Technologische und politikbedingte Reduktionspotenziale für Pflanzenschutz- und Düngemittel sowie deren Kosten für Landwirtschaft und Gesellschaft

Eine Analyse zur Relevanz und Bedeutung für ausgewählte Bestimmungsfaktoren und Deutschland

HFFA Research GmbH

Technologische und politikbedingte Reduktionspotenziale für Pflanzenschutz- und Düngemittel sowie deren Kosten für Landwirtschaft und Gesellschaft

Eine Analyse zur Relevanz und Bedeutung für ausgewählte Bestimmungsfaktoren und Deutschland

HFFA Research GmbH

Inhalt

Abbildungsverzeichnis iii

Abkürzungsverzeichnis vi

1 Einleitende Bemerkungen: Ziel und Methodik der Studie 1

2 Partialanalysen zu einzelnen Determinanten einer potenziellen Reduktion von Pflanzenschutz- und Düngemitteln 3

3 Wirtschaftlichkeitsüberlegungen 34

4 Zusammenfassung und Einordnung der Erkenntnisse 51

Literaturverzeichnis 56

Anhang 62

HFFA Research Paper 2021

Danksagung

Diese Forschungsarbeit wurde initiiert und beauftragt durch den Industrieverband Agrar (IVA). Wir möchten uns bei der Steuerungsgruppe des IVA für die kontinuierliche und sehr zielgerichtete Kommunikation und das Feedback bedanken. Die Ergebnisse dieser Analyse beruhen auf Erkenntnissen und Berechnungen der Autoren während der Projektbearbeitung und wurden zu keiner Zeit durch den IVA beeinflusst.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Pflanzenschutz durch Nutzung von Teilflächenapplikationen insgesamt (160 Datenpunkte) 4

Abbildung 2.2: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Pflanzenschutz durch Nutzung von Teilflächenapplikationen ohne Bandspritzen (99 Datenpunkte) 5

Abbildung 2.3: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Fungizide durch Nutzung von Teilflächenapplikationen ohne Bandspritzen (65 Datenpunkte) 6

Abbildung 2.4: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Herbizide durch Nutzung von Teilflächenapplikationen ohne Bandspritzen (32 Datenpunkte) 7

Abbildung 2.5: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Düngemittel (im Besonderen anorganischen N-Dünger) durch Nutzung von Teilflächenapplikationen (59 Datenpunkte) 8

Abbildung 2.6: Lageparameter der identifizierten Reduktionspotenziale zu Teilflächenapplikationen (ohne Bandspritze) bei Pflanzenschutz- und Düngemitteln 9

Abbildung 2.7: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Herbizide durch Nutzung von Bandspritzen (61 Datenpunkte) 14

Abbildung 2.8: Reduktionspotenziale von Teilflächenapplikationen und Bandspritzen für Pflanzenschutzmittel und bezogen auf die Jahre 2015 bis 2017 (in Prozent) 15

Abbildung 2.9: Anbauflächen des ökologischen Landbaus in Deutschland von 2000 bis 2021 (in Mio. ha LF) 16

Abbildung 2.10: Anbauflächen des ökologischen Landbaus in Deutschland aktuell und für verschiedene Szenarien für das Jahr 2030 (in Mio. ha LF) 17

Abbildung 2.11: Status quo im Jahr 2020 sowie Zielwerte für 2030 der Flächenbelegung durch ökologischen Landbau in Deutschland (in Prozent) 18

Abbildung 2.12: Reduktionspotenzial einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus in Deutschland für Pflanzenschutzmittel 19

Abbildung 2.13: Reduktionspotenzial einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus in Deutschland für Stickstoffdünger 21

Abbildung 2.14: N-Nährstoffnutzung aus organischem und anorganischem Dünger im Status quo sowie infolge einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus in der deutschen Landwirtschaft (in Mio. t) 22

Abbildung 2.15: N-Nährstoffverluste infolge einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus in der deutschen Landwirtschaft (N-Verluste 2015-2017 = 100 Prozent) 23

Abbildung 2.16: Box-Plots der identifizierten Reduktionspotenziale für Ammoniakemissionen (links) und Lachgasemissionen (rechts) durch Nutzung von Nitrifikation-Inhibitoren (95 Datenpunkte) 25

Abbildung 2.17: Box-Plots der identifizierten Reduktionspotenziale für Ammoniakemissionen (links) und Lachgasemissionen (rechts) durch Nutzung von Urease-Inhibitoren (80 Datenpunkte) 26

Abbildung 2.18: Ober- und Untergrenze für das Stickstoff-Reduktionspotenzial des 20-Prozent-Ziels für „Rote Gebiete" der Düngeverordnung (in Prozent) 30

Abbildung 3.1: Netto-Kosten der Nutzung exemplarischer Technologien der Teilflächenapplikationen zur Reduktion des Fungizideinsatzes im Ackerbau (in EUR/ha) 36

Abbildung 3.2: Netto-Kosten der Nutzung exemplarischer Technologien der Teilflächenapplikationen zur Reduktion des Herbizideinsatzes im Ackerbau (in EUR/ha) 37

Abbildung 3.3: Netto-Kosten der Nutzung exemplarischer Technologien der Teilflächenapplikationen zur Reduktion des Einsatzes von anorganischem N-Dünger im Ackerbau (in EUR/ha) 39

Abbildung 3.4: Netto-Kosten der Nutzung exemplarischer Bandspritzen zur Reduktion des Einsatzes von Herbiziden im Ackerbau (in EUR/ha) 40

Abbildung 3.5: Initiale Kosten der Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland aus Sicht der Landwirte, der Steuerzahler und insgesamt (in EUR/ha) 42

Abbildung 3.6: Marktpreiseffekte einer weiteren Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland (20 Prozentpunkte entsprechen dem 30-Prozent Ziel) 43

Abbildung 3.7: Gesamtkosten der Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland für Landwirtschaft und Steuerzahler unter Berücksichtigung von Marktpreiseffekten (in EUR/ha) 44

Abbildung 3.8: Gesamtkosten (Einkommensverluste) infolge der Düngeverordnung für verschiedene typische Agrarbetriebe in „Roten Gebieten" (in EUR/ha) 45

Abbildung 3.9: Gesamtkosten (Einkommensverluste) infolge der obligatorischen Brache (in EUR/ha) 47

Abbildung 3.10: Gesamtkosten (Einkommensverluste) durch Gewässerrandstreifen (in EUR/ha) 48

Abbildung 3.11: Anpassungskosten und Förderprämien für einzelne ausgewählte Eco-Schemes (in EUR/ha) 49

Abbildung 3.12: Netto-Kosten der obligatorischen Brache sowie der freiwilligen Flächenstilllegung und deren Träger (in EUR/ha) 50

Abbildung 4.1: Zusammenfassung zu den Reduktionspotenzialen einzelner Determinanten und damit verbundenen Kosten für Landwirtschaft und Steuerzahler 51

Abbildung 4.2: Entwicklung des Harmonisierten Risikoindikators 1 und des Absatzes von Pflanzenschutzmitteln in der deutschen Landwirtschaft zwischen 2015 und 2019 (Index, 2015-2017 = 100 Prozent) 55

Abkürzungsverzeichnis

BDP	-	Bundesverband Deutscher Pflanzenzüchter
BfN	-	Bundesamt für Naturschutz
BMEL	-	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BVL	-	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
DüV	-	Düngeverordnung
EC	-	European Commission
EEA	-	European Environment Agency
EU	-	Europäische Union
FuE	-	Forschung und Entwicklung
F2F	-	Farm to Fork
IQR	-	Interquartile Range
IVA	-	Industrieverband Agrar
LF	-	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
KTBL	-	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
N	-	Stickstoff
PA	-	Precision Agriculture
PSM	-	Pflanzenschutzmittel
P+M	-	Produkt und Markt
UBA	-	Umweltbundesamt

1 Einleitende Bemerkungen: Ziel und Methodik der Studie

Im Jahr 2019 hat sich die Europäische Union (EU) mit dem Green Deal ein ambitioniertes Vorhaben auferlegt, mit dem Klimawandel und weitere Umweltprobleme wirksam bekämpft und zeitgleich der Übergang zu einer modernen, ressourceneffizienten und wettbewerbsfähigen Wirtschaft ermöglicht werden sollen (EC, 2019). Als solcher kann der Green Deal auch als integraler Bestandteil der Strategie der EU und ihrer Mitgliedsstaaten zur Umsetzung und Erfüllung der Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen betrachtet werden. Er bedarf jedoch der Umsetzung auf sektoraler Ebene sowie im Kontext verschiedener anderer gesellschaftlicher Ziele. Für den Bereich der Agrar- und Ernährungswirtschaft sowie der damit einhergehenden agrarpolitischen Entscheidungsebene sind vor allem die „Farm to Fork" (F2F)-Strategie (EC, 2020a) sowie die Biodiversitätsstrategie (EC, 2020b) der EU diejenigen Dokumente, die zurzeit am anschaulichsten aufzeigen, welche Ziele im Konkreten verfolgt werden.

Aus den beiden genannten Strategien wird erkennbar, dass insbesondere die landwirtschaftliche Primärproduktion vor substanziellen Herausforderungen steht. Die F2F-Strategie und die Biodiversitätsstrategie formulieren in diesem Zusammenhang sehr spezifische Zielvorstellungen. In erster Linie beinhalten die beiden Strategien in diesem Kontext die folgenden vier Umsetzungsziele bis zum Jahr 2030:

(1) Eine Etablierung von nicht-produktiven Flächen auf zehn Prozent der gesamten landwirtschaftlichen Flächen,

(2) Die Ausweitung der Anbaufläche für den ökologischen Landbau auf 25 Prozent der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche bis 2030,

(3) Eine Verringerung des Einsatzes und des Risikos chemischer Pflanzenschutzmittel (PSM) um jeweils 50 Prozent gegenüber dem Status quo[1], und

(4) Eine Reduktion von Nährstoffverlusten in der Düngung um 50 Prozent bei gleichzeitiger Reduktion des Düngemitteleinsatzes um 20 Prozent gegenüber dem Status quo.

Ob im zurzeit laufenden gesellschaftlichen Diskussionsprozess und der sich daran anschließenden politischen Entscheidungsfindung wesentliche Anpassungen der beiden Strategien erfolgen werden, bleibt noch abzuwarten. Das erschwert eine Folgenabschätzung. Jedoch liegen mittlerweile erste Analysen zu den Implikationen einer Etablierung der beiden Strategien vor. Zu nennen sind hier in erster Linie die Analysen durch Beckmann et al. (2020), Kühl et al. (2021), Barriero-Hurle et al. (2021), Henning et al. (2021) sowie Bremmer et al. (2022). Diese Analysen kommen unisono zu der Schlussfolgerung, dass ein substanzieller Rückgang der landwirtschaftlichen Primärproduktion zu erwarten wäre, würden die vier oben genannten Umsetzungsziele der F2F-Strategie und Biodiversitätsziele zur Geltung gelangen. Weniger offensichtlich fragen die genannten Studien allerding nach

[1] Als Status quo wird dabei zurzeit der Durchschnitt der Jahre 2015 bis 2017 definiert.

der Wahrscheinlichkeit oder den realistischen Optionen der Umsetzung der Zielvorstellungen. Hier setzt diese Forschungsarbeit an.

Im Rahmen der F2F-Strategie werden, wie bereits oben genannt, im Besonderen eine substanzielle Reduzierung des Einsatzes und des Risikos von PSM sowie darüber hinaus eine substanzielle Reduktion des Einsatzes und des Nährstoffverlustes von Düngemitteln als Ziele formuliert. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, inwieweit Bestimmungsfaktoren wie z.B. technologische Innovationen, sich verändernde Managementansätze und/oder politische Vorgaben den Einsatz dieser Inputs bis zum Jahr 2030 reduzieren werden bzw. können.

Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen einer dieser Forschungsarbeit vorgelagerten Meta-Analyse bereits sechs Determinanten identifiziert, zu denen sich Quantifizierungen von Reduktionspotenzialen im Kontext der Zielsetzungen der F2F-Strategie finden lassen: (1) Teilflächenapplikation im Allgemeinen, (2) Bandspritzen zu Herbiziden im Speziellen, (3) Ökolandbau, (4) Nitrifikation-Inhibitoren bzw. Urease-Inhibitoren, (5) Düngeverordnung (DüV) und (6) gesonderte Gebietskulissen. Im Rahmen dieser Meta-Analyse wurde aber auch klar, dass die Datenlage zu diesen Determinanten und den von ihnen ausgehenden Reduktionspotenzialen eher diffus und noch ungeordnet ist und mithin eine objektive Einordnung der Bedeutung dieser Partialfaktoren im Kontext der speziellen Zielerreichung der F2F-Strategie schwerfällt.

Daher ist es generelles Ziel der nun anstehenden Analyse, eine Vertiefung der Datenerhebung zu den einzelnen sechs Determinanten vorzunehmen und substanzielle Aussagen zu treffen in Bezug auf (a) die Plausibilität bzw. Eintrittswahrscheinlichkeit der ableitbaren einzelnen Reduktionspotentiale und (b) die Wirtschaftlichkeit der jeweils partiellen Hebung von Reduktionspotenzialen beim Einsatz von PSM und Düngemitteln und hier im Besonderen N-Dünger. Folglich soll auch die Bedeutung dieser Faktoren für die Input- und Outputsituation der landwirtschaftlichen Produktion herausgearbeitet werden. Das schließt Betrachtungen zu nicht quantifizierbaren Wirkungen, etwa im Kontext des Risikomanagements, d.h. einer Reduktion des von PSM ausgehenden Risikos, mit ein[2]. Schließlich sollen Empfehlungen für Stakeholder und Politik abgeleitet werden, die auf eine für Umwelt und Wirtschaft möglichst effiziente Zielerreichung der F2F-Strategie hinwirken. Der Bezugspunkt dabei ist Deutschland, und das Zieljahr ist 2030 im Vergleich zum Status quo der Jahre 2015 bis 2017.

Der Bericht ist entsprechend strukturiert. Im folgenden Kapitel 2 werden zunächst die sechs oben genannten Bestimmungsfaktoren für (potenzielle) Reduktionspotenziale bei PSM und/oder Düngemitteln diskutiert. Es erfolgt eine jeweils gesonderte Potenzialabschätzung. Daran anschließend werden im Kapitel 3 Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zu den einzelnen Determinanten vorgenommen. Die so gewonnenen Ergebnisse werden abschließend im Kapitel 4 zusammengefasst und in einen erweiterten Diskussionskontext eingebettet.

[2] In der Tat werden die folgenden Ausführungen aufgrund der konkreten Daten- und Informationslage insbesondere auf Beiträge der sechs genannten Determinanten für Mengenreduktionsziele fokussieren.

2 Partialanalysen zu einzelnen Determinanten einer potenziellen Reduktion von Pflanzenschutz- und Düngemitteln

Die Diskussion zu den einzelnen sechs Determinanten startet mit partialanalytischen Betrachtungen zu Teilflächenapplikationen im Allgemeinen (Unterkapitel 2.1) und dem Einsatz von Bandspritzen – einer speziellen Form von Teilflächenapplikationen im Anwendungsbereich der Herbizide – im Besonderen (Unterkapitel 2.2). Hierfür, sowie für die Diskussion von Nitrifikation- und Urease-Inhibitoren (Unterkapitel 2.4), wurden Reduktionspotenziale des Einsatzes der jeweiligen Technologien mittels Meta-Analyse ermittelt. Die Ergebnisse dieser technologiefokussierten Recherchen wurden nach Relevanzprüfung in die eigene Analyse aufgenommen, so die entsprechenden Quellen entweder einem wissenschaftlichen „peer review"-Verfahren ausgesetzt waren oder der landwirtschaftlichen Fachliteratur entstammen. Nicht berücksichtigt wurden demgegenüber eigens von Anbietern entsprechender Technologien angebotene Analysen bzw. Bewertungen sowie nicht explizit nachprüfbare Aussagen von Experten, wie sie etwa im Rahmen von Interviews etc. gegeben wurden.

In der Summe konnten auf diese Weise insgesamt 126 Quellen identifiziert werden, die im Anhang dieser Studie gelistet sind und einen Überblick über technologiespezifische Reduktionspotenziale geben, wie sie zuvorderst in der wissenschaftlichen und Fachliteratur und damit vergleichsweise frei von einem Bias diskutiert werden und zudem auf Landwirtschaft in Deutschland bezogen sind bzw. grundsätzlich auf hiesige Verhältnisse übertragen werden können. Diese gesondert ausgewiesenen Quellen werden im Folgenden nicht mehr explizit genannt.

2.1 Teilflächenapplikationen

Unter einer Teilflächenapplikation wird ein Ansatz der Ausbringung von PSM und Düngemitteln verstanden, mit dem eine Reduktion des spezifischen Inputeinsatzes und somit eine umweltschonendere und nachhaltigere Agrarproduktion möglich wird (Pohl et al., 2020). Teilflächenapplikationen sind dabei eng verknüpft mit dem Begriff Precision Agriculture (PA) und fußen auf der Entwicklung von satellitengestützten Positionierungs- und Geoinformationssystemen sowie von Sensortechniken und Maschinensteuerungssystemen. Durch entsprechende Technologien und Kombinationen davon soll eine Optimierung der Pflanzenproduktion, d.h. in der Anbauplanung und Bodenbearbeitung, bei der Aussaat sowie im Ausbringen von Düngemitteln und PSM bis hin zur Ernte erreicht werden, wie schon Rösch et al. (2005) verlautbart haben.

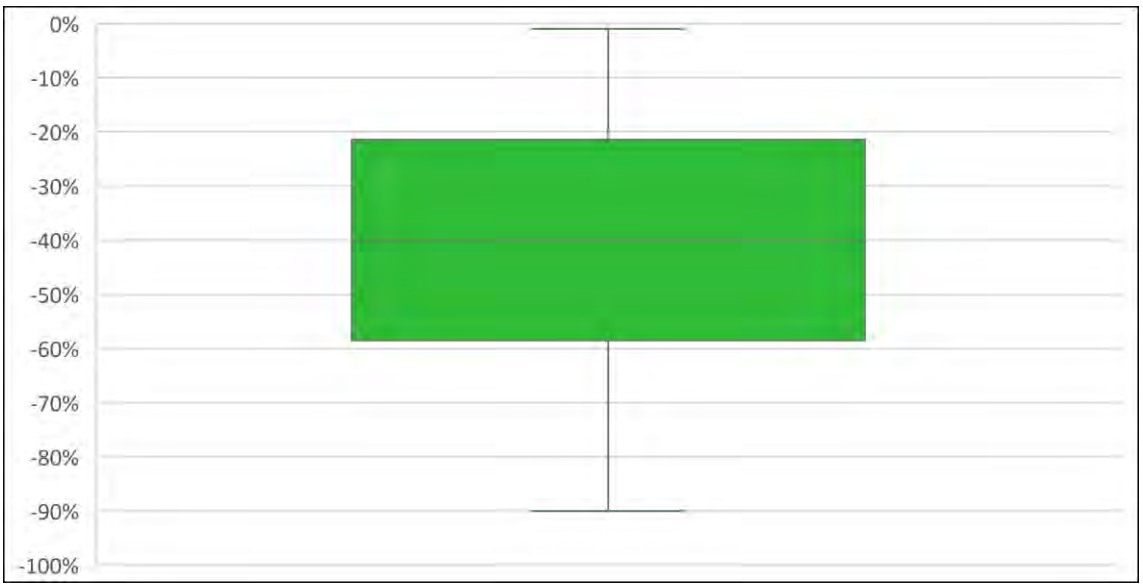
Der Begriff ist also zunächst einmal nicht auf die Ausbringung von PSM und/oder Düngemitteln begrenzt, und in der Tat gibt es eine Vielzahl von anderen Begriffen, die spezifische Teilflächenapplikationen beschreiben oder auch eher im Generellen subsummieren. Zu nennen sind z.B. Begriffe wie teilflächenspezifische Bewirtschaftung, Teilflächenbewirtschaftung, kleinräumige Bestandsführung, lokales Ressourcenmanagement, Precision Farming, Site-specific Farming, Grid Farming, Smart Farming, Variable Rate Application/Technolgy, etc. Eine singuläre anerkannte Definition ist also nicht verfügbar.

Das stellt eine Herausforderung für die Datengewinnung im Kontext dieser Studie dar, und eine breit angelegte Recherche zu oben genannten und weiteren Begriffen in Kombination mit PSM und Düngemitteln musste durchgeführt werden. Im Ergebnis dieser Recherche wurden auf der Basis der im Anhang genannten Quellen insgesamt 219 Datenpunkte (ohne Ausreißer[3]) identifiziert, die eine Einschätzung zu von Teilflächenapplikationen im Allgemeinen ausgehenden Reduktionspotenzialen bei PSM bzw. Düngemitteln zulassen und im Folgenden dargestellt und diskutiert werden. Dabei wird jedoch insbesondere im Segment der PSM nur auf so genannte echte Teilflächenbehandlungen abgezielt, die eine on/off-Schaltung mehrerer Meter Teilbreite einer Feldspritze ausschließen, vielmehr auf variable Ausbringmengen und on/off-Schaltungen weniger oder einzelner Düsen fokussieren.

Reduktionspotenziale bei PSM

Abbildung 2.1 zeigt zunächst das Ergebnis dieser Analyse für PSM-bezogene Anwendungen von Teilflächenapplikationen (inklusive Bandspritzen) insgesamt. Dargestellt ist ein Box-Plot-Diagramm, das 160 eruierte Datenpunkte inkludiert.

Abbildung 2.1: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Pflanzenschutz durch Nutzung von Teilflächenapplikationen insgesamt (160 Datenpunkte)



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

3 Ein identifiziertes Reduktionspotenzial jenseits des ersten Quartils minus des 1,5*fachen Interquartilsabstandes (Interquartile Range, IQR) und des dritten Quartils plus des 1,5*fachen IQR einer Verteilung gilt im Rahmen dieser Studie als milder Ausreißer, während eine Information jenseits des ersten Quartils minus des 3,0*fachen IQR und des dritten Quartils plus des 3,0*fachen IQR als extremer Ausreißer gesehen wird. Solche extremen Ausreißer (außerhalb der im Folgenden angezeigten Whisker) werden von der weiteren Analyse ausgeschlossen, belaufen sich aber auf unter drei Prozent aller gesammelten Informationen.

Es wird ersichtlich, dass unabhängig von der speziellen Technologie einer Teilflächenapplikation Reduktionspotenziale in einem weiten Spektrum von ca. 1,0 Prozent bis 90,0 Prozent gesehen werden, wobei der Mittelwert mit 40,3 Prozent und der Median mit 40,0 Prozent nahezu auf gleicher Höhe liegen. 50 Prozent aller identifizierten Datenpunkte bestätigen dabei ein Reduktionspotenzial zwischen 21,5 Prozent und 58,5 Prozent. All das deutet in der Konsequenz – unabhängig vom gewählten Lageparameter – bereits auf beachtliche Reduktionspotenziale an PSM hin, beinhaltet aber auch die Ergebnisse zum Einsatz von Bandspritzen als besondere Technologie einer Teilflächenapplikation von PSM, die hier im weiteren Verlauf gesondert betrachtet werden sollen (vgl. Unterkapitel 2.2).

Ohne die von dieser spezifischen Teilapplikation ausgehenden Reduktionspotenziale ergibt sich für alle anderen Technologien einer Teilflächenapplikation – das sind vor allem Sensor- und Optiktechniken sowie weitere, zunehmend auf Digitalisierung beruhende technologische Ansätze, etwa der Einzelpflanzenerkennung – das in der Abbildung 2.2 wiederum als Box-Plot-Diagramm dargestellte Bild auf der Basis von 99 Datenpunkten.

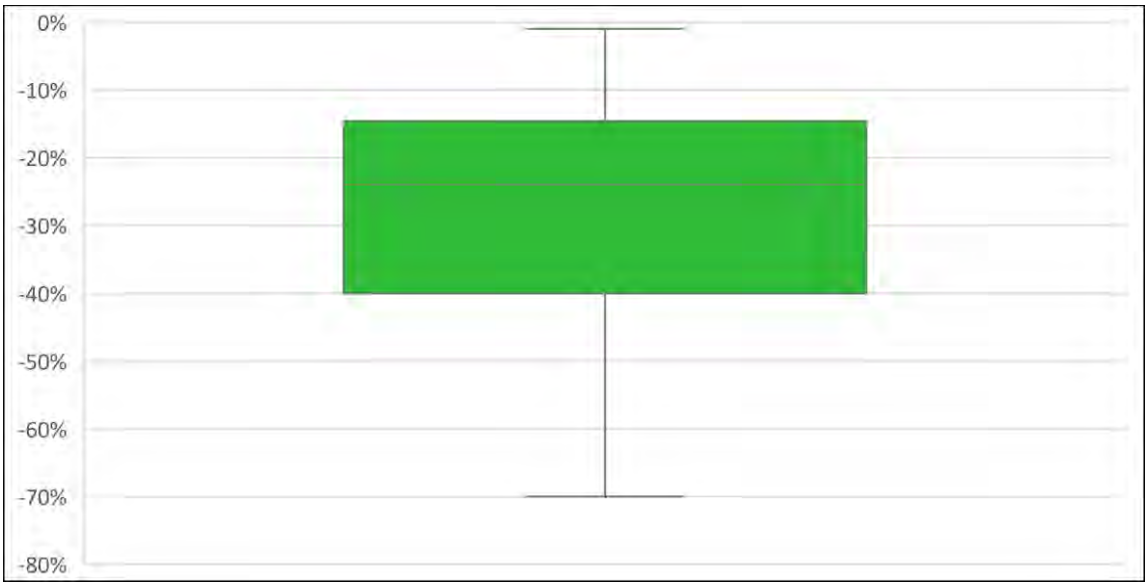
Abbildung 2.2: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Pflanzenschutz durch Nutzung von Teilflächenapplikationen ohne Bandspritzen (99 Datenpunkte)

Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

Ohne die Daten zu Reduktionspotenzialen der Bandspritzen beläuft sich die Spannweite der Einsparpotenziale für PSM aus Teilflächenapplikationen auf 1,0 Prozent bis 70,0 Prozent. Das Spektrum ist also etwas reduziert, und das trifft auch auf die beiden Lageparameter und den Interquartilsabstand zu. Der Mittelwert beträgt 27,7 Prozent, und der Median liegt bei 24,5 Prozent. Darüber hinaus liegen 50 Prozent der eruierten Daten in einem Intervall für Reduktionspotenziale von 14,0 Prozent bis 40,0 Prozent.

Die identifizierten Datenpunkte erlauben eine weitere Ausdifferenzierung der vorliegenden Informationen, insbesondere eine Unterscheidung von Reduktionspotenzialen aus Teilflächenapplikationen (ohne Bandspritzen) für Fungizide und Herbizide. Das jeweils spezifische Bild ist in der Abbildung 2.3 für Fungizide und in der Abbildung 2.4 für Herbizide – wiederholt in Form eines Box-Plot-Diagramms – aufgezeigt.

Abbildung 2.3: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Fungizide durch Nutzung von Teilflächenapplikationen ohne Bandspritzen (65 Datenpunkte)



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

Folgende Spezifika lassen sich für Teilflächenapplikationen (ohne Bandspritzen) für Fungizide und Herbizide ableiten:

- Die Analyse von insgesamt 65 Datenpunkten zu Anwendungen im Fungizidbereich führt zu einer Spannweite von 1,0 Prozent bis 70,0 Prozent bei einem Mittelwert von 27,2 Prozent und einem Median von 24,0 Prozent. 50 Prozent aller Daten deuten dabei auf ein Reduktionspotenzial zwischen 14,6 Prozent und 40,0 Prozent hin.

- Im Bereich der Herbizidanwendungen, ausgewertet anhand von 32 Datenpunkten, sind die Werte ähnlich. Jedoch ist die Streuung mit einem Spektrum von 6,0 Prozent bis 70,0 Prozent etwas geringer. Die Lageparameter sind folglich etwas höher angesiedelt. Der Mittelwert beträgt 28,2 Prozent, und der Median beläuft sich auf 27,0 Prozent. Der Interquartilsabstand ist jedoch nur (unwesentlich) höher: 50 Prozent aller identifizierten Reduktionspotenziale liegen in einem Bereich zwischen 13,5 Prozent und 39,5 Prozent.

Abbildung 2.4: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Herbizide durch Nutzung von Teilflächenapplikationen ohne Bandspritzen (32 Datenpunkte)

Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

Die Ergebnisse der Meta-Analyse zu Teilflächenapplikationen (ohne Bandspritzen) im Bereich des PSM-Einsatzes lassen sich zusammenfassen. Im Mittel kann mit einem Reduktionspotenzial von etwa einem Viertel gerechnet werden. Unterschiede zwischen Fungiziden und Herbiziden sind dabei kaum auszumachen[4]. Das trifft auch auf die ermittelten Spannweiten zu. Diese liegen in beiden Fällen zwischen wenigen einstelligen Prozentwerten und 70 Prozent Reduktionspotenzial insgesamt und etwa einem Siebentel und zwei Fünfteln für 50 Prozent der jeweils mit der Meta-Analyse identifizierten Datenpunkte.

Reduktionspotenziale bei Düngemitteln

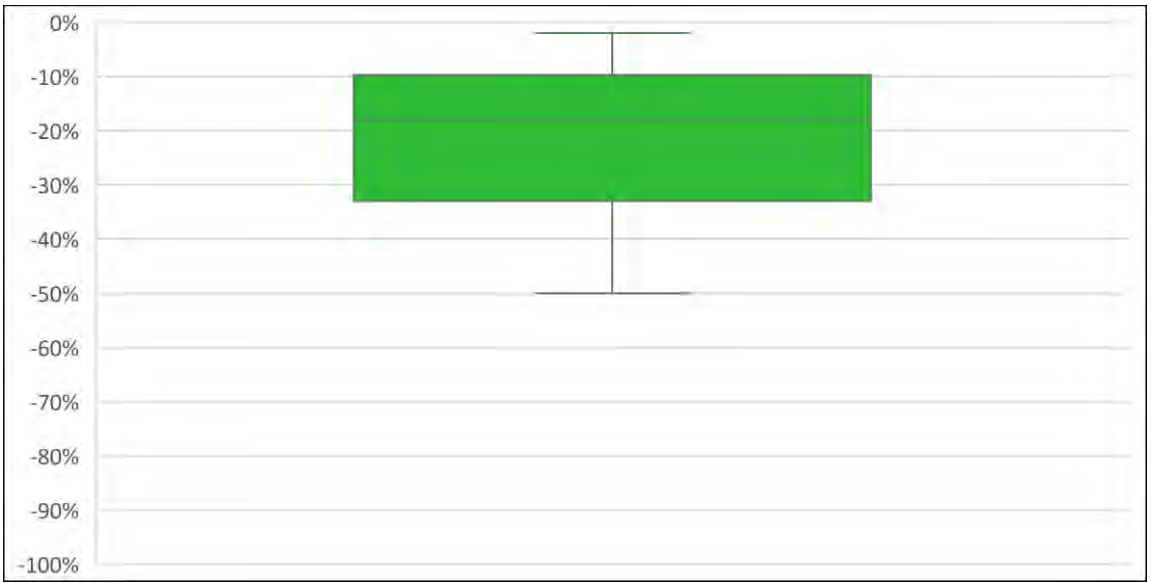
Teilflächenapplikationen stellen auch eine Möglichkeit dar, den Einsatz von Düngemitteln zu reduzieren. Insbesondere für anorganischen N-Dünger gibt es aus der wissenschaftlichen und Fachliteratur Erkenntnisse, die sich zu einer Aussage verdichten lassen. Abbildung 2.5 zeigt das Ergebnis der durchgeführten Meta-Analyse auf. In die Analyse flossen insgesamt 59 Beobachtungen ein, die folgendes Bild ergeben:

- Die Spannweite der identifizierten Reduktionspotenziale bei insbesondere anorganischen N-Düngemitteln durch Teilflächenapplikationen liegt bei 2,0 Prozent bis 50,0 Prozent.

4 Für Insektizide wurden lediglich zwei Datenpunkte eruiert, die ein Reduktionspotenzial im Mittel von etwa einem Drittel aufzeigen. Die Menge an Datenpunkten wird als nicht ausreichend für eine spezifische Analyse angesehen.

- 50 Prozent aller Beobachtungen sind in einem Intervall zwischen 9,8 Prozent und 33,0 Prozent zu finden.
- Der Mittelwert aller Datenpunkte beläuft sich auf 21,3 Prozent, und der Median beträgt 18,0 Prozent.

Abbildung 2.5: **Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Düngemittel (im Besonderen anorganischen N-Dünger) durch Nutzung von Teilflächenapplikationen (59 Datenpunkte)**



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

Mithin ist das Bild für Düngemittel, im Speziellen anorganischen N-Dünger, leicht anders als im Kontext von PSM-Teilflächenapplikationen. Das Reduktionspotenzial liegt im Mittel bei etwa einem Fünftel, wobei eine Fülle der Beobachtungen (50 Prozent) zwischen einem Zentel und einem Drittel an Reduktion liegt.

Kurzzusammenfassung und Extrapolation der Einsparpotenziale

Die bisherigen Ergebnisse lassen sich mit der Abbildung 2.6 zusammenfassen, die noch einmal die wesentlichen Lageparameter für Teilflächenapplikationen zu Fungiziden, Herbiziden und N-Dünger zusammenführt. Insgesamt bestätigen die Ergebnisse der eigenen Analyse die Resultate einer anderen, vor Kurzem vorgelegten Forschungsarbeit. Lieder und Schröter-Schlaack (2021) sehen in Teilflächenapplikationen (bzw. wie die Autoren es nennen: Smart Farming Technologies) die Möglichkeit, eine signifikante Reduktion des Einsatzes von PSM und Düngemitteln in der Landwirtschaft zu erreichen.

Abbildung 2.6: Lageparameter der identifizierten Reduktionspotenziale zu Teilflächenapplikationen (ohne Bandspritze) bei Pflanzenschutz- und Düngemitteln

Parameter	Fungizide	Herbizide	N-Dünger
Datenpunkte	65	32	59
Mittelwert	27,2	28,2	21,3
Median	24,0	27,0	18,0
Spannweite	1,0-70,0	6,0-70,0	2,0-50,0
Interquartilsbereich	14,6-40,0	13,5-39,5	9,8-33,0

Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

Doch welche Tonnagen lassen sich potenziell einsparen und welchen Beitrag würde dies dazu leisten, die Mengenreduktionsziele der F2F-Strategie – 50 Prozent weniger PSM und 20 Prozent weniger Düngemittel – zu erreichen? Schaut man sich im Kontext dieser Fragestellung zunächst die Zielformulierung für Düngemittel an, so lässt sich aus den vorgefundenen Daten, denen Einzelquellen zu Reihen- und Nicht-Reihen-Ackerkulturen sowie Sonderkulturen zugrunde liegen, schlussfolgern, dass eine umfassende Anwendung von Technologien der Teilflächenapplikation einen sehr wesentlichen Beitrag zur Zielerreichung – 20 Prozent Reduktion der Menge – zumindest im Bereich der anorganischen N-Düngung liefern kann. Der errechnete Mittelwert (Median) liegt in diesem gewünschten Bereich. Für eine genauere Einschätzung müsste die Analyse jedoch noch weiter vertieft werden – und es müsste vor allem ermittelt werden, inwieweit kulturartenspezifische Teilflächenapplikationen zu N-Dünger (und anderen Düngemitteln) schon heute eine Rolle spielen in der deutschen Landwirtschaft, wie sich organische im Vergleich zu anorganischen Düngemittelgaben verhalten, wie die spezifische Investitionsbereitschaft bis 2030 ist und wie die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes der Technologie in der Realität ausfällt[5]. Es lässt sich vermuten, dass eine Mengenreduktion von insgesamt 20 Prozent nicht vollends erreicht werden kann.

Gesondert sollen an dieser Stelle die potenziellen Einsparvolumina für Fungizide und Herbizide aus Teilflächenapplikationen (ohne Bandspritzen) auf der Basis vorliegender Statistiken abgeleitet werden. Dafür werden zum einen Daten zu den in den Jahren 2015 bis 2017 ausgebrachten Wirkstoffmengen nach JKI (verschiedene Jgg. a; …; i) genutzt[6]. Diese Daten liegen für Winterweizen, Wintergerste, Mais, Winterraps, Kartoffeln und Zuckerrüben bei den Ackerkulturen sowie für Wein, Apfel

5 Zumindest einige Überlegungen zur Wirtschaftlichkeit werden noch im Kapitel 3 getroffen und erlauben sodann wenigstens eine Teilbeantwortung der aufgeworfenen offenen Punkte. Die Analyse der anderen genannten Aspekte erfordert statistische Daten u.a. zur Ausbringung von anorganischem vs. organischem N-Dünger in Deutschland für einzelne Ackerkulturen und darüber hinaus, die im Rahmen dieser Studie nicht eruiert werden konnten. Grundsätzlich ist festzustellen, dass Statistiken zu PSM genauer und höher frequentiert vorliegen als für Düngemittel.

6 Die Wahl der Jahre ist bestimmt durch die Festlegung des Referenzsystems (Status quo) der F2F-Strategie.

und Hopfen im Bereich der Sonderkulturen vor. Entsprechende Angaben zum Inlandsabsatz gemäß BVL (versch. Jgg.) legen zum anderen nahe, dass auf diese Acker- und Sonderkulturen in Deutschland im Durchschnitt der genannten drei Jahre 76,3 Prozent aller Fungizide und 78,7 Prozent aller Herbizide, die an berufliche Verwender im Inland abgegeben wurden, entfallen. Das bildet insgesamt eine gute Basis für weitere Extrapolationsanalysen für zu hebende Reduktionspotenziale, wenn man zusätzlich definiert, welches dieser Reduktionspotenziale im Referenzzeitraum (Status quo) 2015 bis 2017 schon gehoben wurde.

Diese Definition stellt jedoch eine Herausforderung dar, weil für den genannten Zeitraum keine genauen Angaben zur Marktdurchdringung bzw. tatsächlichen Nutzung der hier analysierten Technologien einer Teilflächenapplikation zur Verfügung stehen und insgesamt nur wenige konkrete Angaben ermittelt werden konnten. Allerdings bieten zwei Quellen eine Möglichkeit der Approximation:

- Eine Analyse durch Dachbrodt-Saaydeh (2017) kommt unter Verweis auf weitere Quellen des Jahres 2013 zu dem Schluss, dass zu der damaligen Zeit, also kurz vor dem hier gewählten Referenzzeitraum 2015 bis 2017, bei Herbiziden der Anteil von echten Teilflächenapplikationen lediglich bei vier Prozent gelegen haben dürfte und bei Fungiziden sogar noch darunter.

- Eine aktuelle Analyse durch P+M (2021) mit im letzten Jahr erhobenen Daten weist demgegenüber aus, dass bereits 56 Prozent aller befragten Betriebe (die etwa 93 Prozent der Ackerfläche in Deutschland repräsentieren) eine Technik der Teilflächenapplikation einsetzen. Allerdings entfallen 31 bis 36 dieser Prozentpunkte auf eine Technologie der on/off-Teilbreitenschaltung für mindestens 2,5 m Teilbreite, die nicht Gegenstand der hier durchgeführten Meta-Analyse zu Reduktionspotenzialen im Pflanzenschutz war. Auf entsprechende Techniken (a) variabler Ausbringungsmengen und/oder (b) des on/off-Schaltens einzelner (oder weniger) Düsen entfallen eher „nur" 20 bis 25 Prozentpunkte. Und selbst diese deuten nur auf die Nutzung der entsprechenden Teilflächenapplikationstechnologie im Betrieb hin, nicht jedoch auf den Anteil der mit diesen Technologien behandelten Ackerfläche je Betrieb.

Es wird vor diesem Hintergrund für den weiteren Analysebedarf folgende Annahme getroffen: Angesichts einer offensichtlichen Nutzung von hier inkludierten Technologien der Teilflächenapplikation vor 2013 von unter vier Prozent und im Jahr 2021 von nicht mehr als 20 Prozent wird für den Zeitraum 2015 bis 2017 eine Nutzungsquote auf Ackerflächen von zehn Prozent postuliert.

An dieser Stelle erfolgen also im Konkreten zwei Extrapolationen, die bereits eine Realisierung des oben genannten Reduktionspotenzials von zehn Prozent im Status quo beachten, und zwar für (a) Fungizide in allen genannten Acker- und Sonderkulturen sowie (b) Herbizide in Nicht-Reihen-Ackerkulturen[7].

[7] Das trifft also von den genannten Ackerkulturen auf Winterweizen und Wintergerste zu. Eine entsprechende Analyse für Herbizide in Reihenkulturen erfolgt auf der Basis der Erkenntnisse im nachfolgenden Kapitel 2.2 zu Bandspritzen. Es sei schon jetzt auf die dort vorgebrachte Begründung verwiesen.

In Bezug auf die Extrapolation für den Einsatz von Fungiziden in Acker- und Sonderkulturen werden dabei die folgenden zusätzlichen Annahmen postuliert:

- Im Durchschnitt lassen sich durch Teilflächenapplikationen 27,2 Prozent aller Fungizide einsparen.
- Der Unsicherheit ist allerdings Rechnung zu tragen, und die Erwartungswerte liegen in einem Intervall von 14,6 Prozent bis 40,0 Prozent.
- Das so definierte Reduktionspotenzial wird um 10,0 Prozent gekürzt[8], um dem Referenzzeitraum von 2015 bis 2017 Rechnung zu tragen, und auf die durchschnittlich ausgebrachte Wirkstoffmenge an Fungiziden je Fläche Acker- bzw. Sonderkultur in dieser Zeit gemäß JKI (versch. Jgg.) bezogen, da sich alle ermittelten Datenpunkte nicht auf das Ausbleiben ganzer Überfahrten beziehen lassen, sondern auf ein lokales bzw. punktuelles Aussetzen von Applikationen während einzelner Überfahrten.

Vor diesem Hintergrund ergeben sich in Bezug auf die sechs gelisteten Ackerkulturen zunächst die folgenden Einsparvolumina (Tonnagen) sowie relative Reduktionspotenziale im Hinblick auf die in Deutschland insgesamt eingesetzten Fungizide im Speziellen und PSM im Allgemeinen:

- Es wurden zwischen 2015 und 2017 in den genannten Ackerkulturen in Deutschland jährlich insgesamt durchschnittlich 6.228 t an Fungizid-Wirkstoffen eingesetzt. Davon lassen sich in Zukunft im Durchschnitt 1.525 t einsparen. Das sind 12,1 Prozent aller in der deutschen Landwirtschaft eingesetzten Fungizide, die sich per annum im Referenzzeitraum auf 12.630 t Wirkstoffe beliefen.
- Die erwartete Spannweite weiter einsparbarer Fungizid-Wirkstoffe liegt zwischen 818 t (im Minimum) und 2.242 t (im Maximum). Das entspricht 6,5 Prozent bzw. 17,8 Prozent aller jährlich in Deutschland zwischen 2015 und 2017 verwendeten Fungizide.

Die F2F-Strategie zielt auf die Reduktion aller PSM ab. Ohne inerte Gase wurden in Deutschland zwischen 2015 und 2017 pro Jahr durchschnittlich 33.150 t an PSM-Wirkstoffen abgesetzt[9]. Die ausgewiesenen spezifischen Einsparmengen würden somit zu einer durchschnittlichen Reduktion von 4,6 Prozent aller inländisch verwendeten PSM führen. Die Erwartungen liegen mithin in einem Bereich von 2,5 Prozent (im Minimum) bis 6,8 Prozent (im Maximum).

Geht man zusätzlich analog für die weiter oben genannten drei Sonderkulturen vor, postuliert man also auch dort gleich hohe relative Einsparpotenziale durch Teilflächenapplikationen bei Fungiziden wie bei den Ackerkulturen, so ergeben sich folgende Implikationen:

---

8 Aus einem Reduktionspotenzial von 27,2 Prozent wird also für die weiteren Berechnungen eine noch zu realisierende Einsparquote von 24,5 Prozent usw.

9 Angesichts eines hier genutzten dreijährigen Durchschnittswertes wird in der weiteren Analyse davon ausgegangen, dass der weit überwiegende Teil dieses Absatzes auch tatsächlich verwendet wurde.

- In den genannten Sonderkulturen wurden zwischen 2015 und 2017 jährlich in Deutschland insgesamt 3.412 t an Fungizid-Wirkstoffen eingesetzt. Davon lassen sich im Durchschnitt noch 835 t einsparen. Das sind 6,6 Prozent aller in der deutschen Landwirtschaft eingesetzten Fungizide. Es ergibt sich somit aus einer Anwendung von Teilflächenapplikationen bei den neun oben gelisteten Feldfrüchten ein Einsparpotenzial von 2,360 t. Das entspricht 18,7 Prozent aller jährlich in Deutschland zwischen 2015 und 2017 eingesetzten Fungizid-Wirkstoffe.

- Die erwartete Spannweite aller so in Deutschland einsparbaren Fungizid-Wirkstoffe pro Jahr liegt jedoch zwischen 1.267 t (im Minimum) und 3.471 t (im Maximum), was 10,0 Prozent bzw. 27,5 Prozent aller in den Jahren 2015 bis 2017 eingesetzten Fungizid-Wirkstoffe entsprechen würde, weil aus den drei Sonderkulturen noch einmal zwischen 448 t bzw. 3,6 Prozent (im Minimum) und 1.228 t bzw. 9,7 Prozent (im Maximum) dazu kommen würden.

Die ausgewiesenen spezifischen Einsparmengen zu den insgesamt neun Acker- und Sonderkulturen würden somit zu einer durchschnittlichen Reduktion von 7,1 Prozent aller inländisch verwendeten PSM (ohne inerte Gase) führen. Die Erwartungen liegen dabei in einem Bereich von 3,8 Prozent (im Minimum) bis 10,5 Prozent (Maximum).

Für Anwendungen von Herbiziden in Nicht-Reihen-Ackerkulturen, also im Winterweizen und in der Wintergerste, werden analog die folgenden Annahmen definiert:

- Im Durchschnitt lassen sich durch Teilflächenapplikationen 28,2 Prozent aller Herbizide einsparen.

- Der Unsicherheit ist allerdings Rechnung zu tragen, und die Erwartungswerte liegen in einem Intervall von 13,5 Prozent bis 39,5 Prozent.

- Das zuvor ermittelte Reduktionspotenzial wird wiederholt, wie schon oben beschrieben, um 10,0 Prozent gekürzt und auf die ausgebrachte Wirkstoffmenge an Herbiziden je Ackerkultur gemäß JKI (versch. Jgg.) bezogen.

In diesem definitorischen Kontext ergeben sich die folgenden Implikationen zur Hebung von noch nach 2015 bis 2017 vorhandenen Einsparpotenzialen:

- Es wurden in den genannten beiden Ackerkulturen in Deutschland und zwischen 2015 und 2017 jährlich insgesamt 4.375 t an Herbizid-Wirkstoffen eingesetzt. Davon lassen sich im Durchschnitt weiterhin 1.110 t einsparen. Das sind 7,1 Prozent aller in der deutschen Landwirtschaft eingesetzten Herbizid-Wirkstoffe, die sich per annum auf 15,612 t Wirkstoffe (in der Zeit von 2015 bis 2017) belaufen.

- Die erwartete Spannweite einsparbarer Herbizid-Wirkstoffe liegt zwischen 532 t (im Minimum) und 1.555 t (im Maximum). Das entspricht 3,4 Prozent bzw. 10,0 Prozent aller jährlich in Deutschland verwendeten Herbizid-Wirkstoffe der Jahre 2015 bis 2017.

Die ausgewiesenen spezifischen Einsparmengen würden somit zu einer durchschnittlichen Reduktion von 3,3 Prozent aller zwischen 2015 und 2017 inländisch jährlich verwendeten PSM führen. Die Erwartungen liegen dabei in einem Bereich von 1,6 Prozent (im Minimum) bis 4,7 Prozent (im Maximum).

Zusammen mit den bereits extrapolierten Einsparungen bei Fungiziden könnten also durch Anwendungen von Teilflächenapplikationen, wie hier definiert, bei einer durchschnittlichen Betrachtung insgesamt fast 3.500 t jährlich an PSM eingespart werden. Das entspricht ca. 10,5 Prozent aller jährlich genutzten PSM im Zeitraum von 2015 bis 2017 und würde somit einen wesentlichen Beitrag zur Zielerreichung der F2F-Strategie leisten können – vorausgesetzt, die entsprechenden Technologien werden bis 2030 vollumfänglich im Acker- und Sonderkulturbereich eingesetzt und zeigen auch in der Realität die hier abgeleiteten Reduktionseffekte. Allerdings sind in den genannten numerischen Werten noch keine Reduktionswirkungen von Bandspritzen, die eine besondere Form von Teilflächenapplikationen darstellen, inkludiert. Diesem Aspekt wird sich im Folgenden gewidmet.

2.2 Bandspritzen

Bei der Bandspritze handelt es sich um ein Verfahren insbesondere der Unkrautbekämpfung, das in so genannten Reihenkulturen zur Anwendung kommt. Es ist somit eine gesonderte Technologie der Teilflächenapplikation (von PSM, konkret zuvorderst von Herbiziden), die eine mechanische Maßnahme der Unkrautbekämpfung zwischen den Reihen mit dem Ausbringen von Herbiziden in der Reihe kombiniert. PSM werden also nicht flächig appliziert, sondern nur im eigentlichen Kulturpflanzenbestand. Folglich werden Reduktionspotenziale durch Ausgliederung von Flächenarealen (zwischen den Reihen) gehoben. Erwartet wird von Bandspritzen, dass sie helfen, Vorgaben zur Reduktion des PSM-Einsatzes zu erreichen (Höner, 2021).

Im Rahmen der eingangs zu Kapitel 2 erwähnten eigenen Meta-Analyse wurde im Besonderen nach in der wissenschaftlichen und Fachliteratur hinterlegten Potenzialen einer Einsparung von Herbiziden durch Anwendung einer Bandspritze gesucht. In der Folge konnten 61 Datenpunkte eruiert werden, die in die Partialanalyse eingeflossen sind und das in Abbildung 2.7 ausgewiesene Bild ergeben.

Die Ergebnisse zu den analog wie zuvor genutzten Lageparametern einer einfachen deskriptiven Statistik legen einen deutlichen Unterschied im Vergleich zu anderen Technologien der Teilflächenapplikation offen. Bei der Bandspritze als Technologie ergeben sich Reduktionspotenziale für Herbizide, die über den bisher diskutierten Niveaus für PSM und auch Düngemitteln liegen. Im Konkreten ist auf Folgendes zu verweisen:

- Die Spannweite der identifizierten Reduktionspotenziale durch Bandspritzen von Düngemitteln liegt bei 32.0 Prozent bis 90.0 Prozent.
- 50 Prozent aller Beobachtungen sind in einem Intervall zwischen 50,0 Prozent und 70,8 Prozent zu finden.

- Der Mittelwert aller Datenpunkte beläuft sich auf 60,7 Prozent, und der Median beträgt 60,0 Prozent.

Abbildung 2.7: Box-Plot der identifizierten Reduktionspotenziale für Herbizide durch Nutzung von Bandspritzen (61 Datenpunkte)

Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

Im Mittel sind die Reduktionspotenziale der Nutzung von Bandspritzen also mehr als doppelt so hoch und in einem engeren Interquartils- bzw. Erwartungsbereich als diejenigen potenziellen Einsparungen, die in Abbildung 2.6 für andere Anwendungen von Teilflächenapplikationen ausgewiesen sind.

Wie lassen sich diese prozentualen Einsparungen im Hinblick auf noch zu hebende Reduktionspotenziale extrapolieren? Diese Frage soll analog zum Vorgehen bei den (anderen) Teilflächenapplikationen beantwortet werden, wobei eine wesentliche und bereits zuvor getroffene Annahme auch hier wiederholt postuliert wird. Das betrifft die Annahme, wonach im Referenzzeitraum der Analyse, d.h. in den Jahren 2015 bis 2017, schon zehn Prozent des Reduktionspotenzials realisiert werden konnten. Darüber hinaus gilt für die spezifische Extrapolation das Folgende:

- Im Durchschnitt lassen sich durch Bandspritzen 60,7 Prozent aller in Reihenkulturen eingesetzten Herbizide einsparen.
- Der Unsicherheit ist allerdings auch hier wieder Rechnung zu tragen, und die Erwartungswerte liegen in einem Intervall von 50,0 Prozent bis 70,8 Prozent.

Vor diesem Hintergrund ergeben sich die folgenden Implikationen zur Hebung von noch vorhandenen Einsparpotenzialen an PSM durch die verbreitetere Anwendung von Bandspritzen:

- Es wurden in den zuvor gelisteten Feldfrüchten in Deutschland und zwischen 2015 und 2017 jährlich insgesamt 7.918 t an Herbizid-Wirkstoffen eingesetzt. Davon lassen sich im Durchschnitt in Zukunft 4.326 t einsparen. Das sind 27,7 Prozent aller in der deutschen Landwirtschaft eingesetzten Herbizid-Wirkstoffe.

- Die erwartete Spannweite einsparbarer Herbizid-Wirkstoffe liegt zwischen 3.563 t (im Minimum) und 5.045 t (im Maximum). Das entspricht 22,8 Prozent bzw. 32,3 Prozent aller jährlich in Deutschland verwendeten Herbizid-Wirkstoffe der Jahre 2015 bis 2017.

- Die ausgewiesenen spezifischen Einsparmengen würden somit zu einer durchschnittlichen Reduktion von 13,0 Prozent aller zwischen 2015 und 2017 inländisch jährlich verwendeten PSM führen. Die Erwartungen liegen dabei in einem Bereich von 10,7 Prozent (im Minimum) bis 15,2 Prozent (im Maximum).

Es wird deutlich, dass die Bandspritze bzw. ihre vermehrte Anwendung ein besonderes Potenzial bietet, den Einsatz von PSM-Wirkstoffen in der deutschen Landwirtschaft in der Zukunft zu senken. Das Potenzial ist offensichtlich größer als bei den anderen Formen einer Teilflächenapplikation, wie Abbildung 2.8 als Zusammenfassung der Argumente zu Unterkapitel 2.1 und Unterkapitel 2.2 dieser Studie noch einmal komprimiert – unter Verweis auf Rundungsdifferenzen – aufzeigt.

Abbildung 2.8: Reduktionspotenziale von Teilflächenapplikationen und Bandspritzen für Pflanzenschutzmittel und bezogen auf die Jahre 2015 bis 2017 (in Prozent)

Determinante	Minimum	Mittelwert	Maximum
Teilflächenapplikation	5,4	10,5	15,2
Bandspritzen	10,7	13,0	15,2
Summe	16,2	23,5	30,4

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

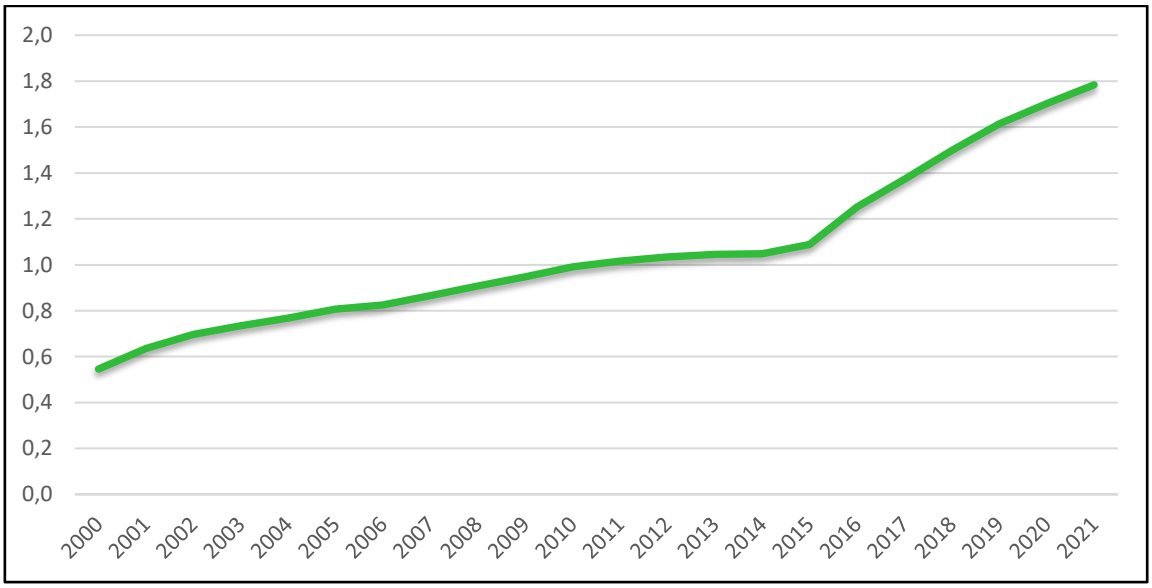
Es wird offensichtlich, dass im Mittel eine Reduktion des PSM-Einsatzes von mehr als 20 Prozent erzielt werden könnte, so diese Technologien in den genannten Acker- und Sonderkulturen bei gegebener Relevanz auch vollumfänglich zum Einsatz kommen würden. Im hier definierten „worst case" wären es immer noch ca. 16 Prozent, und im postulierten „best case" könnte sogar ein Einsparpotenzial von mehr als 30 Prozent, bezogen auf die in den Jahren 2015 bis 2017 gegebene PSM-Ausbringung, realisiert werden[10].

[10] Zu beachten ist dabei, dass die hier inkludierten Acker- und Sonderkulturen zwar die Hauptfeldfrüchte in der deutschen Landwirtschaft darstellen, jedoch natürlich unvollständig sind. Die Berechnungen

2.3 Ökolandbau

Aktuell werden in Deutschland 10,8 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) ökologisch bewirtschaftet (BÖLW, 2022). Das sind fast 1,8 Mio. ha LF, und eine anhaltende Dynamik ist erkennbar, wie Abbildung 2.9 zeigt.

Abbildung 2.9: Anbauflächen des ökologischen Landbaus in Deutschland von 2000 bis 2021 (in Mio. ha LF)



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von BMEL (2021) und Statista (2022a).

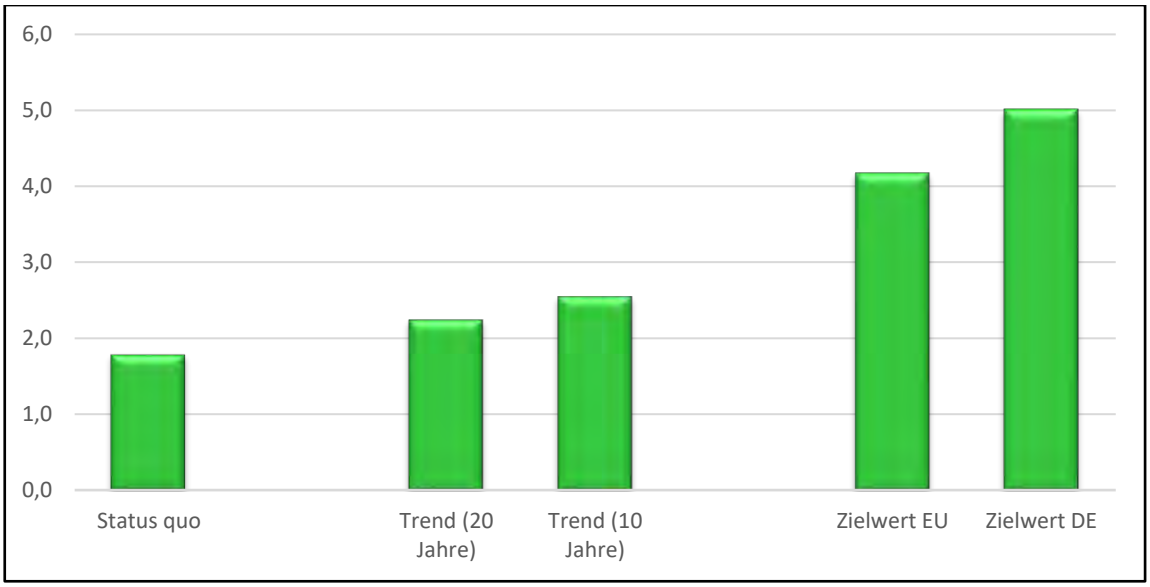
Die jährliche Steigerungsrate seit der Jahrtausendwende liegt bei 4,8 Prozent. Linearisiert man die Entwicklung, so kamen in den letzten 20 Jahren jährlich ca. 51.000 ha LF hinzu, was einen zunehmenden Markt indiziert. Bei Berücksichtigung des Trends der nur letzten zehn Jahre sind es sogar etwa 85.000 ha LF per annum. In der Tat scheint eine weitere Steigerung der Flächeninanspruchnahme durch den ökologischen Landbau gesellschaftlich und politisch gewollt. Die F2F-Strategie definiert einen Zielwert von 25 Prozent aller Flächen bis 2030, die ökologisch bewirtschaftet werden sollen, und die Bundesregierung möchte sogar 30 Prozent erreichen (BMEL, 2022a). Jedoch reichen die gegenwärtigen Steigerungsraten bei Weitem nicht aus, um diese Zielmarken zu erreichen.

Die verschiedenen Perspektiven sind in der Abbildung 2.10 aufgezeigt und verdeutlichen große Unterschiede. Während gesellschaftliche bzw. politische Vorstellungen eine Zielmarke von 4,2 bis 5,0 Mio. ha LF unter ökologischer Bewirtschaftung in Deutschland bis 2030 anvisieren, sind auf der

vernachlässigen etwaige Einsparungen z.B. bei Roggen und weiteren Getreidekulturen, bei anderen Ölsaaten außer Raps, bei Eiweiß- und anderen Futterpflanzen sowie weiteren Sonderkulturen und ggf. auch im Grünland. Der Gesamteffekt dürfte also ggf. noch (etwas) größer als ausgewiesen sein.

Basis gegenwärtiger Trends eher nur 2,2 bis 2,5 Mio. ha LF erreichbar. Das würde einem Anteil von maximal ca. 15 Prozent entsprechen.

Abbildung 2.10: Anbauflächen des ökologischen Landbaus in Deutschland aktuell und für verschiedene Szenarien für das Jahr 2030 (in Mio. ha LF)



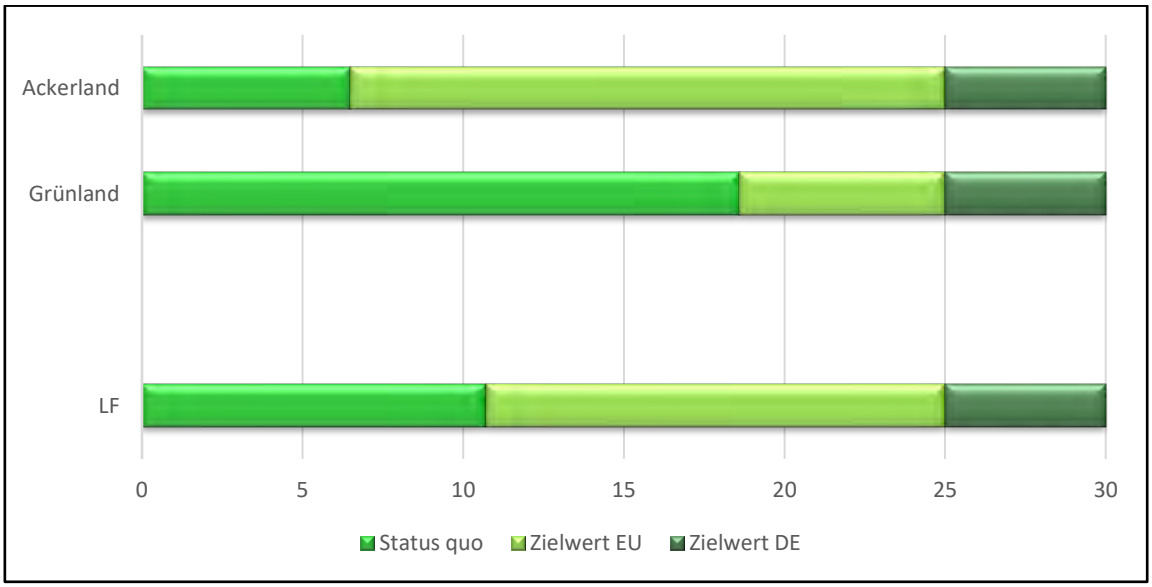
Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

Für eine Analyse des unbestreitbaren Reduktionspotenzials des ökologischen Anbaus in Bezug auf den Einsatz von PSM im Allgemeinen und chemisch-synthetischen PSM im Besonderen sowie Düngemitteln stellt diese Diskrepanz zwischen politischem Wollen und wirtschaftlicher Realität eine Herausforderung dar. Ohne klar formulierte politische Maßnahmen, die über das aktuelle Niveau der Förderung des ökologischen Landbaus hinausgehen, und eine entsprechende Impactanalyse kann nicht geschlussfolgert werden, wie viele ha LF sich wann in ökologischer Bewirtschaftung befinden werden – nur, dass es mehr als aktuell sein werden und müssen.

Für die Analyse kommt erschwerend hinzu, dass das künftige Wachstum des ökologischen Landbaus Acker- und Grünland in unterschiedlicher Weise betreffen kann. In der Tat ist gegenwärtig eine Imbalance festzustellen. Bezogen auf das Jahr 2020 gibt BÖLW (2022) an, dass 760.000 ha Ackerland und 880.000 ha Grünland in ökologischer Weise bewirtschaftet werden. Das entspricht gemäß Destatis (2021) auf der einen Seite 18,6 Prozent des Grünlandes in Deutschland, auf der anderen Seite aber nur 6,5 Prozent des Ackerlandes. Mithin müsste das Ackerland in der Bedeutung sogar noch weiter zunehmen, wie Abbildung 2.11 veranschaulicht.

Während in Bezug auf das Grünland nur etwa sechs bzw. elf Prozentpunkte an der Zielerreichung der F2F-Strategie bzw. der Ziele der Bundesregierung fehlen, sind es bei Ackerland offensichtlich mehr als 18 bzw. 23 Prozentpunkte, um die Zielmarken für 2030 zu erreichen.

Abbildung 2.11: Status quo im Jahr 2020 sowie Zielwerte für 2030 der Flächenbelegung durch ökologischen Landbau in Deutschland (in Prozent)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

Mit anderen Worten: Die Flächeninanspruchnahme durch ökologischen Landbau in Deutschland müsste sich innerhalb eines Jahrzehnts nahezu verdreifachen, um das entsprechende Ziel der Bundesregierung zu erreichen. Beim Ackerland in der ökologischen Bewirtschaftung müsste sogar fast eine Verfünffachung erreicht werden. Beim Grünland wäre weniger als eine Verdopplung notwendig.

Jede Prognose einer genauen Steigerung des Ökolandbaus wird vor diesem Hintergrund subjektiv bzw. willkürlich. Im Folgenden soll deshalb mit einer Zunahme des ökologischen Landbaus in Schritten von Prozentpunkten gerechnet werden, wobei die LF der Bezugspunkt ist und strukturelle Verschiebungen zwischen Acker- und Grünland nicht inkludiert werden, die Flächeninanspruchnahme des ökologischen Landbaus beim Grünland also weiterhin deutlich stärker ausgeprägt sein wird als die durch den Ackerbau. Der Ökolandbau müsste demnach in Deutschland, Stand heute, um ca. 14 bzw. etwa 19 Prozentpunkte ausgeweitet werden, um die Ziele der F2F-Strategie bzw. der Bundesregierung erreichen zu können.

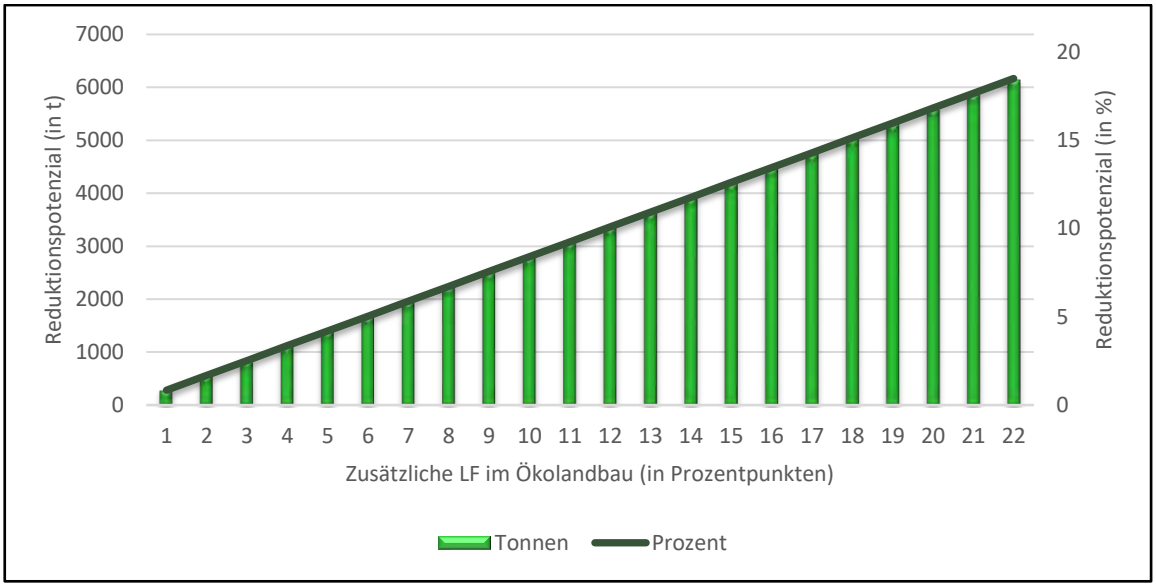
Reduktionspotenziale bei PSM

Jeder Prozentpunkt bringt eine Reduzierung des Einsatzes an PSM mit sich, da im ökologischen Landbau vor allem keine chemisch-synthetischen PSM eingesetzt werden. Tamm et al. (2018) weisen in diesem Zusammenhang jedoch darauf hin, dass auch im ökologischen Landbau PSM eingesetzt werden, allerdings in wesentlich geringerem Umfang und oft auf anderer Wirkstoffbasis. Für einzelne Kulturen geben die Autoren folgende Reduktionspotenziale bei Umstellung von konventionell auf ökologisch für die Schweiz an, mit denen in Ermangelung anderer wissenschaftlich hinterlegter

Informationen im Folgenden anhand der Daten für insgesamt neun wichtige Acker- und Sonderkulturen gemäß JKI (versch. Jgg.) gerechnet wird: Winterweizen und Wintergerste: 100 Prozent, Winterraps: 87 Prozent, Mais: 99 Prozent, Kartoffeln: 33 Prozent, Zuckerrüben: 100 Prozent, Wein: 8 Prozent, Äpfel: 19 Prozent und Hopfen: 20 Prozent.

Im gewogenen Durchschnitt je Flächeneinheit würden somit durch einen Wechsel von konventioneller zu ökologischer Bewirtschaftung 79,4 Prozent aller zuvor auf den Flächen eingesetzten PSM eingespart werden können. Das entspricht – bezogen auf den hier interessierenden Status quo in den Jahren 2015 bis 2017 – einem Wirkstoffeinsatz je ha LF im konventionellen Landbau von 2,11 kg und im ökologischen Landbau von 0,43 kg. Je ha LF, der seitdem entsprechend umgewidmet wurde bzw. in Zukunft noch umgewidmet wird, lassen sich also 1,67 kg Wirkstoffe reduzieren. Ein Prozentpunkt LF entspricht 167.000 ha. Folglich würde eine Erhöhung des ökologischen Landbaus je Prozentpunkt LF ein Reduktionspotenzial für PSM von 278,9 t bzw. 0,84 Prozent mit sich bringen. Es ergibt sich ein linearer Zusammenhang, wie er in Abbildung 2.12 dargestellt ist.

Abbildung 2.12: Reduktionspotenzial einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus in Deutschland für Pflanzenschutzmittel



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

Ein Rahmen von bis zu 22 Prozentpunkten zusätzlicher LF im Ökolandbau wurde gewählt, um dem Umstand Rechnung zu tragen, dass der Referenzzeitraum der Analyse in dieser Studie 2015 bis 2017 ist. Im Mittel dieser Jahre waren nur knapp acht Prozent der LF Deutschlands ökologisch bewirtschaftet, d.h., es fehlen noch 17 bis 22 Prozent an den spezifischen politischen Zielwerten. Mithin können zum aktuellen Zeitpunkt (2021) ca. 2,5 Prozentpunkte des ausgewiesenen Reduktionspotenzials schon als gehoben gelten. Weitere 16 Prozentpunkte sind (theoretisch) noch möglich. Das ist

geringer als das zuvor analysierte Reduktionspotenzial aus Teilflächenapplikationen inklusive der Bandspritzen.

Reduktionspotenziale bei Düngemitteln

Zur Bemessung des Düngemittel-Reduktionspotenzials einer Umstellung vom konventionellen auf den ökologischen Landbau wird auf Untersuchungen durch Sanders und Heß (2019) zurückgegriffen. Die Autoren bewerten auf der Basis einer umfangreichen Meta-Analyse u.a. auch den N-Eintrag im konventionellen vs. ökologischen Landbau. Sie kommen im gewogenen Mittel für verschiedene Vergleichssysteme des ökologischen bzw. konventionellen Landbaus aus insgesamt 38 Quellen mit 113 Beobachtungen zu folgenden Ergebnissen für den Pflanzenbau[11]:

- Im konventionellen Landbau werden ca. 194 kg N je ha und Jahr eingesetzt;
- Im ökologischen Landbau sind es nur 132 kg je ha und Jahr;
- Mithin ergibt sich ein Reduktionspotenzial je Flächeneinheit von 31,7 Prozent.

Dieser relative Unterschied soll im Folgenden wieder auf die LF und den Referenzzeitraum 2015 bis 2017 umgelegt werden. Im Durchschnitt dieser drei Jahre wurden in der deutschen Landwirtschaft ca. 185 kg N je ha LF ausgebracht (BMEL, 2022b). Vor dem Hintergrund der bereits zuvor ermittelten Anteile des ökologischen und konventionellen Landbaus an der LF in diesen Jahren sowie der bestehenden relativen Unterschiede im N-Einsatz ergibt sich somit ein Reduktionspotenzial je ha LF durch Umstellung von konventioneller auf ökologische Bewirtschaftung der Fläche von 60,1 kg N je ha und Jahr.

Wie sich in diesem Kontext das aktuelle bzw. künftige Reduktionspotenzial für N-Dünger durch Umwidmung von einem bzw. mehreren Prozentpunkten der LF weg vom konventionellen und hin zum Ökolandbau in Deutschland darstellt, zeigt Abbildung 2.13.

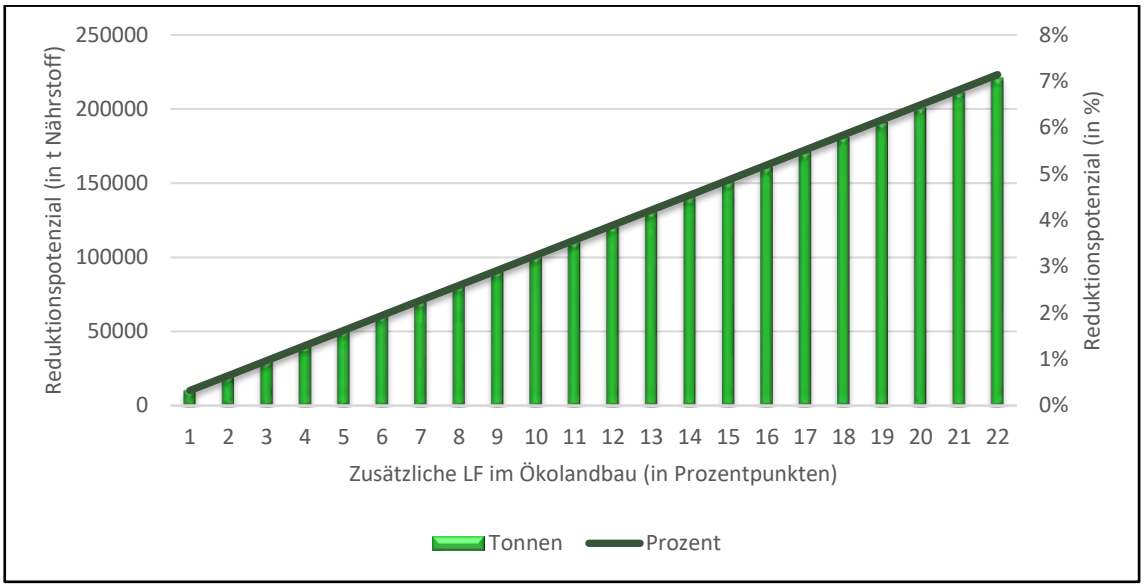
Würde das Ziel der F2F-Strategie, bis 2030 25 Prozent Ökolandbau zu etablieren, erreicht, so ließe sich in der deutschen Landwirtschaft N-Dünger in einer Größenordnung von 5,5 Prozent einsparen. Das entspricht etwa 170.000 t Nährstoff. Bei einer Zielerreichung von 30 Prozent Ökolandbau, wie von der Bundesregierung artikuliert, wären es 7,1 Prozent bzw. mehr als 220.000 t N. Gemessen am Referenzzeitraum 2015 bis 2017 kann davon zurzeit etwa ein Prozentpunkt bzw. können 30.000 t Nährstoff als realisiert betrachtet werden.

Allerdings bringt diese Reduktionsentwicklung auch eine deutliche Verschiebung der Anteile von organischem vs. anorganischem N-Dünger mit sich. Der Anteil anorganischen Düngers an der gesamten N-Düngung im konventionellen Bereich dürfte nach BMEL (2022b) bei etwa 60 Prozent liegen, wohingegen er im ökologischen Landbau nicht gegeben ist.

---

11 Zuvorderst handelt es sich dabei um Ackerflächen.

Abbildung 2.13: Reduktionspotenzial einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus in Deutschland für Stickstoffdünger



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

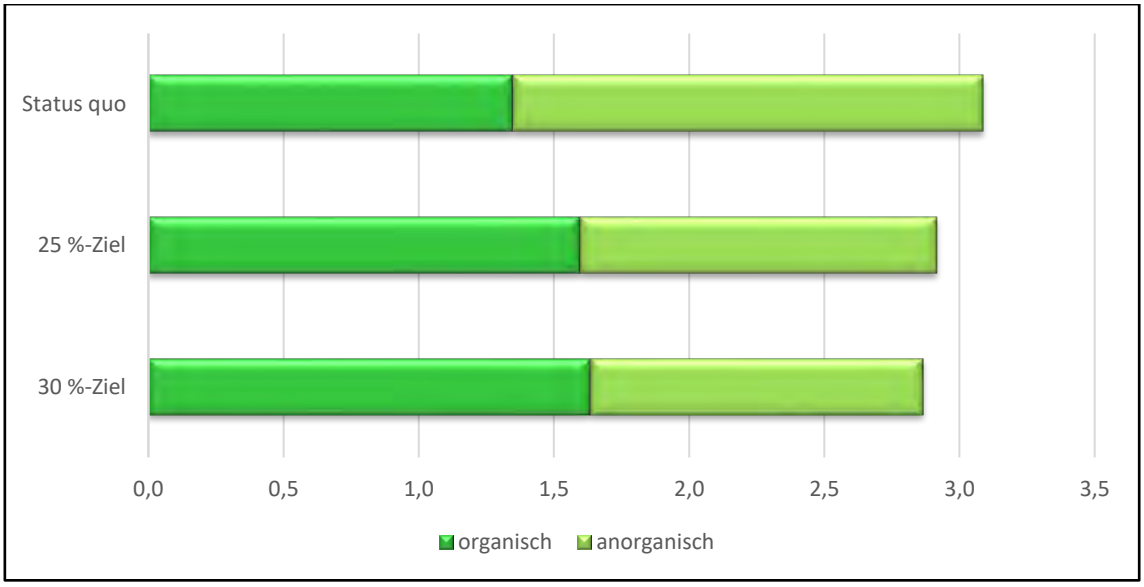
Folgt man BMEL (2022b), so wurden im Durchschnitt der Jahre 2015 bis 2017 in Deutschland etwa 3,09 Mio. t N ausgebracht. 1,74 Mio. t waren Mineraldünger und der Rest Wirtschaftsdünger bzw. andere organische Düngemittel, z.B. Gärreste aus Biogasanalagen. Bei unveränderter Nährstoffeffizienz und gleichbleibenden Anteilen von organischem und anorganischem Dünger, sowohl im konventionellen als auch im ökologischen Landbau, wären bei 25 (30) Prozent Ökolandbau im Jahr 2030 die Verhältnisse wie in Abbildung 2.14 dargestellt.

Es wird deutlich, dass mit der allgemeinen Reduktion der N-Nährstoffnutzung infolge einer Ausweitung des Ökolandbaus ceteris paribus eine Erhöhung der N-Nährstoffnutzung aus organischem Dünger und eine noch drastischere Verringerung der N-Nährstoffnutzung aus anorganischen Düngemitteln einhergehen:

- Würde das Ziel der F2F-Strategie erreicht, wären statt nur 1,35 Mio. t N aus organischer Düngung 1,60 Mio. t N nötig. Das entspricht einer Erhöhung von über 18 Prozent. Demgegenüber würde die Nutzung von N aus anorganischem Dünger um 24 Prozent auf 1,32 Mio. t zurückgehen.

- Mit dem Ziel der Bundesregierung, auf 30 Prozent aller LF Ökolandbau zu etablieren, sind sogar noch größere Verschiebungen verbunden. Der Einsatz von N aus organischer Düngung würde sich um 21 Prozent auf 1,64 Mio. t erhöhen, und der N-Nährstoffeinsatz aus anorganischem Dünger würde um 29 Prozent auf dann 1,23 Mio. t zurückgehen.

Abbildung 2.14: N-Nährstoffnutzung aus organischem und anorganischem Dünger im Status quo sowie infolge einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus in der deutschen Landwirtschaft (in Mio. t)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

Es wird deutlich, dass das angesichts der ebenfalls politisch angestrebten Absenkung der Tierbestände nicht machbar wäre, jedenfalls nicht ohne enorme Effizienzsteigerungen in der Nutzung der eingesetzten Nährstoffe, hier N. Einen Beitrag dazu können Emissionsminderungen bzw. Reduktionen von Nährstoffverlusten leisten.

Auch hierzu liefern Sanders und Heß (2019) Vergleichsdaten, die im Folgenden genutzt werden sollen. Nährstoffverluste zu N-Dünger[12] werden dabei aus der Perspektive dreier Sachverhalte diskutiert:

- Im Kontext des Gewässerschutzes werden N-Einträge in das Grundwasser betrachtet. Im Rahmen der durchgeführten Meta-Analyse kommen die Autoren zu dem Schluss, dass bei ausschließlicher Verwendung von insgesamt 23 Vergleichspaaren, in denen die ökologische und die konventionelle Variante vergleichbar und zugleich repräsentativ sind, der relative N-Austrag im ökologischen Landbau im Median 39 Prozent unter dem des konventionellen Landbaus liegt. Im Mittel werden im ökologischen Landbau 17,1 kg N je ha ausgewaschen, im konventionellen Landbau hingegen 28,8 kg N je ha.

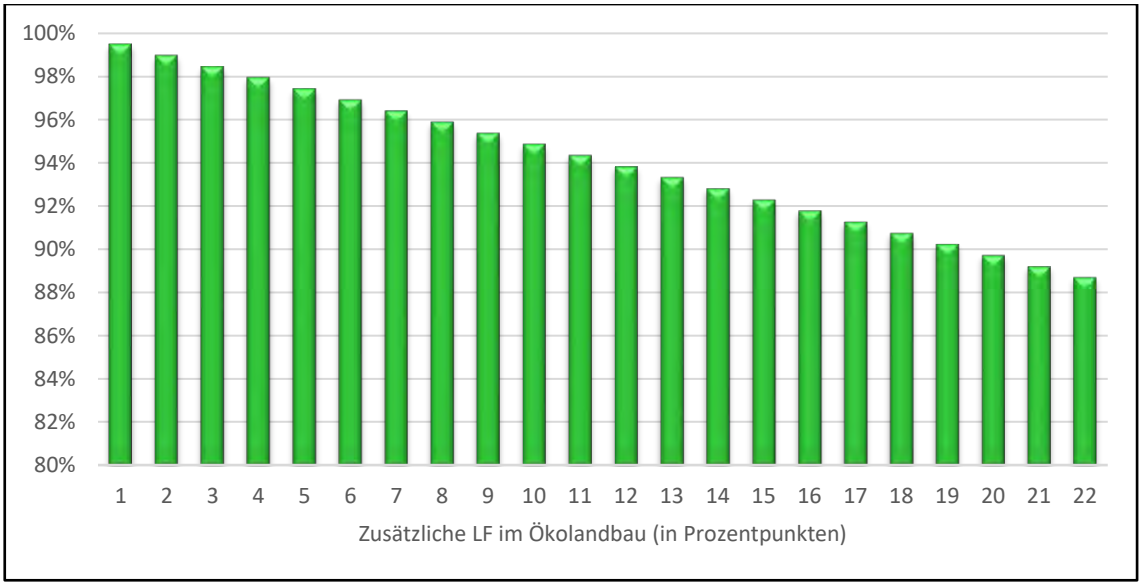
12 Auch diese Partialanalyse zum Ökolandbau fokussiert wie auch schon die Partialanalyse zu Teilflächenapplikationen auf N-Dünger. P- bzw. K-Dünger wird hier wieder aus Gründen der nicht ausreichend gegebenen Datenverfügbarkeit ausgeklammert.

- Zusätzlich werden Lachgasemissionen betrachtet, allerdings ohne Nennung konkreter Zahlen und nur mit einem bildlichen Vergleich. Offensichtlich werden den Autoren zufolge im ökologischen Landbau zwischen 25 und 30 Prozent weniger Lachgasemissionen je Flächeneinheit ausgelöst als im konventionellen Landbau.

- Darüber hinaus betrachten die Autoren die N-Bilanz, wie sie sich aus dem zugeführten N je Flächeneinheit und der Akkumulation von N in den jeweiligen pflanzlichen Produkten ergibt. Die Datenbasis ist dabei gleich der, die schon weiter oben bei der Diskussion der N-Nutzung verwendet wurde. Vor diesem Hintergrund wird ermittelt, dass im ökologischen Landbau ca. 25 kg N je ha ungenutzt bleiben, im konventionellen Landbau sind es 49 kg N je ha. Das sind 19 (25) Prozent der N-Gabe in der ökologischen (konventionellen) Bewirtschaftung.

In der Gesamtschau ergibt sich je Flächeneinheit ein Vorteil des ökologischen Landbaus. Spezifische Emissionen bzw. Nährstoffverluste können zwischen 25 und knapp 50 Prozent vermindert werden. Für die weiteren Überlegungen soll von einem „mittleren" Reduktionspotenzial von 40 Prozent ausgegangen werden, das unter der in der F2F-Strategie formulierten Zielmarke von 50 Prozent weniger Nährstoffverluste liegt. Selbst eine Umstellung auf 100 Prozent ökologischen Landbau würde also nicht zu einer vollständigen Zielerreichung beitragen können. Abbildung 2.15 zeigt die aggregierten Reduktionspotenziale für eine Ausweitung des ökologischen Landbaus in Deutschland um weitere 22 Prozentpunkte (die der Zielmarke von 30 Prozent Ökolandbau der Bundesregierung im Vergleich zur Situation in den Jahren 2015 bis 2017 entsprechen). Im besten Fall können so 11,3 Prozent der N-Nährstoffverluste (im Zeitraum 2015 bis 2017) vermieden werden.

Abbildung 2.15: N-Nährstoffverluste infolge einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus in der deutschen Landwirtschaft (N-Verluste 2015–2017 = 100 Prozent)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

2.4 Nitrifikation-Inhibitoren- und Urease-Inhibitoren

Die Partialanalyse zu den Nitrifikation-Inhibitoren und Urease-Inhibitoren basiert – wie zuvor schon die Partialanalysen zu den Teilflächenapplikationen und Bandspritzen (vergleiche Unterkapitel 2.1 und 2.2) – auf einer eigenen Meta-Analyse. Aus den im Anhang dokumentierten Quellen wurden insgesamt 175 Datenpunkte identifiziert, die einen genaueren Einblick in die von den Inhibitoren ausgehenden Reduktionspotenziale erlauben. Bevor darauf eingegangen wird, sollen die beiden Typen von Inhibitoren kurz unter Verweis auf Scheurer und Sacher (2014) erklärt werden:

- Nitrifikation-Inhibitoren sind demnach Zusatzstoffe in Düngemitteln, die die Nitrifikation des Ammoniumanteils zeitlich verzögern. N wird daher durch die spezifischen Inhibitoren länger in der Ammonium-Form gehalten, um längere Zeit pflanzenverfügbar zu sein.

- Urease-Inhibitoren sind im Gegensatz dazu Hilfsstoffe, die die Geschwindigkeit der Spaltung von Harnstoff durch Wasser verringern und somit auch die Verfügbarkeit von N aus speziellen harnstoffhaltigen Düngemitteln für die Pflanze verlängern.

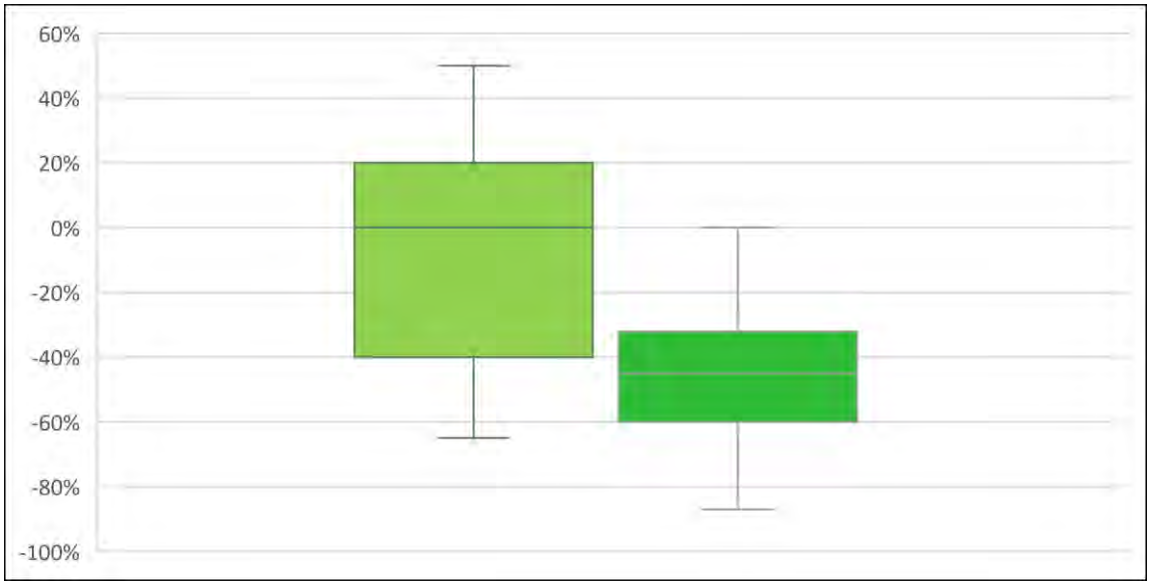
Die unterschiedliche Chemie bedingt auch eine in Teilen differenzierte Betrachtung. Bei den Urease-Inhibitoren geht es vor allem um eine Emissionsminderung von Ammoniak, wohingegen es bei den Nitrifikation-Inhibitoren eher um Lachgas geht, das bei der Umsetzung zu pflanzenverfügbaren Nitraten freigesetzt wird. Vor diesem Hintergrund ist es keine Überraschung, dass im Zuge der Meta-Analyse zu Nitrifikation-Inhibitoren vor allem Lachgas-Minderungspotenziale identifiziert wurden und zu Urease-Inhibitoren Reduktionspotenziale in Bezug auf Ammoniak. Allerdings wurden in Teilen auch Reduktionspotenziale zu der jeweils anderen Emission diskutiert, die im Folgenden ebenfalls ausgewiesen werden.

Zunächst sei auf die Reduktionspotenziale der Nitrifikation-Inhibitoren hingewiesen. Abbildung 2.16 zeigt – wie auch weiter oben genutzt – die Box-Plot-Diagramme für Ammoniak (links) und Lachgas (rechts). Dabei flossen insgesamt 95 Datenpunkte in die Analyse ein, und es ergibt sich folgendes Bild:

- In Bezug auf Lachgas, das eigentliche Reduktionsziel im Einsatz von Nitrifikation-Inhibitoren, ist die Spannweite der Wirkungen auf der Basis von 80 Datenpunkten sehr groß. Reduktionen der Lachgasemissionen zwischen null Prozent und 87 Prozent wurden gemessen. Die Hälfte aller Messungen liegt allerdings in einem deutlich engeren Reduktionsspektrum von 32 Prozent bis 60 Prozent, das z.B. auch durch Flessa et al. (2014) mittels einer eigenen Meta-Analyse der Autoren in der Tendenz mit 24 Prozent bis 54 Prozent bestätigt wird. Im Durchschnitt beträgt die Reduktion der Emissionen 46,3 Prozent. Der Median liegt bei 45,0 Prozent.

- Auch Ammoniak kann eingespart werden. Allerdings ist hier die Unsicherheit sehr groß, nicht zuletzt, weil nur 15 Datenpunkte vorliegen. Es finden sich sogar erhöhte Emissionen. Im Mittel kann jedoch den identifizierten Angaben zufolge mit einer spezifischen Emissionsvermeidung von 3,8 Prozent gerechnet werden. Der Median liegt exakt bei null Prozent.

Abbildung 2.16: Box-Plots der identifizierten Reduktionspotenziale für Ammoniakemissionen (links) und Lachgasemissionen (rechts) durch Nutzung von Nitrifikation-Inhibitoren (95 Datenpunkte)



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

Im Ergebnis lässt sich festhalten, dass Nitrifikation-Inhibitoren offensichtlich in der Lage sind, die spezifischen Nährstoffverluste durch Lachgasemissionen mit ca. 45 Prozent fast im Bereich der Zielformulierung (von 50 Prozent) zu reduzieren, die im Rahmen der F2F-Strategie der EU getätigt wurde.

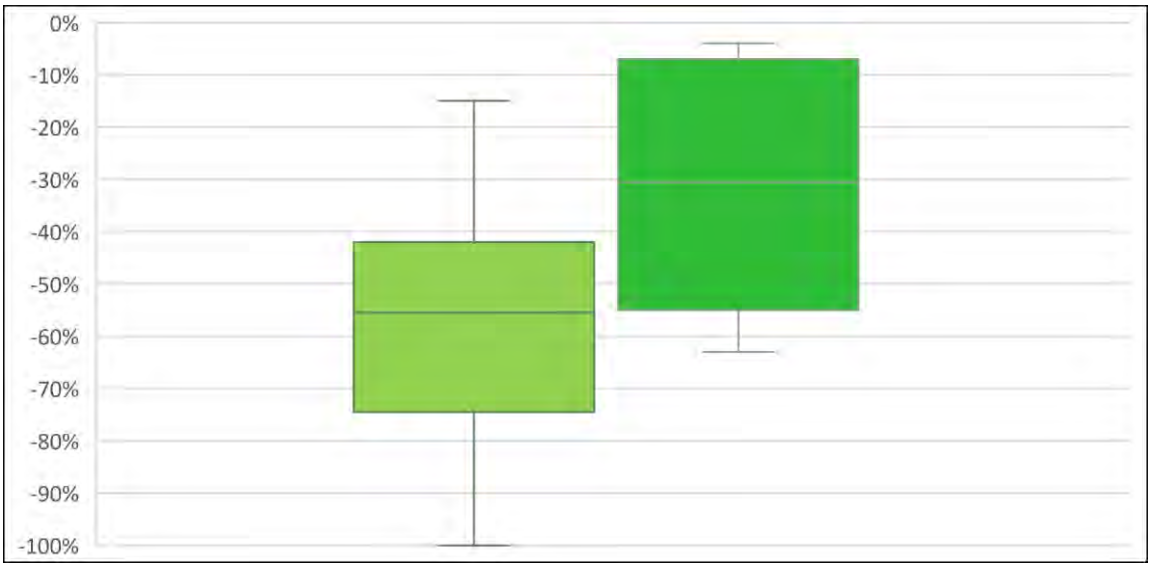
Inwieweit das auch auf Urease-Inhibitoren, und dort insbesondere im Hinblick auf spezifische Emissionen von Ammoniak und entsprechende Nährstoffverluste, zutrifft, kann der Abbildung 2.17 entnommen werden. In die entsprechende Teilanalyse flossen insgesamt 80 identifizierte Datenpunkte ein. Es lässt sich Folgendes feststellen:

- In Bezug auf Ammoniak, das eigentliche Reduktionsziel beim Einsatz von Urease-Inhibitoren, ist die Spannweite der Wirkungen auf der Basis von 62 Informationen wieder sehr groß. Reduktionen der spezifischen Emissionen zwischen 15 Prozent und 100(!) Prozent wurden gemessen. Die Hälfte aller Messungen liegt allerdings auch hier in einem deutlich engeren Reduktionsspektrum von 42.0 Prozent bis 74,5 Prozent. Im Durchschnitt beträgt die Reduktion der in den Quellen angegebenen spezifischen Emissionen 57,8 Prozent. Der Median liegt bei 55,5 Prozent.

- Lachgas kann ebenfalls eingespart werden. Hier liegt die Spannweite der Reduktionen für die inkludierten 18 Beobachtungen insgesamt bei vier Prozent bis 63 Prozent, und die Spannweite der zentralen 50 Prozent aller Beobachtungen ist nur unwesentlich geringer. Die Unsicherheit

ist also groß. Gleichwohl kann im Mittel der identifizierten Angaben zufolge mit einer spezifischen Emissionsvermeidung von 31,3 Prozent gerechnet werden. Der Median liegt bei 30,5 Prozent.

Abbildung 2.17: Box-Plots der identifizierten Reduktionspotenziale für Ammoniakemissionen (links) und Lachgasemissionen (rechts) durch Nutzung von Urease-Inhibitoren (80 Datenpunkte)



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis einer Meta-Analyse.

Offensichtlich sind auch Urease-Inhibitoren in der Lage, die spezifischen Nährstoffverluste insbesondere durch Ammoniakemissionen im Zielbereich der F2F-Strategie der EU zu reduzieren. Das eigene Ergebnis wird dabei durch Hu und Schmidhalter (2021) bestätigt, die von einem auf Ammoniak bezogenen Reduktionspotenzial von 50 Prozent bis 80 Prozent ausgehen (vgl. auch Deter, 2021).

Insbesondere für Urease-Inhibitoren kann die ausgewiesene Wirkung auch als Reduktionspotenzial für N-Dünger formuliert werden. Huber-Wagner (2017) unter Verweis auf die European Environment Agency (EAA) führt aus, dass schätzungsweise 17 Prozent des Harnstoff-N als Ammoniakemissionen verloren gehen[13]. Harnstoff wiederum war laut BMEL (2021) für etwa ein Viertel bzw. jährlich etwa 397.000 t N-zufuhr in der deutschen Landwirtschaft zwischen 2015 und 2017 verantwortlich. Gehen davon 17 Prozent als Ammoniak verloren, und könnten davon wiederum im Mittel, wie oben ausgewiesen, 57,8 Prozent vermieden werden, so entspricht das rechnerisch 39.000 t N. Diese könnten perspektivisch, da mit Urease-Inhibitoren pflanzenverfügbar gemacht, eingespart werden. Daraus würde eine potenzielle Reduktion des N-Einsatzes (aus organischen und anorganischen

[13] Pacholski (2019) bestätigt diesen Wert indirekt: Der Autor geht von einer Spannweite zwischen 15,5 und 21,0 Prozent aus. Feld (2021) hingegen geht von „nur" ca. 13 Prozent aus.

Düngemitteln) von ca. 1,3 Prozent resultieren. Das erscheint wenig, jedoch ist die Hebung dieses Potenzials bis 2030 sehr wahrscheinlich, da seit 2020 die Verwendung von Urease-Inhibitoren bei der Gabe von Harnstoff-Dünger rechtlich vorgeschrieben ist (vgl. u.a. Amon et al., 2021).

Auch für Nitrifikation-Inhibitoren kann zumindest approximativ und teilweise eine Angabe des damit zu hebenden N-Reduktionspotenzials vorgenommen werden, allerdings ist hierbei zu beachten, dass diese insbesondere im Segment der organischen Düngung eingesetzt werden muss, weil dafür Daten vorliegen, sowie dass die Höhe der entsprechenden Lachgasemissionen je Flächeneinheit insbesondere von der Ausbringungstechnik sowie aktuellen Standortbedingungen und erst dann von der möglichen Gabe eines Inhibitors abhängt (Pacholski, 2019).

KTBL (2016) führt aus, dass (ohne Nitrifikation-Inhibitor) für den im Boden verbleibenden düngewirksamen N ein Emissionsfaktor in Höhe von 0,0135 kg Lachgas-N je kg N-Nährstoff aus Wirtschaftsdünger angesetzt werden sollte. Das ist nur etwas mehr als ein Prozent. Im Gegensatz dazu argumentieren Thompson et al. (2019), dass eher mit einem Emissionsfaktor von 2,3 Prozent zu rechnen wäre. Doch selbst dann wären durch eine vollständige Behandlung allen in Deutschland genutzten Wirtschaftsdüngers mit Nitrifikation-Inhibitoren im Mittel lediglich 1,1 Prozent des N-Einsatzes durch vermeidbare Lachgasemissionen einsparbar. Da Wirtschaftsdünger jedoch nur etwas mehr als die Hälfte der N-Nährstoffzufuhr in Deutschland auf sich vereinigt, wäre der Reduktionseffekt im konkreten Fall unter einem Prozent, und eine genauere Berechnung erübrigt sich an dieser Stelle[14].

Die Ergebnisse zu Nitrifikation-Inhibitoren und Urease-Inhibitoren lassen sich in zweifacher Hinsicht zusammenfassen:

- Beide Technologien offerieren beachtliche Reduktionspotenziale, wenn die Zielvariablen ganz spezifische N-Nährstoffverluste – hier in Form von Ammoniak und Lachgas – sind. In diesem Fall können Reduktionen in einem mittleren Bereich von etwa 45 Prozent Lachgas im Kontext von Nitrifikation-Inhibitoren und über 55 Prozent Ammoniak in Bezug auf Urease-Inhibitoren erwartet werden. Das kann im Besonderen Reduktionsziele der F2F-Strategie erfüllen helfen.

- Auf eine mögliche Reduktion des N-Inputs in der deutschen Landwirtschaft hat das jedoch wenig Einfluss, weil die spezifischen Emissionsfaktoren eher gering und/oder die Anteile der jeweils relevanten N-Gaben (Harnstoff) am N-Input insgesamt ebenfalls zu gering sind. Das Reduktionspotenzial liegt bei beiden Inhibitoren im Bereich von +/- einem Prozent[15].

---

14 Beim Thema Lachgas geht es in der Tat eher um eine Vermeidung der Klimawirkung und weniger um eine Vermeidung des damit verbundenen N-Verlustes (vgl. auch hierzu noch einmal Pacholski, 2019).

15 Hinzu kommt bei dieser Betrachtung, dass unklar ist, ob die N-Effizienzgewinne in einen Abbau des N-Inputs fließen oder eher in eine Ertragssteigerung bei Konstanz der N-Gabe. Die entsprechenden Präferenzen (Kostenminimierung vs. Erlösmaximierung) in der Landwirtschaft zu ergründen, geht über den Rahmen dieser Studie hinaus und hat auch Implikationen für die noch anstehenden Wirtschaftlichkeitsüberlegungen in Kapitel 3 dieser Studie.

2.5 Düngeverordnung

Das Düngerecht in Deutschland dient der Umsetzung Europäischen Rechts, u.a. der Nitratrichtlinie der EU, und wurde in den letzten Jahren mehrfach novelliert. Basierend auf der DüV von 2006 wurde eine Novelle im Jahr 2017 in Kraft gesetzt, die jedoch schon wieder im Jahr 2020 durch eine neue, nun aktuell gültige Novelle untersetzt worden ist. Ziel der beiden Novellen war bzw. ist, Klagen der Europäischen Kommission gegen das deutsche Düngerecht abzuwenden.

Inhaltlich geht es dabei vor allem darum, der guten fachlichen bzw. landwirtschaftlichen Praxis mehr Raum zu geben, dort, wo notwendig, die N-Überschüsse zu senken und N-Einträge in andere Medien, insbesondere ins Wasser, aber auch in die Luft, zurückzuführen. Mithin können einem Wirksamwerden der Novelle(n) u.a. auch Reduktionspotenziale sowohl im Hinblick auf Nährstoffverluste als auch des Düngemitteleinsatzes zugeschrieben werden.

Obwohl die Novellen der DüV in der Öffentlichkeit stark diskutiert wurden, überrascht die Informationsbasis zu Wirkungen. In der Tat fehlt es an umfassenden Wirkungsanalysen. Zwar sind u.a. mit Taube (2021), Latacz-Lohmann et al. (2021), Kuhn et al. (2019) und Karl und Noleppa (2017) einzelne (Teil-)Wirkungsanalysen vorhanden, jedoch fokussieren diese jeweils auf spezielle Aspekte, u.a. auf rechtlich-administrative und vor allem ökonomische Konsequenzen. Demgegenüber fehlt es diesen Analysen an Angaben zum tatsächlich zu hebenden Reduktionspotenzial für Düngemittel und insbesondere im Kontext dieser Studie für N-Dünger. Stattdessen werden Reduktionen eher postuliert. Das mag daran liegen, dass die Novellen viele Details ansprechen (vgl. u.a. Hüsch, 2019), die analytisch schwer zu internalisieren sind.

Einen guten Überblick über diese Details beider jüngster Novellen bieten Latacz-Lohmann et al. (2021). Eine Analyse dieser Spezifika lässt den Schluss zu, dass von zahlreichen dieser rechtlich determinierten Umsetzungsvorschriften keine direkten quantifizierbaren Reduktionspotenziale im Kontext dieser Studie ableitbar sind[16]. Das trifft zuvorderst auf Regelungen zu Sperrfristen und dem Düngen in Hangneigung zu sowie in Bezug auf verschiedene Anforderungen an Einarbeitungszeiten und die Dokumentation. Klare, hier relevante Obergrenzen bzw. Restriktionen werden jedoch in zwei Fällen gesetzt[17]: So dürfen zum einen nicht mehr als 170 kg N je ha an organischen Düngemitteln ausgebracht werden, und in besonders mit Nitrat belasteten Gebieten gilt zum anderen eine (von wenigen Ausnahmen abgesehen) pauschale N-Bedarf-Reduzierung in Höhe von 20 Prozent.

Es konnten im Rahmen dieser Analyse keine realistischen Informationen gewonnen werden, die darüber Auskunft geben, inwieweit mehr als 170 kg N allein aus organischer Düngung auf landwirtschaftliche Flächen in Deutschland ausgebracht werden und welche Flächen bzw. Anteile davon das

16 Das heißt nicht, dass keine Wirkungen gegeben sind. Der Eindruck ist eher, dass diese Wirkungen eine Kostensteigerung in der tierischen und pflanzlichen Produktion und/oder Produktivitätsminderung auf dem Feld und im Stall implizieren. Solche Wirkungen sind aber nicht Gegenstand dieser Studie.

17 Darüber hinaus gehen Reduktionspotenziale u.a. von der Forderung des Einsatzes von Urease-Inhibitoren aus. Diese wurden bereits im Unterkapitel 2.4 thematisiert. In Hangneigung besteht zudem ein Düngeverbot in unmittelbarer Gewässernähe (vgl. hierzu die Ausführungen im Unterkapitel 2.6).

betrifft. Jedoch kann angenommen werden, dass das zu großen Teilen vor allem in den Gebieten der Fall ist, die ohnehin als besonders mit Nitrat belastete Gebiete gelten. Diese Gebiete werden auch als „Rote Gebiete" bezeichnet. Für diese Gebiete soll im Folgenden ein zumindest indikatives Reduktionspotenzial durch eine pauschale Reduktion der N-Düngung in Höhe von 20 Prozent berechnet werden, das bereits Effekte der Regelung zu 170 kg N aus Wirtschaftsdünger (partiell) inkludiert[18].

Zunächst ist zu begründen, wie viel LF in Deutschland auf „Rote Gebiete" entfällt. Als Proxy dafür sollen Angaben aus OmniCult (2021) dienen. Dort werden Angaben zu den aktuell benannten prozentualen Anteilen der „Roten Gebiete" an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche je Bundesland gemacht[19]. Diese schwanken zwischen weniger als zwei Prozent in Brandenburg und Baden-Württemberg und fast einem Viertel der Fläche in Rheinland-Pfalz und Niedersachsen[20]. Unter Verwendung von LF-Angaben je Bundesland gemäß Destatis (2021a) lässt sich schlussfolgern, dass demnach etwa zwölf Prozent der gesamten LF Deutschlands in besonders mit Nitrat belasteten Gebieten liegen. Auf dieser Fläche soll im Kontext dieser Studie eine pauschale Reduktion von 20 Prozent N als rechtlich vorgeschriebene Maßnahme postuliert werden. Zwei Szenarien werden abgebildet, um den möglichen Effekt in Zahlen fassen zu können:

- Es wird im Sinne einer Untergrenze des zu fassenden Effekts zunächst angenommen, dass diese „Roten Gebiete" mindestens so viel N je Flächeneinheit verwenden, wie alle landwirtschaftlich genutzten Gebiete im Durchschnitt Deutschlands. Unter dieser Annahme würde eine pauschale Reduktion von 20 Prozent N auf zwölf Prozent der Fläche äquivalent eine Reduktion des N-Einsatzes in der deutschen Landwirtschaft von 2,4 Prozent mit sich bringen.

- Jedoch ist angesichts der besonderen N-bedingten Belastungssituation anzunehmen, dass in den „Roten Gebieten" (deutlich) mehr N zum Einsatz kommt als im Durchschnitt des Landes. Gleichwohl fehlen entsprechende explizit für „Rote Gebiete" ausgewiesene Angaben. Allerdings kann eine Näherungswertdefinition anhand von Daten des Umweltbundesamtes (UBA), publiziert in Häußermann et al. (2019), erfolgen. Dem tatsächlichen N-Einsatz in „Roten Gebieten" kann man sich nähern, wenn die in Häußermann et al. (2019) ausgewiesenen N-Flächenbilanzen auf Ebene der Landkreise verwendet werden, denn die dort mit hohen Bilanzwerten ausgewiesenen Landkreise zeigen zum einen durch einen Kartenvergleich für Deutschland eine ausgeprägte Ähnlichkeit in der Lokalisation mit den besonders mit Nitrat belasteten Gebieten. Zum anderen werden die so ermittelten N-Überschüsse in Häußermann et al. (2019) auch auf die LF Deutschlands umgelegt, und es kann für die zwölf Prozent LF mit

18 An dieser Stelle sei erwähnt, dass auch andere Autoren vor der Herausforderung stehen, andere konkrete N-Reduktionen als diese zu fassen. So nutzen Latacz-Lohmann et al. (2021) in ihrer Analyse wirtschaftlicher Konsequenzen für Modellbetriebe auch nur eine 20-Prozent-Reduktion der N-Düngung für „Rote Gebiete" als explizit formulierte Annahme.

19 In der Diskussion ist, dass diese Anteile noch einmal neu definiert und tendenziell erhöht werden müssen (Rohlmann, 2022). Ob und wie diese Änderung manifest werden wird, ist jedoch Spekulation und deshalb nicht Gegenstand der Analyse.

20 Von allen Flächenländern ist lediglich für das Saarland keine Angabe gemacht bzw. dort kein „Rotes Gebiet" vorhanden.

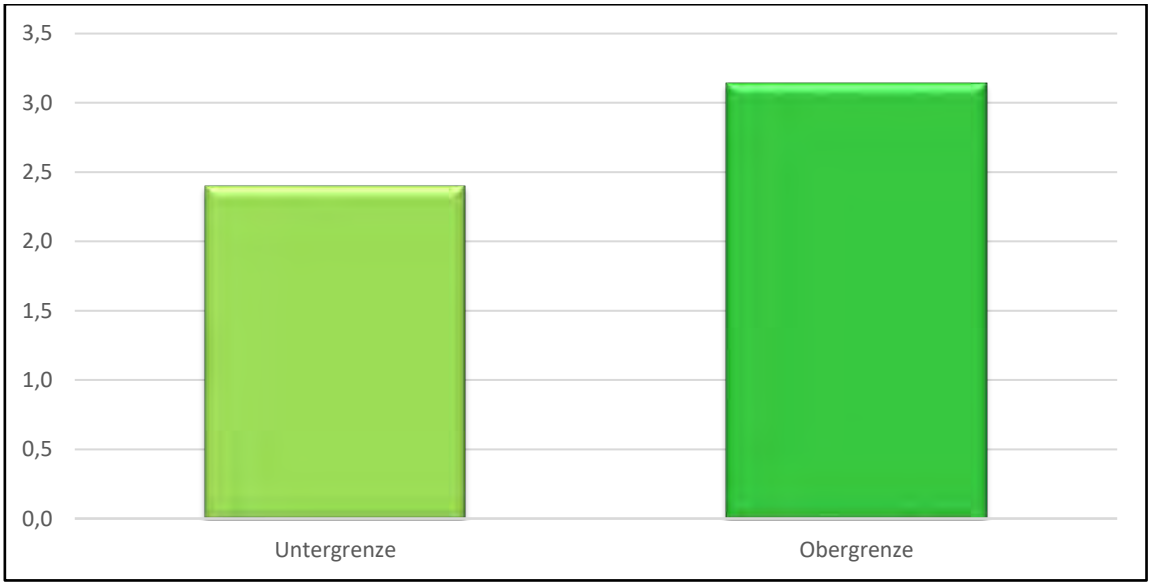
den höchsten Überschüssen berechnet werden, wie hoch dort der mittlere N-Überschuss ist. Diese Angaben stellen daher den besten verfügbaren Proxy für die eigene Analyse dar.

Es kann wie folgt argumentiert werden. Im Durchschnitt der Jahre 2015 bis 2017 betrug der Überschuss in der N-Flächenbilanz in Deutschland etwa 77 kg N je ha LF. Die zwölf Prozent LF mit den höchsten Überschüssen weisen einen Überschuss von 134 kg N je ha aus. Der zusätzliche Überschuss von 57 kg N je ha LF wird als zusätzliche N-Gabe in „Roten Gebieten" über die durchschnittliche N-Zufuhr von 185 kg je ha LF, wie sie für Deutschland und die Jahre 2015 bis 2017 insgesamt statistisch ausgewiesen ist (vgl. Unterkapitel 2.3), definiert.

Müssen vor diesem Hintergrund also 20 Prozent der dann ausgebrachten durchschnittlichen 242 kg N je ha LF vermieden werden, entspricht das einer Reduktion der N-Zufuhr in Deutschland von 3,1 Prozent.

Dieser Prozentsatz wird im Folgenden als Obergrenze für das in Deutschland zu hebende Reduktionspotenzial aus einer Umsetzung der DüV bzw. der darin enthaltenen pauschalen N-Bedarfsreduktion für „Rote Gebiete" angesehen[21]. Abbildung 2.18 fasst das Ergebnis der Diskussion zusammen und zeigt noch einmal die soeben ermittelten Ober- und Untergrenzen.

Abbildung 2.18: Ober- und Untergrenze für das Stickstoff-Reduktionspotenzial des 20-Prozent-Ziels für „Rote Gebiete" der Düngeverordnung (in Prozent)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

21 Von einer Obergrenze zu sprechen, erscheint opportun. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Teil der in „Roten Gebieten" nicht mehr ausbringbaren N-Dünger in andere Regionen „exportiert" wird. Zumindest dieser Teil wird also weiterhin ausgebracht und eben nicht vermieden.

Es bestätigt sich somit die Argumentation durch Taube (2021), wonach auch der jüngsten Novelle der DüV aus dem Jahr 2020 keine großen Reduktionspotenziale in Bezug auf N zugeschrieben werden sollten.

2.6 Gesonderte Gebietskulissen

Schließlich soll sich mit den gesonderten Gebietskulissen einer sechsten Determinante von aktuellen und künftigen Reduktionspotenzialen im Pflanzenschutz und in der Düngemittelverwendung gewidmet werden. Hierbei geht es um mehrere unterschiedliche Gebietsdefinitionen mit zudem verschiedenen Wirkungsrichtungen, die nicht zusammenfassend, vielmehr losgelöst voneinander diskutiert werden. Im Einzelnen werden drei gesonderte Gebietskulissen und Wirkungsziele betrachtet. Begonnen wird mit der Diskussion ausgewählter relevanter obligatorischer Anforderungen, die dann um eine Erörterung freiwilliger Maßnahmen mit Gebietsansprüchen ergänzt werden. Die Analyse erhebt dabei keinen Anspruch auf Vollständigkeit, denn Gebietsansprüche können lokal sehr mannigfaltig sein, etwa im Rahmen von bundeslandspezifischen (agrarstruktur- und agrarumweltpolitischen) Förderprogrammen.

Zwei obligatorische Maßnahmen mit Flächenansprüchen, die die Ausbringung von PSM und/oder Düngemitteln betreffen, stehen am Anfang dieser Partialanalyse. Konkret geht es um die obligatorische Flächenstilllegung (Brache) und spezifische Maßnahmen des Gewässerschutzes. Es schließt sich eine Gruppendiskussion von freiwilligen Maßnahmen im Kontext so genannter Eco-Schemes der jüngsten EU-Agrarreform an.

Reduktionspotenziale der obligatorischen Brache

Im Dezember 2021 wurden verschiedene Maßnahmen zur Umsetzung der neuesten EU-Agrarreform für Deutschland beschlossen. Eine dieser Maßnahmen wird im Folgenden als obligatorische Brache bezeichnet, meint aber die Etablierung so genannter nichtproduktiver Flächen auf Ackerland mit einem Pflichtanteil von vier Prozent. Auf diesen Flächen wird es keine aktive Bewirtschaftung geben, und es kann angenommen werden, dass auf diesen Flächen weder Düngemittel noch PSM Anwendung finden werden.

Konkrete Angaben zu den auf Ackerland vs. Grünland ausgebrachten Mengen an Düngemitteln bzw. PSM liegen nicht vor. Mithin kann nicht genau beziffert werden, wie hoch das jeweilige Reduktionspotenzial sein wird. Jedoch kann davon ausgegangen werden, dass dies sowohl bei PSM und wahrscheinlich sogar noch mehr bei Düngemitteln (weit) unter vier Prozent liegen wird. Hierbei sind drei Gründe anzuführen:

- Zum einen ist Grünland von der obligatorischen Regelung nicht betroffen, und die auf Grünland bislang ausgebrachten N-Dünger sowie PSM, hier insbesondere Herbizide, dürften von einer Reduktion nicht betroffen sein.

- Zum anderen kann erwartet werden, dass Landwirte nicht zwingend ihre jeweils besten und ggf. auch nicht ihre durchschnittlich produktiven Flächen der Brache zuführen, sondern eher marginale Flächen, die ggf. schon heute extensiver gedüngt und/oder mit PSM behandelt werden.

- Schließlich muss bedacht werden, dass bereits aktuell ein Teil des Ackerlandes stillgelegt ist. Lakner (2021) gibt diese Fläche mit 182.000 ha an, die sehr wahrscheinlich von den allermeisten betroffenen Landwirten auf eine vierprozentige obligatorische Brache angerechnet werden würde. Diese Vier-Prozent-Fläche aber würde sich Lakner (2021) zufolge auf 475.000 ha belaufen. Mithin steht lediglich eine Erhöhung von 293.000 ha im Raum; das sind lediglich 2,5 Prozent zusätzlich stillzulegendes Ackerland.

Insbesondere der letztgenannte Aspekt wird also dazu führen, dass das aktuell noch zu hebende Reduktionspotenzial der obligatorischen Brache an PSM und vor allem an N-Dünger eher im Bereich von zwei Prozent und ggf. darunter einzuordnen ist[22].

Reduktionspotenziale von Gewässerrandstreifen

Um den Eintrag von Düngemitteln und PSM in Gewässer zu reduzieren bzw. ganz zu vermeiden, wurden in verschiedenen Gesetzgebungen des Bundes und der Länder Abstandsregelungen und andere Vorgaben gemacht. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang u.a. die DüV (vgl. Unterkapitel 2.5) sowie das Wasserhaushaltsgesetz des Bundes sowie verschiedene Wassergesetze der Länder. Folglich gibt es zahlreiche spezifische Regelungen, die sich jedoch in Anlehnung an Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2022) mit Gültigkeit ab Juli 2022, bei Ausklammerung von Ausnahmekulissen, für die hier anstehende Bewertung eines Reduktionspotenzials wie folgt zusammenfassen lassen:

- Verbot der Ausbringung von PSM und Düngemitteln auf drei bis zehn Meter Entfernung von der Böschungsoberkante bei (Fließ-)Gewässern unterschiedlicher Ordnung;

- Zusätzliches Verbot der Ausbringung von Düngemitteln bei Hangneigung ab fünf Prozent und mehr, in Abhängigkeit von der Ausbringungstechnik bis zu 30 Meter.

Eine punktgenaue Bemessung des Reduktionspotenzials für PSM und Düngemittel fällt angesichts der gegebenen Komplexität der Regelungen schwer, es muss jedoch als gering eingeschätzt werden. Hierfür sind zwei Gründe anzuführen:

- Auf der einen Seite ist die betroffene Fläche eher klein. Unterschiedliche Angaben zur Länge der Fließgewässer in Deutschland, die Arle et al. (2017) zufolge bei 500.000 km liegt und nach BfN (2021) eher 400.000 km beträgt, legen nahe, dass selbst bei einer von Verboten

22 Das auszuweisende Reduktionspotenzial dürfte in Abhängigkeit vom Wirksamwerden weiterer Ausnahmeregelungen noch weiter sinken. Diese Ausnahmen punktgenau zu erfassen, geht jedoch über den Rahmen des hier gewählten Studienauftrags und -designs hinaus.

betroffenen beidseitigen Breite von zehn Metern ab Böschungsoberkante aller Fließgewässer (ohne Ausnahmen) maximal 1,0 Mio. ha betroffen wären. Davon sind nicht mehr als 468.000 ha LF, wenn zeitgleich davon ausgegangen wird, dass sich auch andere Flächennutzungen außer LF um Fließgewässer wie im Durchschnitt des Landes finden lassen. In diesem Fall wären lediglich 2,8 Prozent der LF Deutschlands betroffen. Doch der überwiegende Teil aller Fließgewässer Deutschlands sind so genannte Gewässer zweiter und dritter Ordnung[23], bei denen Abstandsregelungen von fünf bzw. sogar vielfach nur drei Metern gelten. Folglich dürften die Einsparungspotenziale deutlich unter 2,5 Prozent – und wahrscheinlich sogar unter 1,0 Prozent – liegen.

- Zwingender jedoch als dieser geringe numerische Wert ist auf der anderen Seite, dass die meisten dieser Potenziale bereits als realisiert gelten können. Gewässerrandstreifen sind keine Neuregelung, vielmehr Gegenstand längst bestehender gesetzlicher Regelungen, die jüngst nur noch einmal in Teilen verschärft worden sind. Von dieser Verschärfung erwartet Lakner (2021), dass sie überwiegend keinen substanziellen Fortschritt darstellt.

Kurzum: Das noch aktuelle zu hebende Reduktionspotenzial für PSM und Düngemittel wird (weit) unter 1,0 Prozent liegen. Eine weitere Konkretisierung erübrigt sich.

Reduktionspotenziale von Eco-Schemes

Im Dezember 2021 wurde nicht nur die Etablierung einer obligatorischen Brache als Konsequenz der Umsetzung der EU-Agrarreform in Deutschland beschlossen, sondern auch das Inkrafttreten verschiedener Eco-Schemes, die jedoch allesamt Maßnahmen darstellen und mit zusätzlichen Fördergeldern versehen sind. Einen guten Überblick dazu gibt Lehmann (2021). Zu nennen sind u.a. die folgenden freiwillig zu beanspruchenden Eco-Schemes:

- Eine Stilllegung über die obligatorischen vier Prozent Brache hinaus,
- Blühstreifen,
- Altgrasstreifen auf bis zu sechs Prozent Dauergrünland,
- Vielfältige Fruchtfolgen und
- Ein Komplettverzicht auf PSM auf Acker- und Dauerkulturflächen.

Der Aspekt der Freiwilligkeit stellt eine Herausforderung für die Bemessung eines von diesen Maßnahmen ausgehenden Reduktionspotenzials dar. Es muss davon ausgegangen werden, dass Freiwilligkeit dann gegeben ist, wenn sich die Maßnahme für die Betriebe rechnet. Eine Potenzialanalyse bedingt daher zeitgleiche Wirtschaftlichkeitsüberlegungen. Auf Kapitel 3.6 sei verwiesen.

---

23 Niedersachsen weist z.B. 130.000 km Gewässer 3. Ordnung, 28.500 km Gewässer 2. Ordnung und 2.116 km Gewässer 1. Ordnung aus (Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz, 2022).

3 Wirtschaftlichkeitsüberlegungen

Die bisherigen Ausführungen haben gezeigt, dass einzelne technologische, aber auch politische Determinanten in der Lage sind, mehr oder weniger große Reduktionspotenziale in Bezug auf den Einsatz und die Verwertung von PSM und Düngemitteln zu realisieren. Welche dieser Optionen sich realisieren lassen (sollten), hängt jedoch auch und vor allem von den damit verbundenen Kosten ab. Die Wirtschaftlichkeit der einzelnen Determinanten bzw. der damit zusammenhängenden Reduktionsoptionen soll im Folgenden beleuchtet werden. Wiederholt fußt die Analyse auf eigenen Berechnungen sowie Daten aus der Literatur. Dabei werden Kosten der Durchsetzung von Reduktionspotenzialen in Bezug auf den Einsatz von PSM und insbesondere N-Dünger aus zweierlei Hinsicht betrachtet:

- Zum einen interessieren die Kosten der Landwirtschaft, z.B. in Form von entsprechenden Investitionen in Technologien oder als Verzicht auf Erlöse bei Durchsetzung bestimmter politischer Maßnahmen.
- Zum anderen fokussiert die Betrachtung auf die Kosten für Steuerzahler, etwa, um politikbedingte Maßnahmen durchzusetzen bzw. zu fördern.

Das heißt, die folgenden Wirtschaftlichkeitsüberlegungen erheben nicht den Anspruch einer umfassenden gesamtgesellschaftlichen Kostenbetrachtung der Implementierung von Technologien und/oder Politiken. So sind z.B. Kosten der Konsumenten durch etwaige höhere Preise der Marktangebotsausfälle infolge von Ertrags- und Produktionsrückgängen, die mit einzelnen Reduktionen an PSM und/oder Düngemitteln verbunden sind, nicht berücksichtigt. Eine solche vollumfängliche ökonomische Analyse würde eine umfassende Modellierung erfordern, die den Rahmen dieser Analyse sprengt. Vielmehr werden im Folgenden i.d.R. Kalkulationen auf der Basis einer Voll-Leistung-Voll-Kosten-Rechnung aus der landwirtschaftlichen Betriebswirtschaft durchgeführt, deren Ziel es ist, die Kosten auf jeweils einen ha von spezifischen, partiellen Reduktionen an PSM und/oder Düngemitteln betroffener Fläche zu beziehen. So soll auch Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Optionen der Schaffung von Reduktionspotenzialen hergestellt werden.

Die sich nun anschließende Diskussion erfolgt analog zur Erörterung der eigentlichen Reduktionspotenziale separat für die einzelnen sechs Determinanten und die jeweils ausgewiesenen Einsparpotenziale an einzelnen PSM-Gruppen bzw. N-Dünger. Begonnen wird mit der Analyse der Wirtschaftlichkeit zu Teilflächenapplikationen.

3.1 Teilflächenapplikationen

Im Kontext der Erörterung von Reduktionspotenzialen aus Teilflächenapplikationen wurden weiter vorn im Besonderen drei potenzielle Wirkungen herausgearbeitet, die im Folgenden einzeln aus wirtschaftlicher Perspektive diskutiert werden sollen - allerdings aus Gründen der Datenverfügbarkeit nur für Ackerkulturen:

- Reduktion von Fungiziden bei Ackerkulturen,
- Reduktion von Herbiziden bei Nicht-Reihen-Ackerkulturen und
- Reduktion von N-Düngemitteln bei Ackerkulturen.

Die drei Analysen basieren dabei jeweils auf Daten des KTBL (2022) zur Bestimmung des Referenzsystems für die Voll-Leistung-Voll-Kosten-Rechnung. Dieses Referenzsystem wird sodann geschockt. Zwei Wirkungen werden implementiert:

- Auf der einen Seite entstehen Kostenänderungen durch die oben ausgewiesenen Reduktionspotenziale. Es werden weniger PSM bzw. Düngemittel benötigt. Die spezifischen Kosten sinken. Konkret kommen dabei die jeweils weiter vorn hinterlegten Spannweiten von 50 Prozent der identifizierten zentralen Beobachtungswerte im IQR zur Anwendung.
- Auf der anderen Seite entstehen neue (zusätzliche) Kosten durch einen partiellen Wechsel der Technologie, in die investiert werden muss. Genutzt werden im Folgenden exemplarische aber durchaus auch repräsentative bzw. typische Technologieänderungen, die sich an in der Literatur beschriebenen Technologiewechseln orientieren. Die entsprechenden Kostenänderungen wurden KTBL (2018) entnommen[24].

Die Nutzung exemplarischer Technologien führt dazu, dass die folgenden Berechnungen nicht den Anspruch einer punktgenauen Abbildung von Kosteneffekten erheben können. Vielmehr dienen sie der möglichst breiten Illustration möglicher Kosteneffekte. Das gilt zumal, weil in der Analyse keine Ertrags- und/oder Qualitätseffekte berücksichtigt sind[25].

Wirtschaftlichkeitsüberlegungen zur Reduktion von Fungiziden bei Ackerkulturen

Auf der Basis von KTBL (2022) lassen sich spezifische Kalkulationen zu fünf der sechs weiter oben genannten Ackerkulturen durchführen, und zwar für Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, Kartoffeln und Zuckerrüben[26]. Berechnungen zu Mais sind nicht möglich, da in den Planungsdaten laut

---

24 Von einem solchen Technologiewechsel gehen vor allem Änderungen in den variablen und fixen Maschinenkosten, aber ggf. auch in den variablen und fixen Arbeitskosten sowie den Kosten für z.B. Dieselaufwendungen aus. Je nach konkretem Technologiewechsel wurden diese Veränderungen erfasst und berücksichtigt.

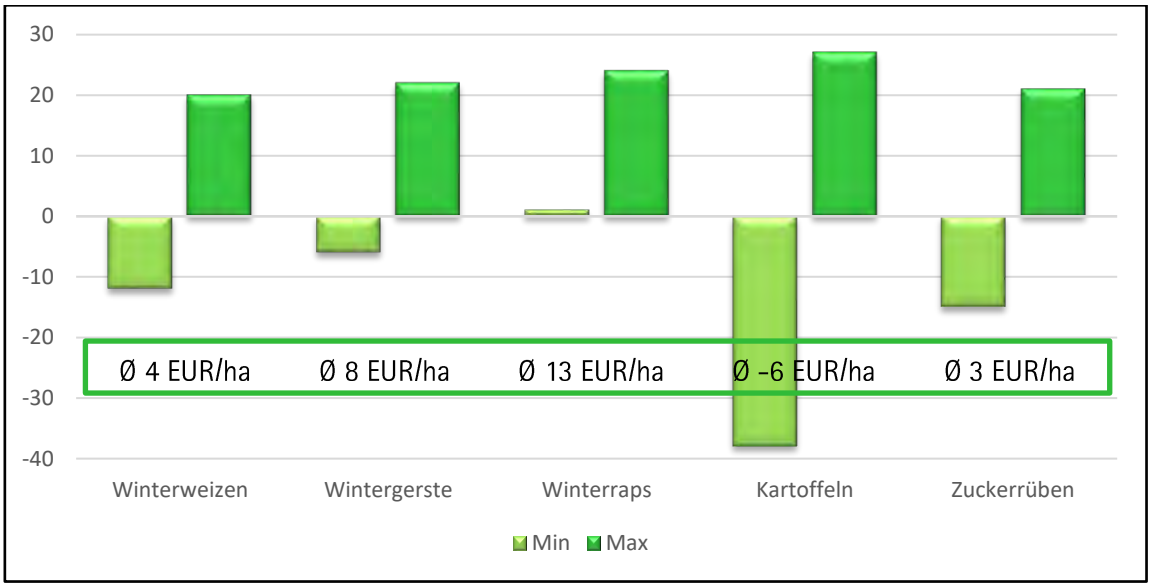
25 In der Gesamtschau auf die im Anhang hinterlegte Literatur wird deutlich, dass zumeist von (nahezu) gleichbleibenden Erträgen und Qualitäten ausgegangen wird. Einzelne Analysen der Quellen im Anhang zeigen aber auch, dass ggf. von (kleinen) Ertragsänderungen auszugehen ist. Allerdings müssen diese nicht zwingend negativ sein, können vielmehr auch positiv ausfallen.

26 Insgesamt wurden allein in diesem Zusammenhang 60 Kalkulationen auf der Basis einer Voll-Leistung-Voll-Kosten-Rechnung durchgeführt, die gemäß KTBL (2022) unterschiedliche Ertragsniveaus berücksichtigt und u.a. auch dem Umstand Rechnung trägt, dass im Pflanzenbau sowohl in wendenden als auch nicht-wendenden Verfahren gearbeitet werden kann.

KTBL (2022) keine Fungizidanwendungen vorgesehen sind, mithin hier auch nicht kalkulatorisch geschockt werden können.

Die resultierenden zusätzlichen Netto-Kosten der Nutzung von exemplarischen Teilflächenapplikationen in den genannten Ackerkulturen, wie sie in der Literatur z.B. in Form von Sensortechniken, verschiedenen Mapping-Techniken, etc. beschrieben sind, halten sich in Grenzen, wie die Abbildung 3.1 deutlich macht.

Abbildung 3.1: Netto-Kosten der Nutzung exemplarischer Technologien der Teilflächenapplikationen zur Reduktion des Fungizideinsatzes im Ackerbau (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

Im Fall tendenziell geringer Einsparungen von Fungiziden (hier in Höhe von 14,6 Prozent) reichen die Kosteneinsparungen für Fungizide nicht aus, um die zusätzlichen variablen und fixen Kosten der Nutzung der neuen Technologien zu kompensieren. Netto ist über alle fünf Ackerkulturen hinweg mit zusätzlichen Kosten von ca. 20 bis 30 EUR je ha zu rechnen. Um diesen Betrag übersteigen die Zusatzkosten der Technologie der Teilflächenapplikation die dadurch ausgelösten monetären Einsparungen in der Verwendung von Fungiziden. Bewegen sich die Reduktionen beim Einsatz von Fungiziden jedoch eher im oberen Bereich (hier in Höhe von 40,0 Prozent), so kann es zu Netto-Kostensenkungen durch den Einsatz der Technologien der Teilflächenapplikationen kommen. Das gilt insbesondere für den Anbau von Hackfrüchten. Einzig im Winterraps scheint eine Wirtschaftlichkeit (noch) nicht gegeben.

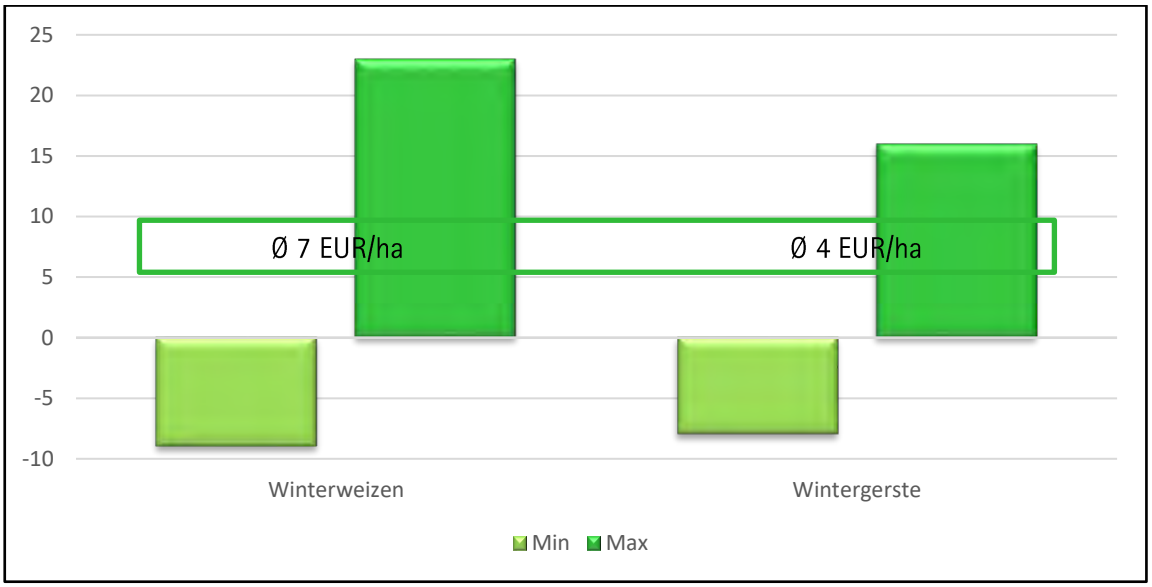
Im Mittel betragen die errechneten exemplarischen Zusatzkosten bei Winterweizen vier EUR je ha, Wintergerste acht EUR je ha, Winterraps 13 EUR je ha, Kartoffeln minus sechs EUR je ha und Zuckerrüben drei EUR je ha.

Weiter vorn wurde herausgearbeitet, dass die vollumfängliche Anwendung von Teilflächenapplikationen im Ackerbau Deutschlands und in Bezug auf Fungizide in der Lage wäre, in der Zukunft etwa 4,6 Prozent aller in Deutschland verwendeten PSM einzusparen. Es kann angesichts der Ergebnisse dieser exemplarischen Teilanalyse geschlussfolgert werden, dass dies zu verhältnismäßig geringen privaten Kosten möglich wäre. Von etwaigen staatlichen Förderungen, also Kosten für den Steuerzahler, wird dabei abstrahiert. Sollte das Ergebnis auf Sonderkulturen übertragbar sein, wären sogar im Mittel 7,1 Prozent aller PSM zu geringen oder sogar keinen Netto-Kosten reduzierbar.

Wirtschaftlichkeitsüberlegungen zur Reduktion von Herbiziden bei Nicht-Reihen-Ackerkulturen

Das Reduktionspotenzial aus Teilflächenapplikationen im Hinblick auf Herbizide wurde weiter vorn lediglich für Winterweizen und Wintergerste untersucht. Wieder auf der Basis von KTBL (2022) sowie KTBL (2018) lassen sich exemplarische Kalkulationen analog zum eben gezeigten Vorgehen im Bereich der Fungizide durchführen[27]. Auch hier ist das Ergebnis ähnlich wie zuvor. Die Abbildung 3.2 zeigt das auf.

Abbildung 3.2: Netto-Kosten der Nutzung exemplarischer Technologien der Teilflächenapplikationen zur Reduktion des Herbizideinsatzes im Ackerbau (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

Im Fall tendenziell geringer Einsparungen von Herbiziden (hier in Höhe von 13,5 Prozent) reichen die Kosteneinsparungen für Herbizide nicht aus, um die zusätzlichen variablen und fixen Kosten der

[27] Im Konkreten wurden 24 exemplarische Kalkulationen auf der Basis einer Voll-Leistung-Voll-Kosten-Rechnung durchgeführt.

Nutzung der neuen Technologien zu kompensieren. Netto ist bei beiden Ackerkulturen mit zusätzlichen Kosten von ca. +/-20 EUR je ha zu rechnen. Bewegen sich die Reduktionen beim Einsatz der Herbizide jedoch eher im oberen Bereich (hier in Höhe von 39,5 Prozent), so kann es sogar zu geringen Netto-Kostensenkungen durch den Einsatz von Teilflächenapplikationen kommen, weil die Zusatzkosten der Technologien der Teilflächenapplikation geringer sind als die eingesparten Kosten für nun nicht verwendete Herbizide.

Im Mittel betragen die kalkulierten exemplarischen Netto-Kosten bei Winterweizen sieben EUR/ha und bei Wintergerste vier EUR/ha, d.h., es kann angesichts der Ergebnisse dieser exemplarischen Teilanalyse wiederholt geschlussfolgert werden, dass eine partielle Reduktion von PSM in Deutschland (in diesem Kontext in Höhe von etwa 3,3 Prozent, wie weiter vorn hergeleitet wurde) wieder zu relativ geringen privaten Kosten möglich wäre[28].

Wirtschaftlichkeitsüberlegungen zur Reduktion von N-Dünger bei Ackerkulturen

Wirtschaftlichkeitsüberlegungen zum Reduktionspotenzial für N-Dünger aus Teilflächenapplikationen werden im Folgenden für die sechs ausgewählten Ackerkulturen und anorganischen N-Dünger vorgenommen. Es kommen wieder Planungsgrundlagen aus KTBL (2022) zur Anwendung, die mit exemplarischen Technologieänderungen aus der Literatur konfrontiert sind[29]. Diese wurden dabei wieder unter Bezug auf Technologiekosten aus KTBL (2018) abgebildet. In der Konsequenz ergibt sich das in Abbildung 3.3 ausgewiesene Bild.

In allen sechs Fällen von Ackerkulturen kann davon ausgegangen werden, dass die eingesetzten Technologien für den Fall geringer Einsparungen an N-Dünger (hier in Höhe von 9,8 Prozent) noch etwas zu teuer sind, um die Einsparungen wirtschaftlich zu rechtfertigen. Es entstehen über alle betrachteten Ackerkulturen hinweg zusätzliche Netto-Kosten in Höhe von 10 bis 20 EUR je ha. Jedoch lassen sich die zusätzlichen Technologiekosten wirtschaftlich amortisieren, wenn die Einsparungen an anorganischem N-Dünger größer werden. Bei der hier genutzten maximalen Einsparung in Höhe von 33,0 Prozent würden sich Netto-Kosteneinsparungen von bis zu 30 EUR je ha ergeben.

Im Mittel ergeben sich aus den exemplarischen Berechnungen die folgenden Netto-Kosteneffekte: minus elf EUR je ha bei Winterweizen, ein EUR je ha bei Gerste, minus fünf EUR je ha bei Winterraps, minus zehn EUR je ha bei Kartoffeln, minus ein EUR je ha bei Zuckerrüben und schließlich acht EUR je ha bei Mais. Eine partielle Reduktion des Einsatzes von (anorganischem) N-Dünger mittels Technologien der Teilflächenapplikationen in Deutschland[30] kann also sogar gewinnbringend sein und muss nicht zwingend zu privaten Kosten und/oder Kosten für den Steuerzahler führen.

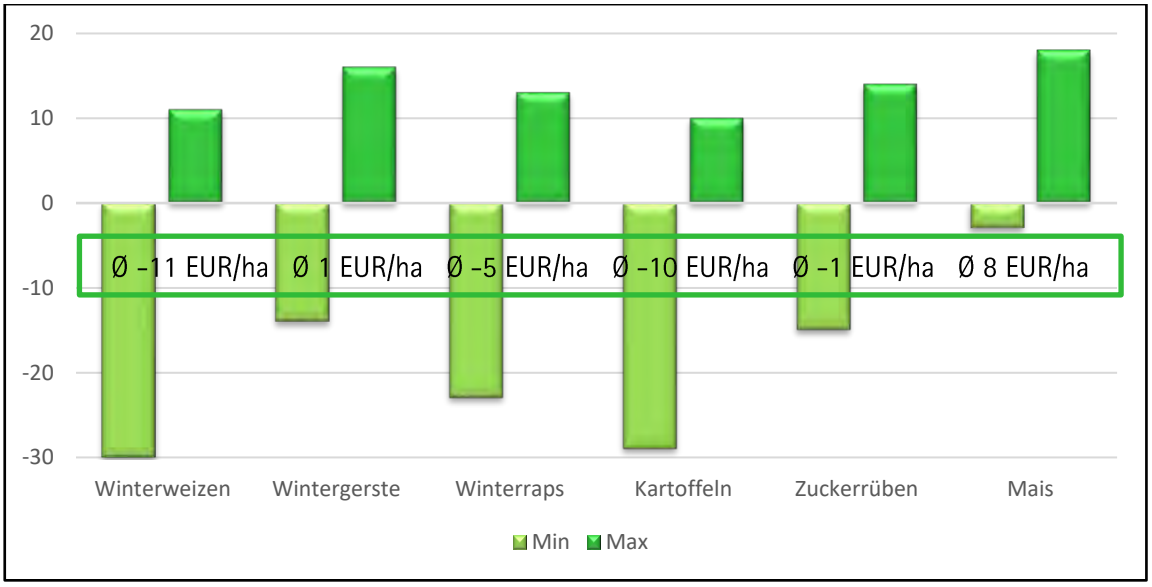
---

28 Von möglichen staatlichen Förderungen, also Kosten für den Steuerzahler, wird wieder abstrahiert.

29 Insgesamt flossen 72 Kalkulationen auf der Basis einer Voll-Leistung-Voll-Kosten-Rechnung in die spezifische Analyse ein.

30 Zu verweisen ist an dieser Stelle noch einmal auf die mangelnde Datenverfügbarkeit zur Abschätzung des Einsatzes von anorganischem vs. organischem N-Dünger in Deutschland auf der Ebene einzelner Ackerkulturen und darüber hinaus.

Abbildung 3.3: Netto-Kosten der Nutzung exemplarischer Technologien der Teilflächenapplikationen zur Reduktion des Einsatzes von anorganischem N-Dünger im Ackerbau (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

3.2 Bandspritzen

Bandspritzen stellen eine besondere Form der Teilflächenapplikation dar und lassen sich zuvorderst in Reihenkulturen bei der Unkrautbekämpfung einsetzen. Folglich werden im Folgenden Wirtschaftlichkeitsüberlegungen für Winterraps, Kartoffeln, Zuckerrüben und Mais und die dazu weiter vorn ausgewiesenen Reduktionspotenziale beim Einsatz von Herbiziden vorgenommen. Das grundsätzliche Vorgehen ist hierbei kongruent zu dem im Unterkapitel 3.1 und soll an dieser Stelle nicht wiederholt erklärt werden. Vielmehr sei auf Abbildung 3.4 verwiesen, die das Ergebnis der entsprechend durchgeführten exemplarischen Kalkulationen aufzeigt[31]:

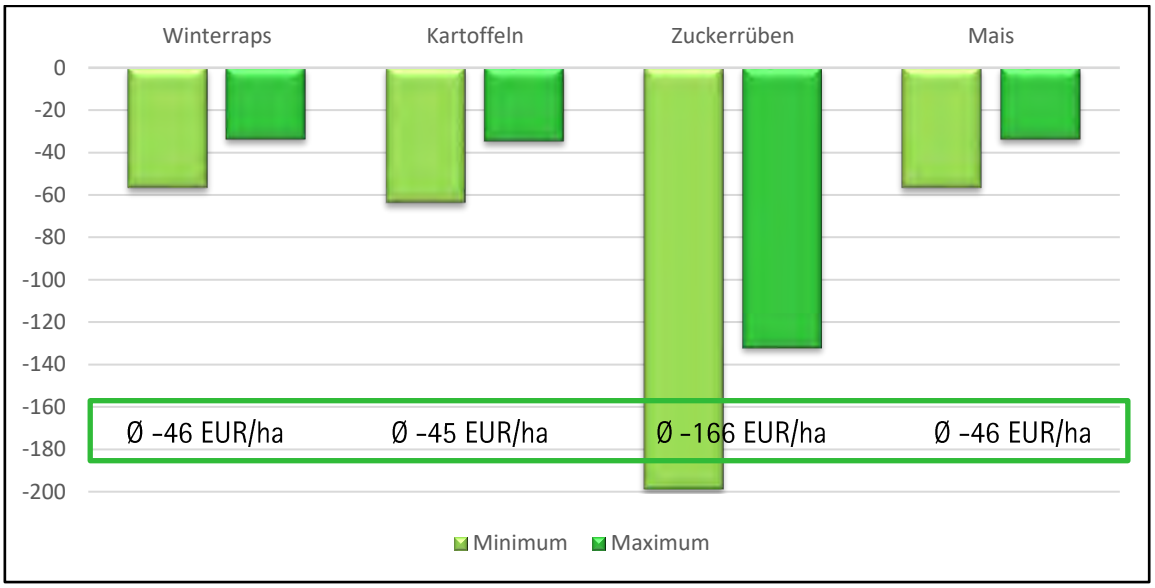
- Auf den ersten Blick überrascht das Ergebnis. Offensichtlich bieten Bandspritzen im hier unterstellten Intervall einer Einsparung von Herbiziden zwischen 50,0 Prozent und 70,8 Prozent immer Netto-Kostenvorteile, d.h., die zusätzlichen Kosten der Bandspritzen-Technologien sind geringer als die durch deren Einsatz ausgelösten Kosteneinsparungen bei den spezifischen PSM.

- Auf den zweiten Blick jedoch bestätigen sich durch die eigenen Berechnungen Kalkulationen, die z.B. durch Kühl et al. (2021) durchgeführt wurden. Die Autoren beziffern die Kosteneinsparung durch Bandspritzen bei Winterraps und Mais auf 63 EUR je ha. Die eigenen

[31] In die Partialanalyse flossen insgesamt 48 exemplarische Kalkulationen ein.

Berechnungen legen im Mittel in beiden Fällen 46 EUR je ha nahe. Auch bei Zuckerrüben liegen beide Angaben recht eng beieinander: Während Kühl et al. (2021) von Kosteneinsparungen in Höhe von 202 EUR je ha ausgehen, deuten die eigenen Berechnungen im Mittel auf Kosteneinsparungen von 166 EUR je ha hin.

Abbildung 3.4: Netto-Kosten der Nutzung exemplarischer Bandspritzen zur Reduktion des Einsatzes von Herbiziden im Ackerbau (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

Mit anderen Worten: Die technologische Option der Bandspritzen, eingesetzt in Reihenkulturen im Ackerbau Deutschlands, bietet nicht nur die Möglichkeit, den Einsatz von PSM in Deutschland in den nächsten Jahren – unter den weiter vorn getroffenen Annahmen – um immerhin 13,0 Prozent zu reduzieren, sie ermöglicht dies auch auf eine besonders ökonomische Weise.

3.3 Ökolandbau

Es wird deutlich: neue Technologien der Reduktion von PSM- und Düngemitteleinsätzen in der deutschen Landwirtschaft können zu geringen privaten Kosten eingesetzt werden. Oft sind die zusätzlichen von der Landwirtschaft zu tragenden Kosten sogar negativ, und zudem ist der Steuerzahler nicht belastet. Wie sieht diese wirtschaftliche Performance aus, wenn eine gesellschaftlich und politisch gewollte stärkere Umstellung auf den Ökolandbau in Deutschland aus der Sicht einer Reduktion des Einsatzes von PSM und Düngemitteln betrachtet wird? Der Beantwortung dieser Frage soll sich im Folgenden gewidmet werden.

Auch hier ist die initiale Perspektive eine positive, denn eine Umstellung auf den ökologischen Landbau führt bei Ökobetrieben im Kontrast zu sowohl strukturell als auch hinsichtlich des Standorts vergleichbaren konventionellen Betrieben zu einer wirtschaftlich deutlich besseren Position der Landwirte. Erkennbar wird das aus Vergleichsdaten des BMEL (versch. Jgg.). Im Durchschnitt der letzten drei Wirtschaftsjahre, für die Daten vorliegen, das sind die Wirtschaftsjahre 2017/18 bis 2019/20, ergibt sich ein zusätzlicher Gewinn im Ökolandbau in Höhe von 162 EUR je ha LF.

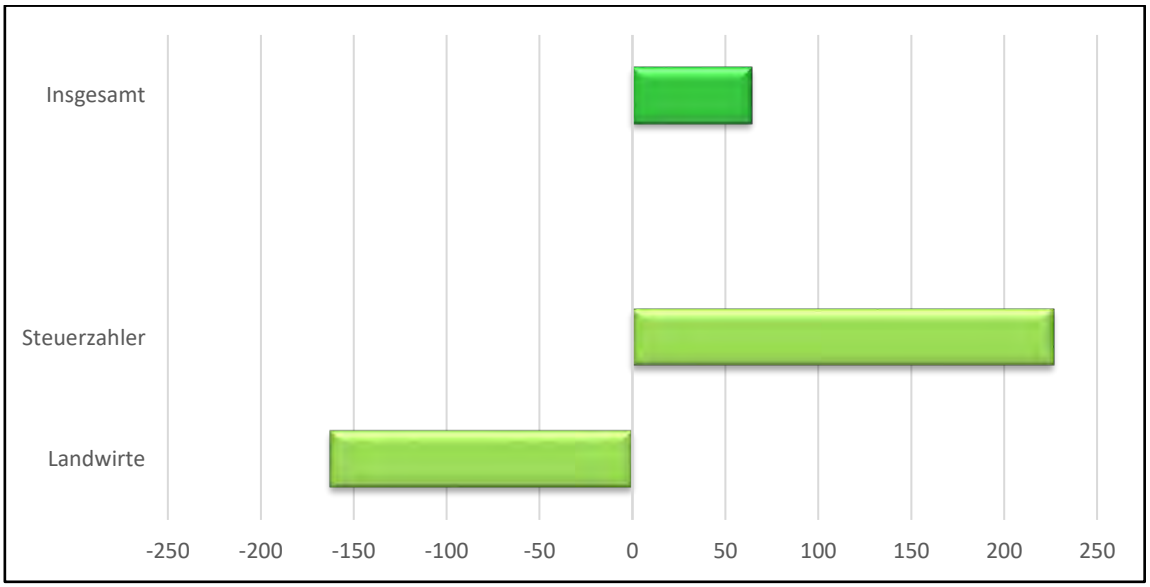
Aus einer privatwirtschaftlichen Sicht also könnten die weiter vorn herausgearbeiteten Reduktionspotenziale an PSM und Düngemitteln zu hohen negativen Kosten gehoben werden. Allerdings verkennt eine solche singuläre Betrachtung die Rolle (a) der Steuerzahler und (b) der Märkte. Auf diese beiden Aspekte konzentrieren sich die folgenden Ausführungen.

Der ökologische Landbau in Deutschland wird deutlich stärker staatlich, d.h. aus Steuermitteln, gefördert als der konventionelle Landbau. Der ausgewiesene Gewinn im Vergleich zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung ist daher auch und zumal das Ergebnis einer Umwidmung von Geldern aus der Hand der Steuerzahler in die Hände von Landwirten. Entsprechende Effekte sind im beschriebenen Systemkontext dieser Analyse zu berücksichtigen. In der Tat kostet sowohl die konventionelle als auch die ökologische Bewirtschaftung von LF staatliche Gelder aufgrund entsprechend gegebener gesellschaftlich artikulierter Präferenzen und Förderinstrumentarien. Im Vergleich der letzten drei Wirtschaftsjahre gemäß BMEL (versch. Jgg.) ergeben sich im Durchschnitt die folgenden Transferzahlungen per annum. Im ökologischen Landbau werden 637 EUR je ha LF an Direktzahlungen und Zuschüssen gewährt. Demgegenüber sind es im konventionellen Landbau „nur" 411 EUR je ha LF, die aus einer staatlichen Förderung resultieren. Im Vergleich ergibt sich also ein zusätzlicher staatlicher Transfer im ökologischen Landbau in Höhe von 227 EUR je ha, der Teil des oben beschriebenen Gewinnplus ist.

Aus Sicht der Gesamtkosten für private Akteure (Landwirte) und den Steuerzahler müssen beide Effekte miteinander verrechnet werden. Abbildung 3.5 zeigt das Ergebnis. Die eigentlichen Kosten der Umstellung vom konventionellen auf den ökologischen Landbau belaufen sich also auf mindestens 64 EUR je ha LF. Das wären die Netto-Kosten der Gesellschaft, wie hier definiert, die zur Hebung der Reduktionspotenziale an PSM und Düngemitteln auf jeden Fall aufgewendet werden müssten.

Eine nähere Betrachtung macht jedoch deutlich, dass es dabei nicht bleiben muss und sehr wahrscheinlich auch nicht bleiben wird. Es ist zu bedenken, dass sich angesichts der bislang geltenden Höhe der Förderung und der Gewinnaussichten der Ökolandbau in Deutschland erst auf ca. einem Zehntel der Fläche durchsetzen konnte. Es ist zu vermuten, dass damit bei weitem keine 25 Prozent oder gar 30 Prozent der Fläche auf eine ökologische Bewirtschaftung umgestellt werden. Offensichtlich reichen insbesondere die in der Vergangenheit bzw. aktuell geleisteten Transferzahlungen nicht aus, um mehr Landwirte von einer Umstellung zu überzeugen. Folglich kann angenommen werden, dass eine Motivation hin zu einer deutlichen Ausweitung des ökologischen Landbaus auch eine (deutliche) Erhöhung der Förderung je Flächeneinheit erfordert.

Abbildung 3.5: Initiale Kosten der Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland aus Sicht der Landwirte, der Steuerzahler und insgesamt (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

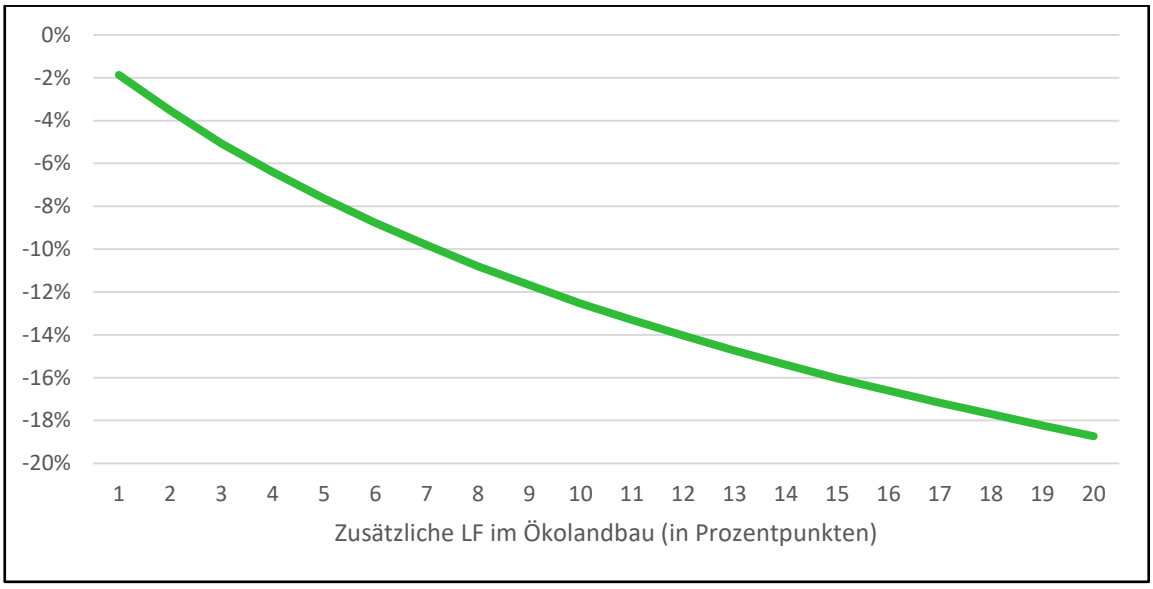
Dieser erkennbare zusätzliche Kosteneffekt für den Steuerzahler kann jedoch nicht ohne Weiteres verlässlich berechnet werden. Allerdings wird er zumal aus einem anderen Grund notwendig sein, denn die Märkte müssten einen deutlichen Anstieg des Ökolandbaus in Deutschland auch verkraften können. Steigt die Nachfrage für Bioprodukte nicht äquivalent zum Angebot, so ist ein Preisrückgang die Folge, der das wirtschaftliche Ergebnis der ökologisch wirtschaftenden Landwirte ceteris paribus potenziell verschlechtert. Dieser Effekt soll im Folgenden mitbedacht werden[32].

Untersucht man den Preiseffekt der notwendigen Ausdehnung des Ökolandbaus, um bis zum Jahr 2030 auf einen Anteil in der Flächennutzung von 25 Prozent bzw. 30 Prozent zu kommen, ceteris paribus, also ohne entsprechende Nachfrageänderungen, dann ist mit folgenden in Abbildung 3.6 ausgewiesenen Preissteigerungen zu rechnen[33].

32 Parallel dazu würde es zu einer tendenziellen Preissteigerung im konventionellen Bereich durch Verknappung des Angebots kommen, die hier allerdings außen vorgelassen wird. Die Kosten künftiger Umstellungen werden damit unterschätzt.

33 Ein partielles Gleichgewichtsmodell kommt zur Anwendung. Die in diesem Marktmodell genutzten Preiselastizitäten des Angebots und der Nachfrage wurden dabei so gewählt, dass der resultierende Preiseffekt eher unterschätzt wird. Im Gegensatz zur Analyse des Reduktionspotenzials werden bei der Modellierung zudem nur 20 Prozentpunkt-Schritte der Ausweitung des ökologischen Landbaus genutzt und nicht 22 Schritte wie zuvor bei der Potenzialanalyse. Die Wirtschaftlichkeitsüberlegungen in diesem Unterkapitel beziehen sich auf den aktuellen Zeitraum, dargestellt anhand der Wirtschaftsjahre 2017/18 bis 2019/20, und nicht auf den weiter vorn behandelten Referenzzeitraum von 2015 bis 2017. Zudem wurde bei der Modellierung bedacht, dass eine Ausweitung des ökologischen Landbaus

Abbildung 3.6: Marktpreiseffekte einer weiteren Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland (20 Prozentpunkte entsprechen dem 30-Prozent Ziel)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

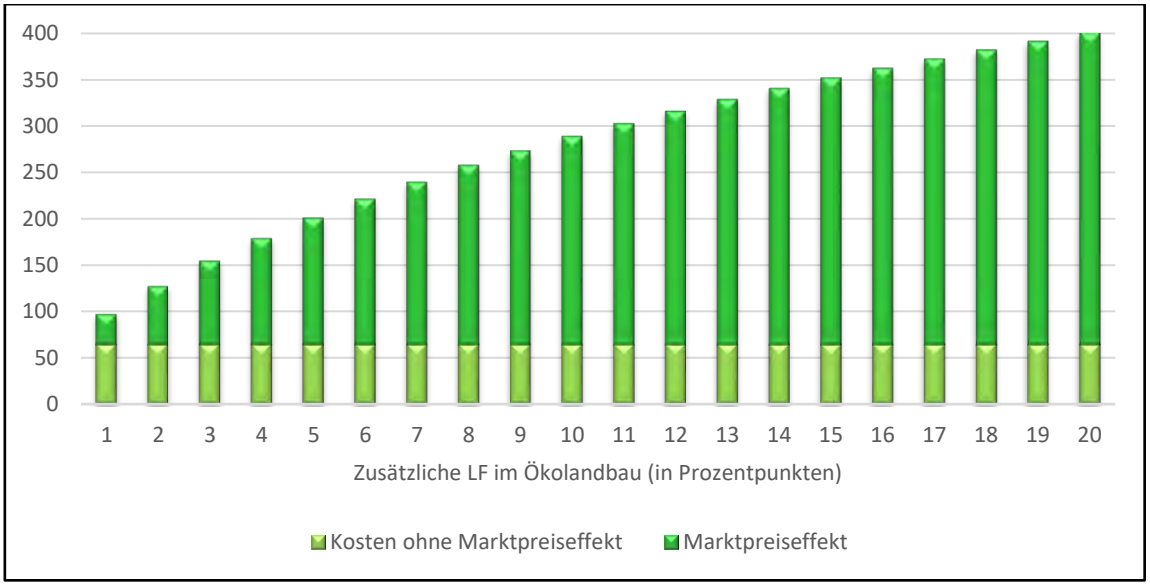
Es zeigt sich, dass ohne adäquate Nachfrageentwicklungen, die ggf. staatlich zusätzlich bezuschusst werden müssten, mit einem doch recht deutlichen Preisrückgang im Bereich des ökologischen Landbaus zu rechnen ist. Eine Zielerreichung der F2F-Strategie bzw. der Bundesregierung wäre wahrscheinlich ceteris paribus mit Preis- und damit Erlösrückgängen für Ökolandwirte im Bereich zwischen mindestens ca. 15 Prozent und 20 Prozent verbunden[34]. Das hat Auswirkungen auf die hier zu berücksichtigenden Kosten.

Diese müssten entweder privat (in Form von Erlösrückgängen in der Landwirtschaft) oder vom Steuerzahler (in Form einer höheren Förderung zur Kompensation) getragen werden. Wie hoch diese Opportunitätskosten – gemessen an den aktuellen Erlösstrukturen im Ökolandbau – wären, wird mit der Abbildung 3.7 deutlich. Sie zeigt den resultierenden Gesamtkosteneffekt für Landwirtschaft und Steuerzahler einer schrittweisen Ausweitung des Ökolandbaus in Deutschland von aktuell ca. zehn Prozent auf bis zu 30 Prozent auf. Der Sockelbetrag von 64 EUR je ha LF wird durch entgangene Umsatzerlöse auf bis zu 400 EUR je ha LF erhöht.

gleichzeitig in Deutschland und den anderen Mitgliedsstaaten der EU vollzogen werden müsste, um den Anforderungen der F2F-Strategie gerecht zu werden.

34 Das mag auf den ersten Blick beachtlich erscheinen. Berücksichtigt werden muss aber, dass dahinter de facto eine Verdreifachung des Angebots bei nur trendmäßiger Steigerung der Nachfrage, mithin eine außerordentliche Imbalance in der Entwicklung beider Marktseiten steht.

Abbildung 3.7: Gesamtkosten der Umstellung auf den ökologischen Landbau in Deutschland für Landwirtschaft und Steuerzahler unter Berücksichtigung von Marktpreiseffekten (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

In der Gesamtschau zeigt sich, dass das zuvor bestimmte Reduktionspotenzial in Bezug auf PSM von bis zu etwa 16 Prozent und im Hinblick auf N-Dünger von bis zu ca. sechs Prozent nur zu deutlich höheren Kosten für Landwirtschaft und/oder Steuerzahler realisiert werden kann als im Fall der zuvor diskutierten Potenziale und Kosten der verstärkten Anwendung von Technologien in der deutschen Landwirtschaft. Der ökologische Landbau mag unter bestimmten Perspektiven Vorteile mit sich bringen und bedient ohne Zweifel einen entsprechenden Markt, als kostengünstige Variante der Senkung des Einsatzes von PSM und Düngemitteln kann er jedoch offensichtlich nicht betrachtet werden.

3.4 Nitrifikation-Inhibitoren und Urease-Inhibitoren

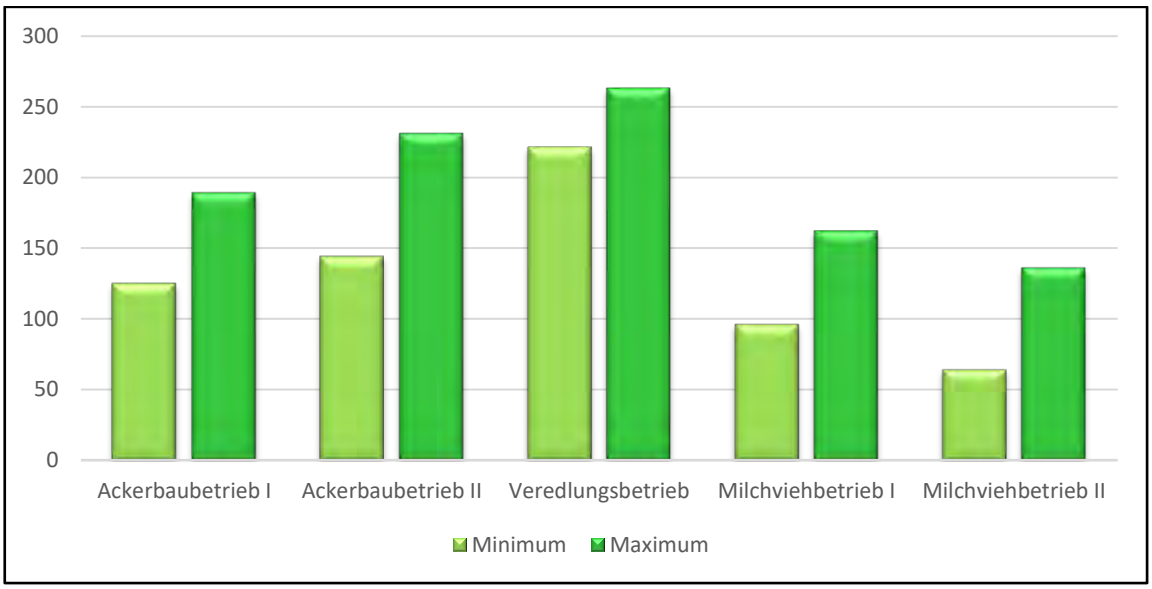
Nitrifikation-Inhibitoren und Urease-Inhibitoren wurden im Kontext dieser Studie vor allem vor dem Hintergrund der Vermeidung von Lachgas- bzw. Ammoniakemissionen diskutiert. In der Tat wurde festgestellt, dass ihre Wirkung auf eine Reduzierung der N-Düngung eher marginal ist. Ihr eigentlicher Effekt liegt in der Verfügbarmachung von N für die Pflanze. In der Literatur werden deshalb vor allem auch positive Ertragseffekte statt N-Einsparungen diskutiert, so etwa in Feld (2021) für Nitrifikation-Inhibitoren und in Hu und Schmidhalter (2021) für Urease-Inhibitoren. Die vorliegenden Informationen erlauben keine vertiefende Diskussion der Wirtschaftlichkeit der Inhibitoren vor dem Hintergrund einer möglichen Reduktion des Einsatzes von N-Dünger, also zuvorderst organischem

N-Dünger, in Bezug auf Nitrifikation-Inhibitoren und Harnstoff in Bezug auf Urease-Inhibitoren. Allerdings sei hervorgehoben, dass Hu und Schmidhalter (2021) zu der Erkenntnis gekommen sind, dass die Kosten der Applikation von Urease-Inhibitoren in Abhängigkeit von deren Wirkungseffizienz sowie verschiedenen Emissionsfaktoren bei Harnstoff innerhalb einer relativ großen Spanne zwischen 0,41 und 2,31 EUR je kg vermiedener Ammoniakemissionen liegen. Im Durchschnitt der verschiedenen Berechnungen durch die Autoren sind es 1,03 EUR je kg Ammoniak[35].

3.5 Düngeverordnung

Weiter vorn wurde der Effekt der DüV, insbesondere der Novelle aus dem Jahr 2020, im Kontext „Roter Gebiete", also besonders mit Nitrat belasteter Regionen, diskutiert. Die Wirtschaftlichkeitsüberlegungen sollen sich demzufolge auch auf diese Gebiete beziehen. Hierzu haben Latacz-Lohmann et al. (2021) bereits betriebswirtschaftliche Kalkulationen auf der Basis typischer Agrarbetriebe in „Roten Gebieten" vorgelegt. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sollen im Folgenden skizziert werden. Abbildung 3.8 visualisiert die einzelnen Wirtschaftlichkeitsüberlegungen zusammenfassend, wobei die Bezugsbasis ein ha landwirtschaftliche Nutzfläche und nicht LF ist.

Abbildung 3.8: Gesamtkosten (Einkommensverluste) infolge der Düngeverordnung für verschiedene typische Agrarbetriebe in „Roten Gebieten" (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von Latacz-Lohmann et al. (2021).

35 Der eigentliche wirtschaftliche Wert der Inhibitoren liegt in externer Kostenvermeidung. Das sind in Bezug auf Ammoniak vor allem Gesundheitskosten und im Hinblick auf Lachgas Kosten des Klimawandels. Hier gibt es hohe externe Nutzen, die nicht Gegenstand der eigenen Analyse sind.

Im Einzelnen lassen sich die folgenden Kosten für die ausgewiesenen fünf Landwirtschaftsbetriebe herausarbeiten:

- Für einen Ackerbaubetrieb in der Köln-Aachener Bucht kommen die Autoren zu dem Schluss, dass die Einkommensverluste zwischen 125 und 189 EUR je ha liegen;
- Für einen weiteren Ackerbaubetrieb (in der Soester Börde), sind es 144 bis 231 EUR je ha.
- Höher sind die Einkommensverluste in einem Veredlungsbetrieb, der in der Region Westfalen-Lippe verortet ist. Dort sind die Kosten der Landwirte mit 221 bis 263 EUR je ha anzusetzen.
- Schließlich werden zwei Milchviehbetriebe betrachtet. Der eine Betrieb (am Niederrhein) würde je ha 96 bis 162 EUR verlieren, und der andere Betrieb (im Sauerland) hätte Einkommenseinbußen zwischen 64 und 136 EUR je ha hinzunehmen.

Auch wenn die Aussagen aufgrund der durch die Autoren vorgenommenen Betriebsauswahl nur einen illustrativen und keinen repräsentativen Charakter haben, wird doch deutlich, dass die Wirkungen der DüV, konkret vor allem die Effekte der Novelle dieser Verordnung aus dem Jahr 2020 in „Roten Gebieten", drastisch sein können. Typische Landwirtschaftsbetriebe in den besonders mit Nitrat belasteten Regionen werden insbesondere eine pauschale Reduktion der N-Düngung um 20 Prozent nur mit deutlichen Einkommenseinbußen realisieren können. Im Mittel der in Latacz-Lohmann et al. (2021) genutzten Betriebe ergeben sich Kosten in Höhe von 163 EUR je ha, mit denen das weiter vorn hergeleitete Potenzial einer Reduktion des N-Einsatzes in Deutschland in Höhe von etwa 2,4 Prozent bis ca. 3,1 Prozent realisiert werden müsste.

3.6 Gesonderte Gebietskulissen

Bei der Diskussion von Reduktionspotenzialen für PSM und/oder Düngemittel wurden in Bezug auf gesonderte Gebietskulissen drei Schwerpunkte beleuchtet: eine obligatorische Brache von vier Prozent Ackerland, Gewässerrandstreifen und Eco-Schemes. Für diese drei Aspekte sollen nun abschließend ebenfalls Wirtschaftlichkeitsüberlegungen angestellt werden.

Wirtschaftlichkeitsüberlegungen für die obligatorische Brache

Unter der obligatorischen Brache, die vier Prozent des Ackerlandes betreffen wird und von der ein maximales Reduktionspotenzial – gemessen am Status quo – in Höhe von nicht mehr als zwei Prozent PSM und ggf. noch weniger Düngemittel ausgehen wird, werden nicht-produktive Flächen verstanden, auf denen keine Bewirtschaftung erbracht wird. Das heißt, für die folgenden Überlegungen zur Wirtschaftlichkeit wird postuliert, dass auf diesen Flächen weder Kosten noch Erlöse entstehen[36].

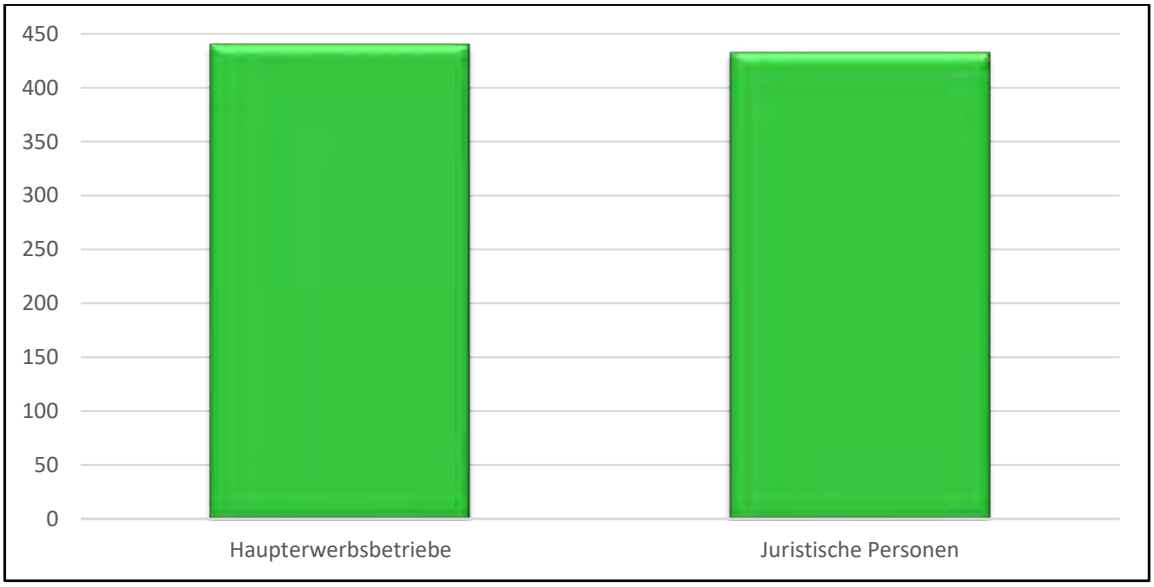
[36] Insbesondere das Argument, es würden keine Kosten entstehen, stellt nur ein grobes Berechnungskalkül dar. Vor allem in Betrieben mit hohen Pachtanteilen wären entsprechende Kosten zu berücksichtigen.

Sind diese Flächen nicht brachgelegt, werden Kosten verursacht. Es werden aber auch Erlöse erzielt. Aus beiden Variablen ergibt sich das Einkommen je Flächeneinheit. Den besten Proxy zur Veranschaulichung der entsprechenden Einkommenswirkungen der Brache, d.h. der Kostenimplikationen für Landwirte im Kontext dieser Studie, liefern Angaben aus der landwirtschaftlichen Buchführung für auf Ackerbau spezialisierte Betriebe in Deutschland, die BMEL (versch Jgg.) entnommen wurden.

Für die Haupterwerbsbetriebe ergibt sich im Durchschnitt der Wirtschaftsjahre 2017/18 bis 2019/20 ein Gewinn in Höhe von 440 EUR je ha LF. Für Juristische Personen (in den neuen Bundesländern) sind es 432 EUR Jahresüberschuss plus Personalaufwand, die dem Gewinn der Haupterwerbsbetriebe am ehesten entsprechende Maßzahl für diese landwirtschaftlichen Unternehmen, je ha LF.

Beide Werte liegen eng beieinander und lassen die Aussage zu, dass jeder zusätzliche ha obligatorische Brache in der Landwirtschaft Netto-Kosten in Höhe von knapp 440 EUR verursacht[37]. Dies sind die flächenbezogenen Zusatzkosten der Nutzung des Reduktionspotenzials in Höhe von (weniger als) zwei Prozent bei PSM und Düngemitteln, denn für die obligatorische Brache, konkret für die verpflichtende Stilllegung von vier Prozent Ackerland, sind keine staatlichen Förderungen vorgesehen. Die Netto-Gesamtkosten sind zusammenfassend in der Abbildung 3.9 noch einmal festgehalten.

Abbildung 3.9: Gesamtkosten (Einkommensverluste) infolge der obligatorischen Brache (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

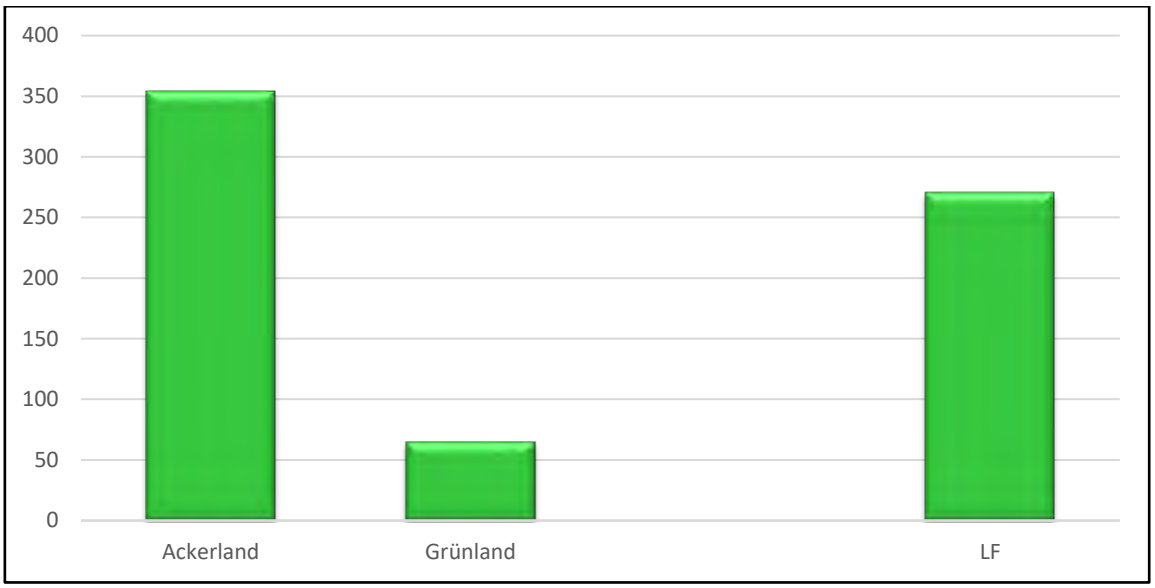
37 Mit anderen Worten: Die folgenden Überlegungen können als „konservative" Einschätzung der Kosten einer Reduktionsminderung bei PSM und Düngemitteln im Kontext dieser Studie angesehen werden. Kerkhof et al. (2021) kommen zu dem Schluss, dass die Anpassungskosten auf einem mittleren Standort bei etwa 550 EUR je ha liegen. Röder et al. (2021a) weisen, ohne eine Durchschnittsangabe zu machen, Opportunitätskosten der Stilllegung in Höhe von ca. 150 bis über 1.000 EUR je ha Ackerfläche aus.

Wirtschaftlichkeitsüberlegungen für die Gewässerrandstreifen

Mit Gewässerrandstreifen können nur geringfügige zusätzliche Reduktionspotenziale in Bezug auf in der deutschen Landwirtschaft eingesetzte PSM und Düngemittel gehoben werden. Von weniger als einem Prozent ist auszugehen. Dieser Potenzialerschließung stehen hohe Kosten gegenüber.

Auf einer Teilfläche werden weder Düngemittel noch PSM genutzt. Das mindert zwar die Kosten (für die Ausbringung der intermediären Inputs), verschlechtert aber auch die Ertragslage auf den Flächen. Die damit verbundenen Netto-Kosten können approximativ geschätzt werden, indem auf Ausführungen durch Röder et al. (2021a; b) zurückgegriffen wird. Die Autoren bemessen die Kosten eines Verzichts auf chemisch-synthetische PSM für insgesamt elf Ackerkulturen. Im gewogenen Mittel lässt das die Aussage zu, dass allein der Verzicht auf PSM in der Fläche zu Netto-Kosten, verstanden als eingesparte Kosten im Pflanzenschutz sowie Erlösverluste, in Höhe von 354 EUR je ha Ackerfläche führt. Im Dauergrünland sind es hingegen „nur" ca. 65 EUR je ha. Mithin ergibt sich ein auf LF bezogener Durchschnittswert in Höhe von 271 EUR je ha[38]. Abbildung 3.10 veranschaulicht dieses Bild noch einmal. Die ausgewiesenen Netto-Kosten müssten jedoch noch um Kosten- und Erlöseffekte durch Verzicht auf Düngemittel ergänzt werden[39]. Informationen dazu liegen nicht vor.

Abbildung 3.10: Gesamtkosten (Einkommensverluste) durch Gewässerrandstreifen (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

38 Auch hier wird auf Betrachtungen zum Steuerzahler aufgrund fehlender Förderungen verzichtet.

39 Verlässliche Informationen zu diesem Teilaspekt konnten im Rahmen dieser Forschungsarbeit nicht eruiert werden.

Wirtschaftlichkeitsüberlegungen für die Eco-Schemes

Eco-Schemes können in verschiedener Form freiwillig in Anspruch genommen werden. Ob dies geschehen wird, hängt ganz zentral von der Wirtschaftlichkeit ab, die wiederum aus dem Zusammenspiel zwischen Erlösminderungen und zusätzlichen Förderungen der einzelnen Eco-Schemes resultieren. Die eigenen Berechnungen zuvor sowie weitere Angaben durch Röder et al. (2021a; b) und Kerkhof et al. (2021) für Anpassungskosten der Landwirte sowie Informationen aus Lehmann (2021) zu den Förderprämien erlauben die folgende in Abbildung 3.11 ersichtliche Zusammenstellung zur Höhe etwaiger Anpassungskosten und Förderprämien für die fünf im Unterkapitel 2.6 bereits genannten Eco-Schemes.

Abbildung 3.11: Anpassungskosten und Förderprämien für einzelne ausgewählte Eco-Schemes (in EUR/ha)

Eco-Scheme	Anpassungskosten	Förderprämie
Freiwillige Stilllegung - 5. Prozent - 6. Prozent - 7. Prozent	ø ca. 440	 1.300 500 300
Blühstreifen	593-1.133	150
Altgrasstreifen - 1. Prozent - 2. bis 3. Prozent - 4. bis 6. Prozent	138-464	 900 400 200
Vielfältige Fruchtfolgen	74-124	30
Verzicht auf PSM	ø 271	50-130

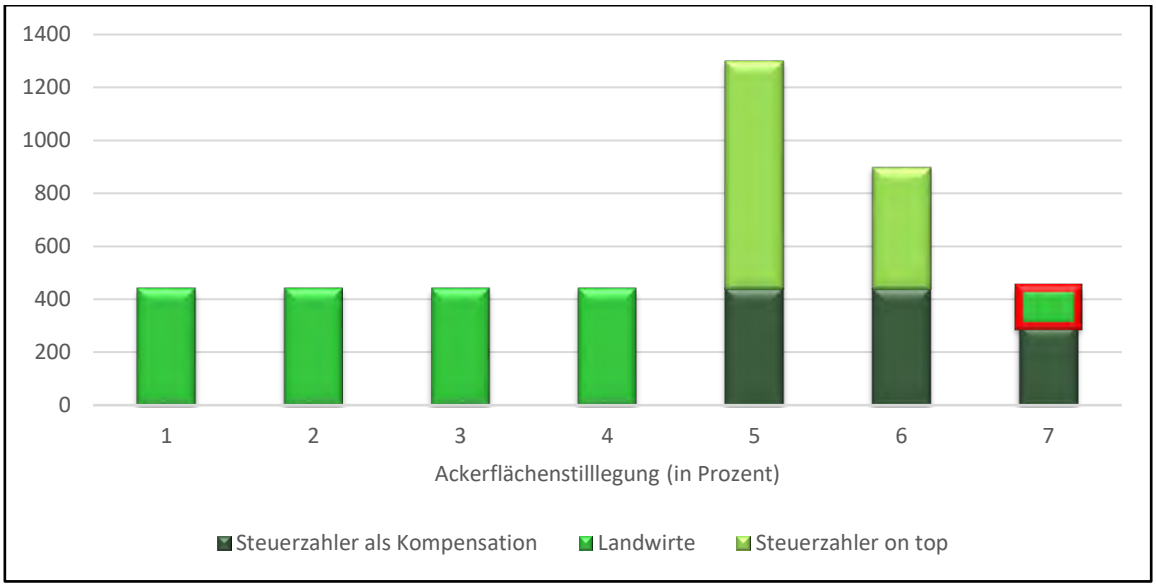
Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis eigener Berechnungen sowie Röder et al. (2021a; b), Kerkhof et al (2021) und Lehmann (2021).

Die Darstellung, wenn auch aufgrund der hier mit Daten unterlegbaren Sachverhalte unvollständig, offenbart, dass sich einige der gelisteten Eco-Schemes für viele Landwirtschaftsbetriebe nicht rechnen werden, weil die zurzeit vorgesehenen Förderprämien nicht die wirtschaftlichen Verluste durch mit den Eco-Schemes einhergehende (durchschnittliche) Erlösminderungen ausgleichen können. Lediglich die freiwillige Stilllegung des fünften und sechsten Prozents Ackerfläche und die Anlage von Altgrasstreifen auf einem Prozent des Dauergrünlands und ggf. in Teilen darüber hinaus erscheint aus Sicht von Landwirtschaftsbetrieben eine auch wirtschaftlich lohnende Maßnahme[40].

[40] Betont werden soll an dieser Stelle, dass es sich hierbei nur um ein indikatives Kalkulationskalkül auf der Basis durchschnittlicher Erwartungen handelt. Im Einzelfall werden Deckungsbeitrags- und Gewinnspannen einzelner Landwirtschaftsbetriebe die Anwendung anderer Eco-Schemes ermöglichen.

Für die freiwillige Stilllegung von Ackerfläche sollen die Überlegungen zu Reduktionspotenzialen an PSM und Düngemitteln noch ergänzt werden[41]. Es geht um zwei weitere Prozent – das fünfte und das sechste Prozent – Ackerland, das aus wirtschaftlicher Sicht stillgelegt werden würde, weil die staatliche Förderung in Höhe von 1.300 EUR je ha für das fünfte Prozent und 900 EUR je ha für das sechste Prozent den ermittelten durchschnittlichen Erlösrückgang überkompensieren würde[42]. Das mögliche siebente Prozent wird jedoch nicht mehr in Anspruch genommen, da die staatliche Förderprämie dann nur 300 EUR je ha beträgt und geringer ist als die damit einhergehenden zusätzlichen landwirtschaftlichen Erlösausfälle[43]. Mithin dürfte das noch einmal zu gewinnende Einsparpotenzial an PSM und Düngemitteln wieder klein sein und wohl (deutlich) unter zwei zusätzlichen Prozent liegen. Und diese Prozent müssten wieder teuer erkauft werden, zumal durch den Steuerzahler, der den Erlösausfall in der Landwirtschaft mit einem entsprechenden Transfer kompensiert und on top dazuzahlt, wie die dieses Kapitel abschließende Abbildung 3.12 visualisiert, die das soeben Gesagte zudem mit den zuvor gewonnenen Erkenntnissen zur obligatorischen Brache verbindet. Das rote Kästchen symbolisiert dabei die zusätzlichen Kosten der Landwirtschaft für das siebente Prozent, die sie aus einem unternehmerischen Kalkül heraus nicht freiwillig tragen wird.

Abbildung 3.12: Netto-Kosten der obligatorischen Brache sowie der freiwilligen Flächenstilllegung und deren Träger (in EUR/ha)



Quelle: Eigene Darstellung und Berechnungen.

41 Für Altgrasstreifen konnten keine Informationen generiert werden, die eine solche erweiterte Einschätzung zulassen. Jedoch dürften die entsprechenden Potenziale (an vor allem organischem Dünger und ggf. Herbiziden) angesichts des sehr geringen Flächenanspruchs (sehr) klein ausfallen.

42 Landwirtschaftsbetriebe werden die Option zudem nutzen, um die nicht kompensierten Erlösrückgänge für das erste bis vierte Prozent der obligatorischen Brache zumindest teilweise zu kompensieren.

43 Wiederholt sei noch einmal darauf hingewiesen, dass laut Kerkhof et al. (2021) die Anpassungskosten auf einem mittleren Standort 550 EUR je ha betragen. D.h., es ist durchaus möglich und wahrscheinlich, dass auch Teile des sechsten Prozents regional unterschiedlich nicht freiwillig genutzt werden.

4 Zusammenfassung und Einordnung der Erkenntnisse

Die Betrachtungen zu den Reduktionspotenzialen einzelner Bestimmungsfaktoren in Bezug auf PSM und/oder im Hinblick auf Düngemittel im Kapitel 2 dieser Studie sowie die damit verbundenen Wirtschaftlichkeitsüberlegungen im Kapitel 3 lassen sich zusammenfassen. Zunächst sei auf die Abbildung 4.1 verwiesen, die alle wesentlichen weiter vorn quantifizierten Sachverhalte zu Reduktionspotenzialen und damit verbundenen Kosten für Landwirtschaft und Steuerzahler kondensiert zusammenführt.

Abbildung 4.1: Zusammenfassung zu den Reduktionspotenzialen einzelner Determinanten und damit verbundenen Kosten für Landwirtschaft und Steuerzahler

Determinante	Reduktionspotenzial (der Mengen)	Kosten
Teilflächenapplikationen - Fungizide - Herbizide - N-Dünger	 ø 7,1 Prozent aller PSM ø 3,3 Prozent aller PSM <20 Prozent allen N-Düngers (anorg.)	 <27 EUR/ha <23 EUR/ha <18 EUR/ha
Bandspritzen	ø 13,0 Prozent aller PSM	Negative Kosten
Ökolandbau - PSM - N-Dünger	 <17 Prozent aller PSM <7,7 Prozent allen N-Düngers	 97-400 EUR/ha
Nitrifikation-Inhibitoren Urease-Inhibitoren	<1,0 Prozent allen N-Düngers <1,3 Prozent allen N-Düngers	n. a. n. a.
Düngeverordnung	<3,1 Prozent allen N-Düngers	64-263 EUR/ha
Gesonderte Gebietskulissen - Obligatorische Brache - Gewässerrandstreifen - Freiwillige Stilllegung	 <2,0 Prozent aller PSM & Düngemittel <2,5 Prozent aller PSM & Düngemittel <2,0 Prozent aller PSM & Düngemittel	 >432 EUR/ha ø 271 EUR/ha >440 EUR/ha

Quelle: Eigene Darstellung.

Die in der Tabelle noch einmal dargestellten Details lassen sich zu zwei zentralen Kernbotschaften zusammenfassen:

- Die auf die aktuellen bzw. im Status quo 2015 bis 2017 verwendeten Einsatzmengen an PSM und/oder Düngemitteln bezogenen Reduktionspotenziale sind zum einen vergleichsweise groß und lassen sich zu relativ geringen Kosten heben, wenn Technologien Determinanten von Veränderungsprozessen sind.

- Zum anderen sind die entsprechenden Einsparpotenziale eher klein und mit verhältnismäßig hohen Kosten verbunden, wenn politikbedingte Bestimmungsfaktoren Auslöser von zugrundeliegenden Entwicklungen sind.

Mithin kann an dieser Stelle ausgeführt werden, dass Technologien – hier vor allem Technologien der Teilflächenapplikation inklusive der Bandspritzen – effiziente Mittel sind, um größere Zielbeiträge im Kontext der F2F-Strategie der EU zu erbringen. Struktur- und ordnungspolitische Maßnahmen können auch zu einer Einsparung spezifischer Inputs beitragen; sie sind jedoch i. d. R. deutlich teurer für die Landwirtschaft und/oder den Steuerzahler als die kosteneffizienten technologischen Optionen.

Das soll keinesfalls nahelegen, dass die hier angesprochenen struktur- und ordnungspolitischen Maßnahmen, etwa eine Erweiterung des Ökolandbaus oder die Anlage von Gewässerrandstreifen zum Schutz der Umwelt, in Frage zu stellen sind. Mit ihnen sind verschiedene gesellschaftlich präferierte Ziele und offensichtliche Zielbeiträge bzw. Marktchancen verbunden. Jedoch stellen sie vor dem Hintergrund der hier ermittelten Forschungsergebnisse keine zu priorisierenden Maßnahmen dar, wenn das Ziel die Reduktion des Einsatzes von PSM und/oder Düngemitteln in der deutschen Landwirtschaft ist. Hier bieten eher Technologien zielorientierte und vor allem wirtschaftlich in der Breite funktionierende Lösungsansätze.

Die weiter vorn abgeleiteten und in der Abbildung 4.1 noch einmal zusammengefassten partiellen Effekte lassen sich nicht einfach aufaddieren, weil die Grundgesamtheiten, auf die sich alle numerisch benannten Reduktionsziele beziehen, die im Status quo 2015 bis 2017 ausgebrachte Menge an Düngemitteln bzw. die in dieser Zeit inländisch abgesetzten PSM sind. Wechselwirkungen und Pfadabhängigkeiten wären bei einer Aufsummierung zu beachten. Doch selbst ohnedies wird deutlich, dass die hier diskutierten Bestimmungsfaktoren nicht oder nur begrenzt in der Lage sein werden, die ambitionierten Ziele der F2F-Strategie der EU zu erreichen:

- Dazu müssten zum einen z.B. die weiter vorn diskutierten Technologien vollumfänglich, d.h. auf jedem ha und zu jeder möglichen Anwendung genutzt werden.

- Dazu müssten zum anderen die politischen Zielvorgaben entschieden implementiert und diese Implementierung zweckmäßig kontrolliert bzw. eine (partielle) Nicht-Implementierung ggf. auch sanktioniert werden.

Wie dies geschehen kann und sollte, bleibt eine offene Frage, die mit dieser Forschungsarbeit nicht beantwortet werden kann. Jedoch erscheint eine allzu starre und pauschalierende Zielformulierung – konkret 50 Prozent weniger PSM und 20 Prozent weniger Düngemittel bis 2030 – nicht zweckmäßig bzw. an der Realität vorbei verfasst. Ihre Umsetzung wäre ggf. nicht unmöglich, zumal weitere Determinanten als hier analysiert dazu beitragen können. Diese Umsetzung würde aber (sehr) hohe Kosten für Landwirtschaft und Steuerzahler mit sich bringen. Dies würde finanzielle Mittel binden, die im Sinne der spezifischen Zielerreichung der F2F-Strategie besser allokiert werden können.

In der Tat muss es unter anderem vielmehr darum gehen, die hier diskutierten Technologien in die Fläche zu bringen, d.h., in der Landwirtschaft die Motivation für mehr Investitionen in innovative Problemlösungen hochzuhalten und sogar zu mehren. Entsprechende, auch politisch geförderte Informationskampagnen und Investitionsprogramme sind probate Mittel, um die Investitionsbereitschaft in der Landwirtschaft erhöhen.

In der Tat zeigt eine durch P+M (2021) vorgelegte Auswertung nach Befragung von Landwirtschaftsbetrieben, dass diese sehr wohl bereit sind, in z.B. Technologien der Teilflächenapplikation, wie hier analysiert, zu investieren. Allerdings wäre demnach „nur" mit einer Durchdringung von ca. zwei Dritteln zu rechnen. Das wäre die Ackerfläche, die in 2030 – aktuelle Investitionsbereitschaft anhaltend vorausgesetzt – prinzipiell mit modernen Teilflächenapplikationstechnologien bearbeitet werden könnte. Als Hindernisse sehen die befragten repräsentativen Landwirtschaftsbetriebe vor allem die immer noch zu hohen Anschaffungskosten, fehlendes Praxiswissen, unzureichende Beratung und auch Internetabdeckung/GPS-Empfang – mit anderen Worten: fehlende Information und zum Teil noch unzureichende einzelbetriebliche Wirtschaftlichkeit. Hier könnten die angesprochene Informationsunterstützung und Investitionsförderung wertvolle Impulse und mehr leisten.

Darüber hinaus braucht es aber auch einen kontinuierlichen Fluss an neuen, d.h. zusätzlichen innovativen Problemlösungen aus den vorgelagerten Segmenten der landwirtschaftlichen Wertschöpfungskette heraus. Zum einen ist zu erwarten, dass bei der Entwicklung von Technologien z.B. der Teilflächenapplikation Lernkurven existieren, die in der Zukunft den Einsatz noch kostengünstigerer und/oder effizienterer (mehr Inputs einsparender) Verfahren erlauben. Zum anderen kann davon ausgegangen werden, dass auch andere Technologien als die hier angesprochenen Optionen partielle Lösungsansätze bieten – und damit sind nicht nur Technologien im Kontext von Pflanzenernährung und Pflanzenschutz gemeint. Auch Technologien des Maschinenbaus, der Digitalisierung des Pflanzenbaus und seines Managements sowie der Pflanzenzüchtung spielen eine Rolle.

Gerade auch die Pflanzenzüchtung bietet komplementäre Lösungsansätze und ist aktuell Gegenstand einer öffentlich geführten Diskussion über das Für und Wider innovativer Technologien. Deutlich wird in dieser Debatte, dass von verschiedenen pflanzenzüchterischen Technologien wertvolle Zielbeiträge ausgehen können (vgl. u.a. Noleppa und Cartsburg, 2021). Das gilt auch in Bezug auf die im Rahmen dieser Forschungsarbeit interessierenden Reduktionspotenziale:

- So verweisen z.B. Miedaner und Juroszek (2021) auf Möglichkeiten in der Weizenzüchtung, mit denen multi-resistente Sorten in Bezug auf verschiedene Fungi entwickelt werden können. Boldt (2020) und BDP (2021) bestätigen diese Perspektive.

- Ähnliches gilt im Hinblick auf Viruserkrankungen der Zuckerrübe, ausgelöst durch Insektenbefall. Hier sehen z.B. Ladewig et al. (2018) sowie Stevanato et al. (2018) enormes Entwicklungspotenzial in der Anwendung moderner Pflanzenzüchtungstechnologien.

- Oder, um ein letztes Beispiel zu nennen: Wein. Auch diese Sonderkultur wird häufig von Pilzen befallen, die mit PSM bekämpft werden können. Bruins und Morgante (2021) zufolge könnte das aber mittels pflanzenzüchterisch neu zu entwickelnder Sorten gelingen.

Es wird deutlich, die gesamte Bandbreite technologischer Optionen, flankiert durch einen verlässlichen politischen und regulatorischen Rahmen, kann und muss für die Problembewältigung genutzt werden. Vor diesem Hintergrund ist es sinnvoll und stellt eine Herausforderung dar, in Forschung und Entwicklung (FuE) zu investieren:

- FuE sollte nicht nur insgesamt breiter gestreut werden, also zunehmend alle Bereiche des Pflanzenschutzes, der Pflanzenernährung, der Pflanzenzucht und des Pflanzenbaus ausfüllen.

- FuE sollte auch insgesamt im Niveau deutlich angehoben werden. Zusätzliche finanzielle Mittel und Humanressourcen wären für öffentliche Forschungsinstitutionen bereitzustellen, und private Forschung müsste stärker als bislang motiviert und nicht noch zusätzlich demotiviert werden, um in weitere, dringend benötigte Innovationen zu investieren.

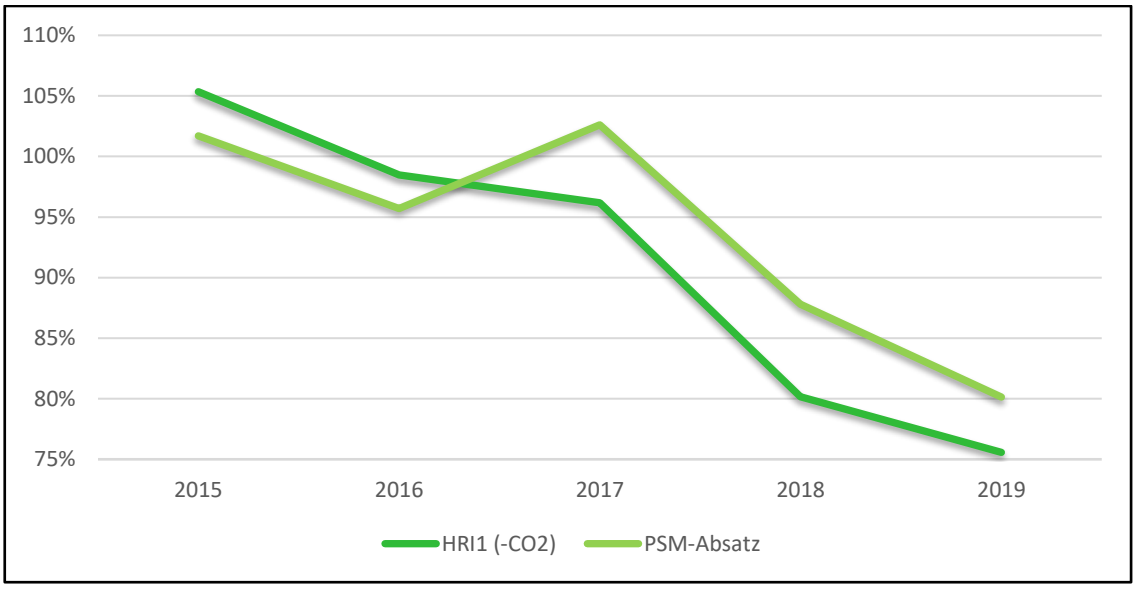
Diese Innovationen sind auch aus einem anderen Grund notwendig, der im Rahmen dieser Studie kaum beleuchtet werden konnte, weil quantifizierbare Aussagen aus der wissenschaftlichen Diskussion weitgehend fehlen. Eine Absicht der F2F-Strategie zielt explizit darauf ab, das von PSM ggf. ausgehende Risiko für die Umwelt und Gesundheit um 50 Prozent zu senken. Sicher trägt hierzu eine Mengenreduktion per se bei, denn von nicht eingesetzten PSM gehen auch keine Risiken aus. Folglich ist eine Absenkung des Einsatzes von PSM um einen bestimmten Prozentsatz gleichzusetzen mit einer entsprechenden Risikominderung. Gleichwohl kann erwartet werden, dass das PSM-spezifische Risiko (deutlich) stärker zurückgehen wird als die Menge eingesetzter PSM. Diese Erwartungshaltung basiert vor allem auf drei Aspekten.

Zum einen ist auf den Trend zu verweisen. Selbst wenn seit dem offensichtlichen Referenzzeitraum 2015 bis 2017 erst wenige Jahre vergangen sind, wird aktuell schon deutlich, dass das Risiko – ausgedrückt anhand des Harmonisierten Risikoindikators 1 (HRI 1)[44] – in Deutschland stärker zurückgeht als der Absatz an PSM. Für das Jahr 2019, das letzte Jahr für das zurzeit Daten vorliegen, ergibt sich ein Rückgang des HRI1 um fast 25 Prozent. Demgegenüber fiel der Absatz an PSM „nur" um 20 Prozent. Abbildung 4.2 zeigt dieses Ergebnis. Zum anderen kann erwartet werden, dass auch die Entwickler neuer Wirkstoffe oder Wirkstoffkombinationen von PSM an Innovationen arbeiten. Diese Innovationen werden aller Voraussicht nach weniger risikobehaftet sein als aktuell und zumal früher gebräuchliche Wirkstoffe. PSM-Produkte mit deutlich verbessertem Risikoprofil sind zu erwarten. Schließlich ist wahrscheinlich, dass vor allem durch Precision bzw. Smart Farming die Gesamtbelastung der Umwelt mit PSM per se abnimmt, weil mit diesen Ansätzen sensible Gebiete

[44] Der HRI 1 basiert auf den jährlichen Verkaufsmengen von Wirkstoffen an PSM. Die Mengen werden dabei gewichtet nach dem Status der Wirkstoffe entsprechend der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009. Mengen der Wirkstoffe mit geringem Risiko werden mit dem Faktor 1, Mengen der Substitutionskandidaten mit dem Faktor 16, Mengen der nicht mehr genehmigten Wirkstoffe mit dem Faktor 64 und Mengen der sonstigen, genehmigten Wirkstoffe mit dem Faktor 8 gewichtet (vgl. auch BVL, 2022).

punktgenau ausgespart und Abstände besser eingehalten werden können. Das Risiko für Nicht-Zielorganismen und Nicht-Zielflächen würde durch Technik losgelöst vom konkret ausgebrachten PSM abnehmen.

Abbildung 4.2: Entwicklung des Harmonisierten Risikoindikators 1 und des Absatzes von Pflanzenschutzmitteln in der deutschen Landwirtschaft zwischen 2015 und 2019 (Index, 2015–2017 = 100 Prozent)



Quelle: Eigene Darstellung auf der Basis von BVL (2022; versch. Jgg.).

Auch wenn eine quantifizierbare Aussage zu den Potenzialen einer Risikominimierung schwerfällt, kann doch folgende Arbeitshypothese aufgestellt werden: Das Potenzial der Risikominimierung bei PSM bis 2030 ist höher als das der Mengenreduzierung. Folglich wird das Risiko, welches von PSM ausgehen kann, in Zukunft noch stärker sinken als die Absatz- und damit Anwendungsmenge dieser essenziellen landwirtschaftlichen Inputs. Diese Arbeitshypothese mit Fakten zu belegen, muss jedoch Gegenstand künftiger Forschung sein.

Diese Studie hatte zum Ziel, zu ermitteln, inwieweit Ziele der F2F-Strategie in Bezug auf eine Reduktion von PSM und Düngemitteln Erfolgsaussichten haben, und kommt zu dem Schluss, dass wertvolle Beiträge gehoben werden können, wenn insbesondere schon vorhandene Technologien breiter genutzt und neue innovative Problemlösungen gefördert werden. Für private Entscheidungsträger heißt das, entsprechende Investitionen vorzunehmen bzw. zu initiieren. Politische Entscheidungsträger sollten dabei unterstützen und zuvorderst Lösungen präferieren, die kosteneffizient sind. Ein starrer Rahmen, etwa in Bezug auf die Vorgabe zu erbringender Zielbeiträge, ist dabei wenig hilfreich und wird zu negativen wirtschaftlichen Konsequenzen für Landwirtschaft und Gesellschaft führen.

Literaturverzeichnis

Amon, B.; Borghardt, G.; Büscher, W.; Düsung, D.; Elberskirch, K.; Eurich-Mender, B.; Geburek, F.; Hahne, J.; Hartung, E.; Hofmeier, M. et al. (2021): Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft mindern: gute fachliche Praxis. Darmstadt: KTBL.

Arle, K.; Blondzik, U.; Claussen, A.; Duffek, S.; Grimm, F.; Hilliges, B.; Kirschbaum, I.; Kirst, D.; Koch, J.; Koschorreck, P.; Lepom, W.; Leujak, V.; Mohaupt, S.; Naumann, U.; Pirntke, J.; Rechenberg, P.; Schilling, A.; Ullrich, J.; Wellmitz, S.; Wolter, R. (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau: UBA.

Barreiro-Hurle, J.; Bogonos, M.; Himics, M.; Hristov, J.; Pérez-Domínguez, I.; Sahoo, A.; Salputra, G.; Weiss, F.; Baldoni, E.; Elleby, C. (2021): Modelling environmental and climate ambition in the agricultural sector with the CAPRI model: exploring the potential effects of selected Farm to Fork and Biodiversity strategies targets in the framework of the 2030 climate targets and the post 2020 Common Agricultural Policy. Seville: JRC.

BDP (Bundesverband Deutscher Pflanzenzüchter e.V.) (2021): Establishing multiple and durable fugel disease tolerance in wheat through the latest breeding methods. Bonn: BDP.

Beckman, J.; Ivanic, M.; Jelliffe, J.L.; Baquedano, F.G.; Scott, S.G. (2020): Economic and food security impacts of agricultural input reduction under the European Union Green Deal's Farm to Fork and Biodiversity strategies. Economic Brief Number 30. Washington, DC: USDA.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2021): Gesamtlänge der Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet größer 10 Quadratkilometer. Bonn: BfN.

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2022a): BMEL macht den ökologischen Landbau zu seinem Leitbild für eine nachhaltige Landwirtschaft. Berlin: BMEL.

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2022b): Flächenbilanz von 1990 bis 2019 in kg N/ha. Berlin: BMEL.

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2021): Betriebe und Flächen des Ökologischen Landbaus. Berlin: BMEL.

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (versch. Jgg.): Betriebe des ökologischen Landbaus nach Betriebsformen im Vergleich zu vergleichbaren konventionell wirtschaftenden Betrieben. Berlin: BMEL.

BÖLW (Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft) (2022): Branchenreport 2022: Ökologische Lebensmittelwirtschaft. Berlin: BÖLW.

Boldt, B. (2020): Fusarienresistenzen im Weizengenom orten. In: Bioökonomie.de (05.08.2020).

Bremmer, J.; Gonzalez-Martinez, A.; Jongeneel, R.; Huiting, H.; Stokkers, R.; Ruijs, M. (2022): Impact assessment of EC 2030 Green Deal targets for sustainable crop production. Wageningen: Wageningen Economic Research.

Bruins, M.; Morgante, M. (2021): Innovation to preserve tradition. In: europeanseeds (March 1, 2021).

BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2022.): Harmonisierte Risikoindikatoren. Braunschweig: BVL.

BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (versch. Jgg.): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland: Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr .... Braunschweig: BVL.

Dachbrodt-Saaydeh, S.; Sellmann, J.; Strassemeyer, J.; Schwarz, J.; Klocke, B.; Krenge, S.; Kehlenbeck, H. (2017): Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz – Jahresbericht 2017: Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2017. Kleinmachnow: JKI.

Destatis (2021a): Landwirtschaftliche Betriebe insgesamt und Betriebe mit ökologischem Landbau nach Bundesländern 2020 – totale Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2020. Wiesbaden: Destatis.

Destatis (2021b): Landwirtschaftliche Bodennutzung nach ausgewählten Hauptnutzungsarten. Wiesbaden: Destatis.

Deter, A. (2021): Urease-Hemmer: Milliardeneinsparungen durch ökoeffizientes Düngen möglich. In: topagrar, 16.09.2021.

EC (European Commission) (2020a): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European and Social Committee and the Committee of the Regions: A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally friendly food system. Brussels: EC.

EC (European Commission) (2020b): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European and Social Committee and the Committee of the Regions: EU Biodiversity Strategy for 2030: bringing nature back into our lives. Brussels: EC.

EC (European Commission) (2019): Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: The European Green Deal. Brussels: EC.

Feld, C. (2021): Düngestrategie 2022 – Ist weniger manchmal mehr? Bexbach: Landwirtschaftskammer Saarland.

Flessa, H.; Greef, J.M.; Hofmeier, M.; Dittert, K.; Ruser, R.; Osterburg, B.; Poddey, E.; Wulf, S.; Pacholski, A. (2014): Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft: Empfehlungen für die Praxis und aktuelle Fragen an die Wissenschaft. Forschung – Themenheft 01/2014. Braunschweig: TI.

Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. Dessau-Roßlau: UBA.

Henning, C.; Witzke, P.; Panknin, L.; Grunenberg, M. (2021): Ökonomische und ökologische Auswirkungen des Green Deals in der Agrarwirtschaft: eine Simulationsstudie der Effekte der F2F-Strategie auf Produktion, Handel, Einkommen und Umwelt mit dem CAPRI-Modell. Kiel: CAU.

Höner, G. (2021): Hersteller wollen Bandspritzung in Reihenkulturen wieder populär machen. In: topagrar: Technik, 09.06.2021.

Hu, Y.; Schmidhalter, U. (2021): Urease inhibitors: opportunities for meeting EU national obligations to reduce ammonia emission ceilings by 2030 in EU countries. In: Environmental Research Letters (16): 084047.

Hüsch, S. (2019): Das EuGH-Urteil im Vertragsverletzungsverfahren: Inhalte und Folgen für das Düngerecht. In: Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 9. und 10. April 2019 in Würzburg: 23-30.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. a): Wirkstoffmengen Apfel. Kleinmachnow: JKI.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. b): Wirkstoffmengen Hopfen. Kleinmachnow: JKI.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. c): Wirkstoffmengen Kartoffeln. Kleinmachnow: JKI.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. d): Wirkstoffmengen Mais. Kleinmachnow: JKI.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. e): Wirkstoffmengen Wein. Kleinmachnow: JKI.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. f): Wirkstoffmengen Wintergerste. Kleinmachnow: JKI.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. g): Wirkstoffmengen Winterraps. Kleinmachnow: JKI.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. h): Wirkstoffmengen Winterweizen. Kleinmachnow: JKI.

JKI (Julius Kühn Institut) (versch. Jgg. i): Wirkstoffmengen Zuckerrüben. Kleinmachnow: JKI.

Karl, H.; Noleppa, S. (2017): Kosten europäischer Umweltstandards und von zusätzlichen Auflagen in der deutschen Landwirtschaft: eine Analyse und Hochrechnung für durchschnittliche Betriebe und den Sektor. HFFA Research Paper 05/2017. Berlin: HFFA Research GmbH.

Kerkhof, F.; Schlangen, C.; Wiese, C. (2021): Anpassungskosten von Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der GAP ab 2023. Soest: Fachhochschule Südwestfalen.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2022): Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau. Darmstadt: KTBL.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2018): MaKost: Maschinen- und Reparaturkostenrechner. Darmstadt: KTBL.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2016): Handbuch: Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft. Darmstadt: KTBL.

Kühl, R.; Müller, J.; Kruse, J.; Monath, J.; Paul, L.M. (2021): Green Deal – wie und zu welchem Preis können die Ziele von der deutschen Agrar- und Ernährungswirtschaft erreicht werden? Giessen: Justus-Liebig-Universität.

Kuhn, T.; Grauer, Z.; Holm-Müller, K. (2019): Forschungsbericht Nr. 192: Einzelbetriebliche Modellierung der Auswirkung von novellierter Düngegesetzgebung und agrarpolitischer Entwicklung auf landwirtschaftliche Betriebe in NRW. Bonn: Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität.

Ladewig. E.; Buhre, C.; Kenter, C.; Stockfisch, N.; Varrelmann, M.; Mahlein, A.K. (2019): Pflanzenschutz im Zuckerrübenanbau in Deutschland – Situationsanalyse 2018. In: Sugar Industry (143): 708–722.

Lakner, S. (2021): Zitiert in: Maurin, J.: Gut für Vögel, nicht gut fürs Klima. taz vom 16. Dezember 2021.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2022): Abstandsregelungen / Gewässerrandstreifen gemäß DüV., WHG, NWG. Oldenburg: Landwirtschaftskammer Niedersachsen.

Latacz-Lohmann, U.; Buhk, J.H.; Schröer, D.; Thiermann, I. (2021): Auswirkungen umweltpolitischer Auflagen auf die nordrhein-westfälische Landwirtschaft: Zustand und Perspektive im internationalen Vergleich. Kiel: CAU.

Lehmann, N. (2021): Eco-Schemes: Bundesrat beschließt Prämien und Auflagen. In: agrarheute, 17. Dezember 2021.

Lieder, S.; Schröter-Schlaack, C. (2021): Smart farming technologies in arable farming: towards a holistic assessment of opportunities and risks. In: Sustainability (13): 6783.

Miedaner, T.; Juroszek, P. (2021): Climate change will influence disease resistance breeding in wheat in Northwestern Europe. In: Theoretical and Applied Genetics (2021): 13 March 2021.

Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz (2022): Gewässerunterhaltung. Hannover: Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz.

Noleppa, S.; Cartsburg, M. (2021): The socio-economic and environmental values of plant breeding in the EU and selected EU member states: an ex-post evaluation and ex-ante assessment considering the "Farm to Fork" and "Biodiversity" strategies. HFFA Research Paper 2021. Berlin: HFFA Research GmbH.

OmniCult (2021): Zu viel Nitrat – Deutschlands „Rote Gebiete". Limburg an der Lahn: OmniCult.

Pacholski, A. (2019): Auswirkungen der Klimavereinbarungen (Paris-Abkommen). In: Düngeverordnung: erste Erfahrungen, weiterer Ausblick. In: Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 9. und 10. April 2019 in Würzburg: 55-78.

Pohl, J.P.; von Hörsten, D.; Wegener, J.K. (2020): Digitales Assistenzsystem zur teilflächenspezifischen Applikation mit Direkteinspeisung von Pflanzenschutzmitteln: Assistenzsystem zur teilflächenspezifischen Applikation. In: Gandorfer, M. et al. (Hrsg.): Digitalisierung für Mensch, Umwelt und Tier, Lecture Notes in Informatics (LNI) 15). Bonn: Gesellschaft für Informatik: 15-20.

P+M (Produkt und Markt) (2021): Technik im Pflanzenschutz bei Landwirten in Deutschland. Ergebnisbericht IVA. Wallenhorst: P+M.

Röder, N.; Dehler, M.; Jungmann, S.; Laggner, B.; Nitsch, H.; Offermann, F.; Reiter, K.; Roggendorf, W.; Theilen, G.; de Witte, T.; Wüstemann, F. (2021a): Ausgestaltung der Ökoregelungen in Deutschland – Stellungnahme für das BMEL. Band1 – Abschätzung potenzieller ökologischer und ökonomischer Effekte auf Basis der Erstentwürfe. Thünen Working Paper 180. Braunschweig: TI.

Röder, N.; Dehler, M.; Jungmann, S.; Laggner, B.; Offermann, F.; Reiter, K.; de Witte, T.; Wüstemann, F. (2021a): Ausgestaltung der Ökoregelungen in Deutschland – Stellungnahme für das BMEL. Band1 – Schätzung der Inanspruchnahme der Regelungen auf Basis des Kabinettsentwurfs des GAPDZG. Thünen Working Paper 180. Braunschweig: TI.

Rösch, C.; Dusseldorp, M.; Meyer, R. (2005): Precision Agriculture. Zweiter Bericht zum TA-Projekt „Moderne Agrartechniken und Produktionsmethoden – ökonomische und ökologische Potenziale". Berlin: TAB.

Rohlmann, A.K. (2022): Rote Gebiete – alles wieder auf Anfang? In: topagrar, 3/2022: 72-73.

Sanz-Cobena, A.; Vallejo, A.; Misselbrook, T.; Wade, B. (2015): Estimated cost of abating volatilized ammonia from urea by urease inhibitors in the EU. In: Reis, S. (ed.): Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits. Berlin: Springer: 220–31.

Scheurer, M.; Sacher, F. (2014): Bedeutung von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren für die Trinkwasserversorgung. In: DVGW energie|wasser-praxis (09/2014) 70-75.

Statista (2022a): Anbaufläche im ökologischen Landbau in Deutschland in den Jahren 1995 bis 2021. Hamburg: Statista.

Statista (2022b): Verbrauch von Düngemitteln in der Landwirtschaft in Deutschland nach Nährstoffarten in den Jahren 1990 bis 2019 (in 1.000 Tonnen Pflanzennährstoff). Hamburg: Statista.

Stevanato, P.; Chiodi, C.; Broccanello, C.; Concheri, G.; Biancardi, E.; Pavli, Q.; Skaracis, G. (2019): Sustainability of the sugar beet crop. In: Sugar Tech (6 July 2019).

Tamm, L; Speiser, B.; Niggli, U. (2018): Reduktion von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz: Beitrag des Biolandbaus. In: Agrarforschung Schweiz 9 (2): 52-59.

Taube, F. (2021): Die Regelungen zur guten fachlichen Praxis der Düngung (DüV 2020) widersprechen der Zweckbestimmung des Düngegesetzes und tragen zur Verfehlung der Umweltziele Deutschlands und der EU bei. Kiel: CAU.

Thompson, R.L.; Lassaletta, L.; Patra, P.K.; Wilson, C.; Wells, K.C.; Gressent, A.; Koffi, E.N.; Chipperfield, M.P.; Winiwarter, W.; Davidson, E.A.; Tian, H.; Canadell, J.G. (2019): Acceleration of global N_2O emissions seen from two decades of atmospheric inversion. In: Nature Climate Change (9): 993–998.

Anhang: Quellenverzeichnis zur Meta-Analyse für Reduktionspotenziale

Adhikari, K.P.; Surinder, S.; Simon, P.; De Klein, C. (2019): A review of the potential of nitrification inhibitors DMPP and nitrapyrin to reduce N_2O emissions following urine deposition in grazed pastures. Lincoln: Manaaki Whenua Landcare Research.

Aggelopoulou, K.D.; Pateras, D.; Fountas, S.; Gemtos, T.A.; Nanos, G.D. (2011): Soil spatial variability and site-specific fertilization maps in an apple orchard. In: Precision Agriculture (12): 118-129.

Akiyama, H.; Yan, X.; Yagi, K. (2010): Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N_2O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. In: Global Change Biology (16): 1837-1846.

Alix, A.; Brown, C.; Capri, E.; Goerlitz, G.; Golla, B.; Knauer, K.; Laabs, V.; Mackay, N.; Marchis, A.; Poulsen, V.; Alonso Prados, E.; Reinert, W.; Streloke, M. (2017): Mitigating the risks of plant protection products in the environment: MAgPIE. Pensacola, Brussels: SETAC Books.

Artner-Nehls, A; Méité, R. (2021): Thematisierung von N-Minderungsstrategien in Wissenschafts- und Fachpresse. 31. Jahrestagung der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, 16.–17. September 2021.

Belafoutis, A.T.; Beck, B.; Fountas, S.; Tsiropoulos, Z.; Vangeyte, J.; van der Wal, T.; Soto-Embodas, I.; Gomez-Barbero, M.; Pedersen, S.M. (2017): Smart farming technologies – description, taxonomy, and economic impact. In: Pedersen, S.M.; Lind, K.M. (eds.): Precision agriculture: technology and economic perspectives. Cham: Springer International Publishing AG: 21-81.

Bellinder, R.R.; Kirkwyland, J.J.; Wallace, R.W.; Colquhoun, J.B. (2000): Weed control and potato (Solanum tuberosum) yield with banded herbicides and cultivation. In: Weed Technology (14): 30-35.

Berge, T.W.; Goldberg, S.; Kaspersen, K.; Netland, J. (2012): Towards machine vision based site-specific weed management in cereals. In: Computers and Electronics in Agriculture (81): 79–86.

Bökle, S.; Reiser, D.; Griepentrog, H.W. (2015): Automatisierte und digitale Dokumentation der Applikation organischer Düngemittel. In: Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft, Fokus: Digitalisierung für Mensch, Umwelt und Tier, Proceedings of the GIL-Jahrestagung, Freising, 17.–18. Februar 2015.

Cantarella, H.; Ocheuze Triveline, P.C.; Michelucci Contin, T.L.M.; Ferreira Dias, F.L.; Rossetto, R.; Marcelino, R.; Badran Coimbra, R.; Quaggio, J.A. (2008): Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. In: Sciencia Agricola (65): 397-401.

Cantarella, H.; Otto, R.; Rodrigues Soares, J.; Gomes de Brito Silva, A. (2018): Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: a review. In: Journal of Advanced Research (13): 19-27.

Castaldi, F.; Pelosi, F.; Pascucci, S.; Casa, R. (2017): Assessing the potential of images from unmanned aerial vehicles (UAV) to support herbicide patch spraying in maize. In: Precision Agriculture (18): 76–94.

Castro, A.I.D.; López-Granados, F.; Jurado-Expósito, M. (2013): Broad-scale cruciferous weed patch classification in winter wheat using QuickBird imagery for in-season site-specific control. In: Precision Agriculture (14): 392–413.

Chadwick, D.R.; Cardenas, L.M.; Dhanoa, M.S.; Donovan, N.; Misselbrook, T.; Williams, J.R.; Thorman, R.E.; McGeough, K.L.; Watson, C.J.; Bell, M.; Anthony, S.G.; Rees, R.M. (2018): The contribution of cattle urine and dung to nitrous oxide emissions: quantification of country specific emission factors and implications for national inventories. In: Science of the Total Environment (635): 607-617.

Dammer, K.H. (2016): Real-time variable-rate herbicide application for weed control in carrots. In: Weed Research (56): 237-246.

Dammer, K.H. (2005): Demonstration der Langzeitwirkung bedarfsorientierter Fungizidbehandlung mit dem CROP-Meter. In: Bornimer Agrartechnische Berichte (41).

Dammer, K.H.; Adamek, R. (2012): Sensor-based insecticide spraying to control cereal aphids and preserve lady beetles. In: Agronomy Journal (104): 1694–1701.

Dammer, K.H.; Ehlert, D. (2006): Variable-rate fungicide spraying in cereals using a plant cover sensor. In: Precision Agriculture (7): 137-148.

Dammer, K.H.; Thöle, H.; Volk, T.; Hau, B. (2008): Variable-rate fungicide spraying in real time by combining a plant cover sensor and a decision support system. In: Precision Agriculture (10): 431-442.

Dawar, K.; Zaman, M.; Rowarth, J.S.; Blennerhassett, J.; Turnbull, M.H. (2011): Urease inhibitor reduces N losses and improves plant-bioavailability applied in fine particle and granular forms under field conditions. In: Agriculture, Ecosystems and Environment (144): 41-50.

Dehler, M (2020): Zurück zu Hacke und Bandspritzung? DLG Mitteilungen (4):76-77.

Di, H.J.; Cameron, K.C. (2003): Mitigation of nitrous oxide emissions in spray-irrigated grazed grassland by treating the soil with dicyandiamide, a nitrification inhibitor. In: Soil Use and Management (19): 284-290.

Di, H.J.; Cameron, K.C. (2006): Nitrous oxide emissions from two dairy pasture soils as affected by different rates of a fine particle suspension nitrification inhibitor, dicyandiamide. In: Biology and Fertility of Soils (42): 472-480.

Di, H.J.; Cameron, K.C. (2007): Nitrate leaching losses and pasture yields as affected by different rates of animal urine nitrogen returns and application of a nitrification inhibitor – a lysimeter study. In: Nutrient Cycling in Agroecosystems (79): 281-290.

Di, H.J.; Cameron, K.C. (2016): Inhibition of nitrification to mitigate leaching and nitrous oxide emissions in grazed grassland: a review. In: Journal of Soils and Sediments (16): 1401-1420.

Diacono, M.; Rubino, P.; Montemurro, F. (2013): Precision nitrogen management of wheat. A review. In: Agronomy for Sustainable Development (33): 219-241.

Donald, W.W.; Kitchen, N.R.; Sudduth, K.A. (2001): Between-row mowing and banded herbicide to control annual weeds and reduce herbicide use in no-till soybean (Glycine max) and corn (Zea mays). In: Weed Technology (15): 576-584.

Ebertswerder, T.; Gutser, R.; Hege, U.; Brandhuber, R.; Schmidhalter, U. (2003): Strategies for site-specific nitrogen fertilization with respect to long-term environmental demands. In: Precision Agriculture (5): 193-198.

Ehlert, D.; Dammer, K.H.; Völker, U. (2004): Applikation nach Pflanzenmasse. In: Agrartechnische Forschung (2): 28-32.

Ehlert, D.; Dammer, K.H. (2006): Widescale testing of the Crop-meter for site-specific farming. In: Precision Agriculture (7): 101-115.

Ehlert, D. (2008): Praktische Erprobung und Einführung von sensorgestützten Verfahren der Düngung und des Pflanzenschutzes zur Verbesserung von Umweltverträglichkeit, Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit in der Getreide- und Grünfutterproduktion. In: Schlussbericht zum Projekt 03UM010 der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Frankfurt am Main: BLE.

Esau, T.J.; Zaman, Q.U.; Chang, Y.K.; Schumann, A.W.; Percival, D.C.; Farooque, A.A. (2013): Spot-application of fungicide for wild blueberry using an automated prototype variable rate sprayer. In: Precision Agriculture (15): 147–161.

Fanguiero, D.; Fernandes, A.; Coutinho, J.; Moreira, N.; Trindade, H. (2009): Influence of two nitrification inhibitors (DCD and DMPP) on annual ryegrass yield and soil mineral N dynamics after incorporation with cattle slurry. In: Communications in Soil Science and Plant Analysis (40): 3387-3398.

Forrestal, P.J.; Harty, M.; Carolan, R.; Lanigan, G.J.; Watson, C.J.; Laughlin, R.J.; McNeill, G.; Chambers, B.J.; Richards, K.G. (2016): Ammonia emissions from urea, stabilized urea, and calcium

ammonium nitrate: insights into loss abatement in temperate grassland. In: Soil Use and Management (32): 92-100.

Gandorfer, M.; Meyer-Aurich, A. (2017): Economic potential of site-specific fertiliser application and harvest management. In: Pedersen, S.; Lind, K. (eds.): Precision agriculture technology and economic perspectives. Cham: Springer International Publishing AG.

Gandorfer, M. (2005): Bewertung von Precision Farming dargestellt am Beispiel der teilflächenspezifischen Stickstoffdüngung (Dissertation). München: Technische Universität München.

Gans, W.; Herbst, F.; Merbach, W. (2006): Nitrogen balance in the system plant – soil after urea fertilization combined with urease inhibitors. In: Plant, Soil and Environment (52): 36-38.

Gaßner, M.P. (2014): Ammoniak- und Lachgasemissionen nach Anwendung von Kalkammonsalpeter und Harnstoff in Kombination mit Urease- und Nitrifikationsinhibitoren bei Weizen. München: Technische Universität München.

Geissen, V.; Silva, V.; Huerta Lwanga, E.; Beriot, N.; Oostindie, K.; Bin, Z.; Pyne, E.; Busink, S.; Zomer, P.; Mol, H.; Ritsema, C. J. (2021): Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe—Legacy of the past and turning point for the future. In: Environmental Pollution (278): 1-11.

Gerhards, R. (2013): Site-specific weed control. In: Heege, H.J. (ed.): Precision in crop farming. Dordrecht: Springer.

Gerhards, R.; Oebel, H. (2006): Practical experiences with a system for site-specific weed control in arable crops using real-time image analysis and GPS-controlled patch spraying. In: Weed Research (46): 185–193.

Gianquinto, G.; Sanbo, P.; Orsini, F.; Sciortino, M.; Forte, V. (2006): Optical tools, a suitable means to reduce nitrogen use in fertigated tomato crop. 103rd Annual International Conference of the American Society for Horticultural Science, New Orleans, LA (Oral Session Abstracts).

Griepentrog, H.W.; Kyhn, M. (2000): Strategies for site specific fertilization in a highly productive agricultural region. 5th International Conference on Precision Agriculture, July 2000: 1-11. Minneapolis, MN.

Hamouz, P.; Hamouzová, K.; Holec, J.; Tyšer, L. (2013): Impact of site-specific weed management on herbicide savings and winter wheat yield. In: Plant, Soil and Environment (59): 101–107.

Hampe, M. (2021): Unkrautpflanzen gezielter treffen. In: DLG Mitteilungen (11), Sonderausgabe: 12-15.

Heege, H.J. (2013): Precision in crop farming: site specific concepts and sensing methods: applications and results. Dordrecht: Springer Science and Business Media: 193-271.

Herbst, F.; Gans, W.; Merbach, W.; Schuster, C.; Michel, H.J. (2006): Stickstoffumsatz nach Harnstoffdüngung mit einem Ureaseinhibitor. In: Archives of Agronomy and Soil Science (52): 451-459.

Herr, C.; Mannheim, T.; Müller, T.; Ruser, R. (2020): Effect of nitrification inhibitors on N_2O emissions after cattle slurry application. In: Agronomy (10): 1-23.

Hülsbergen, K.J. (2019): Stickstoffeffizienz durch digitales Nährstoffmanagement und Precision Farming. Symposium „Wege in eine nachhaltige Stickstoffwirtschaft", 06.Mai 2019, Halle/Saale: MLU.

Ivany, J.A. (2002): Banded herbicides and cultivation for weed control in potatoes (Solanum tuberosum L.). In: Canadian Journal of Plant Science (82): 618 – 620.

Janke, C.K.; Moody, P.; Bell, M.J. (2020): Three-dimensional dynamics of nitrogen from banded enhances efficiency fertilizers. In: Nutrient Cycling in Agroecosystems (118): 227-247.

Karatay, Y.N.; Meyer-Aurich, A.; Gandorfer, M. (2018): Ökonomik der teilflächenspezifischen N-Düngung von Weizen unter Berücksichtigung von Qualität, Risiko und N-Düngerestriktionen. In: Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft, Fokus: Digitale Marktplätze und Plattformen. Proceedings der GIL-Jahrestagung, Kiel, 26.–27. Februar 2018.

Kee Lam, S.; Suter, H.; Mosier, A.R.; Chen, D. (2017): Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N_2O emission: a double-edged sword? In: Global Change Biology (23): 485-489.

Keiser, A.; Jungo, B.; Bertschi, C.; Moser, J.; Jenni, S. (2016): Herbizidreduktion durch eine kombinierte mechanisch-chemische Unkrautbekämpfung in Zuckerrüben. Bern: Berner Fachhochschule.

Keiser, A.; Jungo, B.; Bertschi, C.; Moser, J.; Jenni, S.; Bertschi, A. (2018): Mechanische Unkrautbekämpfung zur Herbizid-Reduktion im Zuckerrübenanbau. Bern: Berner Fachhochschule.

Kempenaar, C.; Heijting, S.; Michielsen, J.M. (2014): Perspectives for site specific application of soil herbicides in arable farming: paper 1414. ICPA conference 2014, Sacramento, CA.

Kempenaar, C.; Been, T.; Booij, J.; van Evert, F.; Michielsen, J.M.; Kocks, C. (2018): Advances in variable rate technology application in potato in The Netherlands. In: Potato Research (60): 295-305.

Khalil, M.I.; Gutser, R.; Schmidhalter, U. (2009): Effects of urease and nitrification inhibitors added to urea on nitrous oxide emissions from a loess soil. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science (172): 651-660.

Kluge, A. (2011): Methoden zur automatischen Unkrauterkennung für die Prozesssteuerung von Herbizidmaßnahmen. Quedlinburg: Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2021): Boden gut machen – neue Ackerbausysteme. Online-Tagung am 16. und 17. März 2021.

Lan, Y.; Zhang, S.; Li, W; Hoffmann, W.C.; Ma, C. (2008): Variable rate fertilization for maize and its effects based on the site-specific soil fertility and yield. In: Agricultural Engineering International – the CIGR Ejournal: IT 08 002.

Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (2021): Ergebnisse und Empfehlungen 2021 zum Integrierten Pflanzenschutz im Ackerbau. Rostock: Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.

Langenberg, J.; Nordhaus, F.B.; Theuvsen, L. (2017): Navigations- und N-Sensor gestützte Anwendungen in der Landwirtschaft – eine Rentabilitätsanalyse. In: Wege in eine zukunftsfähige Landwirtschaft, Lecture Notes in Informatics (LNI), Gesellschaft für Informatik, Bonn 2021.

Le Cointe, R.; Simon, T.E.; Delarue, P.; Hervé, M.; Leclerc, M.; Poggi, S. (2016): Reducing the use of pesticides with site-specific application: the chemical control of Rhizoctonia solani as a case of study for the management of soil-borne diseases. In: PLoS ONE 11(9): e0163221.

Li, Q.; Cui, X.; Lio, X.; Roelcke, M.; Pasda, G.; Zerulla, W.; Wissemeier, A.H.; Chen, X.; Goulding, K.; Zhang, F. (2017): A new urease-inhibiting formulation decreases ammonia volatilization and improves maize nitrogen utilization in North China Plain. In: Nature (7): 43853.

Lieder, S.; Schröter-Schlaack, C. (2021): Smart farming technologies in arable farming: towards a holistic assessment of opportunities and risks. In: Sustainability (13): 6783.

Loddo, D.; Scarabel, L.; Sattin, M.; Pederzoli, A.; Morsiani, C.; Canestrale, R.; Tommasini, M.G. (2019): Combination of herbicide band application and inter-row cultivation provides sustainable weed control in maize. In: Agronomy (10): 1-17.

Main, D.C.; Sanderson, K.R.; Fillmore, S.A.E.; Ivany, J.A. (2013): Comparison of synthetic and organic herbicides applied banded for weed control in carrots (Daucus carota L.). In: Canadian Journal of Plant Science (93): 857–861.

Masters, D.; Rohde, K.; Gurner, N.; Reid, D. (2013): Reducing the risk of herbicide runoff in sugarcane farming through controlled traffic and early-banded application. In: Agriculture, Ecosystems and Environment (180): 29-39.

Meijide, A.; Díez, J.A.; Sanchez-Martín, L.; López-Fernández, S.; Vallejo, A. (2006): Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. In: Agriculture, Ecosystems and Environment (121): 383-394.

Menéndez, S.; Merino, P.; Pinto, M.; González-Murua, C.; Estavillo, J.M. (2006): 3,4-dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands. In: Journal of Environmental Quality (35): 973-980.

Menéndez, S.; Merino, P.; Pinto, M.; González-Murua, C.; Estavillo, J.M. (2009): Effect of N-(n-butyl) thiophosphoric triamide and 3,4 dimethylpyrazole phosphate on gaseous emissions from grasslands under different soil water contents. In: Journal of Environmental Quality (38): 27-35.

Merino, P.; Estavillo, J.M.; Graciolli, L.A.; Pinto, M.; Lacuesta, M.; Muñoz-Rueda, A.; González-Murua, C. (2002): Mitigation of N_2O emissions from grassland by nitrification inhibitor and actilith F2 applied with fertilizer and cattle slurry. In: Soil Use and Management (18): 135-141.

Merino, P.; Menéndez, S.; Pinto, M.; González-Murua, C.; Estavillo, J.M. (2005): 3, 4-dimethylpyrazole phosphate reduces nitrous oxide emissions from grassland after slurry application. In: Soil Use and Management (21): 53-57.

Meyer-Aurich, A.; Gandorfer, M.; Hoffmann, C.; Weltzien, C.; Bellingrath-Kimura, S.; Floto, H. (2021): Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft. Bonn: Gesellschaft für Informatik.

Mira, A.B.; Cantarella, H.; Souza-Netto, G.J.M.; Moreira, L.A.; Kamogawa, M.Y.; Otto, R. (2017): Optimizing urease inhibitor usage to reduce ammonia emission following urea application over crop residues. In: Agriculture, Ecosystems and Environment (248): 105-112.

Misselbrook, T.H.; Cardenas, L.M.; Camp, V.; Thorman, R.E.; Williams, J.R.; Rollett, A.J.; Chambers, B.J. (2014): An assessment of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from UK agriculture. In: Environmental Research Letters (9): 115006.

Modolo, L.V.; da-Silva, C.J.; Brandão, D.S.; Chaves, I.S. (2018): A minireview on what we have learned about urease inhibitors of agricultural interest since mid-2000s. In: Journal of Advanced Research (13): 29-37.

Moshou, D.; Kateris, D.; Pantazi, X.E.; Gravalos, I. (2013): Crop and weed species recognition based on hyperspectral sensing and active learning. In: Stafford, J.V. (ed.): Precision agriculture. Proceedings of the 9th European Conference on Precision Agriculture, Lleida, Spain, 7–11 July 2013.; Wageningen: Wageningen Academic Publishers: 555–562.

Ni, K.; Pacholski, A.; Kage, H. (2014): Ammonia volatilization after application of urea to winter wheat over 3 years affected by novel urease and nitrification inhibitors. In: Agriculture, Ecosystems and Environment (197): 184-194.

Nordmeyer, H. (2015): Herbicide application in precision farming based on soil organic matter. In: Journal of Experimental Agriculture International (8): 144–151.

Oliver, D.P.; Anderson, J.S.; Davis, A.; Lewis, S.; Brodie, J.; Kookana, R. (2014): Banded applications are highly effective in minimising herbicide migration from furrow-irrigated sugar cane. In: Science of the Total Environment (466-467): 841-848.

Paap, M.; Helbig, J.; Gummert, A.; Kehlenbeck, H. (2020): Erfahrungen mit nichtchemischen Unkrautbekämpfungsverfahren in den Demonstrationsbetrieben integrierter Pflanzenschutz. 29. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung. 3. – 5. März 2020 in Braunschweig.

Peng, S.; Buresh, R.J.; Huang, J.; Zhong, X.; Zou, Y.; Yang, J.; Wang, G.; Liu, Y.; Hu, R.; Tang, Q. (2010): Improving nitrogen fertilization in rice by site-specific management. A review. In: Agronomy for Sustainable Development (30): 649–656.

Peschke, H.; Schmidt, S.; Baumecker, M. (2003): Zur Stickstoffdynamik im Thyrower Bodenfruchtbarkeitsversuch. In: Archives of Agronomy and Soil Science (49): 77-95.

Pfab, H.; Palmer, I.; Buegger, F.; Fiedler, S.; Müller, T.; Ruser, R. (2012): Influence of a nitrification inhibitor and of placed N-fertilization on N_2O fluxes from a vegetable cropped loamy soil. In: Agriculture, Ecosystems and Environment (150): 91-101.

Pohl, J.P.; Rautmann, D.; Nordmeyer, H.; von Hörsten, D. (2017): Direkteinspeisung von Pflanzenschutzmitteln – eine Technologie für Precision Farming im Pflanzenbau. In: Digitale Transformation – Wege in eine zukunftsfähige Landwirtschaft, Lecture Notes in Informatics (LNI), Gesellschaft für Informatik, Bonn 2017.

Pohl, J.P.; von Hörsten, D.; Wegener, J.K. (2020): Digitales Assistenzsystem zur teilflächenspezifischen Applikation mit Direkteinspeisung von Pflanzenschutzmitteln: Assistenzsystem zur teilflächenspezifischen Applikation. In: Gandorfer, M. et al. (Hrsg.): Digitalisierung für Mensch, Umwelt und Tier, Lecture Notes in Informatics (LNI) 15). Bonn 2020.

Pohl, J.P.; Dunekacke, H.; von Bargen, F.; von Hörsten, D.; Wegener, J.K. (2021): Direkteinspeisung an Feldspritzgeräten zur situationsgerechten und teilflächenspezifischen Applikation. In: Journal für Kulturpflanzen (73): 116-120.

Ponitka, J.; Pößneck, J. (2009): Precision Farming Anwendungen. In: Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Heft 6).

Ørum, J.E.; Kudsk, P.; Jensen, P.K. (2017): Economics of site-specific and variable-dose herbicide application. In: Pedersen, S.M.; Lind, K.M. (eds.): Precision agriculture: technology and economic perspectives. Springer: Berlin/Heidelberg.

Qiao, C.; Liu, L.; Hu, S.; Compton, J.E.; Greaver, T.L.; Li, Q. (2015): How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input. In: Global Change Biology (3): 1249-57.

Rajmis, S.; Karpinski, I. (2020): Ökonomische Bewertung der teilflächenspezifischen Unkrautbekämpfung. 29. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung, 3.-5. März 2020 in Braunschweig: 36–46.

Rajmis, S.; Karpinski, I.; Kehlenbeck, H. (2021): Ökonomische Kennzahlen und betriebswirtschaftliche Bewertung von teilflächenspezifischen Pflanzenschutzmittelapplikationen mit Direkteinspeisung und Assistenzsystem. In: Journal für Kulturpflanzen (73): 159-170.

Rawluk, C.D.L.; Grant, C.A.; Racz, G.J. (2001): Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT. In: Canadian Journal of Soil Science (81): 239-246.

Recke, G.; Jorissen, T.; Schnare, M.; Becker, S. (2021): Teilflächenspezifische Düngung im Getreide unter den Anforderungen der neuen Düngeverordnung – Wirtschaftliche Potenziale in Verbindung mit Farmmanagementansätzen. In: Informations- und Kommunikationstechnologien in kritischen Zeiten, Lecture Notes in Informatics (LNI), Gesellschaft für Informatik, Bonn 2021.

Reiche, E.W.; Rinker, A.; Winhorst, W.; Kersebaum, K.-C.; Lorenz, K.; Plachter, H.; Janßen, B. (2002): Untersuchungen zu möglichen ökologischen Auswirkungen teilschlagspezifischer Pflanzenbaumaßnahmen. In: KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (Hrsg.): Precision Agriculture – Herausforderung an integrative Forschung, Entwicklung und Anwendung in der Praxis. Darmstadt: KTBL: 365-368.

Ruser, R.; Schulz, R. (2015): The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N_2O) release from agricultural soils: a review. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science (178): 171-188.

San Francisco, S.; Urrutia, O.; Martin, V.; Peristeropoulos, A.; Garcia-Mina, J.M. (2011): Efficiency of urease and nitrification inhibitors in reducing ammonia volatilization from diverse nitrogen fertilizers applied to different soil types and wheat straw mulching. In: The Journal of the Science and Food of Agriculture (91): 1569-1575.

Sanz-Cobena, A.; Misselbrook, T.; Camp, V.; Vallejo, A. (2011): Effect of water addition and the urease inhibitor NBPT on the abatement of ammonia emission from surface applied urea. In: Atmospheric Environment (45): 1517-1524.

Schmidhalter, U.; Schraml, M.; Weber, A.; Gutser, R. (2010): Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten. KTBL-Schrift (483). Darmstadt: KTBL.

Schmidhalter, U. (2011): N-Düngung – Präzisionsdüngung und Gießkannenprinzip. In: Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften (23): 1-6.

Schraml, M.A.C.A. (2018): Urease inhibitors for mitigation of ammonia losses resulting from fertilization of granulated area. München: Technische Universität München.

Schwarz, J.; Schlauderer, R. (2004): Ökonomische und ökologische Aspekte des Sensoreinsatzes im Pflanzenschutz. In: Landtechnik (5): 264–265.

Silva, A.G.B.; Sequiera, C.H.; Sermarini, R.A.; Otto, R. (2017): Urease inhibitor NBPT on ammonia volatilization and crop productivity: a meta-analysis. In: Agronomy Journal (109): 1-13.

Singh, J.; Kunhikrishman, A.; Bolan, N.S.; Saggar, S. (2013): Impact of urease inhibitor on ammonia and nitrous oxide emissions from temperate pasture soil cores receiving urea fertilizer and cattle urine. In: Science of the Total Environment (465): 56-63.

Soares, J.R.; Cantarella, H.; Leite de Campos Menegale, M. (2012): Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. In: Soil Biology and Biochemistry (52): 82 – 89.

Speckle, J.; Angermair, W.; Brohmeyer, F.; Brüggemann, L.; Spicker, A.; Pauli, S.A. (2015): Teilflächenspezifische Düngung als Reaktion auf wachsende gesellschaftliche Anforderungen und als Beitrag zur Entspannung des Widerspruches zwischen Ökonomie und Ökologie. In: Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft, Fokus: Digitalisierung für Mensch, Umwelt und Tier. Proceedings der GIL-Jahrestagung, Freising, 17.–18. Februar 2015.

Stierli, P. (2017): Parzellenspezifische Düngung in Verbindung mit Smart/Precision Farming. Potenzialabschätzung der Treibhausgasreduktion durch parzellenspezifische Düngung in Verbindung mit Smart/Precision Farming. Bern: Bundesamt für Landwirtschaft.

Tackenberg, M.; Volkmar, C.; Dammer, K.H. (2016): Sensor-based variable-rate fungicide application in winter wheat. In: Pest Management Science (72): 1888-1826.

Tackenberg, M.; Volkmar, C.; Schirrmann, M.; Giebel, A.; Dammer, K.H. (2017): Impact of sensor-controlled variable rate fungicide application on yield, senescence and disease occurrence in winter wheat fields. In: Pest Management Science (74): 1251-1258.

Tackenberg, M. (2019): Analyse der mehrjährigen Versuche zur Heterogenität eines Weizenbestandes, deren Detektion mittels Multispektralkamera und die daran angepasste kamerabasierte, teilflächenspezifische Fungizidapplikation – unter Betrachtung klimatischer, bestands- und infektionsspezifischer Unterschiede. Halle/Saale: Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

Tessier, M.C.; Leroux, G.D. (2000): Banded herbicide application. Quebec: Centre de Reference en Agriculture et Agroalimentaire du Québec.

TH Köln (2019): Weniger Dünger bei gleichem Ertrag. Köln: TH Köln.

Timmermann, C.; Gerhards, R.; Kühbauch, W. (2003): The economic impact of site-specific weed control. In: Precision Agriculture (4): 249-260.

Vallejo, A.; García-Torres, L.; Diez, J.A.; Arce, A.; López-Fernández, S. (2004): Comparison of N losses (NO_3, N_2O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. In: Plant and Soil (272): 313-325.

Vallejo, A.; Skiba, U.M.; García-Torres, L.; Arce, A.; López-Fernandez, S.; Sánchez-Martín, L. (2006): Nitrogen emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. In: Soil Biology and Biochemistry (38): 2782-2793.

Wagner, P.; Marz, M. (2017): Precision Farming—Langzeitversuche mit Grunddüngungsstrategien. In: Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft, Fokus: Digitale Transformation—Wege in eine zukunftsfähige Landwirtschaft. Proceedings der GIL-Jahrestagung, Dresden, 6.—7. März 2017.

Warnecke-Busch, G.; Mücke, M. (2020): Systeme zur mechanischen und mechanisch-chemischen Unkrautregulierung in Zuckerrüben (Beta vulgaris subsp.) – Versuche in Niedersachsen. 29. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung. 3.–5. März 2020 in Braunschweig.

Weber, A.; Gutser, R.; Michel, H.J.; Wozniak, H.; Chen, G.X.; Xu, H.; Niclas, H.J. (2004): Dicyandiamide and 1H-1,2,4-Triazole – a new effective nitrification inhibitor for reducing nitrous oxide emissions from cultivated land. Proceedings of the International Conference, February 10-12, 2004, Leipzig.

Weiske, A.; Benckiser, G.; Herbert, T.; Ottow, J.C.G. (2001): Influence of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) in comparison to dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide emissions, carbon dioxide fluxes and methane oxidation during 3 years of repeated application in field experiments. In: Biology and Fertility of Soils (34): 109-117.

Whetton, R.L.; Waine, T.W.; Mouazen, A.M. (2018): Evaluating management zone maps for variable rate fungicide application and selective harvest. In: Computers and Electronics in Agriculture (153): 202-212.

Wolt, J.D. (2004): A meta-evaluation of nitrapyrin agronomic and environmental effectiveness with emphasis on corn production in Midwestern USA. In: Nutrient Cycling in Agroecosystems (69): 23-41.

Yang, M.; Fang, Y.; Sun, D.; Shi, Y. (2016): Efficiency of two nitrification inhibitors (dicyandiamide and 3,4-dimethylprazole phosphate) on soil nitrogen transformations and plant productivity: a meta-analysis. In: Scientific Reports (6): 22075.

Zaman, M.; Blennerhassett, J.D. (2010): Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. In: Agriculture, Ecosystems and Environment (136): 236-246.

Zaman, Q.U.; Schumann, A.W.; Miller, W.M. (2005): Variable rate nitrogen application in Florida-citrus based on ultrasonically-sensed tree size. In: Applied Engineering in Agriculture (21): 331-335.

HFFA Research Paper 2022

Impressum

Technologische und politikbedingte Reduktionspotenziale für Pflanzenschutz- und Düngemittel sowie deren Kosten für Landwirtschaft und Gesellschaft

Eine Analyse zur Relevanz und Bedeutung für ausgewählte Bestimmungsfaktoren und Deutschland

Haftungsausschluss

Die Autoren unternehmen alle angemessenen Schritte, um sicherzustellen, dass die Informationen in diesem Bericht korrekt sind. Sie garantieren jedoch nicht, dass der Bericht frei von Fehlern oder Auslassungen ist. Sie übernehmen keine Haftung oder Verantwortung für Verluste oder Schäden jeglicher Art, die sich aus der Verwendung dieses Berichts ergeben könnten.

Berlin, März 2022

HFFA Research GmbH
Bülowstraße 66/D2,
10783 Berlin, Germany

E-Mail: office@hffa-research.com

Web: www.hffa-research.com

HFFA Research GmbH
Bülowstraße 66
10783 Berlin, Germany
Phone / Telefon: +49 (0)30 21 96 16 61
E-Mail: office@hffa-research.com