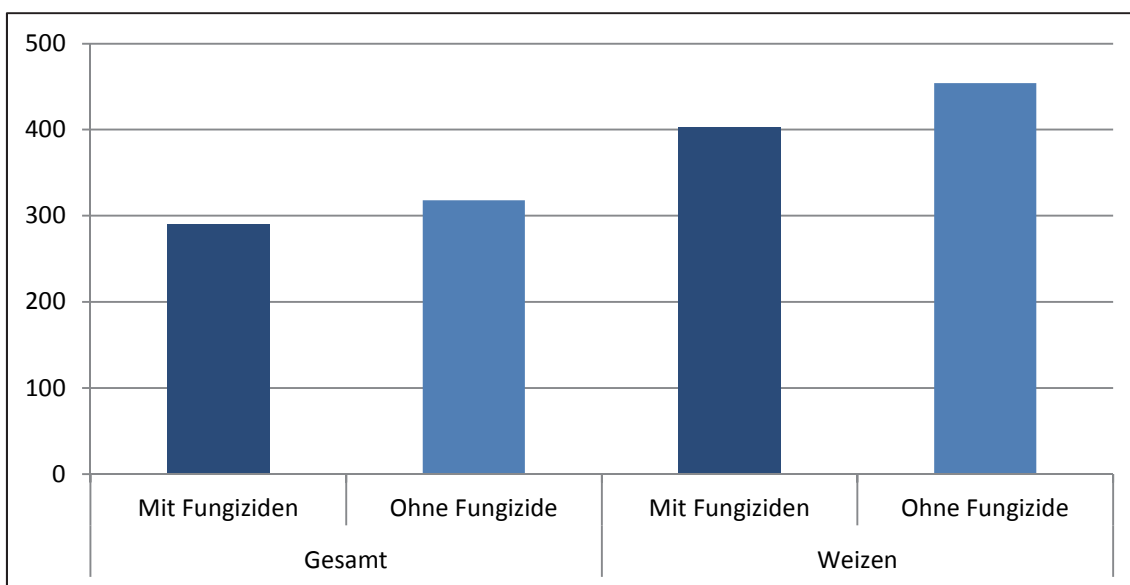
Im Rahmen einer Überschlagrechnung soll auf dieser Grundlage der Emissions-effekt von Fungiziden für Deutschland abgeschätzt werden. Es wird konservativ vorgegangen, um den Emissionseffekt einer Ausbringung von Fungiziden nicht zu unterschätzen:

- Die genannten verfügbaren Quellen (Deike et al., 2008; Hillier et al., 2009a; b; Berry et al., 2008; Audsley et al., 2009) stimmen in der Tendenz überein und ergeben im Durchschnitt einen THG-Emissionsanteil der Herstellung, Bereitstellung und Ausbringung von Fungiziden bei den jeweils berücksichtigten Ackerkulturen von 1,09 %.
- Ein verhältnismäßig großer Risikoaufschlag von einem Drittel auf diesen Durchschnitt der Emissionen wird nun erhoben. Dieser Aufschlag kalkuliert insbesondere ein, dass in den genannten Quellen zumeist Getreidekulturen Berücksichtigung gefunden haben und in anderen Ackerkulturen bisweilen mehr Fungizidanwendungen vorgenommen werden, z.B. im Kartoffelanbau (vgl. hierzu u.a. KTBL, 2008). Daher wird im Folgenden von einem vergleichsweise hohen Anteil der Fungizide an den THG-Emissionen der Produktion von allen Ackerkulturen in Höhe von durchschnittlich 1,44 % ausgegangen.
- Für Weizen wird, da explizite Angaben zu dieser Ackerkultur im Vergleich vorliegen (Hillier et al., 2009a; b; Berry et al., 2008; Audsley et al., 2009), separat mit 1,06 % kalkuliert. Weitere Spezifizierungen sind aufgrund der limitierten Datenlage nicht opportun.

Vor diesem Hintergrund werden inklusive der THG-Emissionen für Fungizide in der deutschen Landwirtschaft Erträge erwirtschaftet, wie sie in Abbildung 3.2 in der Spalte „mit Fungiziden“ beschrieben sind. Ohne diese Emissionen sind es hingegen nur Erträge, wie in der Spalte „ohne Fungizide“ der Abbildung aufgezeigt. Nutzt man nun die Angaben aus Schmidt und Osterburg (2010) zu den CO₂-Freisetzungen und anderen separat für einzelne Ackerkulturen ausgewiesenen THG-Emissionen und setzt diese ins Verhältnis zu den jeweiligen Erntemengen,

dann errechnen sich auf dieser Basis die in Abbildung 3.3 ausgewiesenen THG-Emissionen je t Erntegut im Ackerbau insgesamt sowie im Weizenanbau Deutschlands für die Produktion inklusive und exklusive des Einsatzes von Fungiziden.

Abbildung 3.3: THG-Emissionen je Produkteinheit mit und ohne den Einsatz von Fungiziden im deutschen Ackerbau insgesamt und bei Weizen (in kg CO₂-Äquivalent/t)



Quelle: eigene Berechnungen.

Es kann festgehalten werden, dass die doch recht großen Ertragswirkungen des Fungizideinsatzes (im Durchschnitt etwa 10 %; siehe oben) durch eine lediglich sehr kleine durchschnittliche Erhöhung der direkten landwirtschaftlichen THG-Emissionen in Deutschland durch Fungizideinsatz (etwas mehr als 1 %) „erkauft“ werden. Als Resultat dessen werden bei Einsatz von Fungiziden je t Erntegut im Ackerbau 290 kg CO₂-Äquivalente direkt emittiert; im Weizenanbau sind es 403 kg CO₂-Äquivalente je t Weizen.

Alternativ hätte die gleiche Produktion an Ackerkulturen bzw. Weizen in Deutschland realisiert werden können, indem zwar auf Fungizide verzichtet werden würde, dafür aber andere Produktionsfaktoren zusätzlich eingesetzt werden. Unter den Bedingungen, dass die benötigten zusätzlichen Ackerflächen zur Kompensation des negativen Ertragseffekts zur Verfügung stünden und dass auf diesen Flächen gleiche Erträge bei gleicher Intensität des Einsatzes der anderen Produktionsfaktoren (außer Fungizide) erzielt werden würden, wäre z.B. ein zehnpromentiger Ertragsrückgang durch ebenfalls ca. 10 % zusätzliche Produk-

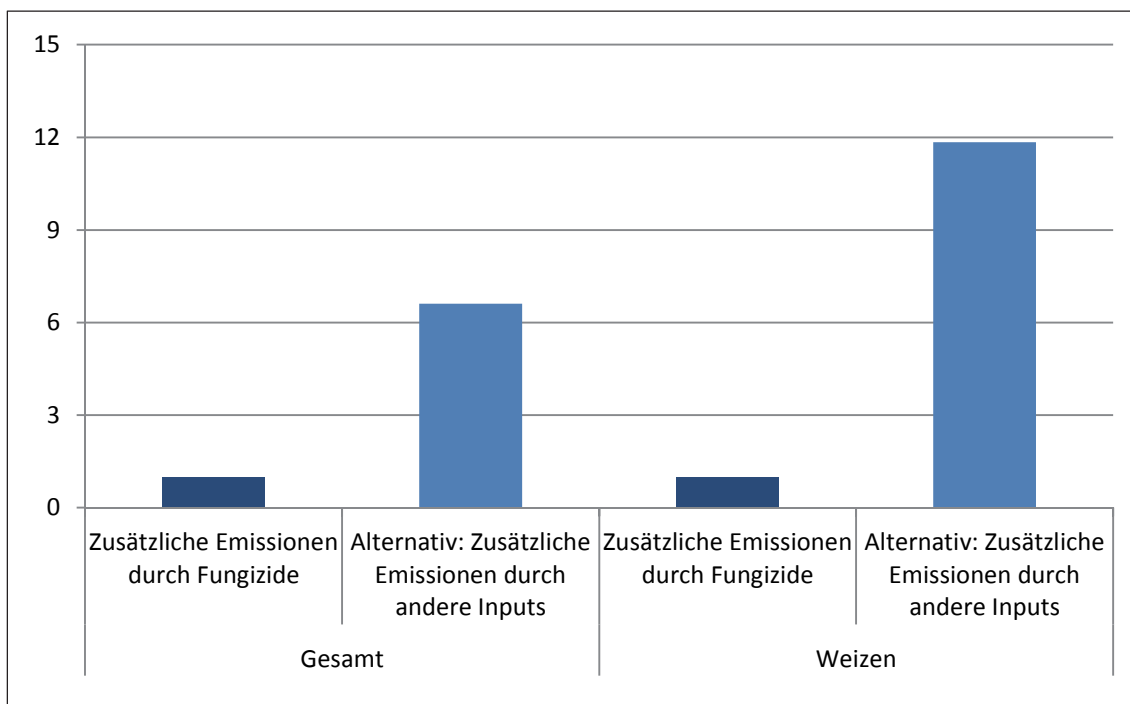
tionsfaktoren und entsprechend hohe zusätzliche THG-Emissionen aufzufangen. Diese Produktionsfaktoren sind dann aber nicht Fungizide (auf die nur geringe THG-Emissionen entfallen), sondern organischer und anorganischer Dünger, Diesel und Maschinen, Beregnung etc., die auf den Flächen eingesetzt werden und auf die deutlich höhere relative Anteile an Klimagasemissionen entfallen als etwa auf Fungizide (vgl. hierzu die noch zu führende Diskussion im Kapitel 3.4, konkret zu den N₂O-Emissionen der Stickstoffdüngung).

Konkret würde der Wegfall des Einsatzes von Fungiziden hierzulande also zu einer um fast 10 % höheren THG-Emission je Produkteinheit im Ackerbau insgesamt und sogar zu einer um fast 13 % höheren Freisetzung von Klimagasen je Einheit Weizen führen. Die durchschnittlichen THG-Emissionen im Ackerbau würden auf 318 kg CO₂-Äquivalente je t Erntegut steigen, und im Weizenanbau würde der Wegfall der Fungizide zu einer Erhöhung der THG-Emissionen je t Produkt auf 454 kg CO₂-Äquivalente führen.

Die Werte können auch anders interpretiert werden, wenn man diese Zahlen nicht nur auf eine t Erntegut, sondern die gesamte Produktion bzw. Ernte des Landes bezieht (vgl. hierzu auch Schmidt und Osterburg, 2010). Um die gleiche Ernte ohne Fungizide einzufahren, würden in Deutschland im Ackerbau zusätzliche THG-Emissionen in einer Höhe von ca 2,3 Mio. t CO₂-Äquivalente benötigt. Bei Weizen sind es allein über 1 Mio. t CO₂-Äquivalente. Genau genommen spart also der Mehraufwand von 1 kg CO₂-Äquivalente durch Fungizide im Ackerbau 6,6 kg CO₂-Äquivalente anderer Inputs und im Weizenanbau sogar 11,8 kg CO₂-Äquivalente.

Abbildung 3.4 zeigt diesen beachtlichen Unterschied der beiden Alternativen auf. Die ermittelten Werte sind dabei als konservative Schätzungen anzusehen, denn sie beinhalten einmal einen Risikoaufschlag (vgl. oben), und sie abstrahieren noch gänzlich von Landnutzungseffekten, denn unterstellt wurde, dass das zur Produktion benötigte Ackerland zur Verfügung steht und nicht erst neu gewonnen werden muss, etwa durch Umbruch von Grünland. Das erscheint jedoch angesichts geringer Stilllegung und anderer notwendiger Nutzung verfügbaren Ackerlandes in Deutschland derzeit unrealistisch. Darüber hinaus berücksichtigen die Berechnungen überhaupt nicht, dass im zusätzlich erzeugten Erntegut und auch in Biomasse, die nicht geerntet, jedoch wieder dem natürlichen Kreislauf zugesetzt wird, zusätzlich CO₂ in Form von Kohlenstoff gebunden wird, was zumindest kurzfristig temporär, langfristig aber auch effektiv (durch erhöhte Humusbildung bei entsprechender Bewirtschaftung der Böden) die THG-Konzentration mindert. Mithin passen die Ergebnisse in das von Paveley et al (2008) und Berry et al. (2008) aufgezeigte Spektrum, wonach Pflanzenschutz im Allgemeinen und Fungizideinsatz im Besonderen zu einer vielfachen Einsparung von THG im Verhältnis zu den dafür selbst eingesetzten THG führt.

Abbildung 3.4: Alternativer Einsatz von THG-Emissionen zur Aufrechterhaltung der landwirtschaftlichen Produktion im deutschen Ackerbau insgesamt und bei Weizen (in kg CO₂-Äquivalent, Fungizide=1kg)



Quelle: eigene Berechnungen.

Schließlich sei auf folgenden plakativen Vergleich hingewiesen. Die Mehrbedarfe würden sich, wie beschrieben, jährlich genau auf 2,25 Mio. t CO₂-Äquivalente im Ackerbau insgesamt bzw. 1,05 Mio. t CO₂-Äquivalente im Weizenbau belaufen. Ein Auto müsste 17,3 bzw. 8,1 Mrd. km fahren, um diese THG-Emissionen zu erzeugen (bei 130 g CO₂ je gefahrenem km, vgl. von Witzke und Noleppa, 2007); bei einer durchschnittlichen Fahrleistung von 100 000 km entspricht das den THG-Emissionen der Nutzung von 173 000 bzw. 81 000 Autos.

3.3 Das Szenario „Konventioneller vs. ökologischer Landbau“ und dessen Wirkung auf die Emissionen der Landwirtschaft

In ähnlicher Weise soll nun versucht werden, den THG-Effekt des zweiten in von Witzke und Noleppa (2011) analysierten Szenarios zu bewerten. In diesem Szenario werden die Ertragsleistungen des konventionellen Landbaus im Vergleich zu denen des ökologischen Landbaus eingeschätzt. Auch hier sollen die in der ersten Studie zu diesem Projekt analysierten Ertragseffekte noch einmal aufgezeigt werden. Zu verweisen ist auf Abbildung 3.5.

Abbildung 3.5: Erträge im ökologischen und konventionellen Landbau und resultierende Ertragsunterschiede in der deutschen Landwirtschaft

Landwirtschaftliche Kulturart	Erträge		Ertragsunterschiede	
	ökologisch (in dt/ha)	konventionell (in dt/ha)	absolut (in dt/ha)	relativ (in %)
Weizen	30,80	68,07	37,27	121,0
Roggen	25,37	50,92	25,55	100,7
Gerste	30,33	57,83	27,50	90,7
Raps	23,63	36,87	13,23	56,0
Kartoffeln	200,40	363,17	162,77	81,2
Zuckerrüben	519,43	627,13	107,70	20,7

Quelle: von Witzke und Noleppa (2011).

Die ermittelten Ertragsunterschiede sind enorm. Im konventionellen Landbau werden bisweilen doppelte und noch höhere Flächenerträge realisiert als im ökologischen Landbau. Insbesondere bei Getreide sind die Ertragsvorteile sehr hoch. Im Durchschnitt über alle Ackerkulturen, gewichtet mit den Anteilen der einzelnen Feldfrüchte an der Ackerfläche, werden im ökologischen Landbau Deutschlands 48 % geringere Erträge erwirtschaftet; bei Weizen wird sogar lediglich ein um 55 % reduzierter Ertrag erzielt.

Diese Erträge werden durch unterschiedliche Anbausysteme realisiert, und das Pflanzenschutzmanagement ist jeweils ein ganz entscheidender, wenngleich nicht der einzige Bestimmungsfaktor für Unterschiede in den Erträgen. Unterschiede in der Klimawirkung beider Systeme können folglich nur über einen Vergleich der Emissionen beider Systeme herausgearbeitet werden. Hierzu gibt es bereits zahlreiche nationale und internationale Studien. Die Ergebnisse dieser Studien,

die im Rahmen dieser Studie aufgrund der besonderen Thematik schwerpunktmäßig in Bezug auf Ackerkulturen ausgewertet wurden, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Es ist unbestritten, dass in den meisten Fällen der ökologische Landbau geringere THG-Emissionen je Flächeneinheit verursacht. Darauf weisen fast alle Autoren, die im Folgenden genannt werden, hin. Die Fläche aber ist ein ungeeigneter Indikator. Ein nur halb mit Benzin gefülltes Auto wird bis zur nächsten notwendigen Tankfüllung wahrscheinlich auch weniger THG ausstoßen, als ein voll mit Benzin getanktes Auto gleicher Bauart; gleichwohl sagt das nichts über den notwendigen Verbrauch an Benzin und die damit verbundenen THG je gefahrenem km aus. Insofern ist auch hier wieder, wie schon im Kapitel 3.2, die erzeugte Produkteinheit die relevante Bemessungsgröße.
- Bezieht man also die THG-Emissionen im konventionellen bzw. ökologischen Landbau auf die erzeugte Erntemenge, fällt zunächst auf, dass mehrere Autoren auch dann noch immer dem ökologischen Landbau eine positivere THG-Bilanz im Vergleich zum konventionellen Landbau bescheinigen. Hirschfeld et al. (2009) zufolge wären die THG-Emission im Weizenanbau Deutschlands je kg Weizen im ökologischen Landbau bspw. um mehr als 50 % geringer als im konventionellen Landbau. Auch Küstermann und Hülsbergen (2008) beziffern die THG-Emissionen im Pflanzenbau Deutschlands für den ökologischen Landbau geringer als die im konventionellen Landbau: der Unterschied beträgt demnach 28 %. Und noch weitere Studien stützen diese Argumentation, wenngleich zumeist nur noch bedingt und bei deutlich kleineren Unterschieden in den ausgewiesenen THG-Bilanzen als den gerade genannten (vgl. z.B. Heyer, 2011; Kasper et al., 2011; Lindenthal et al., 2011).
- Die Studien von Hirschfeld et al. (2009) sowie Küstermann und Hülsbergen (2008) weisen besonders positive Bilanzen zugunsten des ökologischen Landbaus aus; und diese Extremwerte für Deutschland werden durch andere Forschungsarbeiten nicht bestätigt. Diese Studien sollen genauer hinterfragt werden. In der Tat basieren sie z.T. auf im Mindesten diskussionswürdigen Annahmen und Systemabgrenzungen. Hirschfeld et al. (2009) setzen auf der einen Seite z.B. die Ertragsunterschiede zwischen den Landbausystemen teilweise zu gering an, berechnen anteilige substanzielle N₂O-Emissionen aus dem Vorfruchtanbau im ökologischen Landbau nicht ein (vgl. Pape, 2009), bemessen die Düngemittelgabe aus Wirtschaftsdünger im ökologischen Landbau tendenziell zu gering (vgl. nochmals Pape, 2009) und weisen schließlich den THG-Emissionen aus anorganischem N-Dünger im konventionellen Landbau einen zu hohen Wert im Vergleich zu IPCC-Standards zu (vgl. IFEU, 2008). Küstermann und Hülsbergen (2008) berücksichtigen auf der anderen

Seite zwar C-Sequestrierungseffekte im ökologischen Landbau, nicht jedoch in adäquater Weise im konventionellen Landbau (siehe hierzu auch die Diskussion im Kapitel 4); darüber hinaus ist diese C-Sequestrierung im Boden offensichtlich zu hoch bemessen (vgl. Lindenthal et al., 2011). Berichtigt man die Berechnungen der Autoren beispielhaft, dann hat der ökologische Landbau nach Hirschfeld et al. (2009) nur noch einen kleinen Vorteil bei den THG-Emissionen je Produkteinheit, nämlich von 4 %; und Küstermann und Hülsbergen (2008) müssten gar einen Vorteil des konventionellen Landbaus gegenüber dem ökologischen Landbau konstatieren, und zwar in einer Größenordnung von ca. 16 %.

- Die Vorteile des ökologischen Landbaus sind also allein bei Berücksichtigung weniger, aber entscheidend abweichender Kalkulationsgrundlagen im Speziellen nicht mehr offensichtlich und haltbar. Bisweilen dokumentierte produktbezogene Vorteile des ökologischen Landbaus „verschwinden“, wenn nur an wenigen objektiv begründbaren Stellschrauben, die die Systemgrenzen erweitern und zu einem eher holistischen Ansatz der Erfassung von Klimaeffekten führen, gedreht wird.
- Aus dem Speziellen kann natürlich noch nicht auf das Allgemeine geschlossen werden. Allerdings stützen weitere Arbeiten die Vermutung, wonach der ökologische Landbau keinen nennenswerten Vorteil gegenüber dem konventionellen Landbau bei den direkten THG-Emissionen hat (u.a. Klimekova und Lehocka, 2007; Knoblauch et al., 2009; Hillier et al., 2009a). Das Gegenteil könnte sogar der Fall sein. So weist z.B. Venkat (2011) für sieben von zwölf Fallstudien in den USA bessere THG-Bilanzen im konventionellen Anbau und eben nicht im ökologischen Landbau aus; und Bos et al. (2007) berechnen für die Niederlande in Abhängigkeit von den Ackerkulturen für den organischen Landbau 7-17 % höhere THG-Emissionen je Produkteinheit als in entsprechenden konventionellen Prozessen.
- Im Besonderen sei an dieser Stelle auf zwei große Meta-Analysen hingewiesen, die die Perspektive, ob nun ökologischer oder konventioneller Landbau Vorteile hinsichtlich der THG-Emissionen hat, schärfen helfen. Zum einen kommen Williams et al. (2006) in einer Studie für Großbritannien zu dem Schluss, dass über alle Kulturpflanzen organischer und konventioneller Landbau keine großen Unterschiede hinsichtlich der THG-Emissionen je Produkteinheit ausweisen; zum anderen betonen Mondelaers et al. (2009) nach Auswertung von 53 internationalen Fallstudien, dass grundsätzliche Unterschiede zwischen beiden Landbausystemen hinsichtlich der direkten landwirtschaftlichen THG-Emissionen je Einheit Produkt nicht auszumachen sind.

- Schließlich sei noch einmal auf Deutschland und THG-Emissionen des konventionellen bzw. organischen Landbaus hierzulande zurückgekommen, weil mehrere Studien das eben Gesagte bestätigen: auf die Einheit eines pflanzlichen Produkts bezogen sind konventioneller und ökologischer Landbau nahezu identisch in ihren THG-Emissionen (Flessa, 2002). Das bestätigt auch Zeiner (2008). Kelm und Taube (2004) attestieren dem konventionellen Ackerbau sogar deutliche Vorteile, Pape (2009) teilweise ebenso.

Das Bild ist in der Tat also nicht eindeutig, weder für Deutschland noch global. Studien, die dem ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau einerseits in der Tendenz geringere direkte THG-Emissionen je kg Produkt zuwiesen, werden andererseits durch weitere Untersuchungen widerlegt. Es können daher im Mindesten begründete Zweifel angemeldet werden, ob der ökologische Landbau hinsichtlich der direkten landwirtschaftlichen THG-Emissionen (ohne Effekte der Landnutzung und Landnutzungsänderung), bezogen auf eine produzierte Einheit eines Agrargutes, wirklich besser abschneidet als der konventionelle Landbau. Vielmehr liegt die Vermutung nahe, dass dem nicht so ist, der konventionelle Landbau u.U. sogar Vorteile bieten könnte.

Allerdings erlauben die verfügbaren Quellen und Daten keine abschließende und vor allem umfassende Betrachtung für Deutschland. Ein Vergleich der THG-Emissionen, wie anhand des Einsatzes von Fungiziden durchgeführt, soll hier deshalb zunächst noch unterbleiben. Erwartet wird jedoch, dass die kommenden weiteren Studien zur Energieeffizienz im Rahmen dieses Projekts mehr Klarheit zu diesem Themenkomplex bringen können.

3.4 Landwirtschaftliche Emissionen durch Verlagerungseffekte

Egal ob nun das Szenario „Mit vs. ohne Fungizide“ oder das Szenario „Konventioneller vs. ökologischen Landbau“ betrachtet wird, die bisherige Analyse geht von der Prämisse ausschließlich kleinregionaler Effekte im Hinblick auf die THG-Emissionen aus. Diskutiert wurde, welche direkten THG-Emissionen im Vergleich der verschiedenen Pflanzenschutzmanagements in Deutschland auf den davon betroffenen Ackerflächen ausgelöst werden würden. Eine solche Betrachtung aber greift zu kurz (vgl. Isermeyer et al., 2010).

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die globale Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten aktuell und in Zukunft stärker ansteigt als das agrarische Angebot an Rohstoffen, das diese Nachfrage, sei es nun als Nahrungs- oder Futtermittel, als Faser- oder Energierohstoff, bedienen kann (Fischer et al., 2009; Jaggard

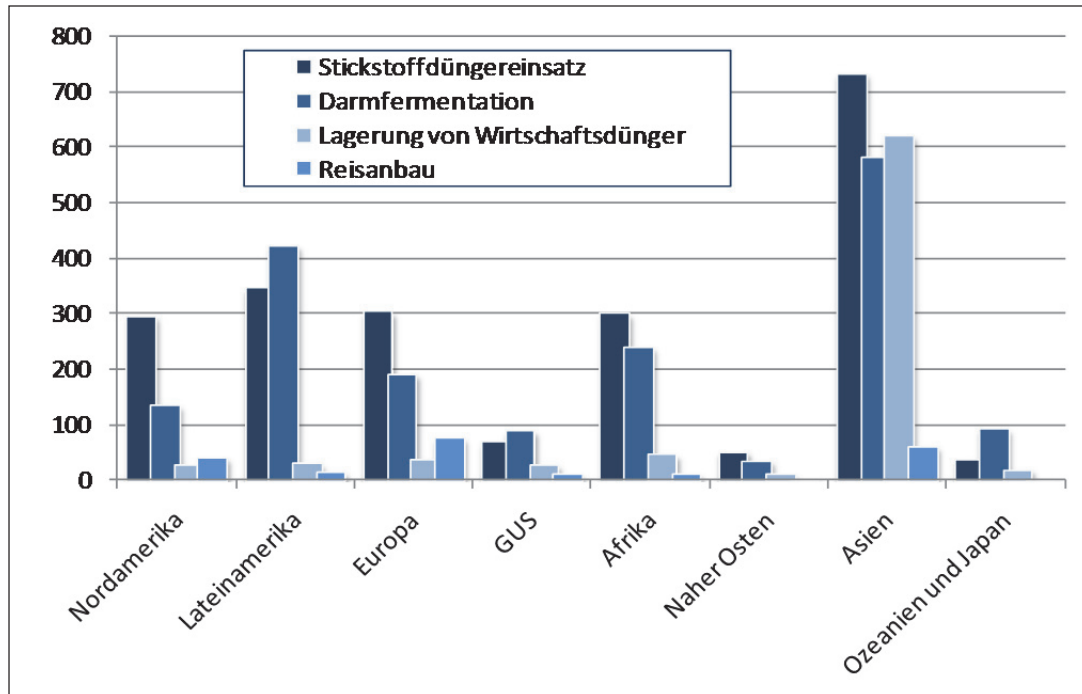
et al., 2010; Kirschke et al., 2011; Royal Society, 2009). In einer solch offensichtlichen Situation ist es abwegig anzunehmen, dass eine etwaige Minderproduktion in Deutschland, ausgelöst durch den Wegfall von Fungiziden (oder anderen Pflanzenschutzmitteln) oder einem Wechsel vom konventionellen zum ökologischen Landbau, nicht anderswo kompensiert werden würde. Konkret würde in anderen Regionen, die durch den (teilweisen) Wegfall des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland an relativer Wettbewerbsfähigkeit gewinnen würden, einfach mehr produziert. Entweder geschieht das durch Steigerung der Intensität vor Ort oder durch Inanspruchnahme weiterer Flächen, wahrscheinlich durch beides. Das heißt dann aber auch, dass die eventuell eingesparten THG-Emissionen in Deutschland an anderer Stelle zusätzlich anfallen würden. So wie sich die Produktion verlagert, verschieben sich mithin die regionalen Klimabilanzen.

Zu fragen ist: macht eine regionale Verlagerung von landwirtschaftlicher Produktion aus der Klimaschutzperspektive betrachtet überhaupt Sinn und ist sie gar wünschenswert? Mit Blick auf die globale Dimension der Herausforderung des Klimawandels ist dies eindeutig zu verneinen. Es ist vielmehr zu vermuten, dass über internationale Märkte transportierte Klimaeffekte in anderen Weltregionen stärker negativ wirken als sie in Deutschland (eventuell im Rahmen der nationalen Inventarisierung und Berichterstattung) klimabilanziell positiv zu Buche schlagen (Isermeyer et al., 2010).

Im Mindesten die folgenden zwei Argumente zeigen eindringlich auf, dass mit einer Produktionsverlagerung von Deutschland weg in andere Regionen der Welt in der Tat sehr wahrscheinlich und mitunter enorme Verschlechterungen der globalen Klimabilanz verbunden sein werden:

- Ein Großteil der direkten landwirtschaftlichen THG-Emissionen ist auf die Freisetzung von N_2O aus der Verwendung von organischen wie anorganischen stickstoffhaltigen Düngemitteln zurückzuführen (u.a. Burney et al., 2010; Flessa, 2010; Hillier et al., 2009a; Isermeyer et al., 2010; Knoblauch et al., 2009; von Witzke und Noleppa, 2007). Berechnungen und Schätzungen hierzu schwanken in Abhängigkeit von der definierten Region und den jeweils gezogenen Systemgrenzen zwischen etwa 40 % und 75 %, wie die Abbildung 3.6 deutlich macht, insbesondere wenn die Emissionen der Lagerung organischen Wirtschaftsdüngers mit einkalkuliert werden.

Abbildung 3.6: Regionale Treibhausgasemissionen und Quellen in der Landwirtschaft



Quelle: eigene Darstellung nach IPCC (2007).

Ganz entscheidend ist vor diesem Hintergrund dann die Effizienz der Stickstoffnutzung in den landwirtschaftlichen Produktionsprozessen; und diese Effizienz ist in Europa und in Deutschland vergleichsweise hoch, wie internationale Vergleiche zeigen.

Die Effizienz der Stickstoffnutzung gibt an, wie viele Prozente des zur Verfügung stehenden Stickstoffs von den Pflanzen absorbiert werden. Je höher dieser Prozentanteil ist, umso weniger Stickstoff geht in Form von N_2O verloren. Das gilt jedoch nur bis zu einem gewissen Grad, da Werte nahe 100 % die Gefahr der Nährstoffdegradierung landwirtschaftlicher Böden kennzeichnen und Werte über 100 % Ausdruck von *soil mining* sind. Eine Effizienz zwischen ungefähr 80 und 90 % wäre erstrebenswert (Brentrup und Palliere, 2009).

Die EU ist heute die Weltregion mit der höchsten Effizienz der Stickstoffnutzung (Holba, 2011): Im Durchschnitt werden demnach etwa 70 % des eingesetzten Stickstoffs durch die Acker- und Grünlandpflanzen verwertet. Mit knapp 75 % setzen Brentrup und Palliere (2010) den aktuellen Effizienzwert für die EU sogar noch etwas höher an. Zum Vergleich: im globalen Durch-

schnitt werden weniger als 50 % erreicht (Brentrup und Palliere, 2010; Verge et al., 2007). Effektiv ist der globale Durchschnittswert aber noch geringer, denn das Niveau von 50 % ergibt sich auch aus Werten von über 100 % in Regionen, wie Teilen Afrikas, Osteuropas und Zentralasiens, wo *soil mining* und Bodendegradation verstärkt auftreten (Dobermann, 2005).

Deutschland liegt in Bezug auf die Effizienz des Stickstoffeinsatzes etwas unterhalb des Durchschnittswertes der EU. Betrug diese Effizienz zum Anfang der 1990er Jahre lediglich ca. 40 %, so stieg sie bis zur Jahrtausendwende auf etwa 50 % an (OECD, 2008); und schreibt man die Bestandsaufnahme entsprechend Osterburg (2009) fort und extrapoliert die Entwicklung auf die Berechnungen der OECD, dann dürfte der Effizienzwert mittlerweile in Deutschland bei ca. 60 % liegen. Im internationalen Vergleich ist das immer noch hoch, obwohl Deutschland aufgrund seiner wettbewerbsfähigen Veredelungsproduktion in Bezug auf Stickstoffeffizienz einen Standortnachteil hat.

In der Tat ist die im Rahmen der Studie bzw. zu analysierenden Szenarien interessierende Effizienz des Stickstoffeinsatzes im Pflanzenbau Deutschlands deutlich höher einzuschätzen: nach Osterburg et al. (2005) und Osterburg (2009) lässt sich eine Stickstoffeffizienz von etwa 70 % ermitteln; Gutser (2006) gibt sogar 80 % für den Ackerbau an; ein Wert der in einem etwas größeren regionalen Zusammenhang durch Kasper et al. (2011) mit 77 % für Marktfruchtbetriebe nahezu bestätigt wird.

Wenn nun aber die Effizienz des Einsatzes von Stickstoff in Deutschland höher ist als in vielen anderen Weltregionen – der Effizienzvorsprung dürfte eigenen Berechnungen nach Dobermann (2005) bei etwa 20 %, gemessen am globalen Durchschnitt, liegen; es sind sogar über 30 %, wenn man Deutschland mit den anderen Weltregionen vergleicht, die rein rechnerisch aggregiert kein *soil mining* ausweisen, dann wären mit Produktionsverlagerungen deutlich höhere globale N₂O-Emissionen verbunden, die in nationale THG-Statistiken nicht einfließen, aber eigentlich berücksichtigt werden müssten.

Die bislang ambivalente Aussage für einen Vergleich des konventionellen und ökologischen Landbaus dürfte dann klarer werden: der Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel und anderer konventioneller Produktionsfaktoren ist positiv für die Klimabilanz; und das Ergebnis zum Einsatz der Fungizide würde noch deutlicher die Vorteile chemischen Pflanzenschutzes herausarbeiten. Wie stark diese Vorteile de facto sind, kann jedoch im Rahmen dieser Studie nicht expliziter analysiert werden, da dies umfangreiche Datenrecherchen bedingt, die den Rahmen sprengen würden. Substanziell sind sie wegen der Bedeutung der N₂O-Emissionen im Gesamtkalkül landwirtschaftlicher Direktmissionen an THG insgesamt allemal.

- Die bisherige Argumentation setzt an der Intensität der landwirtschaftlichen Produktion an. Bereits weiter oben wurde aber auch hervorgehoben, dass nicht nur über Intensitätssteigerungen Rückgänge in der Produktion in Deutschland, ausgelöst durch veränderte Pflanzenschutzmanagements, wie in den Szenarien definiert, kompensiert werden können, sondern per se auch durch Umwidmung von Fläche. Alle in den Kapiteln 3.2 und 3.3 analysierten Studien reflektieren solche regional durchaus unterschiedlich auftretenden Landnutzungsänderungen nicht, bzw. wenn, dann nur solche, die im betroffenen Land, konkret in Deutschland, ausgelöst werden. Doch gerade globale Veränderungen in der Landnutzung werden zunehmend als wichtiger Bestimmungsfaktor für die Bedeutung der Landwirtschaft im Klimawandelkontext angesehen (u.a. Burney et al., 2010; Glendeling et al., 2009; Schneider und Smith, 2009).

In der Tat sollten nationale Bewertungen von Klimaeffekten immer auch eine Evaluierung der globalen Implikationen einschließen (Schneider und Smith, 2009), weil in einer komplexen Welt über internationale Handelsbeziehungen knappe Agrarressourcen umgelenkt werden (Schneider und Kumar, 2008). Das trifft zumal für Land als knappen Faktor und damit durch Landnutzungsänderungen, etwa Entwaldung und Graslandumbruch, ausgelöste THG-Emissionen zu (vgl. u.a. Burney et al., 2009; Carlton et al., 2009; Cowie et al., 2007). Burney et al. (2009) und Carlton et al. (2009) zufolge übertreffen durch notwendige Landnutzungsänderungen zur Sicherstellung der Nachfrage nach Agrarprodukten ausgelöste THG-Emissionen alle anderen Emissionen der Landwirtschaft. Es ergibt also Sinn, sich dieser Komponente landwirtschaftlicher THG-Emissionen explizit und ausführlich im Folgenden zu widmen.

4 Indirekte Treibhausgasemissionen der Landnutzung und Pflanzenschutz in Deutschland

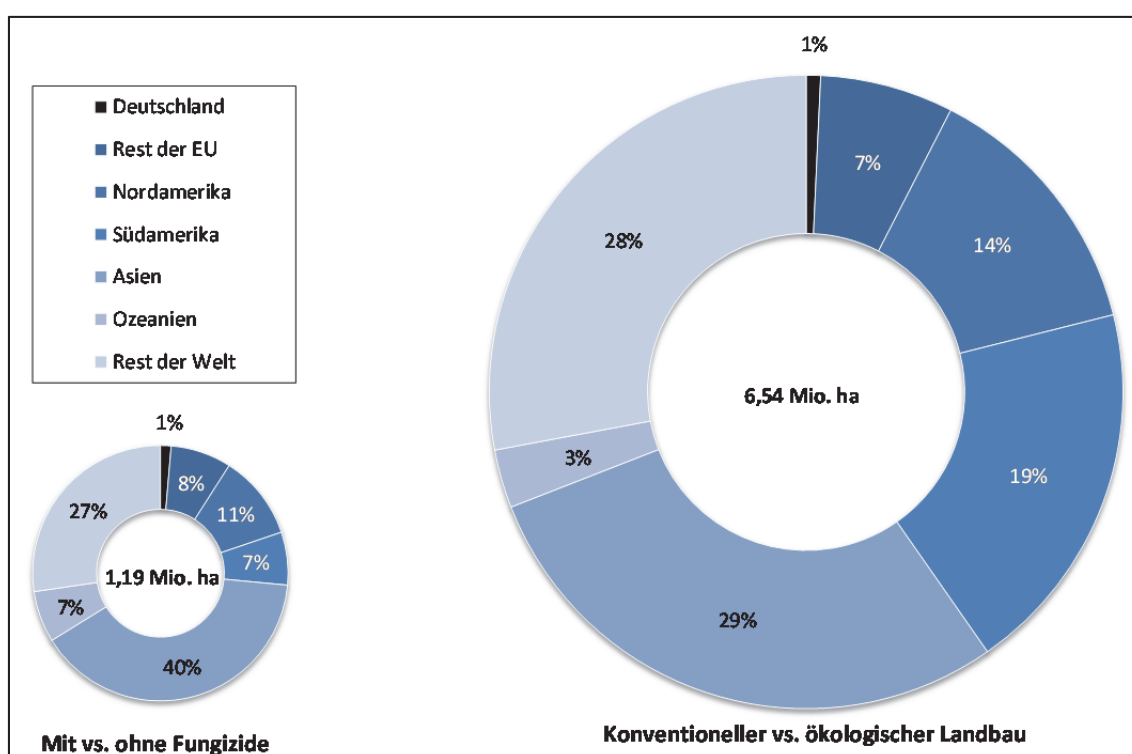
Landnutzungsänderungen sind heute eine große Herausforderung für die internationale Agrarwirtschaft. Der offenkundige Druck auf die Fläche, ausgelöst durch eine stetig steigende Nachfrage nach Agrarprodukten, mit der Produktivitätssteigerungen in der globalen Landwirtschaft nicht mithalten können, zwingt Landwirte in eigentlich allen Agrarregionen zur Neukultivierung insbesondere von Ackerland. Was in Deutschland als Umbruch von Wiesen und Weiden, etwa für die Erzeugung von Bioenergiepflanzen, diskutiert wird, nimmt in anderen Weltregionen Gestalt an in Form von Entwaldung, zumal von tropischen Regenwäldern, und Kultivierung naturbelassener Graslandflächen, wie dem brasilianischen Cerrado und dem argentinischen Chaco (von Witzke et al., 2011). Nun soll es darum gehen, den auf Landnutzungsänderungen zurückzuführenden Klimaeffekt unterschiedlicher Pflanzenschutzmanagements in Deutschland zu bestimmen und einzuordnen. Es wird schrittweise vorgegangen:

- In einem ersten Schritt werden die Landnutzungsänderungen, die durch den (teilweisen) Wegfall von chemischen Pflanzenschutzmitteln in Deutschland und anderswo ausgelöst werden, bestimmt. Hierfür wird das im Rahmen der ersten Studie zu diesem Projekt entwickelte, auf ökonomischen Standards beruhende und mit öffentlich zugänglichen Daten spezifizierte partielle Gleichgewichtsmodell verwendet (vgl. von Witzke und Noleppa, 2011). Die genaue Modellspezifikation soll hier nicht mehr wiederholt werden.
- Im zweiten Schritt geht es darum, den kalkulierten Flächen konkrete CO₂-Freisetzungsraten zuzuweisen, wie sie sich bei Kultivierung in Ackerfläche aus dem Abbau ober- und unterirdischer Biomasse von Grasland, Wäldern etc. ergeben würden. Die Berechnungsgrundlagen werden sogleich erläutert.
- Schließlich sind diese Freisetzungen an THG auf die Unterschiede in der Agrarproduktion gemäß den definierten Szenarien in Deutschland zu beziehen, und die so kalkulierten THG-Emissionen sind dann noch zu bewerten.

Infolge der ausgelösten Schocks des Modells, hier durch Produktionseinbußen in Deutschland gemäß der Abbildungen 3.2 und 3.5, ergeben sich Umwidmungen in der Nutzung von Land. Das betrifft zum einen die Struktur der bislang genutzten Ackerflächen und zum anderen Umwidmungen von bereits genutzten oder naturbelassenen Grünlandflächen und anderen natürlichen bzw. naturnahen Flächen, die erstmalig kultiviert werden. Hier geht es konkret um die Freisetzung von CO₂ aus sequestriertem Kohlenstoff. Folglich interessieren vor allem die grundlegenden Änderungen in der Nutzung, also die Inanspruchnahme zusätzlichen Ackerlandes,

nicht die Strukturänderungen in Bezug auf bereits genutzte Ackerflächen selbst. Letztgenannte Flächen sind bereits kultiviert, und vor deren Kultivierung sequestrierter Kohlenstoff in Biomasse ist längst umgewandelt worden. Vor diesem Hintergrund zeigt die Abbildung 4.1 auf, wie viele ha Ackerfläche global mehr benötigt werden würden, wenn Deutschland auf Produktion durch Unterlassung sachgemäßen chemischen Pflanzenschutzes verzichtet, und wie sich diese Flächen regional verteilen.

Abbildung 4.1: Zusätzliche Inanspruchnahme von Ackerfläche in einzelnen Weltregionen bei (teilweisem) Verzicht auf chemischen Pflanzenschutz in Deutschland



Quelle: eigene Berechnungen.

Es zeigt sich, dass bei einem Wegfall von Fungiziden in den jeweiligen Ackerkulturen etwa 1,2 Mio. ha zusätzliches Ackerland kultiviert werden müssten. Bei einer vollständigen Umstellung auf den ökologischen Landbau wären es sogar 6,5 Mio. ha. Bezogen auf die Ackerfläche Deutschlands in Höhe von 11,9 Mio. ha sind das also etwas mehr als 10 % bzw. 55 %; bezogen auf die Ackerfläche der hier untersuchten Kulturarten sind es sogar 13 % bzw. 73 % (vgl. Destatis, 2012). Der relative Mehrbedarf an globaler Fläche ist also größer als der relative Ertragsrückgang in Deutschland. Das ist auch zu erwarten gewesen, denn in Deutschland werden bei den meisten Ackerkulturen deutlich höhere Erträge erzielt als im

globalen Durchschnitt (vgl. FAO, 2011); folglich müssen verhältnismäßig mehr Produktionsfaktoren anderswo eingesetzt werden, um den Angebotsrückgang hierzulande zu kompensieren. Die ausgewiesenen zusätzlichen Flächenansprüche negieren dabei keinesfalls ebenfalls ausgelöste höhere Intensitäten je Flächeneinheit, die wahrscheinlich noch einmal höhere THG-Emissionen auslösen würden, die allerdings im Rahmen dieses Moduls der Studie nicht betrachtet werden. Auch hierzu ist wieder auf das noch zu erarbeitende Modul zu den Energieeffekten zu verweisen, dessen Ergebnisse die hier gemachten Aussagen sicherlich noch akzentuieren werden. Insofern ist das folgende Resultat wieder als eine konservative Schätzung der THG-Potenziale anzusehen, die den Klimaeffekt des Pflanzenschutzes eher unter- denn überbewertet.

Unterschieden werden in der Abbildung 4.1 in diesem Zusammenhang Deutschland, der Rest der EU, Nordamerika, Südamerika, Asien, Ozeanien und der Rest der Welt, weil für diese Regionen belastbare Angaben zu den CO₂-Freisetzungsraten bei Kultivierung in Ackerland vorliegen (siehe weiter unten). Es zeigt sich, dass jeweils nur etwa 1,0 % des zusätzlichen globalen Flächenbedarfs in Deutschland selbst mobilisiert werden kann (i.d.R. durch Umwidmung von Grünland); statt dessen wird fast die gesamte benötigte Ackerfläche außerhalb des Landes und sogar außerhalb der EU, d.h. vor allem in Entwicklungs- und Schwellenländern, neu kultiviert. Diese Länder beliefern nun uns mit notwendigen Importen bzw. müssen selbst für Ersatz zur Aufrechterhaltung der einheimischen Versorgung sorgen, um die fehlenden Importe auszugleichen. Wir verlagern in den konkreten Fällen also, wie zu erwarten, Produktion ins Ausland und lösen dort Klimaeffekte aus, die Deutschland im Rahmen von nationalen THG-Emissionsinventaren nicht zugerechnet werden würden, aber anzulasten wären.

Die Grundidee zur Berechnung dieser Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen geht zurück auf Arbeiten von Searchinger et al. (2008) und Searchinger und Heimlich (2008). Manche Annahmen aus diesen Publikationen werden allerdings kontrovers diskutiert (vgl. u.a. Wang und Haq, 2008; Sylvester-Bradley, 2008). In Teilen trifft das auch auf die Werte für das Karbonbindungsvermögen einzelner Ökosysteme bzw. Vegetationszonen zu. Diese könnten in der Tendenz etwas zu hoch gegriffen sein, wenngleich ein Beweis dieser Annahme aussteht und Burney et al. (2010) ähnlich hohe Durchschnittswerte ansetzen.

Hier werden für die benannten Weltregionen CO₂-Freisetzungsraten je zusätzlich in Anspruch genommenem ha Agrarfläche nach Tyner et al. (2010) genutzt. Die Nutzung dieser Tyner-Daten, die regional unterschiedlich bis zu 50 % geringer ausfallen als die Searchinger-Daten, trägt somit wieder dazu bei, den Beitrag des Pflanzenschutzes bei der Bekämpfung des Klimawandels eher konservativ zu betrachten und daher wiederholt tendenziell zu unter- denn zu überschätzen. Die Daten sind in der Abbildung 4.2 dargestellt und offenbaren erhebliche Unter-

schiede bei den landnutzungsänderungsbezogenen CO₂-Emissionen je Flächeneinheit in den verschiedenen Regionen der Welt.

Abbildung 4.2: CO₂-Freisetzung bei Kultivierung von Öko- und Vegetationssystemen für landwirtschaftliche Zwecke in verschiedenen Weltregionen (t/ha)

Region	CO ₂ -Freisetzung	Region	CO ₂ -Freisetzung
EU	169	Asien	296
Nordamerika	146	Ozeanien	113
Südamerika	151	Rest der Welt	195

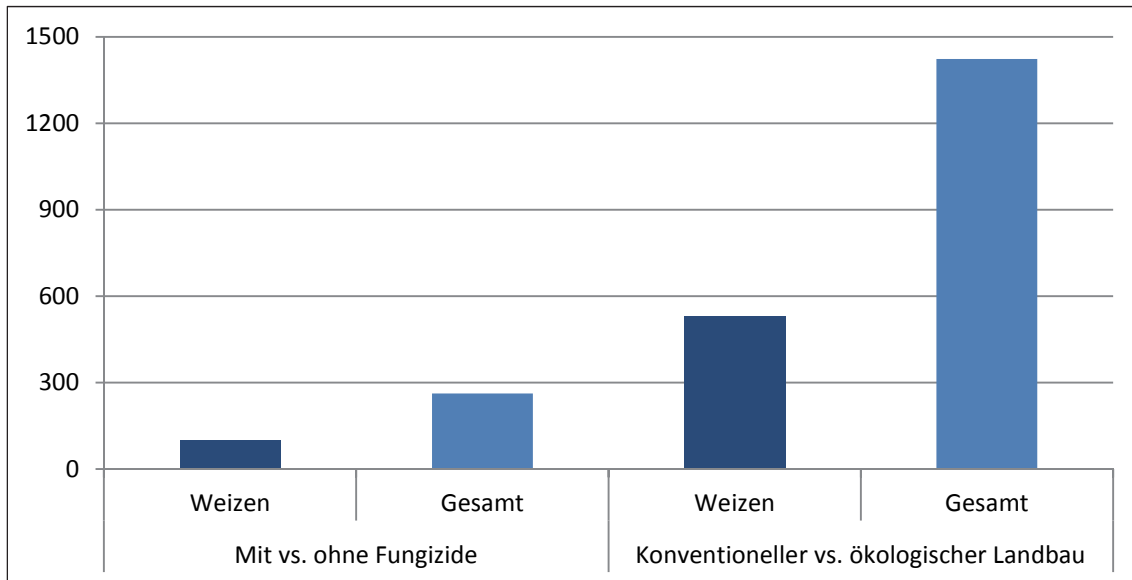
Quelle: eigene Darstellung nach Tyner et al. (2010).

Mehr noch fällt auf, dass sich die Dimension der Betrachtung ändert: Wurde bei den Emissionen durch Pflanzenschutz noch im Bereich von kg je ha argumentiert und ausgelöste direkte THG-Effekte im Bereich von dreistelligen kg-Beträgen je ha diskutiert, so verlagert sich die Diskussion nun bei den indirekten THG-Emissionen in den Bereich von dreistelligen t-Beträgen je ha.

Werden die ausgewiesenen Werte für die jeweiligen CO₂-Freisetzung mit den zusätzlichen regional-spezifisierten Flächeninanspruchnahmen, wie sie in Abbildung 4.1 für die beiden hier analysierten Szenarien abgebildet worden sind, multipliziert, so erhält man die gesamten zusätzlichen globalen CO₂-Emissionen durch Veränderungen im Pflanzenschutzmanagement in Deutschland. Die Abbildung 4.3 zeigt das Ergebnis für die durch Deutschland in den beiden Szenarien im Ackerbau insgesamt und in Bezug auf den Weizen ausgelösten Effekte auf.

Im Szenario „Mit vs. ohne Fungizide“ würde demnach die zusätzlich notwendige Nutzung von Ackerflächen in einer Größenordnung von 1,2 Mio. ha, generiert durch Konversion naturbelassener Vegetationssysteme, insgesamt CO₂-Emissionen in einer Größenordnung von einmalig 262 Mio. t durch Zersetzung ober- und unterirdischer Biomasse auslösen. Allein in Bezug auf den Weizen wären es knapp 100 Mio. t. Der Fungizideinsatz in Deutschland sichert also sequestrierten Kohlenstoff in bemerkenswerten Dimensionen. Noch größer sind die Effekte im Szenario „Konventioneller vs. ökologischer Landbau“: Ohne konventionellen Ackerbau in Deutschland wären einmal über 1,4 Mrd. t CO₂ zusätzlich emittiert worden. Zum Vergleich: für das Jahr 2010 betrug die Summe der THG-Emissionen aller Sektoren in Deutschland 937 Mio. t CO₂-Äquivalente (UBA, 2011). Für Weizen allein wären es etwas mehr als 0,5 Mrd. t dieses Klimagases. Die durchschnittliche Freisetzung von CO₂ liegt in allen Fällen bei mehr als 210 t je potenziell konvertiertem ha.

Abbildung 4.3: Zusätzliche CO₂-Emissionen durch globale Landnutzungsänderungen bei (teilweisem) Verzicht auf chemischen Pflanzenschutz in Deutschland (in Mio. t)



Quelle: eigene Berechnungen.

Vergleicht man die notwendigen zusätzlichen THG-Emissionen aus direkten landwirtschaftlichen Produktionsfaktoren gemäß Kapitel 3 dieser Studie mit den soeben ermittelten Werten für THG-Emissionen aus Landnutzungsänderungen, treten enorme Unterschiede auf. Die theoretischen Mehremissionen in Deutschland bei einem Wegfall von Fungiziden würden sich, wie weiter oben berechnet, bspw. auf ca. 2,3 Mio. t CO₂-Äquivalente im Ackerbau insgesamt belaufen. Realistische Landnutzungsänderungen hingegen setzen mehr als die 100-fache Menge an CO₂ frei. Freilich ist dabei zu beachten, dass die erstgenannten THG-Emissionen jährlich, die letztgenannten Freisetzung jedoch nur einmal anfallen würden.

Sachgemäßer Pflanzenschutz ist vor diesem Hintergrund als eine wichtige Komponente nicht nur der ökonomischen, sondern auch der ökologischen Nachhaltigkeit zu verstehen, weil er hilft, die knappe Ressource Boden effizient zur Sicherung der Welternährung und zum Schutz von Habitaten und damit dem Klima zu nutzen. Hierzu wieder ein abschließender Vergleich: die berechneten vermiedenen CO₂-Emissionen in Höhe von über 1,4 Mrd. t aus einem Vergleich flächendeckenden konventionellen Landbaus mit gleichfalls flächendeckendem ökologischen Landbau entsprechen der Fahrleistung von 110 Mio. Autos (bei einer Fahrleistung von 100 000 km während der Nutzungsdauer). In Deutschland sind aktuell nur halb soviel Kraftfahrzeuge zugelassen (KBA, 2011).

5 Gesamtwirtschaftliche Bewertung der Klimaeffekte des Pflanzenschutzes

Im ersten Teil des Projekts (von Witzke und Noleppa, 2011) wurden monetäre Markteffekte des Pflanzenschutzes ermittelt. Kernaussage war, dass knapp 1 Mrd. EUR (Mit vs. ohne Fungizide) bis über 4 Mrd. EUR (Konventioneller vs. ökologischer Landbau) zusätzlich durch die sachgemäße Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, im zweiten Szenario zusätzlich auch durch andere konventionelle Inputs, generiert werden. Wie ist vor diesem Hintergrund die wirtschaftliche Bedeutung der aufgezeigten Klimaeffekte einzuordnen?

Die Kalkulation eines Äquivalents des aus den Klimaeffekten resultierenden zusätzlichen sozialen Wohlfahrtsgewinns wird möglich, indem die durch Pflanzenschutz eingesparten THG-Emissionen mit einem Preis für CO₂ multipliziert werden. Für diese Berechnung wird im Folgenden der Preis von am Markt gehandelten CO₂-Emissionszertifikaten verwendet.

Für das Jahr 2010 ist ein durchschnittlicher Preis für CO₂-Emissionszertifikate in Höhe von 14,82 EUR/t festgestellt worden; im dritten Quartal 2011 betrug er noch 12,26 EUR/t (EnBW, 2011); zuletzt werden jedoch aktuelle Preisrückgänge beobachtet (Kroehnert, 2011). Es soll vor diesem Hintergrund zunächst wieder eher konservativ, d.h. mit einem Preis von nur 10 EUR/t CO₂-Emissionszertifikat, gerechnet werden. Allerdings werden die Preise für diese Zertifikate trotz der aktuellen Marktlage für die Zukunft deutlich höher erwartet. In der Tat liegt der in 2030 erwartete Preis für CO₂-Zertifikate deutlich über dem aktuellen Preisniveau und wird mit ca. 25 EUR/t angegeben (u.a. Geske und Herold, 2010).

Mit beiden Preisen (10 EUR/t bzw. 25 EUR/t) sollen die durch sachgemäße Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland generierten THG-Emissionsvermeidungen bewertet werden:

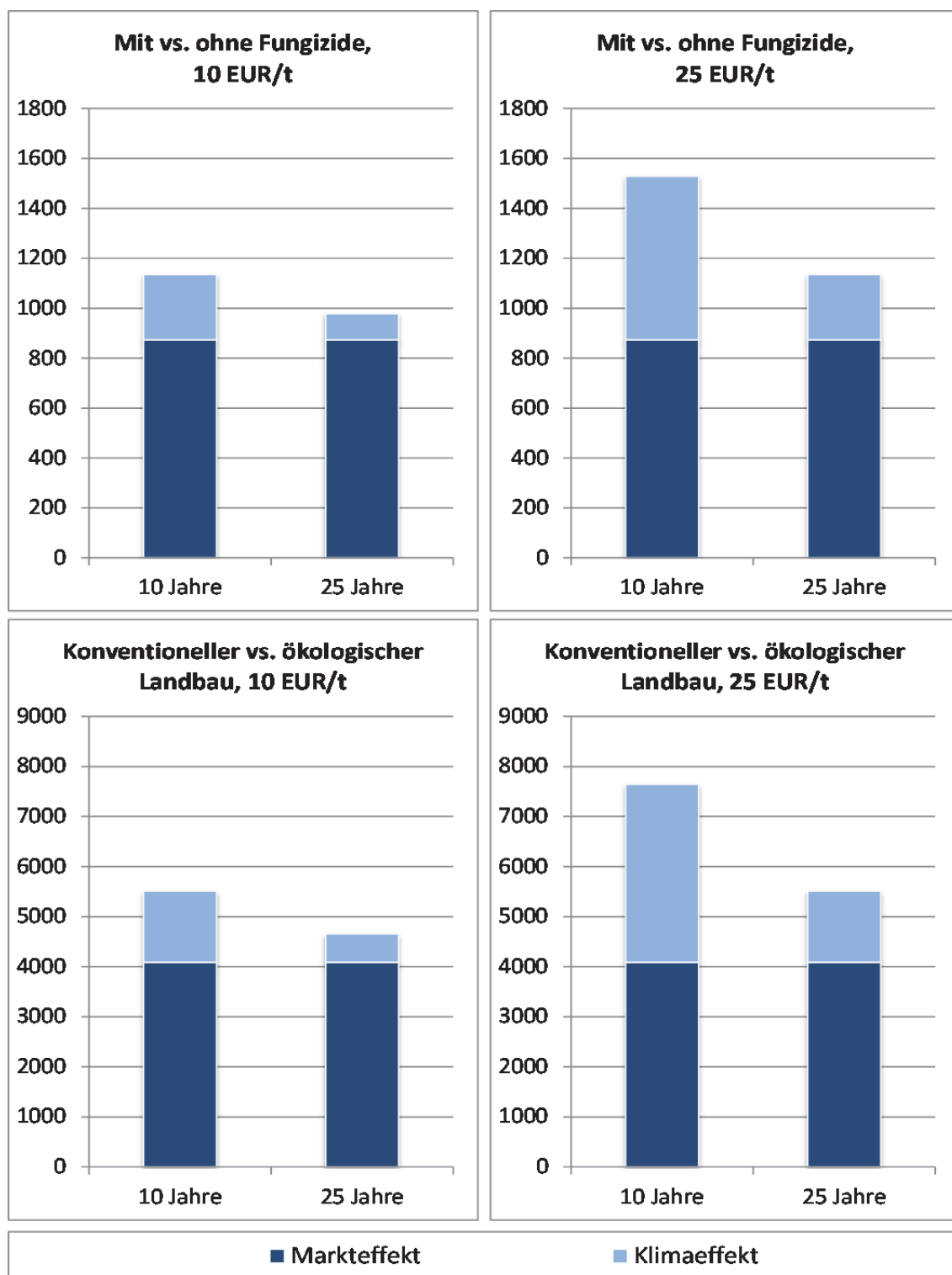
- Für die Anwendung von Fungiziden im deutschen Ackerbau konnte gezeigt werden, dass 2,25 Mio. t CO₂-Äquivalente an direkten Emissionen des Ackerbaus jährlich durch den Fungizideinsatz eingespart werden (siehe Kapitel 3.2). Der monetäre Gegenwert dieser Einsparungen beläuft sich also auf 22,5-56,3 Mio. EUR pro Jahr. Für das Szenario „Mit vs. ohne Fungizide“ entsteht alternativ ein Einmaleffekt durch Vermeidung von THG-Emissionen durch nicht notwendige Landnutzungsänderungen in Höhe von 262 Mio. t CO₂-Äquivalente (siehe Kapitel 4) bzw. 2,62-6,55 Mrd. EUR.
- Im Gegensatz zum Fungizidszenario wurden im anderen Szenario für den konventionellen Landbau gegenüber dem ökologischen Landbau aufgrund der

insgesamt ambivalenten Fakten trotz begründeter Erwartungen keine Vorteile in Bezug auf die direkten Emissionsfreisetzungen des Ackerbaus abgeleitet. Deshalb wurden Unterschiede in den direkten Emissionen der Landwirtschaft im Land nicht angenommen (siehe Kapitel 3.3). Der jährliche monetäre Effekt aus diesen Emissionen wäre damit Null. Jedoch hat der konventionelle Landbau deutlich Vorteile in Bezug auf die Nichtfreisetzung von Klimagasen, die auf Landnutzungsänderungen bzw. deren Unterlassung zurückgeführt werden können. Ermittelt wurden Einsparungen von über 1,4 Mrd. t CO₂ (siehe Kapitel 4). Das entspricht einem monetären Wert von 14,22-35,55 Mrd. EUR, der jedoch nur einmalig anfällt.

Die Klimaeffekte verstärken also die bereits in von Witzke und Noleppa (2011) ausgewiesenen gesamtwirtschaftlichen Effekte des Pflanzenschutzes. Je nachdem welche Zeitspanne betrachtet wird, um die Einmaleffekte der Landnutzungsänderungen adäquat anzurechnen, erhöhen sich die gesamtwirtschaftlichen Nutzenbeiträge des Pflanzenschutzes um die in der Abbildung 5.1. ausgewiesenen Werte bei (a) einer Betrachtungsperspektive von 10 Jahren und (b) einem Zeithorizont von 25 Jahren. Es wird deutlich, dass die in monetäre Bewertungsmaßstäbe transformierten Klimaeffekte den gesamtwirtschaftlichen Nutzen des Pflanzenschutzes substanziell steigern, selbst wenn – wie hier – zahlreiche eher konservative Annahmen getroffen wurden:

- Bezieht man die ausgelösten Effekte auf einen 25-jährigen Zeitraum, also in etwa auf die Zeitspanne einer (Landwirte-)Generation, dann mehrt der Klimaeffekt die jährliche soziale Wohlfahrt des Fungizideinsatzes bei einem Preis von 10 EUR/t CO₂-Zertifikat bereits um 12 %; zu den insgesamt 873 Mio. EUR gesamtwirtschaftlichen Nutzen müssten noch einmal 105 Mio. EUR pro Jahr hinzuaddiert werden. Bei 10-jähriger Betrachtung wäre der Mehrwert sogar 262 Mio. EUR bzw. 30 %. Die Bedeutung steigt bei höherem Zertifikatspreis natürlich noch an. Bezogen auf 25 Jahre würden zu den gesamtwirtschaftlichen Effekten nach von Witzke und Noleppa (2011) noch einmal 263 Mio. EUR hinzuaddiert werden; das entspricht einer Steigerung um 30 % auf mehr als 1,1 Mrd. EUR pro Jahr wirtschaftlichen Nutzen.
- Durch den konventionellen Landbau werden im Vergleich zum ökologischen Landbau und bei einer 25-jährigen Perspektive sogar 569 Mio. EUR (bei 10 EUR/t) bis 1 422 Mio. EUR (bei 25 EUR/t) zusätzlicher Nutzen gestiftet. Das sind 14 % bzw. 35 % des jährlichen Markteffektes in Höhe von 4 087 Mio. EUR. Insgesamt könnten also bis zu 5,5 Mrd. EUR jährlich anzurechnen sein. Bei einer nur 10-jährigen Betrachtungsweise sind die absoluten wie relativen Bedeutungen dann noch größer.

Abbildung 5.1: Jährliche Markt- und Klimaeffekte des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau Deutschlands (in Mio. EUR)



Quelle: eigene Berechnungen.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Nachdem im Rahmen des Projekts „Gesamtgesellschaftliche Effekte des Pflanzenschutzes in Deutschland“ in einer ersten Studie bereits herausgearbeitet wurde, dass Pflanzenschutz einen enormen volkswirtschaftlichen Mehrwert für Deutschland und darüber hinaus wesentliche Beiträge zur Sicherung der Welternährung mit qualitativ hochwertigen Nahrungsmitteln und Agrarrohstoffen schafft (von Witzke und Noleppa, 2011), konnte nun mit dieser zweiten Studie gezeigt werden, dass auch die durch Pflanzenschutz ausgelösten Klimaeffekte positive Beiträge zum Klimaschutz bedeuten und einen gesamtwirtschaftlichen Mehrwert generieren können. Konkret lassen sich die Erkenntnisse dieser Arbeit wie folgt in Form von zehn Thesen zusammenfassen:

1. Die Landwirtschaft ist ein wesentlicher Emittent klimaschädlicher Gase; zugleich bietet der Sektor aber auch wichtige Optionen für die Vermeidung von zusätzlichen THG-Emissionen an. Darüber hinaus ist die internationale wie die deutsche Agrarwirtschaft gezwungen, sich an den Klimawandel anzupassen. In diesem Kontext kommt dem Pflanzenschutz als ertragssichernder und ertragssteigernder Produktionsfaktor eine immense Bedeutung zu.
2. Der Anteil der auf Pflanzenschutz entfallenden THG-Emissionen an den direkten Gesamtemissionen der deutschen Landwirtschaft (nach IPCC-Standards) liegt bei höchstens 1 %. Bezogen auf den Ackerbau allein, sind höchstens 3 % aller direkten THG-Emissionen an den Pflanzenschutz gekoppelt, d.h. auf die Produktion, den Transport, die Bereitstellung und den konkreten Einsatz der Wirkstoffe zurückzuführen.
3. Noch geringer ist der Anteil der auf Fungizide zu beziehenden THG-Emissionen. Nur wenig mehr als 1 % aller CO₂-Äquivalente im deutschen Ackerbau entfallen auf die entsprechenden Pflanzenschutzmittel. Diese Pflanzenschutzmittel sichern aber 10 % des Ertrages ab. Wollte man vor diesem Hintergrund auf diese spezifischen THG-Emissionen durch Fungizide verzichten, müsste alternativ die über 6-fache Menge an direkten THG-Emissionen durch verstärkten Einsatz anderer Produktionsfaktoren aufgewendet werden, um die gleiche Menge an Produktion aus dem deutschen Ackerbau zu realisieren, vorausgesetzt die entsprechend notwendigen Ackerflächen stehen bereits zur Verfügung und müssen nicht erst konvertiert werden. Bei Weizen wäre es sogar die fast 12-fache Menge an THG-Emissionen, die alternativ eingesetzt werden müsste.
4. Auf die Fläche bezogene Vorteile des ökologischen Landbaus in Bezug auf die direkten THG-Emissionen sind im Vergleich zum konventionellen Landbau

nicht mehr offensichtlich, wenn diese Emissionen auf die Produktmenge umgelegt werden. Im Gegenteil: eine holistische Betrachtung würde Vorteile des konventionellen Landbaus bei den THG-Emissionen je Produkteinheit würdigen.

5. Das gilt insbesondere, wenn neben den in Deutschland auftretenden Emissionseffekten auch solche beachtet werden, die über Verlagerungseffekte von Produktion ins Ausland entstehen. In der Tat ist z.B. die Effizienz der Stickstoffnutzung in Deutschland hoch, verglichen mit internationalen Durchschnittswerten. Produktionsverlagerungen ins Ausland bedeuten dann tendenziell höhere N₂O-Emissionen je Produkteinheit und in einem globalen Kontext.
6. Sehr groß sind zudem die durch potenzielle zusätzliche indirekte Landnutzungsänderungen ausgelösten einmaligen Freisetzungen von Kohlenstoff und damit von CO₂, wenn in der Landwirtschaft auf den sachgemäßen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln teilweise oder ganz verzichtet werden würde. Diese können das mehr als 100-fache dessen betragen, was an jährlichen direkten THG-Emissionen in Deutschland selbst anfallen würde.
7. Konkret spart der Einsatz von Fungiziden in der deutschen Landwirtschaft im Weizenanbau bzw. Ackerbau alternativ über 1 Mio. bzw. fast 2,3 Mio. t CO₂-Äquivalente an direkten Emissionen ein, um das Produktionsniveau im Land durch Einsatz anderer Vorleistungen der Landwirtschaft aufrechtzuerhalten. Müssten alle durch Wegfall der Fungizide erzwungenen Ertragseinbußen in Deutschland durch Neukultivierung zusätzlicher Flächen global kompensiert werden, wären ca. 1,2 Mio. ha Grünland und/oder Wald in Ackerland zu konvertieren; das würde CO₂-Emissionen durch indirekte Landnutzungsänderungen von 262 Mio. t nach sich ziehen.
8. Noch größer sind die notwendigen globalen Flächenumwidmungen, wenn Produktionseinbußen in Deutschland infolge einer hypothetischen Umwandlung des konventionellen in den ökologischen Landbau kompensiert werden müssten. Dann wären über 6,5 Mio. ha naturbelassener Vegetationsräume zu konvertieren, und der zusätzliche CO₂-Ausstoß würde sich auf über 1,4 Mrd. t belaufen.
9. Sachgemäßer Pflanzenschutz ist vor diesem Hintergrund als eine wichtige Komponente ökologischer Nachhaltigkeit zu verstehen, weil er hilft, die knappe Ressource Boden effizient zur Sicherung der Welternährung und zum Schutz von Habitaten und damit auch dem Klima zu nutzen. Darüber hinaus generiert der Klimaschutzbeitrag einen potenziellen ökonomischen Mehrwert, so dass auch die Säule wirtschaftlicher Nachhaltigkeit neben der ökologischen Nachhaltigkeit gestärkt wird.

10. Werden die THG-Effekte sachgemäßen Pflanzenschutzes in Deutschland monetär mit den aktuellen und künftigen Preisen von CO₂-Emissionszertifikaten bewertet, dann eröffnen sich neben den eigentlichen Markteffekten des Pflanzenschutzes zusätzliche wirtschaftliche Potenziale. In der langen Frist, d.h. in einem etwa 25-jährigen Kontext, betragen die allein über Klimaeffekte – im Kontext dieser Studie sollte man wohl besser von Klimaschutzeffekten sprechen – ausgelösten Wohlfahrtszuwächse auf CO₂-Märkten bis zu mehr als einem Drittel des über die klassischen Agrarmärkte generierten gesamtwirtschaftlichen Nutzens, der bei entsprechender Anrechnung also deutlich verstärkt wird.

Die wirtschaftlichen Implikationen des Pflanzenschutzes spielen auch eine Hauptrolle in der nächsten Projektphase, die sich schwerpunktmäßig mit den Einkommenswirkungen sachgemäßen Pflanzenschutzes in landwirtschaftlichen Betrieben befasst. Die entsprechenden Resultate werden im Frühjahr 2012 vorliegen und die bisher gemachten Aussagen zu den Markt- und Klimaeffekten komplettieren, zugleich aber auch in Teilen akzentuieren. Weitere sich daran noch anschließende Untersuchungen zur Energieeffizienz des Pflanzenschutzes werden dann die hier gemachten Ausführungen zum Klimaeffekt noch einmal schärfen helfen. Insgesamt werden abschließende gesamtwirtschaftliche und andere Effekte zu einer angemessenen gesamtgesellschaftlichen Bewertung von Pflanzenschutz in Deutschland führen. Diese Bewertung wird wahrscheinlich im Sommer 2012 vorliegen.

Literaturverzeichnis

- Audsley, E.; Stacey, K.; Parson, D.J.; Williams, A.G. (2009): Estimation of the greenhouse gas emissions from agricultural pesticide manufacture and use. Bedford: Cranfield University.
- Berry, P.M.; Kindred, D.R.; Paveley, N.D. (2008): Quantifying the effects of fungicides and disease resistance on greenhouse gas emissions associated with wheat production. In: *Plant Pathology* (2008), p. 1-9.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2008): Bericht des BMELV für einen aktiven Klimaschutz der Agrar-, Forst- und Ernährungswirtschaft und zur Anpassung der Agrar- und Forstwirtschaft an den Klimawandel. Berlin: BMELV.
- Bos, J.; de Haan, J.; Sukkel, W.; Schils, R. (2007): Comparing energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. Paper presented at the 3rd QLIF Congress, March 20-22, Frankfurt. Wageningen: Wageningen University and Research Center.
- Brentrup, F.; Pallière, C. (2009): Nitrogen use efficiency as an agro-environmental indicator. OECD workshop "Agri-environmental indicators: lessons learned and future directions. 23-26 March 2010. Leysin. Brussels: Fertilizer Europe.
- Brentrup, F.; Pallière, C. (2009): GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertilizer production and use. IFA Proceedings No. 639. York: International Fertilizer Society.
- Burney, J.A.; Davis, S.J.; Lobell, D.B. (2010): Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107, pnas.0914216107.
- Canadell, J.G.; Le Quere, C.; Raupach, M.R.; Field, C.B.; Buitenhuis, E.T.; Ciais, P.; Conway, T.J.; Gillett, N.P.; Houghton, R.A.; Marland, G. (2007): Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, p. 18866-18870.
- Carlton, R.; Berry, P.; Smith, P. (2009): Investigating the interplay between UK crop yields, soil organic carbon stocks and greenhouse gas emissions. In: *Aspects of Applied Biology* 96, p. 59-64.
- Challinor, A.; Wheeler, T.; Garforth, C.; Craufurd, P.; Kassam, A. (2007): Assessing the vulnerability of food crop systems in Africa to climate change. In: *Climatic Change* 83, p. 381-399.
- Cooper, J.; Dobson, H. (2007): The benefits of pesticides to mankind and the environment. In: *Crop Protection* 2007, doi:10.1016/j.cropro.2007.03022.
- Cowie, A.; Schneider, U.A.; Montanarella, L. (2007): Potential synergies between existing multilateral environmental agreements in the implementation of land use, land use change and forestry activities. In: *Environmental Science and Policy* 19, p. 335-352.

- DBV (Deutscher Bauernverband) (2011): Situationsbericht 2011/12: Trends und Fakten zur Landwirtschaft. Berlin: DBV.
- Deike, S.; Pallutt, B.; Christen, O. (2008): Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. In: *European Journal of Agronomy* 28, p. 461-470.
- de Jonge, A.M. (2004): Eco-efficiency improvement of a crop protection product: the perspective of the crop protection industry. In: *Crop Protection* 23, p. 1177-1186.
- Destatis (2012): Bodennutzung: Landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Hauptnutzungsarten. Wiesbaden: Destatis.
- Dobermann, A.R. (2005): Nitrogen use efficiency – state of the art. *Agronomy Faculty Publications*. Paper 316. Lincoln, NE: Digital Commons University of Nebraska.
- Döll, P. (2002): Impact of climate change and variability on irrigation requirements: A global perspective. In: *Climatic Change* 54, p. 269-293.
- Easterling, W.E.; Aggarwal, P.K.; Batima, P.; Brander, K.M.; Erda, L.; Howden, S.M.; Kirilenko, A.; Morton, J.; Soussana, J.-F.; Schmidhuber, J.; Tubiello, F.N. (2007): Food, fibre and forest products. In: Parry, M.L.; Canziani, O.F.; Palutikof, J.P.; van der Linden, P.J.; Hanson, C.E. (eds.): *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. p. 273-313. Cambridge: Cambridge University Press.
- EnBW (Energie Baden-Württemberg) (2011): Quartalsfinanzbericht Januar bis September 2011. Karlsruhe: EnBW.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2011): FAOSTAT statistical database. Rome: FAO.
- Fields, S. (2005): Continental divide - why Africa's climate change burden is greater. In: *Environmental Health Perspectives* 113, p. 534-537.
- Fischer, G. (2009): World agriculture to 2030/50: How do climate change and bioenergy alter the long-term outlook for food, agriculture and resource availability? Rome: FAO.
- Fischer, R.A.; Byerlee, D.; Edmeades, G.O. (2009): Can technology deliver on the yield challenge to 2050? Rome, High level expert forum, October 12-13, 2009, Expert paper. Rome:FAO.
- Fischer, G.; Shah, M.; Tubiello, F.N.; van Velhuizen, H. (2005): Socio-economic and climate change impacts on agriculture: an integrated assessment, 1990-2080. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360, p. 2067-2083.
- Flessa, H. (2002): Acker- und Grünland als Quellen und Senken klimarelevanter Spurengase. In: *Dachverband Agrarforschung (Hrsg.): Umweltrelevante Spurengase in der Land- und Forstwirtschaft – Herausforderungen für Wissenschaft, Politik und Praxis*. agrarspectrum, Schriftenreihe, Bd. 34, S. 26-38.

- Flessa, H. (2010): Klimaschutz und Landwirtschaft: Wo bestehen Handlungsbedarfe und wo gibt es Handlungsansätze? Braunschweig: vTI.
- Geske, J.; Herold, J. (2010): Carbon capture and storage investment and management in an environment of technological and price uncertainties. Jülich: Institute of Energy Research.
- Gitay, H.; Brown, S.; Easterling, W.; Jallow, B. (2001): Ecosystems and their goods and services. In: McCarthy, J.J.; Canziani, O.F.; Leary, N.A.; Dokken, D.J.; White, K.S. (eds.): Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of working group II to the third assessment report of IPCC. p. 235-342. Cambridge: Cambridge University Press.
- Glendeling, M.J.; Dailey, A.G.; Williams, A.G.; van Evert, F.K.; Goulding, K.W.T.; Whitmore, A.P. (2009): Is it possible to increase the sustainability of arable land and ruminant agriculture by reducing inputs? In: Agricultural Systems 99, p. 117-125.
- Gutsche, V. (2011): Managementstrategien des Pflanzenschutzes im Pflanzenbau im Focus von Umweltverträglichkeit und Effizienz. Kleinmachnow: JKI.
- Gutser, R. (2006): Optimaler Einsatz moderner Stickstoffdünger zur Sicherung von Ertrag und Umweltqualität. Vortrag auf der Fachtagung „Düngung“, 02. Februar 2006, Bösleben. Weihenstephan: Technische Universität München.
- Haenel, H.D. (Hrsg.) (2010): Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft. Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008. Sonderheft 334. Braunschweig: vTI.
- Halberg, N. (2008): Energy use and greenhouse gas emissions in organic agriculture. Paper presented at the international conference “Organic agriculture and climate change”, Enita of Clermont, April 17th-18th, 2008.
- Heyer, W. (2011): Wechselwirkungen zwischen Emissionen klimarelevanter Gase und Biodiversität im ökologischen Landbau. Vortrag auf der Tagung „Biodiversität und Klimawandel – Vernetzung der Akteure in Deutschland VIII“, 31.8.-3.9.2011, Insel Vilm.
- Hillier, J.; Hawes, C.; Squire, G.; Hilton, A.; Wale, S.; Smith, P. (2009a): The carbon footprint of food crop production. In: International Journal of Agricultural Sustainability 7, p. 107-118.
- Hillier, J.; Hilton, A.; Wale, S.; Hawes, C.; Squire, G.; Smith, P. (2009b): Carbon footprinting of crop production. Aberdeen: University of Aberdeen.
- Hirschfeld, J.; Weiß, J.; Preidl, M.; Korbun, T. (2009): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08 (überarbeitete Fassung 2009). Berlin: IÖW.
- Holba, T. (2011): Fertilizer efficiency. Fertilizer, Food and National Resources Conference, 19th October 2011. Brussels: Fertilizer Europe.
- IFEU (Institut für Energie- und Umweltforschung) (2008): Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und neue THG-Bilanzen. Heidelberg: IFEU.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2003): Good practice guidance for land use, land use change and forestry. Geneva: IPCC.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006): IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Geneva: IPCC.
- Isermeyer, F.; Freibauer, A.; Flessa, H.; Osterburg, B.; Schmidt, T.; Weigel, H.J.; Köhl, M.; Grünberg, J.; Nieberg, H. (2010): Landwirtschaft und Klimaschutz. Antworten des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI) für die öffentliche Anhörung des Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Deutschen Bundestages in Berlin am 22. Februar 2010. Braunschweig: vTI.
- Jaggard, K.W.; Qi, A.; Ober, E.S. (2010): Possible changes to arable crop yields by 2050. In: Philosophical Transactions of the Royal Society B 365: 2835-2851.
- Jones, P.G.; Thornton, P.K. (2003): The potential impacts of climate change on maize production in Africa and Latin America in 2055. In: Global Environmental Change 13, p. 51-59.
- Kasper, M.; Freyer, B.; Amon, B.; Hülsbergen, K.J.; Schmid, H.; Friedel, J.K. (2011): Modellberechnungen für treibhausgasrelevante Emissionen und Senken in landwirtschaftlichen Betrieben Ost-Österreichs. In: Leithold, G.; Becker, K.; Brock, C.; Fischinger, S.; Spiegel, A.K.; Spory, K.; Wilbois, K.P.; Williges, U. (Hrsg.): Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis. Band 1: Boden, Pflanze, Umwelt, Lebensmittel und Produktqualität. S. 177-180. Giessen: Justus-Liebig-Universität.
- KBA (Kraftfahrt-Bundesamt) (2011): Der Fahrzeugbestand im Überblick am 1. Januar 2011 gegenüber 1. Januar 2010. Flensburg: KBA.
- Kelm, M.; Taube, F. (2004): Berechnungen zur Treibhausgasemission typischer konventionell bzw. ökologisch wirtschaftender Betriebe in Schleswig-Holstein. Kiel: Universität Kiel.
- Kirschke, D.; Häger, A.; Noleppa, S. (2011): Rediscovering productivity in European agriculture: Theoretical background, global perspectives and policy options. Berlin: HFFA.
- Klimekova, M.; Lehocka, Z. (2007): Comparison of organic and conventional farming systems in terms of energy efficiency. Vortrag auf der 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau.
- Knoblauch, S.; Reinhold, G.; Gernand, U.; Eckert, H. (2009): Standpunkt zu Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft und Potenziale ihrer Minderung in Thüringen. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Kroehnert, M. (2011): CO₂-Spekulationsblase geplatzt. In: Emissionsbrief 05-2011. S. 1-9.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2008): Betriebsplanung Landwirtschaft 2008/09. Darmstadt: KTBL.

- Küstermann, B.; Hülsbergen, K.J. (2008): Emission of climate-relevant gases in organic and conventional cropping systems. Paper presented at the 16th IFOAM Organic World Congress, Modena, June 16-20, 2008. Munich: Technical University.
- Kurukulasuriya, P.; Mendelsohn, R. (2006): A Ricardian analysis of the impact of climate change on African cropland. Centre for Environmental Economics and Policy in Africa [CEEPA] Discussion Paper No. 8, July 2006.
- Lal, R. (2004): Carbon emissions from farm operations. In: *Environment International* 30, p. 981-990.
- Lindenthal, T.; Rudolph, G.; Theurl, M.; Hörtenhuber, S.; Kraus, G. (2011): *Biologische Bodenbewirtschaftung als Schlüssel zum Klimaschutz in der Landwirtschaft*. Wien: FiBL.
- Mondelaers, K.; Aertens, J.; van Huylenbroeck, G. (2009): A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. In: *British Food Journal* 111, p. 1098-1119.
- Müller, C.; Bondeau, A.; Popp, A.; Waha, K.; Fader, M. (2009): Climate change impacts on agricultural yields. Background note for the World Development Report 2010: Development and Climate Change. Washington, DC: World Bank.
- Noleppa, S.; Lotze-Campen, H.; Popp, A.; von Witzke, H. (2010): Klimawandel, Landwirtschaft und Welternährung: Implikationen für den Forschungsbedarf. Gutachten an den Deutschen Bundestag -- vorgelegt dem Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag. Berlin: agripol GbR.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2008): *Environmental performance of agriculture in OECD countries since 1990*. Paris: OECD.
- Osterburg, B. (2009): Strategien und Maßnahmen zur Senkung von diffusen N-Einträgen. UBA-Dialogforum „Nachhaltige Landnutzung, Stoffflüsse und Biodiversität“, 20. Juni 2009. Dessau: UBA.
- Osterburg, B.; Schmidt, T.; Gay, H. (2005): Auswertung betrieblicher Daten zur Ermittlung des Stickstoffmineraldünger-Einsatzes: Endbericht für ein Forschungsvorhaben im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums. Braunschweig: FAL.
- Pape, J. (2009): Product carbon footprint: Eine kritische Auseinandersetzung. Vortrag im Rahmen der Campustour 2009 Veranstaltung „Ernährung und Klimaschutz“, 26. Juni 2009: Tübingen: Universität Tübingen.
- Paveley, N.; Kindred, D.; Berry, P.; Spink, J. (2008): Can disease management reduce greenhouse gas emissions? Paper presented at the HGCA R&D Conference “Arable Cropping in a Changing Climate”, 23-24 January 2008.
- Royal Society (2009): *Reaping the benefits: Science and the sustainable intensification of global agriculture*. London: The Royal Society.

- Schneider, U.A.; Kumar, P. (2008): Greenhouse gas mitigation through agriculture. In: *Choices* 23, p. 19-23.
- Schneider, U.A.; Smith, P. (2009): Energy intensities and greenhouse gas emission mitigation in global agriculture. In: *Energy Efficiency* 2009, p. 195-206.
- Schmidt, T.; Osterburg, B. (2010): Berichtsmodule „Landwirtschaft und Umwelt“ in den umweltökonomischen Gesamtrechnungen: Tabellenband für die Berichtsjahre 1991, 1995, 1999, 2003 und 2007. Braunschweig: vTI.
- Schulz, D. (2008): Die Rolle der Landwirtschaft beim Klimawandel – Täter, Opfer, Wohltäter. In: *Local Land and Soil News* no. 24/25 I/08, S. 12-15.
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, A.; Dong, F.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.-H. (2008): Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. Princeton, NJ: Princeton University.
- Searchinger, T.; Heimlich, R. (2008): Estimating greenhouse gas emissions from soy-based US biodiesel when factoring in emissions from land use change. In: Outlaw, J.L.; Ernstes, D.P. (eds.): *The lifecycle carbon footprint of biofuels*. p. 35-45. Miami Beach, FL: Farm Foundation.
- Smith, P.; Martino, D. (2007): Agriculture. In: Metz, B.; Davidson, O.; Bosch, P.; Dave, R.; Meyer, L. (eds.): *Climate change 2007: Mitigation contribution of working group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. p. 497-540. Cambridge: Cambridge University Press.
- Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Alley, R.B.; Berntsen, T.; Bindoff, N.L.; Chen, Z.; Chidthaisong, A.; Gregory, J.M.; Hegerl, G.C.; Heimann, M.; Hewitson, B.; Hoskins, B.J.; Joos, F.; Jouzel, J.; Kattsov, V.; Lohmann, U.; Matsuno, T.; Molina, M.; Nicholls, N.; Overpeck, J.; Raga, G.; Ramaswamy, V.; Ren, J.; Rusticucci, M.; Somerville, R.; Stocker, T.F.; Whetton, P.; Wood, R.A.; Wratt, D. (2007): Technical summary. In: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (eds.): *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. p. 19-92. Cambridge: Cambridge University Press.
- Stern, N. (2007): *The economics of climate change: The Stern review*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sylvester-Bradley, R. (2008): *Critique of Searchinger (2008) and related papers assessing indirect effects of biofuels on land-use change*. Cambridge: ADAS Boxworth.
- Tyner, W.E.; Taheripour, F.; Zhuang, Q.; Birur, D.; Baldos, U. (2010): *Land use changes and consequent CO₂ emissions due to US corn ethanol production: A comprehensive analysis*. West Lafayette, IN: Purdue University.
- UBA (Umweltbundesamt, 2011): *Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Deutschland*. Dessau: UBA.

- Venkat, K. (2011): Comparison of twelve organic and conventional farming systems: a life-cycle greenhouse gas emissions perspective. Portland, OR: CleanMetrics Corp.
- Verge, X.P.C.; de Kimpe, C.; Desjardins, R.L. (2007): Agricultural production, greenhouse gas emissions and mitigation potential. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 142. p. 255-269.
- von Witzke, H.; Noleppa, S. (2007): Methan und Lachgas – Die vergessenen Klimagase. Wie die Landwirtschaft ihren Beitrag zum Klimaschutz leisten kann: Ein klimaschutzpolitischer Handlungsrahmen. Berlin: WWF Deutschland.
- 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 und Humboldt-Universität zu Berlin.
- von Witzke, H.; Noleppa, S.; Zhirkova, I. (2011): Fleisch frisst Land: Ernährung – Fleischkonsum – Flächenverbrauch. Berlin: WWF Deutschland.
- Wang, M.; Haq, Z. (2008): Letter to Science. Washington, DC: U.S. Department of Energy.
- WEF (World Economic Forum) (2010): Realizing a new vision for agriculture: A roadmap for stakeholders. Cologne and Geneva: WEF.
- Wenkel, K.O.; Mirschel, W.; Berg, M.; Nendel, C.; Wieland, R.; Köstner, B. (2011): Klimawandel: Fluch oder Segen für die Landwirtschaft? In: *Forschungsreport Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz* 2/2011. S. 4-8.
- West, T.O.; Marland, G. (2002): A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91, p. 217-232.
- Williams, A.G.; Audsley, E.; Sandars, D.L. (2006): Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University.
- World Bank (2009): World development report 2010: Climate change and development. Washington D.C: World Bank.
- Zeiner, E. (2008): CO₂-Belastung von Lebensmitteln. Wien: Universität für Bodenkultur.
- Ziska, L.H.; Runion, G.B. (2007): Future weed, pest, and disease problems for plants. In: Newton, P.; Carran, R.A.; Edwards, G.R.; Niklaus, P.A. (eds.): *Agroecosystems in a changing climate*. p. 261-287. Boca Raton: Taylor & Francis.

Imprint

Klimaeffekte des Pflanzenschutzes in Deutschland

Darstellung von vorläufigen Ergebnissen zum Modul
„Klimaeffekte“ des Projektes zum gesamtgesellschaftlichen
Nutzen des Pflanzenschutzes in Deutschland

Harald von Witzke, Steffen Noleppa

Berlin, Januar 2012

agripol - network for policy advice GbR
Schivelbeiner Str. 21
10439 Berlin, Germany

E-Mail: noleppa@agripol.net

Web: www.agripol.net