

**Auswirkungen des Klimawandels und ausgewählter
Anpassungsstrategien auf die Humus- und Nährstoffbilanz
sowie den Ausstoß an Treibhausgasen in der Landwirtschaft
im Norddeutschen Tiefland**

**Dissertation
zur Erlangung des
Doktorgrades der Agrarwissenschaften (Dr. agr.)**

der

Naturwissenschaftlichen Fakultät III
Agrar- und Ernährungswissenschaften,
Geowissenschaften und Informatik

der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

vorgelegt von

Frau Dvořák, Jana

Geb. am 26.07.1983 in Halle (Saale)

Verteidigungsdatum: 18.12.2017

Gutachter

Erstgutachter: Prof. Dr. Heinz Borg

Zweitgutachter: Prof. Dr. Johannes Isselstein

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	V
Tabellenverzeichnis	VI
Abkürzungsverzeichnis.....	VII
Zusammenfassung	IX
Summary.....	XI
1 Einleitung.....	1
2 Stand der Forschung	3
2.1 Klimawandel	3
2.2 Landwirtschaft im Klimawandel.....	6
2.3 Optionen für die Landwirtschaft und die Umwelt	10
3 Material und Methoden.....	17
3.1 Untersuchungsgebiet	17
3.2 Abbildung der aktuellen Landwirtschaft Norddeutschlands	18
3.2.1 Reale Landwirtschaftsbetriebe Norddeutschlands	19
3.2.2 Modellierte Landwirtschaft Norddeutschlands	20
3.3 Szenarien im Klimawandel	22
3.3.1 Szenario „ <i>business as usual</i> “	23
3.3.2 Szenario „ <i>klimafreundliche Landwirtschaft</i> “	23
3.3.3 Szenario „ <i>Optimierung der Biodiversität</i> “	23
3.4 Auswertung mit dem Modell Repro.....	24
3.4.1 Humussaldo	25
3.4.2 Stickstoffsaldo	27
3.4.3 Phosphorsaldo.....	30
3.4.4 Treibhausgase	31
4 Ergebnisse.....	33
4.1 Umweltwirkung von acht realen Landwirtschaftsbetrieben in den Jahren 2011 bis 2013.....	33

4.2	Umweltwirkung der modellierten Landwirtschaft auf Regionsebene.....	40
4.3	Umweltwirkung der modellierten Landwirtschaft im Klimawandel	46
4.3.1	Humussalden im Klimawandel.....	46
4.3.2	Stickstoffsalden im Klimawandel.....	50
4.3.3	Phosphorsalden im Klimawandel.....	54
4.3.4	Treibhausgasemissionen im Klimawandel.....	57
4.3.5	Treibhausgasintensitäten im Klimawandel.....	60
4.3.6	Vergleich	66
5	Diskussion.....	69
5.1	Die Landwirtschaftsbetriebe Norddeutschlands.....	69
5.2	Die modellierte Landwirtschaft Norddeutschlands 2010 bis 2060	73
5.3	Die Szenarienrechnung	78
5.4	Das Modell Repro	80
5.5	Fazit.....	82
6	Literaturverzeichnis	83
7	Anhang.....	103

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Kohlendioxidkonzentration der Atmosphäre	4
Abb. 2: Jährliche Durchschnittstemperatur Niedersachsens.....	5
Abb. 3: Untersuchungsregionen im Norddeutschen Tiefland	17
Abb. 4: Ableitung der Anbaueignungsklassen und Ertragsklassen	21
Abb. 5: Struktur des Modells Repro	25
Abb. 6: Berücksichtigte N-Flüsse zur Berechnung des flächenbezogenen N-Saldo	27
Abb. 7: Ergebnisse der Betriebe Teil I	38
Abb. 8: Ergebnisse der Betriebe Teil II	39
Abb. 9: Ergebnisse der modellierten Landwirtschaft auf Regionsebene Teil I.....	44
Abb. 10: Ergebnisse der modellierten Landwirtschaft auf Regionsebene Teil II.....	45
Abb. 11: Humussalden [kg C/ha] der Regionen	48
Abb. 12: Humussaldendifferenzen [kg C/ha] der Regionen.....	49
Abb. 13: Stickstoffsalden [kg N/ha] der Regionen.....	52
Abb. 14: Stickstoffsaldendifferenzen [kg N/ha] der Regionen.....	53
Abb. 15: Phosphorsalden [kg P/ha] der Regionen	55
Abb. 16: Phosphorsaldendifferenzen [kg P/ha] der Regionen.....	56
Abb. 17: Treibhausgasemissionen [kg CO ₂ -Äq/ha] der Regionen	58
Abb. 18: Treibhausgasemissionsdifferenzen [kg CO ₂ -Äq/ha] der Regionen.....	59
Abb. 19: Energieoutput [GJ/ha] der Regionen	61
Abb. 20: Energieoutputdifferenzen [GJ/ha] der Regionen	62
Abb. 21: Treibhausgasintensitäten [kg CO ₂ -Äq/GJ] der Regionen	64
Abb. 22: Treibhausgasintensitätendifferenzen [kg CO ₂ -Äq/GJ] der Regionen.....	65
Abb. 23: Vergleich der Umweltindikatoren in den Szenarien für das Jahr 2060	68

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Standortdaten Norddeutschlands	18
Tab. 2: Landwirtschaftliche Kenngrößen der Untersuchungsregionen	18
Tab. 3: Betriebsspiegel der ausgewählten Landwirtschaftsbetriebe Norddeutschlands .	19
Tab. 4: Anteile von Marktfruchtbetrieben und viehhaltenden Betrieben	22
Tab. 5: Niederschlagssummen der Jahre 2010, 2020, 2040, 2060 der Regionen	23
Tab. 6: Symbolerklärung für den Humussaldo	26
Tab. 7: Symbolerklärung für den Stickstoffsaldo	28
Tab. 8: Symbolerklärung für die symbiontische (symb.) N-Fixierung.....	29
Tab. 9: Symbolerklärung für den Stickstoffentzug	29
Tab. 10: Symbolerklärung für den Phosphorsaldo	30
Tab. 11: Korrekturfaktoren nach Gehaltsklassen zur Bewertung des P-Saldos	30
Tab. 12: Symbolerklärung für die Berechnung der Treibhausgasemissionen	31
Tab. 13: Symbolerklärung für die Berechnung der Treibhausgasintensität	32

Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
AZ	Ackerzahl
BS	Blühstreifen
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
C	Kohlenstoff
C _{org}	organischer Kohlenstoff im Boden
CO ₂	Kohlenstoffdioxid, kurz: Kohlendioxid
CO ₂ -Äq	Kohlendioxidäquivalent
DS	Dauerstilllegung
DWD	Deutscher Wetterdienst
FP	Futterpflanzen
GE	Getreide
GJ	Gigajoule
GL	Grünland
GVE	Großvieheinheit
HE	Humuseinheit, entspricht 1 t Humus und beinhaltet 580 kg C und 50 kg N
INVEKOS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KA	Kartoffel
KM	Körnermais
LNF	landwirtschaftliche Nutzfläche
LU	Lupine
IS	lehmiger Sand
MODAM	Multi-Objective Decision support system for Agroecosystem Management
N	Stickstoff
NABU	Naturschutzbund
NIR	National Inventory Report
N _{min}	mineralischer Stickstoff
NN	Normalnull
N ₂	Luftstickstoff
N ₂ O	Lachgas
P	Phosphor
PIK	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
Ppm	parts per million
RCP	Representative Concentration Pathways
S	Sand
SB	Sonnenblume
SM	Silomais
SP	Spargel
STARS	STatistical Analogue Resampling
Tab.	Tabelle
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity

TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
UBA	Umweltbundesamt
UNO	United Nations Organization
VDLUFA	Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V.
WR	Winterraps
WWF	World Wide Fund For Nature
ZALF	Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V.
ZR	Zuckerrübe
ZW	Zwiebel

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird die Wirkung der Landwirtschaft auf die Umwelt von heute und im Verlauf eines möglichen Klimawandels untersucht. Für die Darstellung des Klimawandels werden mehrere Szenarien berücksichtigt, um Maßnahmen herauszustellen, die helfen können, den Druck der Landwirtschaft auf die Umwelt, besonders im prognostizierten Klimawandel, zu mindern.

Für die Untersuchung wurden die vier Regionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree des Norddeutschen Tieflandes ausgewählt. Die Umweltwirkung wurde anhand der Indikatoren Humus- und Nährstoffbilanz sowie der Treibhausgase ausgewertet. Die aktuelle Landwirtschaft wurde dann einerseits durch acht reale Betriebe, einen Ackerbaubetrieb und einen viehhaltenden Betrieb je Region, und dann durch eine durchschnittliche regionale Landwirtschaft abgebildet. Für die durchschnittliche regionale Landwirtschaft wurden zwei Datengrundlagen genutzt, um die Anteile der Kulturarten in der Region festzustellen: Die Landwirtschaftszählung 2010 und das ökonomische Programm MODAM. Für den Klimawandel wurden die folgenden drei Szenarien ausgewählt: „*business as usual*“ – keine Anpassungen, „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ – verpflichtender Leguminosenanbau und „*Optimierung der Biodiversität*“ – verpflichtende Anlage von Brachen.

Folgende Schlussfolgerungen können zusammengefasst werden:

- Die Untersuchung der realen Landwirtschaftsbetriebe in Norddeutschland zeigte, dass die Betriebsform einen starken Einfluss auf die Ergebnisse der Umweltindikatoren hat. So haben es viehhaltende Betriebe durch den Anfall von Wirtschaftsdüngern leichter ausgeglichene Humussalden zu erreichen als Marktfruchtbetriebe. Die negativen Humussalden der Marktfruchtbetriebe führen zu höheren Treibhausgasemissionen im Vergleich zu viehhaltenden Betrieben. Allerdings weisen viehhaltende Betriebe höhere Stickstoff- und Phosphorsalden als Marktfruchtbetriebe auf.
- Die Ergebnisse der regionalen Bewertung zeigten, dass die Umweltindikatoren durch die Bodengüte, das Anbauspektrum und den Viehbesatz der Region bestimmt werden. Die Regionen mit besseren Böden (Ackerzahlen) haben höhere Erträge, einen vermehrten Hackfruchtanbau und einen höheren Viehbesatz. Die hohen Erträge und der hohe Hackfruchtanteil in diesen Regionen führen zu einem starken Humusbedarf, aber er kann durch den vermehrten Anfall von Wirtschaftsdüngern ausge-

glichen werden, was auch zu geringeren Treibhausgasemissionen führt. Für Regionen mit geringerer durchschnittlicher Ackerzahl und geringem Viehbesatz ist es umgekehrt. Diepholz und Uelzen stellen Sonderfälle dar, denn nur Diepholz weist mit Emissionen aus bewirtschafteten Mooren erhöhte Treibhausgassummen auf und in Uelzen beeinflusst eine Bewässerung die natürlichen Bedingungen. So werden in Uelzen bessere Erträge erzielt, die einen höheren Humusbedarf bedingen. Dieser Bedarf kann aber durch den geringen Viehbesatz in der Region nicht ausgeglichen werden.

- Die Bewertung der Umweltindikatoren der realen Landwirtschaftsbetriebe zeigte die große Vielfalt der Landbewirtschaftung. Deswegen lassen sich wenige Verallgemeinerungen zusammenfassen. Im Gegensatz dazu sind die Ergebnisse der Regionen derart verallgemeinert, dass sie sich nicht auf einzelne Betriebe übertragen lassen. Dadurch entstehen auch Widersprüche. Z.B. sind die Stickstoffsalden der viehhaltenden Betriebe höher als die der Marktfruchtbetriebe. Allerdings weisen die Regionen mit einem höheren Viehbesatz geringere Stickstoffsalden auf.
- Die o.g. Bewirtschaftungsszenarien zeigten, dass beim Beibehalten der Landbewirtschaftung im Klimawandel durch gleichbleibende Viehzahlen und steigende Erträge die Humussalden der Regionen fallen. Der damit verbundene Humusabbau bewirkt ein Freisetzen von Stickstoff und Kohlenstoff und lässt die Stickstoffsalden und die Treibhausgasemissionen mit den Jahren steigen. Ein verpflichtender Anbau von Leguminosen sowie eine verpflichtende Anlage von Brachen helfen, Humus aufzubauen, den Anteil gedüngter Flächen zu minimieren und Emissionen zu senken.

Zur umfassenden Beurteilung der Treibhausgasemissionen empfiehlt es sich, in weiteren Forschungsvorhaben Methan einzubeziehen. Darüber hinaus konnten keine Erkenntnisse zu den regionalen Phosphorsalden und deren Entwicklungen im Klimawandel gewonnen werden. Hierbei könnte eine größere Anzahl realer Landwirtschaftsbetriebe helfen, um die regionalen Phosphorsalden zu bestimmen und eine Entwicklung im Klimawandel abzuschätzen.

Summary

In this study the current environmental effect of agriculture is examined. In a second step the impact of agriculture on the environment during a possible climate change is investigated. For the climate change three scenarios were set up to find tools that help to minimize the pressure of agriculture on the environment during a climate change.

The four regions Diepholz, Uelzen, Fläming and Oder-Spree were chosen to represent northern Germany. The environmental impact of agriculture was reflected by the indicators humus and nutritional balance and greenhouse gases. The current agriculture was assessed on the one hand on the basis of eight real farms, one cash crop farm and one livestock farm per region, and on the other hand on the basis of the mean regional agriculture. For the mean regional agriculture two datasets were used to identify the proportion of specific crops per area: the agricultural census of 2010, and the economic program MODAM. Three scenarios were chosen to illustrate climate change: “*business as usual*” – no adaptations, “*climate friendly agriculture*” – obligatory cultivation of legumes, and “*optimization of Biodiversity*” – obligatory creation of brownfields.

The study led to the following conclusion:

- The investigation of real farms in northern Germany showed that the farm type has a strong impact on the environmental indicators. Livestock farms have fewer problems to reach an even humus balance in comparison to cash crop farms, because of the manure produced on the farm. The negative humus balances of the cash crop farms lead to higher emissions, but livestock farms have higher nitrogen and phosphorus balances.
- The results of the regional assessment showed that soil quality, the range of crops and the animal numbers in the region are important. Regions with better soil quality have higher mean yields, a higher proportion of root crops per area and higher animal numbers. These regions have a higher need of humus, because of the higher yields and a bigger proportion of root crops, but this need can be compensated through a sufficient supply of fertilizers of animal origin. This results in fewer emissions. For regions with lower soil quality and animal numbers it is the other way around. Diepholz and Uelzen are special cases: Diepholz has higher emissions than expected, because of the additional emissions from cultivated fens. Uelzen alters the natural conditions through irrigation. This results in higher yields, which

requires more humus. This requirement cannot be met by the lower animal numbers in the region.

- The examination of the environmental indicators of the real farms showed a large diversity of farming. Thus, it is difficult to draw general conclusions. In contrast, the regional results can't be transferred onto real farms. Therefore contradictions arise. For example, the nitrogen balances of the livestock farms are higher than those of the cash crop farms. However, against all expectations, regions with high animal numbers have a lower nitrogen balance than regions with fewer animals.
- The aforementioned scenarios lead to the conclusion that in case of climate change no adaptations in agriculture results in falling humus balances because of constant animal numbers and rising yields. The increasing humus depletion and the resulting release of nitrogen and carbon lead to rising emissions of greenhouse gases over the years. A legal duty to plant legumes and to create brown fields helps to build-up humus, to minimize the fertilized area, and to lower emissions.

For an overall assessment of the greenhouse gas emissions methane should be taken into account in future studies. Furthermore, no knowledge was gained here about the regional phosphorus balance and its development during climate change. Looking at a larger number of real farms could help to overcome this shortcoming.

1 Einleitung

Um das Jahr 1000, zur Zeit einer weltweiten Warmphase, siedelten normannische Wikinger nach Grönland über. Im Gegensatz zu den einheimischen Inuit passten sie sich nicht den klimatischen Bedingungen an, als es wieder kälter wurde. Statt Fisch zu fangen, hielten sie Rinder, obwohl die Weidezeit zu kurz war. Das hatte zur Folge, dass die Wikinger so plötzlich verschwanden, wie sie kamen (DIAMOND, 2005).

Es ist wichtig, dass sich der Mensch an das Klima und seine Umwelt anpasst. Im Industriezeitalter bestimmt nicht nur das Klima die Umwelt, sondern auch der Mensch beeinflusst seine Umwelt und mittelbar das Klima. So konnten verschiedene Studien einen Zusammenhang aufzeigen zwischen steigenden Temperaturen, die dem menschengemachten Treibhauseffekt zugeschrieben werden, und dem Abschmelzen der Alpengletscher (HAEBERLI et al., 2007), dem Schwinden von bestäubenden Insekten (GALLAI et al., 2009) und dem Auftreten von Wetterextremen (LOTZE-CAMPEN & SCHELLNHUBER, 2009). Ein weiteres Ansteigen der durchschnittlichen Temperatur muss deswegen verhindert werden, um den Zustand nicht noch weiter zuzuspitzen.

Das Deutsche Treibhausgasinventar weist den Anteil der Landwirtschaft am menschengemachten Klimawandel mit 11,2% aus (UBA, 2016). Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit dem landwirtschaftlichen Anteil am Klimawandel. Zu diesem Thema gibt es bereits zahlreiche Studien. Sie beschäftigen sich mit den klimatischen Veränderungen für die Landwirtschaft, den phänologischen Folgen, der Ertragsentwicklung, dem ökologischen Landbau, den Kosten und den Szenarienbeschreibungen. Die vorliegende Untersuchung nutzt Szenarien, um den konkreten Einfluss von Handlungsempfehlungen auf mehrere Umweltindikatoren anhand von Zahlen zu erfassen. Die Besonderheit ist die regionale Eingrenzung, wobei ganze Regionen und einzelne Betriebe ausgewertet werden.

Die vier norddeutschen Regionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree stellen das Untersuchungsgebiet dar. In einem ersten Schritt werden reale Betriebe, jeweils ein Marktfruchtbetrieb und ein viehhaltender Betrieb je Region untersucht. Zudem wird die Umweltwirkung der durchschnittlichen regionalen Landwirtschaft berechnet. Der landwirtschaftliche Einfluss auf die Umwelt wird durch die Indikatoren Humus-, Stickstoff-, Phosphorsaldo und Treibhausgase abgebildet. Im zweiten Schritt wird die zukünftige Entwicklung der Umweltindikatoren als Folge sich verändernder klimatischer Bedingungen in mehreren Szenarien betrachtet. Das Szenario „*business as usual*“ beschreibt dabei die Entwicklung der Umweltindikatoren, ohne dass Änderungen vorgenommen

werden. Das Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ berechnet den Einfluss des verpflichtenden Leguminosenanbaus und das Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ untersucht, wie sich eine verpflichtende Anlage von Brachen auf die Umweltindikatoren auswirken würde.

In der Wissenschaft beschäftigen sich viele Fachbereiche mit einem möglichen Klimawandel, seinen Ursachen, Folgen und Gegenmaßnahmen. Ziel dieser Studie ist es, den Einfluss der norddeutschen Landwirtschaft auf einen Klimawandel in mehreren Bewirtschaftungsszenarien zu beleuchten. Sie versucht, Kausalitäten aufzuzeigen. So stellt sich u.a. die Frage, ob es Möglichkeiten gibt mit dem Wissen zu regionalen Bedingungen Rückschlüsse auf die Umweltwirkung der Region zu schließen. Wenn es eine Beziehung gibt, wäre es zusätzlich interessant, ob sich diese auch auf einzelne Betriebe übertragen lässt und umgekehrt. Des Weiteren soll eine quantitative Abschätzung von Szenarien helfen, Werkzeuge zu finden, die negative Umweltwirkungen einschränken. Insbesondere die zahlenmäßige Modellierung der landwirtschaftlichen Umweltwirkung, wenn keine Anpassungen vorgenommen werden, kann helfen, dass das Thema Klimawandel beim Menschen nicht mehr nur im Hinterkopf bleibt (GIDDENS, 2009).

Diese Arbeit entstand im Rahmen des Verbundprojektes Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland (NaLaMa-nT). Das Projekt begleiteten 21 Projektpartner der fünf Bereiche Klimatologie, Wasserwirtschaft, Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Sozioökonomie. Ziel ist es, die Änderungen des Klimas und der wirtschaftlichen Bedingung für die nächsten Jahrzehnte abzuschätzen und deren Einfluss auf die einzelnen Bereiche zu betrachten. Festgelegte Anpassungsszenarien sollen Möglichkeiten aufzeigen, negative Folgen abzuwenden.

2 Stand der Forschung

Dieses Kapitel widmet sich drei Themen. Einerseits wird ein grober Abriss zur Forschungsgeschichte des Klimawandels erfolgen. Andererseits wird aufgezählt, welche Folgen des Klimawandels die Literatur für die Landwirtschaft prognostiziert und welche Bedeutung die Biodiversität dabei spielt. Es soll helfen, die Ergebnisse der Umweltindikatoren der norddeutschen Landwirtschaft, die in dieser Arbeit vorgestellt werden, einzuordnen.

2.1 Klimawandel

Mit Anbeginn der Erde veränderte sich das Klima. Es wechselten sich Eis- und Warmzeiten ab. So gab es z.B. in Eiszeiten Gletscher in Deutschland und in der jetzigen Warmzeit trocknete die Sahara zu einer Wüste aus. Diese regelmäßigen Veränderungen werden Milankovitch-Zyklen genannt, welche durch Schwankungen in der Erdbahn um die Sonne entstehen. Aber auch innerhalb einer Warmzeit kommt es zu stärkeren Temperaturschwankungen, denn u.a. Vulkanausbrüche verändern die Staub- und Kohlendioxidkonzentration der Atmosphäre, was die Temperatur beeinflusst (RAHMSTORF & SCHELLNHUBER, 2012). Bereits 1824 erkannte FOURIER, dass Spurengase das Klima erwärmen. Im Jahr 1861 schrieb TYNDALL diesen Einfluss hauptsächlich den Gasen Kohlendioxid und Wasserdampf zu. Dennoch stritten sich noch vor 40 Jahren Wissenschaftler darüber, ob der Erde eine Erwärmung oder eine Eiszeit bevorstünde (FLANERY, 2006). Doch mit dem Schmelzen der Pole, des Permafrostes (KOLBERT, 2006) und der Alpengletscher (HAEBERLI et al., 2007) ist eine Temperaturerhöhung nachweisbar. Die Erwärmung hat weitreichende Folgen, wie das Schwinden von bestäubenden Insekten (GALLAI et al., 2009) oder das Auftreten von Wetterextremen. Diese führen wiederum zur Erosion fruchtbaren Bodens (LOTZE-CAMPEN & SCHELLNHUBER, 2009).

CRUTZEN (2002) fand in seiner Arbeit den passenden Begriff für unsere Neuzeit: das Anthropozän – das menschengemachte Klimazeitalter. Es begann vor etwa 300 Jahren mit Beginn der Industrialisierung. Wie stark dieser Einfluss ist, haben ROCKSTRÖM et al. (2009) versucht zu veranschaulichen. Sie zeigen, dass bereits Störungen in den Naturprozessen des Klimas, der Biodiversität und des Stickstoffkreislaufs vorhanden sind. Die Ursache ist der anthropogene Treibhausgaseneffekt, der im Folgenden kurz erläutert wird.

Kurzwellige Strahlung von der Sonne erreicht die Oberfläche der Atmosphäre. Bei der anschließenden Passage durch die Atmosphäre wird etwa ein Drittel dieser Strahlung u.a. von den Wolken in den Weltraum zurückreflektiert. Die restliche Strahlung wird teilweise von der Atmosphäre absorbiert und erreicht teilweise als diffuse oder direkte Strahlung die Erdoberfläche. Dort wird wiederum ein Teil davon reflektiert und ein Teil absorbiert.

Die Erdoberfläche strahlt langwellige Strahlung in Richtung Weltraum ab, wobei nur ein kleinerer Teil davon durch die Atmosphäre dringt. Der größere Teil wird von der Atmosphäre absorbiert. Die Atmosphäre strahlt ihrerseits langwellige Strahlung in Richtung Weltraum und zur Erdoberfläche ab. Diese teilweise Absorption und Rückstrahlung langwelliger Strahlung durch die Atmosphäre zur Erdoberfläche wird als natürlicher Treibhauseffekt bezeichnet.

Die Absorptionsfähigkeit der Atmosphäre für langwellige Strahlung wird maßgeblich durch den Gehalt an Treibhausgasen, wie z.B. Kohlendioxid, Methan, Lachgas und fluorierte Kohlenwasserstoffe, bestimmt. Seit der Industrialisierung werden die o.g. Gase zunehmend emittiert, was zu einer verstärkten Absorption der von der Erdoberfläche abgegebenen langwelligeren Strahlung und gleichzeitig zu einer verstärkten Rückstrahlung langwelliger Strahlung zur Erdoberfläche führt. Das wird als anthropogener Treibhauseffekt bezeichnet. Die Folge ist eine zusätzliche Erwärmung der Erde.

Die Zunahme von Kohlendioxid in den vergangenen Jahrzehnten ist in Abb. 1 abzulesen.

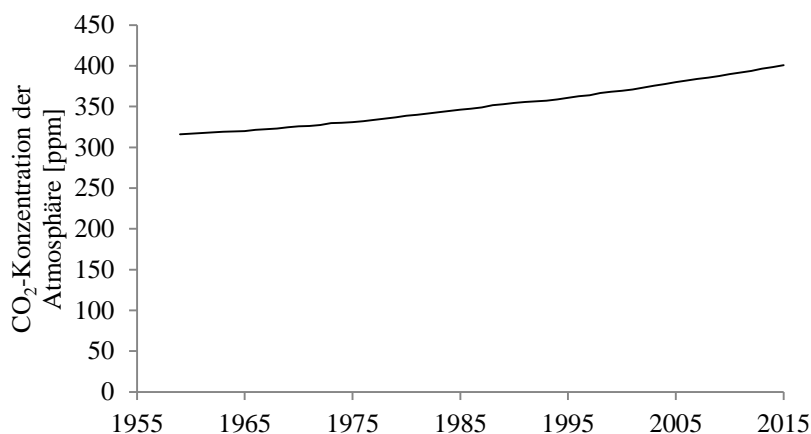


Abb. 1: Kohlendioxidkonzentration der Atmosphäre basierend auf Messungen des Mauna Loa Observatoriums (Quelle: National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)

Im globalen Vergleich der Emittenten erreicht Deutschland den 6. Platz (AICHELE & FELBERMAYR, 2011). Hier konnte im 20. Jahrhundert eine durchschnittliche Erwärmung von ca. 1°C festgestellt werden (RAHMSTORF & SCHELLNHUBER, 2012). Abb. 2 zeigt die Entwicklung der jährlichen Temperatur für Niedersachsen, welches den westlichen Teil der Untersuchungsregion darstellt. Gemäß der Trendlinie stieg die Temperatur von 7,5°C im Jahr 1881 auf 10,8°C im Jahr 2014. Modellierungen des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) zufolge, könnten in Zukunft die Sommer in Deutschland trockener und die Winter weniger kalt werden (PIK, 2012).

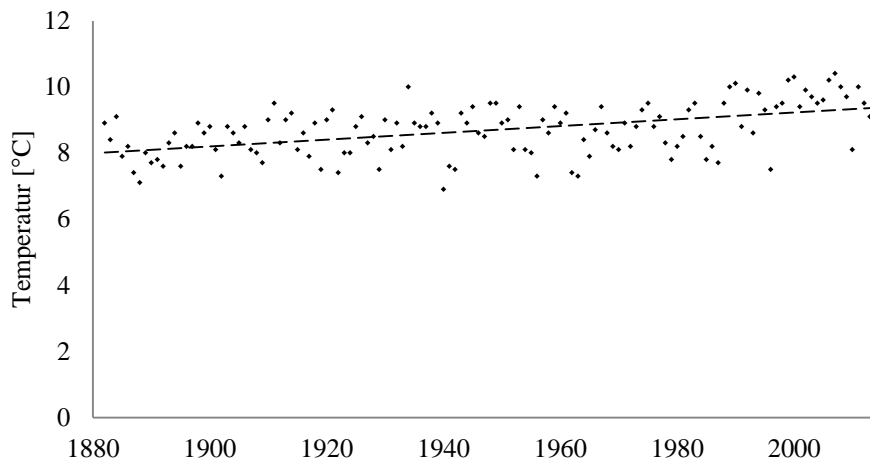


Abb. 2: Jährliche Durchschnittstemperatur Niedersachsens (Quelle: Deutscher Wetterdienst, 15.01.2015)

Um dem Klimawandel entgegen zu treten, wird in vielen Fachbereichen geforscht. PACALA und SOCOLOW (2004) führten auf, dass genügend Technik zur Stromerzeugung und zur Bindung von Kohlendioxid vorhanden ist, um den Kohlendioxidgehalt der Atmosphäre zu senken. Sie berücksichtigten dafür u.a. die Windkraft, die Solarenergie und die nachwachsenden Rohstoffe. Sie betrachteten außerdem die Autogröße. Mindestens die Hälfte der in ihrer Arbeit aufgezählten Technik müsste in den nächsten 50 Jahren angewendet werden, um dieses Ziel zu erreichen. MEIER (2013) hingegen untersuchte, wie sich verschiedene Ernährungsgewohnheiten auf u.a. die Kohlendioxidemissionen auswirken. Immer wieder wird auch von der Entkopplung von Wirtschaft und Umwelt gesprochen (BETTZÜGE & SCHNEIDEWIND, 2012) und von einer Gesinnung hin zu einer Postwachstumsgesellschaft (SEIDL & ZHRNT, 2010; JACKSON, 2012). Anschaulich ist auch das Vorhaben der TEEB-Initiative (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) der Natur einen Wert zu geben (Naturkapital Deutschland – TEEB DE, 2012). Die Studie zeigt, dass Umweltschäden zu reparieren mehr Kosten verursacht als, die Umwelt zu erhalten.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Wechselwirkung zwischen Klima und Landwirtschaft. Was der aktuelle Stand der Literatur zu diesem Zusammenhang ist, soll im Folgenden aufgeführt werden.

2.2 Landwirtschaft im Klimawandel

Die Folgen eines möglichen Klimawandels werden in der EU unterschiedlich sein. Dabei soll in den nächsten 80 Jahren der Temperaturanstieg in Nordeuropa im Winter spürbar sein und in Südeuropa im Sommer (BINDI & OLESEN, 2011). Für Deutschland wird prognostiziert, dass es ab Mitte des 21. Jahrhunderts deutlich wärmer wird (PIK, 2012). Die durchschnittliche Jahrestemperatur wird im Jahr 2100 im Vergleich zur Zeitspanne von 1961 bis 1990 um 2,5 bis 3,5°C steigen. Auch die Niederschlagsverteilung verschiebt sich. Einerseits wird ein Rückgang der sommerlichen Niederschläge um bis zu 40% für Nordostdeutschland erwartet. Andererseits wird für das ganze Land ein Anstieg der winterlichen Niederschläge prognostiziert (GERMANWATCH, 2009).

Veränderungen der CO₂-Konzentration, der Temperatur oder der Verfügbarkeit von Wasser haben einen großen Einfluss auf die Kulturpflanzen der Landwirtschaft. Die geringere Kältebelastung im Winter führt zu einer früher einsetzenden Vegetationsperiode der Ackerkulturen. CHMIELEWSKI et al. (2004) beschreiben dies am früheren Schossen des Winterroggens. MENZEL et al. (2006) ermittelten, dass in Europa der Frühling um 2,5 Tage je Dekade eher beginnt. Die höheren Temperaturen führen neben der früheren Entwicklung auch zu einer schnelleren Reife (BADECK et al., 2004), wobei die einjährigen Kulturen stärker auf die Temperatur reagieren als mehrjährige Kulturen (ESTRELLA, 2007). EWERT et al. (2005) ermittelten außerdem für Europa einen Ertragsanstieg im Verlauf des Klimawandels, wobei Winterweizen als exemplarische Kultur diente. Sie berücksichtigten dabei nicht nur die Temperatur sondern auch die steigende Kohlendioxidkonzentration der Luft und den technischen Fortschritt.

Eindeutig negative Folgen eines Klimawandels sind der Verlust an Biodiversität und fruchtbarem Boden durch Erosion (UBA, 2011a) und knappen Ressourcen, denn im Zeitalter des Klimawandels werden Ressourcen schneller verbraucht als sie von der Natur neu gebildet werden können (REHEIS, 1996). ROSA (2013) schlussfolgerte, dass der Klimawandel eine Folge der sozialen Beschleunigungsprozesse ist. Außerdem ist durch das häufigere Auftreten von Wetterextremen mit einer höheren Ertragsvariabilität (GRÖBMAIER, 2009) bis hin zu Ausfällen zu rechnen (am Bsp. Winterweizen: TRNKA et al., 2014).

In den folgenden Abschnitten wird der Stand der Literatur zur Auswirkung des Klimawandels auf die Umweltindikatoren Humus-, Stickstoff-, Phosphorsalden und Treibhausgase dargestellt.

Humus

Humus ist begrifflich von der organischen Bodensubstanz abzugrenzen. Nach MÜLLER (1980) ist die organische Bodensubstanz die Gesamtheit des lebenden und abgestorbenen Materials im Boden. Der abgestorbene Teil wird als Humus bezeichnet. Die organische Bodensubstanz ist ein wichtiger Indikator zur Zustandsbeschreibung der Bodenfruchtbarkeit. Neben vielen anderen Aufgaben fungiert sie u.a. als Senke für Kohlendioxid und spielt somit eine zentrale Rolle im prognostizierten Klimawandel. Je nach Landnutzung sind sehr unterschiedliche Humusvorräte im Boden feststellbar, wobei Grünland hohe Humusgehalte von ca. 12 kg/m^2 und Ackerböden niedrigere Humusgehalte von 9 kg/m^2 aufweisen (WIESMEIER et al., 2012). Durch das Anbaumanagement sind die Gehalte von Ackerböden beeinflussbar. Hierbei ist der Input von organischen Düngern, der Anbau von Zwischenfrüchten und die Art der Bodenbearbeitung zu nennen. Ein Verlust an Humus spricht für ein Missmanagement im Betrieb (LAL, 2004). Allerdings ist das Potenzial zum Humusaufbau regional unterschiedlich (ÁLVARO-FUENTES et al., 2012). Die Böden Norddeutschlands z.B. tendieren mit ihrer sandigen Textur und ihrer Neigung zur Trockenheit zum Humusabbau (BREITSCHUH & GERNAND, 2012). Vor allem aber die Landnutzungsänderung von Grünland oder Wald zu Ackerboden bedingt einen Humusabbau und umgekehrt einen Humusaufbau (ERB, 2004; LORENCOVA et al., 2013).

Eine Veränderung der Gleichgewichtsverhältnisse im Humushaushalt ist mit einem Klimawandel zu erwarten. So beschreiben ÁLVARO-FUENTES et al. (2012) für Nordspanien, dass mit einer steigenden Kohlendioxidkonzentration der Luft mehr Biomasse und Humus gebildet wird. Die höheren Temperaturen begünstigen eine mikrobielle Aktivität und somit einen Humusabbau. Allerdings begrenzt die unzureichende Bodenfeuchte diese Aktivität. Dies hat steigende Humusvorräte in Nordspanien zur Folge. BADLOCK (2012) prognostiziert in seiner Arbeit ein wärmeres und trockeneres Wetter für Australien mit einem häufigeren Auftreten von Wetterextremen. Außerdem geht er davon aus, dass es trotz der steigenden Temperatur und der steigenden Kohlendioxidkonzentration zu keinem Anstieg der Photosyntheseleistung kommt, weil es dafür an Wasser mangeln wird. Dadurch wird der tatsächliche Ertragsanstieg rückläufig. Dies

wiederum mindert die Rückführung organischer Substanz. Nach SMITH et al. (2005) werden auch in Deutschland höhere Erträge erwartet. Sie beschreiben, dass führe wiederum zu einem erhöhten Anfall von Nebenprodukten, wodurch die Humusvorräte steigen. Des Weiteren begründen sie, bedingen die höheren Temperaturen und die ausreichende Bodenfeuchte eine verstärkte Mineralisation. Einen weitaus größeren Einfluss wird der Landnutzungsänderung und dem technischen Fortschritt zugeschrieben. Deren Entwicklung ist schwer prognostizierbar.

Stickstoff

Das Streben nach geringeren Stickstoffsalden verfolgt einerseits das Ziel, negative Umweltwirkung zu vermindern, indem die Qualität von Grundwasser, Seen und Fließgewässern verbessert wird. Andererseits soll eine Klimawirkung der Landwirtschaft eingeschränkt werden, denn je geringer der Stickstoffinput ist desto geringer sind die Lachgasemissionen (TAUBE & SCHÜTTE, 2013). Der Zusammenhang zwischen Stickstoffsaldo und Stickstoffaustrag (SIELING & KAGE, 2006) sowie zwischen Stickstoffsaldo und Lachgasemission (VAN GROENINGEN et al., 2004, 2010) ist experimentell nachgewiesen.

In der Literatur wird häufig eine direkte Beziehung zwischen Viehdichte und Stickstoffsaldo beschrieben (BREITSCHUH & GERNAND, 2012; DAALGARD et al., 2012; BMU & BMELV, 2012; KROS et al., 2015), denn gerade stark organisch gedüngte Böden neigen zu einer unkontrollierten Mineralisation (FOHRMANN, 2013). Die Entwicklungen der Viehbestände sind marktwirtschaftlich gesteuert (KROS et al., 2015). Zusätzlich ist für die nächsten Jahrzehnte mit einem Bevölkerungszuwachs zu rechnen (BOUWMAN et al., 2013; THORNTON, 2010). Dies hat zur Folge, dass auch die Nachfrage nach Fleisch und tierischen Produkten ansteigt.

Die Wirkung eines Klimawandels auf den Stickstoffhaushalt im Boden wurde von DOLTRA et al. (2014) für Dänemark untersucht. Sie beschreiben u.a., dass die N-Auswaschungen steigen werden und benennen dafür drei Gründe: Erstens führen die höheren Temperaturen zu einer kürzeren Vegetationsphase, wodurch der Acker im Herbst brachliegt. Zweitens begünstigen die höheren Temperaturen das Mineralisieren der organischen Bodensubstanz und drittens beschleunigt der steigende Winterniederschlag bei fehlender Bodenbedeckung den Stickstoffaustrag.

Phosphor

Die Novellierung der Düngeverordnung hat nicht nur zum Ziel die landwirtschaftlichen Stickstoffüberhänge, sondern auch die Phosphorüberhänge zu minimieren. Der Anteil der Landwirtschaft am diffusen Phosphoreintrag ins Grundwasser beträgt 89% (VDLUFA, 2002). Außerdem gibt es einen direkten Zusammenhang zwischen Viehdichte und Phosphorsaldo (HAAS et al., 2005). Somit kann auch bei Phosphor bei einer wachsenden Weltbevölkerung und somit Nachfrage nach Fleisch und tierischen Produkten mit einem steigenden Saldo gerechnet werden.

Des Weiteren ist Phosphor eine knappe Ressource und in dem Zusammenhang wird von einem Peak Phosphor gesprochen (DÉRY & ANDERSON, 2007). Mit einem Aufbrauchen der Ressource Phosphor wird in den nächsten 30 bis 300 Jahren gerechnet (CORDELL & WHITE, 2011). Außerdem zeigt eine Studie von ZIMMER et al. (2014), dass nur 26% der Ackerböden Brandenburgs einen optimalen Versorgungszustand für Phosphor aufweisen. Die restlichen Flächen sind entweder unter- oder überversorgt.

Treibhausgase

Seit 1998 veröffentlicht das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) alle 5 bis 6 Jahre einen Zustandsbericht. In diesem Bericht werden u.a. die Emissionsdaten verschiedener Länder und der wissenschaftliche Stand des Klimawandels zusammengestellt (IPCC, 2013). Er veranschaulicht die starke Rolle, die Treibhausgase beim Klimawandel spielen. In Deutschland beträgt der Anteil der Landwirtschaft an den gesamten Treibhausgasemissionen 11,2%. Ein großer Anteil entfällt auf die Lachgasemissionen. Insgesamt entstammen 78,7% der Lachgasemissionen der Landwirtschaft. Bei Methan ist der Anteil 57,8% und für Kohlendioxid 4,8% (UBA, 2016). Die direkten Lachgasemissionen entstehen bei der Ausbringung mineralischer Stickstoffdünger und durch mikrobielle Umsetzungen von Stickstoff im Boden sowie bei organischen Düngungen (SMITH et al., 2007). Allerdings ist der Umfang der Emissionen aus dem Boden abhängig von Bodeneigenschaften (u.a. N_{\min} -Gehalt, Bodentemperatur) und Bewirtschaftungsparametern (u.a. Düngermengen, Düngerart) (HACKMANN, 2011). Nicht nur die Menge zeigt die Bedeutung von Lachgas im Klimawandel, vielmehr auch die Tatsache, dass ein Großteil des Ozonabbaus auf Lachgas zurückzuführen ist (RAVISHANKARA et al., 2009). Die Methanemissionen Deutschlands stammen größtenteils aus der Rinderhaltung. Im Speziellen entstehen sie bei der Pansengärung und bei biologischen Prozessen in Wirtschaftsdüngern. So emittiert eine Milchkuh ca. 112 kg Methan im Jahr (WWF, 2007).

Kohlendioxidemissionen entstehen durch Landnutzungsänderungen, hier insbesondere beim Umbruch von Grünland zu Ackerland, durch die Nutzung landwirtschaftlicher Maschinen, die fossilen Brennstoff verbrauchen, und in allen Vorketten zur Herstellung der Maschinen sowie der Betriebsmittel wie Dünger, die ausgebracht werden.

Im Zeitraum von 1990 bis 2007 nahmen die landwirtschaftlichen Emissionen um 16% ab, denn in dieser Zeitspanne sank einerseits die Zahl der Rinder und andererseits wurde die mineralische wie auch die organische Düngung effizienter eingesetzt (NABU, 2010). Auch ein Klimawandel kann einen signifikanten Einfluss auf die Emissionen der Landwirtschaft haben, da biologische Abbauprozesse, die zu Emissionen führen, von der Temperatur und dem Wassergehalt des Boden abhängig sind (BADLOCK et al., 2012). Ohne den Versuch den gesamt anthropogenen Ausstoß von Treibhausgasen zu vermindern, werden diese von 430 ppm im Jahr 2011 auf 450 ppm CO₂-Äq. im Jahr 2030 steigen. Im Jahr 2100 wären es zwischen 750 und mehr als 1300 ppm CO₂-Äq., wodurch die mittlere Erdoberflächentemperatur um 3,7 bis 4,8°C ansteigen würde.

In der Landwirtschaft ist in diesem Basisszenario auch ein Anstieg der Nicht-CO₂-Treibhausgase projiziert (IPCC, 2014). Gerade die zunehmende Nachfrage nach Fleisch und tierischen Produkten wird zu vermehrten Methanemissionen führen. Außerdem verändert das Klima das Ertragspotenzial und aufgrund des höheren Potenzials muss mehr gedüngt werden, wodurch eine größere Menge Lachgas emittiert wird. Die Kohlendioxidemissionen der Landwirtschaft unterliegen starken Unsicherheiten, da sie abhängig sind vom technischen Fortschritt und von Veränderungen im Flächenumfang der Landwirtschaft, der an die Entwicklung der Weltbevölkerung gekoppelt ist (CLARKE et al., 2014). Außerdem kann der Boden sowohl als Quelle wie auch als Senke für Kohlendioxid fungieren, je nachdem ob Humus auf- oder abgebaut wird (LAL, 2004).

2.3 Optionen für die Landwirtschaft und die Umwelt

In diesem Abschnitt wird eine Literaturübersicht vorgestellt, die Möglichkeiten aufzeigt, wie die Landwirtschaft einen möglichen Klimawandel nicht zusätzlich negativ beeinflusst. Sie ist sortiert nach den Umweltindikatoren Humus, Stickstoff, Phosphor und Treibhausgase.

Humus

Die Menge an Humus im Boden ist das Ergebnis von C-Input und C-Output (ÁLVARO-FUENTES et al., 2012; BALDOCK et al., 2012). Sie hat maßgeblich Einfluss auf die biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens. Ein ausreichender Gehalt fördert die Bodenfruchtbarkeit und die Widerstandsfähigkeit gegen einen Klimawandel durch z.B. eine verbesserte nutzbare Feldkapazität. Allerdings ist das Potenzial zum Humusaufbau nicht überall gleich. Es variiert stark mit den vorherrschenden Umweltfaktoren wie Temperatur, Bodenart und Wasserverfügbarkeit (ÁLVARO-FUENTES et al., 2012). So wird für den Norden und Osten Deutschlands ein Humusabbau prognostiziert, da in Folge steigender Temperaturen ein Humusabbau begünstigt wird (SMITH et al., 2005).

Um ausreichende Humusvorräte zu erreichen, muss der C-Input gesteigert werden (BALDOCK et al., 2012). Rückblickend ist seit den 1960er Jahren eine Steigerung des Inputs durch verbesserte Erträge realisiert worden. Diese Steigerung beruhte auf züchterischen Fortschritt, Pflanzenschutz und neuer Maschinenteknik (EWERT et al., 2005). Gleichzeitig stieg aber auch der Humusbedarf. Häufig werden auch die gestiegenen Erträge mit einem vermehrten Humusanfall in Verbindung gesetzt. Dies entspricht allerdings nur bedingt der Wahrheit, denn die Ertragssteigerung wurde je nach Kulturart züchterisch durch einen verbesserten Harvestindex erzielt (SINCLAIR, 1998). Für die landwirtschaftliche Praxis ist der effektivste Weg zu humusversorgten Böden eine ausreichende Wirtschaftsdüngung pflanzlichen und tierischen Ursprungs. Häufig wird in diesem Zusammenhang von überversorgten Regionen gesprochen. Diese kommen in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein und Bayern vor (UBA, 2015). Genauso gibt es aber Regionen in denen Wirtschaftsdünger fehlen. Dieser Mangel wird sich mit einem Klimawandel verstärken und ausbreiten. In diesen Regionen wäre eine Intensivierung der Tierhaltung ein effektives Werkzeug. Außerdem hilft es Fruchtfolgen mit Ackergras oder Leguminosen als Zwischenfrucht oder als Fruchtfolgeglied zu bereichern.

Stickstoff und Phosphor

Seit der Industrialisierung der Landwirtschaft wird der Boden intensiver genutzt. Um die Erträge zu steigern, wurden größere Mengen von Stickstoffdüngern eingesetzt (UBA, 2011b), ein Trend der sich auch heute beobachten lässt. Einer Studie von ROBERTSON (1997) zufolge entzieht das angebaute Getreide nur 50% des gedüngten

Stickstoffs und 50% des benötigten Stickstoffs werden durch die Humusmineralisierung bereitgestellt (ROBERTSON et al., 2013). Mit steigenden Temperaturen erhöht sich die Mineralisierungsrate noch zusätzlich (BOND-LAMBERTY & THOMSON, 2010).

Der effektivste Ansatzpunkt zur Reduzierung der Stickstoffüberhänge ist eine effiziente Nutzung von Stickstoff (ROBERTSON et al., 2013). Die Düngermengen sollten bedarfsgerecht sein und den Bodenvorrat berücksichtigen (N_{\min} -Untersuchungen). ROBERTSON et al. (2013) empfehlen precision farming, da es dadurch möglich wird, eine Mengenanpassung bei Bodenheterogenität innerhalb eines Schlages vorzunehmen. Des Weiteren betonen sie, dass die Formulierung der Dünger helfen kann, dem Entwicklungsstand der Pflanzen entsprechend Stickstoff zur Verfügung zu stellen. Auch auf die Wirkung von Düngezeitpunkt und Düngerplatzierung, der Bodenbearbeitung sowie dem Umgang mit Nebenprodukten und Zwischenfrüchten ist Rücksicht zu nehmen. Gerade das Belassen der Nebenprodukte auf dem Feld und eine ganzjährige Bedeckung des Ackers mithilfe von Zwischenfrüchten haben einen positiven Effekt auf Stickstoffüberhänge und machen den Boden fruchtbar. Außerdem bewirkt eine ganzjährige Bedeckung, dass der Acker weniger anfällig für Wind- und Wassererosion ist und er bindet verfügbaren Stickstoff, z.B. in Ton-Humus-Komplexen.

Treibhausgase

Es gibt zahlreiche Vorschläge, den Treibhausgasausstoß der Landwirtschaft zu minimieren. Im Folgenden werden die wichtigsten Minderungspotenziale für Kohlendioxid, Lachgas und Methan vorgestellt.

Bei Kohlendioxid wird die Möglichkeit diskutiert, dass es im Boden gebunden werden kann. Also sollen einerseits alle bestehenden C-reichen Humusvorräte konserviert werden (SMITH et al., 2014). Gemeint ist damit, den Umbruch von Grünland zu Acker zu verbieten und Moore zu schützen. Andererseits soll mehr Kohlendioxid im Bodenhumus gebunden werden (LEITFELD et al., 2013). Dies kann realisiert werden, indem vermehrt organische Dünger zu Gunsten mineralischer Dünger eingesetzt werden, die Fruchtfolgen durch Leguminosen und Ackerfutter angereichert werden und der Anbau humusbildender Ackerkulturen, wie z.B. mehrjähriger Kulturen, ausgebaut wird (SMITH et al., 2014).

Lachgas korreliert positiv mit den Stickstoffsaldoüberschüssen. Somit ist das erste Ziel die Überschüsse zu minimieren (MCSWINEY & ROBERSON, 2005). Des Weiteren soll die Stickstoffausnutzung verbessert werden, d.h. neben der ertragsorientierten Düngung

soll die Nutzung stickstoffeffizienter Sorten, gute Düngerplatzierung und die sofortige Einarbeitung organischer Dünger einbezogen werden (VTI, 2012). Eine entsprechende Lagerung der Wirtschaftsdünger kann den Emissionsumfang zusätzlich mindern. Auch Ernährungsgewohnheiten der Weltbevölkerung haben Einfluss auf die Lachgasemissionen. Da die Fleischproduktion eine niedrige Stickstoffeffizienz aufweist, wird die Auswirkung einer Substitution hin zu alternativen pflanzlichen Proteinquellen untersucht.

Methan entstammt zum großen Teil aus der Pansengärung der Wiederkäuer. Deswegen wird an Futtermittelzusammensetzungen gearbeitet, die diesen Ausstoß verringern. Eine veränderte menschliche Essgewohnheit mit geringerem Fleischanteil könnte ebenfalls die Methanemissionen mindern (VTI, 2012).

Energieeffizientes Arbeiten oder effizienter Betriebsmitteleinsatz mindern das Treibhausgaspotenzial der Landwirtschaft, denn hohe Erträge kompensieren diese Emissionen (TLL, 2009). Damit ist die „Sustainable Intensification“ gemeint. Dem stehen Empfehlungen gegenüber, die zu Extensivierung oder ökologischem Landbau raten, denn auch diese Empfehlungen bringen Produkte mit geringen Kohlendioxidemissionen hervor.

Biodiversität

Landwirtschaftliche Biodiversität ist ein mögliches Werkzeug, um dem Klimawandel zu begegnen. Dieser Abschnitt gibt den aktuellen Stand der Forschung hierzu wieder.

Der Begriff „Biodiversität“, wie er heute verwendet wird, ist relativ jung. In der Geschichte wurde die biologische Vielfalt in Form von Taxonomie und Systematik der lebenden Welt erfasst. So beschrieb Aristoteles 335 v. Chr. 549 Arten der Tierwelt. Im Jahr 1735 verfasste Carl von Linné erstmals die binäre Nomenklatur in seinem Werk „Systema Naturae“ (TÜRKAY, 2003). Mit Beginn der Landbewirtschaftung und dem damit verbundenen Zurückdrängen der bis dahin vorherrschenden Waldvegetation in Mitteleuropa kam es bis Mitte des 19. Jahrhunderts zu einer Biodiversitätszunahme (ELLENBERG, 1996; KLOTZ et al., 2012; WERNER et al., 2013), denn die kleinräumige Landbewirtschaftung schaffte neue Habitate (PETERSEN & WEIGEL, 2015). Allerdings nahm die Diversität im Laufe der Zeit wieder ab. Besonders durch die Trennung von Mischbetrieben in spezialisierte Vieh- und Ackerbaubetriebe sowie durch mineralische Düngung, Entwässerung und Flurbereinigung wurde die Agrarlandschaft homogener (ELLENBERG, 1996; KLOTZ et al., 2012; WERNER et al., 2013). Aufgrund dieser Ent-

wicklungen wurde 1992 auf der UNO-Konferenz über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro die Biodiversitätskonvention beschlossen. Sie verfolgt 3 Ziele:

- die Erhaltung der biologischen Vielfalt
- die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile
- der gerechte Vorteilsausgleich aus der Nutzung genetischer Ressourcen.

Die intensive Landwirtschaft ist nicht nur in Deutschland der Hauptverursacher für den Artenverlust (HABER, 1996). Der Verlust beschleunigt sich derzeit noch zusätzlich durch die zunehmende Nutzung von Energiepflanzen und den Rückgang an Brachen und Grünlandflächen (FLADE, 2012). So zeigt z.B. der europäische Agrarvogelindex einen Rückgang der Gesamtbestände um 52% seit 1980 (DRÖSCHMEISTER et al., 2012). Wenn es in der Landwirtschaft zu keinen Anpassungen kommen sollte, wird sich der Verlust noch verschärfen (ESSL & RABITSCH, 2013).

Neben dem Einfluss des Menschen auf das Ökosystem, gibt es auch den Faktor Klima. Ökosysteme sind nicht stabil, denn ändert sich das Klima, sterben Arten aus und neue Arten wandern ein (GRÜGER, 2003). Allerdings ist der anthropogene Klimawandel schneller als der natürliche und bringt vermehrt Wetterextreme mit sich. Ein Großteil der Klimawandelmodellierungen weist auf alarmierende Folgen für die Biodiversität hin (BELLARD et al. 2012).

Aber gerade die Agrobiodiversität kann helfen, die landwirtschaftliche Ertragsunsicherheit in einem Klimawandel zu sichern (MIJATOVIĆ et al., 2012). Hierbei hilft eine Vielfalt beim Einsatz von Sorten, Arten, Fruchtfolgen, Betriebsgrößen und Anbausystemen (PETERSEN & WEIGEL, 2015). Das zentrale Problem ist, dass es an theoretischen Grundlagen zum Thema mangelt. Gerade die Quantifizierung einer optimalen Biodiversität ist schwierig, denn es gibt eine Vielzahl an Indikatoren zur Beschreibung, aber diese können unterschiedlichen Wertesystemen unterliegen. Laut DUELLI & OBRIST (2003) sind es die drei Wertesysteme Konservierung, Ökologie und biologische Schädlingsbekämpfung. Viele Forscher stellen sich zusätzlich gegen eine zahlenmäßige Erfassung eines Optimalzustandes der Biodiversität, weil die reale Welt zu komplex dafür sei (RILLIG et al., 2015). Zudem zeigt eine Literaturstudie von PETERSEN & WEIGEL (2015), dass wenig gesicherte Ergebnisse vorliegen, um Schlussfolgerungen zur Rolle von Agrobiodiversität im Hinblick auf die Resilienz gegenüber einem Klimawandel zu ziehen – besonders für den ackerbaulichen Bereich.

Auch die Politik unterstützt die Situation nicht. PE'ER et al. (2014) z.B. zeigten, dass die neue Gemeinsame Agrarpolitik von 2014 bis 2020 derart verdünnt ist, dass sie der Bio-

diversität nicht nützen kann. WERLAND (2015) wiederum verweist darauf, dass die Ressourcen- und die Biodiversitätspolitik Deutschlands gegenläufig sind.

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet

Um den Einfluss eines Klimawandels auf die Umweltwirkungen aus der Landwirtschaft zu erfassen, wurde als Untersuchungsgebiet Norddeutschland ausgesucht. Das Untersuchungsgebiet umfasst Niedersachsen, einen Teil von Sachsen-Anhalt und Brandenburg. Norddeutschland weist klimatische wie auch agrarstrukturelle Vielfalt auf und deckt daher ein breites Feld landwirtschaftlicher Praxis ab. Die westliche Küste des Norddeutschen Tieflands ist durch Seeklima beeinflusst. Dieser klimatische Einfluss nimmt zum Landesinneren hin stark ab. Im Landesinneren herrscht subkontinentales Klima vor. Regionale Besonderheiten sind die Moorlandschaft in Diepholz und das sich im Süden anschließende Mitteldeutsche Trockengebiet hin nach Sachsen-Anhalt. Außerdem weisen mehrere Kreise Niedersachsens mit 2,3 GVE/ha LF die höchste Viehdichte Deutschlands auf (LSKN, 2011). Das Norddeutsche Tiefland wird zur Vereinfachung durch vier Untersuchungsregionen dargestellt (Abb. 3).

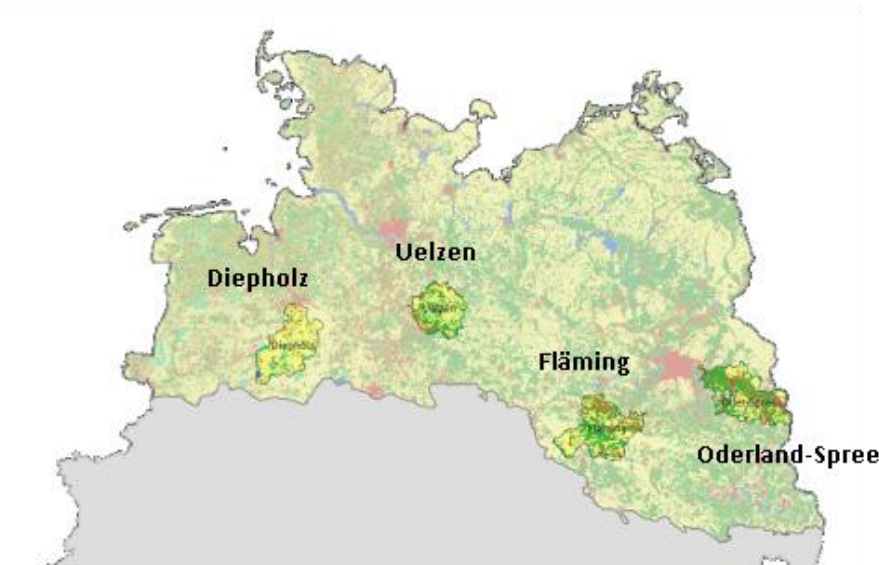


Abb. 3: Untersuchungsregionen im Norddeutschen Tiefland

Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei allen vier Regionen im Bereich von 9°C. Diepholz hat die höchste durchschnittliche Temperatur mit 9,6°C und mit 68 die geringste Anzahl an Frosttagen. Uelzen weist hingegen mit 8,7°C die niedrigste Durchschnittstemperatur auf und mit 89 die höchste Anzahl an Frosttagen. Für die atmosphärische Stickstoffdeposition als einen weiteren Standortfaktor kann festgestellt werden, dass diese von Diepholz in Richtung Oder-Spree abnimmt (Tab. 1)

Tab. 1: Standortdaten Norddeutschlands: Sommertag = Tag, an dem die Tageshöchsttemperatur 25°C erreicht oder überschreitet, Frosttag = Tag, an dem das Minimum der Lufttemperatur 0°C unterschreitet, N-Deposition (Quelle: DWD: Wetterdaten 1981-2010, 11.06.2013, BUILTJES et al., 2011)

Region	Name der Station	Langjähr. Niederschl.	Mittlere Temperatur	Sommertage	Frosttage	N-Deposition
Diepholz	Diepholz	713 mm	9,6°C	30,3	67,8	29 kg N/ha
Uelzen	Unterluess	823 mm	8,7°C	33,4	89,4	17 kg N/ha
Fläming	Potsdam	586 mm	9,3°C	45,9	83,8	17 kg N/ha
Oder-Spree	Lindenberg	576 mm	9,2°C	42,7	85,0	14 kg N/ha

Auch landwirtschaftlich gibt es regionale Unterschiede. Generell ist ein West-Ost-Gradient erkennbar. Diesem Gradienten entsprechend steigt von Westen nach Osten die Betriebsgröße. Die Region mit der größten Viehdichte ist Diepholz. Der Hackfruchtanteil an der Ackerfläche ist in Diepholz und Uelzen höher als in Fläming und Oder-Spree (AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG, 2013; LSKN, 2012; STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 2012). In Diepholz ist eine Vielfalt an Bodenarten, u.a. auch Moorflächen, vorzufinden. In Fläming und Oder-Spree ist die Textur der Ackerflächen etwas sandiger und die Ackerzahl geringer (Tab. 2).

Tab. 2: Landwirtschaftliche Kenngrößen der Untersuchungsregionen: Betriebsgröße, Anzahl der Betriebe, Großvieheinheiten (GVE/ha LNF) und Hackfruchtanteil (Quelle: AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG, 2013; LSKN, 2012; STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 2012); Bodenart und Ackerzahl (AZ) (Quelle: WENDLAND et al., 1993)

	Betriebsgröße LFN (ha)	Anzahl Landwirtschaftsbetriebe	GVE/ha LNF	Hackfruchtanteil (%)	Bodenart	AZ
Diepholz	64	1969	1,18	35	S, ls, sL, Mo	57
Uelzen	94	751	0,28	44	S, ls, sL	42
Fläming	167	1502	0,38	15	S, ls	44
Oder-Spree	190	325	0,55	17	S, ls	39

3.2 Abbildung der aktuellen Landwirtschaft Norddeutschlands

Um Veränderungen in einem System sichtbar zu machen, ist es wichtig einen Ausgangszustand abzubilden. Dies stellt eine besondere Herausforderung dar, da eine Umweltwirkung der Landwirtschaft auf Regionsebene beschrieben werden soll und einzelne Betriebe sehr unterschiedlich wirtschaften. Daher wurden zum einen die Umweltwirkungen von realen Landwirtschaftsbetrieben der Regionen bewertet. Die Ergebnisse stellen punkthafte oder beispielhafte Werte dar. Zum anderen wurden die Umweltwir-

kungen der Landwirtschaft einer ganzen Region bewertet. Dafür wurde eine landwirtschaftliche Praxis modelliert, die einen großen Teil der Regionen abdeckt. Somit wird ein Ist-Zustand der landwirtschaftlichen Umweltwirkung beruhend auf Ergebnissen von realen Landwirtschaftsbetrieben und auf modellhafter Ebene abgebildet.

3.2.1 Reale Landwirtschaftsbetriebe Norddeutschlands

Zur Veranschaulichung der Umweltwirkung wurden Umweltindikatoren von acht Betrieben aus Norddeutschland ausgewertet. Die Auswahl der Betriebe erfolgte zufällig. Für jede Region wurden beispielhaft ein Marktfruchtbetrieb und ein Betrieb mit Viehhaltung gewählt. Die Betriebe im Osten Norddeutschlands verfügen über eine größere landwirtschaftliche Nutzfläche als Betriebe im Westen und damit über mehr Großvieheinheiten je Betrieb. Mit der Betriebsgröße nimmt auch die Kulturartenvielfalt zu (Tab. 3). Von jedem Betrieb wurden die Ackerschlagkartei, die Bodenuntersuchungen, die Untersuchungsprotokolle der Wirtschaftsdünger, die Maschinenliste und die Tierhaltung der Anbaujahre 2011 bis 2013 aufgenommen.

Tab. 3: Betriebsspiegel der ausgewählten Landwirtschaftsbetriebe Norddeutschlands der Jahre 2011 bis 2013

	Diepholz		Uelzen		Fläming		Oder-Spree	
	Acker	Vieh	Acker	Vieh	Acker	Vieh	Acker	Vieh
Größe (ha) LNF	50	100	80	40	3100	1000	2100	1400
GVE	-	130	-	140	-	1230	-	1050
GVE/ha LNF		1,30		3,50		1,23		0,75
vorherrschende Bodenart	IS	IS	S	S, IS	IS	S, IS	S, IS	IS
Jahresniederschlag (mm)	751	751	726	635	565	565	559	559
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	9,7	9,3	9,2	9,1	9,4	9,4	9,3	9,3
Höhe über NN	40	40	83	55	82	82	54	54
Anteil pflugloser Bodenbearbeitung	100%	17,3%	41,9%	10,4%	86,1%	63,3%	87,9%	83,4%
Anteil der Kultur an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (%)	74 GE 26 WR	57 SM 20 GE 16 ZR 8 GL	36 GE 26 KA 21 SM 10 ZR 3 ZW 3 BS 1 DS	80 SM 10 FP 9 GE 1 DS	64 GE 21 WR 9 ZR 5 SM 1 SP	36 GE 25 SM 22 GL 9 WR 4 FP 2 DS 2 ZH	56 GE 18 WR 15 SM 8 DS 2 LU 1 SB	43 GE 20 WR 19 SM 16 FP 2 DS

BS = Blühstreifen, DS = Dauerstilllegung, FP = Futterpflanzen, GE = Getreide, GL = Grünland, KA = Kartoffel, KM = Körnermais, LU = Lupine, SB = Sonnenblume, SM = Silomais, SP = Spargel, WR = Winterraps, ZR = Zuckerrübe, ZW = Zwiebel

3.2.2 Modellierte Landwirtschaft Norddeutschlands

Für die Erstellung der Grundlage der modellierten Landwirtschaft der vier Untersuchungsregionen Norddeutschlands war das Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. zuständig.

Zur qualitativen Beschreibung der Standorte in den Untersuchungsregionen wurde die Bodengüte anhand der Bodenarten und der Ackerzahlen abgebildet. Für die Bodengüte wurde ein bereits bestehender Ansatz (WENDLAND et al., 1993) durch Expertenwissen des ZALF weiterentwickelt. Ausgehend von der Bodenübersichtskarte 1000 (RICHTER et al., 2007) sind über ganz Deutschland Leitbodenassoziationen verteilt. Den Leitbodenassoziationen können Bodenarten und Ackerzahlen zugeordnet werden. Diese wurden in fünf Ertragsklassen eingeteilt. Das Ertragspotenzial nimmt von Ertragsklasse 1 zu Ertragsklasse 5 ab.

Zusätzlich ist wichtig, mit welchem Anteil die einzelnen Kulturarten in den Regionen angebaut werden. Hierfür wurden die zehn wichtigsten Ackerkulturen betrachtet. Dafür wurden einerseits die Daten aus der Landwirtschaftszählung 2010 und andererseits das ökonomische Programm MODAM (Multi-Objective Decision support system for Agroecosystem Management) genutzt. Das Programm wurde am ZALF entwickelt und bildet wirtschaftliche Entscheidungen von Landwirten ab (ZANDER & KÄCHELE, 1999; ZANDER, 2003). Mithilfe von MODAM können die relativen Anteile der Kulturarten auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche für das Jahr 2010 dargestellt und eine Abschätzung der Entwicklung für die nächsten Jahrzehnte gegeben werden (Tab. A1, A3, A4, A7).

Auch der landwirtschaftliche In- und Output wurde über MODAM zur Verfügung gestellt. Im Einzelnen geht es dabei um Bodenbearbeitung, Saat, Pflanzenschutz, Düngung und Ernte, die mittels Anbaueignungsklasse für jede betrachtete Kulturart speziell definiert wird. Unterschieden wird in Anbaueignungsklasse 1 und Anbaueignungsklasse 2, die von den Ertragsklassen abgeleitet wurden. Die Anbaueignungsklasse 1 beinhaltet eine intensive Bewirtschaftung und gilt für die Ertragsklasse 1 bis 3. Die Anbaueignungsklasse 2 bildet hingegen eine extensive Bewirtschaftung ab und wird auf die Ertragsklasse 4 bis 5 angewandt (Abb. 4). Die Fruchtart einer Anbaueignungsklasse wird in den vier Regionen gleich bewirtschaftet. Gemeint sind damit der Zeitpunkt und die Häufigkeit des landwirtschaftlichen In- und Outputs. Auch wenn das nicht der landwirtschaftlichen Realität entspricht, ist es für die Berechnung der Umweltindikatoren zu vernachlässigen, da die Zeitpunkte für die In- und Outputs in Repro die Berechnungen nicht beeinflussen.

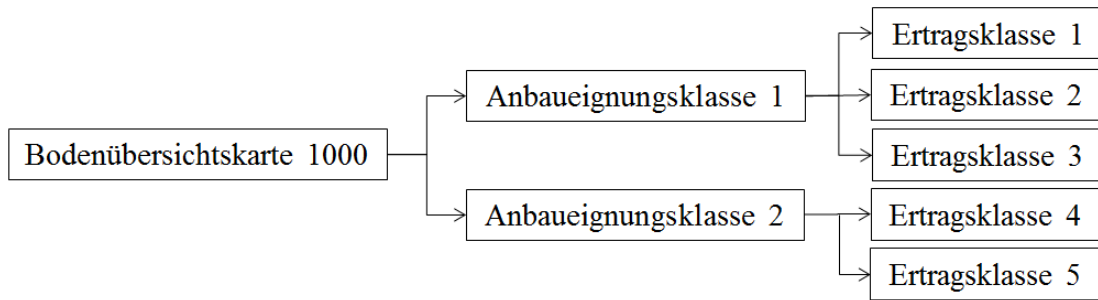


Abb. 4: Ableitung der Anbaueignungsklassen und Ertragsklassen

Um eine intensive von einer extensiven Bearbeitung abzugrenzen, wurden die Landbaugebiete Brandenburgs genauer betrachtet. So ergab sich, dass bei einer Ackerzahl von 40 eine Grenze zwischen intensiven und extensiven Verfahren zu ziehen ist. Die Klassifizierung der Landbaugebiete Brandenburgs wurde mit den Ertragsmesszahlen für Niedersachsen verknüpft, um Ertragsklassengrenzen zu ermitteln (SVOBODA, 2013).

Die Daten zur Düngung der wichtigsten Nährstoffe (N, P) der Kulturarten stellen keine Düngeempfehlung dar. Die Werte zur Düngung basieren auf den Entzügen der jeweiligen Feldfrucht zuzüglich eines Zuschlages. Die Feldfrucht ist individuell ausbalanciert und es werden keine Vor- bzw. Nachfruchteffekte berücksichtigt. Unter Einbeziehung von Daten für die Klimagebiete Norddeutschlands (RICHTER et al., 2007) sowie die Ertragszahlen von Niedersachsen und Brandenburg werden über einen Korrekturfaktor regionsspezifische Erträge gebildet. Mit steigenden Erträgen steigt auch die Düngung der Ackerkulturen.

Der landwirtschaftliche In- und Output (Düngung, Pflege und Ernte) für Grünland wurde von der Georg-August-Universität Göttingen, Abteilung Graslandwissenschaften bereitgestellt.

Mit dem Wissen zur Bodengüte, landwirtschaftlichen Praxis, zu Erträgen und Jahresniederschlag wird für eine Region die landwirtschaftliche Umweltwirkung bewertet. Dafür wird für jede Region ein Ackerbaubetrieb angelegt, der 80% aller Ackerbaubetriebe der Region abbildet, und ein viehhaltender Betrieb, der 80% aller viehhaltenden Betriebe der Region darstellt. Flächenmäßig sind Marktfruchtbetriebe und Viehbetriebe in den Regionen unterschiedlich verteilt (Tab. 4), was sich auch auf den Viehbesatz einer Region auswirkt. Um die Umweltwirkung auf Regionsebene zu ermitteln, wurde eine flächenmäßige Wichtung vorgenommen.

Tab. 4: Anteile von Marktfruchtbetrieben und viehhaltenden Betrieben an der landwirtschaftlichen Nutzfläche: Acker = Marktfruchtbetrieb, Vieh = viehhaltender Betrieb, flächenbezogene Großvieheinheiten (GVE/ha LNF) (Quelle: AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG, 2013; LSKN, 2012; STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 2012)

	Diepholz		Uelzen		Fläming		Oder-Spree	
	Acker	Vieh	Acker	Vieh	Acker	Vieh	Acker	Vieh
Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche (%)	26	74	77	23	42	58	33	67
GVE/ha LNF	1,18		0,28		0,38		0,40	

Außerdem wurde in Uelzen die dort typische Beregnung berücksichtigt. Die Beregnungsmengen wurden angepasst an die Anbaueignungsklasse und vom ZALF bereitgestellt. Darüber hinaus gibt es in der Untersuchungsregion Diepholz durch die Bewirtschaftung von Mooren eine zusätzliche Treibhausgasbelastung von 4414 kg CO₂-Äq/ha. Die Herleitung der Mooremissionssumme ist im Anhang zu finden (Tab. A13 - A14). Sie bleibt im unterstellten Klimawandel gleich, weil eine Modellierung der Methanemissionen im Klimawandel für die hier vorgesehenen Berechnungen zu komplex ist.

3.3 Szenarien im Klimawandel

Um eine Veränderung der Umweltwirkung norddeutscher Landwirtschaft abzubilden, diente die Ausgangssituation des Jahres 2010 der modellierten Landwirtschaft der einzelnen Regionen als Grundlage. Es wurden drei Szenarien vom ZALF ausgearbeitet, in denen jeweils die Umweltindikatoren für die Jahre 2020, 2040 und 2060 ausgewertet wurden. Ziel der Szenarien ist es weniger eine mögliche zukünftige Realität wiederzugeben, als mögliche Entwicklungen mit ihren Auswirkungen durchzuspielen. Generell wird davon ausgegangen, dass in den nächsten Jahrzehnten durch höhere Temperaturen von einer Ertragssteigerung ausgegangen werden kann (KERSEBAUM & NENDEL, 2014). Die Zunahme der Erträge ist regional unterschiedlich und bewirkt einen höheren Düngbedarf sowie ein verändertes Beregnungsmanagement in Uelzen. In den folgenden Abschnitten sollen die drei Szenarien beschrieben werden.

Die Klimagrößen Temperatur und Niederschlag wurden vom Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) auf Grundlage des Emissionsszenarios RCP 8.5 (MOSS et al., 2010; VAN VUUREN et al., 2011) mit dem Globalmodell ECHAM6 (STEVENS et al., 2013) ermittelt. Mit dem regionalen Klimamodell STARS für Deutschland (ORLOWSKY et al., 2008) wurden für die vier Regionen die Niederschlagsentwicklungen von 2010 - 2060 simuliert (Tab. 5).

Tab. 5: Niederschlagssummen der Jahre 2010, 2020, 2040, 2060 der Regionen nach dem Klimamodell STARS (ORLOWSKY et al., 2008)

Jahr	Diepholz	Uelzen	Fläming	Oder-Spree
2010	709 mm/a	755 mm/a	559 mm/a	582 mm/a
2020	715 mm/a	764 mm/a	553 mm/a	571 mm/a
2040	708 mm/a	727 mm/a	562 mm/a	565 mm/a
2060	708 mm/a	762 mm/a	511 mm/a	519 mm/a

3.3.1 Szenario „*business as usual*“

Das Szenario „*business as usual*“ beantwortet die Frage, wie sich die Umweltwirkungen verändern, wenn sich die landwirtschaftliche Praxis von dem Referenzjahr 2010 über die nächsten Jahrzehnte nicht verändert. D.h., die Häufigkeit der landwirtschaftlichen Maßnahmen wie Bodenbearbeitung, Saat, Pflanzenschutz, Düngung und Ernte bleiben konstant. Neben den steigenden Erträgen und Düngermengen werden die flächenmäßigen Anteile der Ackerkulturen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche allein durch die ökonomische Nachfrage beeinflusst. Die Berechnung der veränderten Flächenanteile der einzelnen Kulturarten wurde vom ZALF durchgeführt.

3.3.2 Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“

Mit dem Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ wird das Ziel verfolgt, den Treibhausgasausstoß zu reduzieren. Wie im vorherigen Szenario soll die Häufigkeit der ackerbaulichen Maßnahmen beibehalten werden. Auch die Ertragssteigerung und die daraus resultierende Erhöhung des Düngungsniveaus bleiben erhalten. Zur Einsparung von Klimagasen wurden zwei Handlungsvorschriften vorgegeben. Zum einen soll der mineralische Stickstoffinput minimiert werden. Das wird über eine Legumosenanbaupflicht auf 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche realisiert. In Diepholz und Uelzen soll Luzerne angebaut und verkauft werden. In Fläming und Oder-Spree soll Körnerlupine als Druschfrucht angebaut werden, die dann für eine Biogasanlage genutzt werden kann. Zum anderen sollen vernässte Ackerflächen in Grünland umgewandelt werden. Es sollen Weiden und Mähweiden angelegt werden. Die Verteilung der Ackerkulturen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Regionen wurde vom ZALF erstellt.

3.3.3 Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“

In den letzten Jahrzehnten wurden Ackerflächen immer intensiver genutzt (UBA, 2011a). Die Schläge wurden größer, die Bewirtschaftung homogener. Mit steigender

Effizienz ist aber ein Rückgang der Artenvielfalt zu verzeichnen. Das Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ soll eine modellierte Landwirtschaft darstellen, die Flora und Fauna fördert. Dies wird realisiert, indem 10% der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Naturschutzbrache (BERGER & PFEFFER, 2011) bewirtschaftet werden. Sie setzen sich aus 3% konventionellen Ackerflächen und 2% Ackerflächen mit Gewässerrand, Waldrand und armen Sanden zusammen. Zusätzlich werden 5% Grünlandflächen zu Brachen umgewandelt. Die Bewirtschaftung unterscheidet dabei Weiden und Mähweiden, je nach Bodenfeuchteklasse. Die landwirtschaftliche Praxis der Hauptkulturen bleibt auf der verbleibenden Fläche unberührt. Die Verteilung der Ackerkulturen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche wurde vom ZALF erstellt.

3.4 Auswertung mit dem Modell Repro

Zur Auswertung der Umweltwirkung der Landwirtschaft in Norddeutschland wurde das Softwareprogramm Repro verwendet. Repro ermöglicht eine Auswertung unterschiedlicher Umweltindikatoren auf regionaler, betrieblicher und schlagspezifischer Ebene.

Das Softwareprogramm Repro wurde 1996 an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg mit dem Hintergrund der Wiederherstellung von Bodenfruchtbarkeit entwickelt. Seither haben sich zahlreiche Forschungsprojekte einer Weiterentwicklung des Programms gewidmet (HÜLSBERGEN, 2003; RÜCKNAGEL ET AL., 2015). Heute bietet Repro die Möglichkeit, einen landwirtschaftlichen Betrieb für die Wissenschaft und für die Praxis abzubilden und ihn unter der Betrachtung ökologischer, ökonomischer und sozialer Nachhaltigkeit zu bewerten und Handlungsempfehlungen zu geben. Trotzdem kann es Bodenuntersuchungen und andere Messergebnisse nicht ersetzen. Die Software gibt keine quantitativen Ergebnisse wieder, sondern qualitative. Sie können positive oder negative Trends im Landwirtschaftsbetrieb aufzeigen.

Repro ist modular aufgebaut. So kann ein landwirtschaftliches Anbaujahr von der saattbettbereitenden Bodenbearbeitung bis zur Ernte der Hauptfrucht aufgenommen werden. Im nächsten Schritt werden alle energetischen und stofflichen In- sowie Outputs analysiert und können bewertet werden (Abb. 5).

In der vorliegenden Arbeit werden sowohl die regionale Landwirtschaft, als auch einzelne Landwirtschaftsbetriebe auf ihre ökologische Nachhaltigkeit untersucht. Die Umweltindikatoren Humus- (HÜLSBERGEN, 2003), Stickstoff- (HÜLSBERGEN, 2003; KÜSTERMANN & HÜLSBERGEN, 2010), Phosphorsaldo und die Treibhausgasemissionen (KÜSTERMANN et al., 2008) werden hierfür berechnet. Bei der Interpretation der Ergeb-

nisse ist es wichtig die Indikatorwerte im Zusammenhang zu betrachten. Sie sind voneinander abhängig oder bedingen sich. So ist z.B. ein potenzieller Humusaufbau (Humussaldo) abhängig von verfügbarem Stickstoff (Stickstoffsaldo) und Wasser. Die Höhe der Treibhausgasemissionen ist abhängig von den verwendeten Maschinen, angebauten Fruchtarten und der Stickstoffdüngung.

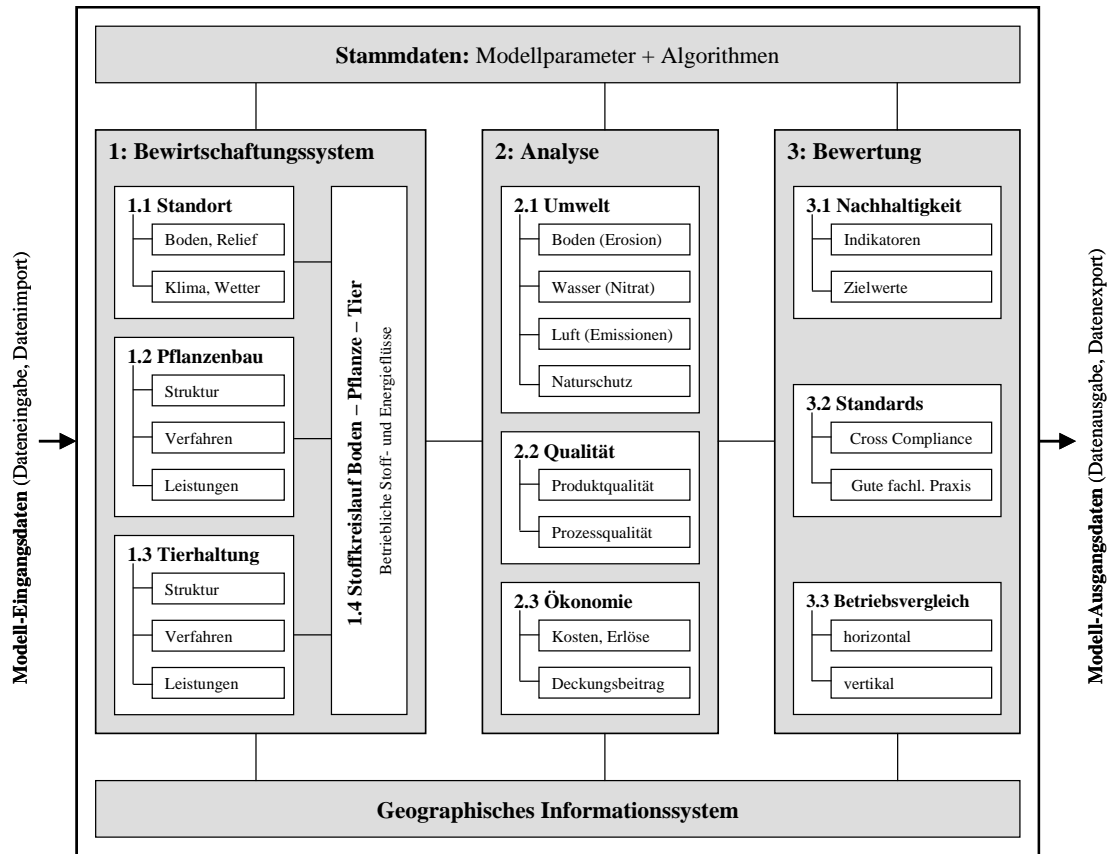


Abb. 5: Struktur des Modells Repro (Quelle: HARZER & SIEBRECHT, 2009)

3.4.1 Humussaldo

Der Humussaldo ist ein wichtiger Indikator zur Zustandsbeschreibung der Bodenfruchtbarkeit. In Repro wird die dynamische Humuseinheitenmethode verwendet. Grundlage dafür waren Arbeiten von LEITHOLD et al. (1997), die von HÜLSBERGEN (2003) weiterentwickelt wurden. Eine Humuseinheit (HE) entspricht 1 t Humus und beinhaltet 580 kg C und 50 kg N. Der Humussaldo ist von vielen Bilanzgliedern abhängig, welche den Saldo dynamisch machen. Er hängt ab von den angebauten Fruchtarten, Erträgen von Haupt- und Nebenprodukten, Stickstoffentzügen, mineralischen N-Düngungen und organischen Düngungen. Zur Berechnung werden folgende Gleichungen verwendet (HÜLSBERGEN, 2003):

H_{BS}	=	$H_{BB} + H_{HM} + H_{SD} + H_{OD}$	Gleichung 1
H_{BB}	=	$\sum_{i=1}^n \frac{AF_{HZi} \cdot k_{HZi}}{AF}$	Gleichung 2
H_{HM}	=	$\sum_{i=1}^n \frac{AF_{HMi} \cdot k_{HMi}}{AF}$	Gleichung 3
H_{NB}	=	$H_{BB} + H_{HM}$	Gleichung 4
H_{SD}	=	$\sum_{i=1}^n \frac{AF_{SDi} \cdot SD_i \cdot k_{SDi}}{AF}$	Gleichung 5
H_{OD}	=	$\sum_{i=1}^n \frac{AF_{ODi} \cdot OD_i \cdot k_{ODi}}{AF}$	Gleichung 6

Tab. 6: Symbolerklärung für den Humussaldo

Sym- bol	Maßeinheit	Bezeichnung
H_{BS}	HE ha ⁻¹ AF	Humus-Bilanzsaldo, HE = Humuseinheit
H_{BB}	HE ha ⁻¹ AF	Humusbruttobedarf
H_{HM}	HE ha ⁻¹ AF	Humusersatzleistung humusmehrender Fruchtarten
H_{NB}	HE ha ⁻¹ AF	Humusnettobedarf
H_{SD}	HE ha ⁻¹ AF	Humusersatzleistung durch Stroh- und Gründüngung
H_{OD}	HE ha ⁻¹ AF	Humusersatzleistung durch organische Dünger
AF_{HZi}	ha	Ackerfläche mit humuszehrender Fruchtart
AF_{HMi}	ha	Ackerfläche mit humusmehrender Fruchtart
AF_{SDi}	ha	Ackerfläche mit Stroh- oder Gründüngung
AF_{OD}	ha	Ackerfläche mit organischer Düngung
AF	ha	Ackerfläche gesamt
SD_i	dt FM ha ⁻¹	je Flächeneinheit eingesetzte Frischmasse (FM) Stroh- und Gründünger
OD	dt FM ha ⁻¹	je Flächeneinheit ausgebrachte eingesetzte Frischmasse (FM) organischer Dünger
k_{HZi}	HE ha ⁻¹	Bilanzkoeffizient für humuszehrende Fruchtart
k_{HMi}	HE ha ⁻¹	Bilanzkoeffizient für humusmehrende Fruchtart
k_{SDi}	HE dt ⁻¹ FM	Bilanzkoeffizient für Stroh- und Gründünger
k_{ODi}	HE dt ⁻¹ FM	Bilanzkoeffizient für organische Dünger

3.4.2 Stickstoffsaldo

Der Stickstoffsaldo stellt die Menge an verlustfähigem Stickstoff dar, der nach einem Vegetationsjahr im Boden verbleibt und dann über Ausgasungen oder Sickerwasser verloren gehen kann. Die Berechnung des Stickstoffsaldos erfolgte auf zwei Weisen: Mit einer Rückkopplung zur Humusbilanz und ohne Rückkopplung zur Humusbilanz. In der landwirtschaftlichen Praxis wird die Berechnung des Saldos ohne Berücksichtigung der Humusbilanz verwendet, da diese auf zahlreichen Rechengrößen aufbaut, die in der Praxis meist nicht zur Verfügung stehen. Die Ergebnisse befinden sich kommentarlos im Anhang (Abb. A1, A3, A4, A5, A6). Die Arbeit hier beschäftigt sich mit den Stickstoffsalden mit Berücksichtigung der Humusbilanz, welche im Ergebnisteil vorgestellt werden.

Die Stickstoffbilanz im Modell Repro berücksichtigt anders als in übrigen Bilanzansätzen die N-Immission und ertragsabhängige N-Entzüge (Abb. 6).

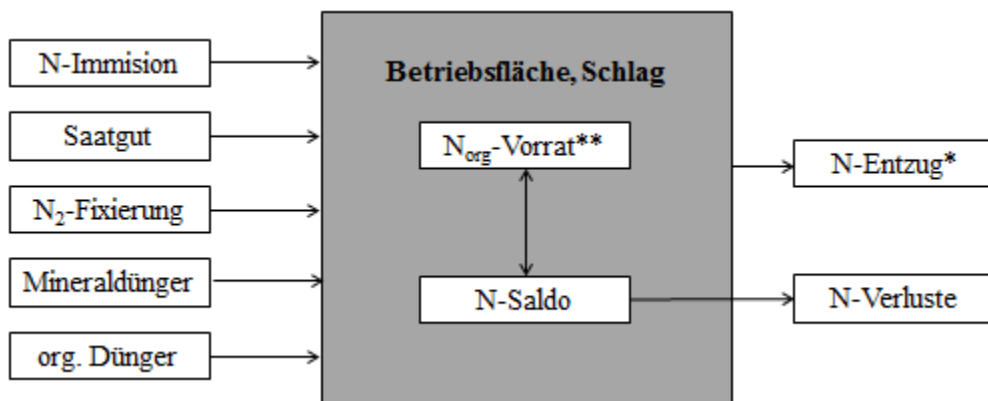


Abb. 6: Berücksichtigte N-Flüsse zur Berechnung des flächenbezogenen N-Saldos: *N-Entzug: N-Entzüge der geernteten Haupt- und Nebenprodukte, **N_{org}-Vorrat: Veränderung der Boden-N-Vorräte (Quelle: HÜLSBERGEN et al., 2009)

Die Berechnung des Stickstoffsaldos mit Berücksichtigung der Humusbilanz erfolgt wie in Gleichung 7 dargestellt (HÜLSBERGEN et al., 2009):

$$S_N = N_I + N_{SYM} + N_{SG} + N_{SD} + N_{OD} + N_{MD} - \Delta N_t - N_E \quad \text{Gleichung 7}$$

Die Berechnung des Stickstoffsaldos ohne Berücksichtigung der Humusbilanz erfolgt wie in Gleichung 8 dargestellt:

$$S_{No} = N_I + N_{SYM} + N_{SG} + N_{SD} + N_{OD} + N_{MD} - N_E \quad \text{Gleichung 8}$$

Tab. 7: Symbolerklärung für den Stickstoffsaldo

Symbol	Maßeinheit	Bezeichnung
S_N	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	N-Saldo mit Berücksichtigung der Humusbilanz
S_{No}	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	N-Saldo ohne Berücksichtigung der Humusbilanz
N_I	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	N-Immissionen
N_{SYM}	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	symbiotische N-Fixierung
N_{SG}	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	N-Zufuhr mit Saatgut
N_{SD}	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	N-Zufuhr mit Stroh- und Gründüngung
N_{OD}	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	N-Zufuhr mit organischen Düngern der Tierhaltung
N_{MD}	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	Mineral-N-Einsatz
ΔN_t	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	Änderung des Boden-N-Vorrates (Mineralisation, Immobilisation)
N_E	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	N-Entzug

Die folgenden Gleichungen 9 bis 15 beinhalten die Berechnung der symbiotischen N-Fixierung (HÜLSBERGEN et al., 2009):

$$N_{SYM} = N_{SYM_E} + N_{SYM_B} \quad \text{Gleichung 9}$$

$$N_{SYM_E} = N_{E_HP} \cdot N_{dfa} + N_{E_NP} \cdot N_{dfa} \quad \text{Gleichung 10}$$

$$N_{SYM_B} = N_{SYM_SD} + N_{SYM_EWR} \quad \text{Gleichung 11}$$

$$N_{SYM_SD} = N_{SD} \cdot N_{dfa} \quad \text{Gleichung 12}$$

$$N_{SYM_EWR} = N_{E_HP} \cdot N_{dfa} \cdot r_{TM_EWR} \cdot r_{N_EWR} \quad \text{Gleichung 13}$$

$$r_{TM_EWR} = \frac{TM_{EWR}}{TM_{HP}} \quad \text{Gleichung 14}$$

$$r_{N_EWR} = \frac{N_{EWR}}{N_{HP}} \quad \text{Gleichung 15}$$

Tab. 8: Symbolerklärung für die symbiontische (symb.) N-Fixierung

Symbol	Maßeinheit	Bezeichnung
N_{SYM}	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	symb. N_2 -Fixierung der Gesamtpflanze
N_{SYM_E}	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	symb. N_2 -Fixierung, im Ernteertrag enthaltene N-Menge
N_{SYM_B}	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	symb. N_2 -Fixierung, dem Boden zugeführte N-Menge
$N_{SYM_{SD}}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	symb. N_2 -Fixierung, Stroh-/ Gründüngung
$N_{SYM_{EWR}}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	symb. N_2 -Fixierung., in Ernte- u. Wurzelrückständen (EWR) enthaltene N-Menge
$N_{E_{HP}}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	N-Menge im Hauptprodukt
$N_{E_{NP}}$	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	N-Menge im Nebenprodukt
N_{dfa}	%	Anteil fixierter N-Mengen an der Gesamt-N-Aufnahme
N_{SD}	$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$	N-Menge in der Stroh- und Gründungs substanz
$r_{TM_{EWR}}$		TM-Ertrags-Relation, Verhältnis EWR : Hauptprodukt
$r_{N_{EWR}}$		N-Gehalts-Relation, Verhältnis EWR : Hauptprodukt
TM_{EWR}	$dt\ TM\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Trockenmasse in Ernte- und Wurzelrückständen
TM_{HP}	$dt\ TM\ ha^{-1}\ a^{-1}$	Trockenmasseertrag, Hauptprodukt
N_{EWR}	$kg\ N\ dt^{-1}\ TM$	N-Gehalt, Ernte- und Wurzelrückstände
N_{HP}	$kg\ N\ dt^{-1}\ TM$	N-Gehalt, Hauptprodukt

Für die Berechnung der Stickstoffentzüge der Haupt- und Nebenprodukte wird Gleichung 16 verwendet:

$$N_E = \frac{FM_{HP} \cdot T_{HP}}{100 \cdot N_{HP}} + \frac{FM_{NP} + T_{NP}}{100 \cdot N_{NP}} \quad \text{Gleichung 16}$$

Tab. 9: Symbolerklärung für den Stickstoffentzug

Symbol	Maßeinheit	Bezeichnung
N_E	$kg\ ha^{-1}$	Stickstoffentzug
FM_{HP}	$dt\ ha^{-1}$	Frischmasseertrag, Hauptprodukt
FM_{NP}	$dt\ ha^{-1}$	Frischmasseertrag, Nebenprodukt
T_{HP}	% TM	Trockenmassegehalt, Hauptprodukt
T_{NP}	% TM	Trockenmassegehalt, Nebenprodukt
N_{HP}	$kg\ N\ dt^{-1}\ TM$	N-Gehalt, Hauptprodukt
N_{NP}	$kg\ N\ dt^{-1}\ TM$	N-Gehalt, Nebenprodukt

3.4.3 Phosphorsaldo

Der Phosphorsaldo dient der Sicherung einer ausgeglichenen Phosphorversorgung des Bestandes. Bei der Berechnung werden im ersten Schritt Quellen der Phosphorzufuhr und des -entzuges gemäß Gleichung 17 berücksichtigt (KÜSTERMANN, 2004):

$$S_P = P_{SG} + P_{SD} + P_{OD} + P_{MD} - P_E \quad \text{Gleichung 17}$$

Tab. 10: Symbolerklärung für den Phosphorsaldo

Symbol	Maßeinheit	Bezeichnung
S_P	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	P-Saldo
P_{SG}	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	P-Zufuhr mit Saatgut
P_{SD}	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	P-Zufuhr mit Stroh- und Gründüngung
P_{OD}	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	P-Zufuhr mit organischen Düngern der Tierhaltung
P_{MD}	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	Mineral-P-Einsatz
P_E	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	P-Entzug

Wenn Bodenuntersuchungen vorhanden sind, wird im zweiten Schritt dieser Saldo durch die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen wie in Tab. 11 korrigiert (HÜLSBERGEN et al., 2009).

Tab. 11: Korrekturfaktoren nach Gehaltsklassen zur Bewertung des P-Saldos

Ge- halts- klasse	Richtwerte für Gehaltsklassen (mg P 100 g ⁻¹ Boden)	Korrektur- faktoren	Erläuterungen
A	≤ 2,0	-50	Um den Optimalbereich zu erreichen, muss der P-Saldo im 3-jährigen Mittel zwischen 45 und 55 kg P ha ⁻¹ liegen.
B	2,1 – 4,4	-25	Um den Optimalbereich zu erreichen, muss der P-Saldo im 3-jährigen Mittel zwischen 20 und 30 kg P ha ⁻¹ liegen.
C	4,5 – 9,0	0	Optimalbereich mit ausgeglichenem P-Saldo von -5 bis 5 kg P ha ⁻¹ , keine Korrektur notwendig.
D	9,1 – 15,0	P-Entzug x 0,5	Um den Optimalbereich zu erreichen, muss der P-Saldo im 3-jährigen Mittel dem halben P-Entzug entsprechen.
E	≥ 15,1	P-Entzug	Um den Optimalbereich zu erreichen, muss der P-Saldo im 3-jährigen Mittel dem P-Entzug entsprechen.

3.4.4 Treibhausgase

Emissionen

Die Berechnung der Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft verfolgt das Ziel, Emissionen in Zahlen zu fassen und Möglichkeiten zum Einsparen aufzuweisen. Berücksichtigt werden hierfür:

- Kohlendioxidemissionen (gekoppelt an die Energiebilanz) bei direktem (z.B. Kraftstoff) oder indirektem (z.B. Düngemittel) Einsatz fossiler Brennstoffe
- Lachgasemissionen bei mineralischer und organischer N-Düngung (IPCC, 1997)
- C-Bindung/-Freisetzung bei Humusaufbau/-abbau (C-Sequestrierung).

Die Lachgasemissionen wurden entsprechend ihres Global Warming Potentials in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Dadurch können die einzelnen Klimagasquellen verglichen und zu einem Wert zusammengefasst werden. Die Berechnung der Treibhausgasemissionen erfolgt wie in Gleichung 18 dargestellt (KÜSTERMANN et al., 2008):

$$THG = E + N + \Delta C \quad \text{Gleichung 18}$$

Tab. 12: Symbolerklärung für die Berechnung der Treibhausgasemissionen

Symbol	Maßeinheit	Bezeichnung
<i>THG</i>	kg CO ₂ -Äq ha ⁻¹ a ⁻¹	Treibhausgasemissionen
<i>E</i>	kg CO ₂ -Äq ha ⁻¹ a ⁻¹	CO ₂ -Emissionen durch Energieinput
<i>N</i>	kg CO ₂ -Äq ha ⁻¹ a ⁻¹	N ₂ O-Emissionen durch Stickstoffinput
<i>ΔC</i>	kg CO ₂ -Äq ha ⁻¹ a ⁻¹	C-Sequestrierung

Intensität

Die Treibhausgasintensität gibt Aufschluss über die Effizienz eines Betriebes. Je niedriger die Emissionen je erzeugter Ertragseinheit (CO₂-Äq/GJ) desto besser wirtschaftet der Betrieb mit Betriebsmitteln und Humus.

Die Treibhausgasintensität setzt dazu die Summe der Treibhausgasemissionen ins Verhältnis zum Energiegehalt der erzeugten landwirtschaftlichen Produkte, dem Energieoutput (Gleichung 19). Für den Energieoutput werden die Menge des Hauptprodukts und des Nebenprodukts in GJ umgerechnet:

$$THGI = \frac{(E + N + \Delta C)}{E_o} \quad \text{Gleichung 19}$$

Tab. 13: Symbolerklärung für die Berechnung der Treibhausgasintensität

Symbol	Maßeinheit	Bezeichnung
$THGI$	$\text{kg CO}_2\text{-Äq GJ}^{-1}$	Treibhausgasemissionen
E	$\text{kg CO}_2\text{-Äq ha}^{-1}$	CO ₂ -Emissionen durch Energieinput
N	$\text{kg CO}_2\text{-Äq ha}^{-1}$	N ₂ O-Emissionen durch Stickstoffinput
ΔC	$\text{kg CO}_2\text{-Äq ha}^{-1}$	CO ₂ -Sequestrierung (Humuspool)
E_o	GJ ha^{-1}	Energieoutput

Im folgenden Kapitel werden die in Repro berechneten Ergebnisse der Umweltindikatoren einzelner Betriebe sowie ganzer Regionen und deren Entwicklung im prognostizierten Klimawandel vorgestellt.

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Umweltwirkung der heutigen und der zukünftigen norddeutschen Landwirtschaft vorgestellt. Die heutige Landwirtschaft wird über acht einzelne Landwirtschaftsbetriebe und über eine modellierte regionale Landwirtschaft der Regionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree dargestellt. Der zukünftigen modellierten Landwirtschaft der vier Regionen bei einem möglichen Klimawandel werden drei Entwicklungsszenarien unterstellt. Für diese Szenarien werden die Umweltwirkungen für die Jahre 2020, 2040 und 2060 berechnet. Die Arbeit versucht, die Frage zu beantworten, wie die norddeutsche Landwirtschaft heute und in Zukunft auf die Umwelt und das Klima wirkt. Ziel ist es Möglichkeiten zu finden, die die negativen Umweltwirkungen der Landwirtschaft mildern.

Es kann davon ausgegangen werden, dass im unterstellten Klimawandel mit steigenden Temperaturen und Erträgen bei trockeneren Sommern:

- Die Humussalden sinken, weil die Erträge steigen und damit Humus mineralisiert wird. Da die Viehzahlen aber gleich bleiben, fehlt es an ausreichender Rückführung organischer Substanz.
- Die Stickstoffsalden und die THG-Emissionen steigen, weil aufgrund der sinkenden Humussalden vermehrt Stickstoff und Kohlendioxid frei wird.
- Die Entwicklung der Phosphorsalden hingegen schwieriger zu schätzen ist, da der Vorrat an vorhandenem Phosphor im Boden nicht abschätzbar ist (keine Daten) und die Verfügbarkeit regional stark unterschiedlich sein kann.

4.1 Umweltwirkung von acht realen Landwirtschaftsbetrieben in den Jahren 2011 bis 2013

Die acht Landwirtschaftsbetriebe stellen reale Beispiele der von 2011 bis 2013 praktizierten Landwirtschaft in den norddeutschen Regionen dar. Sie können Aufschluss geben, ob es Unterschiede zwischen Betrieben mit oder ohne Viehhaltung gibt. Im Speziellen werden die Ergebnisse der Humus-, Stickstoff-, Phosphorbilanzierung und Treibhausgasemissionen als Mittel für diese drei Jahre vorgestellt. Die Abbildungen mit den Ergebnissen wurden am Ende des Kapitels platziert, um die Beschreibung nicht zu unterbrechen.

Humussalden der Landwirtschaftsbetriebe

Für die Berechnung des Humussaldos eines Betriebes wurde ein dreijähriger Mittelwert (2011 - 2013) gebildet. Durch den Anfall organischer Dünger und somit höherem C-Input im Betrieb sind in viehhaltenden Betrieben positive Humussalden zu erwarten. Jedoch erreichten nur drei der vier viehhaltenden Betriebe positive Werte (Abb. 7 A). Der viehhaltende Betrieb in Diepholz hingegen zeigte einen negativen Saldo von -337 kg C/ha. Der Betrieb baute in den 3 Jahren auf 89% der Ackerfläche Hackfrüchte mit hohen Erträgen an. Trotz eines Zwischenfruchtanbaus konnte der Humusbedarf nicht gedeckt werden. Dies lag hauptsächlich an einer unzureichenden, organischen Düngung, da diese Dünger einer Biogasanlage zur Verfügung gestellt wurden. Dies hatte eine Konkurrenz zwischen Humus und Ökostrom im Betrieb zur Folge.

Alle Marktfruchtbetriebe erzielten im Mittel der drei Jahre negative Humussalden. Dabei wies der Ackerbaubetrieb in Uelzen mit -368 kg C/ha besonderen Handlungsbedarf auf, denn verbleiben die Humussalden langanhaltend in diesem Bereich, ist langfristig mit einem Verlust an Bodenfruchtbarkeit zu rechnen. Dieser Betrieb baute im Mittel der Jahre auf 57% der Ackerfläche Hackfrüchte an und erreichte mit einer Bewässerung gute Erträge. Diese Erträge zogen einen hohen Humusbedarf nach sich. Ein intensiverer Zwischenfruchtanbau und eine intensivere organische Düngung hätten dem Bedarf entgegenwirkt.

Stickstoffsalden der Landwirtschaftsbetriebe

Viehhaltende Betriebe weisen durch den zusätzlichen Stickstoffinput durch die Wirtschaftsdünger häufiger höhere Stickstoffsalden auf als Marktfruchtbetriebe. Auch die Bilanzierung der vorliegenden Betriebe zeigt, dass drei der vier viehhaltenden Betriebe höhere Salden als der Marktfruchtbetrieb der selben Region erreichten. Insgesamt schwanken die Stickstoffsalden zwischen 85 und 138 kg N/ha (Abb. 7 B).

Der Viehbetrieb mit dem höchsten Stickstoffsaldo war in Fläming mit 138 kg N/ha. Im Betrieb wurde zwar Humus aufgebaut, aber es wurden nur 3 kg N/ha im Humus gebunden. Der Viehbetrieb mit dem geringsten Stickstoffsaldo war in Uelzen mit 98 kg N/ha. Hier wurde mehr Humus aufgebaut und 7 kg N/ha des verfügbaren Stickstoffs im Humus gebunden und somit der Stickstoffbilanz entzogen.

Für den Marktfruchtbetrieb in Fläming errechnete sich mit 109 kg N/ha der höchste Saldo unter den Ackerbaubetrieben. Der niedrigste Saldo unter den Marktfruchtbetrie-

ben war mit 85 kg N/ha in Oder-Spree. Eine Abbildung zu den Stickstoffsalden ohne Berücksichtigung des Humussaldos ist im Anhang zu finden (Abb. A1).

Phosphorsalden der Landwirtschaftsbetriebe

Durch den zusätzlichen Anfall organischer Dünger in viehhaltenden Betrieben, berechnen sich für diese Betriebe häufig höhere Phosphorsalden. Dieser Zusammenhang konnte auch in dieser Arbeit belegt werden.

Zwei der acht Betriebe wiesen einen deutlich erhöhten P-Saldo auf: Der viehhaltende Betrieb in Uelzen mit 34 kg P/ha und der viehhaltende Betrieb in Fläming mit 32 kg P/ha (Abb. 7 C). Im Betrieb in Uelzen wurde der Silomais einerseits intensiv organisch gedüngt und andererseits intensiv mit mineralischem Phosphor versorgt. Auch im flämisches Viehbetrieb wurde der Silomais intensiv organisch und mineralisch gedüngt.

Negative Phosphorsalden errechnete sich für vier Betriebe: der Viehbetrieb in Oder-Spree sowie die Marktfruchtbetriebe in Diepholz, Fläming und Oder-Spree. Die Marktfruchtbetriebe nutzten weniger Wirtschaftsdünger als die Viehbetriebe. Dadurch fehlte eine mögliche Inputquelle für Phosphor. Nur der Marktfruchtbetrieb in Uelzen nutzte genügend Hühnertrockenkot um den P-Bedarf zu decken. Für den Viehbetrieb in Oder-Spree ergab sich ein praktisch ausgeglichener Phosphorsaldo von -1 kg P/ha. Er nutzte seine organischen Dünger hauptsächlich für seine Ackerkulturen. Für die Grünlandflächen wurden geringere Aufwandmengen ausgebracht. Folglich ergaben sich im Mittel der drei Jahre Flächen mit einer Phosphorübersversorgung von bis zu 37 und Phosphorunterversorgung von bis zu -12 kg P/ha.

Treibhausgasemissionen der Landwirtschaftsbetriebe

Die Treibhausgasemissionen der Betriebe schwankten zwischen 1583 und 3863 kg CO₂-Äq/ha (Abb. 8 A). Drei der vier Marktfruchtbetriebe haben höhere Emissionssummen als die Viehbetriebe der Region. Der Marktfruchtbetrieb aus Uelzen hatte mit 3863 kg CO₂-Äq/ha die höchste Emissionssumme. Die niedrigste Emissionssumme hatte mit 1583 kg CO₂-Äq/ha der Viehbetrieb in Oder-Spree.

In einer Arbeit von GUBI (2006) wird u.a. der Zusammenhang zwischen der Betriebsgröße und der Effizienz untersucht. Er kommt auf widersprüchliche Ergebnisse. Hier werden die Emissionssummen der Betriebe nicht durch die Betriebsgröße beeinflusst.

In Abb. 8 B sind die betrieblichen Treibhausgasemissionen nach ihren Quellen aufgeführt. Die Lachgasemissionen wurden in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Die Emissionen, die durch den Stickstoffinput hervorgerufen werden, schwankten zwischen 1134 und 1966 kg CO₂/ha. Die Emissionen des Anbaus bzw. des Einsatzes fossiler Brennstoffe bewegten sich zwischen 522 und 1008 CO₂/ha. Die Emissionen aus dem Humuspool lagen zwischen -972 und 1352 CO₂/ha. Sie weisen die höchste Schwankungsbreite auf und haben den größten Einfluss auf die Emissionssummen. Das bedeutet, dass Marktfruchtbetriebe wegen der fehlenden Wirtschaftsdüngern nicht nur häufiger negative Humussalden aufzeigen, sondern auch höhere Emissionssummen erreichen als viehhaltende Betriebe.

Energieoutput der Landwirtschaftsbetriebe

Die Energie (Energieoutput in GJ) der Erträge in den Betrieben lagen im Bereich zwischen 90 und 210 GJ/ha (Abb. 8 C). Die Betriebe in Diepholz und Uelzen erreichten einen höheren Energieoutput als die Betriebe in Fläming und Landkreis Oder-Spree. Die Zahlen dienen der Berechnung der Treibhausgasintensität (siehe Gleichung 19).

Treibhausgasintensitäten der Landwirtschaftsbetriebe

Die Treibhausgasintensität der Betriebe gibt den Emissionsumfang je erzeugter Einheit Ertrag wieder, ausgedrückt in dessen Energiegehalt. Die erzeugte Energie der Erträge in den Betrieben hängt von der Ertragshöhe und dem Anbauspektrum ab. Die Erträge in den westlichen Betrieben waren höher und demzufolge auch der Energieoutput. Auch die Hackfruchtanteile der Marktfruchtbetriebe von Diepholz und Uelzen sowie des viehhaltenden Betriebes von Uelzen waren höher als in den restlichen Betrieben, was zu einem zusätzlichen Anstieg des Energieoutputs führte. Der Marktfruchtbetrieb in Uelzen wies nicht nur die höchsten Emissionssummen auf, er erreichte auch mit die höchsten Emissionen bezogen auf den Energieoutput. Der Viehbetrieb in Uelzen hatte die niedrigste Treibhausgasintensität, denn der Betrieb hatte zwar eine mittlere Emissionssumme, aber konnte diese mit dem höchsten Energieoutput kompensieren. Dieser hohe Energieoutput wurde durch den Hackfruchtanteil von 80% im Betrieb erreicht. Generell berechnen sich für die Marktfruchtbetriebe Intensitäten von über 20 kg /GJ und die viehhaltenden Betriebe unter 20 kg/GJ (Abb. 8 D). Die viehhaltenden Betriebe produzieren demnach effizienter als die Marktfruchtbetriebe.

Fazit

Die Ergebnisse der Landwirtschaftsbetriebe zeigen, dass viehhaltende Betriebe tendenziell höhere Humus-, Stickstoff- und Phosphorsalden sowie geringere Emissionssummen und Treibhausgasintensitäten aufweisen als die Marktfruchtbetriebe einer Region. Hauptursache hierfür ist der vorhandene Wirtschaftsdünger im Viehbetrieb. Durch den zusätzlichen C-Input können leichter positive Humussalden erreicht werden, was zu einem Humusaufbau führt. Dieser Humusaufbau bindet CO₂ aus der Atmosphäre, was wiederum die Treibhausgasemissionssummen und deren Intensitäten senkt. Allerdings führt die zusätzliche Verwendung von organischen Düngern zu höheren Stickstoff- und Phosphorsalden im Vergleich zu Marktfruchtbetrieben.

Ergebnisse

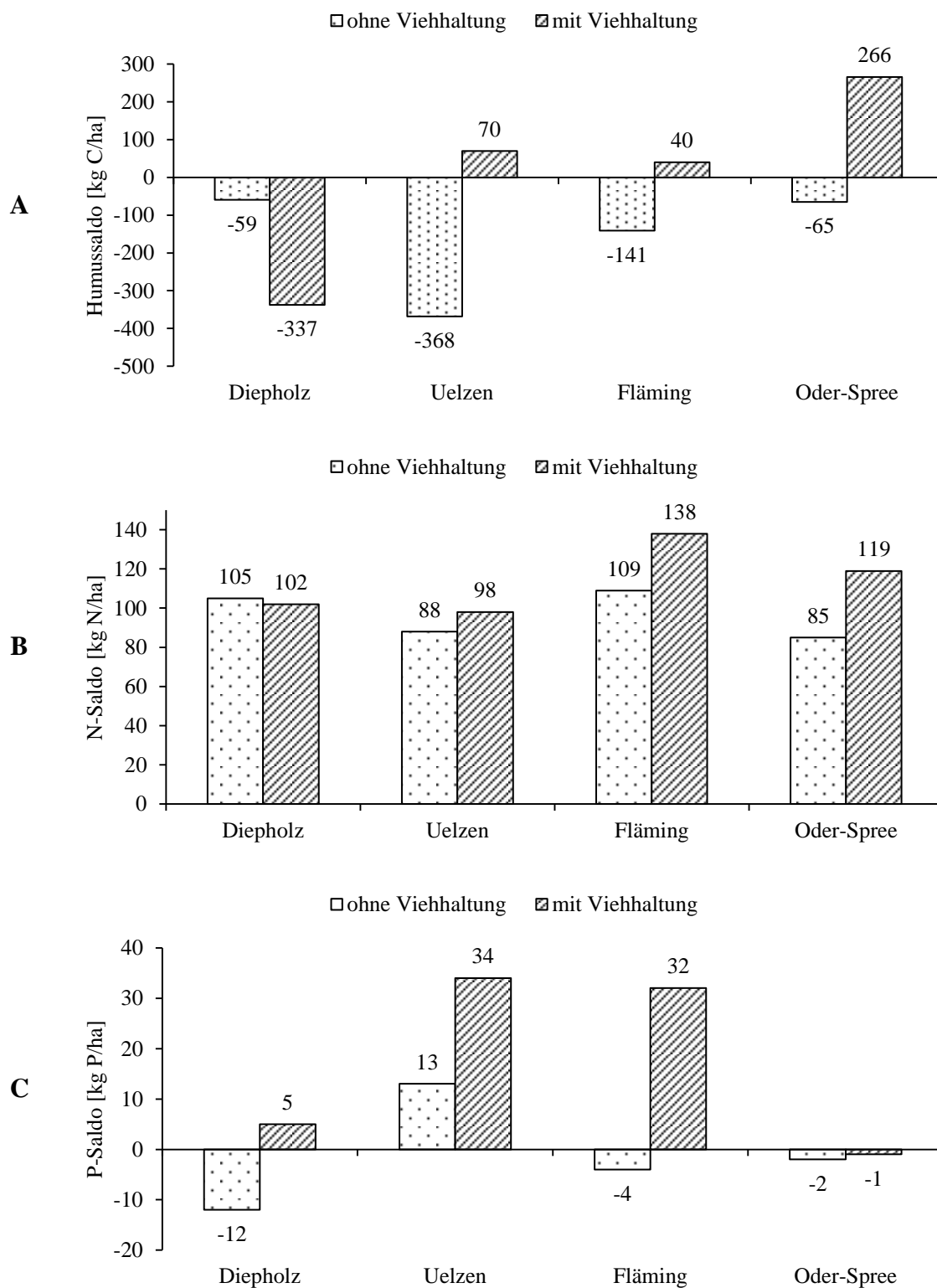


Abb. 7: Ergebnisse der Betriebe Teil I: A: Humussalden [kg C/ha] auf dem Ackerland, B: Stickstoffsalden [kg N/ha] auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche, C: Phosphorsalden [kg P/ha] auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche; ohne Viehhaltung = Marktfruchtbetriebe, mit Viehhaltung = Landwirtschaftsbetriebe mit Viehhaltung

Ergebnisse

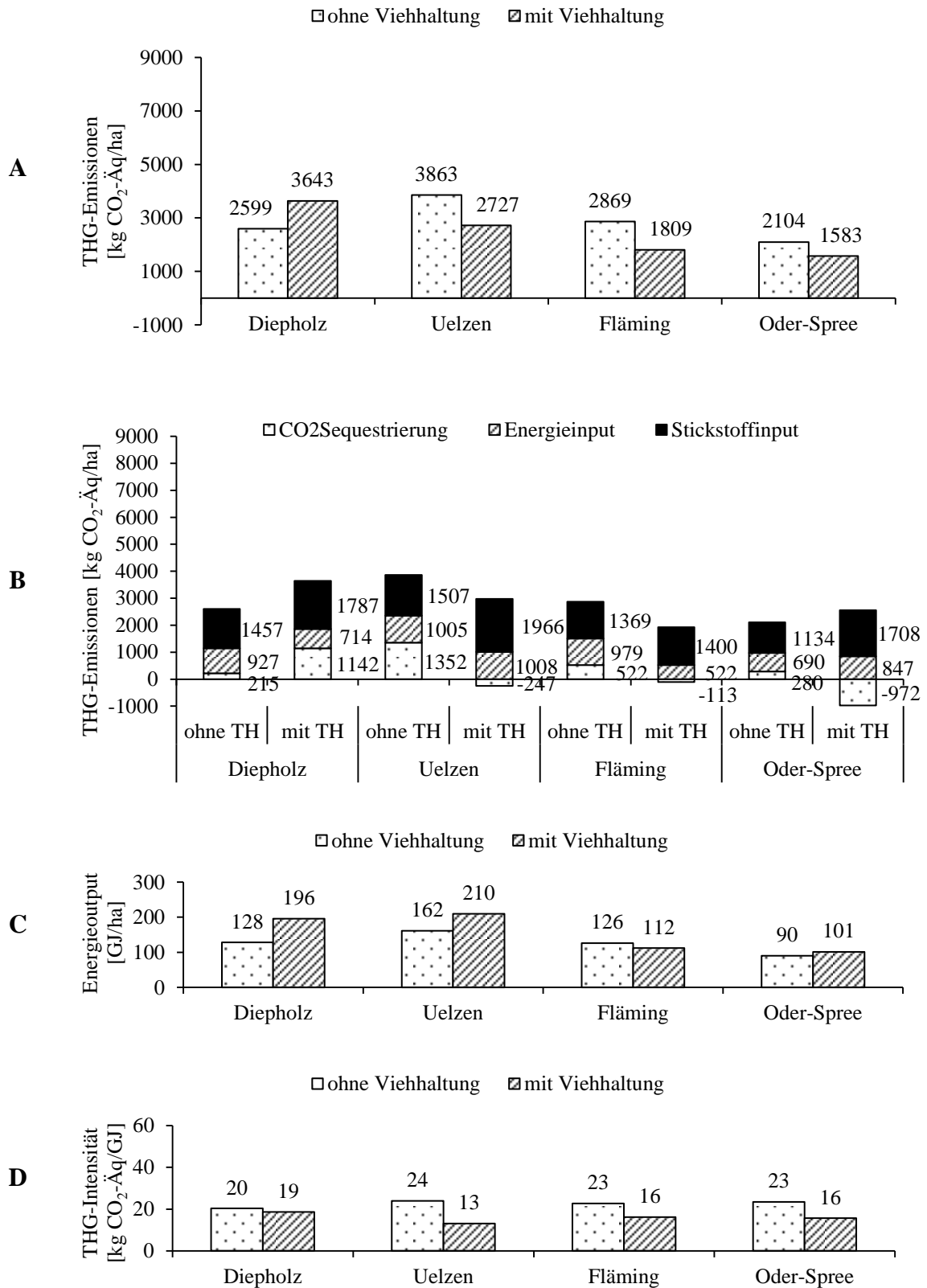


Abb. 8: Ergebnisse der Betriebe Teil II: A: Treibhausgasemissionen [kg CO₂-Äq/ha], B: Quellen der Treibhausgasemissionen [kg CO₂-Äq/ha], C: Energie-Output [GJ/ha], D: Treibhausgasintensitäten [kg CO₂-Äq/GJ] auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche; ohne Viehhaltung = Marktfruchtbetriebe, mit Viehhaltung = Landwirtschaftsbetriebe mit Viehhaltung

4.2 Umweltwirkung der modellierten Landwirtschaft auf Regionsebene

Die Auswertung der modellierten Landwirtschaft berücksichtigt die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche einer Region und gibt somit die Umweltwirkung der gesamten Region wieder. Die Anteile der Kulturarten auf dem Ackerland und des Grünlandes wurden aus der Landwirtschaftszählung 2010 entnommen. Zusätzlich wurde eine Berechnung der Flächenanteile der Kulturarten und des Grünlandes unter Berücksichtigung von INVEKOS-Daten im Programm MODAM vorgenommen.

Humussalden der Regionen

Anhand der betrieblichen Ergebnisse konnte die Annahme getroffen werden, dass die Humussalden eines Betriebes positiv durch den Viehbesatz beeinflusst werden. Dementsprechend könnte angenommen werden, dass auch der Viehbesatz einer Region mit den Humussalden korreliert. Die Humussalden der Regionen bewegen sich hier zwischen -12 und -446 kg C/ha (Abb. 9 A). Für die Regionen Diepholz, Fläming und Oder-Spree berechnen sich leicht negative Humussalden. Nur Uelzen weist mit -446 bzw. -289 kg C/ha stark negative Humussalden auf. Bei den Untersuchungen zu den aktuellen regionalen Humussalden zeigte sich der starke Einfluss der vorherrschenden Betriebsformen bzw. des Viehbesatzes aber auch des Ertragspotenzials.

Uelzen wies aus folgenden Gründen einen stark negativen Humussaldo auf: Zum einen wurden in Uelzen auf 48% der Ackerfläche Hackfrüchte angebaut, wo durch Einsatz von Beregnungstechnik wurden trotz einer mittleren Ackerzahl von 42 gute Erträge erzielt wurden. Zum anderen hat Uelzen einen vergleichsweise geringen Viehbesatz und konnte den starken Humusabbau nicht durch organische Düngung ausgleichen. In den anderen Regionen sind das Ertragsniveau und dementsprechend auch der Hackfruchtanteil sowie die Viehdichte so ausgeprägt, dass ausgeglichene Humussalden resultieren.

Die regionalen Humussalden sind abhängig von der Bodengüte und den vorherrschenden Betriebsstrukturen. Eine niedrige Bodengüte bedingt niedrige Erträge und einen geringen Humusbedarf. In diesem Fall war wenig organische Substanz bzw. Viehhaltung nötig, um den Humusbedarf zu decken. Umgekehrt verhielt es sich für Regionen mit einer besseren Bodengüte. In diesen Regionen können bessere Erträge erzielt werden, d.h. es können auch mehr Hackfrüchte u.a. zur Nutzung als Futtermittel angebaut werden, was einen höheren Viehbesatz nach sich zieht. Durch den höheren Hackfruchtanteil in der Region steigt zwar der Humusbedarf, aber durch den vermehrten An-

fall organischer Düngung kann Humus zurückgeführt werden. Somit spielt sich der Viehbesatz in der Region mit den zu erwartenden Erträgen ein. Besonders Norddeutschland mit seiner hohen Mineralisationsneigung der trockenen Sande ist auf dieses Fließgleichgewicht angewiesen (BREITSCHUH & GERNAND, 2012). Im Sonderfall Uelzen wurden die Standortbedingungen durch Bewässerung beeinflusst, was ein Ungleichgewicht bewirkte.

Stickstoffsalden der Regionen

Die Ergebnisse der Betriebe zeigen, dass die Höhe des Viehbesatzes die Stickstoffsalden beeinflussen und lassen somit die Vermutung zu, dass dies auch auf die Regionen zutrifft.

Die Stickstoffsalden liegen im Bereich von 75 bis 118 kg N/ha (Abb. 9 B). Grundsätzlich lässt sich zusammenfassen, dass die Salden in Diepholz und Uelzen über 100 und in Fläming und Oder-Spree unter 100 kg N/ha lagen. Hauptursache dafür ist der Hackfruchtanteil und der daraus resultierende frei werdende Stickstoff. Je nach Viehbesatz und Art des Wirtschaftsdüngers (hier besonders Dünger mit hohem Trockensubstanzgehalt) konnte dieser Stickstoff dann durch Wirtschaftsdünger im Humus gebunden werden. Der Viehbesatz ist demnach nur ein Faktor der sich auf die Stickstoffsalden auswirkt.

Phosphorsalden der Regionen

Die Phosphorsalden der Regionen bewegen sich im Bereich von 6 bis 10 kg P/ha (Abb. 9 C) und weisen nur marginale Unterschiede auf. Dementsprechend sind keine regionalen Unterschiede zu erkennen. Zu erwarten wäre vor allem in Diepholz ein erhöhter Phosphorsaldo, denn in Niedersachsen sind aufgrund intensiver Tierhaltung viele Ackerflächen mit Phosphor überversorgt. Der Zusammenhang zwischen Tierhaltung und Phosphorsaldo ist vielfach belegt (HAAS et al., 2005; BMELV, 2011; TAUBE & SCHÜTTE, 2013). Umgekehrt müsste sich aufgrund des geringen Viehbesatzes in Uelzen ein geringerer P-Saldo ergeben. Dies konnte in der regionalen Auswertung für Phosphor nicht nachgewiesen werden, weil bei der Festlegung der regionalen Düngung von einer guten fachlichen Praxis ausgegangen wurde.

Treibhausgasemissionen der Regionen

Bei den Treibhausgasemissionen der Betriebe konnte gezeigt werden, dass die Humussalden die Höhe der Treibhausgasemissionen beeinflusst. Somit wäre in Uelzen zu erwarten, dass die stark negativen Humussalden und der damit verbundene Humusabbau, der zur CO₂-Freisetzung führt, die höchsten Emissionssummen bedingen.

Insgesamt bewegen sich die Treibhausgasemissionen der Regionen im Bereich von 1808 bis 7222 kg CO₂-Äq/ha (Abb. 10 A). Für Diepholz berechnen sich die höchsten Treibhausgassummen. Die Emissionen nehmen in Richtung Osten ab. Nachfolgend werden die Ursachen ergründet.

In Abb. 10 B sind die Emissionssummen nach ihrer Herkunft aufgeteilt. Diepholz wies die höchste Summe auf, da in dieser Region zusätzlich Emissionen aus Mooren berücksichtigt wurden. Uelzen wies durch seinen geringen Viehbesatz und dem fehlenden Wirtschaftsdüngern einen negativen Humussaldo auf, was zu einer erhöhten C-Freisetzung und zu einer erhöhten Emissionssumme führte. Für Fläming und Oder-Spree, wo keine solchen Besonderheiten auftraten, ergaben sich geringere Emissionshöhen für die Landwirtschaft.

Energieoutput der Regionen

Der Energieoutput der Regionen zeigte eine Teilung in einen hohen und einen weniger hohen Energieoutput. Diepholz und Uelzen wiesen mit 151 bis 168 GJ/ha einen höheren Energieoutput auf als Fläming und Oder-Spree mit 81 bis 106 GJ/ha (Abb. 10 C). In Diepholz und Uelzen wurde im Gegenteil zu Fläming und Oder-Spree ein größerer Anteil Hackfrüchte angebaut und es wurden zusätzlich höhere Erträge erzielt. Beides bewirkt den höheren Energieoutput.

Treibhausgasintensitäten der Regionen

Die Auswertung der Betriebe erwies, dass viehhaltende Betriebe geringere Treibhausgasintensitäten haben als Marktfruchtbetriebe. Übertragen auf die regionalen Auswertungen könnte somit vermutet werden, dass Uelzen mit der geringsten Viehdichte die höchste und Diepholz mit der höchsten Viehdichte die geringste Intensität ausweist.

Insgesamt schwanken die Treibhausgasintensitäten der Regionen zwischen 19 und 47 kg CO₂/ha (Abb. 10 D). Diepholz erreichte einerseits mit seinem erhöhten Hackfruchtanteil und den guten Erträgen den größten Energieoutput. Andererseits waren die Emissionssummen, insbesondere durch die Belastung durch die Moore, so hoch, dass die Treibhausgasintensität weit über dem Niveau der anderen Regionen lag. Ohne Be-

rücksichtigung der Emissionen aus dem Moor ergibt sich eine Intensität von nur 17 bzw. 18 kg CO₂/ha. In Uelzen erreichten die Treibhausgasemissionen nicht die Höhe von Diepholz, aber waren dennoch hoch. Der Energieoutput entsprach dem von Diepholz und führte so zu einer relativ geringen Intensität. Die Treibhausgasintensitäten von Fläming und Oder-Spree waren noch niedriger.

Die Ergebnisse könnten die Vermutung zulassen, dass die zwei Regionen Diepholz und Uelzen durch das hohe Ertragspotenzial mehr Emissionen verursachen, denn um die höheren Erträge zu erreichen, mussten höhere Düngermengen eingesetzt werden. Das ist jedoch nicht korrekt. Wichtig für die Deutung der Emissionen in Diepholz ist die zusätzliche Belastung der Emissionen aus bewirtschafteten Mooren. Ohne diese Emissionsquelle hätte Diepholz die geringste Intensität und die Ergebnisse würden somit die These bestätigen, dass sich für viehstarke Regionen geringere Intensitäten ergeben, als für Regionen mit einer geringeren Viehdichte, wenn die Mooremissionen außer Acht gelassen werden. Darüber hinaus muss die Güte des Bodens berücksichtigt werden. Böden mit geringeren Ackerzahlen und damit auch einem niedrigeren Ertragspotenzial müssen weniger gedüngt werden. Überdies wird durch die geringeren Erträge weniger Humus abgebaut. Umgekehrt brauchen Böden mit besseren Ackerzahlen und guten Erträgen einen intensiveren Düngeinput und haben einen höheren Humusbedarf. Dieser kann nur über eine ausreichende Zuführung organischer Dünger gedeckt werden. Dies wird durch den regionalen Viehbesatz beeinflusst. Uelzen entkoppelt durch die Bewässerung dieses Verhältnis. Die Erträge steigen, trotz mäßiger Ackerzahlen, allerdings steigen auch der Humusabbau sowie die Treibhausgasemissionen und deren Intensität.

In drei der vier Regionen spielte sich der Viehbesatz mit den zu erwartenden Erträgen und dem Hackfruchtanteil so ein, dass sich in diesen Regionen recht ausgeglichene Humussalden ergaben. Dies gilt auch für die Stickstoffsalden, wobei sich bei diesen der Hackfruchtanteil stärker auswirkte. Für Regionen mit einem hohen Viehbesatz berechnen sich geringere Emissionssummen und Intensitäten. Regionale Besonderheiten, wie bewirtschaftete Moore, können diese Ergebnisse aber verschieben. Bezüglich der Phosphorsalden der Regionen ergaben die Berechnungen keine Unterschiede.

Ergebnisse

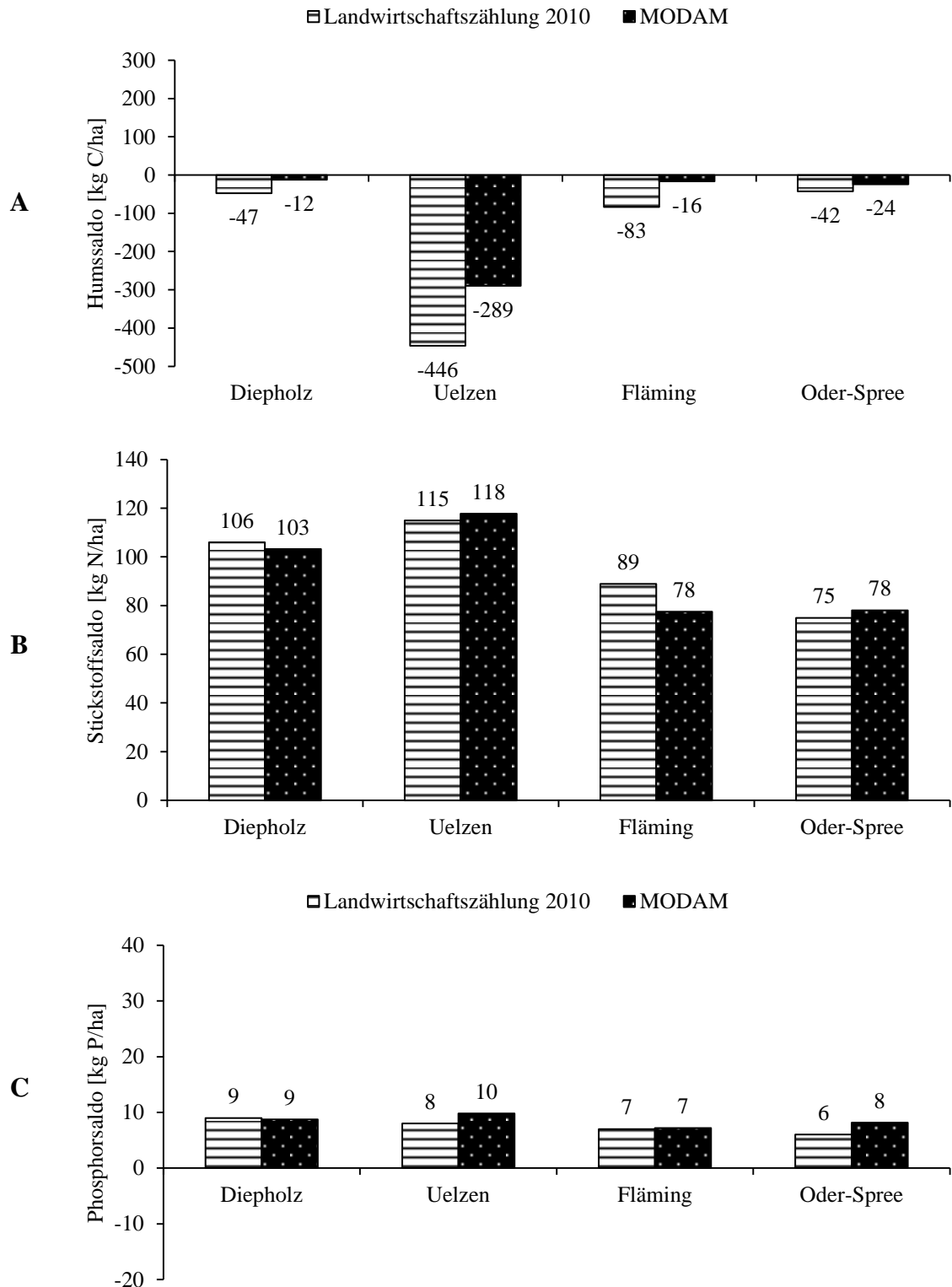


Abb. 9: Ergebnisse der modellierten Landwirtschaft auf Regionsebene Teil I: A: Humussalden [kg C/ha] auf dem Ackerland, B: N-Salden [kg N/ha] auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche, C: P-Salden [kg P/ha] auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche; Landwirtschaftszählung 2010 = Flächenaufteilung der Ackerkulturen nach der Landwirtschaftszählung 2010, MODAM = Flächenaufteilung der Ackerkulturen aus dem Modell MODAM

Ergebnisse

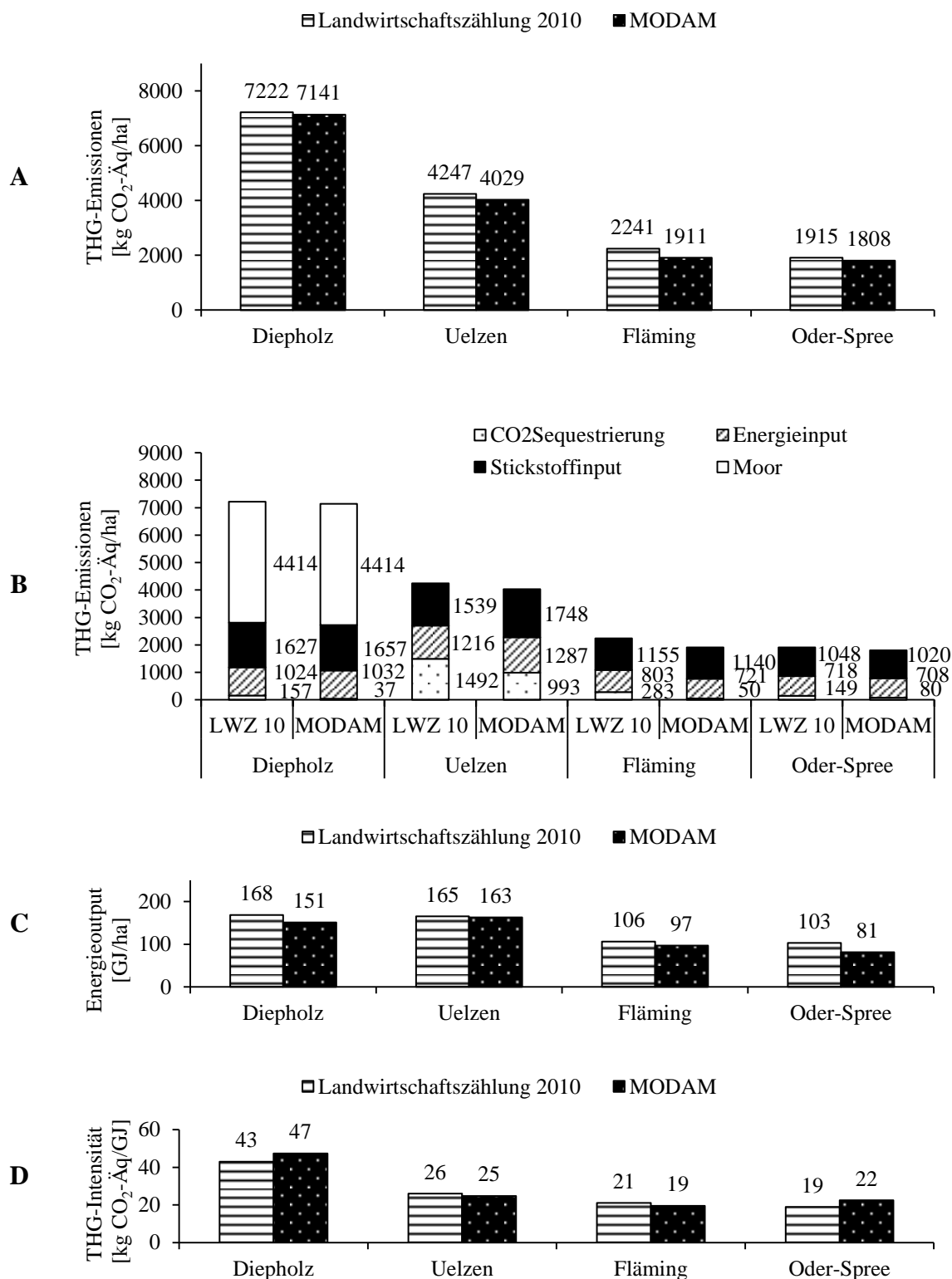


Abb. 10: Ergebnisse der modellierten Landwirtschaft auf Regionsebene Teil II: A: THG-Emissionen [kg CO₂-Äq/ha], B: Quellen der modellierten THG-Emissionen [kg CO₂-Äq/ha], C: Energieoutput [GJ/ha], D: THG-Intensität [kg CO₂-Äq/GJ] auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche; Landwirtschaftszählung 2010 = Flächenaufteilung der Ackerkulturen nach der Landwirtschaftszählung 2010, MODAM = Flächenaufteilung der Ackerkulturen aus dem Modell MODAM

4.3 Umweltwirkung der modellierten Landwirtschaft im Klimawandel

In den folgenden Abschnitten sollen die Ergebnisse zu den Umweltindikatoren bei einem veränderten Klima in unterschiedlichen Bewirtschaftungsszenarien vorgestellt werden. Die zu erwartenden Veränderungen der Flächenanteile der wichtigsten Kulturarten und des Grünlandes wurden mit dem Programm MODAM erstellt.

Mit dem Szenario „*business as usual*“ wird die Landwirtschaft, wie sie heute praktiziert wird, bis zum Jahr 2060 fortgeschrieben. Allein die Veränderungen des Ertrages durch einen Klimawandel und der daraus resultierende Düngemehrbedarf werden berücksichtigt. Im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ werden auf 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche Leguminosen angebaut. Beim Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ werden 10% der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Stilllegungen umgewandelt. Ziel ist es zu ermitteln, wie sich ein Beibehalten der Landbewirtschaftung bzw. die Anpassungsszenarien auf die Umwelt auswirken.

4.3.1 Humussalden im Klimawandel

WIESMEYER et al. (2015) kommen in ihrer Arbeit zu dem Ergebnis, dass die Humussalden mehrerer europäischer Länder aufgrund stagnierender Ertragszahlen und sinkender Viehzahlen in Zukunft sinken werden. Im hier vorgestellten Szenario „*business as usual*“ stiegen die Erträge mit den Jahrzehnten. Da der Viehbesatz in der Zeit aber konstant bleibt, nimmt der Humusbedarf zu und ließ die Salden durch gleichbleibende Mengen an tierischen Wirtschaftsdüngern sinken. Darum fielen die Salden in Diepholz, Uelzen und Fläming ab (Abb. 11 A). Einen verstärkten Einfluss hatten zusätzlich die Marktpreisentwicklungen. So wurden in Diepholz, Uelzen und Fläming vermehrt Hackfrüchte auf Kosten von Getreide angebaut, was den Humusbedarf zusätzlich steigerte. In Oder-Spree waren die Veränderungen im Anbau geringfügig. Die Salden schwankten in den Jahren wenig.

Die Anpassungsszenarien wurden so konzipiert, dass sie sich positiv auf die Umwelt auswirken, u.a. sollen sie den C-Input erhöhen, um einen Abfall des Humussaldos entgegenzuwirken

Auch im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ stiegen die Erträge der Ackerkulturen. Der Anbau von Luzerne auf 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche bewirkte in Diepholz mehr oder weniger ausgeglichene Humussalden und in Uelzen einen weniger starken Abfall der Humussalden von 2020 bis 2060 (Abb. 11 B). Der Anbau von Lupine

auf 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Fläming und Oder-Spree dagegen hatte einen geringen Effekt, da seine Humusproduktion geringer ist.

Beim Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ (Abb. 11 C) wurden 10% der landwirtschaftlichen Fläche in Brachen umgewandelt: jeweils 5% auf dem Acker und 5% auf dem Grünland. Die 5% umgewandelten Ackerflächen wurden wie Stilllegungen behandelt und fallen daher unter die Kategorie Grünland. Da aber der Humussaldo im Modell Repro nur für die Ackerfläche berechnet wurde, ergaben sich in diesem Szenario wenige Unterschiede zum Szenario „*business as usual*“. Insgesamt kann aber angenommen werden, dass der regionale Saldo auf der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche ansteigt, denn unter Grünland befinden sich hohe Humusvorräte, unter Acker und Wald dagegen sind diese niedrig (WIESMEYER et al., 2012).

Beide Anpassungsszenarien bewirken einen weniger starken Abfall des Humussaldos im Vergleich zum Szenario „*business as usual*“. Der Umfang der Differenzen zwischen dem Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und „*business as usual*“ ist in Diepholz und Uelzen mit 114 bis 178 kg C/ha groß und in Fläming und Oder-Spree mit -21 bis 23 kg C/ha begrenzt (Abb. 12 A). In Diepholz und Uelzen führte die Einführung von Leguminosenflächen zu einer Anreicherung von Humus.

Die Differenzen zwischen dem Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ und dem Szenario „*business as usual*“ zeigen in Diepholz und Fläming mit maximal 35 bzw. 34 kg C/ha und in Uelzen und Oder-Spree mit maximal 10 bzw. 20 kg C/ha einen kleinen Effekt (Abb. 12 B).

Ergebnisse

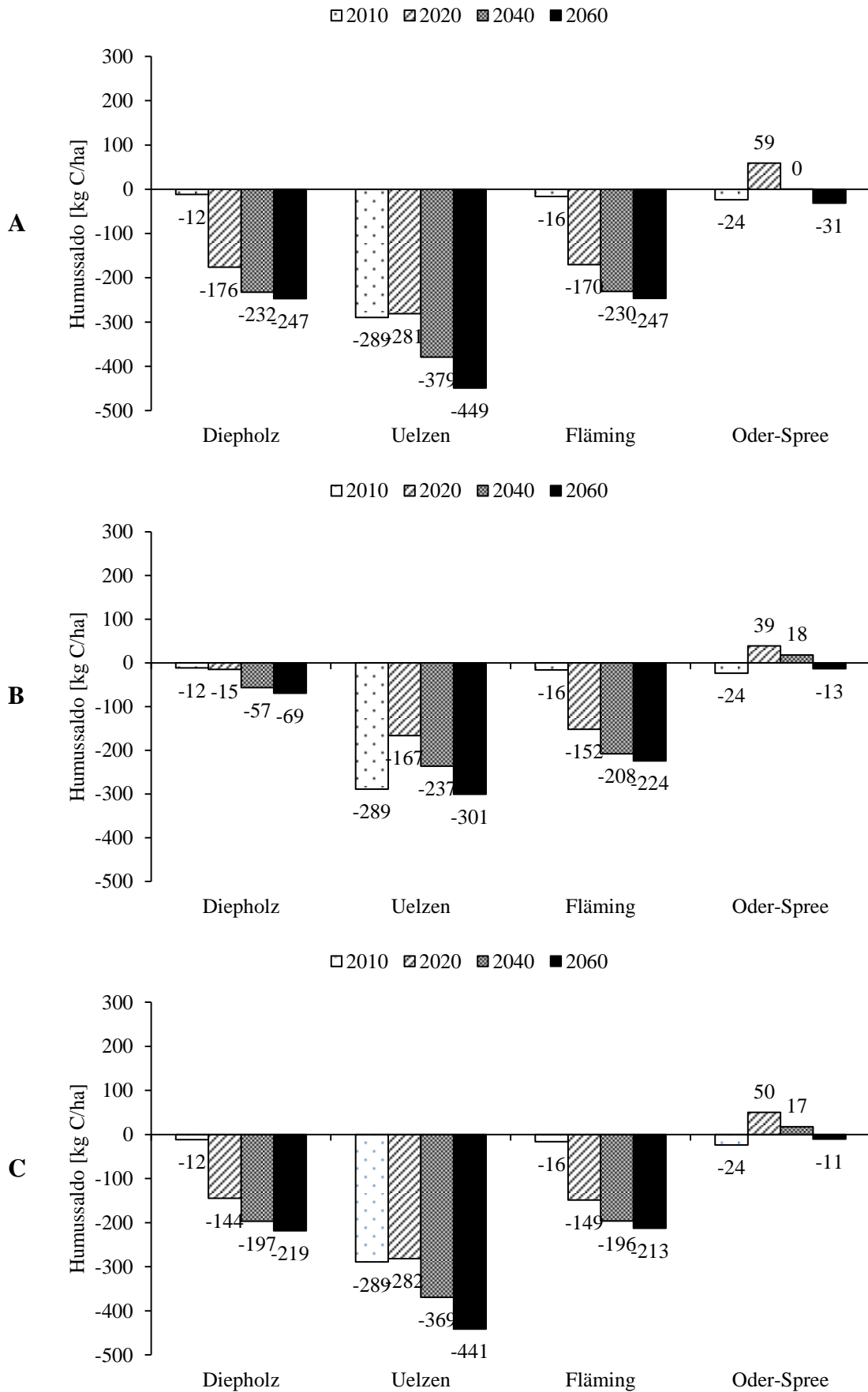


Abb. 11: Humussalden [kg C/ha] der Regionen in den Szenarien A: „business as usual“, B: „klimafreundliche Landwirtschaft“, C: „Optimierung der Biodiversität“

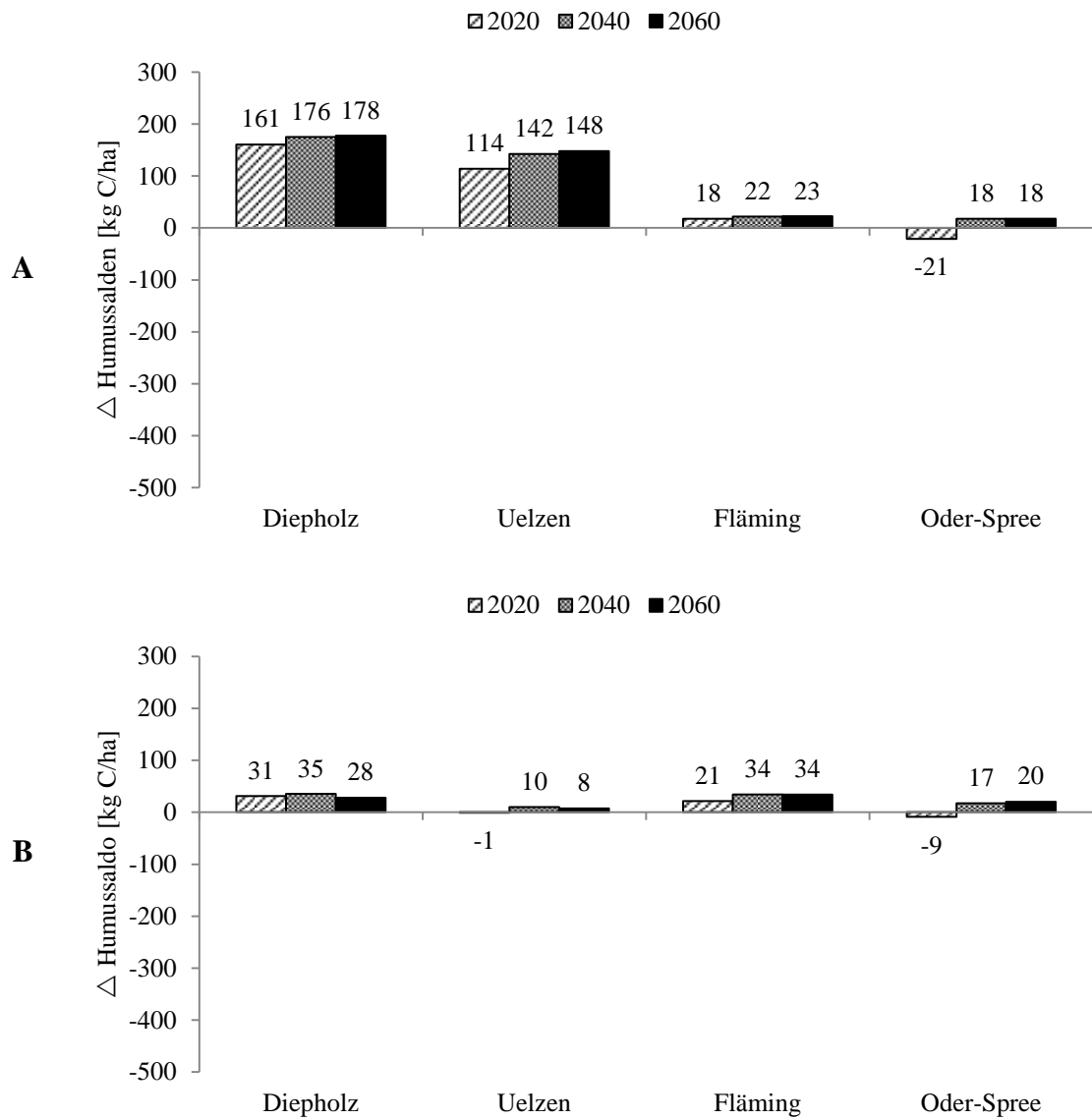


Abb. 12: Humussaldendifferenzen [kg C/ha] der Regionen zwischen den Szenarien A: „klimafreundliche Landwirtschaft“ - „business as usual“, B: „Optimierung der Biodiversität“ - „business as usual“

4.3.2 Stickstoffsalden im Klimawandel

Durch das steigende Ertragspotenzial im unterstellten Klimawandel wird mehr Stickstoff gedüngt. Auch die stärkere Humusmineralisation durch den Abfall der Humussalden im Szenario „*business as usual*“ führt zu einem größeren Umfang an freiwerdendem Stickstoff. Beides spricht für einen Anstieg des Stickstoffsaldos.

In Diepholz und Fläming stiegen die Stickstoffsalden, was auf den zunehmenden Humusabbau und den damit frei werdenden Stickstoff zurückzuführen ist (Abb. 13 A). In Uelzen sanken die Stickstoffsalden erst vom Jahr 2010 bis zum Jahr 2040 und stiegen dann zum Jahr 2060. Obwohl einerseits die Erträge der Ackerkulturen stiegen, was auf diesen Flächen zu einem Stickstoffsaldoanstieg führte, stieg gleichzeitig der Anteil an Grünlandflächen, die geringere Stickstoffsalden aufwiesen. Die Stickstoffsalden von Oder-Spree schwankten über die Jahre in einem kleinen Bereich, da kaum Stickstoff aus dem Humuspool frei wurde. Insgesamt entstanden die Unterschiede zwischen den Regionen hauptsächlich durch die Humusbilanz. Außerdem bestimmten neben dem Stickstoffinput und der Veränderung des Anbauspektrums auch die regional unterschiedlichen N-Immissionen den Stickstoffsaldo.

Bei dem Szenarios „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ soll durch die Einführung von Leguminosenflächen die gedüngte Fläche verringert werden und folglich auch der Stickstoffsaldo. Infolgedessen lagen die Stickstoffsalden unter denen des Szenarios „*business as usual*“ (Abb. 11 B). In Diepholz und Uelzen wurde Luzerne eingesetzt. Diese Luzerneflächen bildeten Humus, der Stickstoff band. Sie erreichten niedrigere Stickstoffsalden und glichen folglich Flächen mit höheren Salden aus. In Diepholz sanken die Salden ab. In Uelzen sanken die Salden zuerst im Jahr 2010 bis zum Jahr 2040 und stiegen zum Jahr 2060. Dieser Anstieg beruht auf einem Rückgang an Grünlandflächen, die aufgrund des geringen Viehbesatzes in der Region nicht so stark gedüngt werden. In Fläming und Oder-Spree wurde Lupine genutzt. Allerdings hat Lupine durch ihre geringere Ertragsleistung eine geringere Humusreproduktion. Die Salden in Fläming stiegen über die Jahre an, da über die Jahre mehr Hackfrüchte angebaut wurden und dementsprechend mehr Stickstoff frei wurde. Der Anbau von Lupine bildete nicht genug Humus, um den freiwerdenden Stickstoff zu binden. In Oder-Spree bewirkte der Lupinenanbau ein geringes Absinken des Stickstoffsaldos. Die Hauptursache für diesen Abfall war die Nutzung von Leguminosen auf einem festen Flächenanteil, die nicht gedüngt wurden.

Auch im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ ist durch die Einführungen von Brachen ein Absinken des Stickstoffsaldos zu erwarten. So waren die Stickstoffsalden der Jahre 2020 bis 2060 im Vergleich zu den Salden des Szenarios „*business as usual*“ niedriger (Abb. 13 C). Dieses Absinken wurde durch die Anlage von Brachflächen erreicht.

Die Einführung ungedüngter Flächen in den Anpassungsszenarien zeigen Einsparungen des Stickstoffsaldos im Vergleich zum Szenario „*business as usual*“. Der Umfang der Differenzen zwischen dem Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und „*business as usual*“ ist in Diepholz maximal -36 kg N/ha. In Uelzen, Fläming und Oder-Spree lag die Einsparung zwischen 9 und 20 kg N/ha (Abb. 14 A). Die Differenz zwischen dem Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ und „*business as usual*“ ist in Diepholz maximal -27 kg N/ha und in Uelzen, Fläming und Oder-Spree zwischen -8 und -17 kg N/ha (Abb. 14 B). Die Stickstoffeinsparungen der Anpassungsszenarien in den Regionen fallen somit ähnlich aus.

Ergebnisse

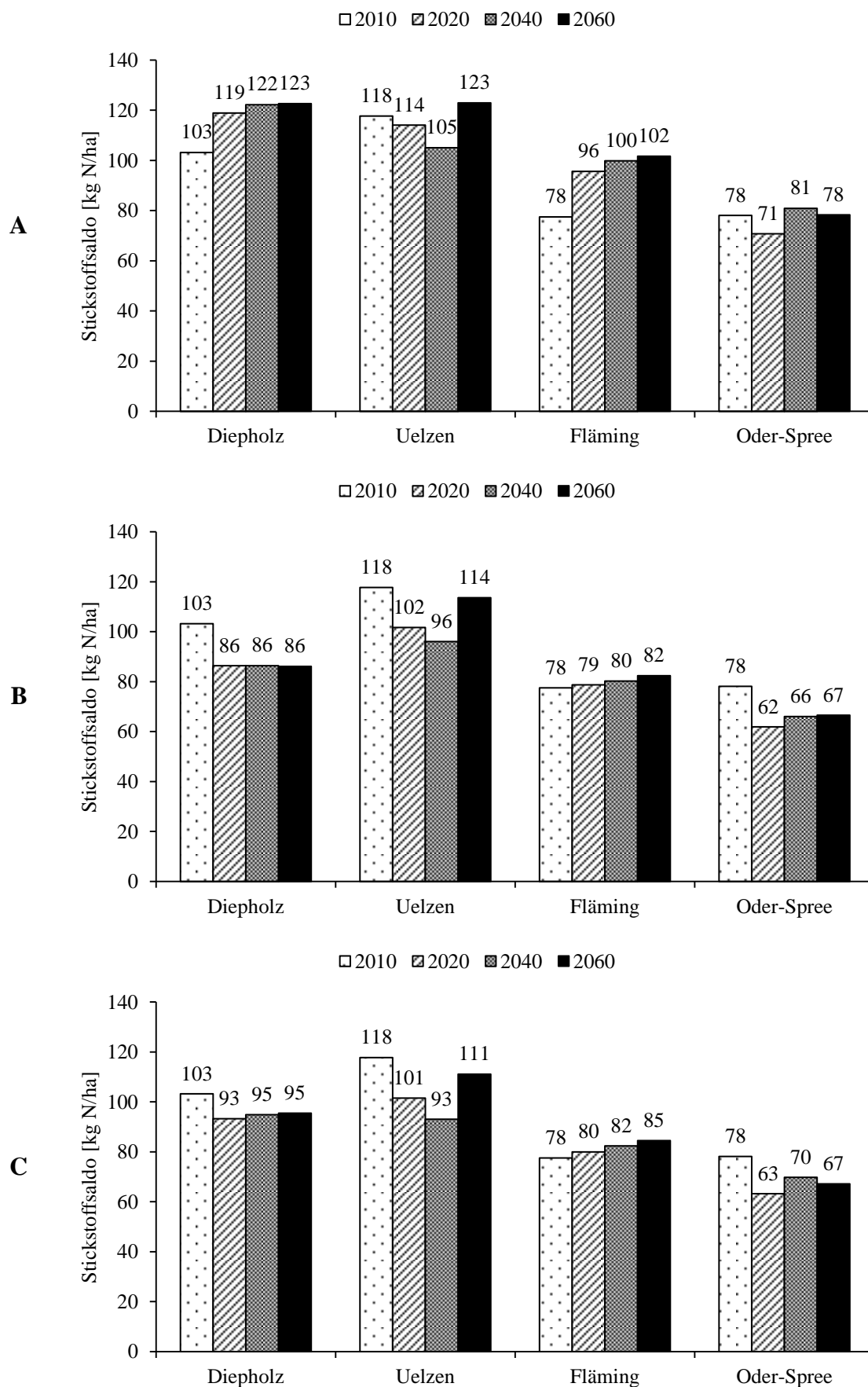


Abb. 13: Stickstoffsalden [kg N/ha] der Regionen in den Szenarien A: „business as usual“, B: „klimafreundliche Landwirtschaft“, C: „Optimierung der Biodiversität“

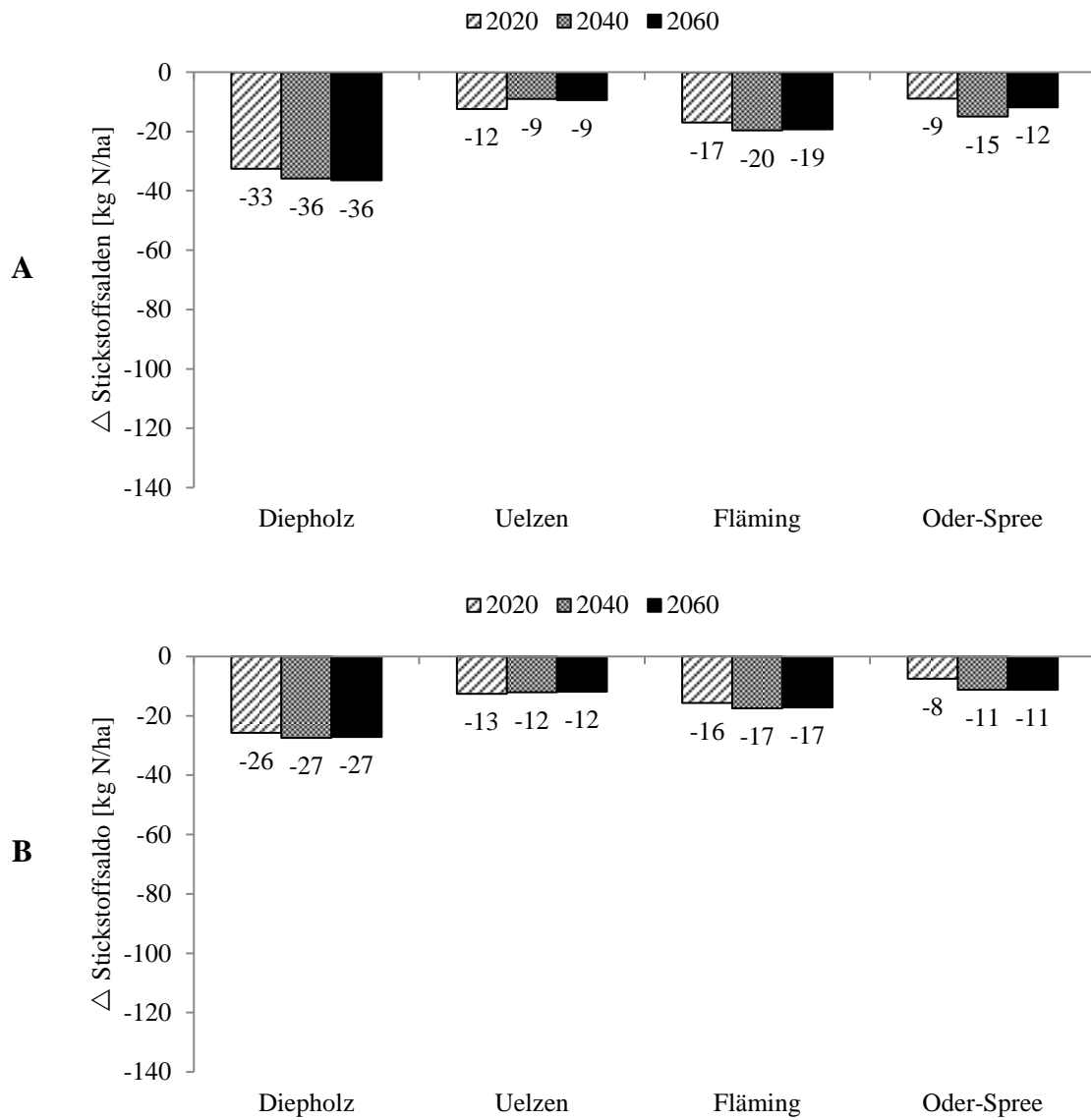


Abb. 14: Stickstoffsaldendifferenzen [kg N/ha] der Regionen zwischen den Szenarien A: „klimafreundliche Landwirtschaft“ - „business as usual“, B: „Optimierung der Biodiversität“ - „business as usual“

4.3.3 Phosphorsalden im Klimawandel

Die steigenden Erträge führen zu einem Anstieg des Phosphorinputs, aber auch des Entzuges. Die Folge könnten somit ausgeglichene Phosphorsalden im prognostizierten Klimawandel sein. Im Szenario „*business as usual*“ berechneten sich keine Veränderungen für die Phosphorsalden über die Jahre, weil bei der Erstellung der Szenarien von einer bedarfsgerechten Düngung ausgegangen wurde (Abb. 15 A). So ergaben sich in Diepholz und Fläming Salden, die auf einem Niveau verblieben. In Uelzen und Oder-Spree schwankten die Salden in einem kleinen Bereich.

In den Anpassungsszenarien wird die gedüngte Fläche verringert, was zu einem Absinken des Stickstoffsaldos führt. Gleiches könnte auch auf die Phosphorsalden gelten. Im „*klimafreundlichen Szenario*“ verringerten sich die Salden in Diepholz um 67% und in Uelzen, Fläming und Oder-Spree um 25 bis 40% (Abb. 15 B). Im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ sanken die Salden weniger stark (Abb. 15 C). In Diepholz reduzierten sich die Salden um 45% und in Uelzen, Fläming und Oder-Spree um 10 bis 20%.

Wie bei den Stickstoffsalden ergaben sich auch bei den Phosphorsalden Mengeneinsparungen durch die Einführung ungedüngter Flächen in den Anpassungsszenarien. Der Umfang der Differenzen bleibt allerdings in beiden Vergleichen zwischen -5 und -1 kg P/ha und damit recht gering (Abb. 16 A und B).

Ergebnisse

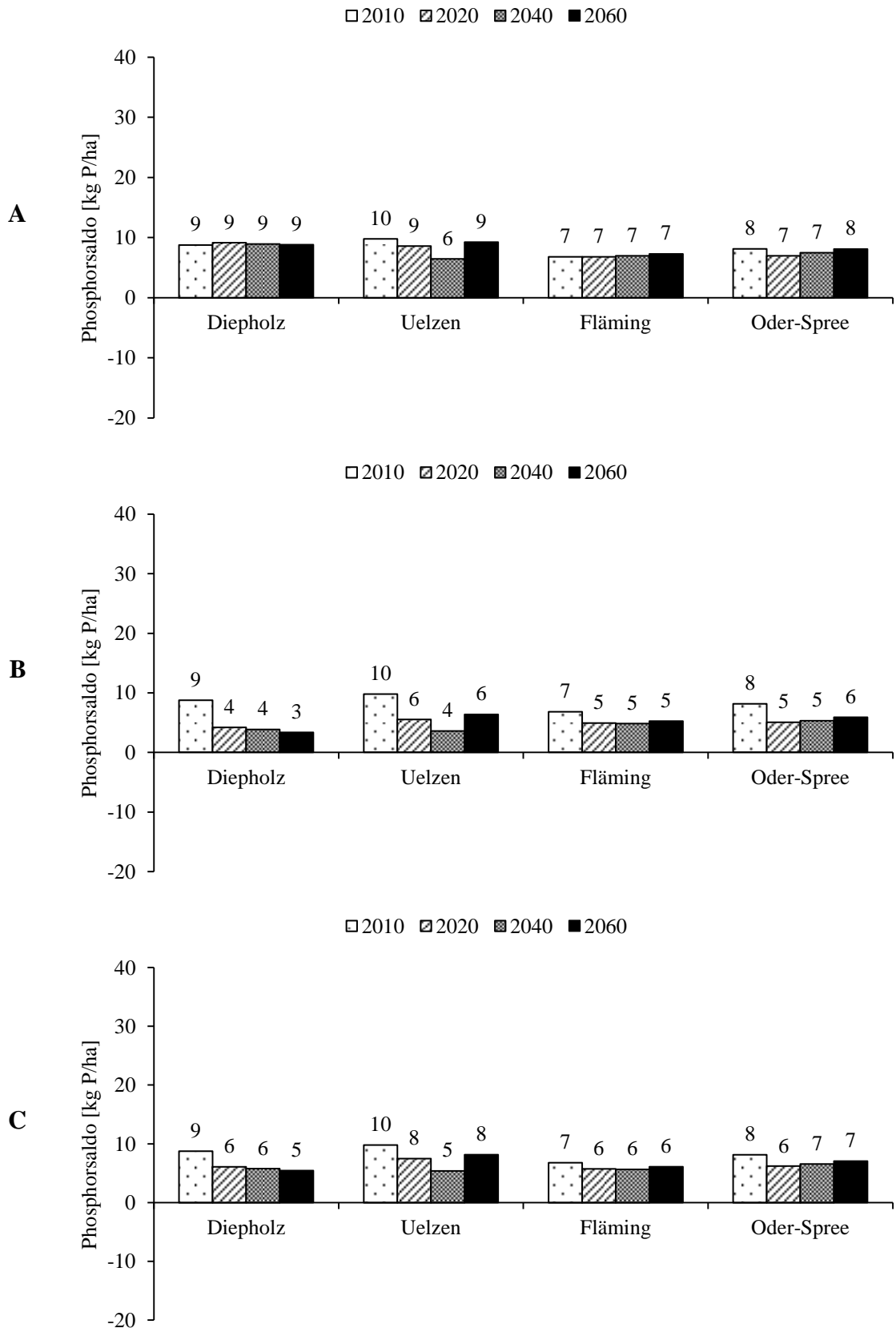


Abb. 15: Phosphorsalden [kg P/ha] der Regionen in den Szenarien A: „business as usual“, B: „klimafreundliche Landwirtschaft“, C: „Optimierung der Biodiversität“

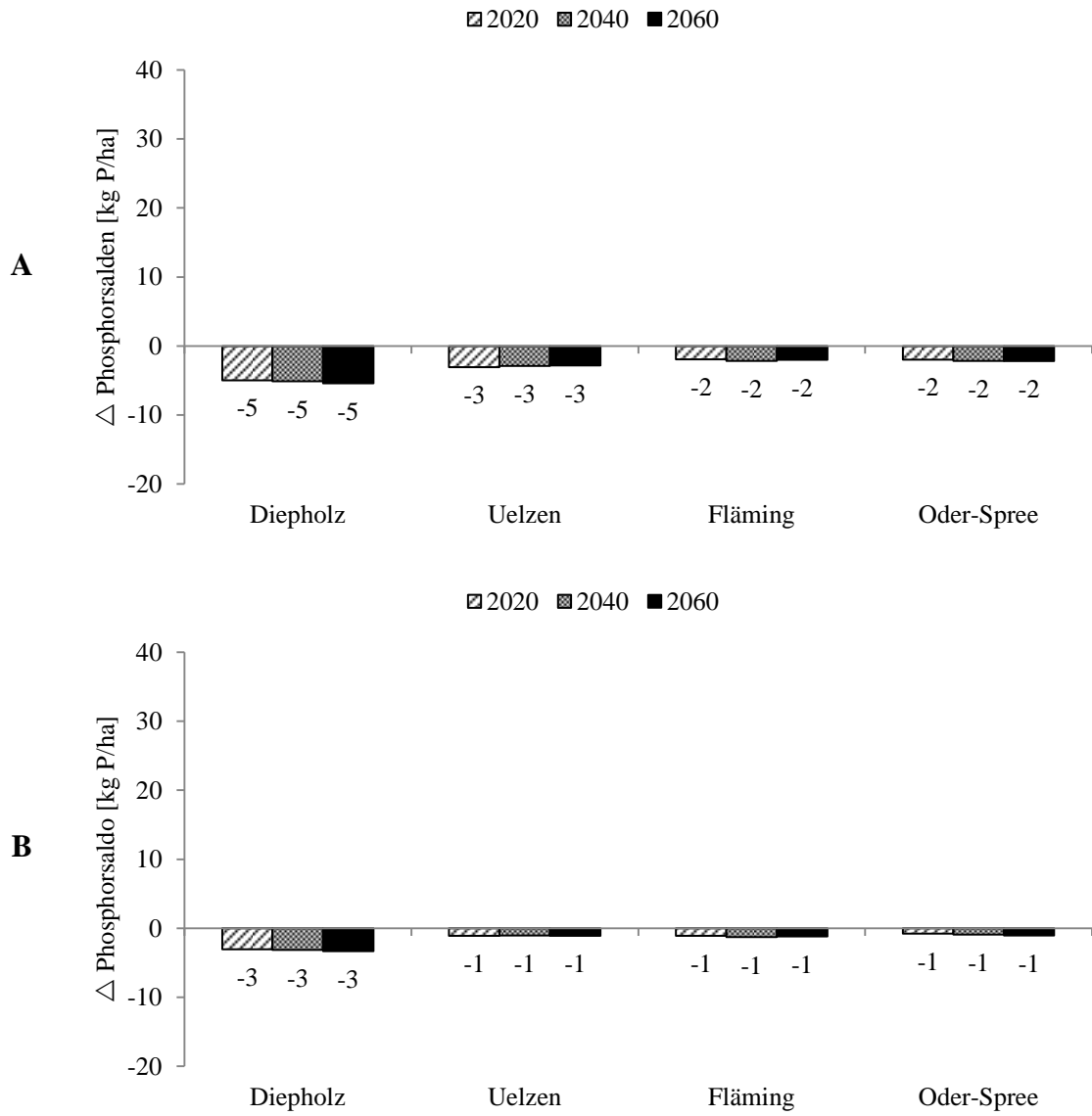


Abb. 16: Phosphorsaldendifferenzen [kg P/ha] der Regionen zwischen den Szenarien A: „klimaunfreundliche Landwirtschaft“ - „business as usual“, B: „Optimierung der Biodiversität“ - „business as usual“

4.3.4 Treibhausgasemissionen im Klimawandel

Aus den Auswertungen der betrieblichen Treibhausgasemissionen kann man folgern, dass sie durch die Humussalden beeinflusst wurden. Im Szenario „*business as usual*“ nahmen die Emissionssummen über die Jahre zu, maximal um ca. 1500 kg CO₂-Äq/ha (Abb. 17 A). Auch hier hatte der Humuspool den größten Anteil am Emissionsanstieg.

Da die Humussalden in den Szenarien „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und „*Optimierung der Biodiversität*“ weniger stark abfielen, verringerten sich zusätzlich die landwirtschaftsbürtigen Emissionen. So stiegen die Emissionssummen im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ in Diepholz, Uelzen und Oder-Spree um 200 bis 300 kg CO₂-Äq/ha und in Fläming um maximal rund 1000 kg CO₂-Äq/ha (Abb. 17 B). Im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ stiegen die Summen in Diepholz und Fläming um maximal 1200, in Uelzen um maximal 900 und in Oder-Spree um maximal 350 kg CO₂-Äq/ha (Abb. 17 C). Diepholz weist im Vergleich zu den restlichen Regionen höhere Emissionssummen auf, denn in Diepholz werden Moore landwirtschaftlich genutzt. Das führt zu einer Freisetzung von CO₂, Lachgas und Methan, was zu einer zusätzlichen Belastung von 4414 kg CO₂-Äq/ha führt

Die Anpassungsszenarien führen insgesamt betrachtet zu einer Abnahme der Treibhausgasemissionen im Vergleich zum Szenario „*business as usual*“. Die Differenzen zwischen dem Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und Szenario „*business as usual*“ nahmen von Diepholz um maximal 1366 kg CO₂-Äq/ha in Richtung Oder-Spree um maximal 368 kg CO₂-Äq/ha ab (Abb. 18 A), weil in Diepholz und Uelzen Luzerne angebaut wurde mit einer höheren Humusaufbaurrate, was mehr CO₂ bindet als Lupine, die in Fläming und Oder-Spree genutzt wurde. Die Differenzen zwischen dem Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ und Szenario „*business as usual*“ sind geringer. In Diepholz betrug die Differenz maximal -484 CO₂-Äq/ha und in Uelzen, Fläming und Oder-Spree maximal -365 CO₂-Äq/ha (Abb. 18 B).

Ergebnisse

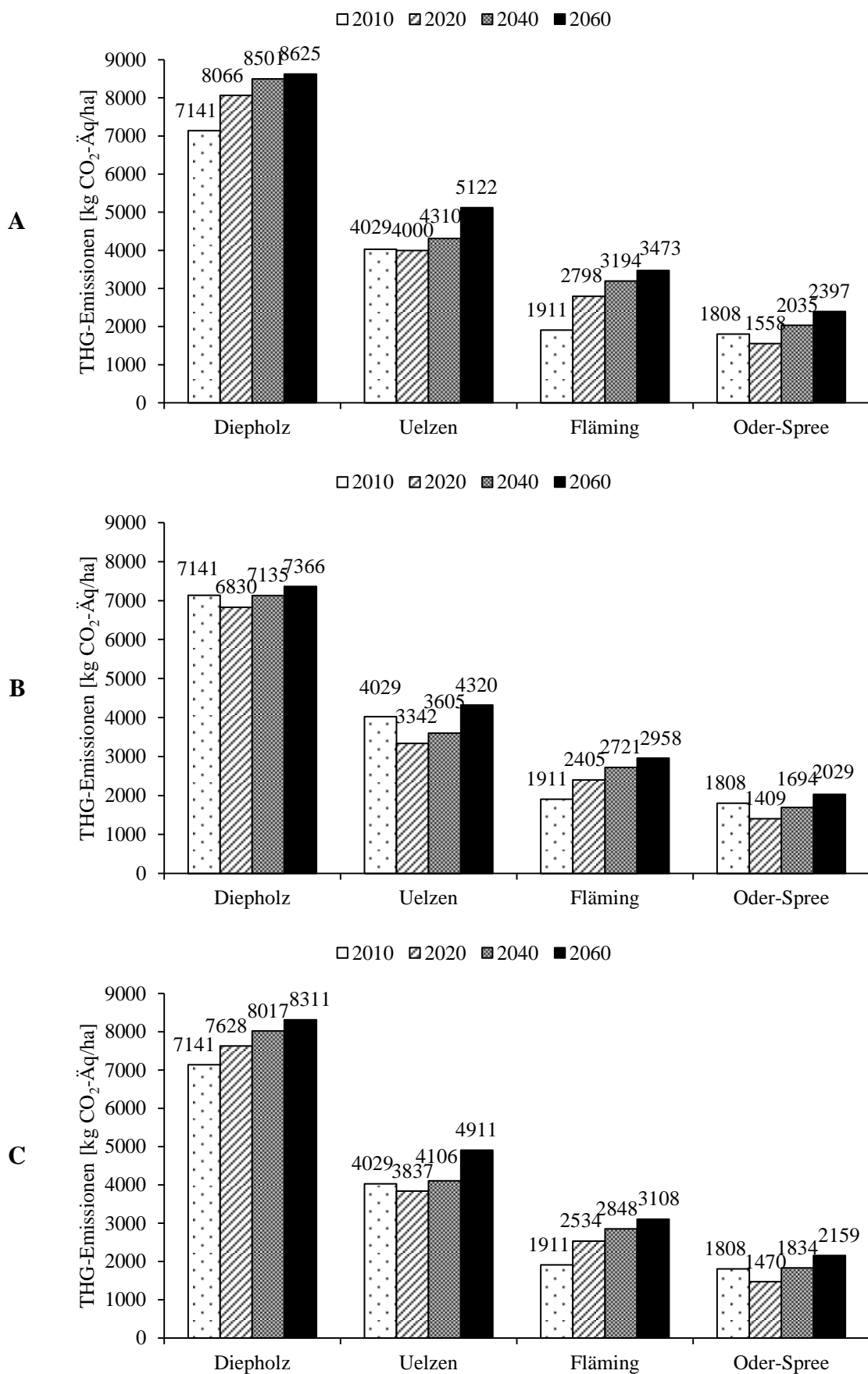


Abb. 17: Treibhausgasemissionen [kg CO₂-Äq/ha] der Regionen in den Szenarien A: „business as usual“, B: „klimafreundliche Landwirtschaft“, C: „Optimierung der Biodiversität“

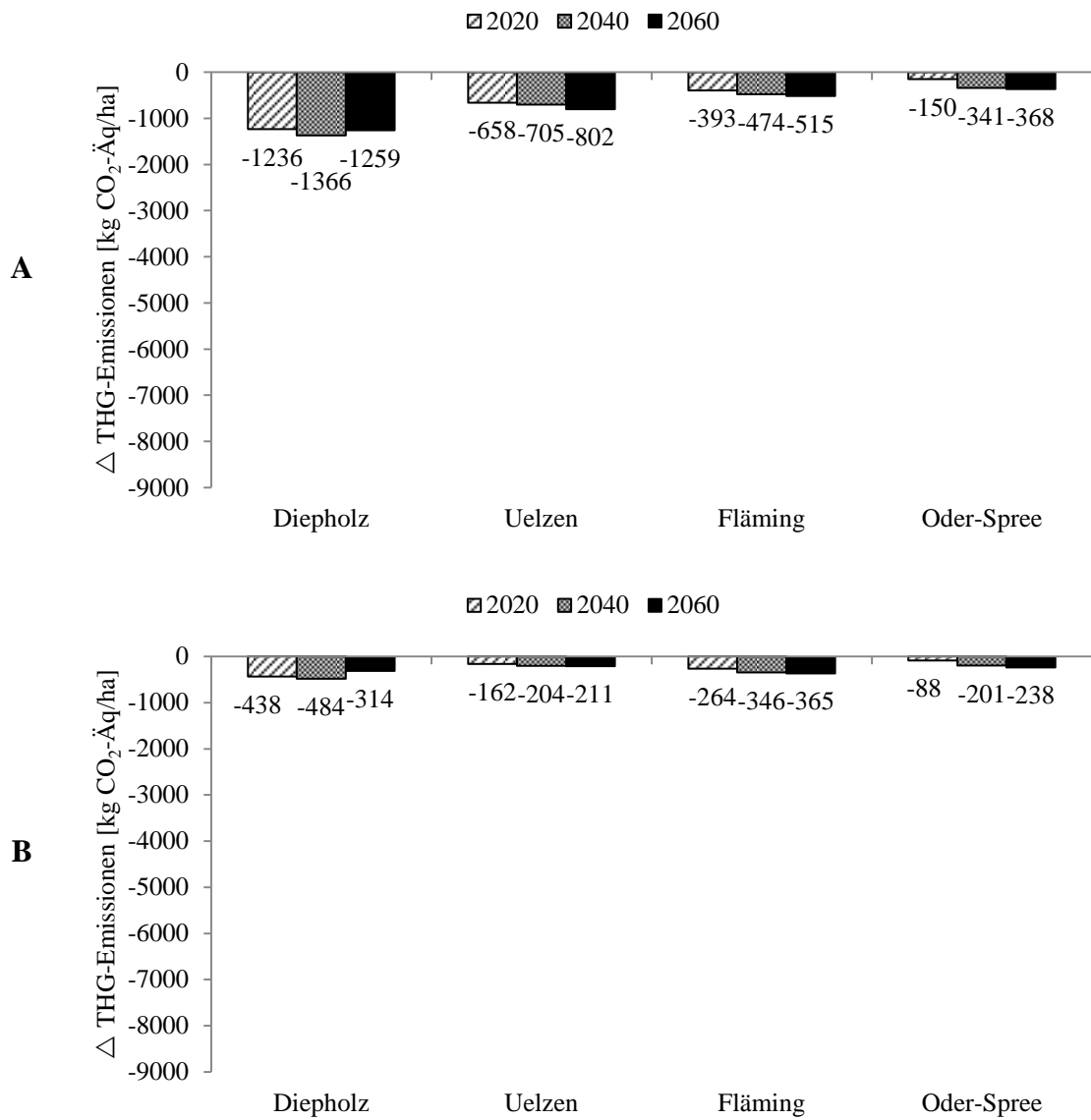


Abb. 18: Treibhausgasemissionsdifferenzen [kg CO₂-Äq/ha] der Regionen zwischen den Szenarien A: „klimafreundliche Landwirtschaft“ - „business as usual“, B: „Optimierung der Biodiversität“ - „business as usual“

4.3.5 Treibhausgasintensitäten im Klimawandel

Die Berücksichtigung des Energieoutputs dient der Berechnung der Treibhausgasintensitäten. Im Szenario „*business as usual*“ stieg der Energieoutput infolge des Ertragsanstieges in allen Regionen von Zeitintervall zu Zeitintervall (Abb. 19 A). In Diepholz und Fläming ist der Anstieg kontinuierlich hoch. In Uelzen und Oder-Spree ist der Anstieg des Energieoutputs erst gering und am Ende stärker.

Durch die Verringerung der gedüngten Fläche um 20% im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ sank der Energieoutput der Regionen Diepholz, Uelzen und Oder-Spree von 2010 zu 2020 ab und stieg danach kontinuierlich an (Abb. 19 B). Fläming zeigte über alle Jahre einen ansteigenden Trend.

Durch die Verringerung der gedüngten Fläche um 10% im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ stieg der Energieoutput in allen Regionen im Laufe der Zeitintervalle an, aber weniger stark als im Szenario „*business as usual*“ (Abb. 19 C). In Diepholz und Fläming war dieser Anstieg stetig hoch. In Uelzen und Oder-Spree stieg der Energieoutput erst langsam und dann intensiver an.

Durch die Einführung von Leguminosen- und Brachflächen in den Anpassungsszenarien wird die Fläche der Marktfrüchte verkleinert. Dies führte zu einem Absinken des Energieoutputs der Regionen. Die Differenzen zwischen dem Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und dem Szenario „*business as usual*“ sind in Diepholz wegen der Moorbewirtschaftung am größten (maximal 60 GJ/ha) und sind in den anderen drei Regionen relativ ähnlich (Abb. 20 A). Der Umfang der Differenzen zwischen dem Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ und dem Szenario „*business as usual*“ ist geringer. In Diepholz und Fläming betrug die Differenz maximal -15 GJ/ha und in Uelzen und Oder-Spree maximal -8 GJ/ha (Abb. 20 B), sie sind also relativ gleich.

Ergebnisse

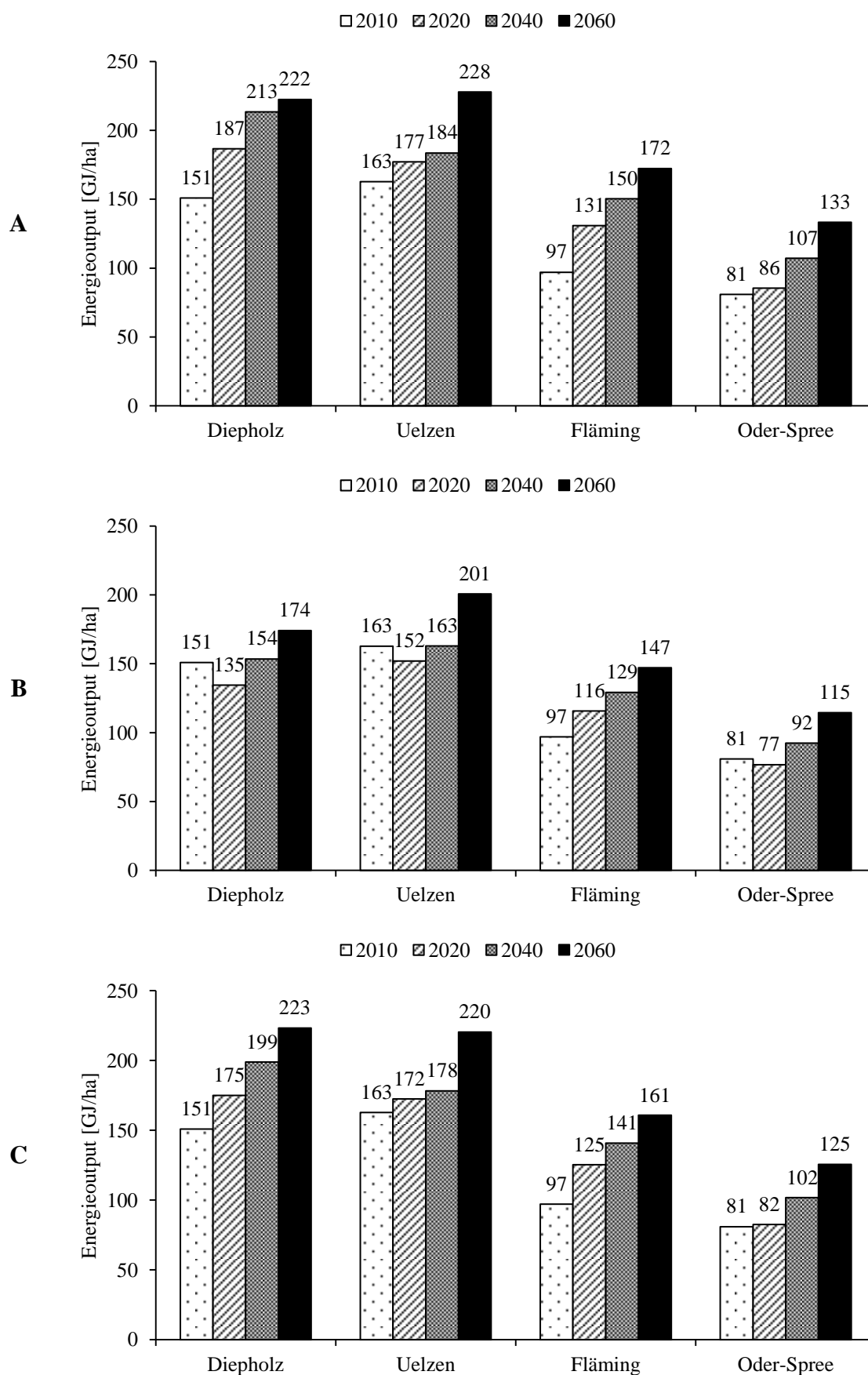


Abb. 19: Energieoutput [GJ/ha] der Regionen in den Szenarien A: „business as usual“, B: „klimafreundliche Landwirtschaft“, C: „Optimierung der Biodiversität“

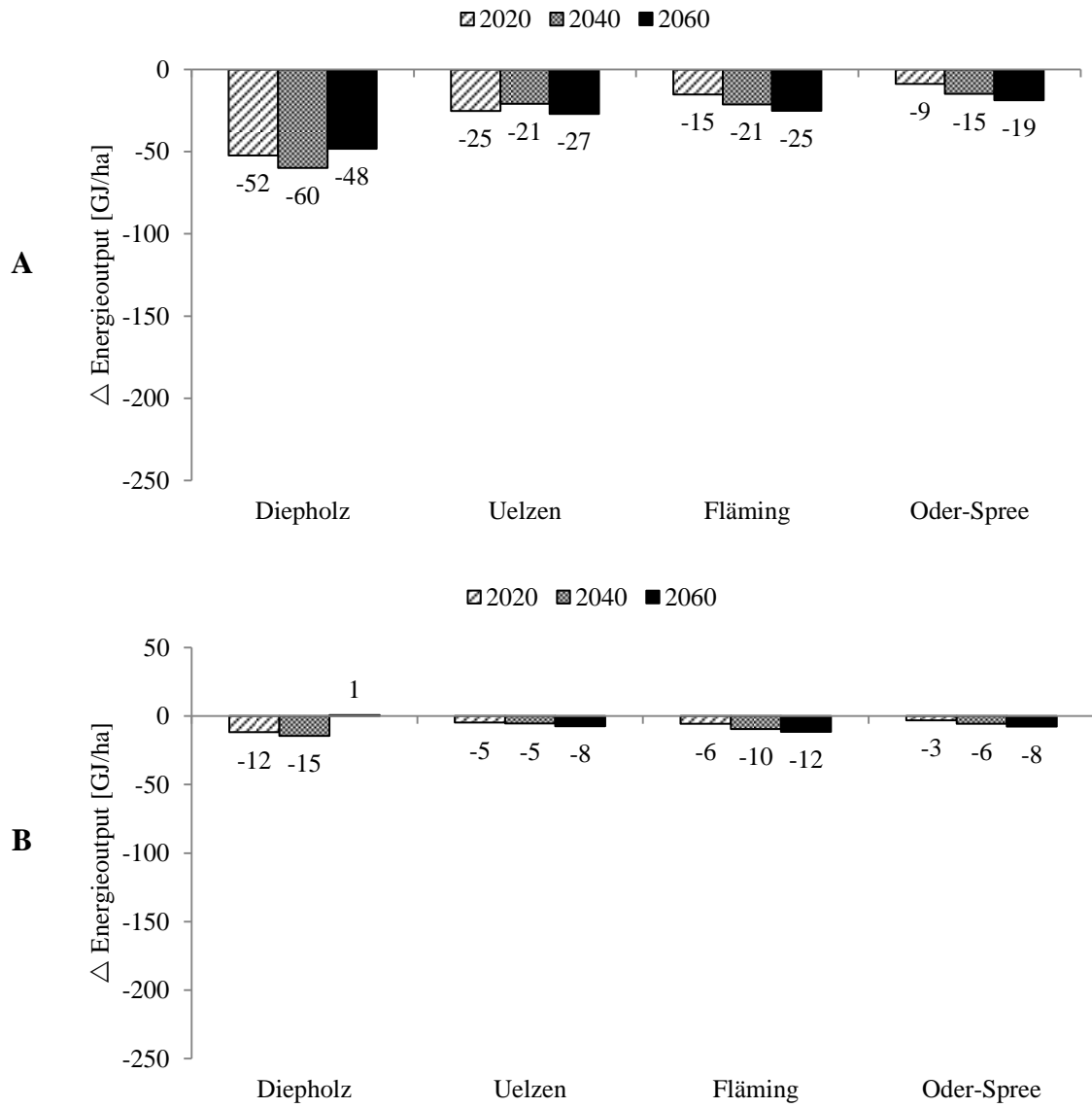


Abb. 20: Energieoutputdifferenzen [GJ/ha] der Regionen zwischen den Szenarien A: „klimafreundliche Landwirtschaft“ - „business as usual“, B: „Optimierung der Biodiversität“ - „business as usual“

Die Treibhausgasintensität beschreibt, welcher Umfang an Treibhausgasen je erzeugter Einheit Energie im Ertrag emittiert werden. Zu erwarten ist, dass sich bei steigenden Emissionen und steigendem Energieoutput und umgekehrt in den Szenarien gleichbleibende Treibhausgasintensitäten berechnen.

Im Szenario „*business as usual*“ sank in Diepholz die Treibhausgasintensität um bis zu 8 kg CO₂-Äq/GJ über die Jahre (Abb. 21 A). Das lag an dem verstärkten energiereichen Hackfruchtanbau. Demnach stieg der Energieoutput überproportional zu den vermehrten Emissionen. Aber in Uelzen, Fläming und Oder-Spree stiegen der Energieoutput und die Emissionen gleichmäßig, so dass die Intensität auf einer ähnlichen Höhe verblieb. Sie lagen alle in einem Bereich zwischen 18 und 25 kg CO₂-Äq/GJ.

Im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ stieg in Diepholz die Treibhausgasintensität erst vom Jahr 2010 zum Jahr 2020 und fiel dann wieder zum Jahr 2060 ab, denn im Jahr 2020 sank der Energieoutput stark durch die Einführung von Flächen mit Luzerneanbau (Abb. 21 B). Mit steigendem Energieoutput ab 2040 sank die Treibhausgasintensität wieder. In den anderen Regionen sank der Energieoutput mit den Emissionsmengen und so lagen die Intensitäten in den Regionen mehr oder weniger konstant in einem Bereich zwischen 18 und 25 kg CO₂-Äq/ha.

Im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ entwickelten sich die Treibhausgasintensitäten wie im Szenario „*business as usual*“, da die Treibhausgassummen proportional zu dem Energieoutput sanken (Abb. 21 C).

Die Differenz der Treibhausgasintensitäten der Anpassungsszenarien zum Szenario „*business as usual*“ ist gering. Der Vergleich der Intensitäten zwischen dem Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und Szenario „*business as usual*“ zeigte nur in Diepholz einen nennenswerten Anstieg des Energieoutputs um maximal 8 kg CO₂-Äq/ha. In Uelzen, Fläming und Oder-Spree verringerte sich die Intensität um maximal 1 kg CO₂-Äq/ha (Abb. 22 A). Die Differenz zwischen dem Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ und dem Szenario „*business as usual*“ ist insgesamt noch geringer, denn in Diepholz beträgt die Differenz maximal nur noch 2 kg CO₂-Äq/ha. Auch in Uelzen, Fläming und Oder-Spree verringerte sich die Intensität wieder nur um maximal 1 kg CO₂-Äq/ha (Abb. 22 B).

Ergebnisse

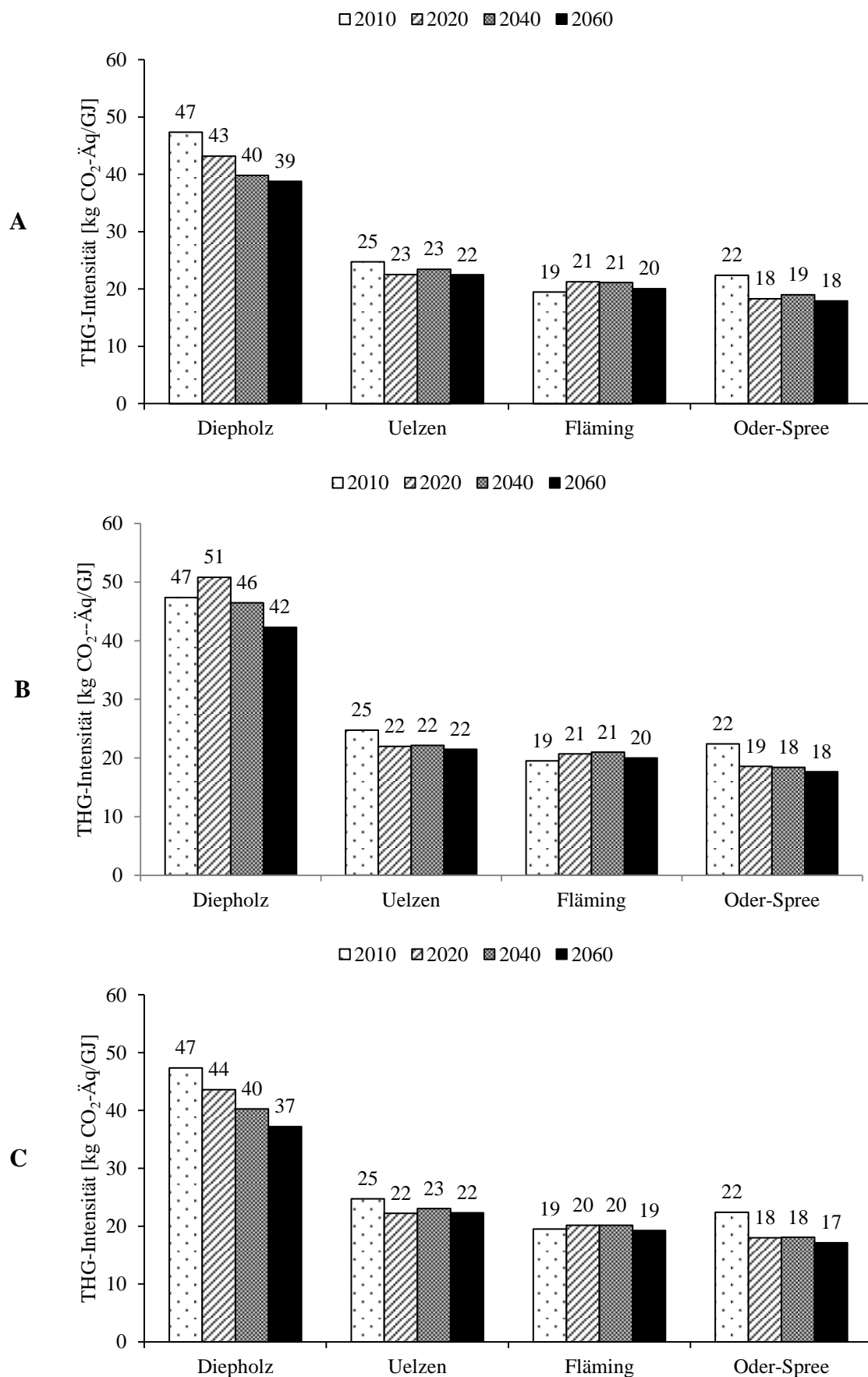


Abb. 21: Treibhausgasintensitäten [kg CO₂-Äq/GJ] der Regionen in den Szenarien A: „business as usual“, B: „klimafreundliche Landwirtschaft“, C: „Optimierung der Biodiversität“

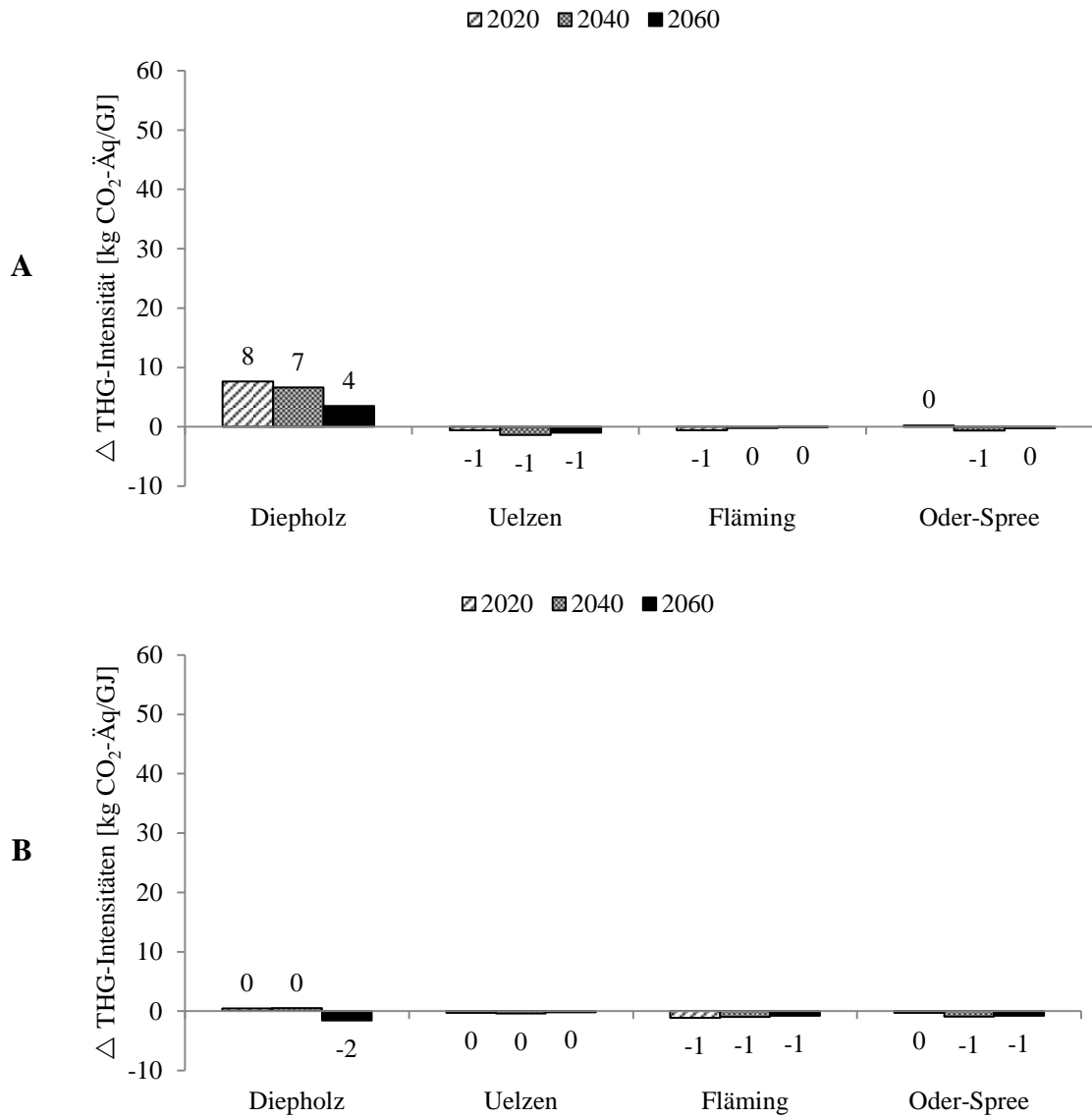


Abb. 22: Treibhausgasintensitätendifferenzen [kg CO₂-Äq/GJ] der Regionen zwischen den Szenarien A: *klimafreundliche Landwirtschaft - business as usual*, B: *Optimierung der Biodiversität - business as usual*

4.3.6 Vergleich

Grundsätzlich kann zusammengefasst werden, dass die steigenden Erträge und die gleichbleibenden Viehzahlen im Szenario „*business as usual*“ zu einer stärkeren Mineralisation und somit zu einem Abfall der Humussalden führen. Infolge der gestiegenen C-Freisetzung vermehren sich in diesem Szenario auch die Treibhausgasemissionen. Durch den Humusabbau wird auch zusätzlicher Stickstoff verfügbar, der neben dem vermehrten Stickstoffinput zu einem Stickstoffsaldenanstieg führt. Die Anpassungsszenarien „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und „*Optimierung der Biodiversität*“ vermehren Humus in der Region, was wiederum die Emissionssummen sinken lässt. Darüber hinaus haben diese Anpassungsszenarien zur Folge, dass die gedüngte Fläche verringert wird und die Stickstoffsalden sinken. Es sind also erfolgreiche Maßnahmen, vor allem die Umstellung auf „*klimafreundliche Landwirtschaft*“.

Zur Veranschaulichung der Wirksamkeit der Bewirtschaftungsszenarien werden in der folgenden Abbildung die Humussalden, die Stickstoffsalden, die Treibhausgasemissionen, der Energieoutput und die Treibhausgasintensitäten des Jahres 2060 in den verschiedenen Szenarien vorgestellt (Abb. 23).

Die Humussalden erreichten im Szenario „*business as usual*“ in allen Regionen den niedrigsten Saldo. In Diepholz und Uelzen bewirkt das Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ eine starke Verbesserung der Salden, weil die hier genutzte Luzerne eine höhere Humusreproduktion aufweist. In Fläming und Oder-Spree allerdings ist der Unterschied zum Szenario „*business as usual*“ sehr gering, weil Lupine weniger Humus produziert als Luzerne. Das Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ führt nur zu minimalen Verringerungen des Humussaldos gegenüber dem Szenario „*business as usual*“ in allen Regionen.

Die Stickstoffsalden sind im Szenario „*business as usual*“ höher als in den Szenarien „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und „*Optimierung der Biodiversität*“. In den Anpassungsszenarien sind die Unterschiede der Salden in den Regionen Uelzen, Fläming und Oder-Spree zu vernachlässigen. Einzig Diepholz erzielt im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ einen erkennbar geringeren Saldo als im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“.

Für die Phosphorsalden berechnen sich für die das Szenario „*business as usual*“ und für die Anpassungsszenarien „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und „*Optimierung der Biodiversität*“ keine nennenswerten Unterschiede.

Im Szenario „*business as usual*“ errechnen sich ebenfalls die höchsten Treibhausgassummen im Vergleich zu den anderen beiden Szenarien. Für das Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ ergeben sich die niedrigsten Treibhausgassummen. Das Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ zeigt Treibhausgassummen, die zwischen den Summen der anderen beiden Szenarien liegen, wobei die Summen in Diepholz und Uelzen näher am Szenario „*business as usual*“ sind und in Fläming und Oder-Spree näher an den Summen vom Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“.

Der Energieoutput ist im Szenario „*business as usual*“ am größten. Nur in Diepholz ist er auf einer Höhe mit dem Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“. Im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ errechnet sich der geringste Energieoutput in allen Regionen. Auch beim Energieoutput nimmt das Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ die mittlere Position ein.

Für die Treibhausgasintensitäten der Regionen Uelzen, Fläming und Oder-Spree ergeben sich in den Szenarien kaum Unterschiede. In Diepholz hingegen ergibt sich für das Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ die höchste Intensität, gefolgt von der Intensität im Szenario „*business as usual*“. Im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ errechnet sich die niedrigste Treibhausgasintensität.

Ergebnisse

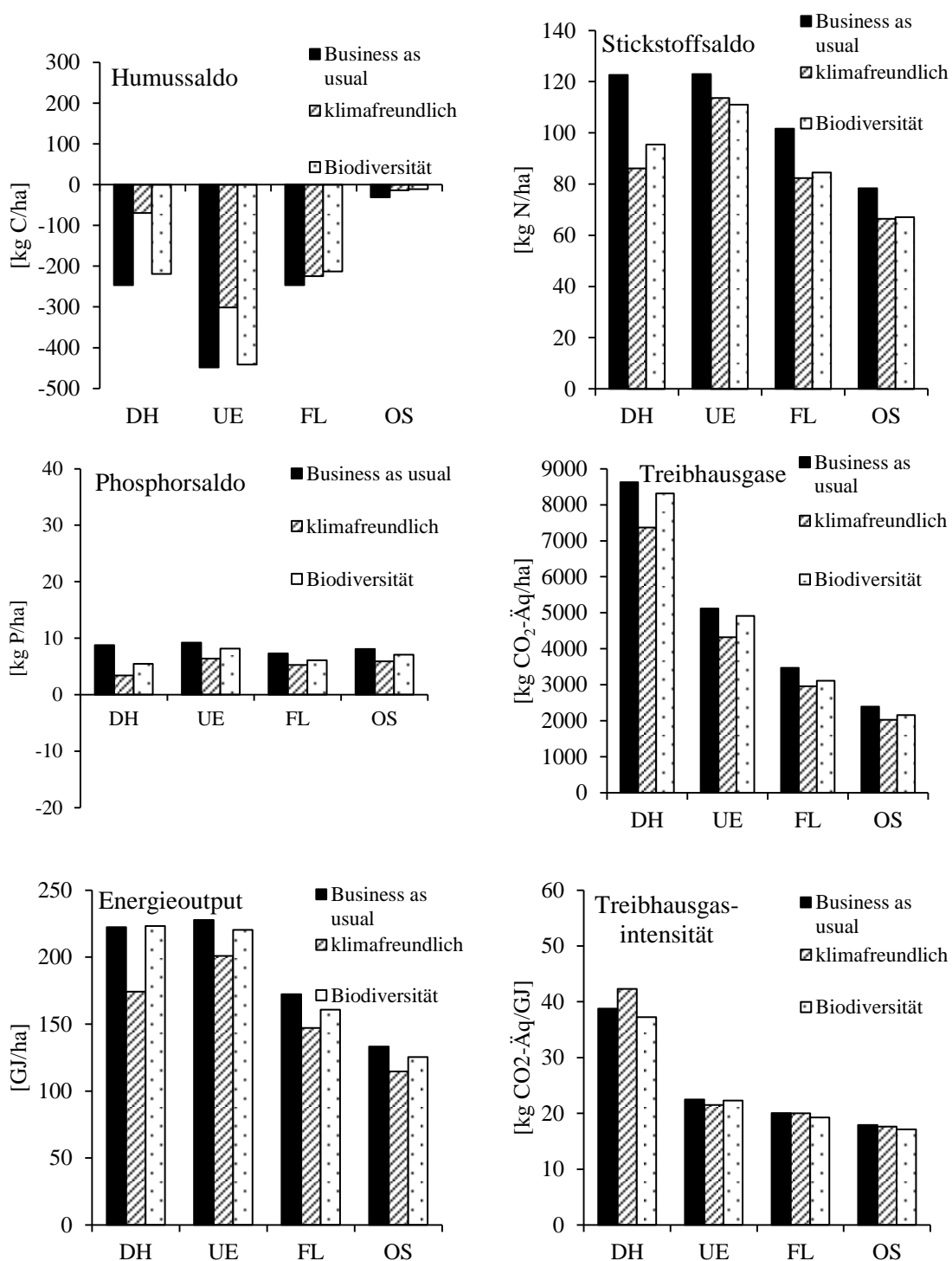


Abb. 23: Vergleich der Umweltindikatoren in den Szenarien für das Jahr 2060

Die Auswertungen zeigen, dass der Viehbesatz der Betriebe und der Regionen die Ergebnisse der Umweltindikatoren beeinflussen. Im Klimawandel entscheiden neben der Entwicklung des Viehbesatzes, die Erträge und das Anbauspektrum über die Auswirkungen auf die Indikatoren. Nachfolgend sollen diese Zusammenhänge diskutiert werden.

5 Diskussion

Die vorliegende Arbeit versucht, Rückschlüsse zu ziehen, wie die Landbewirtschaftung in Norddeutschland heute und in Zukunft auf die Umwelt und das Klima wirkt. Dafür wurden sowohl einzelne Landwirtschaftsbetriebe der Regionen als auch die Landwirtschaft auf Regionsebene betrachtet. Darüber hinaus wurden Annahmen getroffen, um einen Klimawandel in der Landwirtschaft Norddeutschlands abzubilden. Außerdem wurden drei Bewirtschaftungsszenarien gewählt, um zu zeigen, welchen Einfluss sie auf die Umwelt haben. Ziel ist es, Möglichkeiten zur Minderung der Umweltwirkung in einem Klimawandel aufzuzeigen.

5.1 Die Landwirtschaftsbetriebe Norddeutschlands

Die Umweltauswirkungen der gegenwärtig durchgeführten landwirtschaftlichen Praxis wurden anhand von acht Landwirtschaftsbetrieben des Norddeutschen Tieflands mithilfe der Indikatoren Humus-, Stickstoff-, Phosphorbilanzierung und Treibhausgase beurteilt.

Humussalden der Landwirtschaftsbetriebe

Der Humussaldo beschreibt den Versorgungszustand des Bodens mit organischer Substanz und all seinen langfristig positiven Effekten. Dabei stellt der Saldo hier einen Mittelwert der drei betrachteten Bewirtschaftungsjahre 2011 bis 2013 dar.

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass die Humussaldenhöhe der Betriebe stark in Abhängigkeit der Landbewirtschaftung schwankt. Auch JOHNSTON et al. (2009) kamen in ihren Langzeitexperimenten zu diesem Ergebnis.

Für die Marktfruchtbetriebe sind ausgeglichene Salden unabhängig von der Region durch die fehlenden Wirtschaftsdünger im Betrieb eine größere Herausforderung. Dies stimmt somit mit den Ergebnissen aus aktuellen Studien überein (SCHMID et al., 2013; MAY et al., 2014). Die viehhaltenden Betriebe weisen höhere Salden auf, wobei der Saldo mit der Anzahl der Großvieheinheiten steigt. Dies belegen auch aktuelle Studien von BREITSCHUH & GERNAND (2012) und SOMMER & LEITHOLD (2013). Dieser Sachverhalt konnte in drei der vier viehhaltenden Betriebe nachgewiesen werden.

Grundsätzlich hat Norddeutschland mit seinen Sandböden und der Neigung zur Trockenheit ein recht hohes Mineralisationspotenzial (BREITSCHUH & GERNAND, 2012). Ein ausgeglichener Humussaldo ist eine Frage des Agrarmanagements. Ein zu hoher Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge auf Sandböden bewirkt bei einer Bewässerung einen

sehr hohen Humusbedarf der allein durch Zwischenfrüchte nicht gedeckt werden kann. In der Literatur werden einige Anregungen gegeben, wie z.B. das Einbinden von Futterleguminosen in der Fruchtfolge, die Nutzung kommunaler Komposte und den Transport von Wirtschaftsdüngern aus viehstarken Regionen in Regionen mit geringem Viehbesatz (TUOMISTO et al., 2012; SURBÖCK et al., 2013; UBA, 2015). Der ökologische Landbau wird in der Literatur häufig als umfassende Lösung herangezogen. Zahlreiche Studien können aufgezählt werden, die dies belegen aber auch widerlegen (GATTINGER et al., 2012; TUOMISTO et al., 2012; SCHADER et al., 2013).

Stickstoffsalden der Landwirtschaftsbetriebe

Für die Stickstoffsalden wurde der Ansatz der dynamischen Humuseinheitenmethode nach HÜLSBERGEN (2003) verwendet. Nach dieser Methode wird Stickstoff im Humus gebunden, wenn Humus aufgebaut wird und umgekehrt.

Die Ergebnisse der Stickstoffbilanzierung zeigen, dass die Viehbetriebe ein größeres Potenzial für höhere Stickstoffsalden im Vergleich zu den Marktfruchtbetrieben einer Region haben. Zusätzlich steigt bei den viehhaltenden Betrieben der N-Saldo mit der Großvieheinheit (BREITSCHUH & GERNAND, 2012; DALGAARD et al., 2012; GUTSER et al., 2002; TAUBE & SCHÜTTE, 2013). Die Viehbetriebe in Diepholz und Uelzen wiesen niedrigere Stickstoffsalden auf als die Salden in Fläming und Oder-Spree. In den westlichen Regionen lagen die Großvieheinheiten im Betrieb unter 200. Im Osten war sie größer als 1000. Aufgrund der steigenden Stickstoffsalden sind Begrenzungen im Viehbesatz im Gespräch, denn humusübersorgte Böden erhöhen die Gefahr einer unkontrollierten Mineralisation und einer Eutrophierung des Ökosystems (BREITSCHUH & GERNAND, 2012; DALGAARD et al., 2012; TAUBE & SCHÜTTE, 2013).

Andere Studien zeigen, dass ein Zwischenfruchtanbau den N-Austrag durch erhöhte Stickstoffsalden, hier besonders auf Sanden, verringert (DOLTRA et al., 2014). Der N-Austrag steigt nachweislich mit dem Stickstoffsaldo (GUTSER et al., 2002). Auch eine konservierende Bodenbearbeitung schützt das Grundwasser vor einem Stickstoffaustrag (SCHMIDT et al., 2010). DEIKE (2008) wiederum zeigt, dass die Stickstoffeffizienz steigt, wenn nach Bedarf gedüngt wird und ein Ertragsausfall durch einen entsprechenden Pflanzenschutz verhindert wird. Auch SUNDRUM & SOMMER (2011) betonen, wie wichtig es ist, dass die Effizienz zu steigern und hinterfragen damit den Grundgedanken des Nährstoffkreislaufs.

Phosphorsalden

Die Berechnung der Phosphorsalden zeigte, dass die viehhaltenden Betriebe im Mittel der drei Jahre einen höheren P-Saldo als die Marktfruchtbetriebe in der Region erzielten. Nur in Oder-Spree unterschieden sich die Salden nicht wesentlich.

Von den untersuchten Betrieben errechnete sich für zwei Viehbetriebe ein deutlich erhöhter P-Saldo. Auch andere Studien zeigen eine Verbindung zwischen dem Phosphorsaldo und dem Viehbesatz (HAAS et al., 2005; BMELV, 2011, 2013). Diese Überversorgung bedeutet eine Verschwendung, nicht nur an Phosphor, sondern auch an Energie und Wasser (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2013). Darüber hinaus hat es negative Folgen für die Umwelt. Eine schwerwiegende Folge ist die Eutrophierung von Gewässern (HAAS et al., 2005; BMELV, 2013; EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2013).

Für drei Ackerbaubetriebe berechnete sich ein zu geringer Phosphorsaldo. Durch die fehlende Verfügbarkeit von Wirtschaftsdüngern im Betrieb weisen Marktfruchtbetriebe häufig einen Mangel an Phosphor auf (FREDE & BACH, 2003; MAY et al., 2014). Die HEINRICH BÖLL STIFTUNG & WWF DEUTSCHLAND (2013) schreiben in ihrer Veröffentlichung, dass Phosphor in den meisten Betrieben der ertragsbegrenzende Nährstoff ist. Zusätzlich verringert eine Phosphorunterversorgung die Bodenfruchtbarkeit. Da auch der Humussaldo eine Herausforderung für Ackerbaubetriebe ist, ist ein Zukauf an Wirtschaftsdüngern als zusätzliche Phosphorquelle zu empfehlen. Ein Transport von Wirtschaftsdüngern aus überversorgten, viehintensiven Regionen schützt die Umwelt und erhält die Bodenfruchtbarkeit (UBA, 2015). Dennoch muss eine Kosten-Nutzen-Rechnung vorgenommen werden, da ein derartiger Transport kostenintensiv ist.

Generell stellt eine übliche Bewertung der Phosphorsalden nach dem VDLUFA-STANDPUNKT (1997) nur eine Schätzung dar. Nach Aufrechnung der P-Inputs und P-Outputs wird der Saldo durch Bodenuntersuchungen korrigiert. Diese Bodenuntersuchungen geben nur die Phosphorlöslichkeit im Boden wieder und spiegeln nicht die dynamischen Lösungsprozesse im Boden wieder. Außerdem ist zu kritisieren, dass der gleiche Optimalbereich für unterschiedlichste Standorte mit z.B. unterschiedlichen Niederschlagsmengen angegeben wird (VDLUFA-STANDPUNKT, 1997).

Treibhausgasemissionen der Landwirtschaftsbetriebe

Die Untersuchungen konnten zeigen, dass Marktfruchtbetriebe höhere Emissionen aufweisen als Viehbetriebe einer Region, denn drei der vier Marktfruchtbetriebe wiesen höhere Emissionssummen als der viehhaltende Betrieb der selben Region auf. Der vieh-

haltende Betrieb in Diepholz und der Marktfruchtbetrieb aus Uelzen hatten die höchsten durchschnittlichen Emissionssummen, welche vorrangig aus dem Humuspool stammten. Die niedrigsten Emissionssummen waren in den Viehbetrieben von Fläming und Oder-Spree nachzuweisen. Beide Betriebe bauten Humus auf, wodurch CO₂ aus der Atmosphäre im Humus gebunden wurde. Somit ergaben sich negative Emissionssummen aus dem Humuspool. Die größte Schwankungsbreite wies folglich die Emissionsquelle Humuspool auf und hatte daher den größten Einfluss auf die Emissionssummen. Auch SCHMID et al. (2013) kommen zu dem Ergebnis, dass Marktfruchtbetriebe ein stärkeres Potenzial für höhere Emissionssummen aufweisen, denn mit einem größeren Input von organischen Düngern und größeren Anteil von Futterpflanzen im Betrieb steigt die Kohlenstoffsequestrierung (LEITFELD et al., 2013). Andere Studien (DEIKE, 2008; KÜSTERMANN & HÜLSBERGEN, 2008) zeigen, dass sowohl die Landbauform als auch der Betriebsmittel- und Energieinput und die Art der Bodenbearbeitung die Summe der Treibhausgasemissionen beeinflussen. Folglich weisen Ökolandbaubetriebe mit geringerem Stickstoff- und Energieinput oder einer konservierenden Bodenbearbeitung geringere flächenbezogene Emissionen auf. Da die Summen der Treibhausgasemissionen von vielen Faktoren abhängen, lohnt es sich, diese in Bezug zu den Erträgen zu betrachten. Es beantwortet die Frage, ob der Umfang der Treibhausgasemissionen durch die Erträge gerechtfertigt werden kann (SCHMID et al., 2013). Wenn die Emissionssumme nicht verringert werden kann, sollte die maximale Ausnutzung von Inputs angestrebt werden (COLE et al., 1997; FLESSA et al., 2012).

Die Treibhausgasintensität gibt Aufschluss über die Effizienz eines Betriebes. Die Effizienz eines Betriebes ist dabei umso höher je niedriger die betrieblichen Emissionen je erzeugter Ertragseinheit sind. Generell zeigten die Berechnungen, dass viehhaltende Betriebe weniger Emissionen je produzierter Energie im Ernte- und Nebenprodukt als Marktfruchtbetriebe verursachen. Im Ergebnis heißt das, dass die Marktfruchtbetriebe Intensitäten von über 20 kg /GJ und die viehhaltenden Betriebe unter 20 kg/GJ erreichten.

Es lassen sich nur wenige Verallgemeinerungen zusammenfassen. Die Humus- und Nährstoffsalden sowie die Treibhausgasemissionen und ihre Intensitäten sind stark von den Entscheidungen des Landwirts abhängig. So hat z.B. die Betriebsform einen Einfluss. Viehhaltende Betriebe können bessere Humussalden erreichen und haben geringere Treibhausgasemissionen und -intensitäten, besitzen aber das Potenzial zu erhöhten Stickstoff und Phosphorsalden. Dabei steigen diese Salden mit dem Viehbesatz. Auch

das Anbauspektrum muss berücksichtigt werden. Ein hoher Anteil von Hackfrüchten in der Fruchtfolge hat einen hohen Humus- und Energiebedarf zur Folge. Beides hat wiederum erhöhte Treibhausgasemissionen zur Folge. Hackfrüchte bringen aber einen großen Energieoutput, was die Treibhausgasintensität senkt. Das Gegenteil gilt für Futterpflanzen. Außerdem sind die regionalen Gegebenheiten zu betrachten. Das Ertragspotenzial steigt mit der Ackerzahl und einer ausreichenden Niederschlagsmenge, was sich auf die Humussalden sowie die Treibhausgasemissionen und deren Intensität auswirkt.

5.2 Die modellierte Landwirtschaft Norddeutschlands 2010 bis 2060

Die modellierte Landwirtschaft berücksichtigt die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche einer Region. Dabei wurden für das Jahr 2010 die Kulturartenanteile der zehn wichtigsten Ackerkulturen (Ackergras, Kartoffeln, Silomais, Sommergerste, Triticale, Wintergerste, Winterraps, Winterroggen, Winterweizen und Zuckerrüben) auf Grundlage der Landwirtschaftszählung 2010 und der INVEKOS-Daten verwendet. Die INVEKOS-Daten für das Jahr 2010 wurden weiterhin genutzt, um in MODAM die Kulturartenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche für die Jahre 2020, 2040 und 2060 in drei Szenarien zu modellieren. Dafür wurden die vier Regionen des Norddeutschen Tieflands auf ihren aktuellen und ihren zukünftigen Nachhaltigkeitszustand ausgewertet. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Humus-, Stickstoff-, Phosphorbilanzierung und der Treibhausgase vorgestellt und diskutiert.

Humussalden der Regionen

WIESMEYER et al. (2015) stellen in ihrer Studie Untersuchungen der letzten Jahrzehnte zur Entwicklung von Erträgen und Humusvorräten in Nord- und Zentraleuropa in Beziehung. Sie ermittelten für eine Großzahl der Länder eine Stagnation des Ertragszuwachses für die Kulturen Gerste, Mais und Weizen und eine Abnahme des Bodenhumuses. Sie begründeten dies mit den sinkenden Viehzahlen in Europa und dass mit steigenden Temperaturen der Abbau organischen Materials noch verstärkt wird. Auch die Szenarien in der vorliegenden Arbeit zeigen, dass beim Beibehalten der momentanen Landbewirtschaftung Humus auf dem Ackerland verloren geht. Die sandigen Böden Norddeutschlands weisen durch ihre geringeren Humusgehalte ein schlechteres Wasserhaltevermögen auf und bergen ein erhöhtes Mineralisationspotenzial (BREITSCHUH & GERNAND, 2012). Die höheren Temperaturen, die im regionalen Klimamodell STARS für Deutschland ermittelt wurden (ORLOWSKY et al., 2008), würden dieses Potenzial

noch verstärken. Auch OLESEN & BINDI (2002) und SMITH et al. (2005) modellierten für die nächsten Jahrzehnte einen Humusabbau für Nordeuropa. Erhöhte Temperaturen und Düngungen bewirken aber auch einen Anstieg des Ertrags und der Nebenprodukte. Die steigende Kohlendioxidkonzentration in der Luft führt zu einem erhöhten C-Input und ermöglicht auf diese Weise einen Humusaufbau und mehr Ertrag (ÁLVARO-FUENTES et al., 2012). Die Veränderung der Landnutzung in Richtung Hackfrüchte bewirkte bei erhöhten Erträgen aber gleichbleibendem Anfall organischen Düngers einen erhöhten Humusbedarf. Die Wichtigkeit der Landnutzung zur Schätzung der Humussalden wurde auch von LORENCOVÁ et al. (2013) betont. Demzufolge bestimmt die Landnutzung, ob genutzte Flächen Kohlenstoff binden oder freisetzen (ERB, 2004). Aber auch die Verfügbarkeit von organischen Düngern ist wichtig. Deswegen sollten organische Dünger aus viehintensiven Regionen in vieharme Regionen transportiert werden (UBA, 2015). Das bedeutet, dass die Landwirtschaft über eine C-Sequestrierung eine Möglichkeit ist Kohlenstoff aus der Atmosphäre zu binden. Das „*klimafreundliche Szenario*“ und das Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ zeigten, dass eine Landnutzungsänderung mit einer Verschiebung hin zu Stilllegungen und Leguminosen einen positiven Effekt auf die Humussalden hatten. Besonders die Nutzung von Luzerne im „*klimafreundlichen Szenario*“ ist effektiv. Der positive Einfluss von Leguminosen als Hauptfrucht auf die Humusbildung wurde auch von MCDANIEL et al. (2014) in einer Metaanalyse bestätigt.

Stickstoffsalden der Regionen

Bei der Berechnung der regionalen Stickstoffsalden haben die regional unterschiedlichen N-Immissionen, und dass die Regionen mit höherer durchschnittlicher Ackerzahl intensiver gedüngt werden, den größten Einfluss. Die Stickstoffdeposition und die Düngermenge nimmt von Westen nach Osten ab, so dass der Saldo von Westen nach Osten sinkt. Durch die Berücksichtigung des Humushaushaltes wurde ein Auf- bzw. Abschlag zum vorherigen Saldo berechnet.

BACH (2010, 2014) untersuchte die Stickstoffsalden aller Kreise und kreisfreien Städte Deutschlands. Dabei wurden besonders hohe Salden für den Nordwesten Deutschlands für die Jahre 2009 bis 2011 berechnet. Das sind wiederum die Regionen mit einer intensiven Tierhaltung. Es beweist die Tatsache, dass sich mit steigendem Viehbesatz der Stickstoffsaldo einer Region erhöht (BREITSCHUH & GERNAND, 2012; DALGAARD et al., 2012; TAUBE & SCHÜTTE, 2013).

Mit fortschreitender Landtechnik und Forschung kann Stickstoff immer effizienter eingesetzt werden. Auch ein moderner Pflanzenschutz sichert Erträge und schützt demzufolge vor einem Stickstoffüberhang (DEIKE, 2008). Allerdings zeigen Studien, dass ein Klimawandel mit einhergehenden Wetterextremen und einer anderen Niederschlagsverteilung über das Jahr zu Ertragsausfällen führen kann (OLESEN et al., 2011; IGLESIAS et al., 2012; TRNKA et al., 2014; ANWAR et al., 2015).

Eine intensive Tierhaltung in einer Region wird mit einem hohen Stickstoffsaldo in Zusammenhang gebracht (BREITSCHUH & GERNAND, 2012; DALGAARD et al., 2012; TAUBE & SCHÜTTE, 2013). Mit einer steigenden Weltbevölkerung erhöht sich die Nachfrage nach tierischen Produkten zusätzlich (BOUWMAN et al., 2013; THORNTON, 2010). Damit geht ein hoher Viehbesatz einher. Auch die Berücksichtigung des Bodenumuses wird im Zusammenhang mit Stickstoffsalden oft vernachlässigt. Einerseits beschleunigt eine steigende Temperatur in einem Klimawandel die Zersetzung der organischen Substanz. Andererseits führen trockene Sommer, wie sie vorhergesagt werden (PIK, 2012), zu einer Minderung der mikrobiellen Aktivität, welches eine Zersetzung hemmt (ÁLVARO-FUENTES et al., 2012). Im Gespräch ist immer wieder ein geringer Stickstoffeinsatz, wie es in Dänemark mit der Stickstoffquote praktiziert wird. Allerdings haben diese gesetzlichen Begrenzungen des Stickstoffinputs zur Folge, dass dort der Proteingehalt im Korn in den letzten Jahrzehnten stark gesunken ist (TOP AG-RAR, 2015). Dies hat zuletzt nicht nur Einfluss auf die Backfähigkeit des Weizens, sondern auch auf die Wirtschaftlichkeit einer Region oder eines Landes.

Phosphorsalden

Die regionalen Phosphorsalden schwankten in einem kleinen Bereich. Die Unterschiede der Regionen waren minimal und sagen nichts über regionale Besonderheiten aus. Die Annahmen im Szenario „*business as usual*“ bewirkten keine Veränderungen für die Saldenhöhe. Die *Anpassungsszenarien* „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ und „*Optimierung der Biodiversität*“ ergaben dagegen ein Absenken der Salden.

Nach CORDELL et al. (2009) wird der Phosphorbedarf jährlich um 3% steigen. Sie lassen dabei die Ertragsentwicklung außer Acht und berücksichtigt nur die wachsende Nachfrage nach Fleisch und Milchprodukten aufgrund einer steigenden Weltbevölkerung. Für die Ackerböden bedeuten diese Vorhersagen, dass die Phosphorzufuhr zunimmt. Damit wird sich der Versorgungszustand von Phosphor sowohl in unterversorgten und als auch in überversorgten Regionen zusätzlich erhöhen. Um dem entgegen zu

steuern, sollte man die Phosphorgabe nach dem Entzug (BMELV, 2013) ausrichten, Auch ein überregionaler Wirtschaftsdüngertransport (UBA, 2015) sollte umgesetzt werden. Darüber hinaus sind P-arme Futtermittel (BMELV, 2013) sowie eine Umstellung auf eine fleischarme Ernährung sehr effektive Werkzeuge. Der vermehrte Bedarf an Phosphor steht einem möglichen Phosphorpeak gegenüber (DÉRY & ANDERSON, 2007; CORDELL & WHITE, 2011; BMELV, 2011).

Treibhausgasemissionen

Die modellierten Treibhausgasemissionen der Regionen sanken mit der Höhe des Viehbesatzes oder stiegen, wenn Moorflächen in der Region landwirtschaftlich genutzt wurden.

Auch KASPER et al. (2013) kamen in ihrer Untersuchung auf das Ergebnis, dass die Emissionssummen mit der Betriebsform schwanken. So zeigten SCHMID et al. (2013), dass Milchviehbetriebe geringere Emissionen als Marktfruchtbetriebe aufweisen. Für die Emissionen einer Region hat das zur Folge, dass der regionale Viehbesatz einen starken Einfluss hat. Die Gesamtemissionen werden dabei stark durch die C-Sequestrierung beeinflusst (SCHMID et al., 2012). Aber nicht nur der Viehbesatz spielt eine Rolle, sondern auch das Anbauspektrum. Gerade eine hohe Maiskonzentration ist humuszehrend, was zu CO₂-Emissionen führt (SCHMID et al., 2012). Auch regionale Besonderheiten, wie z.B. Moore, sind zu berücksichtigen (UBA, 2008).

Alle drei Szenarien zeigen, dass die zukünftigen Treibhausgasemissionen stark von der Entwicklung der Humussalden abhängig sind. POPP et al. (2010) untersuchten die weltweite Entwicklung von Methan und Lachgas in einem Szenario „*business as usual*“. Sie kamen zu steigenden Emissionen bis zum Jahr 2055 aufgrund der wachsenden Weltbevölkerung. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen auch steigende Emissionstrends im Szenario „*business as usual*“. Sie kommen hauptsächlich durch steigende C-Freisetzen wegen vermehrten Humusabbaus und steigender Lachgasemissionen zustande.

Generell kann der landwirtschaftliche Boden als Quelle oder als Senke fungieren (ROSENZWEIG & HILLEL, 2000). Dabei ist die Landnutzung entscheidend (LAL, 2004). Um eine Kohlenstoffsequestrierung zu ermöglichen, muss der Kohlenstoffinput erhöht werden (BADLOCK et al., 2012). Allerdings haben Böden kein unendliches Aufnahmevermögen für Kohlendioxid. Es kann eine Sättigung eintreten (GULDEA et al., 2008).

Gleichzeitig weisen humusangereicherte Böden ein hohes Risiko auf, da z.B. bei Unwetter oder Brand große Mengen Kohlendioxid freigesetzt werden (SMITH et al., 2014). Mit 56% hat Lachgas den größten Anteil an den deutschen Treibhausgasemissionen (HENSELER & DECHOW, 2014). Weltweit gesehen, ist sein Anteil am Klimawandel bei 7,9% (RAVISHANKARA et al., 2009). Da die Höhe der Lachgasemissionen mit dem Stickstoffinput steigt, ist bei einem wachsenden Ertragspotenzial und damit auch Düngeneiveau mit vermehrten Lachgasemissionen zu rechnen (UBA, 2011a). Der effektivste Weg Lachgasemissionen zu minimieren ist es, den mineralischen Stickstoffinput zu reduzieren (BADLOCK et al., 2012). Mit steigender Nachfrage nach Nahrungsmitteln werden aber auch die Lachgasemissionen in Zukunft steigen (IPCC, 2013).

Als Lösungsansätze zur Treibhausgasminderung werden neben dem C-Input u.a. die Wiedervernässung von Mooren, ein Stopp des Umbruchs von Grünland zu Ackerland (OSTERBURG et al., 2013) sowie Technik zur besseren Stickstoffausnutzung (REAY et al., 2012), z.B. Gülle-Strip-Till oder konservierende Bodenbearbeitung (KÜSTERMANN et al., 2008), genannt. Bei der konservierenden Bodenbearbeitung muss allerdings wegen der Konkurrenz zwischen Marktfrucht und Schadorganismen mit Ertragseinbußen gerechnet werden bzw. mit einem höheren Pflanzenschutzmitteleinsatz. Auch eine Umstellung des Menschen auf eine fleischarme Ernährung hätte einen signifikanten Einfluss. Sie hätte zur Folge, dass die Viehzahlen sinken würden und auf diese Weise weniger Methan von Wiederkäuern emittiert würde. Zusätzlich würden Betriebsmittel eingespart (FLESSA et al., 2002; MEIER, 2013). Auch eine regionale Ernährung hat Einfluss, denn in den letzten 60 Jahren hat sich das Volumen des landwirtschaftlichen Handels verzehnfacht (SCHMITZ et al., 2012). Daher können bei einer regionalen Ernährung Emissionen, die mit einem Transport verbunden sind, gespart werden, die hier nicht betrachtet wurden.

Auffällig jedoch sind die Zielkonflikte aufgrund des Wettstreits um Fläche:

- So kann der angestrebte hohe Ertragsoutput, wie z.B. bei Silomais, eine Abnahme der C-Sequestrierung zur Folge haben.
- Gleiches gilt für pflanzliche Reststoffe. Sie können einerseits auf der Fläche verbleiben und den Bodenumus anreichern oder zur Gewinnung von Bioenergie genutzt werden, was fossile Brennstoffe einspart aber die Bodenqualität mindert und ihn für Erosion anfällig macht.
- Auch die angepriesene „sustainable intensification“ nach der bei höheren Erträgen weniger landwirtschaftliche Fläche gebraucht würde, könnte zum Reboundeffekt

führen, d.h. dass die erwartete Effizienzsteigerung in der Realität zu keinen oder wenigen Einsparungen führt (SMITH et al., 2014), denn warum sollte bei einem Ertragszuwachs Fläche eingespart werden, wenn man bei gleichbleibender Fläche mehr landwirtschaftliche Erzeugnisse verkaufen kann?

- Außerdem wird von einer Begrenzung der Tierzahlen gesprochen, um u.a. Emissionen zu mindern. Gleichzeitig werden aber die Wirtschaftsdünger benötigt, um die Böden ausreichend mit organischer Substanz zu versorgen und es wird kleinen Viehbetrieben schwer gemacht zu existieren.

Da die Treibhausgasintensität stark vom Energieoutput bestimmt wird, ist die Entwicklung der Intensitäten von der Ertragsschätzung abhängig. Da die Erträge und die Emissionssummen mit den Jahren stiegen, waren die Intensitäten im Szenario „*business as usual*“ gleichbleibend, außer in Diepholz. Da hier die Mooremissionen konstant blieben, sank die Intensität. Auch in den beiden anderen Szenarien entwickelten sich die Intensitäten gleichbleibend. Nur in Diepholz stieg sie im Jahr 2020 an, weil der Energieoutput durch die Optimierungsmaßnahmen sank. Über die Jahre sank die Intensität wieder ab.

Die modellierte Landwirtschaft zeigt, dass der Viehbesatz einer Region die Umweltindikatoren stark beeinflusst. Mit einem steigenden Viehbesatz einer Region verbessern sich die Humussalden und verringern sich die Treibhausgasemissionen. Allerdings führt das zu überhöhten Stickstoff- und Phosphorsalden. Bei einer unveränderten Bewirtschaftung in einem Klimawandel verschlechtert sich der Zustand dieser Umweltindikatoren. Die Anpassungsszenarien zeigten, dass ein flächengebundener Anbau von Leguminosen und Stilllegungen ein effektives Mittel sind. Aber auch der Transport von organischen Düngern aus überversorgten in unterversorgte Regionen würde sich positiv auswirken.

5.3 Die Szenarienrechnung

Die Berechnung der Humus- und Nährstoffbilanzierung sowie der Treibhausgasemissionen sind Werkzeuge zur qualitativen Vergleichbarkeit der Nachhaltigkeit von Betrieben. Dabei ist zu bedenken, dass die Indikatoren auf Ebene der Regionen eine beschränkte Aussagekraft haben, da die Heterogenität des Bodens und der landwirtschaftlichen Praxis nicht abgebildet werden kann.

Auch die Szenarien, die auf dieser unsicheren Basis aufbauen, sind in Frage zu stellen. Im Vergleich zu dieser Arbeit beziehen andere Studien aber nur wenige Einflussfaktoren

ren zur Bewertung von den oben genannten Indikatoren ein. Zur Berechnung der Entwicklung des Humushaushaltes in einem Klimawandel wurden jeweils nur folgende Einflussgrößen berücksichtigt: Landnutzungsänderungen (ABSON et al., 2014; LORENCOVÁ et al., 2013), Kohlendioxidkonzentration der Luft (ÁLVARO-FUENTES et al., 2012), Temperatur und Bodenwasser (FOHRMANN, 2013). Auch bei der Entwicklung der Treibhausgasemissionen wurden nur einzelne Parameter betrachtet: Landnutzung und Landnutzungsänderung (ABSON et al., 2014; HÖRTENHUBER et al., 2014). Die vorliegende Arbeit zog mehrere Größen und ihre Entwicklung in die Auswertung ein: Landwirtschaftliche Praxis, Erträge, Landnutzung, Landnutzungsänderungen, Jahresniederschlag und Bodenart.

Bei der landwirtschaftlichen Praxis wurde Bewässerung im Klimawandel weiterhin nur in Uelzen durchgeführt. Wahrscheinlicher ist aber eine Ausbreitung der Bewässerung zur Absicherung der Erträge (FUHRER et al., 2014; GUTZLER et al., 2015), obwohl eine Bewässerung immer im Hinblick auf die Endlichkeit und des Schutzes des Grundwassers durchgeführt werden sollte (Wasserrahmenrichtlinie). Bei der Düngung wurde davon ausgegangen, dass im Klimawandel nach Entzug mit einem Aufschlag gedüngt wird. Dies ist eine Annahme und bietet viel Raum zur Diskussion. Zusätzlich blieb die Art der Bodenbearbeitung konstant, obwohl diese auch die Emissionen beeinflusst (KÜSTERMANN & HÜLSBERGEN, 2008). Die Bodenbearbeitung wiederum ist stark von der Entwicklung der phytosanitären Situation abhängig. Allerdings blieben auch die Pflanzenschutzmaßnahmen in den Szenarien gleich, denn die Modellierung von Schadern in einem Klimawandel ist immer noch fehleranfällig. So stellt u.a. die Komplexität der Beziehungen im System „Klima-Pflanze-Schadereger-Boden-Produktionsbedingungen-sozioökonomische-Faktoren“ ein Problem dar (SEIDEL, 2017). Außerdem wurde eine unveränderte Viehdichte unterstellt, was bei einer wachsenden Weltbevölkerung unwahrscheinlich ist (BOUWMAN et al., 2013; THORNTON, 2010).

Ein weiterer wichtiger Faktor zur Bewertung der Umweltindikatoren ist der Ertrag. Der Entwicklung der Erträge im Klimawandel wurden viele Studien gewidmet. WIESMEIER et al. (2015) untersuchten die Ertragsentwicklung von Weizen, Gerste und Mais von Zentral- und Nordeuropa und stellten bei diesen Kulturen eine Ertragsstagnation seit den 1990er Jahren fest. ROSENZWEIG et al. (2014) prognostizierten in den wärmeren Regionen, wie z.B. in Südeuropa, einen Abfall des Ertrages. Den größten Einfluss auf die Ertragsentwicklung hat neben der Temperatur der Niederschlag. (ROSENZWEIG et

al., 2014). So könnte in Norddeutschland bei einem Temperaturanstieg der Niederschlag ein begrenzender Faktor sein (IGLESIAS et al., 2012; BADLOCK et al., 2012), denn steigt die Temperatur und der Kohlendioxidgehalt der Luft, kann der dadurch mögliche Ertragszuwachs nur bei genügender Wasserverfügbarkeit voll erreicht werden (OLESEN & BINDI, 2002). In der vorliegenden Arbeit wurden mit dem regionalen Klimamodell STARS (ORLOWSKY et al., 2008) die Jahresniederschläge für die norddeutschen Regionen prognostiziert, die sich in den Jahren 2020, 2040 und 2060 einstellen könnten. Sie liegen in Diepholz und Uelzen auf dem heutigen Niveau, in Fläming und Oder-Spree letztlich etwa 10% niedriger. Neben den Niederschlägen und der Temperatur muss auch eine Anbauwürdigkeit der Kulturarten geprüft werden (CHALLINOR et al., 2015). Unbeachtet blieb auch die Entwicklung der Harvestindices der Kulturarten. So beruht der Ertragszuwachs von Getreide der letzten Jahrzehnte auf einer Verschiebung des Harvestindex zu Gunsten des Korns auf Kosten des Strohs (SINCLAIR, 1998). Folglich haben steigende Harvestindices bei gleicher organischer Düngung einen Abfall des Bodenhumus zur Folge (BADLOCK et al., 2012).

5.4 Das Modell Repro

Es gibt zahlreiche Messtechniken, um Veränderungen von Umweltindikatoren in Zahlen zu fassen. Die Software Repro bietet die Möglichkeit, derartige Änderungen in der Zukunft zu simulieren. Nutzt man diese Auswertungen der Umweltindikatoren um Aussagen zu treffen, ist es wichtig sich der Grenzen ihrer Aussagekraft bewusst zu sein. Nachfolgend sollen die Grenzen der einzelnen Indikatoren aufgezeigt werden.

Die Humusbilanzierung (dynamische Humuseinheitenmethode) wurde von ULRICH (2008) für seine Auswertungen genutzt. Er sicherte in seiner Arbeit, dass der Humusbedarf der Kulturarten in Repro zu hoch geschätzt wird. Dies liegt hauptsächlich darin begründet, dass die Ernte- und Wurzelrückstände zu niedrig veranschlagt werden. Auch gibt der Humussaldo nicht den aktuellen C_{org} -Gehalt des Bodens wieder. Es kann eine Richtungsänderung des C_{org} -Gehaltes durch eine Bewirtschaftungsänderung aufgezeigt werden – nur qualitativ, nicht quantitativ. Andere Arbeiten berücksichtigen den Gehalt an Bodenwasser, um Humusänderungen zu berechnen (ÁLVARO-FUENTES et al., 2012). Repro nutzt die Summe des Jahresniederschlages. Allerdings wird die Verteilung des Niederschlages über das Jahr nicht betrachtet. Auch die Temperatur findet keine Berücksichtigung.

Die Stickstoffbilanzierung wurde von ABRAHAM (2001) in seiner Arbeit genutzt. Er schreibt, dass die Schätzwerte der Nebenprodukterträge in Repro zu Fehlern führen, da sich nur auf ein kulturartenspezifisches Hauptprodukt-Nebenprodukt-Verhältnis bezogen wird. Auch kann der Trockensubstanzgehalt der Wirtschaftsdünger zu Verzerrungen führen. Wichtig ist ein lückenloses Vorhandensein von Daten, sonst beruhen die Auswertungen nur auf Schätzwerten von Repro. Gleiches gilt auch für die Phosphorbilanzierung.

Die Berechnungen der Treibhausgasemissionen beziehen die Kohlendioxidemissionen aus dem Humushaushalt und aus dem direkten und indirekten Energieeinsatz für Betriebsmittel und Landmaschinen ein sowie die Emissionen von Lachgas, die bei einer Düngung, an der Stickstoff beteiligt ist, freigesetzt werden (KÜSTERMANN & HÜLSBERGEN, 2008). Die größte Unsicherheit ist dabei die Abschätzung der Lachgasemission. Sie bezieht sich auf einen Ansatz von IPCC (1997) nach dem 1,25% des N-Inputs als Lachgas freigesetzt werden. In einer Arbeit von FLESSA et al. (2002) konnte mit einem Feldversuch gezeigt werden, dass dieser Faktor 2,5% betrug. Die Höhe des Faktors hängt von vielen Parametern des Bodens und der Bewirtschaftung ab, wie z.B. dem N_{\min} -Gehalt, der Bodentemperatur, der Düngermenge oder der Art der Feldfrucht (HACKMANN, 2011). Darüber hinaus zeigt er auf, dass Lachgasemissionen aus Leguminosenresten vernachlässigt werden. Diese würden das klimafreundliche Szenario, in dem Leguminosen als Werkzeug zur Minderung der Klimawirkung genutzt werden, zum Teil entkräften (FLESSA et al., 2002).

Zudem fehlen die Emissionen für die Bewässerung. Ein großer Kritikpunkt ist, dass Repro derzeit das Klimagas Methan vernachlässigt, welches in der Tierhaltung eine große Rolle spielt. Ein Berechnungsansatz für die Methanemission aus der Tierhaltung im Modell Repro wird in einem anderen Forschungsprojekt erarbeitet.

Der Vorteil bei der Nutzung von Repro ist der begrenzte Aufwand zur Datenbeschaffung. So bieten Modellansätze wie CANDY, HYDRUS und PHREEQC scheinbar Antworten auf Kritikpunkte in Repro, weisen aber einen enormen Bedarf an Inputgrößen auf. Derartige Modelle finden vorrangig im wissenschaftlichen Bereich Anwendung (HÜLSBERGEN, 2003) und weniger, um praktikable Hilfestellungen für Landwirte bereitzustellen.

5.5 Fazit

- Die Ergebnisse für die realen Landwirtschaftsbetriebe zeigen, dass viehhaltende Betriebe im Gegensatz zu Marktfruchtbetrieben einerseits bessere Humussalden und geringere Emissionssummen aufweisen, andererseits aber höhere Stickstoff- und Phosphorsalden erzielen. Bei Marktfruchtbetrieben sollte das Ziel ein erhöhter C-Input sein. In viehhaltenden Betrieben sollte die Stickstoffeffizienz verbessert werden.
- Beim Beibehalten der Landbewirtschaftung unter den prognostizierten Bedingungen eines Klimawandels sinken die Humussalden, wodurch die Stickstoffsalden und die Treibhausgasemissionen steigen. Auch die landwirtschaftliche Nutzung von Mooren führt zu höheren Emissionssummen. Ein erhöhter C-Input durch u.a. Luzerne kann helfen, Humus aufzubauen, verfügbaren Stickstoff im Humus zu binden und durch die C-Bindung im Humus die Summe der Treibhausgasemissionen zu senken.
- Für weiterführende Studien wäre eine zusätzliche Berücksichtigung von Methan aus der Tierhaltung interessant. Auch der Bedeutung von Wasser in einem Klimawandelszenario sollte mehr Beachtung geschenkt werden.
- Trotz der erwähnten Einschränkungen liefert Repro stichhaltige Werte für eine Abschätzung von Fehlentwicklungen in der landwirtschaftlichen Praxis. Auch in dieser Arbeit konnten eindeutige Tendenzen in den Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt im prognostizierten Klimawandel berechnet werden.

6 Literaturverzeichnis

- ABRAHAM, J., 2001: Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Böden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Shaker, Aachen.
- ABSON, D.J., TERMANSEN, M., PASCUAL, U., ASLAM, U., FEZZI, C. & BATEMAN, I., 2014: Valuing climate change effects upon UK agricultural ghg emissions: spatial analysis of a regulating ecosystem service. *Environmental & Resource Economics* 57, 215-231.
- AICHELE, R. & FELBERMAYR, G., 2011: Carbon footprints. ifo Schnelldienst 64, 11-16.
- ÁLVARO-FUENTES, J., EASTER, M. & PAUSTIAN, K., 2012: Climate change effects on organic carbon storage in agricultural soils of northeastern Spain. *Ecosystems & Environment* 155, 87-94.
- AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG, 2013: Statistisches Jahrbuch 2013, Kapitel 10. Kulturbuch-Verlag GmbH Berlin.
- ANWAR, M.R., LIU, D.L., FARQUHARSON, R., MACADAM, I., ABADI, A., FINLAYSON, J., WANG, B. & RAMILAN, T., 2015: Climate change impacts on phenology and yields of five broadacre crops at four climatologically distinct locations in Australia. *Agricultural Systems* 132, 133-144.
- BACH, M., 2010: Zeitreihe Stickstoffindikator - Vereinheitlichte Methodik zur Berechnung von Stickstoff-Bilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. Abschlussbericht zum BLE-Dienstleistungsvertrag 114-02.05-20.006709-B. Justus-Liebig-Universität Gießen (JLU), Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen.
- BACH, M., 2014: Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland mit Regionalgliederung Kreise und kreisfreie Städte, Jahre 2003 bis 2011. Abschlussbericht. Justus-Liebig-Universität Gießen (JLU), Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen.

- BADECK, F.-W., BONDEAU, A., BÖTTCHER, K., DOKTOR, D., LUCHT, W., SCHABER, J. & SITCH, S., 2004: Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162, 295-309.
- BADLOCK, J.A., WHEELER, I., MC KENZIE, N. & MC BRATENY, A., 2012: Soils and climate change: potential impacts on carbon stocks and greenhouse gas emissions, and future research for Australian agriculture. *Crop & Pasture Science* 63, 269-283.
- BELLARD, C., BERTELSMEIER, C., LEADLEY, P., THUILLER, W. & COURCHAMP, F., 2012: Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecological Letters* 4, 365-377.
- BERGER, G. & PFEFFER, H., 2011: Naturschutzbrachen im Ackerbau: Praxishandbuch für die Anlage und optimierte Bewirtschaftung kleinflächiger Lebensräume für die biologische Vielfalt. *Natur und Text*, Rangsdorf.
- BETTZÜGE, M.O. & SCHNEIDEWIND, U., 2012: Klimawandel: Vier unbequeme Wahrheiten, die eine Lösung verhindern. In: *WiWo Green: Von Redaktion in Kolumnen* (<http://green.wiwo.de/klimawandel-vier-unbequeme-wahrheiten-die-eine-losung-verhindern/>), zuletzt geprüft: 28.12.2012.
- BINDI, M. & OLESEN, J.E., 2011: The responses of agriculture in Europe to climate change. *Regional Environmental Change* 11, 151-158.
- BMELV, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2011: Nachhaltiger Umgang mit der begrenzten Ressource Phosphor durch Recycling und Erhöhung der Phosphoreffizienz der Düngung.
- BMELV, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2013: Kurzstellungnahme Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD).
- BMU & BMELV, BUNDESMINISTERIEN FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT UND BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2012: Nitratbericht 2012. Gemeinsamer

Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Bonn.

- BOND-LAMBERTY, B. & THOMSON, A., 2010: Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* 464, 579-582.
- BOUWMAN, L., GOLDEWIJK, K.K., VAN DER HOEK, K.W., BEUSEN, A.H.W., VAN VUUREN, D.P., WILLEMS, J., RUFINO, M.C. & STEHFEST, E., 2013: Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period. *PNAS* 110, 20882-20887.
- BREITSCHUH, T. & GERNAND, U., 2012: Humusbilanzierung in landwirtschaftlichen Betrieben. Bericht zur Teilaufgabe 7 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden - Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“, 280-313.
- BUILTJES, P., HENDRIKS, E., KOENEN, M., SCHAAP, M., BANZHAF, S., KERSCHBAUMER, A., GAUGER, T., NAGEL, H.-D., SCHEUSCHNER, T. & SCHLUTOW, A., 2011: Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of air pollutants and ecosystem impact - MAPESI). Umweltbundesamt, Texte Nr. 38.
- CHALLINOR, A.J., PARKES, B. & RAMIREZ-VILLEGAS, J., 2015: Crop yield response to climate change varies with cropping intensity. *Global Change Biology* 21, 1679-1688.
- CHMIELEWSKI, F.-M., MÜLLER, A. & BRUNS, E., 2004: Climate changes and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany, 1961-2000. *Agricultural and Forest Meteorology* 121, 69-78.
- CLARKE, L., JIANG, K., AKIMOTO, K., BABIKER, M., BLANFORD, G., FISHER-VANDEN, K., HOURCADE, J.-C., KREY, V., KRIEGLER, E., LÖSCHEL, A., MCCOLLUM, A., PALTSEV, S., ROSE, S., SHUKLA, P.R., TAVONI, M., VAN DER ZWAAN, B.C.C. & VAN VUUREN, D.P., 2014: Assessing transformation pathways. In: EDENHOFER, O., PICHS-MADRUGA, R., SOKONA, Y., FARAHANI, E., KADNER, S., SEYBOTH, K., ADLER, A., BAUM, I., BRUNNER, S., EICKEMEIER, P., KRIEMANN, B., SAVOLAINEN, J., SCHLÖMER, S., VON STECHOW, C., ZWICKEL, T.

- & MINX, J.C. (eds.): Climate change 2014: Mitigation of climate change. Cambridge University Press, Cambridge.
- COLE, C.V., DUXBURY, J., FRENEY, J., HEINEMEYER, O., MINAMI, K., MOSIER, A., PAUSTIAN, K., ROSENBERG, N., SAMPSON, N., SAUERBECK, D. & ZHAO, Q., 1997: Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 221-228.
- CORDELL, D., DRANGERT, J.-O. & WHITE, S., 2009: The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19, 292-305.
- CORDELL, D. & WHITE, S., 2011: Peak phosphorus: clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security. *Sustainability* 3, 2027-2049.
- CRUTZEN, P.J., 2002: Geology of mankind. *Nature* 415, 23.
- DALGAARD, T., BIENKOWSKI, J.F., BLEEKER, A., DROUET, J.L., DURAND, P., DRAGOSITS, U., FRUMAU, A., HUTCHINGS, N.J., KEDZIORA, A., MAGLIULO, V., OLESEN, J.E., THEOBALD, M.R., MAURY, O., AKKAL, N. & CELLIER, P., 2012: Farm nitrogen balances in six European agricultural landscapes - a method for farming system assessment, emission hotspot identification, and mitigation measure evaluation. *Biogeosciences Discussions* 9, 8859-8904.
- DEIKE, S., 2008: Investigations on the resource efficiency of different farming systems with specific emphasis on pesticide use intensity. Dissertation, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- DÉRY, P. & ANDERSON, B., 2007: Peak phosphorus. *Energy Bulletin*, www.energybulletin.net/node/33164, (veröffentlicht am 13.08.2007).
- DIAMOND, J., 2005: *Kollaps*. Fischer, Frankfurt am Main.
- DÖRING, J., 2017: mündliche Mitteilung.
- DOLTRA, J., LÆGDSMANS, M. & OLESEN, J.E., 2014: Impacts of projected climate change on productivity and nitrogen leaching of crop rotations in arable and pig farming systems in Denmark. *Journal of Agricultural Science* 152, 75-92.

- DRÖSCHMEISTER, R., SUDFELDT, C. & TRAUTMANN, S., 2012: Zahl der Vögel halbiert - Landwirtschaftspolitik der EU muss umweltfreundlicher werden. *Der Falke* 59, 316-317.
- DUELLI, P. & OBRIST, M.K., 2003: Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 87-98.
- ELLENBERG, H., 1996: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*, 5. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- ERB, K.-H., 2004: Land-use related changes in aboveground carbon stocks of Austria's terrestrial ecosystems. *Ecosystems* 5, 563-572.
- ESSL, F. & RABITSCH, W., 2013: *Biodiversität und Klimawandel: Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa*. Springer Spektrum, Berlin.
- Estrella, N., Sparks, T.H. & Menzel, A., 2007: Trends and temperature response in the phenology of crops in Germany. *Global Change Biology* 13, 1737-1747.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2013: Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Konsultative Mitteilung zur nachhaltigen Verwendung von Phosphor. Europäische Kommission, Brüssel.
- EWERT, F., ROUNSEVELL, M.D.A., REGINSTER, I., METZGER, M.J. & LEEMANS, R., 2005: Future scenarios of European agricultural land use. I. Estimating changes in crop productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107, 101-116.
- FLADE, M., 2012: Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster. Zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. *Vogelwelt* 133, 149-158.
- FLANNERY, T., 2006: *Wir Wettermacher: Wie die Menschen das Klima verändern und was das für unser Leben auf der Erde bedeutet*. Fischer, Frankfurt am Main.
- FLESSA, H., RUSER, R., DÖRSCH, P., KAMP, T., JIMENEZ, M.A., MUNCH, J.C. & BEESE, F., 2002: Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91, 175-189.

- FLESSA, H., MÜLLER, D., PLASSMANN, K., OSTERBURG, B., TECHEN, A-K., NITSCH, H., NIEBERG, H., SANDERS, J., MEYER ZU HARTLAGE, O., BECKMANN, E. & ANSPACH, V., 2012: Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. *Landbauforschung, Sonderheft* 361.
- FOHRMANN, R., 2013: Modellierung des Stickstoff- und Kohlenstoffhaushaltes unter landwirtschaftlichen Nutzflächen im Zeichen des Klimawandels. *dynaklim-Publikation 44*, Staats- und Universitätsbibliothek Hamburg Carl von Ossietzky.
- FOURIER, J., 1824: *Annales de chimie et de physique* 27, 236–281.
- FREDE, H.G. & BACH, M., 2003: Heutiger und künftiger Beitrag der Gülle bei der Phosphorversorgung der Böden. In: Tagungsband zum Symposium „Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall“, 6.-7.2.2003 in Berlin, 4/1-4/11.
- FUHRER, J., SMITH, P. & GOBIET, A., 2014: Implications of climate change scenarios for agriculture in alpine regions. A case study in the Swiss Rhone catchment. *Science of the Total Environment* 493, 1232-1241.
- GALLAI, N., SALLES, J.-M., SETTELE, J. & VAISSIÈRE, B.E., 2009: Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68, 810-821.
- GATTINGER A, MULLER, A., HAENI, M., SKINNER, C., FLIESSBACH, A., BUCHMANN, N., MÄDER, P., STOLZE, M., SMITH, P., EL-HAGE SCIALABBA, N. & NIGGLI, U., 2012: Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *PNAS USA* 109, 18226-18231.
- GERMANWATCH, 2009: Auswirkungen des Klimawandels auf Deutschland. (<https://germanwatch.org/klima/klideu07.pdf>).
- GIDDENS, A., 2009: *The politics of climate change*. Polity Press, Cambridge.
- GRÖBMAIER, J., 2009: Auswirkungen des Klimawandels auf die Ertragsvariabilität. In: BILL, R., KORDUAN, P., THEUVSEN, L. & MORGENSTERN, M.: Anforderungen an die Agrarinformatik durch Globalisierung und Klimaveränderung. Referate der 29. GIL Jahrestagung, Rostock, 9.-10. März 2009, 49-52.

- GRÜGER, E., 2003: Palynologische Beiträge zum Wandel von Biodiversität und Klimawandel. In: GRASTEIN, S.R., WILLMANN, R. & ZIZKA, G.: Biodiversitätsforschung. Die Entschlüsselung der Artenvielfalt in Raum und Zeit. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GUBI, G., 2006: Analyse der erfolgs- und effizienzbestimmenden Faktoren im ökologischen Landbau. Dissertation, Christian-Albrecht-Universität zu Kiel.
- GULDEA, S., CHUNG, H., AMELUNG, W., CHANG, C. & SIX, J., 2008: Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 72, 605-612.
- GUTSER, R., REENTS, H.J., RÜHLING, I., SCHMID, H. & WEINFURTNER, K.H., 2002: Flächen- und betriebsbezogene Indikatoren auf der Grundlage des Langzeitmonitorings. Forschungsverbund Agrarökosysteme München, Jahresbericht 2002, 147-159.
- GUTZLER, C., HELMING, K., BALLA, D., DANNOWSKI, R., DEUMLICH, D., GLEMNITZ, M., KNIERIM, A., MIRSCHEL, W., NENDEL, C., PAUL, C., SIEBER, S., STACHOW, U., STARICK, A., WIELAND, R., WURBS, A. & ZANDER, P., 2015: Agricultural land use changes - a scenario-based sustainability impact assessment for Brandenburg, Germany. *Ecological Indicators* 48, 505-517.
- HAAS, G., BACH, M. & ZERGER, C., 2005: Landwirtschaftsbürtige Stickstoff- und Phosphor-Bilanzsalden. *LÖBF-Mitteilungen* 2/05, 45-49.
- HABER, W., 1996: Bedeutung unterschiedlicher Land- und Forstbewirtschaftung für die Kulturlandschaft - einschließlich Biotop- und Artenvielfalt. In: LINCK, G., SPRICH, H., FLAIG, H. & MOHR, H. (Hrsg.): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft. Springer, Berlin, 1-26.
- HACKMANN, F., 2011: Die Lachgasemissionen landwirtschaftlicher Nutzflächen - Ein Überblick über die Gewichtung relevanter Parameter. Zusammenfassung der Bachelorarbeit zum Thema. Institut für Landschaftsökologie, AG Angewandte Landschaftsökologie/Ökologische Planung, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, 9 S.

- HAEBERLI, W., ROTHENBÜHLER, C., FREY, H., PAUL, F., HUGGEL, C. & ZEMP, M., 2007: Modelling and detection of present and future glacial lakes in the Swiss Alps based on digital terrain information and remote sensing. Poster, European Geosciences Union, General Assembly, Wien 15. - 20. April 2007.
- HARZER, N. & SIEBRECHT, N., 2009: REPRO - das System zur Nachhaltigkeitsbewertung. In: CHRISTEN, O., HÖVELMANN, L., HÜLSBERGEN, K.-J., PACKEISER, M., RIMPAU, J. & WAGNER, B.: Nachhaltige landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Lebensmittel. Initiativen zum Umweltschutz, Band 78. Schmidt, Berlin, 84-110.
- HEINRICH BÖLL STIFTUNG UND WWF DEUTSCHLAND, 2013: Bodenlos: Negative Auswirkungen von Mineraldüngern in der tropischen Landwirtschaft. WWF-Studie, Heinrich-Böll-Stiftung e.V., Berlin.
- HENSELER, M. & DECHOW, R., 2014: Simulation of regional nitrous oxide emissions from German agricultural mineral soils: a linkage between an agro-economic model and an empirical emission model. *Agricultural Systems* 124, 70-82.
- HÖRTENHUBER, S., PIRINGER, G., ZOLLITSCH, W., LINDENTHAL, T. & WINIWARTER, W., 2014: Land use and land use change in agricultural life cycle assessments and carbon footprints - the case for regionally specific land use change versus other methods. *Journal of Cleaner Production* 73, 31-39.
- HÜLSBERGEN, K.-J., 2003: Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker, Aachen.
- HÜLSBERGEN, K.-J., ENGELMANN, K. & REINICKE, F., 2009: Nachhaltigkeitsindikatoren. In: CHRISTEN, O., HÖVELMANN, L., HÜLSBERGEN, K.-J., PACKEISER, M., RIMPAU, J. & WAGNER, B.: Nachhaltige landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Lebensmittel. Initiativen zum Umweltschutz, Band 78. Schmidt, Berlin, 9-83.
- IGLESIAS, A., GARROTE, L., QUIROGA, S. & MONEO, M., 2012: A regional comparison of the effects of climate change on agricultural crops in Europe. *Climatic Change* 112, 29-46.

- IPCC, 1997: Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC/OECD/IEA, IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC, 2013: Climate Change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC, 2014: Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Klimaänderung 2014: Minderung des Klimawandels. Beitrag der Arbeitsgruppe III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge. Deutsche Übersetzung durch die Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle, Österreichisches Umweltbundesamt, ProClim, Bonn/Wien/Bern, 2015.
- JACKSON, J., 2012: Wohlstand ohne Wachstum. oekom, München.
- JOHNSTON, A.E., POULTON, P.R. & COLEMAN, K., 2009: Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. *Advances in Agronomy* 101, 1-57.
- KASPER, M., FREYER, B., SCHMID, H., HÜLSBERGEN, K.J., AMON, B. & FRIEDEL, J.K., 2013: Vergleich von Treibhausgasemissionen unterschiedlich wirtschaftender Modellbetriebe im Alpenvorland. In: NEUHOFF, D., STUMM, C., ZIEGLER, S., RAHMANN, G., HAMM, U. & KÖPKE, U.: Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5. - 8. März 2013. Dr. Köster, Berlin, 676-679.
- KERSEBAUM, K. & NENDEL, C., 2014: Site-specific impacts of climate change on wheat production across regions of Germany using different CO₂-response functions. *European Journal of Agronomy* 52, 22-32.
- KLOTZ, S., BAESSLER, C., KLUSSMAN-KOLB, A. & MUELLNER-RIEHE, A.N., 2012: Biodiversitätswandel in Deutschland. In: MOSBRUGGER, V., BRASSEUR, G., SCHALLER, M. & STRIBRNY, B. (Hrsg.): Klimawandel und Biodiversität: Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 28-56.
- KOLBERT, E., 2006: Vor uns die Sintflut: Depeschen von der Klimafront. Bundeszentrale für politische Bildung, Berlin.

- KROS, J., BAKKER, M.M., REIDSMA, P., KANELLOPOULOS, A., JAMAL ALAM, S. & DE VRIES, W., 2015: Impacts of agricultural changes in response to climate and socioeconomic change on nitrogen deposition in nature reserves. *Landscape Ecology* 30, 871-885.
- KÜSTERMANN, B., 2004: Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit eines landwirtschaftlichen Betriebssystems am Beispiel eines Marktfruchtbetriebes der Magdeburger Börde. Diplomarbeit, Landwirtschaftliche Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- KÜSTERMANN, B. & HÜLSBERGEN, K.-J., 2008: Emission of Climate-Relevant Gases in Organic and Conventional Cropping Systems. Poster, 16th IFOAM Organic Congress, Modena, Italy, June 16 - 20, 2008.
- KÜSTERMANN, B. & HÜLSBERGEN, K.-J., 2010: Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 70-80.
- KÜSTERMANN, B., Kainz, M. & Hülsbergen, K.-J., 2008: Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23, 38-52.
- LAL, R., 2004: Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- LEITFELD, J., ANGERS, D.A., CHENU, C., FUHRER, J., KÄTTERER, T. & POWLSON, D.S., 2013: Organic farming gives no climate change benefit through soil carbon sequestration. *PNAS-Letter* 110, E984.
- LEITHOLD, G., HÜLSBERGEN, K.-J., MICHEL, D. & SCHÖNMEIER, H., 1997: Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT (Hrsg.): *Initiativen zum Umweltschutz 5, Umweltverträgliche Pflanzenproduktion*. Zeller, Osnabrück, 43-54.
- LORENCOVÁ, E., FRÉLICOVÁ, J., NELSON, E. & VACKÁR, D., 2013: Past and future impacts of land use and climate change on agricultural ecosystem services in the Czech Republic. *Land Use Policy* 33, 183-194.

- LOTZE-CAMPEN, H. & SCHELLNHUBER, H.-J., 2009: Climate impacts and adaptation options in agriculture: what we know and what we don't know. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 4, 145-150.
- LSKN, LANDESBETRIEB FÜR STATISTIK UND KOMMUNIKATIONSTECHNOLOGIE NIEDERSACHSEN, 2011: Statistische Monatshefte Niedersachsen, 65. Jahrgang, Heft 9.
- LSKN, LANDESBETRIEB FÜR STATISTIK UND KOMMUNIKATIONSTECHNOLOGIE NIEDERSACHSEN, 2012: Landwirtschaftszählung 2010, Heft 1 Teil A – Gemeindeergebnisse Betriebsgrößenstruktur Bodennutzung Viehhaltung.
- MAY, D., SCHALOW, L. & WINZELER, M., 2014: Phosphor-Quellen für den Landwirtschaftsbetrieb. In: LEIBNIZ-INSTITUT FÜR AGRARTECHNIK POTSDAM-BORNIM e.V.: Phosphor für die Landwirtschaft - Strategien für eine endliche Ressource. *Bornimer Agrartechnische Berichte* 86, 81-87.
- MCDANIEL, M.D., TIEMANN, L.K. & GRANDY, A.S., 2014: Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications* 24, 560-570.
- MCSWINEY C.P. & ROBERTSON, G.P., 2005: Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Global Change Biology* 11, 1712-1719.
- MEIER, T., 2013: Umweltwirkungen der Ernährung auf Basis nationaler Ernährungserhebungen und ausgewählter Umweltindikatoren. Dissertation, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg.
- MENZEL, A., SPARKS, T.H., ESTRELLA, N., KOCH, E., AASA, A., AHAS, R., ALM-KÜBLER, K., BISOLLI, P., BRASLAVSKA, O., BRIEDE, A., CHMIELEWSKI, F.M., CREPINSEK, Z., CURNEL, Y., DAHL, A., DEFILA, C., DONELLY, A., FILELLA, Y., JATCZAK, K., MAGE, F., MESTRE, A., NORDLI, Ø., PENUELAS, J., PIRINEN, P., REMISOVA, V., SCHEIFINGER, H., STRIZ, M., SUSNIK, A., VAN VLIET, A.J.H., WIELGOLASKI, F.-E., ZACH, S. & ZUST, A., 2006: European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12, 1969-1976.

- MIJATOVIC, D., VAN OUDENHOVEN, F., EYZAGUIRRE, P. & HODGKIN, T., 2012: The role of agricultural biodiversity in strengthening resilience to climate change: towards an analytical framework. *International Journal of Agricultural Sustainability* 11, 95-107.
- MÜLLER, G. (1980): *Bodenkunde*. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- MOSS R.H., EDMONDS, J.A., HIBBARD, K.A., MANNING, M.R., ROSE, S.K., VAN VUUREN, D.P., CARTER, T.R., EMORI, S., KAINUMA, M., KRAM, T., MEEHL, G.A., MITCHELL, J.F.B., NAKICENOVIC, N., RIAHI, K., SMITH, S.J., STOUFFER, R.J., THOMSON, A.M., WEYANT, J.P. & WILBANKS, T.J., 2010: The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463, 747-756.
- NABU, 2010: *Klimaschutz in der Landwirtschaft: Ziele und Anforderungen zur Senkung von Treibhausgasemissionen*. NABU, Berlin.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND - TEEB DE, 2012: *Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft: Eine Einführung*. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig und Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- OLESEN, J.E. & BINDI, M., 2002: Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* 16, 239-262.
- OLESEN, J.E., TRNKA, M., KERSEBAUM, K.C., SKJELVÅG, A.O., SEGUIN, B., PELTONEN-SAINIO, P., ROSSI, F., KOZYRA, J. & MICALÈ, F., 2011: Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change. *European Journal of Agronomy* 34, 96-112.
- ORLOWSKY, B., GERSTENGARBE, F.-W. & WERNER, P.C., 2008: A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theoretical and Applied Climatology* 92, 209-223.
- OSTERBURG, B., KÄTSCH, S. & WOLFF, A., 2013: *Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050*. Thünen Report 13, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.

- PACALA, S. & SOCOLOW, R., 2004: Stabilization wedges: solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. *Science* 305, 968-972.
- PE'ER, G., DICKS, L.V., VISCONTI, P., ARLETTAZ, R., BÁLDI, A., BENTON, T.G., COLLINS, S., DIETERICH, M., GREGORY, R.D., HARTIG, F., HENLE, K., HOBSON, P.R., KLEIJN, D., NEUMANN, R.K., ROBIJNS, T., SCHMIDT, J., SHWARTZ, A., SUTHERLAND, W.J., TURBÉ, A., WULF, F. & SCOTT, A.V., 2014: EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* 344, 1090-1092.
- PETERSEN, U. & WEIGEL, H.-J., 2015: Klimaresilienz durch Agrobiodiversität? Literaturstudie zum Zusammenhang zwischen Elementen der Agrobiodiversität und der Empfindlichkeit von landwirtschaftlichen Produktionssystemen gegenüber dem Klimawandel. Thünen Report 25, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- PIK - POTSDAM-INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG, 2012: Konferenz Klimafolgen für Deutschland.
- POPP, A., LOTZE-CAMPEN, H. & BODIRSKY, B., 2010: Food consumption, diet shifts and associated non-CO₂ greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change* 20, 451-462.
- RAHMSTORF, S. & SCHELLNHUBER, H.J., 2012: Der Klimawandel: Diagnose, Prognose, Therapie, 7. Auflage. Beck, München.
- RAVISHANKARA, A. R., DANIEL, J.S. & PORTMANN, R.W., 2009: Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science* 326, 123-125.
- REAY, D.S., DAVIDSON, E.A., SMITH, K.A., SMITH, P., MELILLO, J.M., DENTENER, F. & CRUTZEN, R.W., 2012: Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change* 2, 410-416.
- REHEIS, F., 1996: Kreativität der Langsamkeit: Neuer Wohlstand durch Entschleunigung. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- RICHTER, A., ADLER, G. H., FAHRAK, M. & ECKELMANN, W., 2007: Erläuterungen zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland

- BÜK 1000 N im Maßstab 1:1.000.000. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 46 S.
- RILLIG, M.C., KIESSLING, W., BORSCH, T., GESSLER, A., GREENWOOD, A.D., HOFER, H., JOSHI, J., SCHRÖDER, B., THONICKE, K., TOCKNER, K., WEISSHUHN, K. & JELTSCH, F., 2015: Biodiversity research: data without theory - theory without data. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3, 1-4.
- ROBERTSON, G.P., 1997: Nitrogen use efficiency in row crop agriculture: crop nitrogen use and soil nitrogen loss. In: JACKSON, L.: *Ecology in agriculture*. Academic Press, New York, 347-365.
- ROBERTSON, G.P., BRUULSEMA, T.W., GEHL, R.J., KANTER, D., MAUZERALL, D.L., ROTZ, C.A. & WILLIAMS, C.O., 2013: Nitrogen - climate interactions in US agriculture. *Biogeochemistry* 114, 41-70.
- ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, Å., CHAPIN III, F.S., LAMBIN, E.F., LENTON, T.M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SCHELLNHUBER, H.J., NYKVIST, B., DE WIT, C.A., HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P.K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KARLBERG, L., CORELL, R.W., FABRY, V.J., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHARDSON, K., CRUTZEN, P. & FOLEY, J.A., 2009: A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472-475.
- ROSA, H., 2013: *Beschleunigung und Entfremdung: Entwurf einer kritischen Theorie spätmoderner Zeitlichkeit*. Bundeszentrale für politische Bildung, Bonn.
- ROSENZWEIG, C. & HILLEL, D., 2000: Soils and global climate change: challenges and opportunities. *Soil Science* 165, 47-56.
- ROSENZWEIG, C., ELLIOTT, J., DERYNG, D., RUANE, A.C., MÜLLER, C., ARNETH, A., BOOTE, K.J., FOLBERTH, C., GLOTTER, M., KHABAROV, N., NEUMANN, K., PIONTEK, F., PUGH, T.A.M., SCHMID, E., STEHFEST, E., YANG, H. & JONES, J.W., 2014: Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *PNAS USA* 111, 3268-3273.
- RÜCKNAGEL, J., HOFMANN, B., DEUMELANDT, P., REINICKE, F., BAUHARDT, J., HÜLSBERGEN, K.-J. & CHRISTEN, O., 2015: Indicator based assessment of the

- soil compaction risk at arable sites using the model REPRO. *Ecological Indicators* 52, 341-352.
- SCHADER, C., MÜLLER, A., ZIMMER, S., AENDEKERK, R., CONTER, G., ADAM, S., DAHLEM, R. & MOES, G., 2013: Ökonomisch-ökologische Analyse von biologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben in Luxemburg. In: NEUHOFF, D., STUMM, C., ZIEGLER, S., RAHMANN, G., HAMM, U. & KÖPKE, U.: *Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung*. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5. - 8. März 2013. Dr. Köster, Berlin, 706-709.
- SCHMID, H., BRAUN, M. & HÜLSBERGEN, K.-J., 2012: Klimawirksamkeit und Nachhaltigkeit von bayerischen landwirtschaftlichen Betrieben. In: *Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern*. Öko-Landbau-Tag 2012, Schriftenreihe LfL 4/2012, 137-143.
- SCHMID, H., BRAUN, M. & HÜLSBERGEN, K.-J., 2013: Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion - Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. In: *Abschlussbericht - Netzwerk von Pilotbetrieben*, Thünen Report 8, Johann Heinrich von Thünen Institut, Braunschweig, 257-291.
- SCHMIDT, G., FRÜHAUF, M. & DAMMANN, S., 2010: Regional adaptation on climate change - supporting land management decisions in the Central German dry region by geocological research. *The Problems of Landscape Ecology* 28, 111-122.
- SCHMITZ, C., BIEWALD, A., LOTZE-CAMPEN, H., POPP, A., DIETRICH, J.P., BODIRSKY, B., KRAUSE, M. & WEINDL, I., 2012: Trading more food: implications for land use, greenhouse gas emissions and the food system. *Global Environmental Change* 22, 189-209.
- SEIDL, I. & ZAHRT, A., 2010: *Postwachstumsgesellschaft: Konzepte für die Zukunft*. Metropolis, Marburg.
- SEIDEL, P., 2017: Klimawandel als neue Herausforderung für die Modellierung von Pflanzen und Schaderregern - eine kritische Betrachtung. *Gesunde Pflanzen* 69, 1-14.

- SELING, K. & KAGE, H., 2006: N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape - winter wheat - winter barley rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115, 261-269.
- SINCLAIR, R., 1998: Historical changes in harvest index and crop nitrogen accumulation. *Crop Science* 38, 638-643.
- SMITH, J., SMITH, P., WATTENBACH, M., ZAEHLE, S., HIEDERER, R., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L., ROUNSEVELL, M.D.A., REGINSTER, I. & EWERT, F., 2005: Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990-2080. *Global Change Biology* 11, 2141-2152.
- SMITH, P., MARTINO, D., CAI, Z., GWARY, D., JANZEN, H., KUMAR, P., MCCARL, B., OGLE, S., O'MARA, F., RICE, C., SCHOLES, B. & SIROTENKO, O., 2007: Agriculture. In: METZ, B., DAVIDSON, O.R., BOSCH, P.R., DAVE, R. & MEYER, L.A. (eds.): *Climate change 2007: mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SMITH P., BUSTAMANTE, M., AHAMMAD, H., CLARK, H., DONG, H., ELSIDDIG, E.A., HABERL, H., HARPER, R., HOUSE, J., JAFARI, M., MASERA, O., MBOW, C., RAVINDRANATH, N.H., RICE, C.W., ROBLEDOR ABAD, C., ROMANOVSKAYA, A., SPERLING, F. & TUBIELLO, F., 2014: Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: EDENHOFER, O., PICHS-MADRUGA, R., SOKONA, Y., FARAHANI, E., KADNER, S., SEYBOTH, K., ADLER, A., BAUM, I., BRUNNER, S., EICKEMEIER, P., KRIEMANN, B., SAVOLAINEN, J., SCHLÖMER, S., VON STECHOW, C., ZWICKEL, T. & MINX, J.C. (eds.): *Climate change 2014: mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SOMMER, H. & LEITHOLD, G., 2013: Vergleich zweier Humusbilanzmethoden in der praktischen Anwendung. In: NEUHOFF, D., STUMM, C., ZIEGLER, S., RAHMANN, G., HAMM, U. & KÖPKE, U.: *Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*, Bonn, 5. - 8. März 2013. Dr. Köster, Berlin.

- STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 2012: Landwirtschaftszählung, Teil 1: Ausgewählte Zahlen der Kreistabellen Landwirtschaftszählung Land- und Forstwirtschaft, Fischerei 2010.
- STEVENS, B., GIORGETTA, M., ESCH, M., MAURITSEN, T., CRUEGER, T., RAST, S., SALZMANN, M., SCHMIDT, H., BADER, J., BLOCK, K., BROKOPF, R., FAST, I., KINNE, S., KORNBLUEH, L., LOHMANN, U., PINCUS, R., REICHLER, T. & ROECKNER, E., 2013: Atmospheric component of the MPI-M Earth System Model: ECHAM6. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems* 5, 146-172.
- SUNDRUM, A. & SOMMER, H., 2011: Nährstoffkreisläufe schließen - reale oder virtuelle Leitidee? In: LEITHOLD, G., BECKER, K., BROCK, C., FISCHINGER, S., SPIEGEL, A.-K., SPORY, K., WILBOIS, K.-P. & WILLIGES, U.: Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis. Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Justus-Liebig-Universität Gießen, 15. - 18. März 2011, Band 1: Boden, Pflanze, Umwelt, Lebensmittel und Produktqualität. Dr. Köster, Berlin, 163-166.
- SURBÖCK, A., HEINZINGER, M., SCHMID, H., FRIEDEL, J.K. & FREYER, B., 2013: Auswirkungen unterschiedlicher Luzerneanteile in der Fruchtfolge auf Humus- und Stickstoffhaushalt. In: NEUHOFF, D., STUMM, C., ZIEGLER, S., RAHMANN, G., HAMM, U. & KÖPKE, U.: Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5. - 8. März 2013. Dr. Köster, Berlin, 164-165.
- SVOBODA, N., 2013: mündliche Mitteilung.
- TAUBE, F. & SCHÜTTE, J., 2013: Sind die Milchviehbetriebe in Schleswig-Holstein auf die Novellierung der Düngeverordnung vorbereitet? *Schriftenreihe der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel* 120, 95-108.
- THORNTON, P.K., 2010: Livestock production: recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365, 2853-2867.
- TLL, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 2009: Treibhausgas-Emissionen in der Landwirtschaft und Potenziale ihrer Minderung in Thüringen.

- TOP AGRAR, 2015: Dänemark: Proteingehalt im freien Fall. Ackerbau, Ausgabe 4/2015 (<https://www.topagrar.com/archiv/Daenemark-Proteingehalt-im-freien-Fall-1736963.html>), zuletzt geprüft: 06.01.2017.
- TRNKA, M., RÖTTER, R.P., RUIZ-RAMOS, M., KERSEBAUM, K.C., OLESEN, J.E., ŽALUD, Z. & SEMENOV, M.A., 2014: Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change. *Nature Climate Change* 4, 637-643.
- TÜRKAY, M., 2003: Was ist Biodiversität? In: GRASTEIN, S.R., WILLMANN, R. & ZIZKA, G.: *Biodiversitätsforschung: Die Entschlüsselung der Artenvielfalt in Raum und Zeit*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 9-12.
- TUOMISTO, H.L., HODGE, I.D., RIORDAN, P. & MACDONALD, D.W., 2012: Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309-320.
- TYNDALL, J., 1861: On the absorption and radiation of heat by gases and vapours. *Philosophical Magazine* 22, 169-194 and 273-285.
- UBA, Umweltbundesamt, 2008: Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG.
- UBA, Umweltbundesamt, 2011a: Themenblatt: Anpassung an den Klimawandel, Landwirtschaft.
- UBA, Umweltbundesamt, 2011b: Stickstoff - Zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren.
- UBA, Umweltbundesamt, 2015: Aufbereitung und Transport von Wirtschaftsdüngern.
- UBA, Umweltbundesamt, 2016: Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2016, Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2014
- ULRICH, S., 2008: Zum Indikatorwert ausgewählter physikalischer Parameter und Kenngrößen des Kohlenstoffhaushaltes im Boden unter Berücksichtigung von Daten aus langjährigen Bodenbearbeitungs- und Dauerversuchen. Dissertation,

Naturwissenschaftliche Fakultät III, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg.

- VAN GROENINGEN, J.W., KASPER, G.J., VELTHOF, G.L., POL-VAN DASSELAAR, A.V.D. & KUIKMAN, P.J., 2004: Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant and Soil* 263, 101-111.
- VAN GROENINGEN, J.W., VELTHOF, G.L., OENEMA, O., VAN GROENINGEN, K.J. & VAN KESSEL, C., 2010: Towards an agronomic assessment of N₂O-emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61, 903-913.
- VAN VUUREN, D. P., EDMONDS, J., KAINUMA, M., RIAHI, K., THOMSON, A., HIBBARD, K., HURTT, G. C., KRAM, T., KREY, V., LAMARQUE, J.-F., MASUI, T., MEINSHAUSEN, M., NAKICENOVIC, N., SMITH, S.J. & ROSE, S.K., 2011: The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change* 109, 5-31.
- VDLUFA-STANDPUNKT (VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN), 1997: Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf. VDLUFA, Darmstadt.
- VDLUFA, (VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN), 2002: Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 98, 75-80.
- vTI, von Thünen-Institut, 2011: Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis. Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ 2006 - 2010. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung (AK), Braunschweig.
- vTI, von Thünen-Institut, 2012: Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig.

- WENDLAND, F., ALBERT, H., BACH, M. & SCHMIDT, R., 1993: Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer, Berlin.
- WERLAND, S., 2015: Nexus Ressourceneffizienz und Biodiversität. Eine Analyse der Wechselwirkungen. Forschungszentrum für Umweltpolitik, Freie Universität Berlin. (www.ressourcenpolitik.de).
- WERNER, A., GLEMNITZ, M., STEIN-BACHINGER, K., BERGER, G. & STACHOW, U., 2013: Biologische Vielfalt mit der Landwirtschaft. In: BECK, E. (Hrsg.): Die Vielfalt des Lebens: Wie hoch, wie komplex, warum? Wiley-VCH, Weinheim.
- WIESMEIER, M., SPÖRLEIN, P., GEUB, U., HANGEN, E., HAUG, S., REISCHL, A., SCHILLING, B., VON LÜTZOW, M. & KÖGEL-KNABNER, I., 2012: Soil organic carbon stocks in southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. *Global Change Biology* 18, 2233-2245.
- WIESMEIER, M., HÜBNER, R. & KÖGEL-KNABNER, I., 2015: Stagnating crop yields: an overlooked risk for the carbon balance of agricultural soils? *Science of the Total Environment* 536, 1045-1051.
- WWF, 2007: Methan und Lachgas - die vergessenen Klimagase. Wie die Landwirtschaft ihren Beitrag zum Klimaschutz leisten kann. Ein klimaschutzpolitischer Handlungsrahmen, Kurzfassung. WWF Deutschland, Frankfurt am Main.
- ZANDER, P. & KÄCHELE, H., 1999: Modelling multiple objectives of land use for sustainable development. *Agricultural Systems* 59, 311-325.
- ZANDER, P., 2003: Agricultural land use and conservation options: a modelling approach. Ph.D. thesis, Landbouwniversiteit Wageningen.
- ZIMMER, J., ELLMER, F. & KROSCHEWSKI, B., 2014: Nährstoffversorgung Brandenburger Ackerböden. *Bornimer Agrartechnische Berichte* 86, 52-55.

7 Anhang

Anhang

Tab. A1: Flächenanteile (%) der Kulturarten bezogen auf die Ackerfläche: GRA = Ackergras, HAF = Hafer, KAR = Kartoffel, SGE = Sommergerste, SMA =Silomais, SON = Sonderkulturen, WGE = Wintergerste, WRA = Winterraps, WRO = Winterroggen, WWE =Winterweizen, ZRU =Zuckerrüben

BRA = Brandenburg, DH = Diepholz, FL = Fläming, NDS =Niedersachsen, OS = Oder-Spree, UE = Uelzen

AEK = Anbaueignungsklasse

∅ = Durchschnitt

Region		Flächenanteile [%] der Kulturart bezogen auf die Ackerfläche											
		WWE	WGE	WRO	TRI	SGE	HAF	ZRU	SMA	WRA	KAR	GRA	SON
NDS	∅	23	10	7	4	2	1	6	22	8	7	4	6
	AEK1	44	11	2	2	1	1	10	10	12	2	2	2
	AEK2	9	9	11	6	3	1	2	31	5	9	5	9
BRA	∅	14	7	20	5	1	1	1	13	13	1	6	19
	AEK1	34	11	4	2	1	1	2	7	15	1	4	19
	AEK2	6	6	25	6	1	1	0	17	12	1	7	19
DH	∅	16	13	11	8	1	1	2	21	9	11	4	4
	AEK1	29	17	6	5	0	1	3	13	17	6	3	2
	AEK2	7	9	15	10	1	1	1	23	5	19	5	4
UE	∅	18	11	7	4	5	0	16	8	5	23	1	2
	AEK1	24	12	5	3	3	1	19	6	7	18	1	1
	AEK2	13	10	8	5	6	0	11	9	4	32	1	2
FL	∅	15	9	22	4	0	1	2	10	12	1	4	21
	AEK1	35	12	4	1	1	1	4	5	14	1	2	20
	AEK2	6	7	28	5	0	1	1	14	11	1	4	21
OS	∅	7	4	29	6	0	2	0	14	8	0	5	25
	AEK1	22	8	8	3	1	1	1	9	11	0	4	31
	AEK2	3	3	34	6	0	2	0	17	6	0	5	23

Anhang

Tab. A2: Kulturartenerträge (dt FM/ha) der vier Regionen in den Zeitscheiben 2010, 2020, 2040 und 2060: GRA = Ackergras, KARi= Industriekartoffel, KARs = Speisekartoffel, LUP = Lupine, LUZ = Luzerne, SGEb = Sommergerste (Brau), SGEf = Sommergerste (Futter), SMA = Silomais, TRI = Triticale, WGE = Wintergerste, WRA = Winterraps, WRO = Winterroggen, WWE = Winterweizen, ZRÜ = Zuckerrübe
 DH = Diepholz, FL = Fläming, OS = Oder-Spree, UE = Uelzen
 EK = Ertragsklasse

Frucht	EK	Jahr	2010				2020				2040				2060			
			DH	UE	FL	OS	DH	UE	FL	OS	DH	UE	FL	OS	DH	UE	FL	OS
GRA	2	2010	525	523	224		534	532	233		552	550	251		570	568	269	
GRA	3	2010	507	506	212	238	516	515	221	247	534	533	239	265	552	550	257	283
GRA	4	2010	507	505	212	238	516	514	221	247	534	532	239	265	552	550	257	283
GRA	5	2010	515	513	215	242	524	522	224	251	542	540	242	269	560	558	260	286
KARi	2	2010	434	418	415		473	457	455		552	536	533		630	614	611	
KARi	3	2010	466	449	382	325	505	488	421	364	583	566	499	442	662	645	578	521
KARi	4	2010	459	442	356	303	498	481	395	342	576	560	474	421	655	638	552	499
KARi	5	2010	434	418	298	253	473	457	337	292	551	536	415	371	630	614	494	449
KARs	2	2010	408	422	415		447	462	455		526	540	533		604	618	611	
KARs	3	2010	438	453	382	325	477	492	421	364	556	571	499	442	634	649	578	521
KARs	4	2010	431	446	356	303	471	486	395	342	549	564	474	421	627	643	552	499
KARs	5	2010	408	422	298	253	447	461	337	292	526	540	415	371	604	618	494	449
LUP	2	2010			19				19				19				19	
LUP	3	2010			16	15			16	15			16	15			16	15
LUP	4	2010			12	11			12	11			12	11			12	11
LUP	5	2010			6	6			6	6			6	6			6	6
LUZ	2	2010	79	89			82	92			88	99			95	105		
LUZ	3	2010	77	87			80	90			86	96			93	103		
LUZ	4	2010	75	85			78	88			85	94			91	101		
LUZ	5	2010	63	71			66	74			72	81			79	87		
SGEb	2	2010	51	53	47		55	57	51		63	65	60		71	74	68	
SGEb	3	2010	49	51	40	33	53	55	44	38	61	63	53	46	69	71	61	54
SGEb	4	2010	47	49	30	25	51	53	34	29	60	61	43	38	68	70	51	46
SGEb	5	2010	45	47	16	13	49	51	20	17	57	59	28	26	66	67	37	34
SGEf	2	2010	51	53	47		55	57	51		63	65	60		71	74	68	
SGEf	3	2010	49	51	40	33	53	55	44	38	61	63	53	46	69	71	61	54
SGEf	4	2010	47	49	30	25	51	53	34	29	60	61	43	38	68	70	51	46
SGEf	5	2010	45	47	16	13	49	51	20	17	57	59	28	26	66	67	37	34
SMA	2	2010	588	596	420		609	617	440		650	659	482		692	700	524	
SMA	3	2010	578	586	412	365	598	606	433	386	640	648	475	427	682	690	517	469
SMA	4	2010	574	582	408	361	595	603	429	382	636	644	471	424	678	686	512	466
SMA	5	2010	540	547	385	341	561	568	406	362	602	610	448	404	644	652	490	445
TRI	2	2010	75	75	67		81	81	73		93	93	85		105	105	97	
TRI	3	2010	68	68	59	54	74	74	65	60	86	86	77	72	99	98	89	84
TRI	4	2010	64	64	46	42	70	70	52	48	82	82	65	60	94	94	77	72
TRI	5	2010	60	60	32	29	66	66	38	35	79	78	50	47	91	91	62	59
WGE	2	2010	77	78	75		84	85	82		98	99	96		111	113	109	
WGE	3	2010	69	70	68	55	76	77	74	62	90	91	88	75	103	105	102	89

Anhang

WGE	4	2010	64	65	52	42	70	71	59	49	84	85	72	62	98	99	86	76
WGE	5	2010	58	59	38	31	65	65	45	37	78	79	58	51	92	93	72	65
WRA	2	2010	39	38	41		42	41	44		48	47	51		55	53	57	
WRA	3	2010	37	36	37	31	40	39	40	34	46	45	46	40	53	51	52	47
WRA	4	2010	35	34	30	26	38	37	34	29	45	43	40	35	51	49	46	41
WRA	5	2010	32	31	23	19	35	34	26	22	41	40	32	28	48	46	38	34
WRO	2	2010	74	72	66		81	79	73		95	93	87		109	107	101	
WRO	3	2010	67	65	57	48	74	72	64	55	88	86	78	69	102	100	93	83
WRO	4	2010	63	61	47	39	70	68	54	46	84	82	68	60	98	96	82	74
WRO	5	2010	59	58	32	26	66	65	39	33	81	79	53	47	95	93	67	62
WWE	2	2010	83	81	84		94	91	94		115	112	115		135	133	136	
WWE	3	2010	77	74	67	59	87	85	77	70	108	106	98	91	129	126	119	111
WWE	4	2010	72	70	51	45	83	81	62	56	104	102	82	77	125	122	103	97
WWE	5	2010	65	63	20	20	75	73	30	30	96	94	51	51	117	115	72	72
ZRU	2	2010	607	618	541		657	668	591		757	768	691		857	867	790	
ZRU	3	2010	575	585	498		625	635	548		725	735	648		824	835	748	
ZRU	4	2010	571	581	495		621	631	545		720	731	644		820	830	744	
ZRU	5	2010	531	540	460		580	590	510		680	690	609		780	789	709	

Anhang

Tab. A3: Prozentuale Anteile angebaute Ackerkulturen im Szenario „business as usual“:
 GRA = Ackergras, KARs = Speisekartoffel, KARi = Industriekartoffel, LUZ = Luzerne,
 ÖLR = Ölrettich, SMA = Silomais, STI = Stilllegung, TRI = Triticale, WKR = Wickroggen,
 WIE = Wiese, WGR = Wintergerste, WRA = Winterrapen, WRO = Winterroggen,
 WWE = Winterweizen, ZRÜ = Zuckerrübe
 HF = Hauptfrucht, ZWF = Zwischenfrucht, EK = Ertragsklasse, FA = Fruchtart
 DH = Diepholz, FL = Fläming, OS = Oder-Spree, UE = Uelzen

Jahr	Art	FA	EK	Marktfruchtbetrieb				Betrieb mit Vieh				
				DH	UE	FL	OS	DH	UE	FL	OS	
2020	HF	GRA	2							0,10		
2020	HF	GRA	3					0,01				0,84
2020	HF	GRA	4									0,33
2020	HF	GRA	5					0,08		0,04		3,30
2020	HF	STI	2-5	4,17	16,18	4,26	21,74	3,84	19,06	13,01		21,21
2020	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,05	0,50	0,04		
2020	HF	KARs	3	0,61	6,31			0,35	5,64			0,20
2020	HF	KARs	4	2,69	3,33		0,25	1,07	4,10	0,02		0,06
2020	HF	KARs	5		3,92				3,27			0,04
2020	HF	KARi	2	1,92	6,17			0,66	2,16	0,11		
2020	HF	KARi	3	3,89	1,78			3,18	0,82			
2020	HF	KARi	4	1,50	0,06			1,26				0,07
2020	HF	KARi	5	1,61	0,05			0,93	4,53			
2020	HF	LUZ	2									
2020	HF	LUZ	3		5,99							
2020	HF	LUZ	4		0,49							
2020	HF	LUZ	5									
2020	HF	SMA	2	3,56	12,34	7,19		1,99	5,32			
2020	HF	SMA	3	3,48	2,32			1,88	4,86			2,02
2020	HF	SMA	4	4,91	6,03	23,91	8,95	6,66	6,63	10,15		11,47
2020	HF	SMA	5	5,79	0,35	6,39		6,65	0,13	2,12		1,13
2020	ZWF	ÖLR	2	1,34	4,33	0,59		0,50	1,86	0,11		
2020	ZWF	ÖLR	3	3,15	4,42			2,47	4,52			0,14
2020	ZWF	ÖLR	4	2,94	2,33		0,18	1,63	2,87	0,01		0,09
2020	ZWF	ÖLR	5	1,13	3,99			0,65	5,46			0,02
2020	HF	TRI	2	0,74	0,31	0,88		1,55		2,60		
2020	HF	TRI	3	0,28	1,88	0,22	0,87	0,09	1,31	0,58		3,57
2020	HF	TRI	4				17,75					9,45
2020	HF	TRI	5									
2020	ZWF	WKR	2	7,64	13,12	8,02		6,14	5,59	1,38		
2020	ZWF	WKR	3	5,97	6,21	0,12		4,94	7,92	0,31		1,42
2020	ZWF	WKR	4	7,18	6,64	26,58	6,26	8,53	7,51	16,99		8,03
2020	ZWF	WKR	5	4,06	5,24	4,47		4,66	6,39	1,48		0,79
2020	HF	WIE	2-5	10,62	5,54	8,99	4,19	11,58	11,12	15,38		6,99
2020	HF	WGE	2	2,84	0,10	0,15		3,10		0,36		
2020	HF	WGE	3	0,62	2,97	0,04		1,61	2,25	0,10		
2020	HF	WGE	4	0,52	0,22	2,11	9,07	0,64	0,52	7,68		7,18
2020	HF	WGE	5	0,80		2,13		0,94		1,09		0,15

Anhang

2020	HF	WRA	2	5,67	0,21	0,30		6,21		0,72	
2020	HF	WRA	3	1,24	5,93	0,08		3,23	4,50	0,20	
2020	HF	WRA	4	1,05	0,44	2,11	18,13	1,29	1,05	10,38	14,35
2020	HF	WRA	5	1,61		4,26		1,89		2,05	
2020	HF	WRO	2								
2020	HF	WRO	3								
2020	HF	WRO	4				0,25	0,15			0,36
2020	HF	WRO	5	0,82				0,51		0,24	
2020	HF	WWE	2	7,36	0,04	3,42		6,78		1,97	
2020	HF	WWE	3	5,06		0,17	0,66	5,18		0,44	2,71
2020	HF	WWE	4	5,34	0,05	14,07	18,13	5,48		14,12	14,57
2020	HF	WWE	5	3,55				3,67			
2020	HF	ZRÜ	2	7,36	6,40	4,26		6,78	2,66	1,97	
2020	HF	ZRÜ	3	5,06	6,49	0,17		5,18	6,46	0,44	
2020	HF	ZRÜ	4	5,34	3,39	14,07		5,52	4,10	14,12	
2020	HF	ZRÜ	5		7,14				9,00		
2040	HF	GRA	2								
2040	HF	GRA	3								0,79
2040	HF	GRA	4					0,01		0,18	0,29
2040	HF	GRA	5					0,08		0,09	3,89
2040	HF	STI	2-5	4,17	16,05	0,19	15,13	2,85	19,12	10,44	17,50
2040	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,05	0,50	0,04	
2040	HF	KARs	3	0,61	4,53			0,35	2,25		0,20
2040	HF	KARs	4	2,69	3,33		0,25	1,07	4,10	0,02	0,06
2040	HF	KARs	5		5,70				6,66		0,04
2040	HF	KARi	2	1,92	6,17			0,66	2,16	0,11	
2040	HF	KARi	3	3,89	1,78			3,18	4,21		
2040	HF	KARi	4	1,50	0,03			1,26			0,07
2040	HF	KARi	5	1,61	0,02			0,93	1,14		
2040	HF	LUZ	2								
2040	HF	LUZ	3								
2040	HF	LUZ	4		0,06			0,00			
2040	HF	LUZ	5		0,04						
2040	HF	SMA	2	3,26	2,24			0,55	3,55		
2040	HF	SMA	3	3,61	0,02			2,60	3,82		2,46
2040	HF	SMA	4	4,89	1,01	5,98		5,79	5,63	8,58	8,04
2040	HF	SMA	5	5,79		6,39	5,74	6,59	0,07	2,06	2,92
2040	ZWF	ÖLR	2	1,34	4,33	0,59		0,50	1,86	0,11	
2040	ZWF	ÖLR	3	3,15	4,42			2,47	4,52		0,14
2040	ZWF	ÖLR	4	2,94	2,33		0,18	1,63	2,87	0,01	0,09
2040	ZWF	ÖLR	5	1,13	3,99			0,65	5,46		0,02
2040	HF	TRI	2	0,92	5,35	5,62		2,79	0,89	2,60	
2040	HF	TRI	3	0,28	8,57	0,22	0,87	0,09	6,24	0,58	3,57
2040	HF	TRI	4				23,94				12,79
2040	HF	TRI	5								
2040	ZWF	WKR	2	7,43	6,05	2,98		5,14	4,35	1,38	
2040	ZWF	WKR	3	6,07	4,56	0,12		5,45	7,20	0,31	1,72

Anhang

2040	ZWF	WKR	4	7,16	3,11	14,03		7,92	6,81	15,89	5,62
2040	ZWF	WKR	5	4,06	5,01	4,47	4,02	4,61	6,35	1,44	2,04
2040	HF	WIE	2-5	10,61	5,58	8,99	4,19	12,56	11,12	15,36	6,99
2040	HF	WGE	2	2,88	0,05	0,68		3,17		0,39	
2040	HF	WGE	3	0,57	1,46	0,04	0,21	1,37	0,95	0,10	0,06
2040	HF	WGE	4	0,53	1,45	8,09	9,07	0,92	0,75	8,15	7,20
2040	HF	WGE	5	0,80	0,07	4,26		0,97		2,02	0,08
2040	HF	WRA	2	5,75	0,09	1,37		6,34		0,79	
2040	HF	WRA	3	1,15	2,93	0,08	0,41	2,75	1,91	0,20	0,11
2040	HF	WRA	4	1,06	2,90	14,07	18,13	1,84	1,50	11,32	14,40
2040	HF	WRA	5	1,61	0,14	4,26		1,93		2,04	0,15
2040	HF	WRO	2								
2040	HF	WRO	3				0,24				0,76
2040	HF	WRO	4				3,01	0,17			0,36
2040	HF	WRO	5	0,81		1,94		0,51		1,89	
2040	HF	WWE	2	7,36	5,28	4,26		6,78	0,89	1,97	
2040	HF	WWE	3	5,06	0,18	0,17	0,66	5,18		0,44	2,71
2040	HF	WWE	4	5,34	1,46	14,07	18,13	5,49	0,33	14,12	14,57
2040	HF	WWE	5	3,55	0,14			3,67			
2040	HF	ZRÜ	2	7,36	6,40	4,26		6,78	2,66	1,97	
2040	HF	ZRÜ	3	5,06	6,49	0,17		5,18	6,46	0,44	
2040	HF	ZRÜ	4	5,34	3,39	14,07		5,52	4,10	14,12	
2040	HF	ZRÜ	5		7,14				9,00		
2060	HF	GRA	2								
2060	HF	GRA	3								0,74
2060	HF	GRA	4					0,01		0,16	0,27
2060	HF	GRA	5					0,08		0,09	3,98
2060	HF	STI	2-5	4,18	9,05	0,19	5,87	2,58	8,60	10,45	13,32
2060	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,05	0,50	0,04	
2060	HF	KARs	3	0,61	4,53			0,35	2,25		0,20
2060	HF	KARs	4	2,69	3,33		0,25	1,07	4,10	0,02	0,06
2060	HF	KARs	5		5,70				6,66		0,04
2060	HF	KARi	2	1,92	6,17			0,66	2,16	0,11	
2060	HF	KARi	3	3,89	1,78			3,18	4,21		
2060	HF	KARi	4	1,50	0,03			1,26			0,07
2060	HF	KARi	5	1,61	0,02			0,93	1,14		
2060	HF	LUZ	2								
2060	HF	LUZ	3								
2060	HF	LUZ	4		0,06			1,27			
2060	HF	LUZ	5		1,51						
2060	HF	SMA	2	3,09	2,24			0,52	3,55		
2060	HF	SMA	3	3,61				2,53	0,97		2,43
2060	HF	SMA	4	4,88	1,00	5,98		5,76	5,58	8,46	7,83
2060	HF	SMA	5	5,79		6,39	5,70	6,56	3,02	2,05	2,88
2060	ZWF	ÖLR	2	1,34	4,33	0,59		0,50	1,86	0,11	
2060	ZWF	ÖLR	3	3,15	4,42			2,47	4,52		0,14
2060	ZWF	ÖLR	4	2,94	2,33		0,18	1,63	2,87	0,01	0,09

Anhang

2060	ZWF	ÖLR	5	1,13	3,99			0,65	5,46		0,02
2060	HF	TRI	2	1,00	5,35	5,62		2,80	0,89	2,60	
2060	HF	TRI	3	0,28	8,57	0,22	0,87	0,10	8,18	0,58	3,57
2060	HF	TRI	4				23,94				12,96
2060	HF	TRI	5								
2060	ZWF	WKR	2	7,32	6,05	2,98		5,11	4,35	1,38	
2060	ZWF	WKR	3	6,07	4,55	0,12		5,39	5,20	0,31	1,70
2060	ZWF	WKR	4	7,15	3,10	14,03		7,90	6,78	15,80	5,48
2060	ZWF	WKR	5	4,06	5,01	4,47	3,99	4,59	8,41	1,44	2,02
2060	HF	WIE	2-5	10,60	5,58	8,99	4,19	12,56	11,12	15,36	6,99
2060	HF	WGE	2	2,90	0,05	0,68		3,17		0,39	
2060	HF	WGE	3	0,57	0,04	0,04	0,21	1,40		0,10	0,06
2060	HF	WGE	4	0,54	1,45	8,09	9,07	0,93	0,76	8,20	7,22
2060	HF	WGE	5	0,80	0,07	4,26	1,63	0,97		2,02	0,79
2060	HF	WRA	2	5,81	0,09	1,37		6,35		0,79	
2060	HF	WRA	3	1,15	0,08	0,08	0,41	2,80		0,20	0,11
2060	HF	WRA	4	1,07	2,91	14,07	18,13	1,86	1,53	11,40	14,43
2060	HF	WRA	5	1,61	0,14	4,26	3,26	1,95		2,04	1,58
2060	HF	WRO	2								
2060	HF	WRO	3				0,24				0,84
2060	HF	WRO	4				3,01	0,17			0,36
2060	HF	WRO	5	0,81		1,94		0,51		1,90	
2060	HF	WWE	2	7,36	5,28	4,26		6,78	0,89	1,97	
2060	HF	WWE	3	5,06	4,47	0,17	0,66	5,18	3,77	0,44	2,71
2060	HF	WWE	4	5,34	1,46	14,07	18,13	5,49	0,33	14,12	14,57
2060	HF	WWE	5	3,55	7,14		4,41	3,67	7,57		2,00
2060	HF	ZRÜ	2	7,36	6,40	4,26		6,78	2,66	1,97	
2060	HF	ZRÜ	3	5,06	6,49	0,17		5,18	6,46	0,44	
2060	HF	ZRÜ	4	5,34	3,39	14,07		5,52	4,10	14,12	
2060	HF	ZRÜ	5		7,14				9,00		

Anhang

Tab. A4: Prozentuale Anteile angebaute Ackerkulturen im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“: GRA = Ackergras, KARs = Speisekartoffel, KARi = Industriekartoffel, LUP = Lupine, LUZ = Luzerne, ÖLR = Ölrettich, STI = Stilllegung, SMA = Silomais, TRI = Triticale, WKR = Wickroggen, WIE = Wiese, WGE = Wintergerste, WRA = Winterraps, WRO = Winterroggen, WWE = Winterweizen, ZRÜ = Zuckerrübe
 HF = Hauptfrucht, ZWF = Zwischenfrucht, EK = Ertragsklasse, FA = Fruchtart
 DH =Diepholz, FL =Fläming, OS = Oder-Spree, UE = Uelzen

Jahr	Art	FA	EK	Marktfruchtbetrieb				Betrieb mit Vieh				
				DH	UE	FL	OS	DH	UE	FL	OS	
2020	HF	GRA	2								0,11	
2020	HF	GRA	3									0,91
2020	HF	GRA	4									0,44
2020	HF	GRA	5								0,07	2,99
2020	HF	STI	2-5	6,27	10,84	1,82	16,44	11,56	12,51	11,72	15,68	
2020	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,06	0,5	0,04		
2020	HF	KARs	3	0,66	6,31			0,32	5,64			0,2
2020	HF	KARs	4	2,65	3,33		0,25	1,09	4,1	0,02		0,06
2020	HF	KARs	5		3,92				3,27			0,04
2020	HF	KARi	2	2,19	6,17			0,61	2,16	0,11		
2020	HF	KARi	3	3,54				2,9	0,82			
2020	HF	KARi	4	1,37				1,02				0,07
2020	HF	KARi	5	1,65	1,78			1,19	4,53			
2020	HF	LUP	2			3,41					1,57	
2020	HF	LUP	3			0,13	0,53				0,35	2,16
2020	HF	LUP	4			11,25	14,51				11,29	11,65
2020	HF	LUP	5			3,41	3,73				1,64	2,7
2020	HF	LUZ	2	5,49	5,12			4,62	2,13			
2020	HF	LUZ	3	3,76	5,19			3,5	5,17			
2020	HF	LUZ	4	3,97	2,72			3,6	3,28			
2020	HF	LUZ	5	2,63	5,71			2,49	7,2			
2020	HF	SMA	2	2,54	7,31	7,07		0,46	2,21			
2020	HF	SMA	3	0,86	2,04			0,51	2,72			2,44
2020	HF	SMA	4	2,25	3,71	23,91	7,97	1,33	2,74	10,16		9,87
2020	HF	SMA	5	3,41	0,22	6,39	1,03	2,93	0,26	2,12		2,47
2020	ZWF	ÖLR	2	1,53	4,33	0,59		0,47	1,86	0,11		
2020	ZWF	ÖLR	3	2,94	4,42			2,25	4,52			0,14
2020	ZWF	ÖLR	4	2,81	2,33		0,18	1,47	2,87	0,01		0,09
2020	ZWF	ÖLR	5	1,16	3,99			0,83	5,46			0,02
2020	HF	TRI	2		0,39	0,8			0,99	2,1		
2020	HF	TRI	3		0,13	0,2	0,87			0,53		3,57
2020	HF	TRI	4				4,47					3,16
2020	HF	TRI	5									
2020	ZWF	WKR	2	10,43	13,18	7,93		7,59	4,90	1,38		
2020	ZWF	WKR	3	6,53	9,61	0,12		5,87	10,05	0,31		1,71
2020	ZWF	WKR	4	7,82	6,87	26,58	5,58	6,60	7,09	17,00		6,91
2020	ZWF	WKR	5	4,23	9,15	4,47	0,72	3,80	11,52	1,48		1,73
2020	HF	WIE	2-5	14,50	18,73	8,98	4,19	17,41	10,35	15,36		6,99

Anhang

2020	HF	WGE	2	1,17	0,06			1,96				
2020	HF	WGE	3	0,25	1,93			0,58	1,68			
2020	HF	WGE	4	0,27	0,13	0,84	9,07	0,78	0,73	2,76	6,16	
2020	HF	WGE	5	0,64		1,81		0,84		1	0,15	
2020	HF	WRA	2	2,34	0,12			3,83				
2020	HF	WRA	3	0,51	3,87			1,17	3,35			
2020	HF	WRA	4	0,54	0,25	1,69	18,13	1,56	1,45	5,51	12,32	
2020	HF	WRA	5	1,28		3,62		1,68		1,87		
2020	HF	WRO	2									
2020	HF	WRO	3									
2020	HF	WRO	4									
2020	HF	WRO	5	0,58				0,34		0,14		
2020	HF	WWE	2	6,86		0,66		5,77		1,97		
2020	HF	WWE	3	4,52		0,17	0,66	4,14		0,44	1,44	
2020	HF	WWE	4	3,84		4,5	18,13	4,12		12,61	14,53	
2020	HF	WWE	5	2,93				2,98				
2020	HF	ZRÜ	2	6,86	6,4	4,26		5,77	2,66	1,97		
2020	HF	ZRÜ	3	4,7	6,49	0,17		4,37	6,46	0,44		
2020	HF	ZRÜ	4	4,96	3,39	14,07		4,5	4,1	14,12		
2020	HF	ZRÜ	5		7,14				9			
2040	HF	GRA	2									
2040	HF	GRA	3								0,85	
2040	HF	GRA	4					0,01		0,18	0,28	
2040	HF	GRA	5							0,07	3,52	
2040	HF	STI	2-5	6,27	11,02	0,01	11,15	10,21	12,37	10,38	15,15	
2040	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,06	0,5	0,04		
2040	HF	KARs	3	0,66	4,53			0,32	2,25		0,2	
2040	HF	KARs	4	2,65	3,33		0,25	1,09	4,1	0,02	0,06	
2040	HF	KARs	5		5,7				6,66		0,04	
2040	HF	KARi	2	2,19	6,17			0,61	2,16	0,11		
2040	HF	KARi	3	3,54	1,78			2,9	4,21			
2040	HF	KARi	4	1,37				1,02			0,07	
2040	HF	KARi	5	1,65		3,41		1,19	1,14			
2040	HF	LUP	2			0,13				1,57		
2040	HF	LUP	3			11,25	0,53			0,35	2,16	
2040	HF	LUP	4			3,41	14,51			11,29	11,65	
2040	HF	LUP	5				3,73			1,64	2,7	
2040	HF	LUZ	2	5,49	5,12			4,62	2,13			
2040	HF	LUZ	3	3,76	5,19			3,5	5,17			
2040	HF	LUZ	4	3,97	2,72			3,6	3,28			
2040	HF	LUZ	5	2,63	5,71			2,49	7,2			
2040	HF	SMA	2	2,48	1,34			0,16	1,14	0,27		
2040	HF	SMA	3	0,68	0,07			0,14	2		2,4	
2040	HF	SMA	4	1,13	0,57			0,6	2,52	7,04	8,77	
2040	HF	SMA	5	3,06		6,39	5,74	2,07	0,23	2,11	2,29	
2040	ZWF	ÖLR	2	1,53	4,33	0,59		0,47	1,86	0,11		
2040	ZWF	ÖLR	3	2,94	4,42			2,25	4,52		0,14	

Anhang

2040	ZWF	ÖLR	4	2,81	2,33		0,18	1,47	2,87	0,01	0,09
2040	ZWF	ÖLR	5	1,16	3,99			0,83	5,46		0,02
2040	HF	TRI	2		1,26	4,27			0,34	1,93	
2040	HF	TRI	3		7,74	0,2	0,87		5,75	0,53	2,4
2040	HF	TRI	4				12,44				3,34
2040	HF	TRI	5								
2040	ZWF	WKR	2	10,38	9,00	2,98		7,38	4,15	1,56	
2040	ZWF	WKR	3	6,40	8,23	0,12		5,61	9,54	0,31	1,68
2040	ZWF	WKR	4	7,04	4,67	9,85		6,09	6,93	14,81	6,14
2040	ZWF	WKR	5	3,98	9,00	4,47	4,02	3,19	11,50	1,48	1,60
2040	HF	WIE	2-5	14,5	5,28	8,98	4,19	18,75	10,51	15,31	6,99
2040	HF	WGE	2	1,19				2,06			
2040	HF	WGE	3	0,25	0,05		0,07	0,63			0,01
2040	HF	WGE	4	0,27	1,17	5,63	9,07	0,91	0,8	3,57	6,51
2040	HF	WGE	5	0,64		2,34		1,01		1,59	0,08
2040	HF	WRA	2	2,38				4,04			
2040	HF	WRA	3	0,51	0,11		0,13	1,26			0,02
2040	HF	WRA	4	0,54	2,35	11,25	18,13	1,82	1,6	7,14	13,02
2040	HF	WRA	5	1,28		3,62		2,01		1,87	0,15
2040	HF	WRO	2								
2040	HF	WRO	3				0,38				0,07
2040	HF	WRO	4					0,02			
2040	HF	WRO	5	0,58		1,28		0,57		0,94	
2040	HF	WWE	2	6,86	5,28	4,26		5,77	1,71	1,97	
2040	HF	WWE	3	4,7		0,17	0,66	4,37		0,44	2,71
2040	HF	WWE	4	4,96	0,05	14,07	18,13	4,44		13,12	14,57
2040	HF	WWE	5	3,28				3,11			
2040	HF	ZRÜ	2	6,86	6,4	4,26		5,77	2,66	1,97	
2040	HF	ZRÜ	3	4,7	6,49	0,17		4,37	6,46	0,44	
2040	HF	ZRÜ	4	4,96	3,39	14,07		4,5	4,1	14,12	
2040	HF	ZRÜ	5		7,14				9		
2060	HF	GRA	2								
2060	HF	GRA	3								0,8
2060	HF	GRA	4					0,01		0,16	0,3
2060	HF	GRA	5							0,07	3,49
2060	HF	STI	2-5	6,27	3,82	0,01	2,38	10,22	2,38	10,39	11,21
2060	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,06	0,5	0,04	
2060	HF	KARs	3	0,66	4,53			0,32	2,25		0,2
2060	HF	KARs	4	2,65	3,33		0,25	1,09	4,1	0,02	0,06
2060	HF	KARs	5		5,7				6,66		0,04
2060	HF	KARi	2	2,19	6,17			0,61	2,16	0,11	
2060	HF	KARi	3	3,54	1,78			2,9	4,21		
2060	HF	KARi	4	1,37				1,02			0,07
2060	HF	KARi	5	1,65				1,19	1,14		
2060	HF	LUP	2			3,41				1,57	
2060	HF	LUP	3			0,13	0,53			0,35	2,16
2060	HF	LUP	4			11,25	14,51			11,29	11,65

Anhang

2060	HF	LUP	5			3,41	3,73			1,64	2,7
2060	HF	LUZ	2	5,49	5,12				4,62	2,13	
2060	HF	LUZ	3	3,76	5,19				3,5	5,17	
2060	HF	LUZ	4	3,97	2,72				3,6	3,28	
2060	HF	LUZ	5	2,63	5,71				2,49	7,2	
2060	HF	SMA	2	2,42	1,34				0,16	1,14	0,27
2060	HF	SMA	3	0,68					0,14		2,37
2060	HF	SMA	4	1,13	0,56				0,58	2,51	6,92
2060	HF	SMA	5	3,06	0,06	6,39	5,7		2,06	2,31	2,1
2060	ZWF	ÖLR	2	1,53	4,33	0,59			0,47	1,86	0,11
2060	ZWF	ÖLR	3	2,94	4,42				2,25	4,52	0,14
2060	ZWF	ÖLR	4	2,81	2,33		0,18		1,47	2,87	0,01
2060	ZWF	ÖLR	5	1,16	3,99				0,83	5,46	0,02
2060	HF	TRI	2		1,26	4,27				0,34	1,93
2060	HF	TRI	3		7,81	0,2	0,87			7,75	0,53
2060	HF	TRI	4				12,44				3,39
2060	HF	TRI	5								
2060	ZWF	WKR	2	10,34	9,00	2,98			7,38	4,15	1,56
2060	ZWF	WKR	3	6,40	8,18	0,12			5,61	8,14	0,31
2060	ZWF	WKR	4	7,04	4,67	9,85			6,08	6,93	14,72
2060	ZWF	WKR	5	3,98	9,04	4,47	3,99		3,19	12,95	1,47
2060	HF	WIE	2-5	14,5	5,28	8,98	4,19		18,75	10,51	15,31
2060	HF	WGE	2	1,21					2,06		
2060	HF	WGE	3	0,25			0,07		0,63		0,01
2060	HF	WGE	4	0,27	1,18	5,63	9,07		0,91	0,8	3,59
2060	HF	WGE	5	0,64		2,34	1,38		1,01		1,59
2060	HF	WRA	2	2,42					4,04		
2060	HF	WRA	3	0,51			0,13		1,26		0,02
2060	HF	WRA	4	0,54	2,35	11,25	18,13		1,83	1,61	7,17
2060	HF	WRA	5	1,28		3,62	2,76		2,02		1,87
2060	HF	WRO	2		0,5						
2060	HF	WRO	3		2,65		0,38				0,07
2060	HF	WRO	4		0,5				0,02		
2060	HF	WRO	5	0,59	3,51	1,28			0,57		0,95
2060	HF	WWE	2	6,86	5,28	4,26			5,77	1,71	1,97
2060	HF	WWE	3	4,7	0,16	0,17	0,66		4,37		0,44
2060	HF	WWE	4	4,96	0,05	14,07	18,13		4,45		13,2
2060	HF	WWE	5	3,28	7,14		4,67		3,11	7,91	1,74
2060	HF	ZRÜ	2	6,86	6,4	4,26			5,77	2,66	1,97
2060	HF	ZRÜ	3	4,7	6,49	0,17			4,37	6,46	0,44
2060	HF	ZRÜ	4	4,96	3,39	14,07			4,5	4,1	14,12
2060	HF	ZRÜ	5		7,14					9	

Tab. A5: Bewirtschaftungsverfahren von Weide und Mähweide im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ für Anbaueignungsklasse 1: Weide, feucht, nass, BKF (bodenkundliche Feuchtestufen): 7-9, RGV = Rindergroßvieheinheit, TM = Trockenmasse

Düngung	<ul style="list-style-type: none"> • 50 kg N/ha • Rindergülle • Schleppschuhverfahren
Tierbesatz	<ul style="list-style-type: none"> • 1,5 RGV/ha
Ertrag	<ul style="list-style-type: none"> • 3 t TM/ha
Beweidung + Schröpschnitt	<ul style="list-style-type: none"> • Beweidung: April – Oktober • Nach der Beweidung Schröpschnitt von Geilstellen • Schröpschnitt: 1. November-Dekade, Scheibenmäherwerk (Arbeitsbreite 3 m (Front) 4 m (Heck))
Bewirtschaftungsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Umbruch!!! • Keine Be- oder Entwässerung • Keine Drainierung • Keine Pflanzenschutzmittel • Keine Nachsaat • Schleppen oder Walzen: 1. März-Dekade

Tab. A6: Bewirtschaftungsverfahren von Weide und Mähweide im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ in Anbaueignungsklasse 2: Mähweide, feucht, nass, BKF (bodenkundliche Feuchteklasse): 7-9, RGV = Rindergroßvieheinheit, TM = Trockenmasse

Düngung	<ul style="list-style-type: none"> • 50 kg N/ha (Gülle) • 40 kg N/ha (mineralische Düngemittel) • Zeitpunkt: 1. Februar-Dekade
Tierbesatz	<ul style="list-style-type: none"> • 1,5 RGV/ha
Ertrag	<ul style="list-style-type: none"> • 4 t TM/ha
Mahd + Beweidung	<ul style="list-style-type: none"> • 2 Schnitte pro Jahr • Stoppellänge: 5 cm • Keine Reste der Mahd hinterlassen • 1. Schnitt: 2. Mai-Dekade • 2. Schnitt: 1. Juli-Dekade • Danach Beweidung bis Ende Oktober
Mahd-Technik	<ul style="list-style-type: none"> • Scheibenmäherwerk, Arbeitsbreite 3 m (Front) 4 m (Heck)
Bewirtschaftungsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Umbruch!!! • Keine Be- oder Entwässerung • Keine Drainierung • Keine Pflanzenschutzmitteln • Keine Nachsaat • Schleppen oder Walzen: 1. März-Dekade

Anhang

Tab. A7: Prozentuale Anteile angebaute Ackerkulturen im Szenario „Optimierung der Biodiversität“: GRA = Ackergras, KARs = Speisekartoffel, KARi = Industriekartoffel, LUP = Lupine, LUZ = Luzerne, SMA = Silomais, STI = Stilllegung, ÖLR = Ölrettich, TRI = Triticale, WKR = Wickroggen, WIE = Wiese, WGE = Wintergerste, WRA = Winterraps, WRO = Winterroggen, WWE = Winterweizen, ZRÜ = Zuckerrübe
 HF = Hauptfrucht, ZWF = Zwischenfrucht, EK = Ertragsklasse, FA = Fruchtart
 DH = Diepholz, FL = Fläming, OS = Oder-Spree, UE = Uelzen

Jahr	Art	FA	EK	Marktfruchtbetrieb				Betrieb mit Vieh					
				DH	UE	FL	OS	DH	UE	FL	OS		
2020	HF	GRA	2								0,1		
2020	HF	GRA	3										0,94
2020	HF	GRA	4										0,49
2020	HF	GRA	5							0,12		0,07	2,89
2020	HF	STI	2-5	12,35	19,07	10,81	25,89	12,02	20,67	17,1	23,47		
2020	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,05	0,5	0,04			
2020	HF	KARs	3	0,61	6,31			0,36	5,64				0,2
2020	HF	KARs	4	2,69	3,33		0,25	1,05	4,1	0,02			0,06
2020	HF	KARs	5		3,92				3,27				0,04
2020	HF	KARi	2	1,92	6,17			0,66	2,16	0,11			
2020	HF	KARi	3	3,89				3,22	0,82				
2020	HF	KARi	4	1,5				1,23					0,07
2020	HF	KARi	5	1,61	1,78			0,93	4,53				
2020	HF	LUP	2										
2020	HF	LUP	3										
2020	HF	LUP	4										
2020	HF	LUP	5										
2020	HF	LUZ	2										
2020	HF	LUZ	3		0,08								
2020	HF	LUZ	4		0,05								
2020	HF	LUZ	5										
2020	HF	SMA	2	5,9	11,27	7,19		2,79	4,84				
2020	HF	SMA	3	2,89	3,74			2,87	5				2,14
2020	HF	SMA	4	4,92	5,89	23,91	9,12	6,59	6,75	10,38	10,99		
2020	HF	SMA	5	4,4	0,24	6,5		5,13	0,91	2,1	1,64		
2020	ZWF	ÖLR	2	1,34	4,33	0,59		0,50	1,86	0,11			
2020	ZWF	ÖLR	3	3,15	4,42			2,51	4,52				0,14
2020	ZWF	ÖLR	4	2,94	2,33		0,18	1,60	2,87	0,01	0,09		
2020	ZWF	ÖLR	5	1,13	3,99			0,65	5,46				0,02
2020	HF	TRI	2	0,38	0,28	0,88		0,25			2,6		
2020	HF	TRI	3		0,62	0,22	0,87	0,05	0,84	0,58	3,57		
2020	HF	TRI	4				13,48						7,83
2020	HF	TRI	5										
2020	HF	WEI	2-5	1,13	0,51	0,65	0,46	1,18	0,94	1,56	1,20		
2020	ZWF	WKR	2	9,28	12,37	8,02		6,70	5,25	1,38			
2020	ZWF	WKR	3	5,56	7,22	0,12		5,64	8,02	0,31	1,50		
2020	ZWF	WKR	4	7,18	6,53	26,58	6,38	8,47	7,60	17,15	7,69		
2020	ZWF	WKR	5	3,08	5,17	4,55		3,59	6,93	1,47	1,15		

Anhang

2020	HF	WIE	2-5	9,81	5,14	8,35	3,93	10,80	10,18	14,37	6,51
2020	HF	WGE	2	1,59	0,1	0,10		2,72		0,20	
2020	HF	WGE	3	0,5	2,52	0,02		0,87	1,98	0,06	
2020	HF	WGE	4	0,37	0,09	1,61	9,07	0,35	0,24	5,67	6,92
2020	HF	WGE	5	0,28		1,38		0,17		0,91	0,15
2020	HF	WRA	2	3,17	0,21	0,19		5,45		0,41	
2020	HF	WRA	3	1	5,04	0,05		1,74	3,95	0,13	
2020	HF	WRA	4	0,73	0,18	2,11	18,13	0,69	0,47	8,9	13,85
2020	HF	WRA	5	0,56		2,77		0,34		1,69	
2020	HF	WRO	2								
2020	HF	WRO	3								
2020	HF	WRO	4					0,09			
2020	HF	WRO	5					0,1		0,07	
2020	HF	WWE	2	7,36		2,55		6,78		1,97	
2020	HF	WWE	3	5,06		0,17	0,66	5,18		0,44	2,49
2020	HF	WWE	4	4,52	0,03	11,2	18,13	5,24		13,99	14,57
2020	HF	WWE	5	3,09				3,48			
2020	HF	ZRÜ	2	7,36	6,4	4,26		6,78	2,66	1,97	
2020	HF	ZRÜ	3	5,06	6,49	0,17		5,18	6,46	0,44	
2020	HF	ZRÜ	4	5,34	3,39	14,07		5,52	4,1	14,12	
2020	HF	ZRÜ	5		7,14				9		
2040	HF	GRA	2								
2040	HF	GRA	3								0,88
2040	HF	GRA	4							0,19	0,36
2040	HF	GRA	5					0,12		0,07	3,36
2040	HF	STI	2-5	11,87	18,92	9,55	19,17	11,13	20,73	16,24	21,87
2040	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,05	0,5	0,04	
2040	HF	KARs	3	0,61	4,53			0,36	2,25		0,2
2040	HF	KARs	4	2,69	3,33		0,25	1,05	4,1	0,02	0,06
2040	HF	KARs	5		5,7				6,66		0,04
2040	HF	KARi	2	1,92	6,17			0,66	2,16	0,11	
2040	HF	KARi	3	3,89	1,78			3,22	4,21		
2040	HF	KARi	4	1,5				1,23			0,07
2040	HF	KARi	5	1,61				0,93	1,14		
2040	HF	LUP	2								
2040	HF	LUP	3								
2040	HF	LUP	4								
2040	HF	LUP	5								
2040	HF	LUZ	2								
2040	HF	LUZ	3								
2040	HF	LUZ	4		0,02						
2040	HF	LUZ	5								
2040	HF	SMA	2	5,78	2,04			1,58	3,23		
2040	HF	SMA	3	2,75	0,32			2,81	3,75		2,35
2040	HF	SMA	4	4,08	0,98	3,11		6,32	5,62	8,12	9,33
2040	HF	SMA	5	3,78		6,5	5,78	5,13	0,84	2,11	1,84
2040	ZWF	ÖLR	2	1,34	4,33	0,59		0,50	1,86	0,11	

Anhang

2040	ZWF	ÖLR	3	3,15	4,42			2,51	4,52		0,14
2040	ZWF	ÖLR	4	2,94	2,33		0,18	1,60	2,87	0,01	0,09
2040	ZWF	ÖLR	5	1,13	3,99			0,65	5,46		0,02
2040	HF	TRI	2	0,38	4,43	5,62		0,94	0,73	2,6	
2040	HF	TRI	3	0,14	8,57	0,22	0,87	0,05	5,9	0,58	3,44
2040	HF	TRI	4				22,6				9,27
2040	HF	TRI	5								
2040	HF	WEI	2-5		0,51	0,65	0,46	1,18	0,94	1,56	1,20
2040	ZWF	WKR	2	9,20	5,90	2,98		5,86	4,12	1,38	
2040	ZWF	WKR	3	5,46	4,77	0,12		5,59	7,15	0,31	1,64
2040	ZWF	WKR	4	6,60	3,08	12,02		8,29	6,81	15,57	6,53
2040	ZWF	WKR	5	2,64	5,00	4,55	4,04	3,59	6,89	1,47	1,29
2040	HF	WIE	2-5	11,42	5,22	8,35	3,93	11,7	10,18	14,33	6,51
2040	HF	WGE	2	1,62	0,03	0,34		2,9		0,24	
2040	HF	WGE	3	0,5	0,97	0,02	0,25	0,89	0,70	0,06	0,04
2040	HF	WGE	4	0,37	1,43	7,58	9,07	0,43	0,54	6,32	7,04
2040	HF	WGE	5	0,33	0,05	1,91		0,17		1,44	0,08
2040	HF	WRA	2	3,25	0,07	0,69		5,79		0,47	
2040	HF	WRA	3	1	1,95	0,05	0,5	1,78	1,40	0,13	0,09
2040	HF	WRA	4	0,75	2,85	14,07	18,13	0,86	1,09	10,2	14,07
2040	HF	WRA	5	0,67	0,10	2,77		0,34		1,69	0,15
2040	HF	WRO	2								
2040	HF	WRO	3				0,2				0,47
2040	HF	WRO	4					0,09			
2040	HF	WRO	5			0,74		0,1		0,45	
2040	HF	WWE	2	7,36	5,28	4,26		6,78	0,89	1,97	
2040	HF	WWE	3	5,06	0,18	0,17	0,66	5,18		0,44	2,71
2040	HF	WWE	4	5,34	0,96	14,07	18,13	5,26	0,21	14,12	14,57
2040	HF	WWE	5	3,55	0,14			3,48			
2040	HF	ZRÜ	2	7,36	6,4	4,26		6,78	2,66	1,97	
2040	HF	ZRÜ	3	5,06	6,49	0,17		5,18	6,46	0,44	
2040	HF	ZRÜ	4	5,34	3,39	14,07		5,52	4,1	14,12	
2040	HF	ZRÜ	5		7,14				9		
2060	HF	GRA	2								
2060	HF	GRA	3								0,84
2060	HF	GRA	4							0,18	0,33
2060	HF	GRA	5					0,11		0,07	3,41
2060	HF	STI	2-5	11,88	11,62	9,55	12,06	11,14	11,92	16,24	18,23
2060	HF	KARs	2		0,03	0,84		0,05	0,5	0,04	
2060	HF	KARs	3	0,61	4,53			0,36	2,25		0,2
2060	HF	KARs	4	2,69	3,33		0,25	1,05	4,1	0,02	0,06
2060	HF	KARs	5		5,7				6,66		0,04
2060	HF	KARi	2	1,92	6,17			0,66	2,16	0,11	
2060	HF	KARi	3	3,89	1,78			3,22	4,21		
2060	HF	KARi	4	1,5				1,23			0,07
2060	HF	KARi	5	1,61				0,93	1,14		
2060	HF	LUP	2								

Anhang

2060 HF LUP	3										
2060 HF LUP	4										
2060 HF LUP	5										
2060 HF LUZ	2										
2060 HF LUZ	3										
2060 HF LUZ	4		0,02								
2060 HF LUZ	5										
2060 HF SMA	2	5,66	2,04				1,5	3,23			
2060 HF SMA	3	2,75					2,78	1,25		2,31	
2060 HF SMA	4	4,06	0,98	3,11			6,28	5,57	8	9,14	
2060 HF SMA	5	3,78	0,31	6,5	5,74		5,13	3,42	2,1	1,82	
2060 ZWF ÖLR	2	1,34	4,33	0,59			0,50	1,86	0,11		
2060 ZWF ÖLR	3	3,15	4,42				2,51	4,52		0,14	
2060 ZWF ÖLR	4	2,94	2,33		0,18		1,60	2,87	0,01	0,09	
2060 ZWF ÖLR	5	1,13	3,99				0,65	5,46		0,02	
2060 HF TRI	2	0,38	4,43	5,62			0,97	0,73	2,6		
2060 HF TRI	3	0,14	8,57	0,22	0,87		0,05	7,73	0,58	3,52	
2060 HF TRI	4				22,6					9,43	
2060 HF TRI	5										
2060 HF WEI	2-5	1,13	0,51	0,65	0,46		1,18	0,94	1,56	1,20	
2060 ZWF WKR	2	9,12	5,90	2,98			5,79	4,12	1,38		
2060 ZWF WKR	3	5,46	4,55	0,12			5,57	5,40	0,31	1,62	
2060 ZWF WKR	4	6,58	3,08	12,02			8,26	6,77	15,48	6,39	
2060 ZWF WKR	5	2,64	5,21	4,55	4,02		3,59	8,69	1,47	1,27	
2060 HF WIE	2-5	10,29	5,22	8,35	3,93		11,68	10,18	14,32	6,51	
2060 HF WGE	2	1,66	0,03	0,34			2,92		0,24		
2060 HF WGE	3	0,5	0,03	0,02	0,25		0,9		0,06	0,04	
2060 HF WGE	4	0,38	1,43	7,58	9,07		0,44	0,56	6,36	7,06	
2060 HF WGE	5	0,33	0,05	1,91	0,95		0,17		1,45	0,74	
2060 HF WRA	2	3,33	0,07	0,69			5,83		0,47		
2060 HF WRA	3	1	0,06	0,05	0,5		1,8		0,13	0,09	
2060 HF WRA	4	0,76	2,85	14,07	18,13		0,87	1,12	10,29	14,12	
2060 HF WRA	5	0,67	0,10	2,77	1,9		0,34		1,69	1,48	
2060 HF WRO	2										
2060 HF WRO	3				0,2					0,47	
2060 HF WRO	4						0,09				
2060 HF WRO	5			0,74			0,1		0,46		
2060 HF WWE	2	7,36	5,28	4,26			6,78	0,89	1,97		
2060 HF WWE	3	5,06	3,34	0,17	0,66		5,18	2,78	0,44	2,71	
2060 HF WWE	4	5,34	0,96	14,07	18,13		5,27	0,21	14,12	14,57	
2060 HF WWE	5	3,55	7,14		4,3		3,48	6,24		1,64	
2060 HF ZRÜ	2	7,36	6,4	4,26			6,78	2,66	1,97		
2060 HF ZRÜ	3	5,06	6,49	0,17			5,18	6,46	0,44		
2060 HF ZRÜ	4	5,34	3,39	14,07			5,52	4,1	14,12		
2060 HF ZRÜ	5		7,14					9			

Anhang

Tab. A8: Art, Anteil und Fläche der ökologischen Vorrangflächen des Dauergrünlandes (dgÖVF) an der Ackerfläche in den Regionen

Region	Parameter	Ackerfläche (Region, ha)	dgÖVF (m ² /ha)	dgÖVF (Region, ha)	Anteil der dgÖVF an der GE- SAMTEN Ackerfläche in der Mo- dellregion (%)
Diepholz	dgÖVF am Gewässerrand	160.636	168	2699	1,68
Uelzen		93.949	84	789	0,84
Fläming		104.532	96	1004	0,96
LOS		88.307	108	954	1,08
Diepholz	dgÖVF an Waldrändern	160.636	36	578	0,36
Uelzen		93.949	108	1015	1,08
Fläming		104.532	108	1129	1,08
LOS		88.307	126	1113	1,26
Diepholz	dgÖVF auf armen Sanden	160.636		8032	5,00
Uelzen		93.949		4698	5,00
Fläming		104.532		5227	5,00
LOS		88.307		4415	5,00
Diepholz	Ertragsklasse 2	160.636			1,00
Uelzen		93.949			1,00
Fläming		104.532			1,00
LOS		88.307			1,00
Diepholz	Ertragsklasse 3	160.636			1,00
Uelzen		93.949			1,00
Fläming		104.532			1,00
LOS		88.307			1,00
Diepholz	Ertragsklasse 4	160.636			1,00
Uelzen		93.949			1,00
Fläming		104.532			1,00
LOS		88.307			1,00
Diepholz	Gesamt	160.636		16128	10,04
Uelzen		93.949		9320	9,92
Fläming		104.532		10495	10,04
LOS		88.307		9131	10,34

Tab. A9: Bewirtschaftungsverfahren des Grünlandes im Szenario „Optimierung der Biodiversität“ in der Ertragsklasse 1: Mähweide, trocken, BKF (bodenkundliche Feuchtekategorie): 2-4, RGV = Rindergroßvieheinheit, TM = Trockenmasse

Düngung	<ul style="list-style-type: none"> • 50 dt Festmist/ha • Zeitpunkt: 1 Februar-Dekade
Tierbesatz	<ul style="list-style-type: none"> • 0,5 RGV/ha
Ertrag	<ul style="list-style-type: none"> • 2 t TM/ha
Mahd + Beweidung	<ul style="list-style-type: none"> • 1 Schnitt pro Jahr • Stoppellänge: 7 cm • Keine Reste der Mahd hinterlassen • Schnitt: 3 Juni-Dekade • Danach Beweidung bis Ende Oktober
Mahd-Technik	<ul style="list-style-type: none"> • Doppelmesser-Mähgerät, Arbeitsbreite 3 m
Mahd-Profil	<ul style="list-style-type: none"> • Saumstreifen (5 m) • Ungenutzte Streifen („Schutzzonen“) (5 m) • Wenn Fläche > 50 m breit, auch Streifen im Abstand von 30 m. • Insgesamt 5% der Fläche später mähen
Bewirtschaftungsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Umbruch!!! • Keine Be- oder Entwässerung • Keine Drainierung • Keine Pflanzenschutzmittel • Keine Neuansaat • Schleppen oder Walzen: 1. März-Dekade

Tab. A10: Bewirtschaftungsverfahren des Grünlandes im Szenario „Optimierung der Biodiversität“ in der Ertragsklasse 1: Mähweide, frisch, feucht, nass, BKF (bodenkundliche Feuchtekategorie): 5-9, RGV = Rindergrößvieheinheit, TM = Trockenmasse

Düngung	<ul style="list-style-type: none"> • 90 dt Festmist/ha • Zeitpunkt: 1 Februar-Dekade
Tierbesatz	<ul style="list-style-type: none"> • 1,5 RGV/ha
Ertrag	<ul style="list-style-type: none"> • 4 t TM/ha
Mahd +Beweidung	<ul style="list-style-type: none"> • 1 Schnitt pro Jahr • Stoppellänge: 7 cm • Keine Reste der Mahd hinterlassen • Schnitt: 3 Juni-Dekade • Danach Beweidung bis Ende Oktober
Mahd-Technik	<ul style="list-style-type: none"> • Doppelmesser-Mähgerät, Arbeitsbreite 3 m
Mahd-Profil	<ul style="list-style-type: none"> • Saumstreifen (5 m) • Ungenutzten Streifen („Schutzzonen“) stehen lassen • Wenn Fläche > 50 m breit, auch Streifen im Abstand von 30 m. • Insgesamt: 5% der Fläche später mähen
Bewirtschaftungsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Umbruch!!! • Keine Be-oder Entwässerung • Keine Drainierung • Keine Pflanzenschutzmittel • Keine Neuansaat • Schleppen oder Walzen: 1. März-Dekade

Anhang

Tab. A11: Bewirtschaftungsverfahren des Grünlandes im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ in der Ertragsklasse 2: Weide, trocken, BKF (bodenkundliche Feuchteklasse): 2-4, RGV = Rindergroßvieheinheit, TM = Trockenmasse

Düngung	<ul style="list-style-type: none"> • keine
Tierbesatz	<ul style="list-style-type: none"> • 0,5 RGV/ha
Ertrag	<ul style="list-style-type: none"> • 1,5 t TM/ha
Beweidung + Schröpfschnitt	<ul style="list-style-type: none"> • Beweidung: April – Oktober • Nach der Beweidung Schröpfschnitt von Geilstellen • Schröpfschnitt: 1. November-Dekade, Doppelmesser-Mähgerät (Arbeitsbreite: 3 m)
Bewirtschaftungsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Umbruch!!! • Keine Be-oder Entwässerung • Keine Drainierung • Keine Pflanzenschutzmittel • Keine Neuansaat • Schleppen oder Walzen: 1. März-Dekade

Tab. A12: Bewirtschaftungsverfahren des Grünlandes im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ in der Ertragsklasse 2: Weide, frisch, feucht, nass, BKF (bodenkundliche Feuchteklasse): 5-9, RGV = Rindergroßvieheinheit, TM = Trockenmasse

Düngung	<ul style="list-style-type: none"> • keine
Tierbesatz	<ul style="list-style-type: none"> • 1,5 RGV/ha
Ertrag	<ul style="list-style-type: none"> • 3,5 t TM/ha
Beweidung + Schröpfschnitt	<ul style="list-style-type: none"> • Beweidung: April – Oktober • Nach der Beweidung Schröpfschnitt von Geilstellen • Schröpfschnitt: 1. November-Dekade, Doppelmesser-Mähgerät (Arbeitsbreite: 3 m)
Bewirtschaftungsmaßnahmen	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Umbruch!!! • Keine Be-oder Entwässerung • Keine Drainierung • Keine Pflanzenschutzmittel • Keine Neuansaat • Schleppen oder Walzen: 1. März-Dekade

Tab. A13: Berechnung der Treibhausgasemissionen der Moorflächen auf Grünland und Ackerflächen (Quelle: VTI, 2011): A o. GL = Ackerfläche ohne Grünland

	Fläche	Anteil	THG (kg)	THG (kg/ha)	THG (kg/ha A o. GL)
Acker gesamt	160635	1			4143
LBA 6: Niedermoor	12328	0,0767	33800	2594	
LBA 7: Hochmoor	7777	0,0484	32000	1549	
Grünland gesamt	6611	1			10990
LBA 6: Niedermoor	2563	0,3877	21233	8232	
LBA 7: Hochmoor	1315	0,1989	13867	2758	

Tab. A14: Berechnung der gewichteten Treibhausgasemissionen der Moore auf der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche

	Fläche	Anteil	THG	THG x Anteil
Acker gesamt	160635	0,96	4143	3979
Grünland gesamt	6611	0,04	10990	434
gesamt	167246	1,00		4414

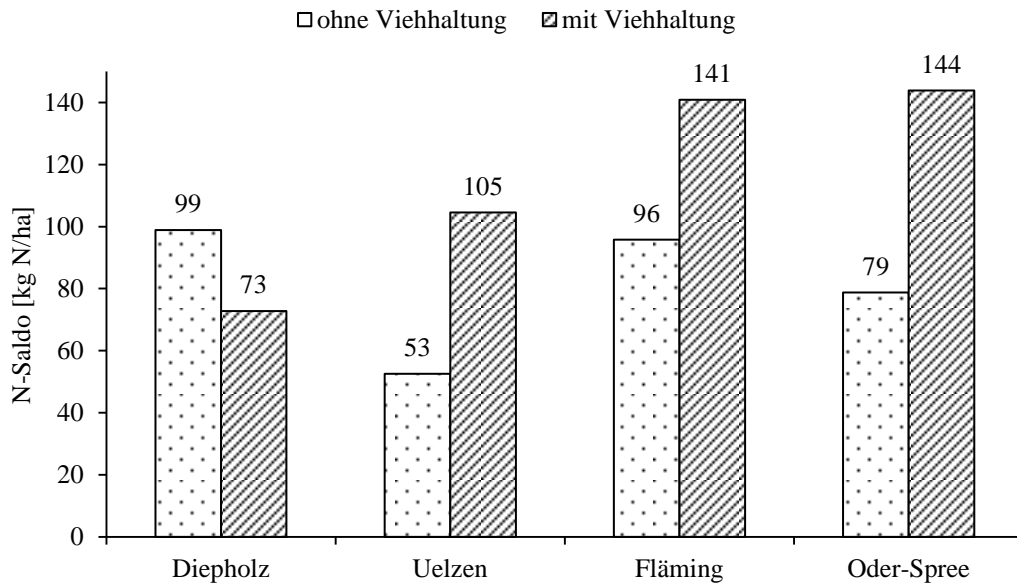


Abb. A1: Stickstoffsalden ohne Rückkopplung zur Humusbilanz [kg N/ha] der Betriebe ohne Viehhaltung = Marktfruchtbetriebe, mit Viehhaltung = Landwirtschaftsbetriebe mit Viehhaltung

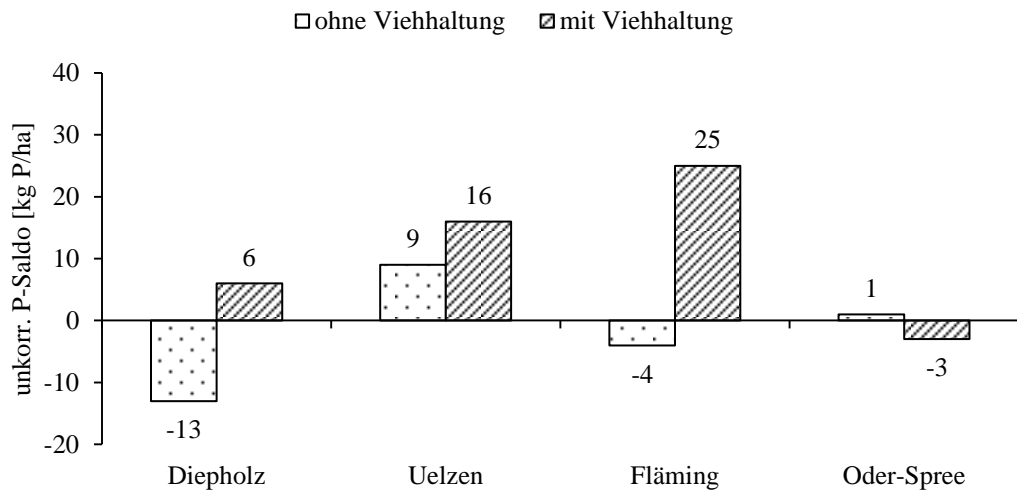


Abb. A2: Phosphorsalden ohne Rückkopplung zur Humusbilanz [kg P/ha] der Betriebe ohne Viehhaltung = Marktfruchtbetriebe, mit Viehhaltung = Landwirtschaftsbetriebe mit Viehhaltung

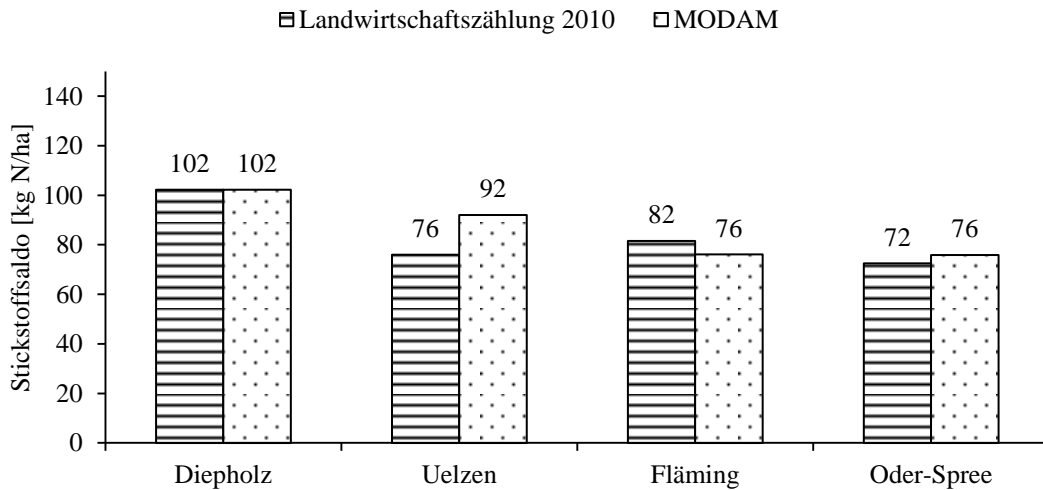


Abb. A3: Stickstoffsalden ohne Rückkopplung zur Humusbilanz [kg N/ha] der modellierten Landwirtschaft auf Regionsebene 2010: Landwirtschaftszählung 2010 = Flächenaufteilung der Ackerkulturen nach der Landwirtschaftszählung 2010, MODAM = Flächenaufteilung der Ackerkulturen aus dem Modell MODAM

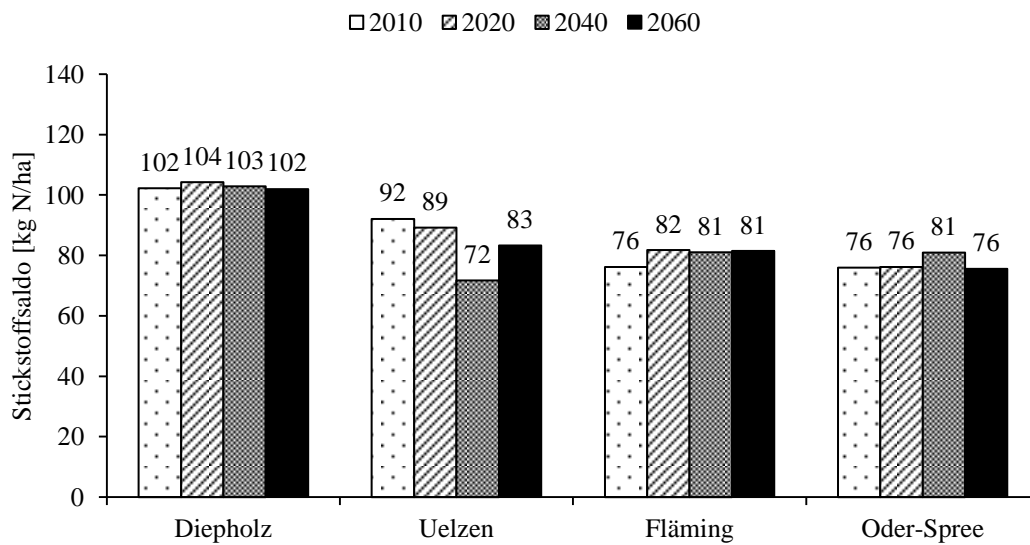


Abb. A4: Stickstoffsalden ohne Rückkopplung zur Humusbilanz im Szenario „business as usual“ auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche

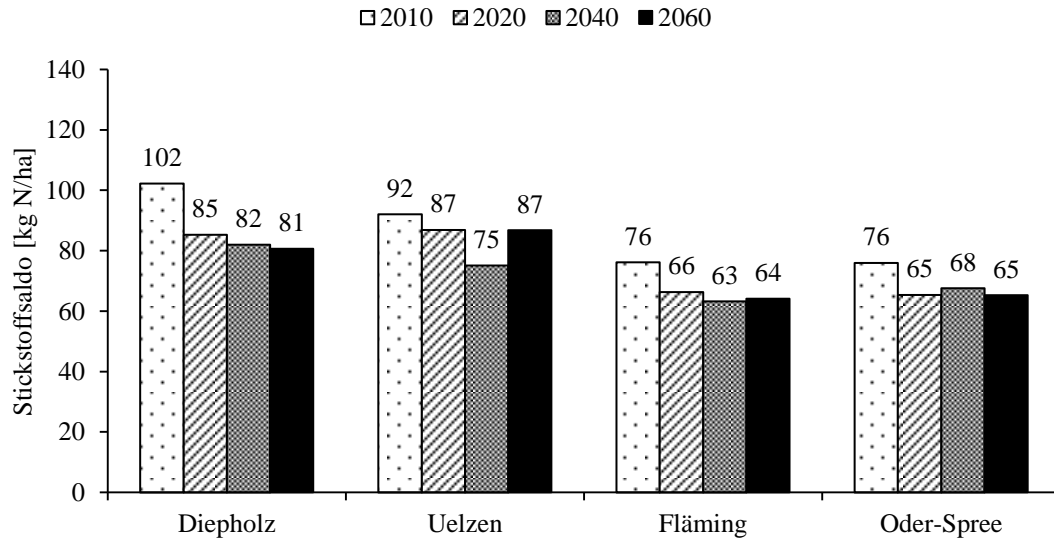


Abb. A5: Stickstoffsalden ohne Rückkopplung zur Humusbilanz im Szenario „*klimafreundliche Landwirtschaft*“ auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche

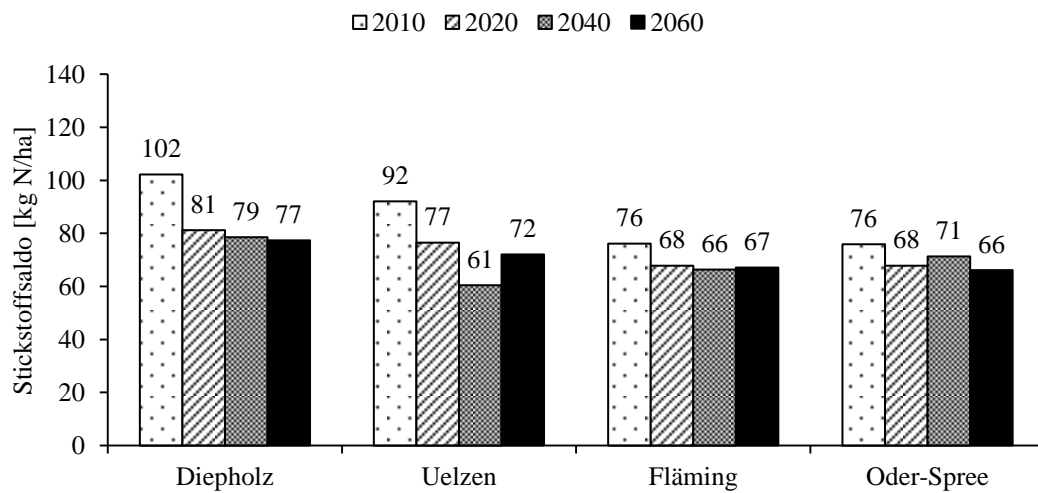


Abb. A6: Stickstoffsalden ohne Rückkopplung zur Humusbilanz im Szenario „*Optimierung der Biodiversität*“ auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche

Danksagung

Ich bedanke mich bei der Arbeitsgruppe Allgemeiner Pflanzenbau/Ökologischer Landbau, insbesondere bei Dr. Barbara Koblenz für ihre Betreuung und bei Dr. Jan Rücknagel für seine Unterstützung.

Herrn Prof. Olaf Christen danke ich für das entgegengebrachte Vertrauen bei der Überlassung des Themas dieser Arbeit.

Auch den Mitarbeitern des Instituts für Landeskultur und Kulturtechnik bin ich zu Dank verpflichtet. Besonders Frau Wolter half mir bei der Überarbeitung der Doktorarbeit.

Meinen ehemaligen Arbeitskollegen beim Institut für Nachhaltige Landwirtschaft gebührt besonderer Dank. Vor allem danke ich Herrn Peter Deumelandt, da er meine Bewerbung angeregt hat und Herrn Frank Reinicke für seine Bereitschaft, mich an seinen Erfahrungen mit Repro teilhaben zu lassen.

Meinen Eltern danke ich für die Grundlagen, die Sie mir gegeben haben, um eine solche Aufgabe angehen zu können. Meinem Sohn Milosch und meiner Tochter Linda danke ich für die Quelle an Freude und Liebe, die sie jeden Tag in sich sprießen lassen. Meinem Mann danke ich für die Entbehrungen, die er im Alltag klaglos hinnahm.

Eidesstattliche Erklärung / *Declaration under Oath*

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die Arbeit selbstständig und ohne fremde Hilfe verfasst, keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

I declare under penalty of perjury that this thesis is my own work entirely and has been written without any help from other people. I used only the sources mentioned and included all the citations correctly both in word or content.

Datum / *Date*

Unterschrift des Antragstellers / *Signature of the applicant*

Lebenslauf

Name: Jana Dvořák, geborene Bauhardt
Geburtsdatum: 26.07.1983
Geburtsort: Halle (Saale)
Familienstand: verheiratet, zwei Kinder
Nationalität: Deutsch

Elternzeit:

07.2017 - 06.2018 Elternzeit für Linda Dvořák
08.2015 - 07.2016 Elternzeit für Milosch Dvořák

Berufliche Erfahrung:

04.2010 - 12.2014 Projektbearbeiterin im Institut für nachhaltige Landwirtschaft in Halle (Saale)
11.2009 - 03.2010 Studentische Hilfskraft an der Professur Spezieller Pflanzenbau der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
00.2006 - 00.2008 Studentische Hilfskraft an der Professur Pflanzenzüchtung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Praktika

06.2009 - 08.2009 Northwest Michigan Horticultural Research Station, Traverse City, Michigan
03.2008 - 05.2008 Vailima Orchard, Nelson, Neuseeland
09.2007 - 10.2007 Dezernat Pflanzenschutz, Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau des Landes Sachsen-Anhalt, Bernburg

Studium

12.2012 - 06.2015 Promotionsstudium Agrarwissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Thema: Auswirkungen des Klimawandels und ausgewählter Anpassungsstrategien auf die Humus- und Nährstoffbilanz sowie den Ausstoß an Treibhausgasen in der Landwirtschaft im Norddeutschen Tiefland
10.2003 - 09.2009 Diplomstudium Agrarwissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Thema der Diplomarbeit: Qualitätsmanagement bei Süßkirschen in der Erzeuger- und Absatzgenossenschaft Saaleobst e.G.