THÜNEN

Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung

Heinz Flessa, Roland Fuß und

Monique Andres, Jürgen Augustin, Olaf Christen, Klaus Dittert, Hannes Hegewald, Hubert Heilmann, Vytas Huth, Henning Kage, Jürgen Kern, Katharina Kesenheimer, Astrid Knieß, Sarah Köbke, Iris Lewandowski, Janine Mallast, Antje Moffat, Karl H. Mühling, Gerlind Öhlschläger, Ingo Pahlmann, Annette Prochnow, Thomas Räbiger, Reiner Ruser, Heinz Stichnothe, Teresa Suárez-Quiñones, Christian Weiser

Braunschweig, 02.05.2017

Schlussbericht

zum Vorhaben

Thema:

Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung

Zuwendungsempfänger:

Thünen-Institut für Agrarklimaschutz

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Georg-August-Universität Göttingen

Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Universität Hohenheim

Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie (ATB)

Förderkennzeichen:

22403212, 22403312, 22403412, 22403512, 22403612, 22403712, 22403812, 22403912

Laufzeit:

01.08.2012 bis **31.12.2016**

Monat der Erstellung:

05/2017

Gefördert durch:

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger des BMEL für das Förderprogramm Nachwachsende Rohstoffe unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Autoren

Thünen-Institut für Agrarklimaschutz *(Projektleitung und -koordination)*
Prof. Dr. Heinz Flessa, Dr. Roland Fuß, Dr. Antje Moffat, Christian Weiser

Tel.: 0531-596-2601 E-Mail: ak@thuenen.de

Thünen-Institut für Agrartechnologie
Dr. Heinz Stichnothe, Janine Mallast, Gerlind Öhlschläger

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.
Institut für Landschaftsbiogeochemie
Prof. Dr. Jürgen Augustin, Monique Andres, Vytas Huth

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften
Prof. Dr. Olaf Christen, Hannes Hegewald

Georg-August-Universität Göttingen
Department für Nutzpflanzenwissenschaften
Abteilung Pflanzenernährung und Ertragsphysiologie
Prof. Dr. Klaus Dittert, Sarah Köbke

Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern
Institut für Pflanzenproduktion und Betriebswirtschaft
Dr. Hubert Heilmann

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung
Abteilung Acker- und Pflanzenbau
Prof. Dr. Henning Kage, Dr. Astrid Knieß, Dr. Ingo Pahlmann, Thomas Räbiger

Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
Prof. Dr. Karl. H. Mühling

Universität Hohenheim
Institut für Kulturpflanzenwissenschaften
Dr. Reiner Ruser, Prof. Dr. Iris Lewandowski , Katharina Kesenheimer

Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie (ATB)
Abteilung Technikbewertung und Stoffkreisläufe
Prof. Dr. Annette Prochnow, Dr. Jürgen Kern, Dr. Teresa Suárez-Quiñones

VORWORT

Der vorliegende Bericht schließt das Verbundvorhaben

„Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung“

ab.

Das Projekt wurde gemeinsam durch die Kooperationspartner

- Thünen-Institut für Agrarklimaschutz und Thünen-Institut für Agrartechnologie (FKZ 22403212),
- Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Institut für Landschaftsbiogeochemie (FKZ 22403312),
- Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften (FKZ 22403412),
- Georg-August-Universität Göttingen, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Abteilung Pflanzenernährung und Ertragsphysiologie (FKZ 22403512).
- Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Institut für Pflanzenproduktion und Betriebswirtschaft (FKZ 22403612),
- Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Abteilung Acker- und Pflanzenbau, und Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde (FKZ 22403712),
- Universität Hohenheim, Institut für Kulturpflanzenwissenschaften (FKZ 22403812),
- Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie (ATB), Abteilung Technikbewertung und Stoffkreisläufe (FKZ 22403912)

bearbeitet. Das Vorhaben wurde vom 01.08.2012 bis 31.12.2016 auf Beschluss des Deutschen Bundestages durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft über den Projektträger Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) gefördert. Die Teilprojekte zweier Projektpartner (Universität Kiel und Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei MV) wurden durch die Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V. (UFOP) kofinanziert.

Der Ergebnisendbericht der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei MV zur ökonomischen Bewertung von Treibhausgasemissionsminderungsmaßnahmen wurde separat erstellt und am 29.09.2016 bei der FNR und der UFOP eingereicht.

INHALTSVERZEICHNIS

I. Ziele 6
1. Aufgabenstellung 6
1.1. Hintergrund und Ziele 6
1.1.1. Darstellung der politisch-rechtlichen Grundlagen und neueren Entwicklungen im Kontext der EU-RED 7
1.2. Planung und Ablauf des Forschungsvorhabens 9
2. Stand der Wissenschaft 9
3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen 11
II. Methoden 12
1. Netzwerk von abgestimmten Feldversuchen 12
2. Messungen 14
2.1. Messung von Treibhausgasaustauschraten 14
2.1.1. Berechnung der Austauschraten 15
2.2. Bestimmung des CO_2-Nettoökosystemaustauschs am Standort Dedelow 16
2.3. Messung von Ammoniakemissionen 16
2.4. Wetter- und Bodendaten 17
2.5. C/N und Ölgehalt der Ernte 17
III. Ergebnisse 18
1. Erzielte Ergebnisse 18
1.1. Ansätze zur Verbesserung der Treibhausgasbilanzierung im Rapsanbau 18
1.1.1. Herleitung rapsspezifischer Emissionsfaktoren für Lachgas 18
1.1.2. Modellierung der Stickstoffdynamik und –emissionen im Rapsanbau 22
1.1.2.1. Modellkonzept 22
1.1.2.2. Modellinitialisierung und - parametrisierung 22
1.1.2.3. Simulationsstudie 25
1.1.2.4. Sensitivitätsanalyse N- Düngermenge und Düngerform 28
1.1.2.5. Modellierung direkter N_2O-Emissionen 28
1.1.3. THG-Bilanz des Rapsanabaus in den deutschen NUTS2-Gebiete und ökonomische Bewertung von Minderungsoptionen 28
1.1.4. Bewertung von Fruchtfolgeeffekten 28
1.1.4.1. Ansätze zur Bewertung des Vorfruchtwertes von Winterraps 29
1.1.4.2. Ausnutzung des Vorfruchteffekts in der landwirtschaftlichen Praxis 31
1.1.4.3. Lachgasemissionen in Raps-Getreide-Fruchtfolgen 37
1.1.4.4. Einfluss der Anbaukonzentration von Raps auf die Produktivität 41

1.1.4.5. Leguminosen als Rapsvorfrucht 44
1.1.5. Stickstoffdynamik in der Rapsnachernteperiode 46
1.1.5.1. Einfluss von Rapsernterückständen auf die N_2O Emissionen in der Nachernteperiode 47
1.1.5.2. Effekt von Rapsstroh auf Lachgasemissionen in der Nachernteperiode 49
1.1.6. Humuswirkung von Rapsanbausystemen 53
1.1.6.1. Methodenentwicklung 53
1.1.6.2. Humuswirksamkeit von Winterraps unter mineralischer und organischer Düngung 55
1.2. Bewertung der Bilanzierungsansätze der EU-RED 59
1.2.1. Hot-spot-Analyse 59
1.2.2. Mögliche Aktualisierung der Daten in Annex V der EU-RED 62
1.2.3. THG-Emissions-Einsparpotential durch Rapsbiodiesel 64
1.3. Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau durch optimiertes Stickstoffmanagement 69
1.3.1. Optimierung der Düngeintensität 69
1.3.1.1. Dynamik der gemessenen N_2O-Flüsse 69
1.3.1.2. Einfluss der N-Düngung auf die N_2O-Flüsse 72
1.3.1.3. Einfluss des Versuchsstandorts auf die N_2O-Flüsse 73
1.3.1.4. Inter-annuelle Variabilität der N_2O-Flüsse 74
1.3.1.5. Ölertrag und ertragsbezogene N_2O-Emissionen 74
1.3.2. Substitution von Mineraldünger mit Gärresten 77
1.3.2.1. Eigenschaften der Gärreste und tatsächliche N-Mengen 78
1.3.2.2. N_2O-Emissionsdynamik 79
1.3.2.3. Kumulierte Feld-N_2O-Emissionen 80
1.3.2.4. Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Gärresten 80
1.3.2.5. Gesamtemissionen der N-Düngung 83
1.3.2.6. N-Effizienzen 84
1.3.3. Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren zur Verbesserung der N-Effizienz und Vermeidung von Lachgasemissionen 85
1.4. Zusatzergebnisse 89
1.4.1. Methanaufnahme und Wasserhaushalt in Rapsfruchtfolgen 89
1.4.1.1. Methanaustauschraten 89
1.4.1.2. Wassereffizienz 91
1.4.2. Datenbank 93
1.5. Zusammenfassung 94

2. Verwertung 96
3. Erkenntnisse von Dritten 97
4. Veröffentlichungen aus dem Projekt 97
4.1. Peer-reviewed 97
4.2. Vorträge 98
4.3. Poster 101
IV. Literaturverzeichnis 103
V. Abbildungsverzeichnis 113
VI. Tabellenverzeichnis 118

Anhang:

Bericht über Datenbank und Ökobilanzen (aus Teilprojektsverlängerung bis 31.08.2017)

I. ZIELE

1. Aufgabenstellung

1.1. Hintergrund und Ziele

Kraftstoffe aus Biomasse sollen aus umwelt-, energie-, wirtschafts- und agrarpolitischen Gründen einen deutlichen Beitrag zur Deckung der Kraftstoffnachfrage in Deutschland und Europa leisten. Biokraftstoffe befinden sich allerdings derzeit im Fokus einer kontrovers geführten politischen und gesellschaftlichen Debatte, die eine Reihe von gesellschaftspolitischen Zielkonflikten widerspiegelt. Vor dem Hintergrund dieser Debatte gewinnt die ganzheitliche Beurteilung dieser Kraftstoffe im Kontext gesetzlich verankerter Nachhaltigkeitsziele zunehmend an Bedeutung.

Abbildung 1: Raps ist die bedeutendste Ölfrucht in Deutschland. Rapssamen wird überwiegend zu Biodiesel verarbeitet.

Die EU-Erneuerbare-Energien-Richtlinie (EU-RED; EU, 2009), umgesetzt in Deutschland durch die Nachhaltigkeitsverordnung für Biokraftstoffe (Bundesregierung, 2009, zuletzt geändert 2016), bedeutet für die Produktion von Biodiesel einen vollständigen Systemwechsel. Im Unterschied zu der vorhergehenden Förderpraxis wird nun die förderpolitische Unterstützung (Steuerbegünstigung, Anrechnung auf die Quotenverpflichtung und Förderung nach Erneuerbare-Energien-Gesetz) an sehr stringent und eindeutig definierte Kriterien hinsichtlich des Treibhausgaseinsparpotenzials gebunden. Seit 2011 müssen Biokraftstoffe demnach ein Minderungspotenzial von mindestens 35% gegenüber fossilen Kraftstoffen aufweisen. Die Nachhaltigkeitsverordnung sieht zudem eine Verschärfung dieser Anforderungen vor: ab 2018 (zu Projektbeginn noch ab 2017) muss eine Treibhausgaseinsparung von mindestens 50% erreicht werden. Neuanlagen, die nach dem 05.10.2015 in Betrieb gegangen sind, müssen sogar eine

Treibhausgasverminderung von mindestens 60% nachweisen. Zudem wurden in Umsetzung von EU-Recht mit dem Gesetz zur Änderung der Förderung von Biokraftstoffen (Bundestag, 2009) eine verbindliche Beimischungsquote für Kraftstoffe eingeführt, die die zu erzielende Treibhausgaseinsparung (4,5 % ab 2017, 7 % ab 2020) festlegt.

Für die Produktion von Raps als Rohstoff für die Biokraftstoffherstellung bedeutet dies neue Herausforderungen, da die Treibhausgasbilanz der Produktion und die erreichte Klimaschutzwirkung über die Anrechnung im Rahmen der Quotenregelung für Biokraftstoffe entscheidet. Ob die Produktion von Raps-Biodiesel die geforderte Klimaschutzeffizienz erreicht, wird maßgeblich durch die Treibhausgasemissionen der landwirtschaftlichen Produktionskette bestimmt.

Vor diesem Hintergrund wurden fünf Projektziele abgeleitet:

1. Die regional differenzierte Quantifizierung von Treibhausgasemissionen in Rapsfruchtfolgen und die Überprüfung und Bewertung von praxisorientierten Anbaustrategien zu Verringerung ertragsbezogener Emissionen und zur regionalen Optimierung der Klimaschutzleistung von Raps-Biodiesel.
2. Die ökonomische Bewertung von Winterraps-Anbaustrategien mit optimierter Klimaschutz-leistung.
3. Die Erarbeitung neuer wissenschaftlicher Grundlagen über die Steuerung der N_2O-Emission aus Rapsfruchtfolgen, die Regionalisierung von N_2O-Emissionsfaktoren sowie für die Bewertung der Humusreproduktionsleistung von Winterraps.
4. Die Etablierung eines wissenschaftsbasierten europäischen Netzwerks zur Erfassung und Minderung der Treibhausgasemissionen im Rapsanbau.
5. Die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis und Beratungsgrundlagen für die Landwirtschaft in den Bereichen Treibhausgasminderungsstrategien und $CO_{2\text{-Äq.}}$-Minderungsvorgaben im Rapsanbau sowie die wissenschaftliche Hinterlegung der Politikberatung zur differenzierten Bewertung des Rapsanbaus im Kontext des Klimaschutzes.

1.1.1. Darstellung der politisch-rechtlichen Grundlagen und neueren Entwicklungen im Kontext der EU-RED

Die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung setzt die EU-RED in nationales Recht um. Die Berechnung der THG-Einsparung durch die Verwendung flüssiger Biokraftstoffe muss gemäß den Vorgaben des Annex V der EU-Richtlinie erfolgen. Ergänzt wurde die EU-Richtlinie durch den Beschluss 2010/335/EU, der Regeln für die Berechnung des Kohlenstoffbestandes (Boden plus Vegetation) für Landnutzungsänderungen und die Kohlenstoffänderung im Boden infolge besserer landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken beschreibt. Derzeit wird diese Methode jedoch kaum verwendet, da die derzeit gültigen Bedingungen für die THG-Berechnung keine Anstrengungen der Akteure erfordern, die angestrebten THG-Einsparungsziele durch verbesserte Bodenbearbeitungsmethoden zu erfüllen.

Für die Berechnung können die Werte des Annex V EU-RED herangezogen werden, sofern weitere Bedingungen, die in EU-RED Artikel 19 (2) genannt werden, erfüllt sind. Die Hauptbedingung ist die Bereitstellung von regionalisierten Inputwerten (Betriebsmittelbedarf) für den Anbau von landwirtschaftlichen Rohstoffen auf NUTS-2-Ebene. Die regionalisierten Inputwerte (Düngemittel- und Betriebsmitteleinsatz) wurden in Deutschland anhand statistisch erhobener Ertragsdaten aus den Jahren 2004 – 2008 ermittelt. Der Düngemittelbedarf wurde dabei dem Nährstoffentzug durch Ernte gleichgesetzt und der Dieselverbrauch anhand der nötigen Arbeitsschritte in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften und weiterer Einflussfaktoren berechnet. Die Vorgehensweise und die Ergebnisse sind in den nationalen Berichten zu Artikel 19 (2) auf der EU-„Transparency platform“ veröffentlicht:

http://ec.europa.eu/energy/renewables/transparency_platform/transparency_platform_en.htm

Das Verhältnis aus Rapsertrag und N-Input beträgt gemäß dem nationalen Bericht Deutschlands etwa 34 kg N/ t Raps. Dies liegt weit unter den Empfehlungen der regionalen Landwirtschaftskammern in Deutschland; dort wird ein Verhältnis von 50 - 56 kg N /t Raps empfohlen. Im Annex V der EU-RED beträgt das Verhältnis im europäischen Durchschnitt etwa 44 kg N/t $Raps_{feucht}$ bzw. 47 kg N/t $Raps_{trocken}$ und in den Niederlanden mit einem vergleichbaren Durchschnittsertrag wie in Deutschland bei 49 – 55 kg N/t Raps. Obwohl von der EU anerkannt, ist der Ansatz den Düngemittelbedarf für den Rapsanbau in Deutschland anhand des Entzugs zu berechnen aus wissenschaftlicher Sicht nicht haltbar.

Die Berechnung der N_2O-Feldemissionen beim Rapsanbau erfolgte gemäß den Angaben eines JRC-Berichtes bzw. der Datenbank des JRC-EUCAR-CONCAWE-Konsortiums auf Basis eines DNDC-Modells, welches jedoch wenig transparent ist. Dies wird durch eine Beschreibung zu den N_2O-Feldemissionen aus dem nationalen Bericht der Niederlande („Greenhouse gas emissions from cultivation of maize, rapeseed, sugar beet and wheat for biofuels“) deutlich:

3.3.1 N_2O field emissions

The N_2O field emission is the parameter with the largest contribution to the GHG emissions calculated. It is also a parameter with a very large uncertainty. The IPCC Tier 1 method was used to calculate N_2O field emissions. The JEC consortium, which provided results that led to the RED Annex V default values with which our results are compared, used the DNDC model to calculate N_2O field emissions. Researchers from WUR filled in the relevant parameters (yield, N-fertiliser use) from JEC [3] in the IPCC Tier 1 calculation and found N_2O field emissions that were significantly higher (125 to 165%) than the ones reported by JEC in [3]. As a consequence, we conclude that there is no common basis for comparison as the JEC GHG results and therefore the RED Annex V defaults are based on a different N_2O field emission model than our calculations. We recommend to the European Commission to decide on the use of one common method to determine N_2O field emissions as input to biofuel GHG emission calculations under legislation implementing the RED and FQD. For our GHG calculations, we decided to multiply the N_2O emissions reported by WUR with a factor of 0.8 (1/125%). We did so in order to align our IPCC Tier 1 numbers and the IPCC Tier 3 numbers of JRC (using the DNDC model) and make our results better comparable with the RED Annex V default values. The factor 0.8 used is a conservative one, we could also have used a factor of 0.69 (1/145%; 145% being the average of 125 and 165%).

Im laufenden Verfahren zur Aktualisierung der Inputwerte zur Biokraftstoffbewertung verwendet das JRC diesen Ansatz nicht mehr (Edwards *et al.*, 2016) und berechnet die direkten N_2O-Feldmemissionen stattdessen auf Grundlage eines publizierten empirischen Ansatzes (Stehfest und Bouwman, 2006; Köble, 2014).

In der Änderung zur EU-RED vom September 2015 müssen die Mitgliedsstaaten Anbieter verpflichten, die THG Emissionen pro Energieeinheit Kraftstoff bis 2020 um 6% zu mindern. Die Berechnungsmethodik gemäß Artikel 7d der EU-RED bzw. der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung bleibt unverändert. Im September 2015 wurden von der EU-Kommission weitere Änderungen zu THG-Emissionen von Biotreibstoffen veröffentlicht. Im Folgenden werden lediglich einige der für Raps-Biodiesel relevanten Änderungen beschrieben.

1. Änderung der **Richtlinie 2015/652 (FQD).** Das Ziel von 10% erneuerbarer Energien im Verkehrssektor bleibt bestehen. Gleichzeitig wurde der Basiswert für konventionelle Treibstoffe von 83,8 g $CO_{2Äq}$/MJ auf 94,1 g $CO_{2Äq}$/MJ erhöht, wobei die differenzierten Werte für Benzin auf 93,2 g $CO_{2Äq}$/MJ bzw. für Diesel auf 95,1 g $CO_{2Äq}$/MJ festgelegt wurden.
2. Neue **Richtlinie 2015/1513 (ILUC).** Für Biotreibstoffe der ersten Generation wird eine Obergrenze von 7% des Energieverbrauchs im Verkehrssektor festgelegt, wobei es den Mitgliedsstaaten überlassen bleibt, eine niedrigere Obergrenze festzulegen. Mitgliedsstaaten müssen auch ein

nationales Unterziel für „fortschrittliche“ Biotreibstoffe festlegen und dieses bis zum 6. April 2017 der EU-Kommission melden. Für Änderung der Methodik und Standardwerte für die THG-Bilanzierung soll künftig das Mitentscheidungsverfahren gelten. Für Biokraftstoffe die aus Biokraftstoff-Anlagen, die vor dem 5. Oktober 2015 in Betriebe genommen wurden, gilt das 35% THG-Einsparungsziel bis einschließlich 2017, ab 2018 muss die THG-Einsparung 50% betragen. Für Anlagen die nach dem 05.Oktober 2015 in Betrieb genommen wurden, muss die THG-Einsparung 60% betragen. Die Biokraftstoffanbieter müssen die THG-Emissionen inklusive vorläufiger Mittelwerte der geschätzten THG-Emissionen infolge indirekter Landnutzungsänderungen (ILUC) melden ohne dass sie bilanzrelevant sind; für Ölpflanzen beträgt der iLUC-Faktor 55 g $CO_{2Äq}$/MJ.

Die Änderung der Richtlinie 2015/652 muss bis zum 21. April 2017 und die der Richtlinie 2015/1513 muss bis zum 10. September 2017 umgesetzt werden.

1.2. Planung und Ablauf des Forschungsvorhabens

Vor dem Hintergrund der damaligen politischen Entwicklungen fanden Ende 2011 drei Expertenworkshops zur Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau statt, an denen sowohl Rapsexperten aus der Wissenschaft, der landwirtschaftlichen Beratung und Praxis als auch Treibhausgasexperten aus dem Bereich Landwirtschaft teilnahmen (Oktober 2011 in Berlin, November und Dezember 2011 in Braunschweig). In diesen Workshops wurde deutlich, dass noch erheblicher Forschungsbedarf zu diesem Thema bestand. Daher wurde ein gemeinsames Versuchskonzept mit dem Ziel erstellt, Maßnahmen im Bereich der landwirtschaftlichen Produktion zur Optimierung der Klimaschutzleistung von Raps-Biodiesel in bundesweit abgestimmten Praxisversuchen zu testen und zu bewerten. Auf Basis dieses Konzepts haben die späteren Verbundpartner dann einen gemeinsamen Projektantrag erarbeitet, der im September 2012 zunächst auf drei Jahre befristet bewilligt und später bis Ende 2016 verlängert wurde. Fünf abgestimmte, über die wichtigen Rapsanbauregionen verteilte Feldversuche wurden angelegt und ein gemeinsames Versuchsprogramm über drei Jahre durchgeführt. Zusätzlich wurden statistische Daten und bereits verfügbare Ergebnisse aus vorangegangenen Studien ausgewertet und begleitende Experimente zu speziellen Fragestellungen, wie z.B. den Emissionen aus Ernteresten oder der Humuswirksamkeit des Rapsanbaus, durchgeführt. Es wurden bestehende Modelle weiterentwickelt, um die Stickstoffemissionen im Rapsanbau modellieren zu können sowie Arbeiten zur Ökobilanzierung und ökonomischen Bewertung durchgeführt.

2. Stand der Wissenschaft

Erhöhte Emissionen des Treibhausgases N_2O aus Agrarböden haben ihre Ursache im Wesentlichen in den Prozessen der mikrobiellen Stickstofftransformation. Die wichtigsten N_2O-bildenden Prozesse sind die Nitrifikation und die Denitrifikation (Davidson, 1991; Bremner, 1997). Obwohl die Prozesse der N_2O-Bildung in Böden und ihre Steuergrößen weitgehend bekannt sind (Baggs und Phillipot, 2010; Butterbach-Bahl *et al.*, 2013), ist eine zuverlässige Abschätzung der Emissionen in Abhängigkeit des Standorts, der Witterung, der Bewirtschaftung sowie der angebauten Kultur noch immer mit erheblichen Unsicherheiten behaftet und eine Herausforderung für die Wissenschaft. Zu den wichtigsten Standort- und Bewirtschaftungsmaßnahmen, die die N_2O-Emission maßgeblich beeinflussen können, zählen der Witterungsverlauf (Niederschläge, Temperatur, Frostperioden), Bodeneigenschaften (Humusgehalte, pH, Bodentextur und Bodenstruktur, Bodenfeuchte) sowie kultur- und bewirtschaftungsbedingte Veränderungen der Stickstoff- und Kohlenstoffverfügbarkeit sowie des Luft- und Wasserhaushalts der Böden (mineralische und organische Stickstoffdüngung, Management der Ernterückstände, Be- und Entwässerung, Bodenbearbeitung, Fruchtfolgegestaltung) (Granli und Bøckman, 1994; Flessa *et al.*, 1995;

Flessa, 2001; Ruser *et al.*, 2001; Stehfest und Bouwman, 2006; Bouwman *et al.*, 2010). Darüber hinaus sind auch die Austräge an reaktiven Stickstoffverbindungen aus den Agrarböden (z.B. Nitratauswaschung, Ammoniakemission) von Bedeutung, da sie zu indirekten N_2O-Emissionen führen (Well und Butterbach-Bahl, 2010).

Für die Treibhausgasbilanz von Biokraftstoffen und die Bewertung von Biokraftstofflinien im Rahmen der EU-RED ist die Höhe der N_2O-Emission von großer Bedeutung. Dies gilt besonders für Energiepflanzen, die einen hohen Stickstoffbedarf aufweisen und entsprechend intensiv gedüngt werden (Butterbach-Bahl *et al.*, 2010; Kasimir Klemedtsson und Smith, 2011; Pahlmann *et al.*, 2013). In einer Studie des Deutschen BiomasseForschungsZentrums wurden die relevanten Treibhausgasemissionsbereiche der Rapsproduktion basierend auf der Berechnungsmethode der EU-RED dargestellt (Majer und Oehmichen, 2010). Die Ergebnisse (Abbildung 2) verdeutlichen den dominierenden Anteil der bodenbürtigen N_2O-Emission (Feldemission) sowie der Emission aus der Mineraldüngerbereitstellung (N-Dünger) an der Treibhausgasbilanz. Die Darstellung zeigt deutlich, dass Klimaschutzmaßnahmen im Rapsanbau in erster Linie an diesen beiden Punkten ansetzen sollten.

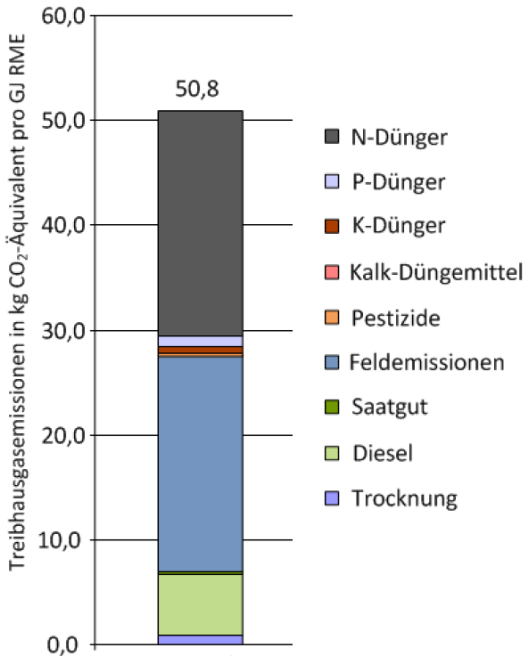

Abbildung 2: Treibhausgasbilanz für die Prozesse der Rapsproduktion auf der Grundlage der EU-RED (Majer und Oehmichen, 2010).

Die wissenschaftliche Hinterlegung der Berechnungsmethode zur Höhe der N_2O-Emission im IPCC-Ansatz basiert überwiegend auf Messungen in Getreide und Mais (Stehfest und Bouwman, 2006). Bisher gibt es nur wenige ganzjährige Messungen von N_2O-Emissionen aus Rapsanbauflächen, die spezifischere Informationen über die Höhe der N_2O-Emission für den Rapsanbau bieten. In einer vor dem Projekt durchgeführten Literatursichtung wurden nur 10 Rapsstudien gefunden, in denen mindestens über einen Zeitraum von 300 Tagen Emissionsbilanzierungen durchgeführt wurden (vergleiche auch Abschnitt 1.1.1). Die untersuchten Standorte liegen zum großen Teil in Deutschland, aber auch in Frankreich, Kanada, China und Großbritannien. Kurzzeitstudien wurden nicht berücksichtigt, da sie für eine Bewertung der Klimawirksamkeit sowie für die Ableitung von N_2O-Emissionsfaktoren unzureichend sind. Gerade für Rapskulturen ist die Einbeziehung der Nacherntеperiode aufgrund des hohen N-Mineralisationspotenzials von großer Bedeutung.

Es gab vor Durchführung des Projekts keine verallgemeinerbaren Ergebnisse über die Höhe der N_2O-Emissionen aus Raps im Vergleich zu anderen landwirtschaftlichen Kulturen. Vergleichsmessungen an einzelnen Standorten deuteten darauf hin, dass Raps möglicherweise höhere Emissionen verursacht als z.B. Weizen (Schmädeke, 1998; Leidel *et al.*, 2000).

Vorratsänderungen der organischen Substanz in terrestrischen Ökosystemen sind klimarelevant, da sie mit einer Freisetzung bzw. Bindung von CO_2-Kohlenstoff verbunden sind. Für die Treibhausgasbilanz nachwachsender Energieträger können Veränderungen des organischen Kohlenstoffvorrats im Produktionssystem von entscheidender Bedeutung sein (Fargione *et al.*, 2008; Searchinger *et al.*, 2008; Brandão *et al.*, 2011).

Generell weist Winterraps zur Erzeugung von Biotreibstoffen im Vergleich zum Maisanbau für die Biogasproduktion deutliche Vorteile hinsichtlich des Erhalts organischer Bodensubstanz auf, da einerseits

die Humuszehrung geringer ist (Saat im Herbst, rascher Bestandsschluss) und andererseits die Humusreproduktion durch das Rapsstroh, wenn es auf der Fläche verbleibt, gefördert wird. Verbleibt das Rapsstroh auf der Fläche, weist der VDLUFA-Bilanzansatz in den meisten Fällen eine positive Humusbilanz für den Rapsanbau aus. Die Verifizierung dieser Annahme steht jedoch noch aus.

Der Stand der Wissenschaft vor Durchführung des Projekts führte zu folgenden Schlüssen:

- Biodiesel aus Raps wird die künftigen Anforderungen der Nachhaltigkeitsverordnung hinsichtlich der Treibhausgasminderung nur erreichen können, wenn die ertragsbezogenen Treibhausgasemissionen der Rapsproduktion nachhaltig gesenkt werden.
- Die aktuelle Abschätzung von N_2O-Emissionen aus dem Rapsanbau basiert überwiegend auf Messungen in anderen landwirtschaftlichen Kulturen. Es gibt keinen rapsspezifischen Emissionsfaktor für die direkten N_2O-Feldemissionen.
- Es existierten keine Studien, die gezielt Minderungsoptionen der Treibhausgasemission aus Winterrapskulturen durch Feldmessungen an unterschiedlichen Standorten analysiert und hinsichtlich der Klimaschutzleistung bewertet haben.
- Eine ausreichende Bewertung von Winterraps hinsichtlich des Erhalts der organischen Bodensubstanz in der Fruchtfolge war aufgrund fehlender Ergebnisse zu diesem Themenkomplex nicht oder nur unzureichend möglich.

3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Das Projekt wurde in enger Abstimmung mit dem FNR-geförderten Verbundvorhaben „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ bearbeitet. Es erfolgte ein intensiver Austausch bei methodischen und inhaltlichen Aspekten. Da einige Projektpartner an beiden Projekten beteiligt waren, konnten insbesondere Synergien bei der Entwicklung von Prozessmodellen und Modellen zur Ökobilanzierung genutzt werden. Die Ergebnisse beider Projekte werden in eine gemeinsame Datenbank überführt.

Das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz war am DBU-geförderten Projekt „Optimierung des Stickstoffmanagements und Erhöhung der Ökoeffizienz bei Raps (Brassica napus L.)“ der Technischen Universität München (Prof. Hülsbergen) beteiligt. Dieses Projekt untersuchte zusätzliche potentielle Minderungsstrategien: den Einsatz von Zwischenfrüchten und die Anpassung der Verteilung der Düngegaben auf die Düngetermine. Ebenfalls im Fokus stand die sensorgestützte Stickstoffdüngung im Raps.

Im Verlauf des Projekts wurden umfangreiche Kontakte mit internationalen Arbeitsgruppen etabliert und gepflegt. Im März 2015 wurde ein internationaler Workshop in Braunschweig zum Thema Treibhausgasbilanz des Rapsanbaus ausgerichtet, an dem Wissenschaftler aus Kanada, Großbritannien, Frankreich, Dänemark, Schweden und Polen teilnahmen. Angeregt durch dieses Treffen wurde z.B. ein neues Projekt mit Treibhausgasmessungen im Rapsanbau durch die Universität Aarhus (DK, Prof. Elsgaard) gestartet.

II. METHODEN

Der zentrale Fokus des Projekts waren einheitliche Feldversuche, die im Folgenden näher beschrieben werden. Darüber hinaus wurde eine Reihe begleitender Versuche und Untersuchungen durchgeführt, deren Methodik im Ergebnisteil (Kapitel III) in den entsprechenden Abschnitten dargelegt ist. Im Einzelnen waren dies:

- die Prozessmodellierung von Stickstoffprozessen, Pflanzenwachstum und Emissionen an den Standorten: Abschnitt 1.1.2,
- die Auswertung von Daten vorangegangener, abgeschlossener Feldversuche am Standort Hohenschulen mit Fokus auf Fruchtfolgeeffekte: Abschnitte 1.1.4.1, 1.1.4.5,
- die Auswertung von Daten aus landwirtschaftlichen Mikrozensus auf Fruchtfolgeeffekte: Abschnitt 1.1.4.2,
- ein Anbaukonzentrationsversuch an der Versuchsstation Etzdorf der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: Abschnitt 1.1.4.4,
- Versuche mit isotopenmarkierten Ernteresten an den Standorten Merbitz und Ihinger Hof (Hohenheim): Abschnitt 1.1.5,
- ein Zusatzversuchs zur Untersuchung des Effekts der Abfuhr von Rapsstroh an der Versuchsstation „Klostergut Reinshof“ der Universität Göttingen: Abschnitt 1.1.5.2,
- Messungen zur Bestimmung der Wassereffizienz am Standort Berge: Abschnitte 1.4.1.2.

1. Netzwerk von abgestimmten Feldversuchen

Die einheitlichen Feldexperimente wurden an fünf Rapsstandorten in Deutschland durchgeführt, die sich hinsichtlich der Bodeneigenschaften und Klimaverhältnisse unterscheiden. Abbildung 3 zeigt die geografische Lage der Standorte. In Tabelle 1 sind ausgewählte Eigenschaften der Versuchsstandorte gelistet. Die Standorte liegen sowohl entlang eines West-Ost Transsekts im norddeutschen Rapsgürtel (von Hohenschulen bis Dedelow) als auch entlang eines Nord-Süd Transsekts bis zum Ihinger Hof, dem Versuchsgut der Universität Hohenheim.

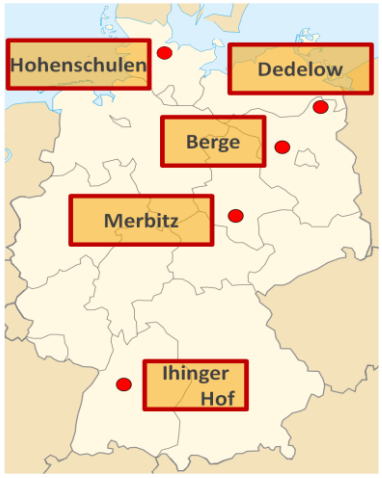

Abbildung 3: Lage der Feldversuche. Hohenschulen (Universität Kiel), Dedelow (ZALF), Berge (Bornim, ATB), Merbitz (MLU Halle-Wittenberg), Ihinger Hof (Universität Hohenheim).

An allen Versuchsstandorten wurde ein Parzellenversuch mit einheitlichem Versuchsdesign etabliert (Abbildung 4) und ein abgestimmtes, einheitliches Messprogramm durchgeführt. Das Versuchsdesign war eine randomisierte Blockanlage mit den Treatments:

mineralisch (Kalkammonsalpeter)

0/0	kg N/ha (Teilgabe 1/Teilgabe 2 im Frühjahr),
30/30	kg N/ha (Teilgabe 1/Teilgabe 2 im Frühjahr),
60/60	kg N/ha (Teilgabe 1/Teilgabe 2 im Frühjahr),
90/90	kg N/ha (Teilgabe 1/Teilgabe 2 im Frühjahr),
120/120	kg N/ha (Teilgabe 1/Teilgabe 2 im Frühjahr),

organisch (N-Menge bezogen auf den Ammoniumgehalt der Gärrückstände)

90/90	kg N/ha (ohne Nitrifikationsinhibitor),
90/90	kg N/ha (mit DMPP),

ortsübliche mineralische N-Düngung für Wintergerste,
ortsübliche mineralische N-Düngung für Winterweizen.

Tabelle 1: Ausgewählte Eigenschaften der Standorte.

Standort	Temp. (°C)	Niederschlag (mm)	Frosttage	Bodentyp	Bodentextur			C_{org} (mg kg^{-1})	N_{tot} (mg kg^{-1})	pH
					S (%)	U (%)	T (%)			
Hohenschulen	8,9	732	33	Parabraunerde, Kolluvium	60	29	11	18,1	1,2	6,7
Dedelow	8,4	485	<100	Parabraunerde	59	31	10	7,5	1,0	6,8
Bornim (Berge)	8,7	503	85	Parabraunerde	73	18	6	10,1	0,9	6,6
Merbitz	9,0	520	< 100	Normschwarzerde	16	68	16	11,8	1,1	7,4
Hohenheim (Ihinger Hof)	8,3	688	131	Parabraunerde	3	78	19	16,8	2,0	7,1

Es war stets die gesamte Fruchtfolge (Winterraps – Winterweizen – Wintergerste) gleichzeitig auf vier Blöcken vorhanden. Zusätzlich wurde jeweils auf einem nahegelegenen ungedüngten Grünland gemessen.

Abbildung 4: Randomisierte Blockanlage mit Winterraps, Winterweizen, Wintergerste in 9 (Raps-) Düngevarianten am Standort Hohenschulen.

Am Standort Hohenheim (Ihinger Hof) wurde zusätzlich eine Variante mit stabilisiertem Mineraldünger (ENTEC 26: Ammoniumsulfatsalpeter mit DMPP) untersucht. Das einheitliche Messprogramm erfasste den N_2O- und CH_4-Austausch (wöchentlich + ereignisbezogen) und die Ammoniakemissionen nach organischer Düngung (ereignisbezogen). Am Standort Dedelow wurde zusätzlich der CO_2-Austausch (Nettoökosystemaustausch, Ökosystemrespiration und Bruttoprimärproduktion) erfasst. Weiterhin wurden meteorologische Parameter (Niederschlag, Lufttemperatur, photosynthetisch aktive Strahlung), Bodendaten (Temperatur, Wassergehalt, Nmin, Trockenraumdichte, Corg, Ntotal, pH, Textur), Pflanzendaten (Ertragsquantität und –qualität, Bestandsentwicklung, LAI) und Managementdaten erfasst.

Tabelle 2: Jährliche Durchschnittstemperatur und Gesamtniederschlag für die Jahre 2013, 2014 und 2015.

Standort	Temperatur (°C)			Niederschlag (mm)		
	2013	2014	2015	2013	2014	2015
Bornim	9.4	13.0	10.6	615	481	570
Dedelow	8.7	9.9	9.7	446	560	413
Hohenschulen	8.1	9.7	8.8	462	409	561
Hohenheim	8.7	10.5	10.1	922	763	544
Merbitz	9.1	10.7	10.4	700	455	429

Die klimatischen Rahmenbedingungen schwankten an allen Standorten deutlich in den drei Versuchsjahren (Tabelle 2). Der summierte Niederschlag der einzelnen Jahre variierte auf den Standorten Hohenheim und Merbitz um knapp 40% für die Jahre 2013 und 2015, während die anderen Standorte geringere Unterschiede zeigten. Der wärmste Standort war Bornim mit einer mittleren Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 9.4 und 13 °C im Versuchszeitraum.

Während das Jahr 2013 durch einen langen Winter mit einem entsprechend späten Beginn der Vegetationsperiode geprägt war, stellte 2014 das wärmste Jahr seit Beginn der regelmäßigen Temperaturmessungen in Deutschland dar (Deutscher Wetterdienst, 2014). U.a. traten auch im Januar und Februar 2014 nahezu keine Frostperioden auf. Entsprechend früh begann der Winterraps aufzuwachsen. Ähnlich wie 2014 fiel auch der Winter 2015 mit nur wenigen Frostperioden sehr mild aus. Insgesamt war 2015 ein sehr trockenes Jahr, mit Niederschlägen, die zum Teil deutlich unter dem langjährigen Mittel lagen. Insbesondere die Trockenheit im Frühjahr hat sich z. T. deutlich negativ auf das Ertragsniveau ausgewirkt.

2. Messungen

2.1. Messung von Treibhausgasaustauschraten

Flussmessungen wurden mindestens wöchentlich sowie zusätzlich nach Ereignissen (z.B. Düngung), die erhöhte Emissionen erwarten lassen, mit geschlossenen Messhauben (Hutchinson und Mosier, 1981) durchgeführt.

Die Hauben wurden zwischen den Rapsreihen platziert, enthielten aber die Pflanzen bei Messungen im Getreide. Dort wurden dann nach Bedarf Zwischenrahmen verwendet, um den wachsenden Pflanzen ausreichend Platz zu bieten. Damit die Hauben zwischen die Rapsreihen passten, waren ihre Abmessungen 71 cm Länge × 27 cm Breite × 10 cm Höhe. Die Hauben wurden aus weißem PVC hergestellt (Fa. PS-plastic, Eching). Sie waren mit einer Gummidichtung, einem Druckausgleichsventil und einem langsam drehenden Ventilator ausgestattet. Für die Messung wurden sie auf Bodenrahmen mittel Spanngurten verankert. Die Bodenrahmen waren 13 cm hoch und wurden in eine Tiefe von 5 bis 10 cm im Boden verankert.

Während der Messung wurde die Haubenluft nach 0, 20, 40 und 60 Minuten beprobt. Die Lufttemperatur in der Haube wurde bei jeder Probe bestimmt. Die Gasproben wurden in den Laboren der beteiligten Arbeitsgruppen auf die Konzentration von N_2O, CH_4 und CO_2 mittels Gaschromatographie analysiert. Die Vergleichbarkeit der Konzentrationsmessungen wurde zu Projektbeginn mit einem Ringversuch verifiziert.

Abbildung 5: Messhaube bei der Messung zwischen den Rapsreihen (links) und mit Zwischenrahmen im Gerstenbestand (rechts).

2.1.1. Berechnung der Austauschraten

Die Stoffmengenkonzentrationen wurden zunächst unter Berücksichtigung der Temperatur über die allgemeine Gasgleichung in Massekonzentrationen umgerechnet. Mehrere Kriterien wurden verwendet, um das passende Flussberechnungsmodel für jede Einzelmessung zu wählen und die Verlässlichkeit des berechneten Wertes zu beurteilen. Das Akaike Informationskriterium wurde verwendet, um zwischen dem HMR-Modell (Pedersen *et al.*, 2010) und robust linearer Regression (Huber, 1981) zu entscheiden. Das HMR-Modell wurde verwendet, wenn sein AIC-Wert kleiner als bei linearer Regression war und der Kappa-Parameter des Modells kleiner als 20 h^{-1} war. Der Kappa-Wert bestimmt die Krümmung der Konzentrations-Zeitkurve und seine Begrenzung vermeidet starke Überschätzungen der Austauschrate durch Ausreißer der Konzentrationen. Der Gradient des Modells zum Startzeitpunkt wurde mit der effektiven Haubeninnenhöhe multipliziert, um die flächenbezogene Austauschrate zu erhalten. Hierbei wurde Schnee als Teil des Bodens betrachtet, d.h. er reduzierte die Haubenhöhe.

Der im Allgemeinen klare und signifikante Anstieg der CO_2-Konzentrationen bei Plustemperaturen in geschlossenen Hauben wurde verwendet, um die Qualität der Messungen, die insbesondere durch starken Wind und Druckfluktuationen beeinträchtigt werden können (Hutchinson und Mosier, 1981; Hutchinson und Livingston, 2001), zu überprüfen. Da viele verschiedene Personen beteiligt waren, 60.000 Gasproben wurden in drei Jahren genommen, wurden sehr strenge Qualitätskriterien angelegt. Wenn die Temperatur über Null war, wurde eine Flussmessung nur akzeptiert, wenn der Pearson Korrelationskoeffizient größer als +0,85 war. War dies nicht der Fall wurde angenommen, dass der diffusive Austausch zwischen Bodenluft und Haubenluft deutlich gestört war, und die Messung verworfen. Nach dieser Prüfung umfasste der Datensatz mehr als 10.000 Messwerte. Durch den Qualitätscheck gingen nur sehr wenige Probenahmetage komplett verloren, aber es kam häufig vor, dass die Zahl der Replikate reduziert war. Diese fehlenden Replikate wurden anschließend imputiert (Honaker *et al.*, 2011), um so einen vollständigen Datensatz für die statistischen Analysen zu generieren.

Kumulierte Jahresflüsse wurden mittels linearer Interpolation zwischen den Messterminen berechnet.

2.2. Bestimmung des CO_2-Nettoökosystemaustauschs am Standort Dedelow

Zur Bestimmung des Nettosystemaustauschs von CO_2 am Standort Dedelow wurden zwei Verfahren angewandt:

- Ganztägige Messkampagnen mit manuellen, dynamischen Messhauben (Drösler, 2005) und anschließender Modellierung (Hoffmann *et al.*, 2015)
- Mikrometeorologisch basierte, quasikontinuierliche Messungen mit dem Eddy-Kovarianzverfahren (Abbildung 6)

Der C-Import mit der Düngung und der C-Export mit der Ernte wurden jeweils berücksichtigt.

Näheres lässt sich Abschnitt 1.1.6 entnehmen.

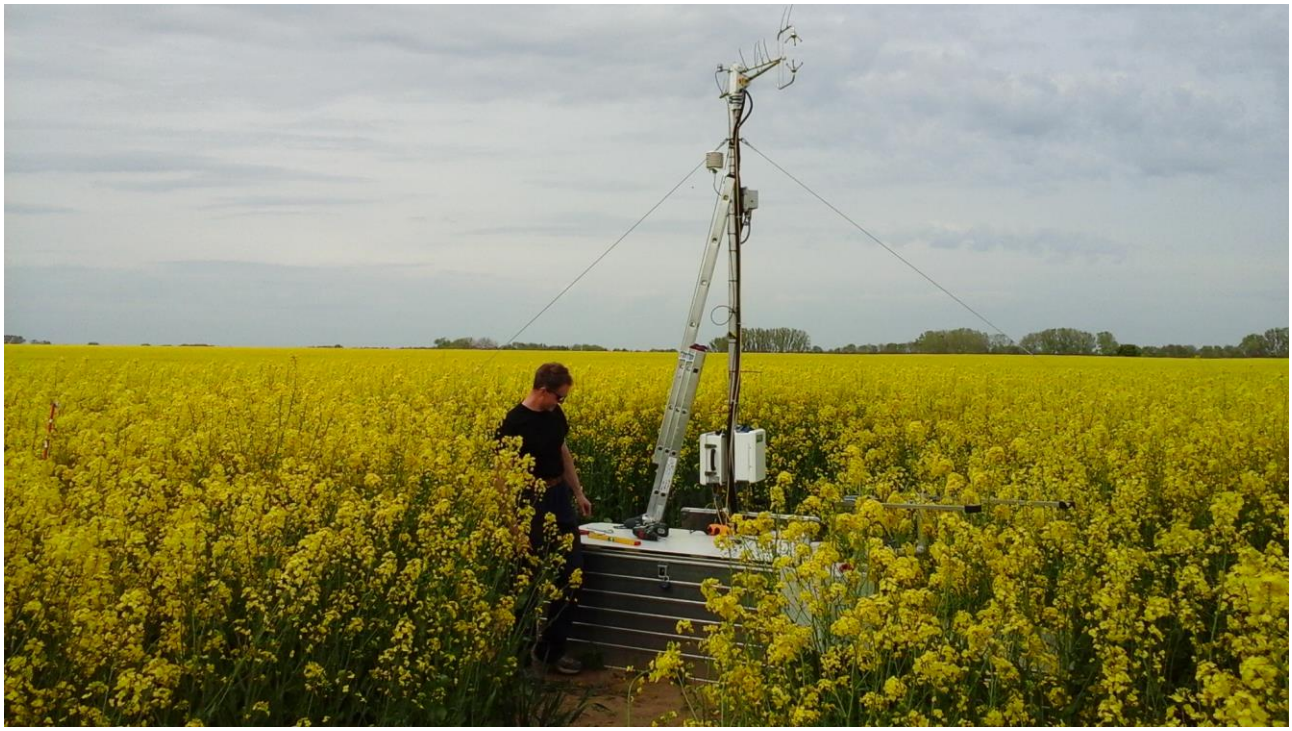

Abbildung 6: Eddy-Kovarianzanlage im Raps am Standort Dedelow.

2.3. Messung von Ammoniakemissionen

Die Dräger-Kammer-Methode (Abbildung 7) wurde verwendet, um Ammoniakemissionen zu bestimmen (Pacholski *et al.*, 2006). Dabei wird die NH_3-Konzentration im Luftstrom, der durch das Messkammersystem geleitet wird, mittels Dräger-Kurzzeitröhrchen pro Parzelle bestimmt. Im Anschluss ist es möglich, unter Zuhilfenahme von Witterungsdaten (Windgeschwindigkeit, Temperatur, Luftdruck) und einer empirischen Gleichung (Pacholski *et al.*, 2006) NH_3-Flüsse zu berechnen. Die Messungen begannen stets sofort nach der organischen Düngung und wurden fortgesetzt bis keine signifikanten Emissionen mehr erfasst wurden (i.a. drei Tage).

Abbildung 7: Bestimmung von Ammoniakemissionen mittel Drägerröhrchenmethode am Standort Kiel.

2.4. Wetter- und Bodendaten

Meteorologische Daten wurden durch Wetterstationen an den Standorten erfasst.

Textur, pH-Wert sowie C_{org}- und N_{tot}-Gehalte wurden an allen Standorten einmalig bestimmt. Die Trockenraumdichte wurde zweimal jährlich (vor und nach der Bodenbearbeitung) mittels Stechzylindern bestimmt.

N_{min}-Beprobungen fanden für eine Tiefe von 0 – 30 cm parallel zu den Treibhausgasmessungen statt. Zusätzlich wurden nach der Ernte und vor der Düngung Tiefenbeprobungen in 30 – 60 cm und 60 – 90 cm durchgeführt. Die Extraktion erfolgte mit 0.01 M $CaCl_2$-Lösung im Extraktionsverhältnis 1:5. Die Analyse erfolgte photometrisch mittels Continuous-Flow-Analysator in den Laboren der beteiligten Arbeitsgruppen oder in Auftragslaboren. Ein Ringtest zwischen den Arbeitsgruppen verifizierte die Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Gravimetrische Wassergehalte wurden an den N_{min}-Proben mittels Trocknung bei 105 °C bestimmt.

2.5. C/N und Ölgehalt der Ernte

C- und N-Gehalte wurden mittels Elementaranalysatoren bestimmt. Der Öl- und Proteingehalt des Rapskorns wurde mittels Nahinfrarotspektroskopie (NIR) zentral durch das Labor der Universität Kiel (Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung) gemessen.

III. ERGEBNISSE

1. Erzielte Ergebnisse

1.1. Ansätze zur Verbesserung der Treibhausgasbilanzierung im Rapsanbau

Die Bilanzierungsmethodik der EU-RED basiert für die Berechnung von Treibhausgasemissionen auf dem vom IPCC entwickelten Default-Ansatz zur Erstellung nationaler Treibhausgasinventare (1 % des applizierten N-Düngers wird als direkte Lachgasemission freigesetzt). Der IPCC-Defaultansatz ist global anwendbar und das IPCC empfiehlt verfeinerte Ansätze zu verwenden, soweit dies möglich ist. Insbesondere ist der IPCC-Defaultansatz nicht fruchtartendifferenziert. Im Folgenden wird daher aufgrund der erhobenen Messdaten beleuchtet, inwieweit die IPCC-Methodik auf den Rapsanbau zutrifft und wesentliche Bestandteile einer verfeinerten Methodik entwickelt. Ebenfalls betrachtet wurden die Inputgrößen für die deutschen NUTS2-Gebiete. Aufgrund der verhältnismäßig geringen Stickstoffeffizienz des Rapsanbaus sind gerade in Rapsfruchtfolgen Fruchtfolgeeffekte von großer Bedeutung und wurden entsprechend detailliert untersucht.

1.1.1. Herleitung rapsspezifischer Emissionsfaktoren für Lachgas

Zusam*men*fassung

Aus Ergebnissen publizierter Studien und der Feldversuche dieses Verbundprojektes konnte ein rapsspezifischer N_2O-Emissionsfaktor abgeleitet werden. Dieser lag für ein Düngeniveau von 200 kg N bei 0,6 % und damit deutlich unterhalb des IPCC-Defaults. Es besteht allerdings eine erhebliche Variabilität zwischen Standorten und Messjahren.

Im Rahmen der Treibhausgasbilanzierung nach EU RED werden die Emissionen im Anbau gemäß der Methodik zur Erstellung nationaler Treibhausgasinventare (Paustian *et al.*, 2006) berechnet. Diese Methodik nimmt an, dass 1 % des Düngerstickstoffs und des Stickstoffs aus Ernteresiduen als Lachgas emittiert werden. Der Emissionsfaktor von 1 % wurde anhand eines globalen Datensatzes von Lachgasemissionen bestimmt (Bouwman, 1996). Er unterscheidet nicht zwischen verschiedenen Fruchtarten. Stehfest und Bouwman (2006) haben einen erweiterten Datensatz neu ausgewertet und ein Modell abgeleitet, dass neben einer Unterscheidung nach Klimazonen und Bodeneigenschaften auch nach Gruppen von Feldfrüchten stratifiziert. Allerdings wurde hier der Raps zusammen mit z.B. bewässerten Kulturen in die Gruppe *others* eingeordnet. Das Joint Research Center der EU hat das Modell von Stehfest und Bouwman (2006) aufgegriffen und in seinem Global Nitrous Oxide Calculator (GNOC) implementiert. Dabei wurde der Raps (ohne Neuberechnung der Modellkoeffizienten) hinsichtlich seiner Emissionen wie Weizen und andere Getreide behandelt (Köble, 2014; Edwards *et al.*, 2016).

Um diese Neuklassifizierung zu überprüfen und ggfs. einen neuen rapsspezifischen Emissionsfaktor herzuleiten, wurde zunächst eine Metaanalyse durchgeführt (Walter *et al.*, 2015). Dazu wurden alle bereits publizierten Messdaten zu Lachgasemissionen im Rapsanbau zusammengetragen. Ebenfalls erfasst wurden Daten zu Emissionen aus Winterweizen, die in gepaarten Studien zusammen mit Emissionen aus Raps erhoben worden waren. Damit ergab sich ein Datensatz mit 18 annuellen N_2O-Flüssen aus Winterraps an 12 unterschiedlichen Standorten, sowie 12 annuellen N_2O-Flüssen aus Weizen, die gleichzeitig mit den Emissionen aus Raps an 7 dieser Standorte gemessen wurden.

Es wurden dann angelehnt an die Methodik von Stehfest und Bouwman (2006) die logarithmierten Lachgasflüsse aus Raps in Abhängigkeit vom Düngerstickstoffinput mit einem gemischt linearen Model modelliert. Nach Rücktransformation ergab sich das Modell $N_2O\text{-emission} = 0.822 \cdot 10^{\text{Dünger-N} / 454{,}5}$. Da dieses Modell nicht-linear ist (Abbildung 8), ist das Verhältnis aus Emission zur Düngung nicht konstant und es ergibt sich ein Emissionsfaktor, der vom Düngerinput abhängig ist. Zur Vergleichbarkeit mit dem IPCC-

Emissionsfaktor wurde aus dem Modell der Emissionsfaktor bei der nach deutschen Düngeempfehlungen für Raps typischen Düngeintensität von 200 kg Stickstoffdüngung abgeleitet:

$EF = (E_{200kg} – E_{0kg}) / 200\ kg \cdot 100\ \% = 0{,}72\ \%$

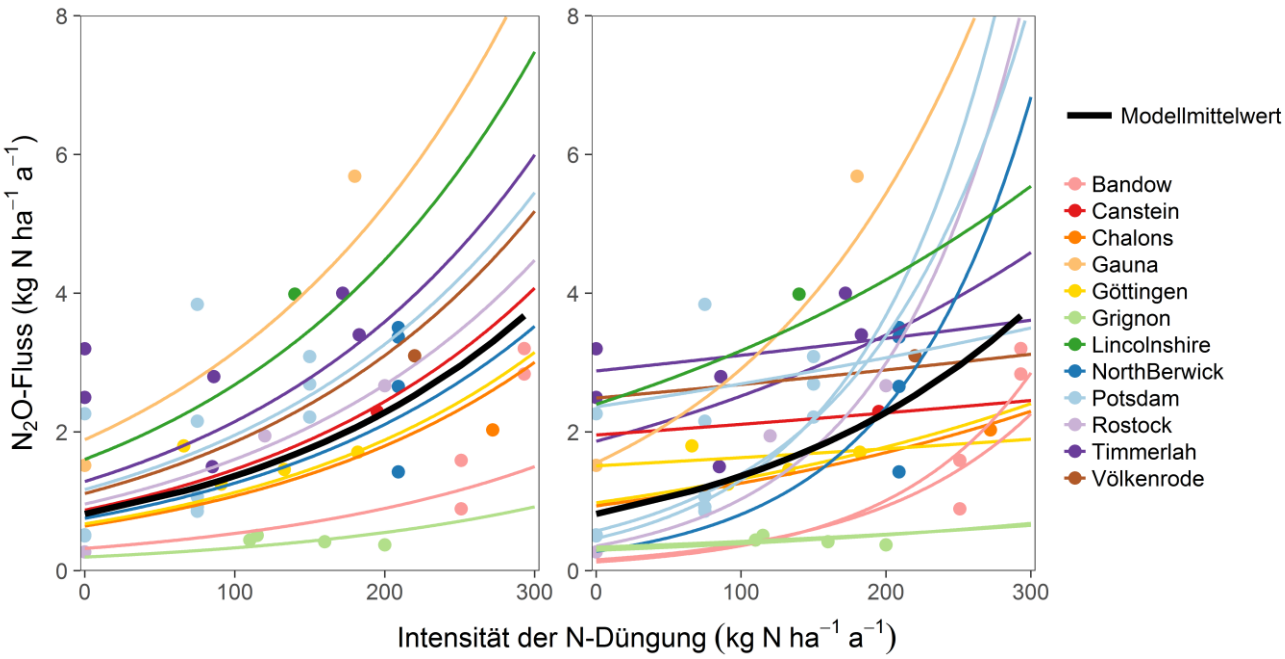

Abbildung 8: Jahressummen der Lachgasemissionen aus Winterraps in Abhängigkeit der Stichstoffdüngung (Walter *et al.*, 2015). Die schwarze Kurve zeigt den mittleren, standort- und jahresunabhängigen Zusammenhang. Farbige Kurven zeigen (links) die Standort- und (rechts) die Jahresvariation.

Da alle Daten nach mineralischer Düngung erhoben wurden, gilt dieser Emissionsfaktor nicht zwingend auch für organische Düngung. Da Lachgas aus Ernteresiduen i.a. in den Messwerten enthalten war, das Modell aber diesen N-Eintrag nicht explizit berücksichtigt, ist unklar inwieweit dieser Emissionsfaktor auch für Stickstoff aus Ernteresiduen anwendbar ist. Die Ergebnisse in Abschnitt 1.1.5 legen nahe, dass kein höherer Emissionsfaktor für diesen Stickstoffeintrag angenommen werden muss. Eher konservativ wäre es, für die Ernteresiduen weiterhin den IPCC-Emissionsfaktor anzunehmen.

Der Vergleich der gepaarten Datenpunkte aus Messungen im Raps und im Weizen ergab, dass bei gleicher Düngung die Jahressumme der Lachgasemissionen aus Raps signifikant um 22 % über den Emissionen aus Weizen lag. Dieser für Lachgasemissionen doch vergleichsweise geringe Unterschied, lässt die Entscheidung des JRC, beide zusammen zu gruppieren, gerechtfertigt erscheinen.

Insgesamt bestätigte die Metastudie die sehr beschränkte Datengrundlage für die Ableitung eines rapsspezifischen Emissionsfaktors. Weiterhin hatte sich gezeigt, dass die erfassten Studien nicht mit dem Ziel der Ableitung eines Emissionsfaktors konzipiert worden waren, sondern zur Beantwortung anderer Fragestellungen durchgeführt worden waren. Dies trug zur erheblichen Unsicherheit des rapsspezifischen Emissionsfaktors bei. Daher wurden die Messdaten aus den Feldversuchen in den Datensatz integriert und das Modell neu kalibriert. Damit ergab sich dann das Modell $N_2O\text{-Emission} = 0.678 \cdot 10^{\text{Dünger-N} / 450{,}5}$, also im Mittel niedrigere Emissionen als gemäß der Daten aus der Metaanalyse. Insbesondere die leichten Standorte Bornim und Dedelow zeigten Lachgasemissionen auf ausgesprochen niedrigem Niveau. Selbst am Standort Merbitz, der die höchsten Emissionen zeigte, führte die Düngung nur im ersten Messjahr zu einer Erhöhung der Emission gegenüber der Nulldüngungsvariante, die etwa dem IPCC-Emissionsfaktor entsprach. Der rapsspezifische Emissionsfaktor (bei 200 kg N-Düngung) auf Basis des neuen Modells liegt bei 0,6 % und damit niedriger als der IPCC-Defaultwert (Abbildung 10). Sein 95%-Konfidenzintervall liegt

zwischen 0,31 % und 1,00 % und ist damit erheblich schmaler als des Konfidenzintervall des IPCC-Emissionsfaktors (0,3 % - 3 %).

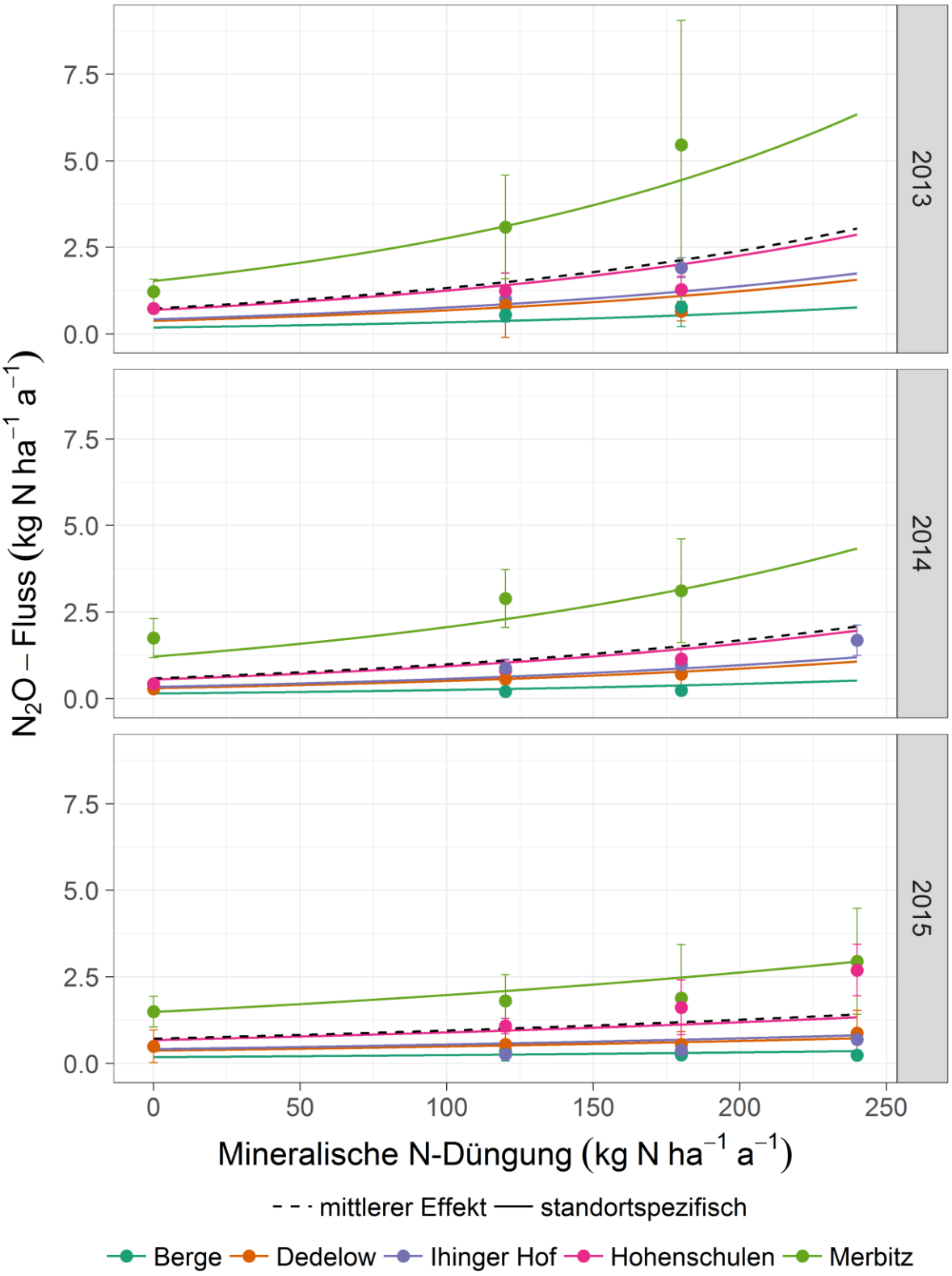

Abbildung 9: Jahressummen der Lachgasemissionen auf den 5 Messstandorten in den drei Messjahren in Abhängigkeit von der Mineraldüngung. Farbige Linien zeigen die vom Modell (kalibriert an den gezeigten Daten und den Daten der Metastudie) berechnete Emission für den jeweiligen Standort im jeweiligen Jahr. Die gestrichelten schwarzen Linien geben die mittlere, standortunabhängige Emission für das jeweilige Jahr an.

Insgesamt kann damit davon ausgegangen werden, dass die direkten Feldemissionen beim Rapsanbau erheblich niedriger sind als bisher berechnet.

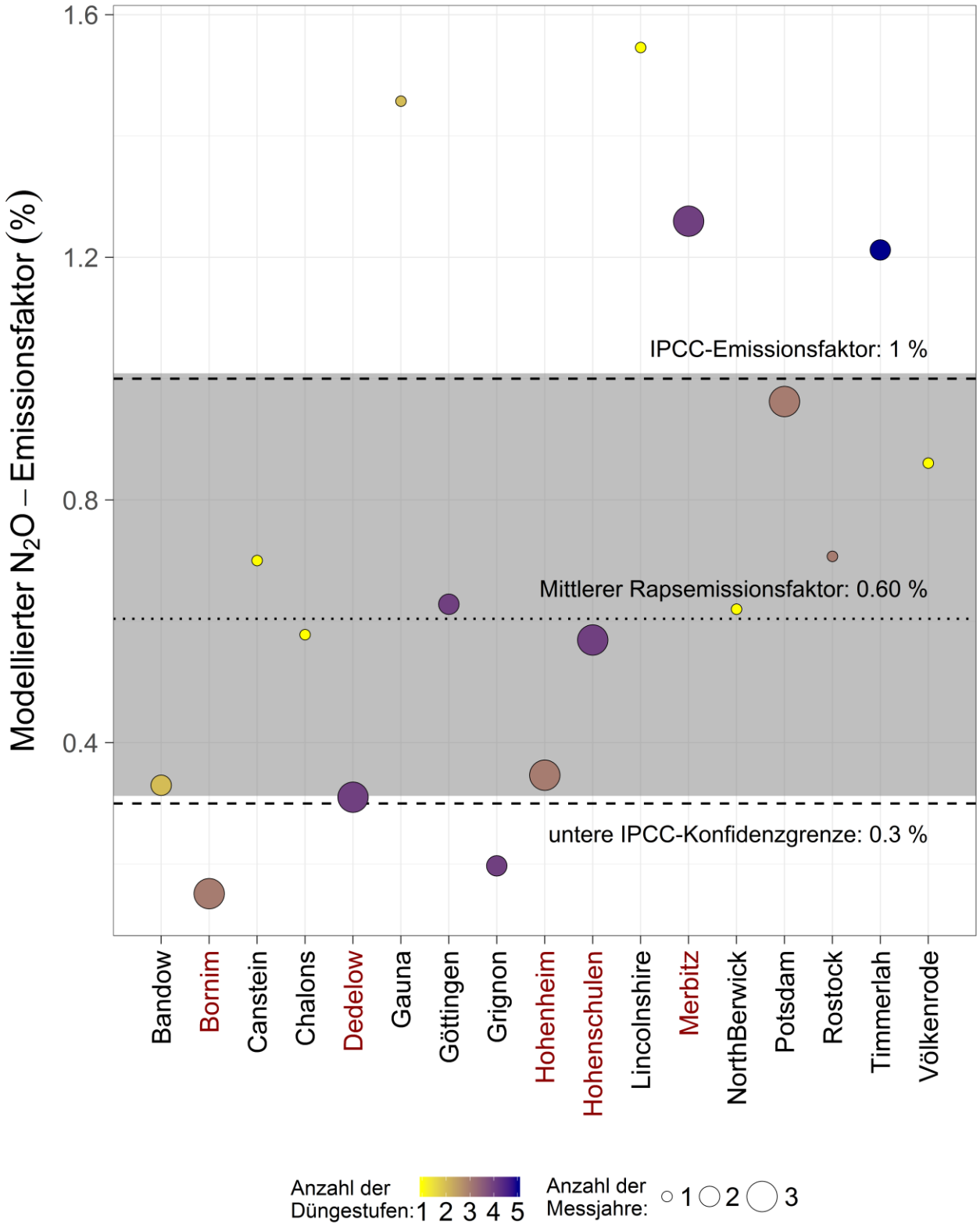

Abbildung 10: Vergleich der modellierten Emissionsfaktoren bei 200 kg Stickstoffdüngung. Die Variabilität der Feldversuche im Projekt entspricht etwa der Variabilität der zuvor publizierten Studien. Grau hinterlegt ist das 95 % -Konfidenzintervall des neuen rapsspezifischen Emissionsfaktors für direkte N_2O-Emissionen.

1.1.2. Modellierung der Stickstoffdynamik und –emissionen im Rapsanbau

Zusammenfassung
Die Nitratauswaschung an den Standorten konnte erfolgreich modelliert werden. Die modellierten Auswaschungsverluste von 6 – 15 % des Gesamtstickstoffinputs lagen deutlich unterhalb des IPCC-Werts von 30 % für humide Standorte. Dies weist darauf hin, dass die Emissionsfaktoren für die Nitratauswaschung beim Rapsanbau noch einmal systematisch untersucht werden sollte.

1.1.2.1. Modellkonzept

Das vorrangige Ziel im Rahmen dieses Projektes bestand darin, die Nitrat-Auswaschung (im Weiteren N-Auswaschung genannt) für den Winterrapsanbau in der Fruchtfolge Wintergerste-Winterraps-Winterweizen) zu quantifizieren. Das genutzte Simulationsmodell wurde in HUME (Kage und Stützel, 1999), einer komponentenbasierten, objektorientierten Modellplattform erstellt. Es besteht aus Teilmodellen, die das Pflanzenwachstum und die N-Aufnahme, die Evapotranspiration, den Bodenwasser- und NO_3-Transport, und die Mineralisation unter Berücksichtigung der Bodentemperatur beschreiben.

Das Pflanzenwachstum sowie die N-Aufnahme für Winterraps und Winterweizen wurde mittels zweier dynamischer Submodelle, die in früheren Forschungsarbeiten innerhalb der Arbeitsgruppe Kage entwickelt wurden (Winterraps → Weymann (2015); Winterweizen → Ratjen und Kage (2015)), abgebildet. Das Submodell Mineralisation wurde bereits im Schlussbericht zum Verbundvorhaben „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ ausführlich beschrieben (Hagemann *et al.*, 2016). Zusammenfassend besteht das Modul zur Berechnung der C- und N-Mineralisation aus 4 C-„Pools“: mikrobielle Biomasse im Boden (BIOM), organische Bodensubstanz (SOM), abbaubare Pflanzenreste (DPM), resistente Pflanzenreste (RPM). Die Größe der korrespondierenden N-„Pools“ werden aus C:N-Verhältnissen abgeleitet (CN_{DPM}=6:1; CN_{RPM}=150:1; CN_{BIOM}=8:1; CN_{SOM}=10:1). Die Humusgehalte wurden Messwerten entnommen und standortspezifisch berücksichtigt. Zur Berechnung der vertikalen Nitratverlagerung im Bodenprofil wurde ein Dispersions-Konvektionsmodell verwendet, das mit einem schichtbasierten Bodenwassermodell gekoppelt war. Nitrat, das im Modell über die Bilanzierungstiefe von 90 cm hinweg in tiefere Schichten verlagert wird, wurde als Auswaschung quantifiziert.

Stündlich gemessene Werte von Wetterstationen in der Nähe der Versuchsfelder wurden als Modell-Input für Umweltgrößen wie Strahlung, Lufttemperatur und Niederschlag verwendet.

1.1.2.2. Modellinitialisierung und - parametrisierung

Der betrachtete Zeitraum ersteckte sich über 21 Monate von der Ernte der Vorfrucht Wintergerste vor dem Raps (Juli) bis Ende der Bestockung des dem Raps nachfolgenden Winterweizen (März).

Voraussetzung für eine valide Quantifizierung der N-Auswaschung ist eine hinreichende Beschreibung der Randbedingungen. Hierzu wurden Messergebnisse der folgenden drei Varianten aus dem gemeinsamen Messprogramm zur Modellparametrisierung herangezogen:

N-Mineraldüngung 180 kg zu Raps (90 + 90) (= **180-Min Variante**); zu WW ortsübliche N-Düngung.

Vollständiger Ersatz von N-Mineraldünger im Raps durch Gärreste ohne Nitrifikationshemmstoff, 180 kg NH_4-N zu Raps in 2 Gaben (= **180-Org Variante**); zu WW ortsübliche N-Düngung.

Keine N-Düngung zu Raps (= **0-Min Variante**), zu WW ortsübliche N-Düngung.

Folgende Messdaten wurden genutzt: Bodenwassergehalte, N_{min}-Daten, Blattflächenindex (LAI), N-Aufnahme des Rapses. Vier Handernten während der Vegetationsperiode und eine Handernte unmittelbar vor der Ernte dienten u. a. dazu, die N-Aufnahme des Sprosses von Winterraps zu bestimmen und den N-

Aufnahmeverlauf des Winterrapsmodells anzupassen. Abbildung 11 zeigt die Abbildungsgüte der simulierten N-Aufnahmen für die 5 Standorte. Sie ist insgesamt als zufriedenstellend einzustufen.

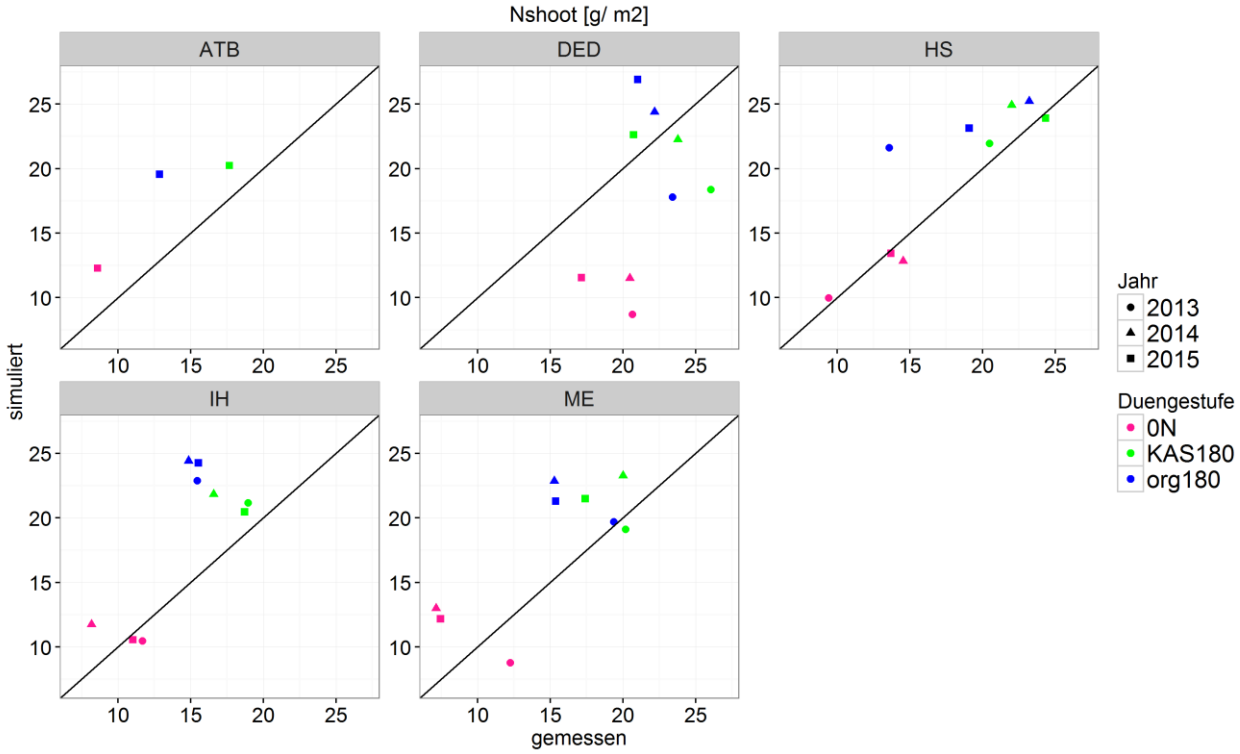

Abbildung 11: N-Aufnahme im Spross (Nshoot) bei Winterraps [g N m^{-2}]. (ATB-Berge; DED: Dedelow; HS: Hohenschulen; IH: Hohenheim; ME: Merbitz)

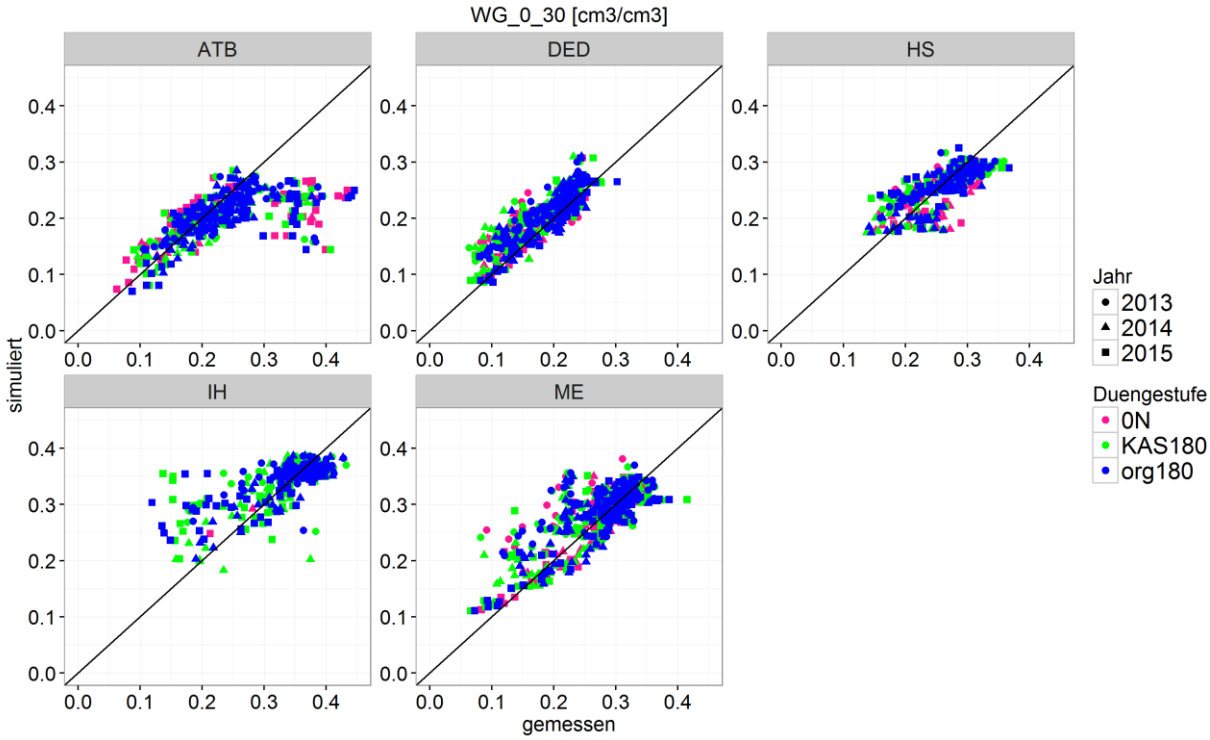

Abbildung 12: Volumetrischer Wassergehalt im Bodenhorizont 0-30 cm. (ATB-Berge; DED: Dedelow; HS: Hohenschulen; IH: Hohenheim; ME: Merbitz)

Ausgehend von erhobenen Bodentexturen wurde das Bodenwassermodell standortspezifisch an gemessene Wassergehaltsverläufe angepasst. Exemplarisch ist der volumetrische Wassergehalt im Bodenhorizont 0-30 cm in Abbildung 12 dargestellt. Für die Standorte Hohenschulen, Merbitz und Dedelow wurden die gemessenen Wassergehalte durch das Modell gut wiedergegeben, für Berge wurden die höheren Wassergehalte unterschätzt, für Hohenheim die niedrigeren Wassergehalte überschätzt. Dies trifft auch im Wesentlichen für die tieferen Bodenschichten (30-60 cm bzw. 60-90cm) zu.

Die Menge der Ernteresiduen der Vorfrucht Wintergerste wurde anhand von Handbeprobungen empirisch ermittelt und diente als initialer Systeminput für das Submodell Mineralisation. Ernteresiduen des Winterrapses wurden mittels des Winterrapsmodells kalkuliert.

Die Umsetzungsrate der organischen Bodensubstanz k_{SOM_BIOM} wurde anhand von N_{min}-Messwerten und gemessener N-Aufnahme standortspezifisch parametrisiert. Die weiteren Umsetzungsraten wurden wie beim Verbundvorhaben „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ Literaturwerten entnommen (Hagemann *et al.*, 2016). Die Tabelle 3 zeigt die gegenüber dem Maisprojekt geänderten Werte im jetzigen Projekt auf.

Tabelle 3: Im Teilmodell Mineralisation gegenüber dem Maisprojekt veränderte Parameterwerte.

Parameter		Einheit	Wert	Literatur/ Anpassung
$k_{SOM \rightarrow BIOM}$	ATB	d^{-1}	0.000450	angepasst
	DED		0.000900	angepasst
	IHO		0.000550	angepasst
	HS		0.000468	angepasst
	ME		0.000550	angepasst
k_{nit}	allg.	d^{-1}	0.3	angepasst an NH_4-N-Dynamik im Boden
	ATB		0.2	angepasst an NH_4-N-Dynamik im Boden

Der applizierte mineralische Stickstoffdünger (KAS) wurde im Düngungsmodul entsprechend seiner Zusammensetzung zu gleichen Teilen als Input dem Ammonium-Pool und dem Nitrat-Pool zugeführt. Der Gärreststickstoff wurde anhand der Analyseergebnisse in NH_4-N und organischen Stickstoff (Norg) aufgeteilt, wobei Norg wiederum auf die Poole DPM und RPM verteilt wurde. Da das in der AG-Kage vorhandene ALFAM-basierte Teilmodell zur NH_3-Verflüchtigung (Ni *et al.*, 2012) für den Datensatz des Projektes nur unbefriedigende Ergebnisse lieferte, wurden die NH_3-Verluste in Form der Messwerte in der Modellierung der N-Dynamik berücksichtigt, d.h. NH_4-N des Gärrestes wurde um die gemessenen NH_3-Verluste vermindert und dann als Modellinput für das Düngungsmodul verwendet.

Bei Winterraps wurde für den gedüngten mineralischen Stickstoff ein Wiederfindungsrate (f_{rec}) von 70% unterstellt, d.h. 30% des gedüngten mineralischen Stickstoffs werden nach der Düngung schnell im Boden festgelegt und stehen den Pflanzen nicht zeitnah zur Verfügung, sondern werden erst im späteren Verlauf der Fruchtfolge wieder freigesetzt, wobei das Modell diese Wiederfreisetzung z.Zt. noch nicht abbildet. Dieser Sachverhalt wurde anhand einer N-Bilanz (N-Aufnahme minus N-Angebot) aus den Messdaten für Winterraps abgeleitet.

Die Abbildung 11 veranschaulicht, exemplarisch für Hohenschulen im Anbaujahr 2014, die Nitratverlagerung im Bodenprofil in Abhängigkeit von Niederschlag, N-Aufnahme und Mineralisation innerhalb des simulierten Zeitraums.

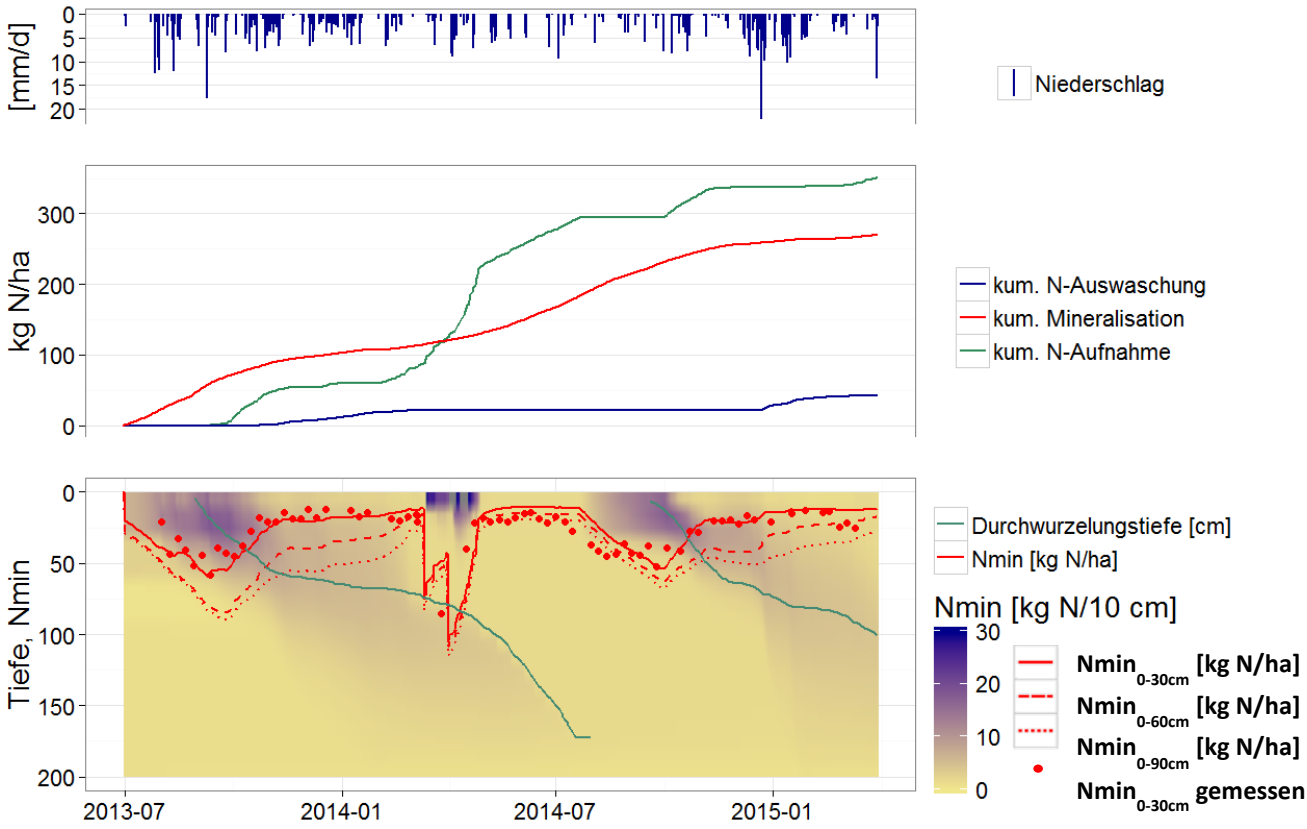

Abbildung 13: Simulation der N-Auswaschung für Hohenschulen im Rapsanbaujahr 2014.

Das Submodell Mineralisation war in der Lage, die Dynamik der gemessenen N_{min}-Werte gut abzubilden. Es ist zu erkennen, dass der Raps den Boden bis in tiefe Schichten durchdringt und zuvor tiefer verlagertes Nitrat noch aufnimmt. Durch Bodenbearbeitung nach der Rapsernte wird die Mineralisation in der oberen Bodenschicht beschleunigt. Das freigesetzte Nitrat wird durch Sickerwasser in tiefere Schichten verlagert und nicht gänzlich durch den Winterweizen im betrachteten Zeitraum aufgenommen, sodass es hier zu Auswaschungsverlusten kommt.

1.1.2.3. Simulationsstudie

Um eine Aussage zu N-Auswaschungsniveaus der einzelnen Standorte treffen zu können, wurden anhand von mehrjährigen Wetterdaten Simulationsstudien durchgeführt. Für die Simulationsstudien wurden für die einzelnen Standorte Wetterdaten des DWD von 1991 – 2016 verwendet. Die Modellparametrisierung für die 180-Min Varianten und die 180-Org Varianten wurde standortspezifisch für jeden Simulationslauf beibehalten. Innerhalb der Simulationsstudie wurde für alle Standorte der gleiche Gärrest appliziert. Dieser wurde aus dem Mittel der Gärresteigenschaften aller Standorte und Versuchsjahre generiert. Die NH_4-N-Menge des Gärrestes wurde jeweils standortspezifisch um das Mittel der gemessenen NH_3-Verluste der 3 Messjahre reduziert. Zusammensetzung und Quantität der Ernteresiduen der Vorfrucht Wintergeste, die als Modell-Input dienten, wurden aus dem mittleren Strohertrag anhand der dreijährigen Ertragsdaten standortspezifisch kalkuliert. Die Bestandsführung wurde regionalisiert und leitete sich aus dem mittleren Management der 3 Versuchsjahre je Standort ab. Es wurde jeweils der Zeitraum vom 01.07. eines Jahres (Ernte Wintergerste) bis zum 31.03. des übernächsten Jahres (Schossbeginn Winterweizen) gerechnet (1991-2016). Für die im Folgenden dargestellten Ergebnisse (Abbildung 14) wurde dann der Bilanzierungszeitraum vom 01.04. (unter Winterraps) bis zum 31.03. (unter Winterweizen nach

Winterraps), also 12 Monate berücksichtigt. Der Simulationszeitraum davor gewährleistet als Vorlauf das Einstellen realistischer Wasser- und N_{min} -Gehalte zu Beginn des betrachteten Zeitraums.

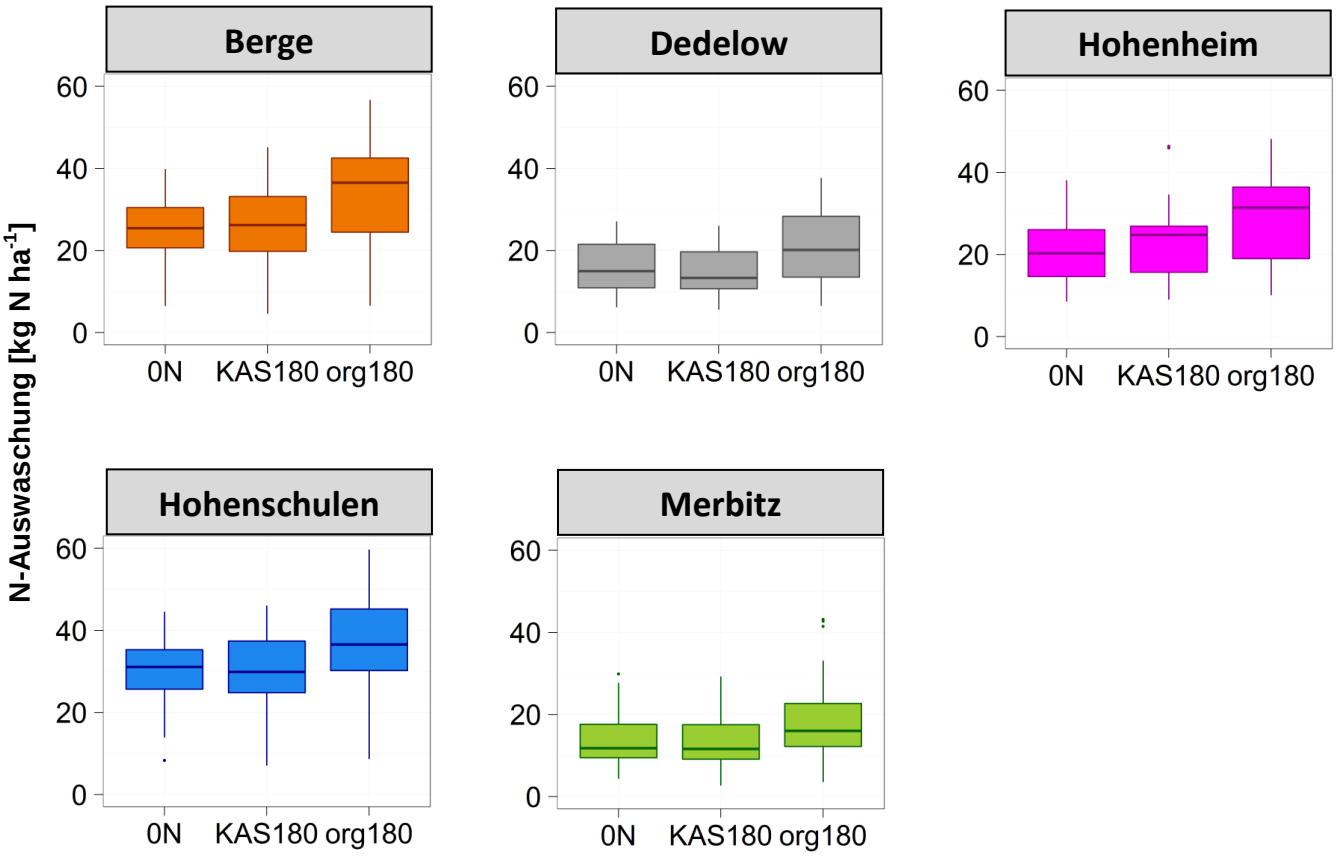

Abbildung 14: N-Auswaschungsniveau im Bilanzierungszeitraum 01.04. – 31.03. als Ergebnis der mehrjährigen Simulationsstudie.

An allen Standorten befinden sich die N-Auswaschungsverluste der 0-Min Variante und die 180-Min Variante auf ähnlichem Niveau. Dieses zunächst überraschende Ergebnis erklärt sich durch die geringeren Rapsstroherträge bei der 0-Min Variante. Hierdurch kommt es im Herbst zu einer geringeren Immobilisierungsleistung als bei der 180-Min Variante, so dass freies Nitrat vorhanden ist, was ausgewaschen werden kann und somit ähnliche Niveaus wie bei der mineralisch gedüngten Variante erreicht werden. Durch z.T. späte Mineralisation des organischen Gärrest-Stickstoffs und generell höhere Gesamt-N-Applikationen bei der 180-Org Variante stellt sich ein höheres Auswaschungsniveau ein. Berge als Standort mit leichtem Boden und Hohenschulen als Standort mit hohen Niederschlägen weisen höhere N-Auswaschungen auf als Dedelow und Hohenheim. Der Schwarzerdestandort Merbitz weist die niedrigsten Auswaschungsverluste auf. Nach IPCC Kalkulationsregeln (Paustian *et al.*, 2006) sind an humiden Standorten N-Auswaschungsverluste in Höhe von 30% des gesamten N-Inputs (Düngung + Ernteresiduen) in Anrechnung zu bringen. In Bezug zum Gesamt-N-Input sind die simulierten N-Auswaschungsverluste bei der 180-Min Variante mit 6-15% zu quantifizieren, bei der 180-Org Variante sind es 6-13% und damit deutlich geringer als nach IPCC. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die durchgeführten Berechnungen nur die N-Austräge im direkten Folgewinter nach Raps berücksichtigen. Die durch mineralische Düngung erhöhten N-Mengen in den Ernterückständen und organischen N-Mengen der Gärrestvarianten wirken jedoch in gewissem Anteil länger auf die N-Freisetzung und damit auf die N-Auswaschung.

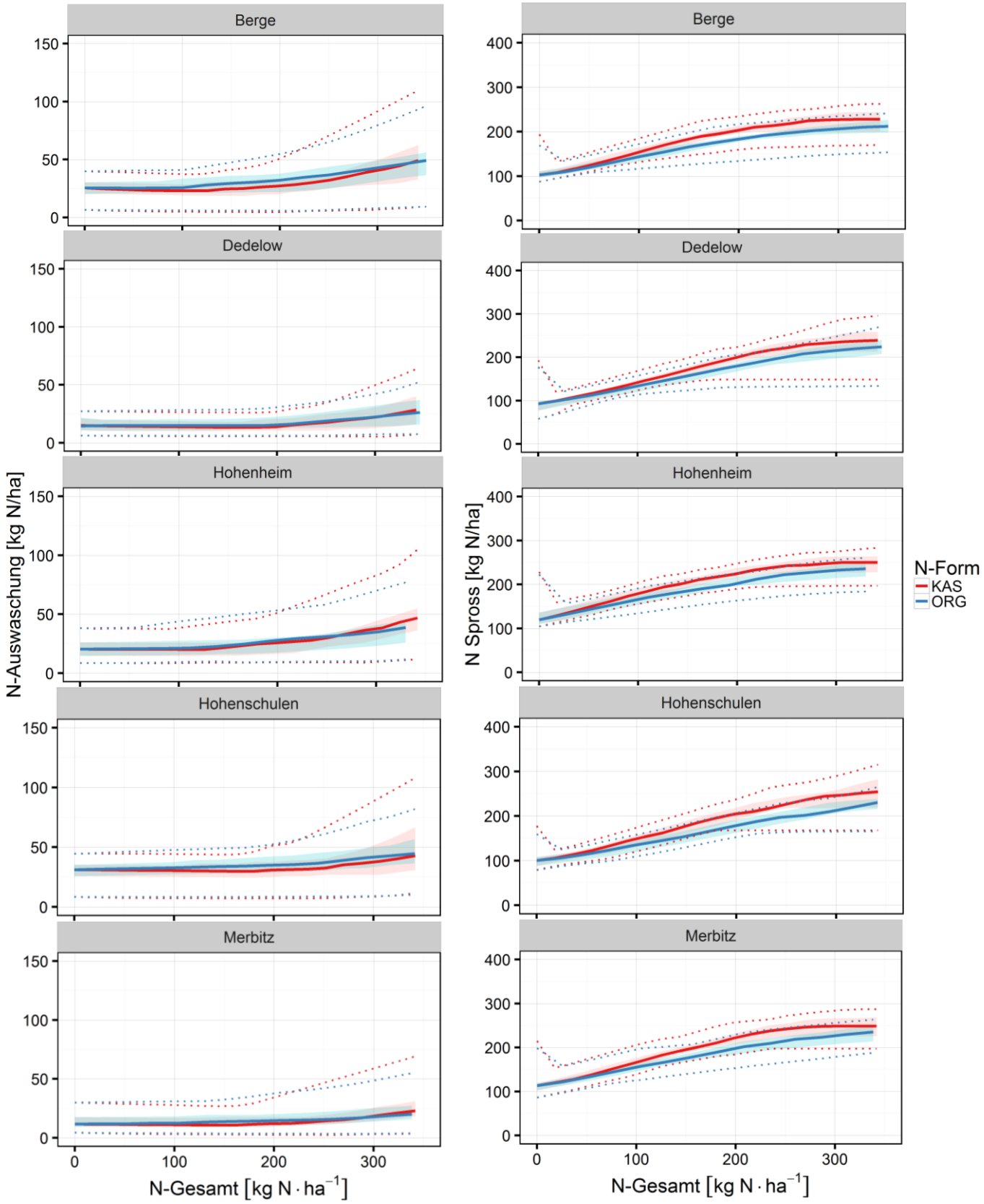

Abbildung 15: Einfluss der N-Menge und Düngerform auf N-Auswaschung und N-Aufnahme. Durchgezogene Linie = Median; farbige Fläche = Quartilabstand, gepunktete Linie = Min. & Max.

1.1.2.4. Sensitivitätsanalyse N- Düngermenge und Düngerform

Es wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um den Einfluss der Gesamt-N-Düngungshöhe und der N-Form auf die N-Auswaschung abschätzen zu können. In den oben beschriebenen Basisszenarien wurde die Düngermenge schrittweise von 0 kg N/ha auf das doppelte der N-Düngung der Basisszenarien erhöht (180 Min: 0-360 kg Gesamt-N/ha, Org: Norg: 0-488/ 550 kg Gesamt-N/ha). Neben der N-Auswaschung wurde auch die N-Aufnahme berechnet (Abbildung 15). Die Funktionen der N-Aufnahme weisen einen realistischen Verlauf auf, wobei die N-Aufnahme bei organischer Düngung stets ein niedrigeres Niveau zeigt. Anfangs gibt es ein konstantes Niveau der N-Auswaschung, das unabhängig von der N-Menge ist. Verringert sich die N-Aufnahme (Kurve wird flacher bis hin zur Sättigung), steigt die N-Auswaschung an, wobei es standortspezifische Unterschiede gibt.

1.1.2.5. Modellierung direkter N_2O-Emissionen

Die Aktivitäten bezüglich der Prozessmodellierung direkter N_2O-Emissionen im Rapsanbau wurden im Rahmen des Verbundvorhabens „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“; Teilvorhaben 8: „Modellentwicklung und- anwendung“ von Frau Dr. Astrid Knieß und Frau Dr. Dorothee Neukam durchgeführt und sind dem entsprechenden Endbericht (Hagemann *et al.*, 2016) zu entnehmen.

1.1.3. THG-Bilanz des Rapsanabaus in den deutschen NUTS2-Gebiete und ökonomische Bewertung von Minderungsoptionen

Eine ausführlichere Darstellung der THG-Bilanz des Rapsanbaus in den deutschen NUTS2-Gebieten sowie die ökonomische Bewertung von Minderungsoptionen finden sich im separaten Abschlussbericht des Teilprojekts 22403612 (Riemer und Heilmann, 2016, Laufzeit bis 30.07.2016).

1.1.4. Bewertung von Fruchtfolgeeffekten

Zusammenfassung

Raps erzeugt über seine Vorfruchtwirkung einen erheblichen Mehrwert. Aus Exaktversuchen in Hohenschulen kann ein potentielles Einsparpotential für die Weizendüngung nach Raps von mehr als 50 kg N bei gleichzeitigen Mehrerträgen von fast 7 dt abgeleitet werden. In der Praxis umgesetzt wird dagegen eine Düngereinsparung von etwa 5 kg N bei einem Weizenmehrertrag von 5,6 dt, wobei aber erhebliche regionale Unterschiede bestehen. Häufige wird allerdings Weizen mit einem höheren Qualitätsziel nach Raps angebaut.

Umgekehrt profitiert der Rapsanbau auch von Vorfruchteffekten. Mit zunehmender Rapsanbaukonzentration sinkt der Ertrag erheblich. Leguminosen als Vorfrucht vor Raps bieten ein deutliches Potential zur Minderung der Stickstoffdüngung und somit entsprechenden Einsparungen an Treibhausgasemissionen.

Obwohl Fruchtfolgeeffekte unbestreitbar Auswirkungen auf die tatsächliche Treibhausgasbilanz haben, ist ihre systemkonforme Anrechnung schwierig und es existiert noch kein anerkanntes Konzept dazu. Im Rahmen des Vorhabens wurden hierzu Vorschläge erarbeitet und an ausgewählten Daten evaluiert.

Gerade in Getreidefruchtfolgen bietet Winterraps über seine positiven Fruchtfolgeeffekte große Vorteile im Hinblick auf die Einsparung von Düngerstickstoff und Pflanzenschutzmitteln in den Folgekulturen. Der Rapsanbau ist allerdings auch auf die Einbindung in geeignete Fruchtfolgen angewiesen. Im Projekt wurden daher Fruchtfolgeeffekte von und auf Raps ausführlich untersucht.

1.1.4.1. Ansätze zur Bewertung des Vorfruchtwertes von Winterraps

Vorfruchteffekte oder, sofern es sich um die positive Beeinflussung der Folgefrucht handelt, auch der Vorfruchtwert, können vielfältige Ursachen haben und sind in ihrer vollständigen kausalen Wirkweise nicht umfassend verstanden. Relativ gut in Versuchen messbar sind jedoch die direkten Effekte, die eine Vorfrucht auf die Höhe der optimalen N-Düngung und das Ertragspotential der Folgefrucht hat.

In ihrer Studie veröffentlichten Sieling *et al.* (2005) Winterweizen-Ertragsfunktionen sowohl nach Winterraps-Vorfrucht als auch nach einmaligem und zweimaligem vorhergehenden Winterweizenanbau. Dabei ist hervorzuheben, dass die jeweilige Furchtfolgestellung in jedem Versuchsjahr vorhanden war, die Versuchsanlage also sicherstellte, dass in jedem Jahr sowohl „Rapsweizen“ (Winterweizen mit Winterraps als Vorfrucht), als auch „Stoppelweizen“ (einmalig Winterweizen als Vorfrucht, Winterraps als Vor-Vorfrucht) sowie auch ein „3. Weizen“ (Vorfrucht Winterweizen, Vor-Vorfrucht ebenfalls Winterweizen) angebaut wurde. Da im Versuch die N-Düngung variiert wurde, lässt sich der Vorfruchteffekt in diesem Versuch sehr gut quantifizieren. Abbildung 16 zeigt die Ertragsfunktion von Rapsweizen, Stoppelweizen und dem dritten Weizen in Selbstfolge aus der Studie von Sieling *et al.* (2005). Es zeigt sich ein deutlicher Effekt der Vorfrucht auf die Ertragsfunktion, wobei sich der Vorfruchtwert sowohl im N-Bedarf als auch im Ertragspotential manifestiert. Die optimale N-Düngung des Rapsweizens fällt deutlich niedriger aus, als dies beim Stoppelweizen der Fall ist. Gleichzeitig kann dieser, auch bei erhöhter N-Düngung, das Ertragsniveau des Rapsweizens nicht erreichen. Zwischen Stoppelweizen und dem dritten Weizen in Selbstfolge zeigt sich ein weiteres Absinken des Ertragspotentials. Der N-Bedarf des 3. Weizens bleibt ungefähr gleich auf dem, gegenüber Rapsweizen erhöhten, Niveaus des Stoppelweizens.

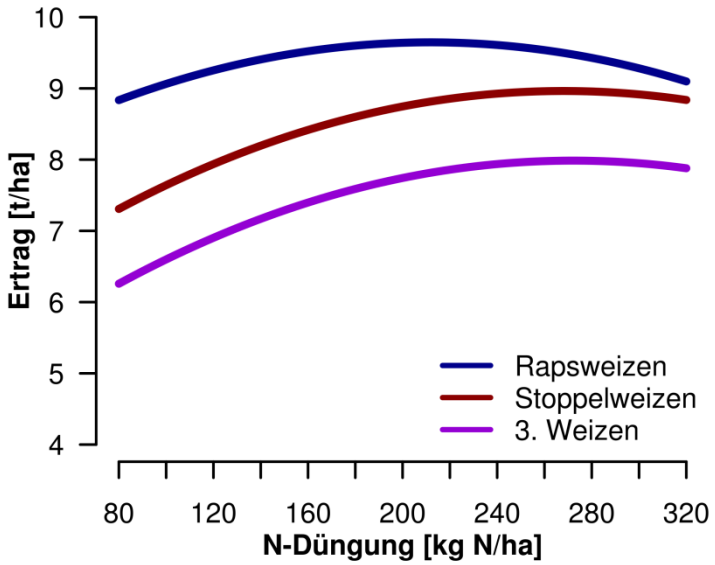

Abbildung 16: Ertragsfunktionen von Winterweizen angebaut nach Winterraps („Rapsweizen“, blau), nach Winterweizen („Stoppelweizen“, rot) und nach zweimaligem vorhergehenden Weizenanbau („3. Weizen“, violett). Ertragsfunktionen entnommen aus Sieling *et al.* (2005).

In der gegenwärtigen Form der THG-Bilanzierung von Bioenergieproduktionssystemen erstreckt sich der Bilanzierungszeitraum über eine Phase die mit der Ernte der Vorfrucht beginnt und bis zur Ernte der zu bilanzierenden Kultur andauert. Daraus folgt, dass die oben beschriebenen Effekte zurzeit nicht in der Bilanzierung erfasst werden, denn die Wirkung des Rapsanbaus auf die folgende Kultur liegt außerhalb des betrachteten Bilanzierungszeitraumes. Im Folgenden soll kurz skizziert werden, in welcher Größenordnung diese durch die Wahl des Bilanzierungszeitraums unberücksichtigten Effekte liegen können.

Da die THG-Emissionen des Rapsanbaus vom Einfluss der N-Düngung dominiert werden (Pahlmann *et al.*, 2013) stellt sich zunächst die Frage, wie hoch der N-bedingte Anteil am Vorfruchtwert ist. In den Daten von Sieling *et al.* (2005) liegt die ökonomisch optimale N-Düngung des Weizen nach Rapsvorfrucht 57 kg N/ha unterhalb der ökonomisch optimalen N-Düngung zum Stoppelweizen (Tabelle 4). Es wurde daher untersucht, wie sich die berechneten Emissionen des Winterrapsanbaus verändern, wenn dieser Vorfruchtwert dem Raps „gutgeschrieben" wird, also der N-Input zum Winterraps rechnerisch um diesen Betrag verringert wird. Da aus dem vorliegenden Daten des Weizenversuchs von Sieling *et al.* (2005) keine Ertragsfunktion für Winterraps ermittelt werden können, wurden die von Pahlmann *et al.* (2013) veröffentlichten Ertragsfunktionen und THG-Emissionsberechnungen verwendet. Es liegen Daten zu Winterraps in verschiedenen Anbausystemen mit variierender Fruchtfolge und Bodenbearbeitungs-systemen vor. Für den beschriebenen Zweck wurde Raps aus einem Winterraps-Winterweizen-Wintergerste Anbausystem mit Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung gewählt. Die Berechnungen wurden mit den in Pahlmann *et al.* (2013) beschriebenen Inputfaktoren entsprechend der aktualisierten Version des Biograce (2015) -Tools berechnet. Der Effekt der oben skizzierten hypothetischen „N-Gutschrift" hätte in diesem Fall eine Reduktion der spezifischen Anbauemissionen um rund 6,5 g CO_{2eq}/MJ RME (nach Konversion und Allokation) bedeutet.

Diese auf N fokussierte Betrachtungsweise erfasst dabei allerdings nur einen Teil des Vorfruchteffektes, nämlich nur jene Effekte, die sich in einem veränderten Düngebedarf manifestieren. Eine Beeinflussung des Ertragspotentials wie sie in den Daten ebenfalls erkennbar ist wird hierbei nicht erfasst. Dieser Mangel soll in einem alternativen Ansatz behoben werden, indem der Vorfruchtwert direkt durch den Vergleich der Folgefrüchte quantifiziert werden soll. Ziel war es dabei, für den in kg N/ha und Naturalertrag ermittelten Vorfruchtwert in eine, zu den spezifischen THG-Emissionen des Rapsanbaus vergleichbare, einheitliche Bezugsbasis zu überführen.

Zu diesem Zweck wurde der nach den unterschiedlichen Vorfrüchten angebaute Weizen einer hypothetischen Verwertung als Weizen zur Ethanolgewinnung zugeführt. Entsprechend eines Ethanol-Pathways des Biograce (2015) -Tools erfolgte eine Berechnung der spezifischen Anbauemissionen des Winterweizenanbaus für Rapsweizen, Stoppelweizen und dem 3. Weizen auf Basis der Ertragsdaten und Daten zur N-Düngung von Sieling *et al.* (2005). Dadurch wurde für den Vorfruchtwert die gleiche Bezugsbasis (g $CO2_{eq}$/MJ Biokraftstoff) wie für die Emissionsberechnungen des Winterrapses hergestellt.

In Tabelle 4 sind die ökonomisch optimalen N-Aufwandsmengen sowie die dabei erzielten Erträge in Abhängigkeit von der Vorfrucht dargestellt. Die ausgewiesenen spezifischen THG-Emissionen des Anbaus sind entsprechend der Vorgaben für Ethanol aus Weizen berechnet. Es zeigen sich deutliche Vorteile des Weizens nach Raps gegenüber Stoppelweizen oder dem dritten Weizen in Selbstfolge. Der Vorteil des Rapsweizens gegenüber dem Stoppelweizen beträgt in diesem Versuch 7,6 g CO_{2eq}/MJ, was rund 25% der Emissionen des Winterrapsanbaus (Standardwert der EU- RED) entspricht. Der Vergleich der berechneten CO_2-Emissionen erfasst sowohl die Ertragswirkung einer Vorfrucht-Folgefrucht Wechselbeziehung als auch die Unterschiede im N-Bedarf der Kulturen. Damit fällt sie höher aus, als die reine Bertachtung des N-Effektes (6,5 g CO_{2eq}/MJ).

Gegenwärtig fließen die oben abgeleiteten Vorfruchteffekte nicht in die Berechnungen des CO_2-Minderungspotentials nach EU-RED ein. Diese Vorgehensweise, bei der Bilanzierung einer einzelnen ackerbaulichen Kultur Vorfruchteffekte unberücksichtigt zu lassen, erscheint unbefriedigend, da diese durchaus beachtlich sein können. Inwieweit die im Versuch gezeigten Effekte auch tatsächlich in der Praxis, zum Beispiel durch angepasste Düngung, zum Tragen kommen, muss sich anhand von Praxisdaten zeigen.

Tabelle 4: Maximal erreichbare (Y_{max}) sowie ökonomisch optimale Winterweizen-Erträge (Y_{opt}) und die dazu notwendigen N-Aufwandsmengen (N_{max}, N_{opt}) nach Ertragsfunktionen von Sieling *et al.* (2005) in drei unterschiedlichen Fruchtfolgestellungen: Winterweizen angebaut nach Winterraps („Rapsweizen"), nach Winterweizen („Stoppelweizen") und nach zweimaligem vorhergehenden Weizenanbau („3. Weizen"). Die Treibhausgas-(THG-) Emissionen des Weizenanbaus bei optimaler (THG_{Nopt}) oder zum Erreichen des Maximalertrags notwendiger (THG_{Nmax}) N-Düngung, wurden entsprechend der Vorgaben für Ethanol als Biokraftstoff (Biograce, 2015) berechnet.

Fruchtfolgeglied	N_{max} [kg N/ha]	Y_{max} [t/ha]	N_{opt} [kg N/ha]	Y_{opt} [t/ha]	THG_{Nmax} [g CO_{2eq}/MJ]	THG_{Nopt} [g CO_{2eq}/MJ]
Rapsweizen	212	9.65	158	9.51	29.8	25.0
Stoppelweizen	268	8.96	215	8.83	37.4	32.3
3. Weizen	272	7.99	219	7.85	41.7	36.0

1.1.4.2. Ausnutzung des Vorfruchteffekts in der landwirtschaftlichen Praxis

Da die Treibhausgasbilanz des Rapsanbaus keine potentiellen, sondern nur tatsächlich genutzte Vorfruchtwerte berücksichtigen kann, wurde untersucht, inwieweit diese in der Praxis umgesetzt werden.

Schlagspezifische Auswertungen zur Fruchtartendiversität zeigen in Teilen Deutschlands hohe Anteile von Winterweizen in Selbstfolge. Im Erntejahr 2010 wurden z.B. in Niedersachsen (NI) im Durchschnitt 30 % des Winterweizens als Stoppelweizen angebaut (Steinmann und Dobers, 2013). Im Zeitraum 2005 bis 2010 konnten auf 15% der untersuchten Ackerfläche Anbausequenzen mit mindestens 4 Jahren Weizenanbau festgestellt werden. Bei derart hohen Anteilen von Weizenselbstfolgen sind Verluste von Bodenfruchtbarkeit, sowie ein erhöhter Pflanzenschutzmittelaufwand zu erwarten (Andert *et al.*, 2016). Demgegenüber kann die Integration von Blattfrüchten wie Winterraps in getreidebetonten Fruchtfolgen die Intensität und damit die Treibhausgasemissionen des Getreideanbaus verringern. Exaktversuche belegen, dass durch das hohe Stickstoffangebot, eine bessere Bodenstruktur und ein in der Regel geringerer Befall mit typischen Schaderregern beim Weizenanbau nach Raps im Gegensatz zum Weizenanbau in Selbstfolge der Aufwand für die Düngung und den Pflanzenschutz bei gleichzeitig höheren Erträgen reduziert werden kann (Schönhammer und Fischbeck, 1987; McEwen *et al.*, 1990; Kirkegaard *et al.*, 2008; Chen und Weil, 2010; Angus *et al.*, 2015; Sieling und Christen, 2015; St. Luce *et al.*, 2016). Da Exaktversuche intensiv betreut werden und zeitlich sowie räumlich begrenzt sind, ist eine direkte Übertragung in die Praxis fragwürdig (Bourgeois und Entz, 1996). Des Weiteren ist unklar wie sich die Vorfruchteffekte in unterschiedlichen Regionen im Hinblick auf die unterschiedlichen Boden- und Witterungsverhältnisse sowie Management in Deutschland verhalten. Daher wurden zur Quantifizierung von Vorfruchteffekten von Raps auf Weizen in der Praxis schlagspezifische Ertrags- und Bewirtschaftungsdaten in Bezug auf den Ertrag und die Stickstoffdüngung analysiert. Ein Vergleich der Ergebnisse mit Düngungsempfehlungen und Exaktversuchen soll zeigen, inwieweit Empfehlungen zur Stickstoffeinsparung sowie Ertragsvorteile unter Praxisbedingungen realisiert werden.

Praxisdaten auf Schlagebene stammen aus der Besonderen Ernte- und Qualitätsermittlung (BEE) und der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE). Die Statistischen Landesämter führen im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft jährlich die BEE zur Ermittlung der Erntemenge und -qualität bestimmter Fruchtarten durch. Die BEE-Daten enthalten unter anderen Angaben zu den schlagspezifischen Weizenerträgen, der Vorfrucht, der Ackerzahl sowie der Sorte und damit zum Produktionsziel des Weizens. Die BEE erfasst jedoch nicht die mineralische und organische Düngung, für deren Bewertung Daten aus der derzeit noch nicht abgeschlossenen BZE herangezogen wurden. Die BZE erfasst die Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff an ca. 3100 Punkten in einem 8 x 8 km Raster auf der

landwirtschaftlichen Nutzfläche Deutschlands (Bach *et al.*, 2011). Zusätzlich werden für jeden Schlag, auf dem ein Probenpunkt liegt, die Bewirtschaftungsdaten wie Fruchtart, Ertrag, mineralische und organische Stickstoffdüngung der letzten 10 bis 15 Jahre vor der Probenahme erfasst. Die Umrechnung der organischen Düngung in Stickstoff (N) erfolgte mit Hilfe typischer N- und Trockensubstanzgehalte. Zur Bestimmung des wirksamen Gesamt-N wurde der organische N mit dem jeweiligen Mineraldünger-äquivalent multipliziert und das Ergebnis im Anschluss mit dem mineralischen N addiert. Die Analyse der gesamten Managementdaten erfolgte auf Länderebene. Zur Überprüfung der Repräsentativität der Daten wurde das mittlere Verhältnis der Datenpunkte zu der mittleren Weizenanbaufläche im Untersuchungszeitraum untersucht. Zusätzlich wurden die bundeslandspezifischen mittleren Verhältnisse von Raps- und Getreidevorfrucht sowie von organischer N-Düngung zur Gesamt-N-Düngung ermittelt. Die statistische Modellierung der Unterschiede im Ertrag und der N-Düngung im Weizenanbau bei Raps- und Getreidevorfrucht erfolgten mit Hilfe linear gemischter Modelle.

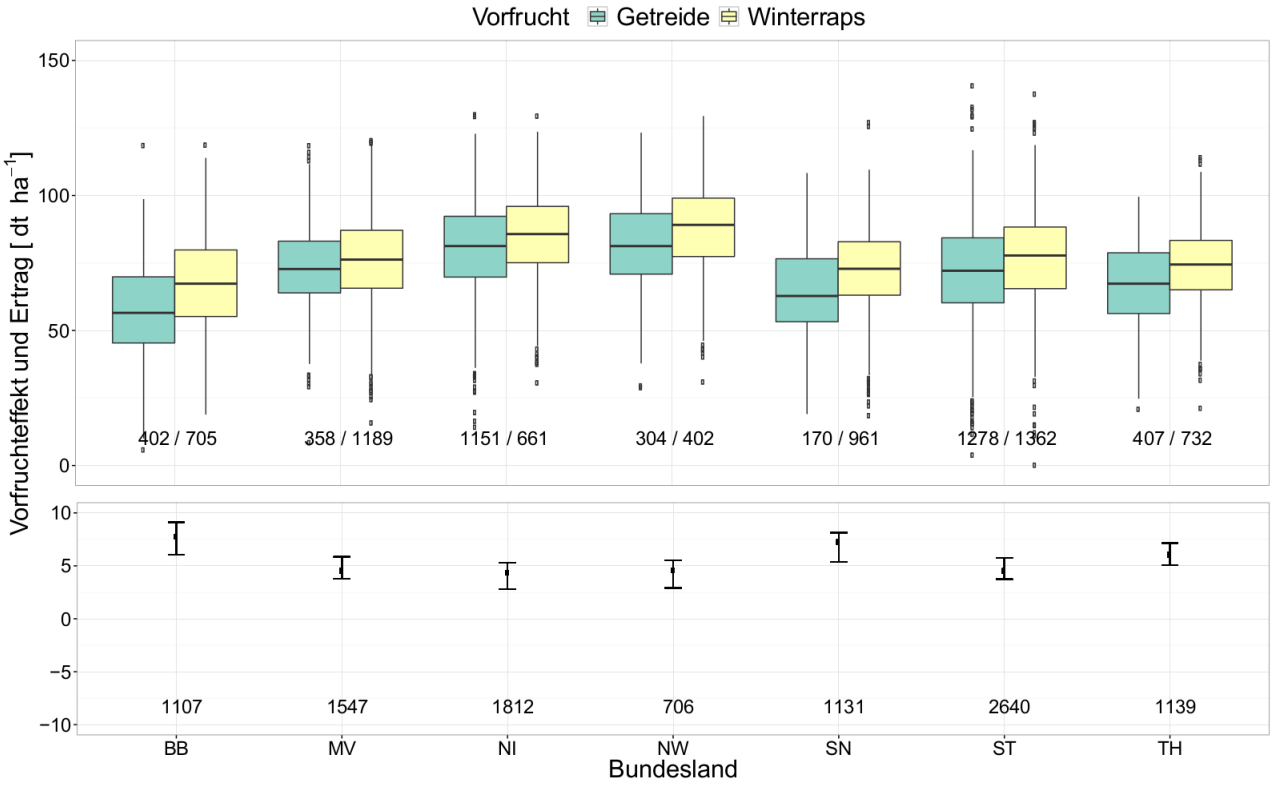

Abbildung 17: Beobachteter Ertrag von Winterweizen nach Winterraps und Getreide (oben) und modellierter Vorfruchteffekt auf den Ertrag von Weizen nach Winterraps im Vergleich zu Weizen nach Getreide (unten) aggregiert auf Bundeslandebene, Vorfruchteffekte über Null repräsentieren Mehrerträge und Fehlerbalken zeigen das 95 % Konfidenzintervall, Zahlen zeigen die Anzahl der zugrundliegenden Datenpunkte auf Basis der BEE-Daten (2001-2015).

Aus beiden Datensätzen zusammen (BZE+BEE) standen für den Untersuchungszeitraum 2001 bis 2015 zur Analyse des Ertragseffektes von Raps auf Weizen 11553 Datenpunkte bereit. Während in den Bundesländern ST, BB, TH und SN mindestens 0,04 Datenpunkte km^{-2} a^{-1} zur Untersuchung des Ertragseffektes verfügbar waren, waren es in BW und SH weniger als 0,002 Datenpunkte km^{-2} a^{-1}. Außer in NI und SH war Raps im Vergleich zu Getreide die dominierende Vorfrucht. Für die Analyse der Effekte auf die N-Einsparung standen 1471 Datenpunkte bereit. In den Bundesländern MV und TH waren es mind. 0,006 Datenpunkte km^{-2} a^{-1} während in BW und SH weniger als 0,002 Datenpunkte km^{-2} a^{-1} zur Verfügung standen. Für die Bundesländer SL, BB und SN standen zum Zeitpunkt der Auswertung noch keine Daten mit

Informationen zur Düngung zur Verfügung. Der Anteil der organischen N-Düngung an der Gesamt-N-Dünung war in BW (>30%) und NW (>20%) am höchsten und in MV und ST am geringsten (< 10%).

Die Medianerträge von Weizen nach Raps auf Basis der BEE-Daten sind in allen Bundesländern im Vergleich zu denen aus Weizen in Selbstfolge überlegen (Abbildung 17). Unabhängig von der Vorfrucht unterscheiden sich die Erträge auch im Hinblick auf das Produktionsziel des Weizens deutlich in aufsteigender Folge E-Weizen (68,3 dt ha^{-1}), "nicht klassifizierbar" (71,7 dt ha^{-1}), A-Weizen (74,7 dt ha^{-1}), B-Weizen (79,3 dt ha^{-1}) und C-Weizen (80,3 dt ha^{-1}). Die höchsten mittleren Erträge auf Basis des BEE-Datensatzes konnten unabhängig vom Qualitätsziel auf Länderebene mit 82,0 dt ha^{-1} und 85,0 dt ha^{-1} in NI und NW beobachtet werden. Die höchsten relativen Unterschiede zwischen Weizen nach Getreide und Weizen nach Raps traten in Regionen mit niedrigen Ertragsniveau wie BB (17,5 %) und SN (13,6 %) auf, während die kleinsten relativen Unterschiede in NI (6,0 %) und MV (5,1 %) beobachtet wurden. Mit steigender Ackerzahl sank der Vorfruchteffekt in Bezug auf den Ertrag. Auf Schlägen mit der Ackerzahl < 30 betrug der relative Mehrertrag 20,2 % während auf Schlägen mit der Ackerzahl > 90 der mittlere relative Mehrertrag 1,2 % betrug.

Der mittlere Weizenertrag im BZE-Datensatz lag bei 76,2 dt ha^{-1} (95 % KI; 75,5 bis 77,0 dt ha^{-1}). Im Vergleich zu den BEE-Daten waren die Unterschiede zwischen den Medianerträgen von Raps nach Weizen und Weizen in Selbstfolge vor allem in MV, SH und NI weniger stark ausgeprägt als in den BEE-Daten (Abbildung 18). Die Ergebnisse der statistischen Modellierung zeigen auf Basis der BEE-Daten für Gesamtdeutschland einen signifikant um 5,6 dt ha^{-1} (p= 0,0003, 95 % KI; 4,0 bis 6,9 dt ha^{-1}) höheren Weizenertrag nach Raps als der mittlere Ertrag nach Getreide von 70,9 dt ha^{-1} (95 % KI; 64,6 bis 77,9 dt ha^{-1}). Die positive Vorfruchteffekte waren für alle Bundesländer signifikant (p < 0,05) wobei die Höhe deutlich zwischen Maximalwerten von 7,7 dt ha^{-1} (BB) und Minimalwerten von 4,3 dt ha^{-1} (NI) variierte (Abbildung 17).

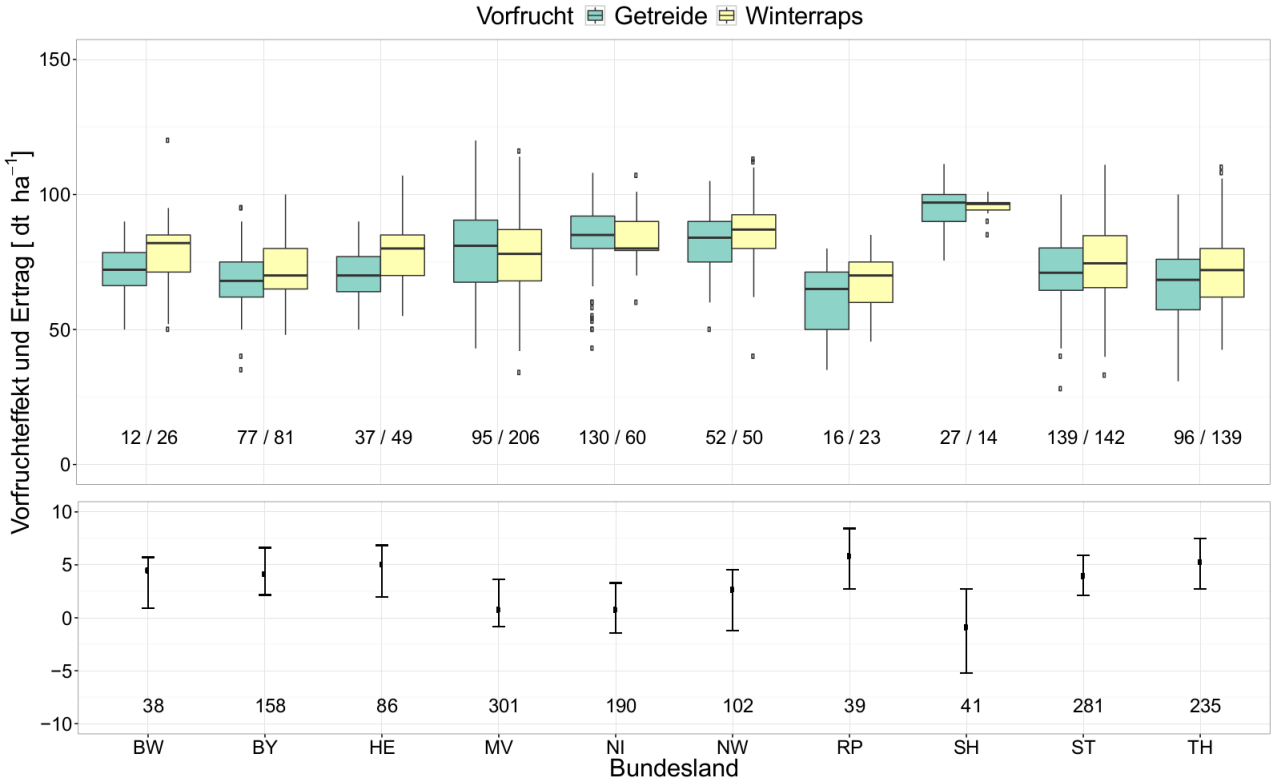

Abbildung 18: Beobachteter Ertrag von Winterweizen nach Winterraps und Getreide (oben) und modellierter Vorfruchteffekt auf den Ertrag von Winterweizen nach Winterraps im Vergleich zu Winterweizen nach Getreide (unten) aggregiert auf Bundeslandebene, Vorfruchteffekte über Null repräsentieren Mehrerträge und Fehlerbalken zeigen das 95 % Konfidenzintervall, Zahlen zeigen die Anzahl der zugrundliegenden Datenpunkte auf Basis der BZE-Daten (2001-2015).

Im Hinblick auf die Interaktion von Vorfrucht und Produktionsziel des Weizens zeigten die Ergebnisse Mehrerträge für Weizen nach Raps von 7,7 dt ha^{-1} (E-Weizen), 5,1 dt ha^{-1} (A-Weizen), 4,4 dt ha^{-1} (B-Weizen), 5,8 dt ha^{-1} (C-Weizen) und 5,1 dt ha^{-1} (nicht klassifizierbarer Weizen). Die Ergebnisse der Modellierung des Ertragseffektes auf Basis der BZE-Daten zeigen für Gesamtdeutschland einen signifikanten Mehrertrag von 3,2 dt ha^{-1} ($p = 0{,}026$, 95 % KI 1,0 bis 5,7 dt ha^{-1}) bei Weizen nach Raps im Vergleich zu Weizen nach Getreide (76,5 dt ha^{-1} (95 % KI 69,7 bis 82,4 dt ha^{-1})). Auf Länderebene waren für die BZE-Daten die größten Effekte in RP (5,8 dt ha^{-1}, $p < 0{,}05$), TH (5,2 dt ha^{-1}, $p < 0{,}05$) und HE (5,0 dt ha^{-1}, $p < 0{,}05$) zu beobachten während in MV, NI, NW und SH keine signifikanten Weizenmehrerträge nach Raps festgestellt werden konnten (Abbildung 18).

Der Median der Gesamt-N-Düngung für Weizen unabhängig von der Vorfrucht lag bei 195 kg N MDÄ ha^{-1} (95 % KI: 193 bis 197 kg N MDÄ ha^{-1}). In den Ländern TH, ST, RP, NI, MV und HE zeigten die Rohdaten, dass Weizen nach Raps geringere oder gleiche N-Gaben erhielt als Weizen nach Getreide. In BY und BW übertrafen die Mediane der N-Düngung nach Raps die der Werte nach Getreide (Abbildung 19). Über alle Bundesländer zeigte sich eine mittlere Einsparung von 5 kg N MDÄ ha^{-1} ($p = 0{,}154$, 95 % KI; 4 bis 7 kg N MDÄ ha^{-1}) nach Raps im Vergleich zu Weizen nach Getreide. Die höchsten ($p < 0{,}05$) Einsparungen auf Länderebene wurden für MV (13 kg N MDÄ ha^{-1}), SH (13 kg N MDÄ ha^{-1}), TH (11 kg N MDÄ ha^{-1}), ST (8 kg N MDÄ ha^{-1}) und NI (6 kg N MDÄ ha^{-1}) ermittelt (Abbildung 19).

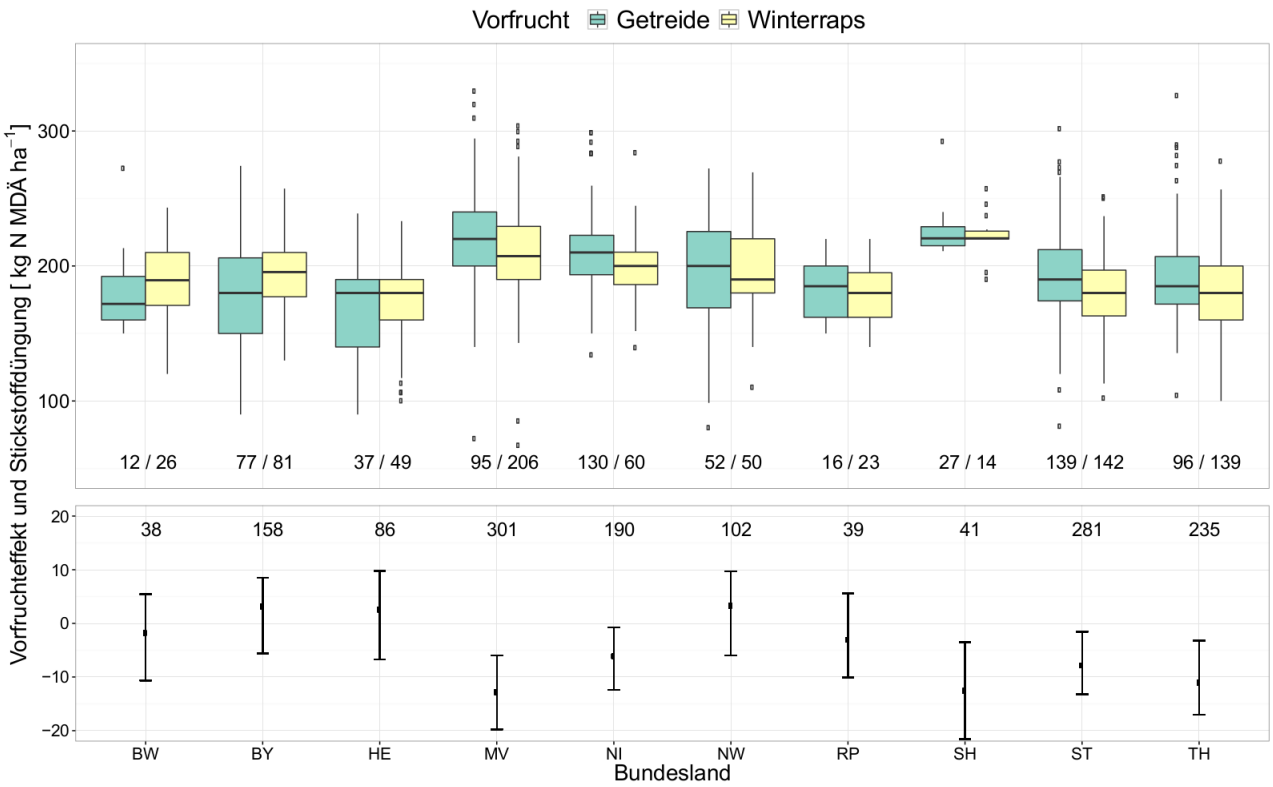

Abbildung 19: Beobachtete Stickstoffdüngung [kg N MDÄ ha-1] von Winterweizen nach Winterraps und Getreide (oben) und modellierter Vorfruchteffekt auf die Stickstoffdüngung von Winterweizen nach Winterraps im Vergleich zu Winterweizen nach Getreide (unten) aggregiert auf Bundeslandebene, Vorfruchteffekte unter null repräsentieren Stickstoffeinsparungen und Fehlerbalken zeigen das 95 % Konfidenzintervall, Zahlen zeigen die Anzahl der zugrundliegenden Datenpunkte auf Basis der BZE-Daten (2001-2015).

Zur Untersuchung der berechneten höheren N-Düngung nach Raps in BY, HE und NW wurden (i) nur Datenpunkte mit ausschließlicher Mineraldüngung in die Auswertung einbezogen ($n_{Gesamt} = 1103$, $n_{Raps} =$

608, $n_{Getreide}$ = 495) und (ii) nur Datenpunkte aus Marktfruchtbetrieben (nach EC No 1242/2008 (EC 2008)) in die Auswertung einbezogen (n_{Gesamt} = 883, n_{Raps} = 451, $n_{Getreide}$ = 432). Der erste Ansatz zeigte über alle Länder hinweg eine N-Einsparung nach Raps von 3 kg ha^{-1} (p = 0,33, 95 % KI; -4 bis 9 kg ha^{-1}) im Gegensatz zur N-Düngung beim Weizenanbau nach Getreide. Der zweite Ansatz zeigte über alle Länder hinweg eine Einsparung der N-Düngung von 9 kg ha^{-1} (p = 0,0171, 95 % KI; 4 bis 14 kg ha^{-1}). In Folge waren auch in den Ländern BY (3 kg ha^{-1}), NW (6 kg ha^{-1}) und HE (9 kg ha^{-1}) N-Einsparungen nach Raps zu beobachten.

Die berechneten Effekte der Vorfrucht auf den Ertrag auf Basis der BEE Daten waren höher als auf Basis der BZE Daten. Da die BEE Daten durchgängig nach einer einheitlichen Methode tatsächlich gemessen werden, sind die darauf basierenden Ergebnisse als verlässlicher einzustufen. Trotzdem zeigen die Ergebnisse auf Basis beider Datensätze signifikante Ertragsvorteile von Weizen nach Raps im Gegensatz zu Weizen nach Getreide. Die Ergebnisse der relativen sowie absoluten Vorfruchteffekte auf den Ertrag werden in Analysen von Praxisdaten in Kanada (8 % Mehrertrag bei Weizen nach Raps) und Australien (3,9 bis 5,6 dt ha^{-1} Mehrertrag nach Raps) bestätigt (Bourgeois und Entz, 1996; Moodie, 2012). Die Vorfruchteffekte auf den Ertrag liegen unterhalb der Ergebnisse aus Exaktversuchen, welche im Mittel weltweit bei 8 ± 2 dt ha^{-1} (Angus *et al.*, 2015) oder in Deutschland bei 9,7 dt ha^{-1} (Sieling und Christen, 2015) liegen. Zu berücksichtigen ist dabei, dass die Analyse auf Basis von Praxisdaten keine reinen Weizenmonokulturen als Vergleichsgröße heranzieht sondern die Vorfruchtgruppe Getreide neben Winterweizen zu 25,1 % (BZE) und 17,6 % (BEE) andere Getreide (außer Hafer und Mais) enthält. In einem 15 jährigen Versuch in Roggenstein zeigte sich ein mittlerer Ertragsvorteil beim Weizenanbau nach Raps im Vergleich zu einer reinen Weizenmonokultur von 10,1 dt ha^{-1}. Wurde die Weizenmonokultur mit einer Getreidevorfrucht ersetzt verringerte sich der mittlere Ertragsvorteil auf 3,9 dt ha^{-1} (Schönhammer und Fischbeck, 1987). Der Grund dafür war ein geringeres Auftreten von Krankheiten wie Schwarzbeinigkeit (hervorgerufen durch *Gaeumannomyces graminis var. tritici.*) und Halmbruch (*Pseudocercosporella herpotrichoides, Oculimacula yallundae*). Wegen seiner Pfahlwurzel kann die Integration von Raps in getreidebetonte Anbausequenzen die Bodenstruktur und damit die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit verbessern (Chan und Heenan, 1996; Chen und Weil, 2010). Die BEE-Daten zeigen das unter Praxisbedingungen trotz des niedrigeren Ertragsniveaus die höchsten Effekte auf den Ertrag in BB und SN vorkommen. Die Länder BB und SN sind im Durchschnitt durch geringere jährliche Niederschlagssummen und BB zusätzlich durch schlechtere Ackerzahlen gekennzeichnet.

Ein dreijähriger Exaktversuch mit verschiedenen Düngungsstufen zeigt in der nicht gedüngten Variante einen Ertragseffekt von 26 dt ha^{-1} bei Weizen nach Raps im Vergleich zu Weizen nach Weizen. Damit wird die Relevanz der N-Hinterlassenschaften deutlich (McEwen *et al.*, 1990). Die über alle Bundesländer beobachteten N-Einsparungen von 5 kg N ha^{-1} liegen unter den empfohlenen N-Einsparungen von 10-20 kg N ha^{-1}. Einige Länder (BY, HE und NW) zeigen entgegengesetzt zu Empfehlung eine höhere N-Düngung nach Raps. Betriebe in diesen Regionen sind kleiner, haben kleinere Schläge und eine höhere Viehdichte und daher im Mittel der Schläge eine höhere N-Nachlieferung. Der Anbau der verschiedenen Weizensorten ist in Deutschland unterschiedlich und neben anderen Faktoren hängt die Höhe der N-Gaben vom Ziel der Weizenproduktion ab. Die Mengen können sich zwischen Futterweizen und Eliteweizen um etwa 40 kg ha^{-1} abweichen, während bei Brauweizen im Vergleich zu Eliteweizen weitaus höhere Abweichungen im N-Bedarf möglich sind. In den BEE Daten ist zu beobachten das Weizen, der höherer Rohproteingehalte erreicht (E- und A-Weizen) in der Regel eher nach Raps als nach Getreide angebaut wird. Daher könnte in Regionen, wo der Weizenanbau eher durch Sorten mit einem niedrigeren Rohproteingehalten gekennzeichnet ist, vermehrt hohe Qualitäten nur nach Raps stehen, welche dann in der Regel auch höhere Düngegaben erhalten und damit eine höhere Düngung nach Raps zeigen. In Regionen wie SN oder TH mit einem hohen Anteil (<80 %) von E-und A-Weizen stehen diese Sorten auch nach Getreide. Da beide Datensätze gleichzeitig keine Angaben zur Düngung, Sorte oder Rohproteingehalten besitzen, kann diese

Vermutung nicht belegt werden. Wurden alle Datenpunkte mit organischer Düngung von der Untersuchung des Vorfruchteffektes ausgeschlossen, änderte sich die Einsparung der Düngung nicht wesentlich. Daher kann davon ausgegangen werden, dass die verschiedenen MDÄ das Ergebnis der Berechnung zum Vorfruchteffekt auf die N-Düngung nicht deutlich beeinflussen. Im Gegensatz dazu verändert sich das Ergebnis über alle Länder hinweg auf 9 kg N MDÄ ha^{-1} ($p = 0{,}0171$) wenn ausschließlich Datenpunkte aus Marktfruchtbetrieben berücksichtigt werden. Generell wird Raps eher in Marktfruchtbetrieben angebaut. Marktfruchtbetriebe sind im Gegensatz zu anderen Betrieben durch eine geringe Viehdichte und damit auch eine geringere organische Düngung gekennzeichnet. Besonders in Regionen mit einer hohen Viehdichte (NW, BY und HE) bzw. mit einem hohen Anteil organischer Düngung an der Gesamt-N-Düngung erhalten Flächen in Marktfruchtbetrieben weniger organische Düngung als die Flächen in den andern Betrieben. Die Landwirte versuchen daher vermutlich das geringere N-Nachlieferungsvermögen dieser Flächen mit einer höheren mineralischen N-Düngung auszugleichen. Damit wird der Abschlag der Vorfrucht negiert.

Das Verhältnis von aufgewendeten N zum erzielten Trockenmasseertrag verbesserte sich um -16 kg N dt^{-1} bei Weizen nach Raps im Vergleich zu Weizen nach Getreide. Unter Annahme eines mittlerer N-Gehalts des Weizenkorns von 2,1 % N und der ermittelten deutschlandweiten Vorfruchteffekte auf den Ertrag (5,6 dt ha^{-1}) und die Düngung (5 kg N ha^{-1}) verbessert sich die N-Bilanz von Weizen nach Raps um -16 kg N ha^{-1} im Vergleich zur N-Bilanz von Weizen nach Getreide. Dieser Wert liegt unterhalb der Erwartungen aber in der Größenordnung von -3,9 bis -22,3 kg N ha^{-1} wie von St. Luce *et al.* (2016) berichtet. Die verbesserten N-Bilanzen auf Basis der Länderergebnisse waren mit -24 kg N ha^{-1} (TH), -22 kg N ha^{-1} (MV), -17 kg N ha^{-1} (ST) und -15 kg N ha^{-1} (NI) höher.

Die Auswertung konnte einen Vorfruchtwert von Raps auf Weizen im Hinblick auf einen signifikanten Ertragsvorteil in der Praxis nachweisen. Das gilt insbesondere für Gebiete mit weniger ertragreichen Böden und geringeren jährlichen Niederschlagssummen. Die von den landesspezifischen Düngungsberatungen empfohlenen N-Einsparungen wurden in der Praxis nicht vollständig realisiert. Dennoch zeigte sich, dass in einigen Bundesländern der Vorfruchteffekt im Hinblick auf N-Einsparungen stärker ausgenutzt wird als in anderen. Die unterschiedliche Agrarstruktur und Bodenklimaräume sowie der Anbau verschiedener Sorten sind vermutlich für die unterschiedliche Ausnutzung des Vorfruchteffektes auf die N-Düngung verantwortlich.

1.1.4.3. Lachgasemissionen in Raps-Getreide-Fruchtfolgen

Raps ist aus agronomischer Perspektive eine attraktive Kultur und besitzt für die Folgefrucht einen hohen Vorfruchtwert. Bioenergie-Fruchtfolgen, in denen Raps integriert ist, werden häufig mit den Kulturen Winterweizen und Wintergerste vervollständigt. Jedoch ist eine Gesamtbewertung einer Bioenergie-Fruchtfolge hinsichtlich ihrer Treibhaus-Wirksamkeit mit Berücksichtigung der ertragsbezogenen Lachgas-Emissionen (N_2O-Emissionen) von Winterraps (Raps), Winterweizen (Weizen) und Wintergerste (Gerste) bisher nicht in der Fachliteratur zu finden.

Daher wurden die Daten der Feldversuche mit folgenden Zielen ausgewertet:

(i) Daten für eine Bioenergie-Fruchtfolge mit den Kulturen Winterraps, Winterweizen und Wintergerste zur Bewertung der kulturspezifischen N_2O-Emissionen bereitzustellen,

(ii) kulturspezifische, annuelle als auch bodenbedingte Unterschiede in den N_2O-Emissionen herauszuarbeiten und

(iii) den Vergleich der ertragsbezogenen N_2O-Emissionen zu evaluieren.

Auf den Feldversuchen erfolgte gleichzeitig der Anbau von Winterraps, Winterweizen und Wintergerste, sodass ein Vergleich N_2O-Emissionen aus den Kulturen in den einzelnen Versuchsjahren durchgeführt werden konnte. Die Menge der N-Düngung im Getreide wurde an den Standort und das Jahr angepasst (Tabelle 5). Bei Winterraps betrug die N-Düngegabe 180 kg N ha^{-1}. Für alle Kulturen fand die Düngung in Teilgaben statt und es wurde der mineralische N-Dünger Kalkammonsalpeter (KAS) verwendet.

Tabelle 5: Applizierte KAS-Düngemenge in den Getreidekulturen auf den Versuchsstandorten. Teilgaben in einer Wachstumsperiode wurden mit einem Schrägstrich voneinander getrennt.

Standort	2013		2014		2015	
	Winterweizen kg N ha^{-1}	Wintergerste kg N ha^{-1}	Winterweizen kg N ha^{-1}	Wintergerste kg N ha^{-1}	Winterweizen kg N ha^{-1}	Wintergerste kg N ha^{-1}
Bornim	60/60	60/60	60/60	60/60	60/60	60/60
Dedelow*	81/70/54	81/70/54	46/80/50/60	46/80/50/60	80/80	80/80
Hohenheim	60/60/55	60/75/40	30/40/50	40/70/40	30/80/55	40/80/55
Hohenschulen	80/80/60	80/60/60	80/80/60	60/60/60	80/80/60	80/60/60
Merbitz	40/120	40/80	40/93	40/70	40/97	40/67

*Teilgabe als Harnstoff-N

Die täglichen N_2O-Emissionen wiesen zwischen den Standorten und in ihrem Verlauf in den Versuchsjahren starke Schwankungen auf (Abbildung 20). Es lagen klare Standorteffekte vor, wobei diese weitgehend mit der Bodentextur erklärt werden können. Die schwereren Standorte Hohenheim und Merbitz neigten zu höheren N_2O-Maximalemissionen, so dass bei diesen Standorten auch weitere Einflussgrößen für die N_2O-Emissionen erkennbar wurden. Die stärkste, statistisch erklärbare Einflussgröße war neben dem Standorteffekt die Lufttemperatur und danach der Effekt der Bodenfeuchtigkeit.

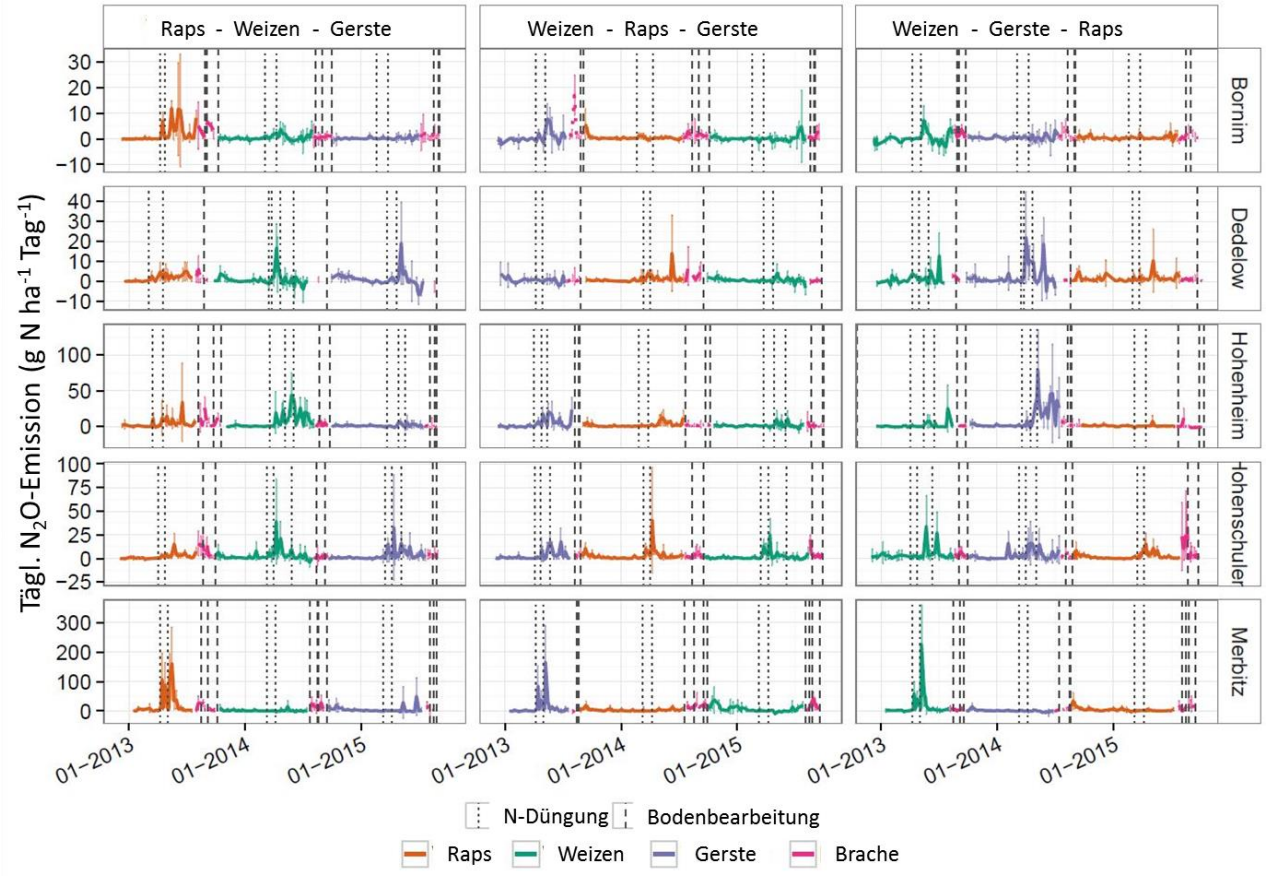

Abbildung 20: N_2O-Emissionen in den Fruchtfolgen an den Versuchsstandorten in den Jahren 2013, 2014 und 2015. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert jeder Kultur (n=4). Düngegaben in den Kulturen stellen die gepunkteten Linien und Bodenbearbeitung die gestrichelte Linie dar. Eingezeichnet ist auch die Ackerbrache der Ernteperiode im jeweiligen Jahr (pinke Linie). In sehr vielen Fällen sind die Fehlerbalken kleiner als die für die Mittelwerte verwendeten Symbole. Zu beachten sind die unterschiedlichen Achsenskalierungen.

Zur Berechnung der kumulativen Emissionen wurde der Zeitraum von Aussaat der jeweiligen Kultur bis Aussaat des nächsten Gliedes der Fruchtfolge gewählt. Bei den kumulativen N_2O-Emissionen wird in besonderem Maße offensichtlich, dass die Versuchsstandorte Bornim, Dedelow und Hohenschulen niedrige Emissionen mit rund 1 kg N ha^{-1} zeigten. Es erscheint wahrscheinlich, dass dies – wie bei den täglichen N_2O-Emissionen – auf die sehr leichten Bodentexturen zurückzuführen ist, die auf ein sehr niedriges potenzielles N_2O-Emissionsniveau dieser Standorte hinweisen. Die Standorte Hohenheim und Merbitz mit ihren schwereren Böden zeigten dagegen deutlich höhere N_2O-Emissionspotenziale, so dass hier die konkreten Jahresemissionen stark von der klimatischen Variabilität in den Versuchsjahren geprägt waren.

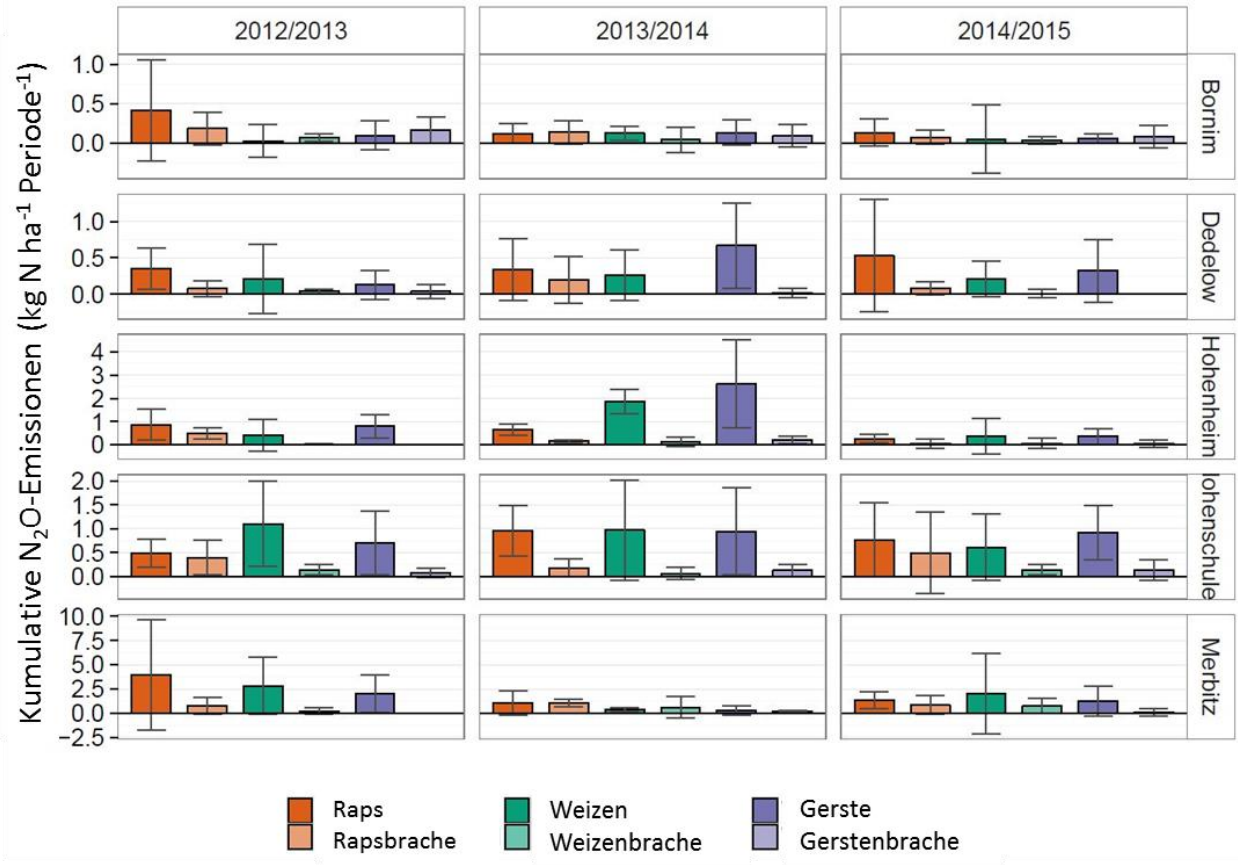

Abbildung 21: Kumulative N2O-Emissionen in den Kulturen Raps, Weizen und Gerste von Aussaat bis Ernte und die kumulativen Nachernte-N2O-Emissionen auf den Versuchsstandorten in den Jahren 2013, 2014 und 2015. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert von jeder Kultur (n=4).

Besonders hervorzuheben, da hier am deutlichsten sichtbar, ist der Versuchsstandort Merbitz. Hier dominierten im Vergleich zu den anderen Standorten besonders hohe kumulative N_2O-Emissionen im Jahr 2013. Die interannuelle Variabilität der N_2O-Emissionen wurde deutlich sichtbar und der Vergleich der Kulturarten im jeweiligen Jahr, ob nun Raps oder Getreide liefert Hinweise, dass Effekte der Kulturart bei ähnlichem Düngemanagement nicht erkennbar wurden, dass also Raps und die Getreidearten ähnliche N_2O-Emissionsraten aufwiesen.

Bezogen auf die eingesetzte Düngerstickstoffmenge lagen die N_2O-Emissionen für alle Standorte und Jahre für die drei ausgewählten Kulturen bei 0,75 %. Sie wiesen eine hohe Standardabweichung auf. Insgesamt lagen die düngebezogenen N_2O-Emissionen für Raps, Weizen und Gerste bei 0,76, 0,74 und 0,76%. Bei genauerer Betrachtung hatte auch hier die Textur der Boden den entscheidenden Einfluss. Bei den drei sandigen Standorten rangierten sie um 0,34% und bei schwereren Böden der Standorte Hohenheim und Merbitz lagen sie bei 1,3, 1,45 und 1,38% für Raps, Weizen und Gerste.

Insgesamt ist hier anzumerken, dass hier Emissionen gänzlich ungedüngter Rapsflächen nicht berücksichtigt wurden. Diese werden nach dem üblichen IPCC-Ansatz (Paustian *et al.*, 2006) von den kumulierten N_2O-Emissionen abgezogen und würden den N_2O-Emissionsfaktor weiter absenken. Insgesamt liefern die Untersuchungen somit deutliche Hinweise, dass der Default-Wert des IPCC von 1% beim Anbau von Raps nicht überschritten wird. Weitere Studien belegen, dass die N_2O-Emissionen um 1% liegen. Lebender *et al.* (2014) berichten von düngerinduzierten N_2O-Emissionen, die bei 0,38% in Weizen für drei Versuchsstandorte liegen und Walter *et al.* (2015) fassen in ihrer Übersichtsstudie die N_2O-Emissionsfaktoren für Weizen und Raps mit 1,35 und 1,53% zusammen.

Anhand von Tabelle 6 lässt sich erkennen, dass die Kulturen je nach Bezugsgröße im Vergleich unterschiedlich abschneiden und auch hier Variabilität der N_2O-Emissionen Einfluss nimmt, was besonders in den Standardabweichungen deutlich wird. In den ertragsbezogenen N_2O-Emissionen schneidet Raps deutlich schlechter ab als die Getreide Winterweizen und Wintergerste. Dies lässt sich auf den niedrigeren Masseertrag des Raps' zurückführen (Raps 4.49 t ha^{-1}, Weizen 8.16 und Gerste 8.22 t ha^{-1}). Bei Betrachtung der nährwertbezogenen N_2O-Emissionen, die auch die Verwendung des Rapspresskuchens als Futtermittel als fester Bestandteil der Wertschöpfungskette berücksichtigt, schneidet Raps ähnlich wie die beiden Getreide ab.

Da Raps im Gegensatz zu Getreide massenbezogen unterlegen ist, aber eine Energie-Kultur ist, wurden Energie- und Nährwert-Bezugsgrößen für skalierte N_2O Emissionen gewählt. Zur Berechnung des Nährwerts (GJ) von Rapsöl wurden Werte aus dem Bundeslebensmittelschlüssel verwendet, der von der Bundeszentrale für Gesundheit und Verbraucherschutz veröffentlicht wird (Nährwertrechner 2016). Weiterhin wurden futtermittelbezogene Nährwerte ehrangezogen, die die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft herausgegeben hat (LfL, 2013). Die Daten für den Energieertrag der jeweiligen Kultur wurde Döhler (2005) entnommen, wo bei unterschiedlicher Nutzung Gigajoule-Angaben sowohl für Raps als auch für Getreide bereitgestellt werden.

Tabelle 6: N_2O-Emissionen bezogen auf den Trockenmasse-Ertrag, den Nährwert für die Rinderfütterung und Energieertrag für Raps, Weizen und Gerste für die Jahre 2013 bis 2015 für den jeweiligen Standort. Die Standardabweichungen werden aufgrund von Übersichtlichkeit nicht gezeigt. Projektdurchschnittswerte werden mit 1 Standardabweichung in Klammern angezeigt.

Standort	Ertragsbezogene N_2O-Emission g N Mg^{-1} TM Ertrag			Energiebezogene N_2O-Emission g N GJ^{-1}			Nährwertbezogene N_2O-Emission g N GJ^{-1}		
	Raps	Weizen	Gerste	Raps	Weizen	Gerste	Raps	Weizen	Gerste
Bornim	74.92	17.67	34.48	29.26	5.26	12.26	3.47	1.65	3.66
Dedelow	88.05	27.99	52.28	34.4	7.25	14.31	5.23	3.14	5.16
Hohen-heim	190.73	136.05	259.61	74.5	45.57	94.56	8.32	15.04	30.13
Hohen-schulen	207.45	118.37	162.04	81.04	NA	NA	12.46	13.94	18.62
Merbitz	645.96	305.16	177.12	252.33	95.41	70.08	30.37	28.19	14.59
Projekt-Durchschnitt	242.88 (271.67)	117.71 (176.96)	130.69 (143.83)	94.88 (106.12)	42.73 (64.23)	50.66 (62.68)	11.97 (12.45)	12.05 (14.73)	13.76 (15.32)

Die energiebezogenen als auch die nährwertbezogenen N_2O-Emissionen zeigen deutlich, dass ein direkter Vergleich der Fruchtfolgeglieder Raps, Weizen und Gerste nicht möglich ist (Tabelle 6).

Der Ansatz mit seinen drei Kalkulationen zum Vergleich der Kulturen miteinander in einer Bioenergie-Fruchtfolge mit den Gliedern Raps, Weizen und Gerste hat oberflächlich betrachtet keine eindeutigen Ergebnisse geliefert. Dies ist sicherlich der Tatsache geschuldet, dass die Verwendung von Raps und Getreide sehr unterschiedlich ist. Es sollte berücksichtigt werden, dass bei der Bioenergie-Raps-Produktion immer auch Rapspresskuchen produziert wird, der vollständig in der Tierfütterung Verwendung findet. Zusätzlich muss auch auf die Vorteile der Integration von Raps in eine Getreidefruchtfolge verwiesen werden.

Werden Produktionsgrößen mit N_2O-Emissionen in Relation gesetzt, sollte dieser Ansatz die Bandbreite der Produkte abdecken. Die skalierten N_2O-Emissionen, die hier berechnet wurden, können als Grundlage dienen, sollten aber um andere Produkte aus der Wertschöpfungskette von Raps ergänzt werden.

1.1.4.4. Einfluss der Anbaukonzentration von Raps auf die Produktivität

Winterraps ist die wichtigste Ölpflanze in Deutschland. Innerhalb der EU ist Deutschland der größte Produzent mit einem jährlichen Produktionsvolumen von 6,2 Millionen t. Die Anbaufläche hat sich seit dem Jahr 1990 annähernd verdoppelt und beträgt heute etwa 1,4 Millionen ha. Gleichzeitig stagnierte jedoch die gesamtdeutsche Ackerfläche (FAO, 2016). Demzufolge sind der Anteil von Winterraps in der Fruchtfolge und die Anbaukonzentration in der Kulturlandschaft angestiegen.

Um den Einfluss einer hohen Anbaukonzentration von Winterraps innerhalb der Fruchtfolge zu untersuchen, wurde im Jahr 2002 der Winterrapskonzentrationsversuch am Standort Etzdorf angelegt. Die Versuchsstation Etzdorf der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg liegt etwa 20 km südwestlich der Stadt Halle und befindet sich im Mitteldeutschen Trockengebiet. Die mittlere Jahrestemperatur betrug 9,3°C und die durchschnittliche Niederschlagsmenge 512 mm im Versuchszeitraum (2005 – 2016). Der Versuch basierte auf der Fruchtfolge Winterweizen (*Triticum aestivum* L.) – Winterweizen (WW) – WW – Winterraps (*Brassica napus* L.) – Winterraps (WRa) – WRa und einer WRa-Monokultur. Der Versuch wurde als randomisierte Blockanlage mit vier Wiederholungen angelegt. Die Versuchsanlage resultierte in vier unterschiedlichen Vorfruchtkombinationen: WW-WW, WW-WRa, WRa-WRa und WRa-Monokultur, deren Einfluss auf Winterraps seit dem Jahr 2005 jährlich untersucht wurde. Im Jahr 2013 wurde der Versuch um einen weiteren Versuchsfaktor erweitert und die Düngestufen 180 kg N ha^{-1} und 120 kg N ha^{-1} wurden in den Versuch integriert. Weitere pflanzenbauliche Maßnahmen (Düngung, Wachstumsregler, Herbizide, Fungizide, Insektizide) wurden anhand standortspezifischer Empfehlungen unter Berücksichtigung der Grundsätze der guten fachlichen Praxis durchgeführt. Die Ernte erfolgte jährlich mit einem Parzellenmähdrescher der Firma Wintersteiger und die Ertragsermittlung beruhte auf einer Erntefläche von 43,5 m^2 je Parzelle. Die Ertragsangaben basieren auf einem Feuchtigkeitsgehalt von 9 %.

In den Jahren 2015 und 2016 wurden Untersuchungen zur Ertragsbildung und dem Krankheitsbefall der Wurzelhals- und Stängelfäule (*Leptosphaeria maculans*) an Winterraps durchgeführt. Für die Bestimmung der ertragsbildenden Parameter wurden im Jahr 2015 und 2016 Pflanzenproben von einer Fläche von 0,25 m^2 und 0,5 m^2 zu BBCH 81 entnommen. Dieses Entwicklungsstadium wurde gewählt, um das Abbrechen oder Aufplatzen von Schoten zu vermeiden. Anschließend wurden die ertragsbildenden Triebe, Schoten je Haupttrieb und Schoten je Nebentrieb erfasst. Die Schoten wurden ausgedroschen, das Samengewicht, das Einzelsamengewicht und die Samenzahl kalkuliert. Anhand dieser Parameter konnte dann die Samenzahl je Schote berechnet werden. Zur Bestimmung der Pflanzendichte und des Ernteindexes wurden unmittelbar vor der Ernte Pflanzen von einer Fläche von 1 m^2 entnommen. Nach der Ernte wurde das Tausendkorngewicht (TKG) bestimmt und die Samenzahl je Schote kalkuliert.

Zur Bestimmung der Wurzelhals- und Stängelfäule wurden 50 Pflanzen je Parzelle entnommen. Die Pflanzen wurden an der Stängelbasis abgeschnitten und die Schnittfläche anhand einer 0 – 5 Skala (WCC/RCC, 2009) auf Befallssymptome untersucht (Tabelle 1).

Tabelle 7: Beschreibung der Befallsschwere-Skala der Wurzelhals- und Stängelfäule von Winterraps

Note	Beschreibung
0	Keine Krankheitssymptome sichtbar
1	Befallenes Gewebe umfasst bis zu 25 % der Schnittfläche
2	Befallenes Gewebe umfasst 26 – 50 % der Schnittfläche
3	Befallenes Gewebe umfasst 51 – 75 % der Schnittfläche
4	Befallenes Gewebe umfasst mehr als 75 % der Schnittfläche
5	Befallenes Gewebe umfasst 100 %, Gewebe trocken und brüchig; Pflanze abgestorben

Die statistische Auswertung erfolgte mit der Prozedur MIXED der Software SAS 9.4. Die Irrtumswahrscheinlichkeit wurde mit $P \leq 0{,}05$ festgelegt.

Die langjährigen Ergebnisse der Winterrapserträge, des Ölgehaltes und des Ölertrages sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 8: Ertrag, Ölgehalt und Ölertrag von Winterraps in Abhängigkeit von der Vorfruchtkombination und der N-Düngung am Standort Etzdorf (2005 – 2016). Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vorfruchtkombinationen (P ≤ 0,05), unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngestufen (P ≤ 0,05). Die Ergebnisse des Ölgehaltes der Jahre 2005 und 2008 waren nicht verfügbar.

Jahr	Düngung	Vorfruchtkombination			
		WW-WW	WW-WRa	WRa-WRa	WRa-Monokultur
			Ertrag t ha^{-1}		
2005 – 2012	—	4,08^{a}	3,86^{b}	3,61^{c}	3,55^{c}
2013 – 2016	120 kg N ha^{-1}	4,22^{aB}	4,20^{abA}	4,25^{aA}	4,02^{bA}
2013 – 2016	180 kg N ha^{-1}	4,44^{aA}	4,06^{bA}	4,13^{bA}	4,07^{bA}
			Ölgehalt %		
2006 – 2012	—	46,5	46,1	46,3	46,6
2013 – 2016	120 kg N ha^{-1}	45,3	45,2	45,5	45,6
2013 – 2016	180 kg N ha^{-1}	45,1	44,9	45,1	45,1
			Ölertrag t ha^{-1}		
2006 – 2012	—	1,99^{a}	1,93^{a}	1,96^{a}	1,84^{b}
2013 – 2016	120 kg N ha^{-1}	1,82^{abB}	1,81^{abA}	1,85^{aA}	1,75^{bA}
2013 – 2016	180 kg N ha^{-1}	1,91^{aA}	1,73^{bA}	1,77^{bA}	1,75^{bA}

In den Jahren 2005 – 2012 führte der wiederholte Anbau von Winterraps zu signifikant niedrigeren Erträgen. Eine Ertragsreduktion um 5 % wurde bereits bei einmaliger Selbstfolge festgestellt und stieg auf 11,5 % bei zweimaliger Selbstfolge an. Der niedrigste Ertrag wurde für die langjährige Winterraps-Monokultur ermittelt und betrug 3,55 t ha^{-1} (-13 %). Eine Reduzierung der Stickstoffdüngung führte bei Raps nach WW-WW zu einem signifikant geringeren Ertrag, während für die weiteren Vorfruchtkombinationen kein Einfluss beobachtet wurde. Im Mittel wurde in den Jahren 2013 – 2016 ein ähnlicher Ertragseffekt wie in den Vorjahren beobachtet. Der Ertrag nahm mit zunehmender Anbaukonzentration ab und war beim Anbau in Monokultur am niedrigsten. Diese Ergebnisse bestätigten die Beobachtungen von Sieling und Christen (2015), die höhere Erträge von Winterraps mit einer höheren Anbaudiversität in Norddeutschland feststellten. Auch Untersuchungen, die in England durchgeführt wurden, zeigten einen ähnlichen Effekt und ermittelten abnehmende Erträge, wenn die Anbaupausen zwischen Winterraps reduziert wurden (Stobart, 2011, 2012). Der höchste Ertrag wurde hier auf Flächen ermittelt, auf denen Winterraps erstmalig angebaut wurde. Untersuchungen in den wichtigsten kanadischen Sommerraps-Anbaugebieten bestätigen diese Ergebnisse und beobachteten die geringsten Erträge beim Anbau von Sommerraps in Monokultur (Kutcher *et al.*, 2013; Harker *et al.*, 2014).

Der Ölgehalt von Winterraps wurde weder von der Vorfruchtkombination noch von der Düngung beeinflusst, jedoch konnten Unterschiede zwischen den Jahren beobachtet werden (nicht dargestellt). Diese Ergebnisse bestätigen die Beobachtungen von Stobart (2011, 2012), der keinen Einfluss der Fruchtfolge auf den Ölgehalt des Rapses festgestellt hat.

Demzufolge ergab sich für den Ölertrag ein ähnliches Bild wie für den Korn-Ertrag. Der höchste Ölertrag wurde für die Vorfruchtkombination WW-WW und der niedrigste für die WRa-Monokultur ermittelt.

Für die Ertragsbildung des Winterrapses in den Jahren 2015 und 2016 konnten signifikante Unterschiede für die Pflanzendichte je m^2 und die Schotendichte je m^2 ermittelt werden (Tabelle 3).

Tabelle 9: Pflanzendichte, Schotendichte, Samenzahl je Schote, TKG, Ernteindex und Ertrag von Winterraps in Abhängigkeit von der Vorfruchtkombination und der N-Düngung am Standort Etzdorf (2015 – 2016). Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vorfruchtkombinationen ($P \leq 0,05$), unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngestufen ($P \leq 0,05$). N^-: 120 kg N ha^{-1}; N^+: 180 kg N ha^{-1}.

Vorfruchtkombination	Pflanzendichte (m^2)			Schotendichte (m^2)			Samen je Schote		
	N^-	N^+	$\bar{x}$	N^-	N^+	$\bar{x}$	N^-	N^+	$\bar{x}$
WW-WW	43	47	45^{a}	9.610	9.885	9.749^{a}	10,0	9,9	10,0
WW-WRa	42	43	43^{a}	10.034	10.147	10.083^{a}	10,7	9,6	10,2
WRa-WRa	44	44	44^{a}	8.868	9.901	9.243^{a}	10,5	9,6	10,1
WRa-Monokultur	50	55	52^{b}	7.238	7.530	7.530^{b}	11,1	11,5	11,3
	TKG (g)			Ernteindex			Ertrag (t ha^{-1})		
	N^-	N^+	$\bar{x}$	N^-	N^+	$\bar{x}$	N^-	N^+	$\bar{x}$
WW-WW	4,96	5,04	5,00	0,34	0,34	0,34	3,83^{aB}	4,07^{aA}	3,95
WW-WRa	5,01	5,00	5,01	0,37	0,35	0,36	3,82^{aA}	3,52^{bB}	3,67
WRa-WRa	4,97	5,06	5,02	0,36	0,35	0,35	3,90^{aA}	3,60^{bB}	3,75
WRa-Monokultur	4,93	4,97	4,95	0,34	0,35	0,34	3,77^{aA}	3,73^{bA}	3,75

Die höhere Pflanzendichte in der WRa-Monokultur wurde wahrscheinlich durch Durchwuchsraps verursacht. Durch den langjährigen kontinuierlichen Anbau von Winterraps bildeten sich im Boden Raps-Samenbanken, die zu Rapsdurchwuchs führen können. Zu diesen Ergebnissen kam auch (Stobart, 2012), der einen höheren Anteil von Durchwuchsraps an der Pflanzendichte bei enger Fruchtfolgestellung feststellte. Die verringerte Schotendichte war das Ergebnis reduzierter Schotenausbildung an den Einzelpflanzen von Raps, der in Monokultur angebaut wurde. Der verminderte Schotenansatz führte zu geringeren Erträgen in der Winterraps-Monokultur, jedoch konnte mit diesem Merkmal der Minderertrag für die Vorfruchtkombinationen WW-WRa und WRa-WRa nicht erklärt werden. Eine mögliche Ursache kann der gewählte Stichprobenumfang sein, der die Grundgesamtheit nicht adäquat beschreibt. Allerdings bestätigten unsere Ergebnisse die Angaben bestehender Studien. So stellten Sieling *et al.* (1997) höhere Pflanzendichten fest, wenn Winterraps innerhalb von drei Jahren mehr als einmal angebaut wurde (Anteil >33 %). Weiterhin wurde die geringste Schotendichte von Winterraps (6.080 Schoten m^{-2}) für die Vorfruchtkombination WRa-WRa festgestellt und dies bestätigte unsere Ergebnisse für die WRa-Monokultur. Für die Parameter TKG, Samen je Schote und den Ernteindex wurden keine Unterschiede in Abhängigkeit von der Vorfruchtkombination und der Düngung festgestellt. Auch Sieling *et al.* (1997) beobachteten am Standort in Hohenschulen keine Unterschiede für das TKG und die Samenzahl je Schote von Winterraps in Abhängigkeit von der Fruchtfolge.

Als Hauptursache von reduzierten Winterraps-Erträgen in enger Fruchtfolgestellung werden phytopatholgische Ursachen aufgeführt. Europäische Untersuchungen beobachteten hierbei vor allem eine Zunahme der Wurzelhals- und Stängelfäule von Winterraps in engen Fruchtfolgen (Stobart, 2011; Sieling und Christen, 2015). Unsere Untersuchungen bestätigten diese Ergebnisse und zeigten in beiden Jahren eine hohe Befallsintensität der Wurzelhals- und Stängelfäule in Winterraps in den Jahren 2015 und 2016 (Abbildung 22). Im Durchschnitt betrug die Befallshäufigkeit im Jahr 2015 71 % und im Jahr 2016 86 %. In

beiden Untersuchungsjahren stieg die Befallshäufigkeit der Wurzelhals- und Stängelfäule mit einer zunehmenden Anbaukonzentration von Winterraps an und der höchste Befall wurde für die WRa-Monokultur (84 %) ermittelt. Winterraps-Pflanzen zeigten in den Vorfruchtkombinationen WW-WRa, WRa-WRa und WRa-Monokultur schwerere Befallssymptome als Winterraps der auf WW-WW folgte. Die Befallsschwere nahm in beiden Jahren mit einer zunehmenden Anbaukonzentration zu und betrug für die Vorfruchtkombination WW-WW 1,47; WW-WRa 1,62; WRa-WRa 1,82 und für die WRa-Monokultur 2,02.

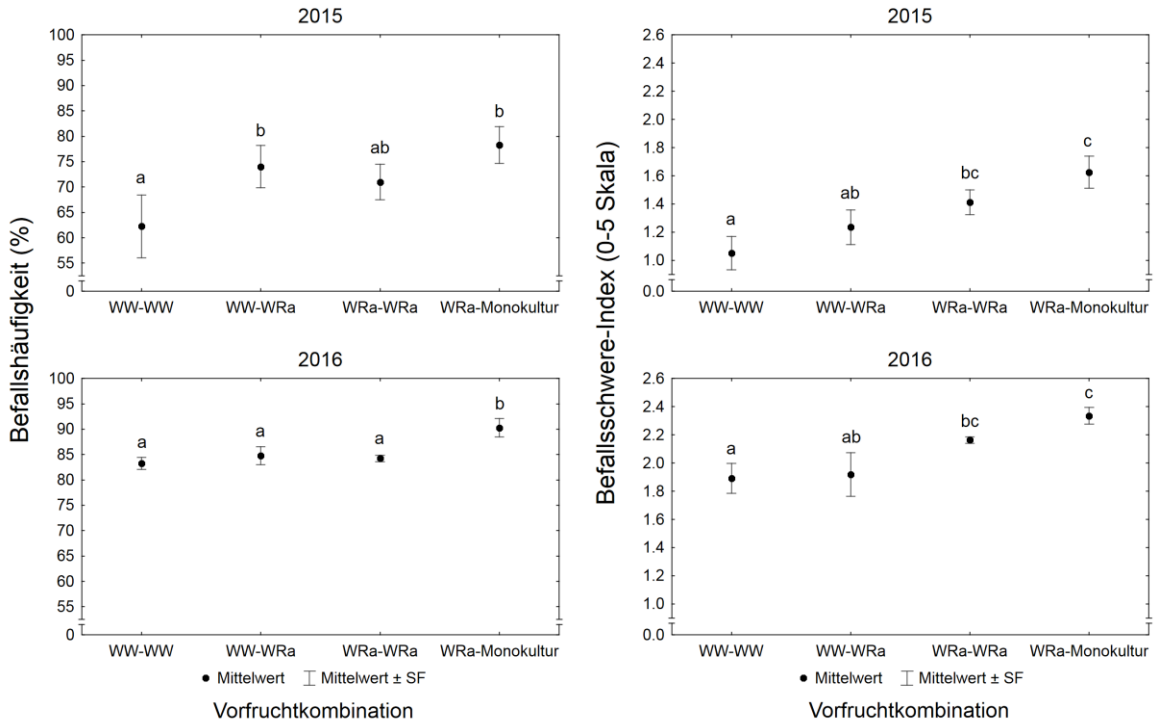

Abbildung 22: Befallshäufigkeit und Befallsschwere der Wurzelhals- und Stängelfäule an Winterraps in Abhängigkeit von der Vorfruchtkombination am Standort Etzdorf (2015 – 2016). Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vorfruchtkombinationen (P ≤ 0,05).

Dieser Fruchtfolgeeffekt auf die Befallshäufigkeit und Befallsschwere der Wurzelhals- und Stängelfäule wurde auch in kanadischen Untersuchungen auf einer Vielzahl von Versuchsstandorten festgestellt (Kutcher *et al.*, 2013; Harker *et al.*, 2014). Zudem wurde dieser Einfluss trotz des Anbaus resistenter Sorten beobachtet und ein Resistenzverlust als Folge des intensiven Rapsanbaus vermutet (Harker *et al.*, 2014). Unter Berücksichtigung dieser Kenntnisse ist die Gestaltung diverser Anbausysteme von großer Bedeutung, um die Produktivität von Raps in Zukunft nachhaltig zu sichern.

1.1.4.5. Leguminosen als Rapsvorfrucht

Die Integration von Leguminosen in Fruchtfolgen erzeugt Stickstoffeinträge in das System, die nicht mit zusätzlichen Treibhausgasemissionen belastet sind. Der Einfluss von Leguminosen als Rapsvorfrucht auf die THG-Bilanz und das CO_2-Minderungspotential von Biodiesel aus Rapsöl lässt sich auf Basis eines Fruchtfolgeversuch mit Raps in verschiedenen Anbausystemen am Standort Hohenschulen aufzeigen. Dabei wurden vier Fruchtfolgen (FF) untersucht: FF1 umfasst Raps nach Leguminosen Vorfrucht (Erbse), im Anschluss steht eine Sommerung. In FF2 und FF3 wird eine Winterraps-Winterweizen-Wintergerste Rotation untersucht, wobei in FF2 durchgehend gepflügt, in FF3 jedoch auf wendende Bodenbearbeitung verzichtet wird. FF4 umfasst eine Raps-Sommerung-Winterweizen Rotation. Berücksichtigt wurden die

sechs Erntejahre 2005-2010, wobei die Parzellenerträge an praxisübliche Erträge angeglichen wurden. Eine umfassendere Beschreibung findet sich in Pahlmann *et al.* (2013).

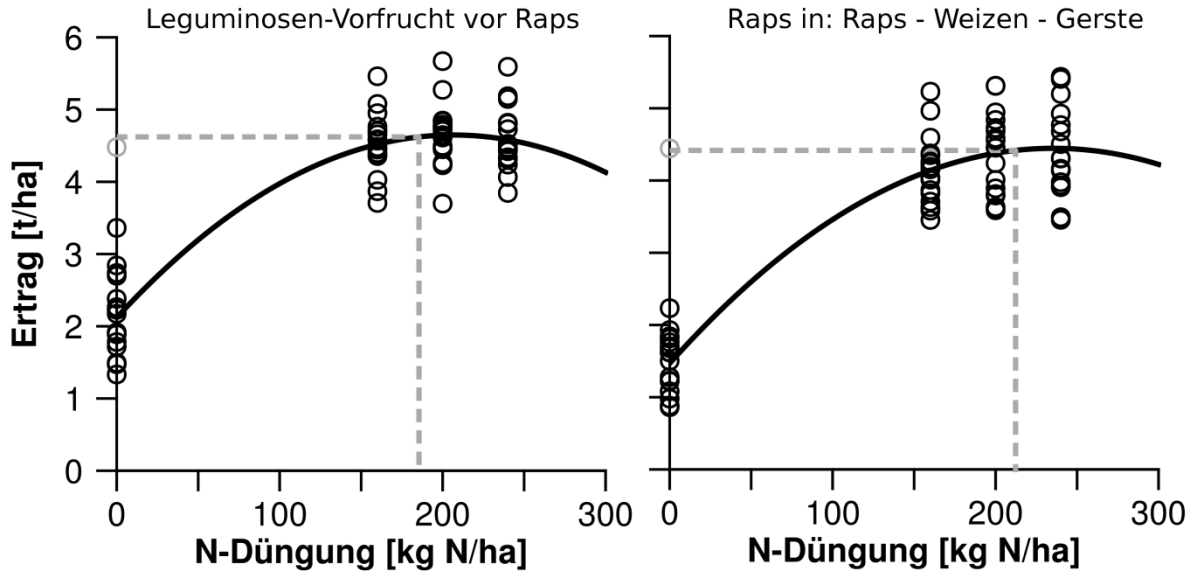

Abbildung 23: Ertragsfunktion von Winterraps in einer Raps nach Leguminosen Vorfrucht (links) und in einer Raps-Weizen-Gerste Fruchtfolge (rechts). (Pahlmann *et al.* 2013).

Abbildung 23 zeigt beispielhaft die Ertragsfunktion von Winterraps in zwei unterschiedlichen Anbausystemen. In Tabelle 10 sind die ökonomisch optimalen N-Aufwandsmengen für die vier Anbausysteme sowie die dazugehörigen Erträge aufgeführt. Die erreichten Erträge sind in allen Anbausystemen ähnlich, mit den tendenziell höchsten Erträgen bei Pflugeinsatz (FF2) und Leguminosen Vorfrucht (FF1). Die optimale N-Düngung ist im Anbausystem FF1 aufgrund der Erbsenvorfrucht am niedrigsten, in FF2 am höchsten.

Tabelle 10: Ökonomisch optimale N-Düngung (N_{opt}) und dabei erzielter Ertrag (Y_{opt}) der vier Anbausysteme (nach Pahlmann *et al.* (2013)) sowie die spezifischen Emissionen des Rapsanbaus nach Konversion und Allokation gemäß des von Biograce (2015) definierten Pathways für Biodiesel aus Raps. Zu Berechnung der spezifischen Anbauemissionen wurde für die Bereitstellung des synthetischen N-Düngers entweder ein, nicht weiter spezifizierter, generische N-Dünger oder aktualisierte Werte für KAS unterstellt.

	N_{opt}	Y_{opt}	Spezifische Emissionen Rapsanbau [g CO_{2eq}/MJ RME] bei Verwendung von…	
Anbausystem	[kg N/ha]	[t/ha]	Generischer N-Dünger	KAS (aktualisiert)
FF1 (Leguminosenvorfrucht)	186	4.62	30.6	26.8
FF2 (Gepflügt)	249	4.65	37.9	32.8
FF3 (Pfluglos)	212	4.42	34.7	30.2
FF4	213	4.34	35.9	31.3

Die in Tabelle 10 aufgeführten THG-Emissionen des Winterrapsanbaus wurden für die einzelnen Anbausysteme mit den in Pahlmann *et al.* (2013) beschriebenen Inputfaktoren entsprechend der aktualisierten Version des Biograce (2015) -Tools berechnet. Dargestellt sind die spezifischen Anbauemissionen je MJ Biodiesels nach Konversion und Allokation entsprechend des vorgegebenen Pathways für Biodiesel aus Raps. Aufgrund der sehr ähnlichen Erträge spiegeln die spezifischen THG-Emissionen vor allem die Unterschiede der N-Aufwandsmengen wieder. In der Folge erscheint hier Raps nach Leguminosen-Vorfrucht (FF1) vorteilhaft, da er deutlich geringere berechnete spezifische Anbauemissionen aufweist. Dies liegt zu großen Teilen auch an der Bilanzierungspraxis. Die gegenwärtige Bilanzierung beginnend nach der Ernte der Vorfrucht bis zur Ernte der zu bilanzierenden Frucht („Ernte-Ernte“) erfasst den N-Transfer von den Leguminosen zum Raps nicht (vgl. Kap. 1.1.4.1). Der so eingesparte synthetische N-Dünger entlastet die THG-Bilanz. Der Umfang dieses Effektes hängt dabei selbstverständlich auch von der Höhe Emissionen ab, die mit der Bereitstellung des synthetischen N-Düngers einhergehen.

Wie sich eine deutliche Verbesserung der für die Bereitstellung des synthetischen N-Düngers anzusetzenden Emissionen auswirkt ist ebenfalls der Tabelle 10 zu entnehmen. Neben dem generischen, nicht spezifizierten N-Dünger des Biograce (2015) -Tools (5881 g CO_{2eq}/kg N) wurden die Berechnungen erneut mit einem aktualisierten Wert für KAS (3652 g CO_{2eq}/kg N) aus dem ergänzenden Tabellenwerk „BioGrace additional standard values“ durchgeführt. Es zeigt sich, dass die Bedeutung des Vorfruchteffektes sinkt, wenn die Emissionen für die Bereitstellung synthetischer N-Dünger sinken.

1.1.5. Stickstoffdynamik in der Rapsnacherntеperiode

Zusammenfassung

Obwohl im Feldversuch zum Teil erhöhte Nitratwerte und Lachgasemissionen während der Nacherntеperiode beobachtet wurden, konnten in Zusatzversuchen nur geringe Lachgasemissionen aus dem Stickstoff der Rapsernterückstände mittels ^{15}N-Tracing nachgewiesen werden. Rapsstrohbergung konnte nicht als vielversprechende Maßnahme zur Senkung von Treibhausgasemissionen bestätigt werden.

Bei einem Ernteindex von 25-30 besitzt Raps im Vergleich zu Getreide eine schlechte Stickstoff-Nutzungseffizienz (NUE) (Diepenbrock, 2000; Sieling und Kage, 2010). Raps benötigt hohe Mengen an Stickstoff (N) für den Aufbau des Blattapparats, dieser N wird jedoch im weiteren Verlauf ineffizient genutzt (Rathke *et al.*, 2006). Der größte Teil des für die Ertragsbildung benötigten Stickstoffs wird bereits bis zum Blühbeginn im Mai aufgenommen und bereits zum Blühende hin nehmen die N-Aufnahmeraten aus dem Boden wieder ab. In der Regel finden sich nur ca. 50 % des applizierten N-Düngers im Erntegut wieder. Die maximale Nährstoffaufnahme ist bei Raps schon kurz vor Blühende erreicht (Diepenbrock *et al.*, 2005). Da die bodeninterne N-Mineralisation jedoch weiterläuft, kann es bis zur Ernte zu hohen Gehalten an mineralischem N (Christen und Friedt, 2011) kommen. Weiterhin tragen Ernte- und Wurzelrückstände zu den hohen N_{min}-Gehalten nach der Ernte (Trinsoutrot *et al.*, 2000; Diepenbrock *et al.*, 2005) und den Stickstoff-Bilanzüberschüssen von bis über 90 kg N ha^{-1} (Schjoerring *et al.*, 1995; Sieling und Kage, 2010) bei. Wenngleich geringer, so wurde auch im Rahmen der Feldversuche dieses Verbundprojektes nach der Ernte von Winterraps ein Stickstoff-Überschuss ermittelt. Er lag bei 25 kg N ha^{-1} und war signifikant höher als in den Getreidekulturen. Der mineralische N kann zum Winter hin weiter ansteigen und unterliegt in Form von NO_3^- der Auswaschungsgefahr (Lickfett *et al.*, 2001; Behrens, 2002). Außerdem stehen die erhöhten N_{min}-Mengen den Prozessen der N_2O-Bildung in Böden als Substrat über einen längeren Zeitraum zur Verfügung, da die Folgefrucht (i.d.R. Winterweizen) nur einen kleinen Anteil dieses Stickstoffs aufnimmt (Lickfett *et al.*, 2001). Unter diesen Umständen wird der Nacherntеperiode ein erhöhtes Risiko der Nitratauswaschung und von gesteigerten Lachgasemissionen zugeschrieben (Kaiser *et al.*, 1998; Baggs *et al.*, 2000; Trinsoutrot *et al.*, 2000; Novoa und Tejeda, 2006). Derzeit gibt es keine gesicherten spezifischen Kenntnisse zur Wirkung der Erntereste von Raps auf die N_2O-Freisetzung nach der Ernte.

1.1.5.1. Einfluss von Rapsernterückständen auf die N_2O Emissionen in der Nacherntеperiode

In einem Zusatzversuch wurde geprüft, in welchem Umfang Erntereste von Raps zur N_2O-Emission in der Nacherntеperiode und im Winter verantwortlich sind. Hierfür wurden in den bestehenden Parzellenversuch „Subplots“ installiert. Für die Untersuchungen wurden die Ernte- und Wurzelreste auf den Subplots gegen ^{15}N-markierte Erntereste und Wurzeln (14,4 atom% ^{15}N) ausgetauscht. In jeder Behandlung wurde zusätzlich ein „Subplot“ als Kontrolle eingerichtet, von dem sämtliche Erntereste und Wurzeln entfernt wurden. Es wurden zwei Bodenbearbeitungsvarianten getestet: 1) Pflug (Bearbeitungstiefe 30 cm, CT) und 2) reduziert (15 cm, RT). Die Messungen wurden zeitgleich zu den regulären Projekt-Beprobungen durchgeführt.

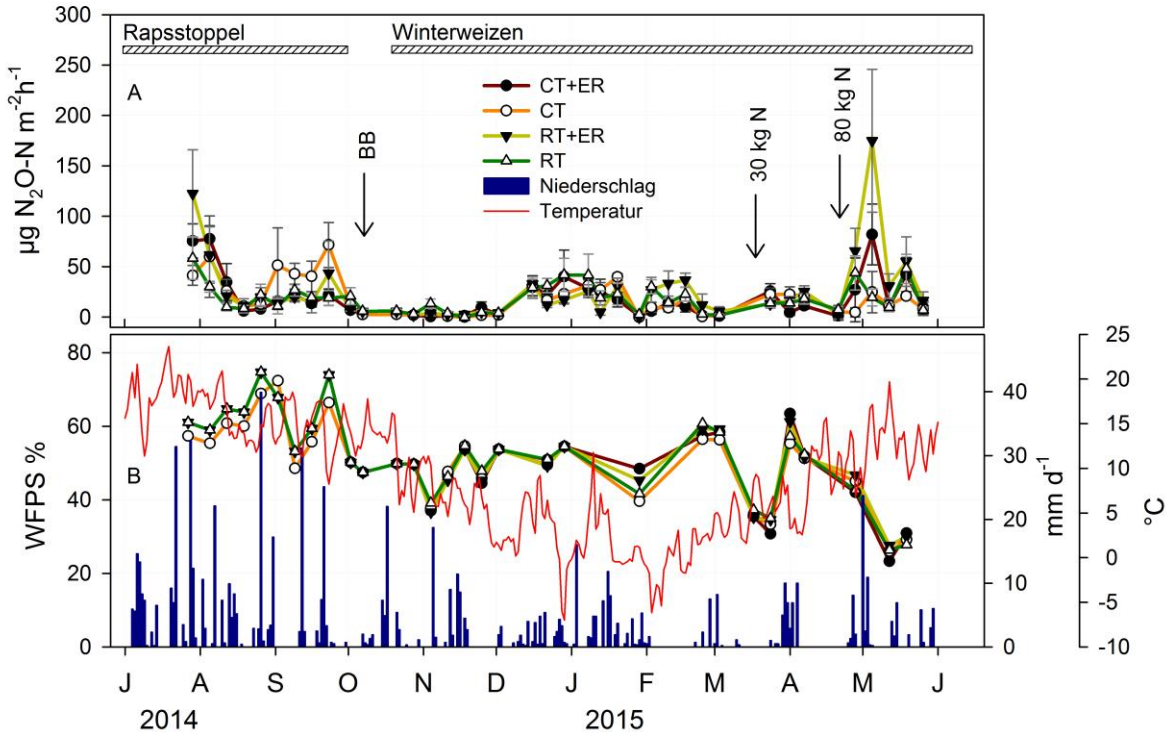

Abbildung 24: N_2O-Flüsse (Mittelwert ± Standardfehler, n = 4) bei Pflug (CT) bzw. bei reduzierter Bodenbearbeitung (RT) jeweils mit (+ER) bzw. ohne (-ER) Ernterückstände (A), BB = Bodenbearbeitung, sowie Tagesniederschlag, mittlere Lufttemperatur (2 m Höhe) sowie Bodenfeuchte (wassergefülltes Porenvolumen: WFPS) (B).

Nach der Rapsernte wurden in den beiden Behandlungen mit Ernterückständen höhere N_2O-Emissionen gemessen als in den Kontrollbehandlungen ohne Erntereste (Abbildung 24). Dies dürfte auf die mikrobielle Umsetzung leicht verfügbaren C aus den Ernteresten und der damit verbundenen O_2-Zehrung zurückzuführen sein. Dadurch wurden anaerobe Bedingungen im Boden gefördert und die Denitrifikation als N_2O-Quelle begünstigt (Flessa und Beese, 1995). Diese wurden zudem durch das Starkregenereignis mit 32 mm Niederschlag unmittelbar nach der Applikation der Rapserntereste verstärkt.

Ab Mitte August wurden die höchsten N_2O-Flüsse über einen Zeitraum von ca. vier Wochen in der Behandlung Pflug mit Abfuhr der Erntereste (CT-ER) ermittelt. Zeitgleich waren die N_2O-Flüsse in den Behandlungen mit Ernteresten (+ER) geringer, was vermutlich auf die Immobilisierung mineralischen N aufgrund des hohen C/N-Verhältnisses des Rapsstrohs (C/N = 51,7) zurückgeführt werden kann.

Mit abnehmenden Bodentemperaturen und aufgrund der Trockenheit im Oktober wurden nach der Bodenbearbeitung in allen Varianten sehr niedrige N_2O-Flüsse gemessen. Zwischen Dezember und März

induzierten Frost-Tau-Ereignisse einen leichten Anstieg der N_2O-Flüsse auf bis ca. 50 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1}. Im Vergleich zu den in der Literatur häufig beschriebenen Emissionen während Frost/Tau-Zyklen (Flessa *et al.*, 1995; Kammann *et al.*, 1998; Röver *et al.*, 1998; Kaiser und Ruser, 2000) sind die Flüsse im Winter jedoch als äußerst gering einzustufen.

Die N-Düngung zu Winterweizen im Frühjahr 2015 führte erneut zu einem Anstieg der N_2O-Emissionen. Im Modell konnte kein signifikanter Einfluss der Ernterückstände auf die N_2O-Flüsse nachgewiesen werden (p= 0,81). Dabei war die mittlere N_2O-Flussrate bei reduzierter Bodenbearbeitung mit 16,8 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1} signifikant höher als in der Pflugvariante (14,5 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1}). Es konnte ein statistisch signifikanter positiver Zusammenhang zwischen den N_2O-Flüssen und den Wassergehalten bzw. den CO_2-Flussraten ermittelt werden. Beides deutet auf die Denitrifikation als maßgebliche N_2O-Quelle hin.

Höhere N_2O-Emissionen bei reduzierter Bodenbearbeitung wurden bereits häufig nachgewiesen (z.B. Johnson *et al.*, 2005; Venterea *et al.*, 2005) und sind besonders ausgeprägt im ersten Jahr nach Umstellung von konventioneller auf reduzierter Bodenbearbeitung (D'Haene *et al.*, 2008). Als Grund für die höheren Emissionen bei reduzierter Bodenbearbeitung wurden von allen Autoren jeweils die höheren Wassergehalte und die damit begünstige Denitrifikation genannt.

Die kumulativen N_2O-Emissionen über den gesamten Versuchszeitraum schwankten zwischen 1,7 kg N in der Behandlung RT-ER und 2,4 kg N_2O-N ha^{-1} in der Behandlung RT+ER (Abbildung 25). Diese Unterschiede waren statistisch nicht signifikant. Bezogen auf den über die Erntereste eingebrachten N, stammten lediglich zwischen 4,2 und 5,2 % der kumulativen Emissionen direkt aus den Ernteresten.

Die ^{15}N-Wiederfindung betrug 59,9 % in der CT+ER Behandlung und 65,8 % in der RT+CR Behandlung (Tabelle 11). Der größte Anteil des ^{15}N wurde nach Versuchsabschluss im Boden nachgewiesen (>96 % der gesamten Wiederfindung).

In dem Zusatzversuch konnte entgegen der Erwartungen nicht nachgewiesen werden, dass Ernterückstands- und Wurzel-bürtiger N nennenswert direkt zur N_2O-Emission in der Nachernteperiode beitragen. Grund hierfür dürfte das hohe C/N-Verhältnis gewesen sein, welches vorübergehend zur Immobilisierung mineralischen N führte (Chaves *et al.*, 2007; Chen *et al.*, 2013).

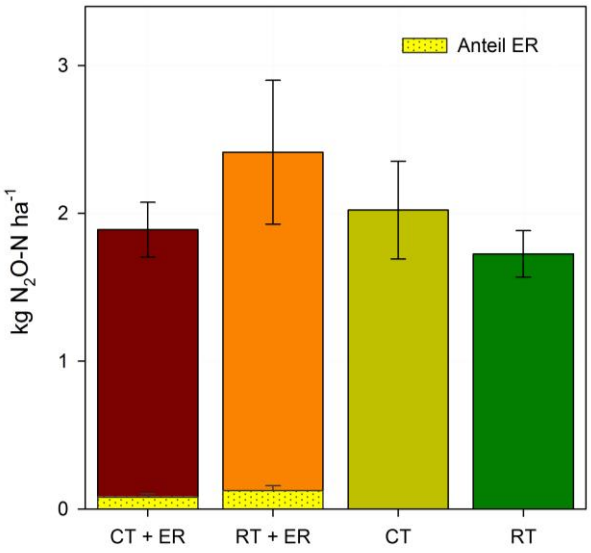

Abbildung 25: Mittlere kumulative N_2O-Emissionen (±Standardfehler), sowie Anteile der Ernterückstände an der Gesamtemission. CT: Pflugbearbeitung, RT: Reduzierte Bodenbearbeitung, ER: Ernteresiduen

Im Gegensatz dazu, konnte bei den regulären Messungen des Projekts an jedem Standort und in jedem Jahr steigende Nitratwerte bereits zur Ernte und damit verbundene steigende N_2O-Emissionen nach der Ernte beobachtet werden. Ein indirekter Einfluss der Erntereste über die Bereitstellung leicht verfügbaren C ist nicht auszuschließen.

Tabelle 11: ^{15}N-Wiederfindungsrate ($^{15}N_{RCE}$) des ^{15}N-Düngers unter konventioneller (CT+ER) und reduzierter (RT+ER) Bodenbearbeitung mit Ernterückständen in N_2O-N, Biomasse (Winterweizen) und Boden.

	N_2O-N	Biomasse*	Boden$^{\$}$	$\sum^{15}N_{RCE}$
			%	
CT+ER	0,06	2,2	57,7	59,9
RT+ER	0,09	2,1	63,6	65,8

*oberflächige Biomasse + Wurzeln; $^{\$}$ Ap-Horizont 0-30 cm

1.1.5.2. Effekt von Rapsstroh auf Lachgasemissionen in der Nacherntеperiode

Im Rahmen der Arbeiten der Abteilung Pflanzenernährung und Ertragsphysiologie der Georg-August-Universität Göttingen wurden Versuche durchgeführt, die sich im Besonderen mit der Nachernte-Lachgas-Bildung und deren Quellen beschäftigten. Im Mittelpunkt standen hier die Fragen:

- Welchen Einfluss hat Stroh im Allgemeinen auf die Lachgasflüsse in der Nacherntеperiode und stellt Stroh-N bei N-reichen Residuen eine besondere Quelle für Nachernte-Lachgasemissionen dar?
- Welche Minderungspotenziale im Hinblick auf die Lachgasemissionen bieten sich durch Verfahren der Strohbergung?

Zur Untersuchung dieser Fragestellungen wurden drei ergänzende Versuche an der Universität Göttingen durchgeführt.

Inkubationsversuch mit Raps- und ^{15}N-markiertem Gerstenstroh

In einem Inkubationsversuch unter kontrollierten Bedingungen wurden Raps- und ^{15}N-markiertes Gerstenstroh mit einer Rate von 1,3 t TM ha^{-1} in Boden eingearbeitet und für 43 Tage untersucht. Die Varianten setzten sich aus einem nicht-behandelten Kontrollboden (CK), ^{15}N-markiertem Gerstenstroh (GST), Rapsstroh (RST), ^{15}N-markiertem Gerstenstroh + N-Gabe (GST+N) und Rapsstroh + N-Gabe (RST+N) zusammen. Die N-Gabe erfolgte auf die Bodenoberfläche als Kalzium-Ammonium-Nitrat (KAS) mit einer Rate von 67,5 mg N kg^{-1} Boden bzw. 100 kg N ha^{-1}. Die Bodenfeuchtigkeit wurde auf 80% Wasserhaltekapazität eingestellt.

Die kumulierten N_2O-Emissionen beliefen sich auf 3, 19 und 26 µg N_2O-N kg^{-1} Boden 43 $Tage^{-1}$ in der CK, der GST- und der RST-Behandlung (Abbildung 26). Die Zugabe von Stickstoff zu dem in den Boden eingearbeiteten Stroh erhöhte die N_2O-Emissionen auf 439 und 387 µg N_2O-N kg^{-1} Boden 43 $Tage^{-1}$ in GST+N und RST+N, wobei kein signifikanter Unterschied in Bezug auf die unterschiedlichen Stroharten zu finden war. Die Stroh-N-bürtigen N_2O-Emissionen beliefen sich auf 0,72% und 0,46% der gesamten N_2O-Emissionen nach 22 Tagen in den Behandlungen GST und GST+N.

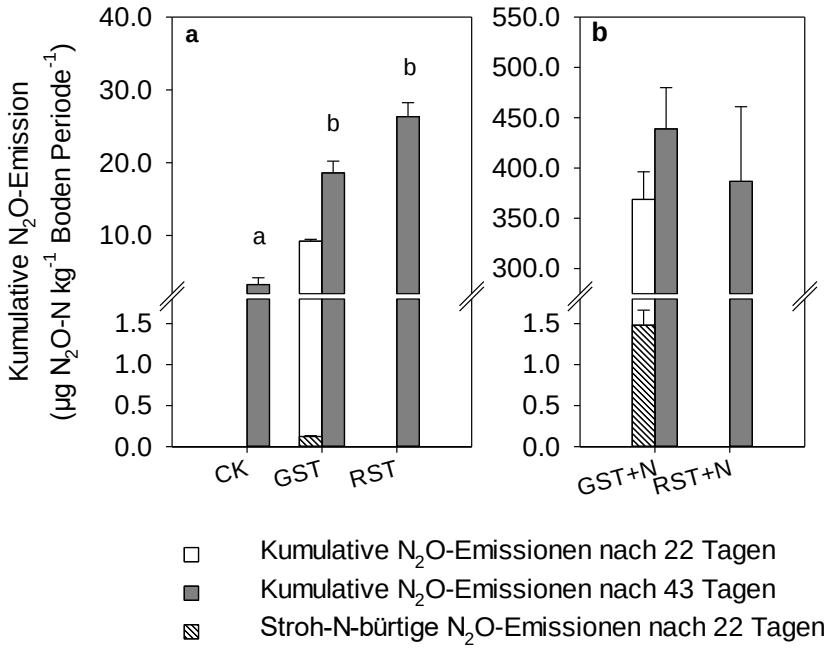

Abbildung 26: Kumulative N_2O-Emissionen aus Böden nach Einarbeitung von Raps- und Gerstenstroh (RST, GST) ohne (a) und mit (b) Stickstoffgabe (RST+N, GST+N; 67.5 mg KAS-N kg-1 Boden äquiv. zu 100 kg N ha^{-1}) kumulativ über 43 Tage (grau) sowie kumulative gerstenstrohbürtige, ^{15}N-markierte und kumulative Gerstenstroh-N_2O-Emissionen (weiß/schraffiert; GST, GST+N) über 22 Tage im Inkubationsversuch (CK: unbehandelter Kontrollboden). Fehlerbalken zeigen den Standardfehler für jede Behandlung (n=3). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p<0.05$) zwischen den Behandlungen. Besonders auffällig ist die ausgeprägte Emissionssteigerung infolge der Verwendung einer zusätzlichen Stickstoffdüngung in Höhe von 100 kg N ha^{-1} (b), die die Relevanz der Mineral-N-Verfügbarkeit belegt, so aber wohl gemerkt nicht der ackerbaulichen Praxis entspricht.

Freilandversuch mit ^{15}N-markiertem Rapsstroh von unterschiedlichen N-Düngestufen am Standort Merbitz

Am Standort Merbitz des Verbundprojektes wurde für einen Feldversuch in der Nacherntеperiode von Raps in der Vegetationszeit Rapspflanzen mit doppelt ^{15}N-markiertem Stickstoffdünger ($^{15}NH_4{}^{15}NO_3$) gedüngt. Die Markierung wurde genutzt, um ^{15}N-markiertes Rapsstroh zu erzeugen. Die drei Düngestufen angelegt mit vierfacher Wiederholung setzten sich aus 5 kg N ha^{-1} (RST-5), 150 kg N ha^{-1} (RST-150) und 180 kg N ha^{-1} (RST-180) mit einer Markierung von bis zu 5 at% zusammen. Das Rapsstroh wurde zum Erntezeitpunkt gesammelt, quantifiziert und Proben für die Analytik genommen. Die anschließende Wiedereinarbeitung des Strohs fand in Unterparzellen statt, die in die Düngeparzellen des Gesamtversuchs integriert waren. Nachernte-Lachgas-Emissionen wurden von August 2013 bis Februar 2014 mittels statischen Gashauben und GC-Analytik ermittelt.

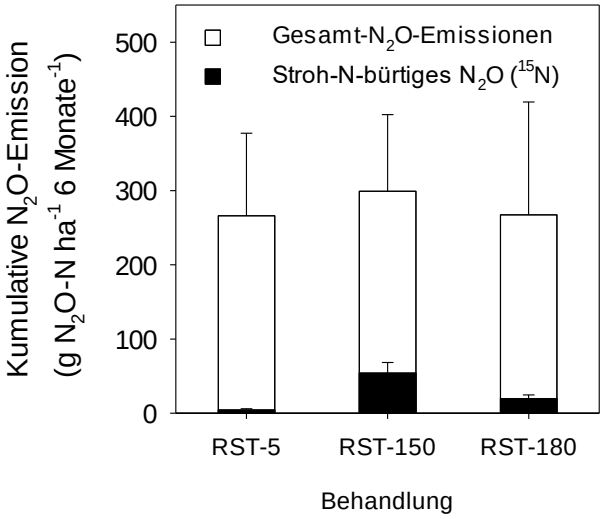

Abbildung 27: Kumulative N_2O-Emissionen und kumulative Rapsstroh-N-bürtige N_2O-Emissionen (^{15}N) von Böden nach Einarbeitung von Rapsstroh mit hohem (RST-5), mittlerem (RST-120) und niedrigem (RST-180) C/N-Verhältnis vom Standort Merbitz bei Halle in dem Zeitraum Ende August 2013 bis einschl. Februar 2014 (Mittelwert und Standardfehler, n=4). Dunkle Balkenanteile mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant von einander.

In der Nachernte-Periode nach Raps in 2013 beliefen sich die kumulierten N_2O-Emissionen auf 266, 299 und 267 g N_2O-N ha^{-1} 6 $Monate^{-1}$ und die Stroh-N-bürtigen N_2O Emissionen entsprechend auf 4, 54 und 20 g N_2O-N ha^{-1} 6 $Monate^{-1}$ für die Varianten RST-5, RST-150 und RST-180 in einer Periode von 5 Monaten (Abbildung 27). Unter den praxisnahen Versuchsbedingungen waren die N_2O-Emissionen ähnlich hoch ($p>0.05$) in allen Varianten, aber der Anteil des Stroh-N-bürtigen N_2O war signifikant unterschiedlich ($p<0.05$) mit 2 %, 16 % und 6 % für RST-5, RST-150 und RST-180.

Zweijähriger Freilandversuch zu Nachernte-N_2O-Emissionen in Abhängigkeit von N-Düngung und Strohapplikation

Der Feldversuch wurde auf der Versuchsstation „Klostergut Reinshof“ (51.49° N, 9.93° E, 150 m ü. NN) der Universität Göttingen in den Jahren 2013 und 2014 bis in das folgende Frühjahr durchgeführt. Der Bodentyp ist ein Parabraunerde-Tschernosem (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung 2012). Nach den Messdaten der „Wetterwarte Göttingen“ des Deutschen Wetterdienstes fielen im langjährigen Mittel der Jahre 1961-1990 645 mm Niederschlag bei einer mittleren Lufttemperatur von 8,7 °C.

Der Versuch wurde in den Frühjahr der Jahre 2013 und 2014 in einem Winterrapsbestand als randomisierter, einfaktorieller, dreistufiger Düngeversuch mit den Stickstoffstufen 0, 90 und 180 kg N ha^{-1} in dreifacher Wiederholung (n=3) angelegt (Abbildung 28).

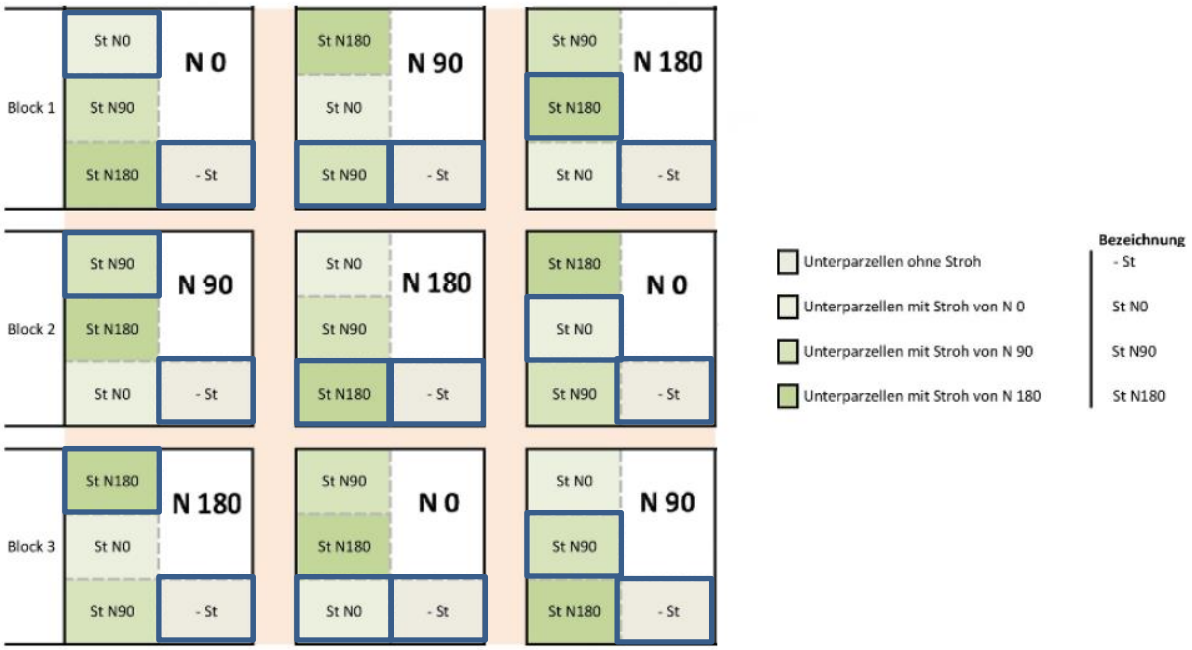

Abbildung 28: Versuchsdesign in teilweise randomisierter, mehrfaktorielle Split-Plot-Anlage. Großparzellen (schwarz umrandet) zeigen die voll randomisierten Düngestufen 0 kg N ha^{-1}, 90 kg N ha^{-1} und 180 kg N ha^{-1} während des Winterrapswachstums und die Unterparzellen (gestrichelt) mit den Strohvarianten ohne Stroheinarbeitung (-Str) und Einarbeitung von Rapsstroh (StN0, StN90 und StN180), wobei aufgrund vom verfahrenstechnischen Ablauf die Anordnung der strohlosen Variante rechts ist. Blau umrandet sind die Parzellen, die im weiteren Verlauf mit Ergebnissen (-Str, +Str) dargestellt werden.

Nach der Ernte des Winterrapses wurde das Versuchsfeld für den zweiten Untersuchungsfaktor „Strohdüngung“ in eine teilweise randomisierte, mehrfaktorielle Split-Plot-Anlage umgestellt. Zur Ernte wurde das Stroh parzellenweise zur Quantifizierung und chemischen Analyse geborgen. Das geerntete Stroh der Wiederholungen wurde für jede Düngestufe durch Mischen homogenisiert, die Strohmenge pro Quadratmeter berechnet und wieder ausgebracht. Die drei Strohstufen wurden anschließend auf die 36 Unterparzellen gezielt ausgebracht, so dass jede Düngestufe einschließlich der strohlosen Behandlung vier Strohvarianten aufwies (n = 36).

Im weiteren Verlauf dieses Berichts werden die Düngevarianten und die zugehörigen Strohvarianten (+Str) sowie die strohlosen (–Str) Varianten vorgestellt. Die graphischen Darstellungen beschränken sich auf diese Varianten. Die hier nicht gezeigten Varianten erbrachten keinen weitergehenden oder gar andersartigen Erkenntnisgewinn.

Die gemessenen N_2O-Emissionsdaten zeigen eine große Variation zwischen den Versuchsjahren. In 2013 lagen die N_2O-Emissionen zwischen 0,46 ± 0,05 kg N_2O-N ha^{-1} (0 kg N ha^{-1} –str) und 1,05 ± 0,1 kg N_2O-N ha^{-1} (180 kg N ha^{-1} +str). In 2014 waren die N_2O-Emissionen zwischen 4,06 ± 0,34 für 90 kg N ha^{-1} +Str und 7,33 ± 0,24 kg N_2O-N ha^{-1} (ungedüngter Kontrollboden +str). Während kein Effekt der Düngung auf die kumulativen N_2O-Emissionen nachweisbar war, zeigen die gemessenen N_2O-Daten, dass eine Strohabfuhr die N_2O-Emissionen im Vergleich zu einer Stroheinarbeitung geringfügig steigern.

Zusammenfassende Bewertung der drei Versuche

Im Inkubationsversuch unter Laborbedingungen führte die Einarbeitung von Stroh zu einer Erhöhung der N_2O-Emissionen, wobei dieser Befund in dem 2-jährigen Feldversuch am Standort Reinshof nicht bestätigt werden konnte.

Sowohl im Inkubations- als auch im Freilandversuch am Standort Merbitz zeigte sich, dass Stroh-N nur zu einem geringen Teil zu den N_2O-Emissionen beiträgt. Strohbergung scheint daher nur in begrenztem Maße Potenziale zur Minderung der Nachernte-Lachgasemission zu bieten. Der 2-jährige Versuch am Standort Reinshof verdeutlicht, in welchem Maße N_2O-Emissionen von den nicht-regulierbaren klimatischen Bedingungen (in diesem Berichtsteil nicht dargestellt) abhängen. Weiterführend könnten generell die günstigsten Bedingungen für N_2O-Emissionen eruiert werden und für diesen Fall Minderungsoptionen untersucht werden.

1.1.6. Humuswirkung von Rapsanbausystemen

Zusammenfassung

Durch die Kombination zweier Methoden konnten erhebliche Fortschritte in der Methodenentwicklung erreicht und die Genauigkeit der Bestimmung des CO_2-Austauschs erheblich gesteigert werden. Am Versuchsstandort Dedelow wurden leichte Kohlenstoffverluste für rein mineralisch gedüngtem Rapsanbau gemessen. Die Ergebnisse bestätigen die erhebliche Bedeutung der organischen Düngung für ein nachhaltiges Humusmanagement.

In der Literatur finden sich nur sehr wenige Resultate aus Feldexperimenten zum Einfluss des Rapsanbaus auf die Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff. Gemäß des VDLUFA-Standpunkts „Humus“ von 2004 soll die Wirkung von Raps mit der von Getreide übereinstimmen. In beiden Fällen wird mit leichten Humus-C-Verlusten im Umfang von 28–40 g m^2 a^{-1} gerechnet (Körschens *et al.*, 2004). Diese Werte sind in der Regel aus älteren Dauerfeldversuchen abgeleitet worden (Körschens *et al.*, 1998). Die wenigen neueren Untersuchungen weisen nur Angaben zu Getreidefruchtfolgen auf, die auch Raps enthalten. Ursache dafür ist die sehr geringe zeitliche Auflösung der in der Regel zur Erfassung der C-Vorratsänderungen eingesetzten Bodenprofilmethode (Schrumpf *et al.*, 2011). In Süddeutschland reichten die Veränderungen im Vorrat an organischem Kohlenstoff bei einer Winterraps-Winterweizen-Wintertriticale-Fruchtfolge von leichten Verlusten in Höhe von 20 g C m^2 a^{-1} bis hin zu mäßigen Gewinnen in Höhe von 100 g C m^2 a^{-1}. Steigende N-Gaben und die Reduktion der Bodenbearbeitung förderten die C-Speicherung (Gauder *et al.*, 2016). In Kanada blieb hingegen der Vorrat an organischen Kohlenstoff bei einer Winterweizen-Raps-Leguminosen-Fruchtfolge praktisch unverändert (Shrestha *et al.*, 2013)

Ansonsten finden sich lediglich in Ökobilanzen zur Erzeugung von Biokraftstoffen einige Abschätzungen zum Einfluss des Rapses auf den Humusvorrat. Diese wurden auf Grundlage von Vorgaben wie der IPCC-Methodologie für Treibhausgasinventare (Paustian *et al.*, 2006), der Guideline der Europäischen Union zur Berechnungen von Bodenkohlenstoffvorräten (2010) oder auch der European Renewable Energy Directive (u.a. in Verbindung mit dem BioGrace-Tool oder dem „Tool of the Roundtable on Sustainable Biofuels“, Hennecke *et al.*, 2013) ermittelt. Soweit im Detail ausgewiesen, schwanken die Werte zwischen einem C-Verlust von 22 g m^2 a^{-1} und einem C-Gewinn von 32 g m^2 a^{-1} (Hillier *et al.*, 2009; Tonini und Astrup, 2012; Ukaew *et al.*, 2015). Nur Malça und Freire (2011) rechneten mit relativ hohen Boden-C-Verlusten in Umfang von 84 g m^2 a^{-1}. Diese Angabe basiert jedoch auf einem anderen Abschätzungsverfahren als bei den übrigen Bilanzstudien.

Alles in allem ergeben die vorliegenden Informationen, dass der Winterraps selbst, verglichen mit anderen Kulturen und Anbaumaßnahmen wie der Bodenbearbeitung und der Düngung, offenbar nur geringe Veränderungen im Vorrat an organischem Bodenkohlenstoff bewirkt.

1.1.6.1. Methodenentwicklung

In der Vergangenheit ließ sich der Einfluss der Fruchtarten und der Bewirtschaftung auf den Vorrat an organischen Kohlenstoff im Boden nur im Rahmen von Dauerfeldversuchen in Verbindung mit sogenannten Bodeninventurmethoden ermitteln. Nachteil dieses Ansatzes ist seine geringe Empfindlichkeit. Selbst starke

Veränderungen im Vorrat an organischer Bodensubstanz werden frühestens nach zehn Untersuchungsjahren sichtbar (Schrumpf *et al.*, 2011). Methoden zur Bilanzierung der Boden-C-Vorräte, die auf Messungen des Netto-CO_2-Austauschs beruhen, sollen schneller zuverlässige Aussagen liefern (Smith *et al.*, 2010). Allerdings gibt es bisher nur wenige Informationen über die tatsächliche Präzision von Verfahren zur Messung von CO_2-Flussmessungen wie der Eddy-Kovarianztechnik und der manuellen Haubenmethode, die am häufigsten für diesen Zweck auf Ackerflächen eingesetzt werden. Ein Anliegen unserer Untersuchungen war daher, Informationen darüber im Zusammenhang mit dem Anbau von Winterraps und anderen typischen Feldkulturen zu gewinnen.

Hierzu erfolgten Messungen des Kohlenstoffaustausches auf einer Praxisfläche am Standort Dedelow parallel mittels der Eddy-Kovarianztechnik und mittels manueller Messhauben. Dies erlaubte den direkten Vergleich beider Messtechniken. Die Eddy-Kovarianztechnik hat den Vorteil, dass sie den Netto-CO_2-austausch direkt und kontinuierlich über das ganze Jahr messen kann. Allerdings erfordert diese Messtechnik mindestens fußballplatzgroße Felder auf ebenem Terrain. Eine parzellenscharfe Messung ist nur mittels Haubentechnik möglich, weswegen auf dem Parzellenversuch (Blockanlage) der CO_2-Austausch ausschließlich so gemessen wurde (siehe 1.1.5.3). Die Haubenmessungen der Praxisfläche (Methodenentwicklung) wurden während der zwei hier vorgestellten Vegetationsperioden (Winterraps / Winterweizen) an 21 Tagen in einem Abstand von drei (Sommerhalbjahr) bis sechs Wochen (Winterhalbjahr) durchgeführt (13.11.2012 bis 16.07.2014, siehe Abb. 1).

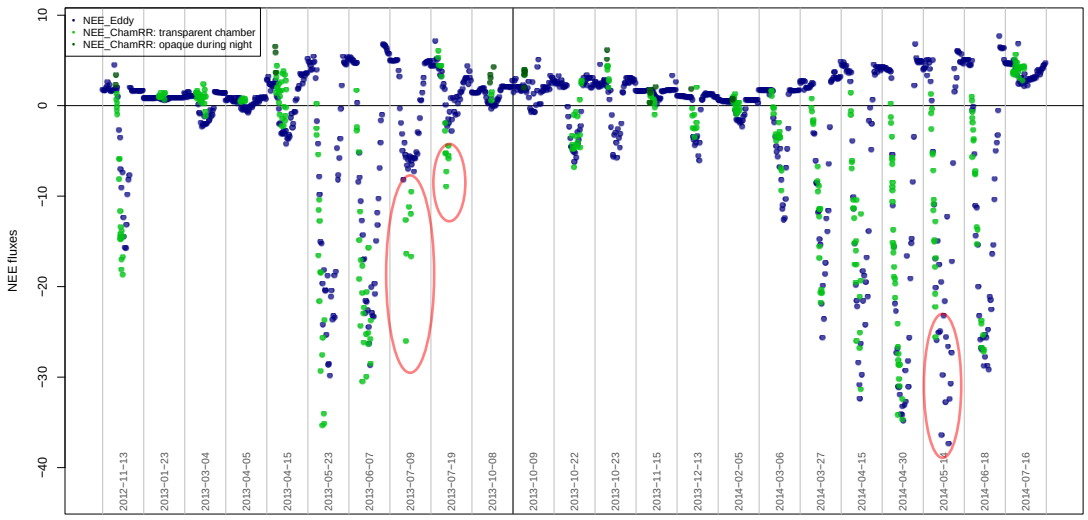

Abbildung 29: Vergleich zwischen gemessenen CO_2-Austauschflüssen an Kampagnentagen mit Hauben (grün) und Eddy-Kovarianz (blau) während der beiden Anbauperioden 2012/13 (Winterraps) und 2013/14 (Winterweizen).

Der Vergleich beider Techniken in Abbildung 29 zeigt, dass die gemessenen Flüsse sehr ähnlich sind (R^2=0.83 in 2012/13 und R^2=0.93 in 2013/14). Allerdings scheinen die Rapspflanzen in den Haubenrahmen am 9. und 19. Juli 2013 länger photosynthetisch aktiv gewesen zu sein als der Durchschnitt auf der Praxisfläche. Die höheren gemessenen Flüsse auf der Praxisfläche am 14.05.2014 lassen sich auf die stärkere Sonneneinstrahlung während der zweiten Hälfte des Tages (klarer Himmel) zurückführen.

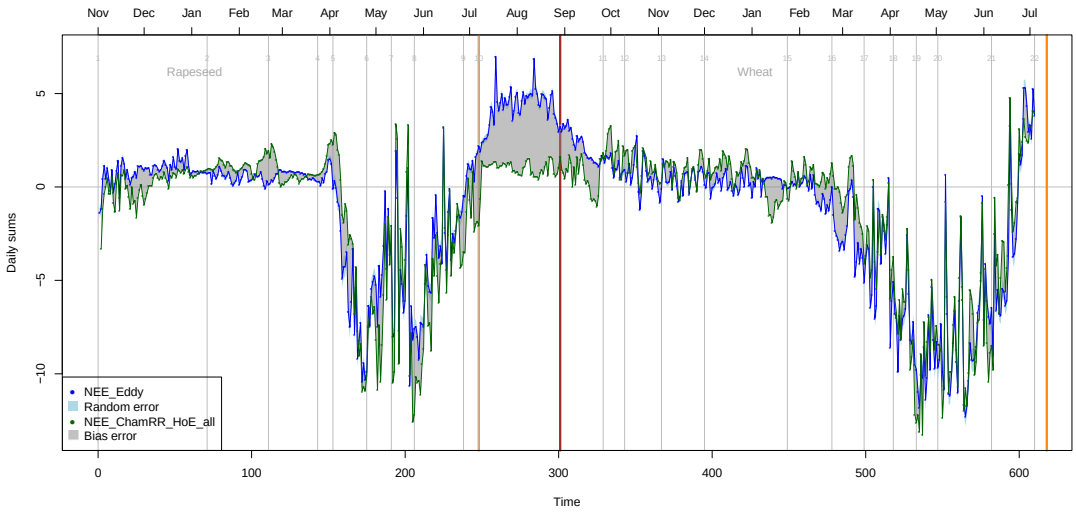

Abbildung 30: Vergleich CO_2-Tagesflüsse modelliert aus den Haubenmesskampagnen (grün) und gemessen mit Eddy-Kovarianz (blau) für die Anbauperioden 2012/2013 (Winterraps) und 2013/2014 (Winterweizen). Vertikale Linien markieren die Kampagnentage der Haubenmessungen (grau), die Erntetermine (orange) und die Aussaat des Winterweizens (rot).

Aus den an den Kampagnentagen gemessenen Haubenflüssen werden mithilfe von nicht-linearen Algorithmen und unter Zuhilfenahme kontinuierlicher Wetterdaten halbstündliche Flüsse für das ganze Jahr modelliert. Diese wurden in Abbildung 30 mit den mit Eddy-Kovarianz gemessenen halbstündlichen Werten (hochskaliert auf Tagesbasis) verglichen. Der Jahresgang der CO_2-Flüsse wird bei der Modellierung auf Basis manueller Haubenmessungen gut erfasst. Die größten Unterschiede ergeben sich während der Brachezeit (Jul-Sep 2013), weil dort wegen der Bodenbearbeitungsmaßnahmen durch den Landwirt keine Kampagnen mit den Hauben stattfinden konnten (Abbau der Messplots). Darüber hinaus gibt es systematische Unter- und Überschätzungen zu verschiedenen Messzeitpunkten im Jahresverlauf, die sich tendenziell jedoch wieder aufheben (Abbildung 30).

Durch das Weglassen einzelner Kampagnentage in der Modellierung kann die Robustheit der diskontinuierlichen Haubenmessungen getestet werden. Dabei zeigt sich, dass die kritischsten Phasen diejenigen schneller Änderungen der Witterung (Frühjahr) und der grünen Pflanzenbiomasse darstellen (Schossen, Seneszenz). Darüber hinaus wurden künstliche neuronale Netze für die Modellierung der halbstündlichen Haubenflüsse eingesetzt. Die damit verbundene Reduzierung der Unsicherheit der jährlichen Bilanzen stellt einen gänzlich neuen und vielversprechenden Ansatz dar, den Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die C-Bilanz von Rapsfruchtfolgen innerhalb weniger Jahre zu erfassen. Die durch den Methodenvergleich quantifizierten Unsicherheiten aufgrund der Modellierung jährlicher C-Bilanzen mit den Hauben betragen ca. ±175 g m^{-2}. Der Einfluss eines Messtages lässt sich mit zunehmender Kampagnenfrequenz (von wöchentlich statt bisher durchschnittlich monatlich) von ±100 g m^{-2} auf ±25 g m^{-2} reduzieren. Nur unter Berücksichtigung dieses Befundes wird es möglich sein, die Zuverlässigkeit der manuellen Haubenmethode bei der Erfassung von Veränderungen im C-Vorrat des Bodens deutlich zu verbessern.

1.1.6.2. Humuswirksamkeit von Winterraps unter mineralischer und organischer Düngung

Um den Einfluss der Düngung auf die Humuswirksamkeit, d.h. auf den Vorrat an organischem Kohlenstoff im Boden zu erfassen, wurden im Blockversuch am Standort Dedelow Rapsparzellen parallel untersucht, die jeweils 180 kg Nmin ha^{-1} in Form von Kalkammonsalpeter (mineralische Düngung, als Min bezeichnet) oder in Form von Gärresten (organische Düngung, als Org bezeichnet, 180 kg Nmin entspricht etwa 360 kg Nges) erhielten. Nur im Fall der Gärreste war das zugleich auch mit einer Zufuhr von organischem Kohlenstoff im

Umfang von 186 bis 241 g C m^{-2} (bzw. von 1860 und 2410 kg C ha^{-1}, Tab. 1) verbunden. Die Messungen des Kohlenstoffaustausches erfolgten, wie erwähnt, ausschließlich mit manuellen Messhauben, da die geringe Größe der Versuchsparzellen keine kontinuierlichen Eddy-Messungen erlaubte. In etwas über drei Jahren (12.10.2012 bis 02.03.2016) kam es zu insgesamt 64 Messeinsätzen (Kampagnentage) im Feld. Damit ist die Datengrundlage für Messroutinen dieser Art mit über 20 Messeinsätzen pro Jahr überdurchschnittlich hoch (üblich sind etwa 12 Messeinsätzen pro Jahr).

Die Messplätze sind jeweils nach der Bodenbearbeitung und Neuaussaat (Pflugsaat) im August eines jeden Jahres mit dem Raps in der Fruchtfolge gewandert, so dass ein klimatisches Jahr auch immer einen Standortwechsel beinhaltet. Auf diese Weise war es möglich, die direkte Wirkung des Winterrapses auf den C-Vorrat wiederholt zu bestimmen.

Wie in 1.1.6.1 erläutert wurde, werden aus den an den Kampagnentagen gemessenen Haubenflüssen mithilfe von nicht-linearen Algorithmen halbstündliche Flüsse für den gesamten Messzeitraum modelliert. Diese sind in Abbildung 31 für die beiden Düngevarianten dargestellt (hochskaliert auf Tagesbasis für die klimatischen Jahre 2013, 2014 und 2015). Wie gezeigt werden konnte, ist der Ansatz in der Lage, die jährliche Dynamik des Netto-CO_2-Austausches und seiner Teilflüsse (CO_2-Abgabe durch Ökosystematmung und CO_2-Aufnahme durch Bruttoprimärproduktion) grundsätzlich korrekt widerzuspiegeln. Mithilfe intensiver Messkampagnen im Zuge der Düngerausbringung im Frühjahr konnten mit dieser Methode auch kurzfristig erhöhte CO_2-Abgaben insbesondere bei der organisch gedüngten Variante sichtbar gemacht werden. Abgesehen davon ist auch die hohe interannuelle Variabilität in der Dynamik der CO_2-Flüsse, verursacht durch Unterschiede in der Jahreswitterung, deutlich erkennbar (Abbildung 31).

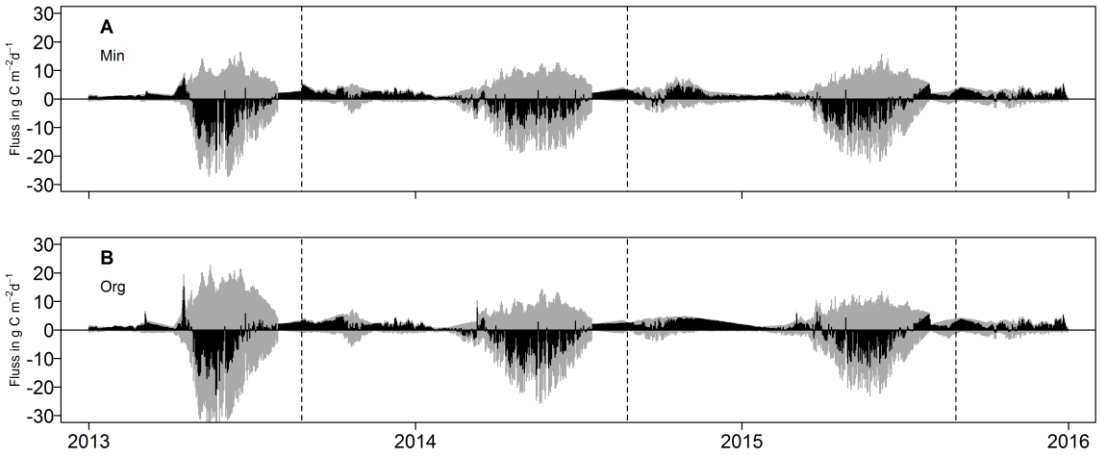

Abbildung 31: CO_2-Flusskurven der Düngevarianten mineralisch (A, Min) und organisch (B, Org) in den Rapsparzellen N4 und N6 über die drei klimatischen Jahre (01.01.2013 bis 31.12.2015). Positive graue Balken kennzeichnen die auf Tagesbasis modellierte Ökosystematmung (CO_2-Abgabe), negative graue Balken kennzeichnen die auf Tagesbasis modellierte Bruttoprimärproduktion (CO_2-Aufnahme). Schwarze Balken kennzeichnen den aus beiden Flussgrößen resultierenden Netto-CO_2-Austausch (alles in g C m^{-2} d^{-1}). Vertikale gestrichelte Linien zeigen den Zeitpunkt der Aussaat des Rapses (jeweils an einem neuen Standort).

Wird der Netto-CO_2-Austausch aufsummiert, erhält man jährliche Netto-CO_2-Bilanzen (für jede Variante drei: jeweils für 2013, 2014 und 2015). Diese sind in Abbildung 32 (links) dargestellt. Beide Varianten wiesen im Mittel Netto-CO_2-Aufnahmen auf. Allerdings ist die Schwankungsbreite mit bis zu 300 g C m^{-2} a^{-1} sehr hoch. Dazu haben neben der Variabilität des Pflanzenwachstums, zurückzuführen auf Unterschiede in der Jahreswitterung und den Bodeneigenschaften der Parzellen, auch die Unsicherheit der Haubenmessungen und –modellierungen (methodische Variabilität, siehe 1.1.6.1) beigetragen. Mit anderen Worten: zwischen beiden Varianten bestanden im gegebenen Messzeitraum keine signifikanten Unterschiede in den CO_2-Gasflüssen(Abbildung 32, links).

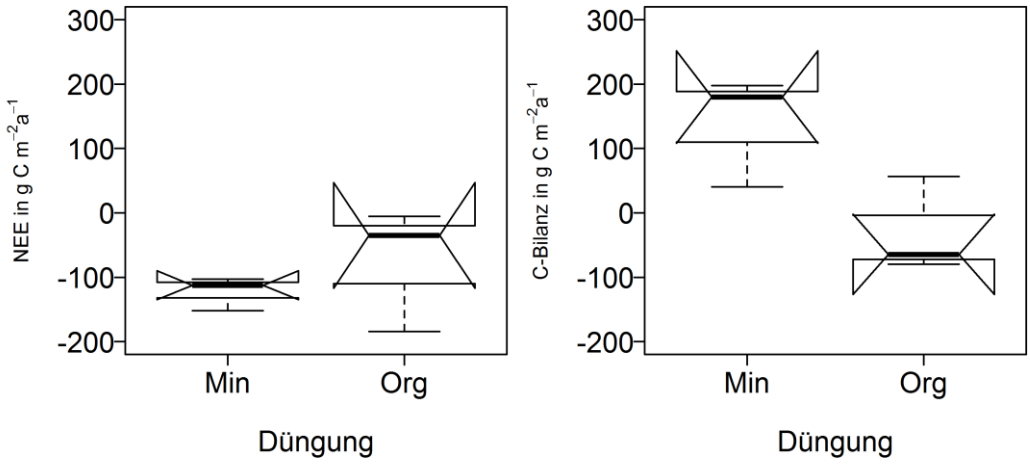

Abbildung 32: Boxplots zu den jährlichen Netto-CO_2-Bilanzen (summarischer Netto-CO_2-Austausch, NEE, links) und den jährlichen Veränderungen in den Vorräten an organischem Bodenkohlenstoff (C-Bilanz, rechts, Werte aus Tabelle 12) in g C m^{-2} a^{-1} für die mineralische Variante (Min) und die organischen Variante (Org) über die drei klimatischen Jahre 2013–2015. Negative Werte bedeuten CO_2- bzw. C-Akkumulation im Boden (Senkenfunktion), positive Werte bedeuten CO_2- bzw. C-Verluste für den Boden (Quellenfunktion).

Im Gegensatz dazu bestehen im Fall der jährlichen Veränderungen in den Vorräten an organischem Bodenkohlenstoff (C-Bilanz, Abbildung 32, rechts und Tabelle 12) deutliche Unterschiede zwischen den Varianten. Hauptursache dafür ist offenbar die Ausbringung des organischen Kohlenstoffs auf der Gärrestvariante, denn der mittlere jährliche C-Import im Zuge der organischen Düngung betrug 219 g C m^{-2} a^{-1} (Tabelle 12) und ist somit nahezu deckungsgleich mit der Differenz in den C-Bilanzen zwischen den beiden Varianten (244 g C m^{-2} a^{-1}, Tabelle 12, Abbildung 32). Somit war die organische Düngung zu Raps geeignet, die bei der mineralischen Variante zu verzeichnenden C-Verluste (C-Quellenfunktion) nicht nur auszugleichen, sondern auch für eine gewisse C-Akkumulation (C-Senkenfunktion) am Standort Dedelow zu sorgen. Die bei der mineralischen Variante aufgetretene Verringerung des C-Vorrates ist vermutlich auf eine Übersättigung des Bodens mit Kohlenstoff nach langjähriger, hoher Gülledüngung zurückzuführen, da der relativ sandige Standort im Ap-Horizont vergleichsweise hohe C-Vorräte aufweist (Tabelle 12). Unter Berücksichtigung dieser Aspekte und der erheblichen Unsicherheiten, mit der solche Bilanzansätze angesichts der oben angeführten Resultate momentan noch verbunden sind, spricht wenig gegen die Annahme, dass Winterraps dem Humus-C-Vorrat selbst kaum beeinflusst. Derartige Veränderungen dürften vielmehr auf die aktuelle Bewirtschaftung (mineralische bzw. organische Düngung) bzw. die Bewirtschaftungsgeschichte zurückzuführen sein. Insofern stellen die hier gewonnen Ergebnisse eine Bestätigung der in der Literaturübersicht getroffenen Aussagen dar.

Abgesehen davon ist die gute Übereinstimmung der Differenzen in den C-Bilanzen mit den Unterschieden bei den tatsächlich applizierten C-Mengen ein wichtiger Beleg dafür, dass die hier angewandte Haubenmethode ungeachtet aller noch vorhandenen Unsicherheiten prinzipiell schneller als die üblichen Dauerfeldversuche Aussagen zu bewirtschaftungsbedingten Veränderungen in den Boden-C-Vorräten erlaubt. Die im Zuge der Methodenentwicklung erreichten Verbesserungen (Erhöhung der Messfrequenz, Beachtung der Pflanzenentwicklungsstadien, Lückenfüllen mit künstlichen neuronalen Netzen, siehe 1.1.6.1) dürfte die Präzision der Methode in Zukunft noch deutlich erhöhen. Besonders vielversprechend ist der Einsatz von automatischen Haubensystemen, weil dann die Messungen kontinuierlich durchgeführt werden können, was, gemäß den oben dargestellten Befunden, eine zentrale Voraussetzung für die Gewinnung präziserer Kohlenstoffbilanzen ist.

Tabelle 12: C-Bilanzgrößen (in g C m^{-2}) der Varianten mineralisch und organisch der drei klimatischen Jahre (2013, 2014, 2015), oberirdische Biomasse des Rapses und Standorteigenschaften der Blockfläche (Tonanteil von 0-0,9 m und Boden-C-Vorrat von 0-1 m und im Ap-Horizont von 0-0,3 m). Die in Abbildung 32 dargestellte C-Bilanz ergibt sich formal aus dem Summe des Zahlenwertes der Netto-CO_2-Bilanz, der organischen Düngung (C-Import) und der Kornernte (C-Export). C-Importe in den Boden haben negative Vorzeichen, C-Exporte positive Vorzeichen.

Jahr	Variante	Netto-CO_2-Bilanz (g C m^{-2})	Kornernte (g C m^{-2})	Oberirdische Biomasse (g C m^{-2})	Organische Düngung (g C m^{-2})	C-Bilanz (g C m^{-2})	Tonanteil (%, 0-0,9 m)	Boden-C-Vorrat (kg C m^{-2} m^{-1} bzw. 0,3 m^{-1})	
2013	Min	-103	283	553 ± 135 (413, 565, 682)		180	14 ± 4	4,7	3,0
	Org	-5	292	516 ± 38 (478, 517, 554)	-230	57			
2014	Min	-112	310	482 ± 55 (434, 470, 541)		198	14 ± 4	5,6	3,4
	Org	-185	306	562 ± 83 (480, 561, 645)	-186	-65			
2015	Min	-152	192	684 ± 84 (777, 613, 662)		40	14 ± 4	4,7	2,8
	Org	-35	196	733 ± 101 (624, 824, 752)	-241	-80			

1.2. Bewertung der Bilanzierungsansätze der EU-RED

Zusammenfassung

Die Emissionen des Anbaus tragen anteilig am stärksten zur THG-Bilanz von Rapsbiodiesel bei. Eine Optimierung muss daher am verwendeten N-Dünger, der Düngeeffizienz und den N_2O-Feldemissionen ansetzen. Da für organische Dünger keine Emissionen bei der Produktion angerechnet werden, kann die Substitution von Mineraldünger mit organischen Düngern zu einer deutlichen Verbesserung der Bilanz führen. Auch Dünger mit THG-reduzierter Herstellung verbessern die Bilanz erheblich.

Die von Deutschland gemeldeten Werte der THG-Bilanz von Rapsbiodiesel basieren auf unzutreffend niedrigen Düngeniveaus. Aufgrund der derzeit stattfindenden Aktualisierungen der Methodik und Inputgrößen und insbesondere durch die Anhebung des Referenzwerts für fossilen Diesel kann das 50 %-Einsparungsziel rechnerisch jedoch auch mit realistischeren Inputwerten ohne weitere Maßnahmen erreicht werden. Diese Aktualisierungen mindern also die Anreize für weitere Minderungsmaßnahmen, bilden allerdings teilweise auch bereits erreichte Minderungen ab. Die Berücksichtigung rapsspezifischer Emissionsfaktoren für den Anbau ergibt eine deutlich bessere THG-Bilanz.

In diesem Abschnitt werden die THG-Berechnung und die zu erwartende Änderung der Berechnungsmethodik sowie die Aktualisierung der Hintergrundwerte diskutiert. Die im Projekt ortsspezifisch erhobenen Emissions- und Ertragswerte werden ebenso wenig diskutiert wie methodische Änderungen infolge von Fruchtfolgeeffekten. Diese Betrachtungen werden in der bereits gewilligten Projektverlängerungsphase (bis zum 31.08.2017) in Zusammenhang mit den Ergebnissen aus dem Maisprojekt adressiert.

1.2.1. Hot-spot-Analyse

Die relevanten methodischen Vorgaben für die Berechnung der THG-Einsparung gemäß der EU-RED (2009) sind:

Funktionelle Einheit:	1 MJ
Systemgrenze:	Cradle-to-grave (von der Produktion der Rohmaterialien bis zur Verwendung der Biotreibstoffe bzw. Brennstoffe)
Änderung Boden-C	Beschluss (2010/335/EU) (Annahme ΔBoden-C =0 bei den Standardwerten)
Allokation:	anhand des Energiehalts (Ausnahmen werden spezifiziert)
Annahmen:	Nichtberücksichtigung von Investitionsgütern Die Umweltwirkungen der Ernterückstände werden der Hauptfrucht zugeordnet Berechnung von direkten und indirekten THG-Emissionen beim Anbau gemäß den Vorgaben in IPCC Bd. 4 Kapitel 11 (Paustian *et al.*, 2006) THG-Charakterisierungsfaktoren gemäß IPCC (Ehhalt *et al.*, 2001).

Ergänzend zu diesen methodischen Vorgaben werden in Annex V der Richtlinie typische Werte bzw. Standardwerte für THG-Hintergrundemissionen und typische Inventarwerte für verschiedene Konversionspfade sowie die THG-Emissionen von fossilen Treibstoffen bereitgestellt. Typische Werte sind nicht repräsentative Durchschnittswerte. Diese werden für den Biomasseanbau sowie für Transport und Vertrieb verwendet, während Standardwerte, die für die Verarbeitung angesetzt werden, einen Sicherheitsaufschlag von 40% beinhalten.

Die EU-Richtlinie verlangt eine THG-Einsparung von mindestens 35% durch Biokraftstoffe und flüssige Brennstoffe, um für nationale Fördersysteme anerkannt zu werden.

Der Herstellungsweg von Biodiesel aus Raps wird analog zu Annex V der EU-RED (2009) in drei Abschnitte gruppiert (Abbildung 33): Anbau (landwirtschaftlicher Anbau, Ernte und Trocknung von Raps), Verarbeitung (Extraktion und Raffination von Rapsöl, Umesterung mit Methanol zu Rapsmethylester (RME)) und Transporte. Zur Erstellung der Treibhausgasbilanz des Biokraftstoffs werden alle Emissionen entlang des Herstellungspfades aggregiert und in CO_2-Äquivalente je MJ RME umgerechnet.

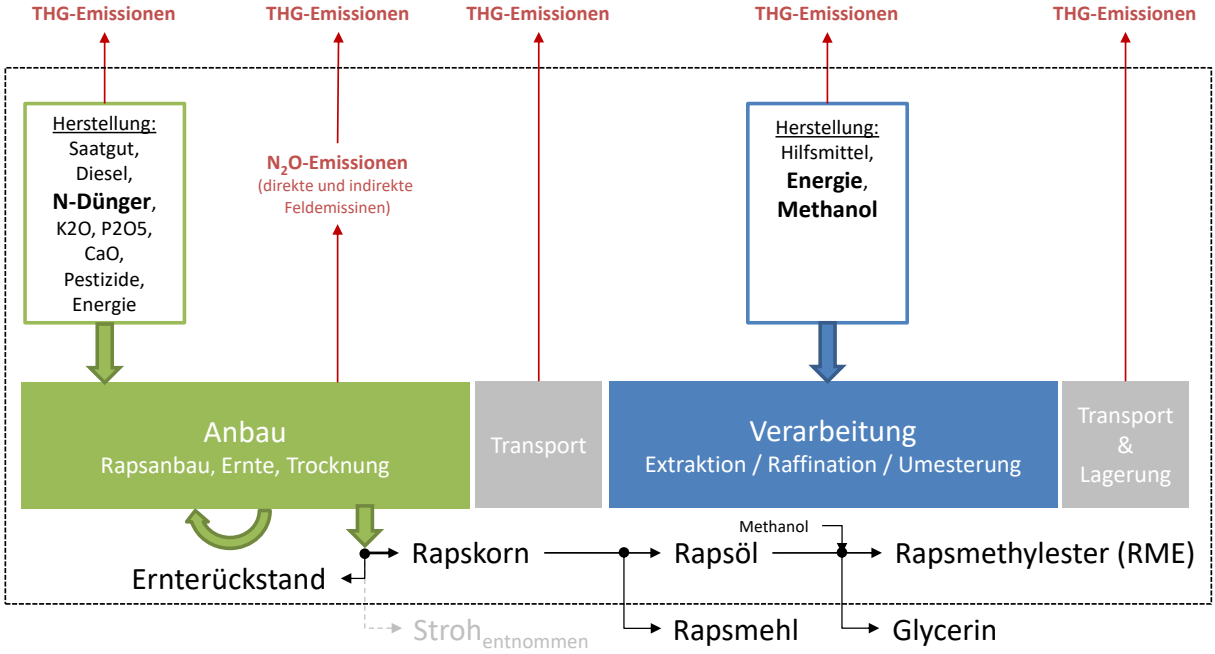

Abbildung 33: Herstellungspfad von Biodiesel aus Raps (Rapsmethylester, RME)

Die Input- und Hintergrunddaten basieren auf Daten von JEC 2008 und sind zu weiten Teilen im BioGrace Excel-Tool (Biograce, 2015) nachvollziehbar dargelegt. Basierend auf diesen Standarddaten stammen 56% der THG-Emissionen aus dem *Anbau* und 42% aus der *Verarbeitung*. Eine Prozesskettenanalyse zeigt, dass im Bereich *Anbau* 24% der Gesamt-THG-Emissionen aus den N_2O-Feldemissionen resultieren und 21% aus der Herstellung des N-Düngers. Im Bereich *Verarbeitung* trägt der Umesterungsprozess mit 32% zu den Gesamt-THG-Emissionen bei, wobei die Energiebereitstellung für 15% und die Methanolherstellung für 15% der Gesamt-THG-Emissionen verantwortlich sind (Abbildung 34). Der wesentliche Unterschied zwischen den Hintergrundwerten in Annex V und dem Biograce-Tool ist die Berechnung der N_2O-Feldemissionen, in Annex V werden die Feldemissionen mit Hilfe eines DNDC-Modells berechnet, während im BIOGRACE-Tool der IPCC-Ansatz (Tier 1) verwendet wird.

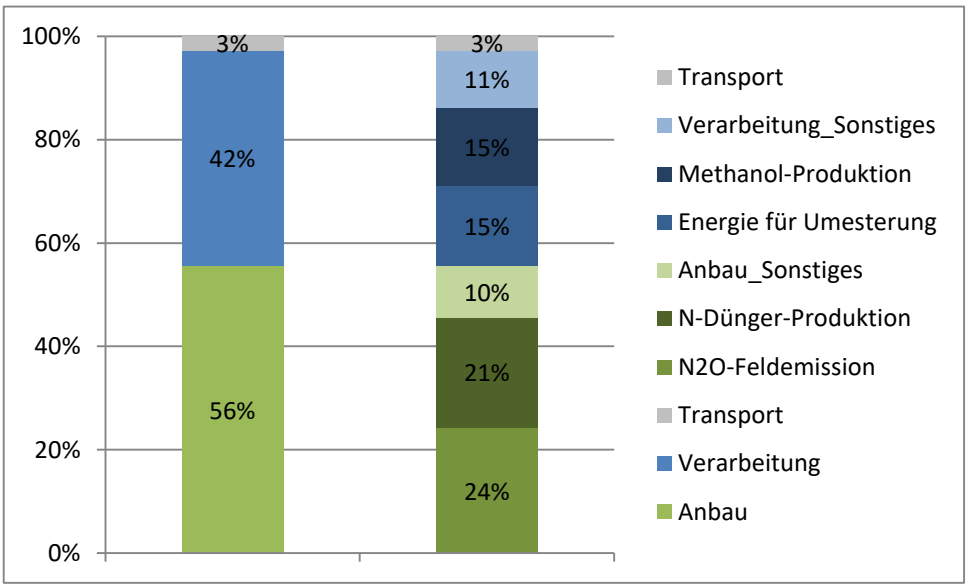

Abbildung 34: Anteile an den Gesamt-THG-Emissionen bei der Herstellung von 1 MJ Biodiesel aus Raps (RME)

Basierend auf den Standardwerten in Annex V wird eine Gesamt-THG-Emission von 51,7 g CO_2-Äq/MJ und damit eine Treibhausgaseinsparung von 38,3% gegenüber einem fossilen Treibstoff (Standardwert 83,8 g CO_2-Äq/MJ) erzielt.

Aus der Hot-Spot-Analyse (Abbildung 34) lassen sich die wesentlichen Parameter zur Reduzierung der THG-Emissionen von Biodiesel ableiten, um auch die ab 2018 erforderliche THG-Reduzierung von 50% zu erreichen.

Der Rapsanbau ist somit der wesentliche Parameter für die THG-Emissionen, daher soll dieser detailliert betrachtet werden. Der Ursprung der Lachgasemissionen beim Rapsanbau ist in Abbildung 35 gezeigt. Berücksichtigt wurden sowohl alle Betriebsmittel als auch die nach IPCC Tier 1 berechneten Emissionen aus dem Anbau. Als N-Düngermenge wurde hier der deutsche NUTS2-Durchschnittswert von ca. 34 kg N/t_{Raps} verwendet; alle anderen Inputwerte entsprechen denen aus dem BIOGRACE-Tool. Die N-Düngermenge ist hierbei geringer als die im Annex V der EU-RED, wo von einem Durchschnittswert von ca. 47 kg N/t_{Raps} ausgegangen wurde. Parallel dazu wurde der Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger (organische Dünger) ersetzt, wobei davon ausgegangen wurde, dass der Wirtschaftsdünger eine ebenso hohe Düngeeffizienz aufweist wie der Mineraldünger. Dies ist eine Best-Case-Annahme; in der Regel muss man von einer geringeren Düngeeffizienz des Wirtschaftsdüngers ausgehen. Dieses Beispiel wurde an dieser Stelle gewählt, um den Einfluss des gewählten Mineraldüngers zu demonstrieren, da Wirtschaftsdünger definitionsgemäß keine Hintergrundemissionen haben und somit das maximale Reduktionspotential dieses Einflussfaktors aufgezeigt werden kann.

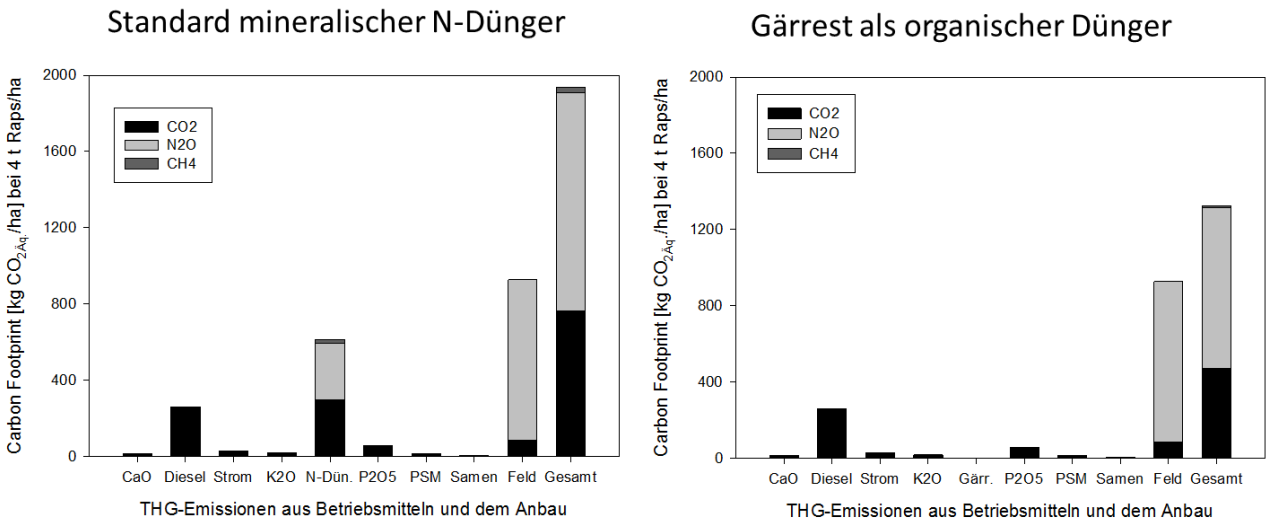

Abbildung 35: Beitrag der einzelnen Betriebsmittel sowie der THG-Feldemissionen zur gesamten THG-Emission des Rapsanbaus bei mineralischer bzw. organischer Düngung. Bei der organischen Düngung wurden nur die Emissionen des unmittelbar pflanzenverfügbaren Stickstoffs (Mineraldüngeräquivalent) berücksichtigt.

Die Lachgasemissionen aus dem Anbau tragen bei Verwendung mineralischen N-Düngers mit 44% und aus der Düngerherstellung mit 15%, also insgesamt 59% zu den THG-Emissionen bei. Die Herstellung des N-Düngers verursacht, durch CO_2-Emissionen aus dem Herstellungsprozess, zusätzlich ca. 15% der THG-Emissionen. Der Dieselverbrauch ist der nächst wichtigste Verursacher von CO_2-Emissionen, diese betragen mit etwa 13% zu den Gesamtemissionen bei. Bei Verwendung von Wirtschaftsdünger dominieren die N_2O-Feldemissionen die gesamte THG-Bilanz beim Rapsanbau.

Die wesentlichen Optimierungsparameter beim Rapsanbau sind demnach der verwendete N-Dünger und die N_2O-Feldemissionen. In der nachfolgenden Verarbeitung der Rapssamen ist die Umesterung der Prozess mit dem größten Optimierungspotential. Derzeit wird die Aktualisierung der Hintergrundwerte und Änderung der Berechnungsmethodik für die N_2O-Feldemissionen für die Berechnung der THG-Einsparungen für Biotreibstoffe und Bioenergie diskutiert. Eine Aktualisierung der Standardwerte ist in der EU-RED Artikel 83 als Möglichkeit vorgesehen. Zur Aktualisierung der Standardwerte bzw. Hintergrundwerte liegen mehrere JRC Science for Policy Reports vor:

- Assessing GHG default emissions from biofuels in EU legislation: Review of input database to calculate “Default GHG emissions“; following expert consultation 22-23 November 2011 (Edwards *et al.*, 2012)
- Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions (Giuntoli *et al.*, 2015)
- Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation, Version 1a (Edwards *et al.*, 2016)

1.2.2. Mögliche Aktualisierung der Daten in Annex V der EU-RED

Die Hintergrundwerte für die THG-Berechnung von Biotreibstoffen werden vermutlich demnächst auf Basis eines neuen JRC-Berichts angepasst, auch wenn der derzeitige in Expertenrunden kommunizierte Stand noch einige Fragen aufwirft, z.B. die Nichtberücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten, die Anrechnung organischer N-Dünger, Berechnung indirekter N_2O-Emissionen mit GNOC, etc. Es gibt neben der Aktualisierung der Hintergrunddaten und der ggf. geänderten Berechnung der N_2O-Feldemissionen mit dem GNOC-Tool noch Bedarf, die Berechnungsmethodik

wissenschaftlich abzusichern; derzeit widerspricht die Berechnungsmethodik in Teilen wissenschaftlichen Erkenntnissen. Die Thünen Institute für Agrarklimaschutz und Agrartechnologie haben den Entwurf des Berichts auf Wunsch der EU-Kommission (DG Energy) kommentiert.

Die insbesondere für den Rapsanbau relevanten N_2O-Feldemissionen aus der N-Düngeranwendung sollen in Zukunft mit Hilfe des vom JRC entwickelten GNOC-Tools berechnet werden. GNOC beruht auf dem von Stehfest und Bouwman (2006) veröffentlichen Ansatz, der Bodencharakteristika, Fruchtart und Klimazone berücksichtigt. Die direkten N_2O-Emissionen aus den Ernterückständen werden ebenso wie die indirekten N_2O-Emissionen mit dem IPCC-Ansatz (Tier 1) berechnet.

Der GNOC-Ansatz ist transparenter als der DNDC-Ansatz und differenzierter als der IPCC-Ansatz, jedoch nicht ohne Schwächen. Besonders hervorzuheben sind dabei die Behandlung indirekter N_2O-Emissionen aufgrund der Nitrat-Auswaschung, die entweder 30% oder 0% der der aufgebrachten N-Menge betragen[1] und der Behandlung von organischen N-Düngern, da bei letzteren nicht geklärt ist, ob 100% oder 50% der aufgebrachten Stickstoffmenge berücksichtigt wird (eine detaillierte Beschreibung ist dem Bericht an das DG Energy zu entnehmen).

Die N-Dünger induzierten Emissionsfaktoren gemäß GNOC sind für den Rapsanbau auf vier verschiedenen Böden bei mäßig feuchten Klima in Abbildung 36 dargestellt; die Böden sind in Tabelle 13 gemäß Stehfest und Bouwman (2006) klassifiziert.

Tabelle 13: Bodentypen gemäß Stehfest und Bouwman (2006) in GNOC

Boden	1	2	3	4
$C_{org.}$-Gehalt	<1%	1-3%	1-3%	>3%
pH-Wert	<5,5	5,5-7,3	5,5-7,3	<5%
Textur	Grob	Medium	Fein	Fein

Der Rapsanbau in Deutschland erfolgt überwiegend auf den Bodentypen 1-3; Raps wird in Deutschland kaum auf Bodentyp 4 oder organischen Böden angebaut. Die wesentlichen Einflussfaktoren für die N_2O-Bildung sind neben dem applizierten N-Dünger die Bodentextur und der organische Bodenkohlenstoffgehalt.

Bei einer applizierten N-Düngermenge von 137 kg N/ha beträgt der Emissionsfaktor für die N_2O-Bildung auf Boden 1 0,8 %, auf Boden 2 0,7 % und auf Boden 3 ca. 1,2 % des Düngerstickstoffs.

[1] Legt man die derzeitigen Standardwerte für den Rapsanbau zugrunde (137,4 kg N/ha und 2,9t Ertrag), ergibt dies eine N-Auswaschung von 0 oder 62 kg N/ha. Bei Verwendung des IPCC-Emissionsfaktors von 0,75% für indirekte N_2O-Emissionen aus der Nitratauswaschung und eines spezifischem Treibhauspotentials von 296 ergibt das 0 kg $CO_{2Äq}$/ha oder 138 kg $CO_{2Äq}$/ha, zum Vergleich die N-Dünger induzierten Feldemissionen entsprechen 408 kg $CO_{2Äq}$/ha bzw. 639 $CO_{2Äq}$/ha, wenn Ernterückstände berücksichtigt werden.

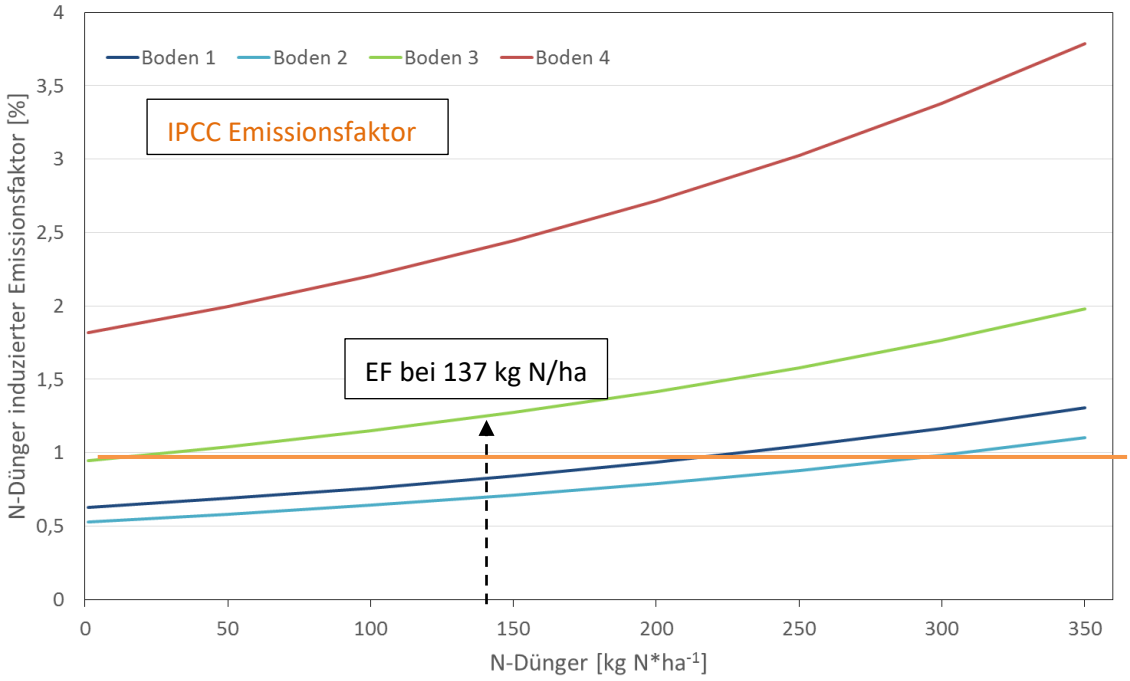

Abbildung 36: Mit GNOC berechnete Emissionsfaktoren für den Rapsanbau auf vier Böden bei mäßig feuchten Klimabedingungen. Die Emissionsfaktoren bei mäßig feuchtem und mäßig trockenem Klima unterscheiden sich nur marginal.

Die spezifischen Treibhauspotentiale (Global Warming Potential) des IPCC zur Berechnung der CO_2-Äquivalenz aus dem Jahr 2001 werden ggf. durch die Werte aus dem Jahr 2007 ersetzt; es ist jedoch nicht gänzlich auszuschließen das die neuesten IPCC-Faktoren aus dem Jahr 2013 verwendet werden, die jedoch mit einer geänderten Methodik abgeleitet wurden. Tabelle 14 zeigt die spezifischen Treibhauspotentiale der verschiedenen IPCC-Publikationen.

Tabelle 14: Spezifische Treibhauspotentiale des IPCC für die Berechnung der CO_2-Äquivalenz von N_2O und CH_4

	2001	2007	2013
CO_2	1	1	1
CH_4/$CH_{4_organisch}$	23	25	30/28
N_2O	296	298	265[1)]/298

[1)] Spezifisches Treibhauspotential ohne Berücksichtigung von Klima-Kohlenstoff-Rückkopplungseffekten

Die Verwendung der spezifischen Treibhauspotentiale aus dem Jahr 2007 hätte den Vorteil, dass ihre Verwendung konsistent mit der Methodik zur Erstellung der nationalen Treibhausgasinventare wäre.

1.2.3. THG-Emissions-Einsparpotential durch Rapsbiodiesel

Alle Mitgliedsstaaten der Kommission haben im Jahr 2010 gemäß EU-RED (Artikel 19 (2)) die typischen THG-Emissionen aus dem Anbau der landwirtschaftlichen Rohstoffe auf NUTS-2-Ebene berichtet. Für Deutschland liegt dieser Wert für Raps zwischen 23,5 und 24,8 g CO_2-Äq/MJ. In Kombination mit den Standardwerten der EU-RED-2009 für die *Verarbeitung* (21,6 g CO_2-Äq/MJ) und den *Transport* (1,4 g CO_2-Äq/MJ) ergibt sich daraus eine Gesamt-THG-Emission von 46,5 – 47,8 g CO_2-Äq/MJ. Daraus resultiert ein THG-Einsparpotential von 43 - 44,5 %.

Würden die Input- und Hintergrundwerte für die gesamte Biodiesel-Herstellung gemäß des zuletzt veröffentlichten JRC-Berichts (Edwards *et al.*, 2016) aktualisiert, ergäben sich für den europäischen Durchschnitt folgende Standardwerte: *Anbau* 35,4 g CO_2-Äq/MJ (bei Ertrag 2877 kg/ha, N-Input 137 kg N/ha), *Verarbeitung* 9,9 g CO_2-Äq/MJ und *Transport* 2,1 g CO_2-Äq/MJ. Die Gesamt-THG-Emissionen betragen damit 47,4 g CO_2-Äq/MJ und führen zu einer THG-Einsparung von 43,4% (bezogen auf den Referenzwert 83,8 g CO_2-Äq/MJ) bzw. 50,1% (bezogen auf den Referenzwert 95,1 g CO_2-Äq/MJ). In Kombination mit den auf NUTS-2-Ebene regionalisierten Werten für den *Anbau* ergäbe sich eine Gesamt-THG-Emission von 35,5 – 36,8 g CO_2-Äq/MJ, welche THG-Einsparungen von 56 – 57,6% bzw. 61,3 – 62,7% entsprechen.

Die vom JRC vorgeschlagenen Aktualisierungen und deren Auswirkungen auf die THG-Bilanz von Biodiesel sollen am Beispiel des Rapsanbaus und des Umesterungsprozesses verdeutlicht werden. Das JRC berücksichtigt mit diesen Aktualisierungen die in den letzten Jahren realisierten Einsparungen und Neuerkenntnisse.

Tabelle 15: Inventardaten für den Rapsanbau (ohne Trocknung) (N_2O-Berechnung basierend auf [a]DNDC, [b]GNOC, [c]IPCC)

		BioGrace		JRC-2015	
	Unit	**Menge Input**	**Emiss.faktor**	**Menge Input**	**Emiss.faktor**
Input		**Einheit/ha**	**$gCO_{2Äq}$/Einheit**	**Einheit/ha**	**$gCO_{2Äq}$/Einheit**
Saatgut	kg	6	730	6	794
Diesel	MJ	2963	87,6	2987	93,9
N-Dünger/ org. N-Dünger[2]	**kg**	**137,4**	**5880**	**137/22,5**	**4567 (=3977+590)**
CaO	kg	19	130	137[3]	89,6
K_2O	kg	49,5	576	42	636
P_2O_5	kg	33,7	1011	32	1176
Pestizide	kg	1,2	10971	6,6	13896
Output					
Rapsertrag	kg	3113		2877	
N_2O-Feldemissionen	**kg**	**3,10[a] (4,21[c])**	**296**	**4,14[b] (4,59[c])**	**298**
CO_2-Neutr.-Emissionen	kg	-		78,9	1

Im **Rapsanbau** haben sich die Input-Werte nur geringfügig geändert (Tabelle 15), jedoch die Hintergrundwerte (Emissionsfaktoren) zum Teil erheblich (z.B. für den N-Dünger). Darüber hinaus wurden der Kalkdünger angepasst ($CaCO_3$ anstelle von CaO) und die CO_2-Emissionen ergänzt, die

[2] Anrechnung von 50% des applizierten organischen N-Düngers

[3] Die CaO-Menge wurde aus der in Europa durchschnittlich applizierten CaCO3-berechnet, um den Vergleich mit den ursprünglichen Wert zu erleichtern

durch Neutralisationsreaktionen im Boden bei der Kalkung entstehen. Die Berechnung der **N_2O-Feldemissionen** basieren zudem auf unterschiedlichen Methoden (DNDC, GNOC, IPCC). In Tabelle 15 sind zum Vergleich alle Methoden zur Berechnung der N_2O-Feldemissionenn verwendet worden.

Die Hintergrunddaten, d.h. die gesamten THG-Emissionen, die bei der **Produktion des Düngers** entstehen, spielen bei der Ermittlung der THG-Bilanz eine entscheidende Rolle. Sie sind produktspezifisch und insbesondere abhängig von der Energieeffizienz und Emissionsintensität des jeweiligen Herstellungsprozesses. Die wichtigsten N-Dünger in Europa sind Ammoniumnitrat (AN) und Harnstoff (Urea) (JRC-Berichte 2011-2015). Beiden geht die Ammoniaksynthese voraus, die sehr energieintensiv ist. Nitrate werden über die Zwischenstufe der Salpetersäure erzeugt, die historisch mit hohen N_2O-Emissionen verbunden war. Durch Technologieänderungen konnten hier in den vergangenen Jahren drastische N_2O-Verringerungen erzielt werden. Die in der EU-RED Annex V angegeben Standardwerte basieren auf einem Hintergrundwert von 5,9 kg CO_2-Äq/kg N für einen allgemeinen europäischen N-Dünger-Mix. Edwards *et al.* (2016) beziehen sich auf denselben Dünger-Mix mit einem aktualisierten Hintergrundwert von 4,0 kg CO_2-Äq/kg N (zuzüglich 0,59 kg CO_2-Äq/kg N aufgrund CO_2-Freisetzung durch Neutralisationsreaktionen von dünger-induzierter Versauerung).

Tabelle 16 gibt eine Übersicht über Literaturdaten von THG-Emissionen bei der N-Düngerproduktion. Organischen Düngern werden definitionsgemäß keine Vorkettenemissionen angerechnet.

Tabelle 16: THG-Emissionen bei der Produktion von N-Düngern. Unterschiedliche Veröffentlichungszeitpunkte entsprechen unterschiedlichen Innovationsgraden.

	BVT Daten, div. LCA-DB (2000)	Brentrup und Pallière (2008)	Christensen *et al.* (2014)	BioGrace / EU-RED (2009)	JRC-2013/2015
N-Dünger	**kg $CO_{2Äq}$/kg N**				
Ammoniumsulfat	1,5 – 2,7		2,7		
Ammoniumnitrat (AN)	7,1 – 8,5	2,7 – 6,2	3,5		
Kalkammonsalpeter	7,6 – 8,7	2,8 – 6,4	3,7		
Calciumnitrat		3,6 – 9,6	4,4		
Kaliumnitrat	≤ 16				
Harnstoff (Urea)	3,3 – 4,1	1,1 – 1,6	2,0		
N-Dünger, generisch				5,9	6,1/ 4,0 (+0,59)

Im Bereich der *Verarbeitung* von Raps zu Biodiesel ergeben sich nach den JRC-Berichten insbesondere für die Umesterung größere Veränderungen, die auf neuen Technologien und damit verbundenen Betriebsmittel-Einsparungen beruhen. Der Energiebedarf ist demnach ca. 65% geringer und der Methanolbedarf ca. 37%. Gleichzeitig sinkt laut Giuntoli *et al.* (2015) der Emissionsfaktor für Methanol drastisch, d.h. allein im Umesterungsschritt sinkt die THG-Intensität von 16,7 auf 5,7 g $CO_{2Äq}/MJ_{RME}$, d.h. um etwa 65%. Die ursprünglichen Inventarwerte (BIOGRACE) und die derzeit diskutierten Inventarwerte sind in Tabelle 17 gegenübergestellt.

Tabelle 17: Inventardaten für die Umesterung

		BioGrace		JRC-2013		JRC-2015	
	Unit	Menge Input	Emiss.faktor	Menge Input	Emiss.faktor	Menge Input	Emiss.faktor
Input		**Unit/GJ_{RME}**	**$gCO_{2Äq}$/Unit**	**Unit/GJ_{RME}**	**$gCO_{2Äq}$/Unit**	**Unit/GJ_{RME}**	**$gCO_{2Äq}$/Unit**
Strom	MJ	4,06	127,65	4,05	143,41	4,05	196,3
Wärme	**MJ**	**100,6**	**78,05**	**33**	**78,8**	**33**	**84,3**
Methanol	**kg**	**4,1**	**1981**	**2,6**	**1981***	**2,6**	**729**
H_3PO_4	kg	0,064	3011,7	-	-	-	-
Na_2CO_3	kg	0,094	1190,2	-	-	-	-
NaOH	kg	0,25	469,3	-	-	-	-
HCl	kg	0,75	750,9	0,097	1051	0,097	1376
$Na(CH_3O)$	kg	-	-	0,47	2404	0,115	3277
Umesterung-oA ($g\ CO_{2Äq}/MJ_{RME}$)		17,5		9,5		6,0	
Umesterung ($g\ CO_{2Äq}/MJ_{RME}$)		16,7		9,1		5,7	

Es ist nicht zu erwarten, dass weitere Anpassungen wie die Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten der THG-Berechnungsmethodik vor dem Jahr 2020 vorgenommen werden. Ebenso ist es wenig wahrscheinlich, dass es eine harmonisierte Vorgehensweise für die Ableitung der nationalen Betriebsmittelbedarfs auf NUTS2-Ebene vor 2020 geben wird.

Um die möglichen realen THG-Einsparungen bei der Verwendung von Rapsbiodiesel zu quantifizieren wurden die wesentlichen Parameter beim Rapsanbau im Rahmen einer Szenarioanalyse untersucht, für die Verarbeitung wurden die vermutlich aktualisierten Hintergrundwerte angesetzt. Dazu sind 6 Szenarien definiert worden und die THG-Einsparungen sowohl für den jetzigen als auch für den zukünftigen Referenzwert für fossilen Diesel berechnet.

- Szenario 1 spiegelt hinsichtlich Ertrag und Stickstoffdüngung die NUTS2-Werte beim Rapsanbau in Deutschland wider (N_2O-Emissionen mit dem IPCC-Ansatz berechnet, Hintergrundwerte gemäß Giuntoli *et al.* (2015))
- Szenario 2 zeigt realistische Werte für den N-Düngereinsatz, sonst wie Szenario 1
- Szenario 3 wie Szenario 2 mit einem verringerten N_2O-Emissionsfaktor (EF = 0,85) für die Feldemissionen (GNOC-Szenario)
- Szenario 4 wie Szenario 3, aber mit einem EF = 0,73 % (Walter *et al.*, 2015)
- Szenario 5 wie Szenario 4 aber bei Verwendung von 10% organischem Dünger
- Szenario 6 wie Szenario 5 aber bei Verwendung von 50% organischem Dünger (entspricht auch der Verwendung eines THG-optimierten N-Dünger)
- Szenario 7 wie Szenario 4, aber mit einem EF = 0,6 % (für alle N-Inputs, Abschnitt 1.1.1)
- Szenario 8 wie Szenario 2, aber mit realistischerem Praxisertrag von 42 dt ha^{-1}
- Szenario 9 wie Szenario 8, aber mit einem EF = 0,6 %

Die Ergebnisse sind in Abbildung 37 dargestellt.

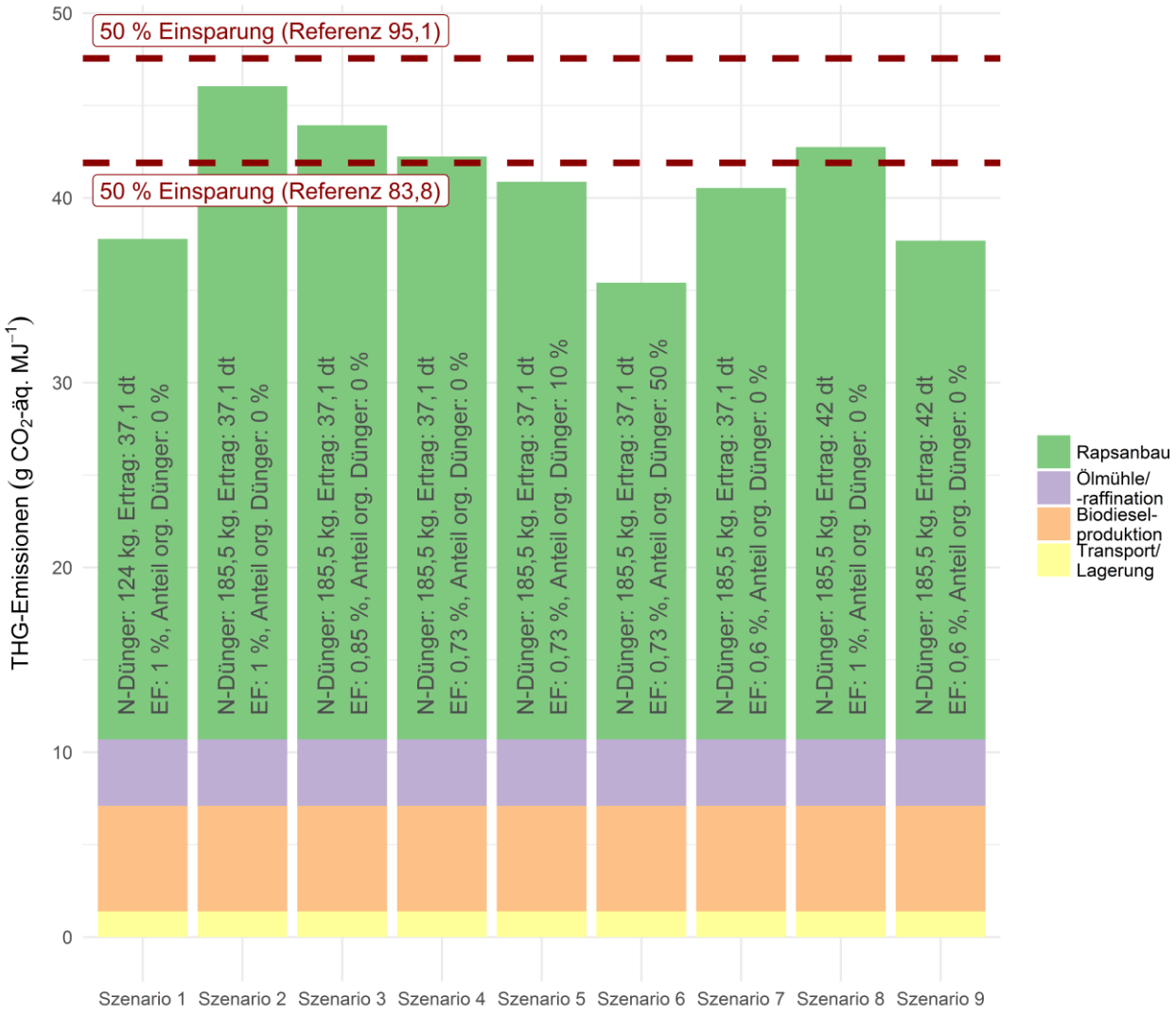

Abbildung 37: Berechnungsszenarien der THG-Emissionen durch die Rapsbiodieselproduktion.

Fazit:

- Die THG-Berechnungsmethodik hält einer wissenschaftlichen Prüfung auch nach der gegenwärtig diskutierten Aktualisierung nicht stand.
- Die NUTS-Werte für Deutschland spiegeln die landwirtschaftliche Praxis nicht wider und weisen zu geringe THG-Emissionen aus.
- Die Aktualisierung der Hintergrundwerte gemäß JRC-Report von 2015 würden zu verminderten THG-Emissionen für Rapsbiodiesel führen, insbesondere durch reduzierte Emissionen bei der Umesterung zu Biodiesel
- In Kombination der NUTS2-Werte für den Rapsanbau und den vermutlich aktualisierten Hintergrundwerten, insbesondere für die Konversion zu Biodiesel, lässt sich das angestrebte Ziel von 50% THG-Einsparung rechnerisch erreichen, somit gibt es keinen Anreiz für Akteure die derzeitige Praxis zu ändern, obwohl die errechnete THG-Einsparung dann eher virtuell ist.
- Vergleichbare THG-Einsparungen lassen sich jedoch auch bei Verwendung von praxisnahen N-Düngermengen erreichen, wenn THG-optimierte N-Düngern verwendet werden und gleichzeitig ein geringer N_2O-Emissionsfaktor angesetzt wird

1.3. Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau durch optimiertes Stickstoffmanagement

1.3.1. Optimierung der Düngeintensität

Zusammenfassung

In den Feldversuchen auf fünf Standorten führten Düngungsintensitäten oberhalb von 120 kg N nur selten zu signifikant höheren Ölerträgen. Demgegenüber führte eine Intensivierung auf 180 kg N nur zu einem leichten Anstieg der ertragsbezogenen direkten Feldemissionen. Eine weitere Steigerung der Düngeniveaus auf 240 kg N verdoppelte diese dagegen teilweise. Die Ergebnisse weisen daher darauf hin, dass auch in der landwirtschaftlichen Praxis ein Potential zur Verringerung der Düngeintensität von Raps ohne Ölertragseinbußen vorhanden ist. Düngeintensitäten oberhalb der empfohlenen Werte sollten in jedem Fall vermieden werden, da die ertragsbezogenen Lachgasemissionen dann überproportional ansteigen.

1.3.1.1. Dynamik der gemessenen N_2O-Flüsse

Die N_2O-Flussraten auf den Feldversuchen zeigten eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität (Abbildung 38). Erhöhte N_2O-Flüsse wurden regelmäßig infolge von N-Düngungsmaßnahmen in Verbindung mit Niederschlagsereignissen gemessen. Die höchste Flussrate der Behandlung mit 180 kg N ha^{-1} a^{-1} über den gesamten Versuchszeitraum wurde nach einem Starkregen mit 42 mm d^{-1} eine Woche nach der zweiten N-Düngergabe 2013 am Standort Merbitz ermittelt (670 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1}).

Obwohl die Höhe der N_2O-Flüsse stark von Versuchsstandort und –jahr abhängig waren, konnten über die Vegetationsperiode immer wieder erhöhte Flüsse nach Starkregen festgestellt werden. Ähnliche Muster mit erhöhten N_2O-Flüsse nach Düngung und Niederschlag wurden häufig beschrieben (Flessa *et al.*, 1995; Corre *et al.*, 1996; MacKenzie *et al.*, 1997) und auf eine erhöhte N_2O-Freisetzung aus der Denitrifikation bei hohen Wassergehalten und damit verbunden geringen O_2-Partialdrücken im Boden zurückgeführt.

Über einen Zeitraum von ca. 6 Wochen traten erhöhte N_2O-Flüsse auch nach der Ernte in Verbindung mit Regenereignissen auf. Da die N-Aufnahme aus dem Boden bei Raps sehr früh endet und N-reiches Blattmaterial abgeworfen wurde (Malagoli *et al.*, 2005; Sieling und Kage, 2010) waren die N_{min}-Gehalte zur Rapsernte hoch. Mosier *et al.* (1983) ermittelten einen Schwellenwert von 10 mg NO_3-N kg^{-1} oberhalb dessen die Denitrifikationsrate nicht mehr durch den Nitratgehalt sondern durch andere Faktoren limitiert war. Die Nitratkonzentrationen im Oberboden unserer Versuchsstandorte waren i.d.R. so hoch, sodass während dieser Phase keine N-Limitierung vorlag. Die positive Korrelation der N_2O- und CO_2-Flüsse nach Rapsernte weisen auf eine vorübergehende C-Limitierung bei der Denitrifikation hin, die Spearman Rank Summen Korrelationskoeffizienten waren an jedem Standort hochsignifikant. Die besonders geringen N_2O-Flüsse in Bornim dürften somit auch auf die Abfuhr des Rapsstrohs zurückzuführen sein.

Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen wurden über den gesamten Versuchszeitraum keine nennenswerten Winteremissionen nachgewiesen, was mit den milden Bedingungen der Winterhalbjahre begründet werden kann. Mit Ausnahme der ersten beiden Januarwochen 2013 fiel die Bodentemperatur (10 cm Tiefe) nie länger als seine Woche unter -2°C.

Über den gesamten Datensatz der Behandlung 180 kg N mineralisch konnten 27 % der Variabilität der N_2O-Flüsse mit Hilfe eines empirischen Models erklärt werden. Alle Steuergrößen, die signifikant in das Model eingingen, wurden an den Standorten Merbitz, Hohenheim und Hohenschulen

ermittelt, wogegen die Steuergrößen in Bornim und Dedelow nicht zur Erklärung beitrugen. An den drei erstgenannten Standorten korrelierten die Temperaturen sowie die Bodenfeuchte positiv mit den N_2O-Flüssen, am Standort Merbitz konnte zudem ein Zusammenhang mit den Nitratgehalten nachgewiesen werden ($p < 0{,}001$). Ein Anstieg der N_2O-Flüsse mit zunehmender Bodenfeuchte und teils mit den Nitratgehalten lässt vermuten, dass die Denitrifikation die wesentliche Quelle für die N_2O-Freisetzung darstellte.

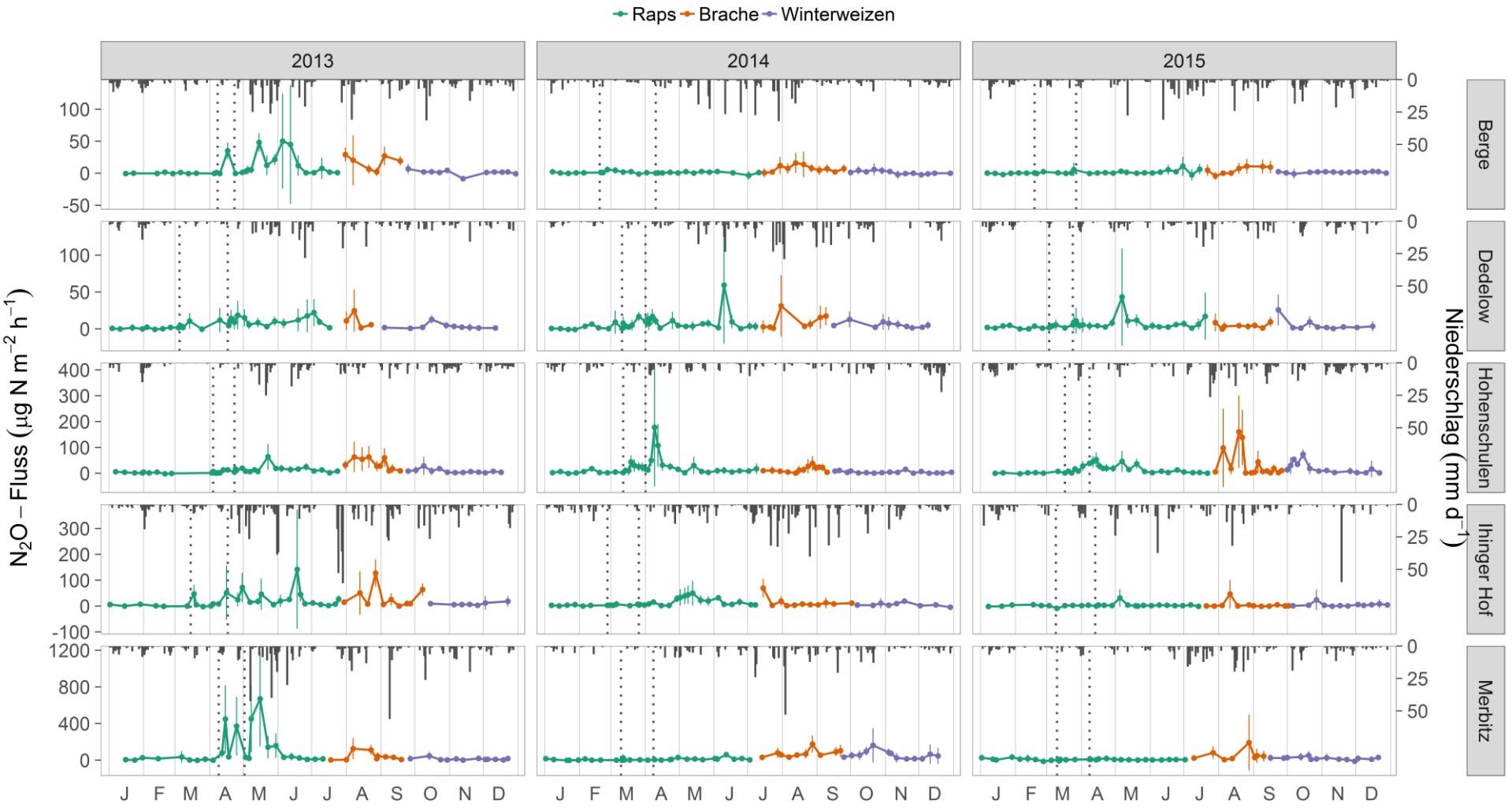

Abbildung 38: Mittlere N_2O-Flussraten (n = 4) in Behandlung 180 kg N ha^{-1} a^{-1} mineralische Düngung und Tagesniederschläge in Abhängigkeit von Standort und Versuchsjahr. Gestrichelte Linien kennzeichnen die Termine der N-Düngung.

1.3.1.2. Einfluss der N-Düngung auf die N_2O-Flüsse

Die N_2O-Flussraten stiegen mit zunehmender N-Düngung an ($p < 0,001$, Tabelle 18, vergleiche auch Abschnitt 1.1.1). Dieser Effekt war umso deutlicher, je höher das standorts- bzw. jahresbedingte Niveau der N_2O-Freisetzung war. Im Gegensatz zu den Standorten Merbitz, Hohenschulen und Hohenheim zeigte sich dies in Bornim und Dedelow nicht. Nach N-Düngung waren die Nmin-Gehalte hoch und entsprechend auch das Angebot an Substraten für die N_2O-bildenden Prozesse der Böden.

Tabelle 18: Median aller gemessenen N_2O-Flussraten in Abhängigkeit von Versuchsstandort, Versuchsjahr und N-Düngung.

Standort	Jahr	---------- N-Düngung [kg N ha^{-1} a^{-1}] ----------			
		0	120	180	240
		---------- N_2O-Emission [µg N_2O-N m^{-2} h^{-1}] ----------			
Bornim	2013	-	2,2	1,3	-
	2014	-	0,7	0,9	-
	2015	-	1,9	1,1	1,3
	2013-2015[$]	-	*1,6*	*1,1*	-
Dedelow	2013	-	2,4	2,9	-
	2014	2,2	3,2	3,2	-
	2015	1,9	2,9	2,6	3,0
	2013-2015[$]	-	*2,8*	*2,9*	-
Hohenheim	2013	-	4,3	8,8	-
	2014	-	5,3	5,3	8,9
	2015	-	1,6	1,7	3,6
	2013-2015[$]	-	*3,7*	*5,3*	-
Hohenschulen	2013	-	4,8	7,3	-
	2014	3,0	5,2	6,3	-
	2015	-	9,0	8,1	14,2
	2013-2015[$]	-	*6,3*	*7,3*	-
Merbitz	2013	6,3	8,7	13,0	-
	2014	4,7	1,2	12,5	-
	2015	3,7	5,9	5,7	7,8
	2013-2015[$]	*4,9*	*9,6*	*10,4*	-

- nicht gemessen/ nicht berechnet

[$] Mittelwerte wurden nur für die Behandlungen berechnet, die in allen drei Versuchsjahren beprobt wurden.

Mehrere Untersuchungen konnten einen Zusammenhang zwischen den N_2O-Flussraten und den Nmin-Gehalten in Böden nachweisen (Ruser *et al.*, 2001; Sehy *et al.*, 2003; Jones *et al.*, 2007). Für

landwirtschaftlich genutzte Böden konnte zudem gezeigt werden, dass ein erhöhtes Nitratangebot im Boden aufgrund des kompetitiven Effekts von Nitrat und N_2O als Elektronenakzeptor zu einer Hemmung der N_2O-Reduktase während der Denitrifikation führen kann (Blackmer und Bremner, 1978; Cho und Sakdinan, 1978). Diese Hemmung vermindert das N_2/N_2O-Verhältnis während der Denitrifikation und begünstigt somit die N_2O-Freisetzung nach Düngung (Harrison *et al.*, 1995).

1.3.1.3. Einfluss des Versuchsstandorts auf die N_2O-Flüsse

Der Standort Merbitz wies den höchsten Ton- und geringsten Sandanteil aller Standorte im Oberboden auf. Hier wurden die höchsten N_2O-Flussraten gemessen, dies vor allem im ersten Versuchsjahr (Abbildung 38, Tabelle 18). Der Median der N_2O-Flüsse (N4) über alle drei Versuchsjahre nahm in der folgenden Reihenfolge ab: Merbitz (10.4 µg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}) > Hohenschulen (7.3 µg N) > Hohenheim (5.3 µg N) > Dedelow (2.9 µg N) > Bornim (1.1 µg N).

An den beiden Standorten Bornim und Dedelow wurden die niedrigsten N_2O-Flüsse gemessen. Mit Ausnahme von Dedelow im Juli 2014 waren die N_2O-Flussraten hier über die gesamte Versuchsdauer geringer als 25 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1} (Abbildung 1). Grund für die geringen Flüsse war überwiegend die sandige Textur (74,5% in Bornim und 59,1% in Dedelow) und die damit verbundene gute Belüftung der Böden aufgrund der geringen Wasserhaltekapazität. Diese Ergebnisse wurden durch Untersuchungen von Pelster *et al.* (2012) in Winterweizenflächen bestätigt. Während der sandige Standort zwischen 0,6 und 0,7 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1} emittierte lag die Emission auf einem nahegelegenen Standort mit schluffigem Lehm bei gleicher Bewirtschaftung zwischen 5,1 und 8,3 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}

Obwohl Standort Hohenschulen ebenfalls eine Sand-dominierte Textur aufwies (60%) waren die N_2O-Flüsse deutlich höher als in Dedelow oder Bornim (Tabelle 18). Besonders für sandige Böden vermuteten Pelster *et al.* (2012), dass die Denitrifikation vorübergehend C-limitiert sein kann. Höhere C_{org}-Gehalte im Oberboden erhöhen deshalb die C-Verfügbarkeit für denitrifizierende Mikroorganismen. Stehfest und Bouwman (2006) wiesen mit Hilfe ihrer Meta-Analyse nach, dass die N_2O-Freisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden mit dem Humusgehalt ansteigt. Zu demselben Ergebnis kamen Leip *et al.* (2011) in einem Modellierungsansatz mit DNDC-Europe.

Der C_{org}-Gehalt in Hohenschulen war 1,6-fach bzw. 2,5-fach höher als in Bornim und Dedelow. Zwischen dem 1. Januar und der Weizensaat im ersten Versuchsjahres waren die Bodenringe der Gassammelhauben unbewachsen. Die CO_2-Flüsse in dieser Zeit können somit als Indikator für die C-Mineralisation der Böden herangezogen werden. Die mittlere CO_2-Flussrate in diesem Zeitraum in Hohenschulen betrug 87 mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}. Sie war damit 1,6-fach bzw. 2,3-fach höhere als die entsprechenden CO_2-Flüsse in Bornim und Dedelow. Deshalb ist zu vermuten, dass die höhere Bodenatmung in Hohenschulen zur Ausbildung anaerober Bedingungen geführt und so die N_2O-Bildung während der Denitrifikation gefördert wurde wogegen das O_2–Angebot in den Böden in Bornim und Dedelow offensichtlich ausreichte um die Nitratreduktion weitestgehend zu vermeiden. Der Standort Hohenheim nahm mit dem geringsten Sand- und Tongehalt eine Mittelstellung bei der N_2O-Freisetzung ein.

1.3.1.4. Inter-annuelle Variabilität der N_2O-Flüsse

Das Versuchsjahr hatte einen signifikanten Effekt auf den Median der N_2O-Flüsse die stark schwankten (Tabelle 18). Die höchste inter-annuelle Variabilität wurde in Hohenheim gemessen. In der Behandlung 180 kg N war der Median der N_2O-Flüsse 2013 fünffach höher als 2015.

Eine wichtige Steuergröße der annuellen N_2O-Flüsse war der Niederschlag. In der Behandlung 180 kg N wurden an allen Standorten die höchsten N_2O-Flüsse in jeweils dem Jahr mit den höchsten Jahresniederschlägen gemessen und die niedrigsten in dem Jahr mit den geringsten Niederschlägen. Dies belegt die zentrale Bedeutung lokaler Witterungsbedingungen und vor allem der Menge an Niederschlägen in Zeiträumen mit gleichzeitig erhöhten Nitratkonzentrationen im Oberboden für das Ausmaß der N_2O-Flüsse.

Eine hohe inter-annuelle Variabilität der N_2O-Flüsse wurde in Feldmessungen oft berichtet (Dobbie *et al.*, 1999; Pfab *et al.*, 2012; Reeves und Wang, 2015). Trotz gleicher Bewirtschaftung (N-Düngung, Fruchtart, Sorte, etc.) variierte die Jahresemission teils um den Faktor 7 zwischen den einzelnen Versuchsjahren, wobei diese Variabilität ebenfalls auf Unterschiede der Wetterbedingungen unter besonderer Bedeutung des lokalen Niederschlags zurückgeführt wurde (Smith *et al.*, 1998; Dobbie *et al.*, 1999; Laville *et al.*, 2011).

An allen Standorten traten aufgrund fehlender Frost/Tau-Zyklen keine nennenswerten Winteremissionen auf. Jungkunst *et al.* (2006) sowie Kaiser und Ruser (2000) zeigten, dass die Winteremissionen in Deutschland bis zu 50% der annuellen N_2O-Emissionen ausmachen, wenn ausgeprägte Frost/Tau-Zyklen auftreten. Fehlen die hohen Winteremissionen verringert sich somit auch die annuelle Emission auf ca. die Hälfte.

1.3.1.5. Ölertrag und ertragsbezogene N_2O-Emissionen

Im Mittel der drei Versuchsjahre wurden die höchsten Kornerträge mit 53,8 dt ha^{-1} a^{-1} (Trockenmasse) in Dedelow und mit 46,7 dt ha^{-1} a^{-1} in Hohenschulen erzielt, wobei der Grund für die außergewöhnlich hohen Erträge am Standort Dedelow nicht ermittelt werden konnte. Auf den anderen Standorten (Bornim, Merbitz and Hohenheim) waren die mittleren Kornerträge niedriger, sie schwankten zwischen 39,7 und 42,2 dt ha^{-1} a^{-1}. Gemittelt über die Versuchsjahre, ergaben sich Kornerträge von 45,4 (2013), 49,0 (2014) und 40,3 dt ha^{-1} a^{-1} (2015). Diese Erträge stimmten sehr gut mit den Ertragserhebungen des Statistischen Bundesamts (2017) überein, welche Erträge von 39,6 (2013), 44,8 (2014) und 39,1 dt ha^{-1} a^{-1} (2015) auswiesen und somit die Repräsentativität unserer Versuchsstandorte für den Rapsanbau in Deutschland unterstreicht.

Bezogen auf den Kornertrag war der Median der gemessenen Einzel-N_2O-Flussraten in Behandlung 180 kg N Düngung 0,022 kg N_2O-N dt^{-1} Korn.

Der Ölertrag variierte zwischen 9,7 und 27,9 dt ha^{-1} a^{-1} (Tabelle 19), der Median lag bei 20,0 dt Öl ha^{-1} a^{-1}. Aufgrund der hohen Kornerträge stellte Dedelow auch die höchsten Ölerträge, wobei diese mit 22,5 dt ha^{-1} a^{-1} in der ungedüngten Kontrolle bereits höher waren als in den gedüngten Behandlungen der anderen Versuchsstandorte.

Tabelle 19: Mittlerer Ölertrag (Mg ha^{-1} a^{-1}) in Abhängigkeit von Standort, Intensität der mineralischen N-Düngung und Erntejahr. Unterschiedliche Buchenstaben geben statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0.05$) an.

Standort	Jahr	N-Düngung				
		---------- kg N ha^{-1} a^{-1} ----------				
		0	60	120	180	240
Bornim	2013	1.17^{b}	1.29^{a,b}	1.38^{a,b}	1.38^{a,b}	1.72^{a}
	2014	1.63^{c}	1.92^{b,c}	2.28^{a,b}	2.42^{a}	2.56^{a}
	2015	0.97^{c}	1.50^{b}	1.74^{a}	1.87^{a}	1.85^{a}
	2013-2015	*1.26*	*1.57*	*1.80*	*1.89*	*2.04*
Dedelow	2013	2.36^{b}	2.62^{a}	2.73^{a}	2.79^{a}	2.78^{a}
	2014	2.43^{a}	2.56^{a}	2.67^{a}	2.74^{a}	2.71^{a}
	2015	1.97^{a}	2.09^{a}	2.10^{a}	2.05^{a}	2.13^{a}
	2013-2015	*2.25*	*2.42*	*2.50*	*2.53*	*2.54*
Hohenheim	2013	1.59^{b}	1.78^{a}	2.01^{a}	1.96^{a}	1.92^{a}
	2014	1.22^{c}	1.52^{b}	1.76^{a,b}	1.83^{a}	1.91^{a}
	2015	1.55^{c}	1.64^{b,c}	1.76^{a,b}	1.86^{a}	1.88^{a}
	2013-2015	*1.45*	*1.65*	*1.84*	*1.88*	*1.90*
Hohenschulen	2013	1.64^{b}	2.01^{a}	2.25^{a}	2.32^{a}	2.40^{a}
	2014	2.02^{a}	2.35^{a}	2.50^{a}	2.55^{a}	2.60^{a}
	2015	1.78^{c}	2.04^{a,b}	2.21^{a}	1.99^{b}	2.15^{a,b}
	2013-2015	*1.81*	*2.13*	*2.32*	*2.29*	*2.38*
Merbitz	2013	1.61^{b}	1.75^{a,b}	1.87^{a,b}	1.88^{a,b}	1.96^{a}
	2014	1.18^{d}	1.61^{c}	2.09^{b}	2.23^{b}	2.38^{a}
	2015	1.11^{b}	1.30^{b}	1.67^{a}	1.78^{a}	1.64^{a}
	2013-2015	*1.30*	*1.55*	*1.88*	*1.96*	*2.00*

Mit wenigen Ausnahmen (Hohenschulen 2015 und Merbitz 2014) führte eine N-Düngung mit höheren Gaben als 120 kg N ha^{-1} nicht zu statistisch abgesicherten höheren Ölerträgen. Dies steht im Einklang mit Untersuchungen von Hegewald et al. (2016), die bei einer Erhöhung der N-Düngung von 120 auf 180 kg N ha^{-1} a^{-1} unter vergleichbaren Bedingungen lediglich von geringen Zunahmen im Ölertrag berichteten (~0.4 dt ha^{-1} a^{-1}). Rathke et al. (2006) zeigten, dass die Rohproteinkonzentration mit steigender N-Düngung auf Kosten der Ölkonzentration zunimmt. Dies konnte auch in unseren

Untersuchungen festgestellt werden, mit steigenden N-Gaben oberhalb 120 kg N ha^{-1} a^{-1} nahmen die Ölkonzentrationen ab, die Ölerträge waren aufgrund der Zunahme der TM-Erträge konstant.

Der Median der auf den Ölertrag bezogenen Einzel-N_2O-Flussraten betrug 0,046 kg N_2O-N dt^{-1} Öl. Die ertragsbezogene Emission war jedoch stark vom Versuchsjahr und -standort beeinflusst. Bornim und Dedelow zeigten die geringsten N_2O-Emissionen und somit auch die niedrigsten ertragsbezogenen Emissionen (Tabelle 20). In den Versuchsjahren 2014 und 2015 konnte in Dedelow tendenziell ein Anstieg der ertragsbezogenen Emission mit steigender N-Düngung festgestellt werden.

Tabelle 20: Mittlere Ölertrags-bezogene Einzel-N_2O-Flussraten (kg N_2O-N Mg^{-1} Öl) in Abhängigkeit des Versuchsstandorts, der N-Düngung sowie vom Versuchsjahr.

Standort	Jahr	N-Düngung			
		---------- kg N ha^{-1} a^{-1} ----------			
		0	120	180	240
Bornim	2013	-	0,50	0,58	-
	2014	-	0,07	0,10	-
	2015	-	0,31	0,15	0,14
	Mean[$]	-	*0,29*	*0,28*	-
Dedelow	2013	-	0,18	0,24	-
	2014	0,13	0,23	0,26	-
	2015	0,25	0,27	0,30	0,35
	Mean[$]	-	*0,23*	*0,27*	-
Hohenheim	2013	-	0,53	0,97	-
	2014	-	0,56	0,52	0,99
	2015	-	0,19	0,19	0,41
	Mean[$]	-	*0,42*	*0,56*	-
Hohenschulen	2013	-	0,58	0,55	-
	2014	0,21	0,31	0,47	-
	2015	-	0,58	0,66	1,20
	Mean[$]	-	*0,49*	*0,56*	-
Merbitz	2013	0,75	1,59	2,98	-
	2014	1,48	1,45	1,36	-
	2015	1,43	1,03	1,12	1,93
	Mean[$]	*1,22*	*1,36*	*1,82*	-

- nicht gemessen/ nicht berechnet

[$] Mittelwerte wurden nur für die Behandlungen berechnet, die in allen drei Versuchsjahren beprobt wurden.

Im Gegensatz dazu, zeigten sich in Merbitz in allen Versuchsjahren und in Hohenheim und Hohenschulen in einzelnen Jahren deutlich höhere ertragsbezogene N_2O-Emissionen. An diesen drei Standorten führte die Erhöhung der N-Düngung von 120 auf 180 kg N ha^{-1} a^{-1} zu einem leichten Anstieg der ertragsbezogenen N_2O-Emissionen (ca. 0,015 kg N_2O-N dt^{-1} Öl) wogegen die zusätzliche N-Gabe von 60 kg N ha^{-1} a^{-1} (Gesamtgabe: 240 kg N ha^{-1} a^{-1}) zu einer ca. Verdoppelung der ertragsbezogenen Emissionen führte.

Van Groenigen *et al.* (2010) nutzten eine Exponentialfunktion um die ertragsbezogenen N_2O-Emissionen in Abhängigkeit des N-Überschusses im Maisanbau darzustellen. Für unseren Datensatz waren diese Zusammenhänge statistisch nicht belegbar, weil die N_2O-Emissionen in Abhängigkeit des Versuchsjahres unterschiedlich auf die N-Überhänge reagierten. Walter *et al.* (2015) ermittelten einen kritischen N-Bilanzüberschuss von 80 kg N ha^{-1} a^{-1} oberhalb dessen stark erhöhte N_2O-Emissionen erwartet werden konnten. In der vorliegenden Untersuchung konnte in Merbitz beispielsweise ein standortsabhängiger Schwellenwert für den N-Überhang von ca. ±0 kg N ha^{-1} 2013 (höchster Jahresniederschlag) bzw. von ca. +50 kg N ha^{-1} in Jahren mit weniger Niederschlag (2014 und 2015) aufgezeigt werden. Die gleichen Effekte zeigten sich in Hohenschulen und Hohenheim wogegen die beiden Standorte mit geringem Emissionsniveau (Dedelow und Bornim) nicht mit einer Veränderung des N_2O-Emissionsniveaus auf N-Überschüsse reagierten.

1.3.2. Substitution von Mineraldünger mit Gärresten

Zusammenfassung

Der Ersatz des Mineraldüngers durch Gärreste kann unter Berücksichtigung der Vorläuferemissionen des Mineraldüngers und der Ammoniakemissionen nach der organischen Düngung sowie der Ertragseffekte zu einer erheblichen Verbesserung der Treibhausgasbilanz führen, da Wirtschaftsdünger nicht durch Bereitstellungsemissionen belastet sind. In der Regel sinkt jedoch durch ihren Einsatz die N-Effizienz, wodurch die Gefahr einer Belastung der Umwelt mit Stickstoffüberschüssen steigt.

Da für organische Dünger keine Produktionsemissionen angerechnet werden, ist die Substitution von Mineraldünger durch organische Dünger ein vielversprechender Minderungsansatz. Hierbei sind jedoch neben den Auswirkungen auf direkte Lachgasemissionen und Erträge insbesondere die geringeren N-Effizienzen und daraus folgende Nitratauswaschung zu berücksichtigen.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Raps-Düngevarianten 180 kg KAS-N ha^{-1} (als MIN bezeichnet) und 180 kg GÄR-NH_4^+-N ha^{-1} (als ORG bezeichnet) standortübergreifend dargestellt. Die Gärrestvariante ersetzt 100 % des Mineraldüngers und ist aufgrund der dadurch erzeugten N-Überschüsse nach Düngeverordnung unzulässig. Dennoch lassen sich aus dieser Extremvariante Rückschlüsse für die Praxis ableiten.

Abbildung 39: Ausbringung von Gärresten mittels Schleppschlauch am Standort Dedelow.

1.3.2.1. Eigenschaften der Gärreste und tatsächliche N-Mengen

Wichtige Eigenschaften der Gärreste und die tatsächlich durch diese Düngerform ausgebrachten N-Mengen sind zusammenfassend für alle Messstandorte in Tabelle 21 dargestellt. Bei der Ausbringung gab es mehrfach Abweichungen von der geplanten Ammonium-N-Menge. Die mineralische Variante erhielt an jedem Messstandort jeweils genau 180 kg N ha^{-1} a^{-1}. Die regulären N_2O/CH_4-Messungen wurden im Messzeitraum wöchentlich durchgeführt. Zu den Düngeterminen erfolgte die Erfassung der N_2O/CH_4-Emissionen in der jeweils ersten Woche danach täglich und in der zweiten Woche jeden dritten Tag. Auch nach der Ernte und der Bodenbearbeitung wurde der Messrhythmus zur Erfassung der Feldemissionen erhöht.

Tabelle 21: Gedüngte N-Mengen und ausgewählte Gärresteigenschaften für alle Messstandorte im gesamten Untersuchungszeitraum.

Standort	Jahr	N_{ges} gedüngt kg N ha^{-1}	N_{NH4} gedüngt kg N ha^{-1}	pH	Dichte kg L^{-1}	TM M.% FM	GÄR-N_{ges} M.% FM	GÄR-N_{NH4} M.% FM
Bornim	2013	287	180	8,1	1,00	8,39	0,57	0,36
	2014	377	180	7,9	1,00	9,25	0,48	0,23
	2015	372	180	7,6	1,00	10,47	0,47	0,23
Dedelow	2013	268	173	8,0	0,99	6,80	0,42	0,27
	2014	238	150	8,1	0,91	7,10	0,50	0,31
	2015	363	217	8,1	1,09	8,05	0,49	0,29
Hohenheim	2013	241	129	8,1	1,02	5,95	0,27	0,14
	2014	275	191	7,6	1,04	5,70	0,31	0,21
	2015	372	181	8,7	1,02	7,75	0,45	0,22
Hohenschulen	2013	301	177	8,0	1,04	8,90	0,50	0,30
	2014	330	198	7,9	1,03	10,10	0,55	0,33
	2015	335	211	7,9	1,04	8,70	0,56	0,35
Merbitz	2013	258	193	7,7	1,07	5,20	0,32	0,24
	2014	240	180	7,9	1,00	5,10	0,32	0,24
	2015	233	180	7,7	1,00	5,00	0,32	0,24

1.3.2.2. N_2O-Emissionsdynamik

Weitestgehend unabhängig von der untersuchten N-Düngerform traten kurzfristig relativ hohe N_2O-Emissionsraten im Wesentlichen nur im Nachgang von Düngerausbringung, Ernte, Bodenbearbeitung sowie vereinzelt nach stärkeren Niederschlägen auf (Abbildung 40).

Dies gilt insbesondere auch für den Standort Merbitz, der in der gesamten Projektlaufzeit das höchste N_2O-Emissionsniveau aufwies. Die hohen N_2O-Verluste im Frühjahr 2013 deuten auf optimale Denitrifikationsbedingungen hin. Tatsächlich waren hier im Frühjahr nach dem Abtauen und infolge mehrerer nachfolgender Starkregenereignisse längerfristig sehr hohe Wassergehalte im Boden feststellbar. Deutliche Nachernteemissionen traten an den Messstandorten Merbitz, Hohenschulen, Hohenheim und Dedelow auf. Extrem niedrige Emissionsraten im gesamten Messzeitraum zeigten sich auf den sandigen Messstandorten Bornim und Dedelow.

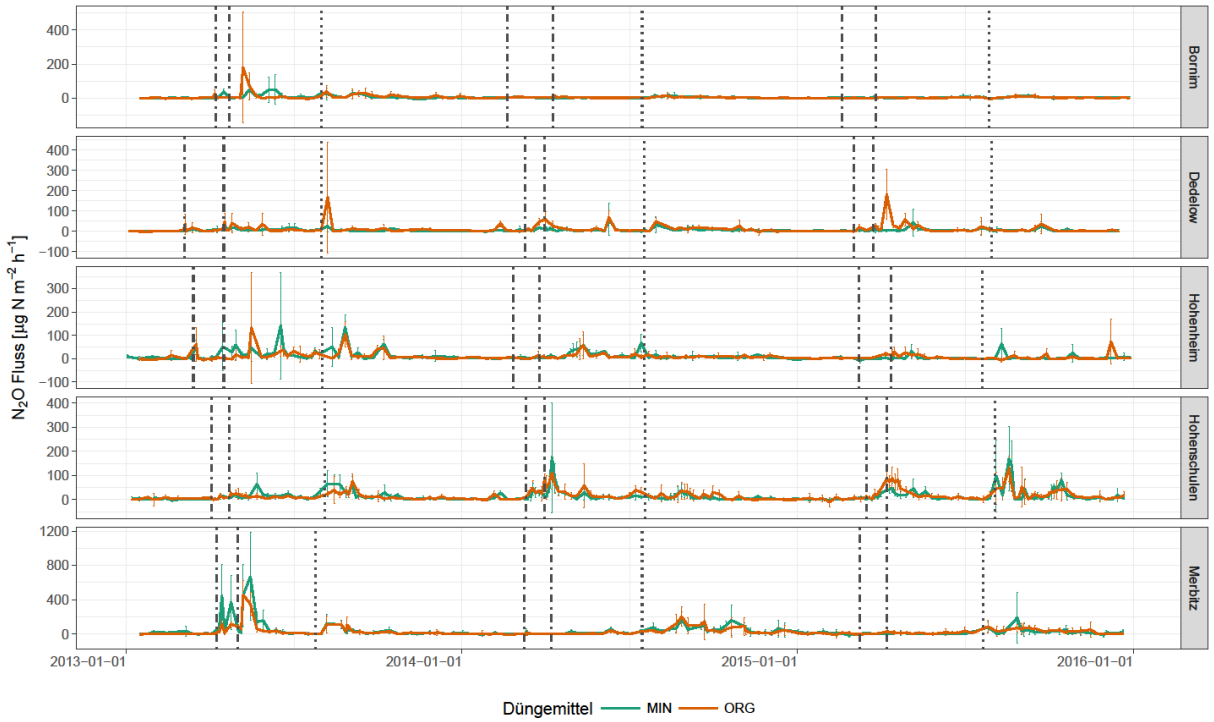

Abbildung 40: N_2O-Emissionsdynamik für den gesamten Messzeitraum und alle Messstandorte. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert jeder Variante (n=4). Strich-Punkt-Linien und die gepunkteten Linien markieren die Termine für Düngerapplikationen beziehungsweise Bodenbearbeitungen.

1.3.2.3. Kumulierte Feld-N_2O-Emissionen

Als Bilanzzeitraum für die Berechnung der Jahresemissionen wurde das Kalenderjahr gewählt. Dies bedeutet, dass Lachgasemissionen im Herbst (nach der Rapsernte) nicht der aktuellen Winterfrucht (Winterweizen), sondern der Vorfrucht Raps zugeschrieben werden. Dies erscheint insoweit gerechtfertigt, als die Emissionen in diesem Zeitraum im Wesentlichen aus dem Reststickstoff des Winterrapsanbaus. Die Jahresflüsse wurden mittels linearer Interpolation berechnet.

Die untersuchten Varianten weisen im gesamten Messzeitraum des Projektes Standort übergreifend ein sehr niedriges Niveau bei den Feldemissionen auf (Abbildung 41). Tendenziell ist das direkte N_2O-Emissionsnivau bei der mit Gärrest gedüngten Variante (ORG) etwas höher als bei der mit Kalkammonsalpeter gedüngten Variante (MIN). Aufgrund der hohen Variabilität der Emissionen (hohe Standardabweichung) lassen sich aber keine signifikanten Unterschiede ausmachen.

1.3.2.4. Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Gärresten

Für eine vollständige Bewertung der N-Emissionen ist es notwendig, die Ammoniakemissionen (NH_3) nach der Gärrestausbringung mit einzubeziehen. NH_3 wird als indirektes Treibhausgas betrachtet, da es durch N-Deposition zur Lachgasbildung beiträgt. Nach IPCC-Kalkulationsregeln der nationalen Emissionsberichterstattung (Paustian *et al.*, 2006) werden bei organischen Düngemitteln 20% des Gesamtstickstoff-Inputs als Ammoniak und davon 1% als (indirektes) N_2O emittiert. Nitratauswaschung stellt die zweite Quelle für indirekte N_2O-Emissionen dar. Deren Modellierung wurde bereits im Kapitel 1.1.2 näher beschrieben.

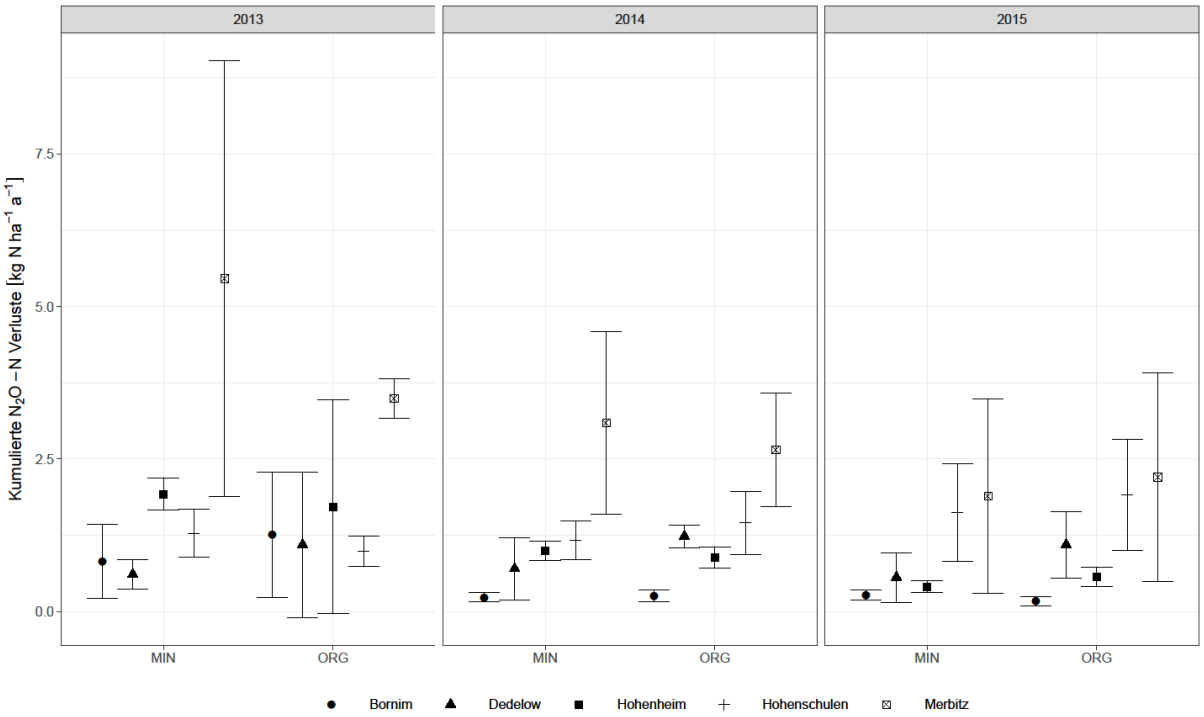

Abbildung 41: Nach Kalenderjahren kumulierte N_2O-Feldemissionen aller Messstandorte für den gesamten bisherigen Messzeitraum von drei Jahren bei 180 kg MDÄ-Düngung (rein mineralisch: MIN, rein organisch: ORG). Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert jeder Variante (n=4).

Das gemeinsame abgestimmte Messprogramm beinhaltete eine Quantifizierung der NH_3-Emissionen in der 180-Org Variante, in der Variante 180-Org+NI und in der 0-Min Variante als Kontrolle; jeweils direkt nach der Ausbringung der Gärreste (2 Teilgaben pro Jahr) für 3-5 Tage. Eine Ausnahme bei der Gärrestausbringung stellt der Standort Bornim dar, da hier im Jahr 2013 die 1. Teilgabe in den Bestand injiziert wurde (geschlossener Schlitz), sodass keine Ammoniakemissionen messbar waren. Eine weitere Ausnahme stellt der Standort Dedelow dar, da dort im Jahr 2014 zum Termin der 1. Teilgabe bereits die gesamte Gärrestmenge (≙ 180 kg NH_4-N) appliziert wurde. Die mineralische Düngung mit KAS kann in Abhängigkeit von Ausbringung, Witterungs- und Bodeneigenschaften zwar zu gewissen NH_3-Emissionen führen, jedoch sind diese in der Regel sehr niedrig und akkumulieren sich auch viel langsamer als bei organischen Düngern. Deshalb wurde auf eine NH_3-Quantfizierung in den mineralischen Varianten verzichtet.

In Abbildung 42 sind die kumulierten NH_3-Emissionen für die einzelnen Messjahre 2013- 2015 der 5 Versuchsstandorte dargestellt. Die Messwerte zeigen, dass die Ammoniakemissionen annuell und zwischen den Standorten stark schwanken. Emissionen zwischen 14 und 76 kg NH_3-N (Ø: 38,7 kg NH_3-N) wurden gemessen und sind als typisch für die verwendete Schleppschlauchausbringung einzuschätzen.

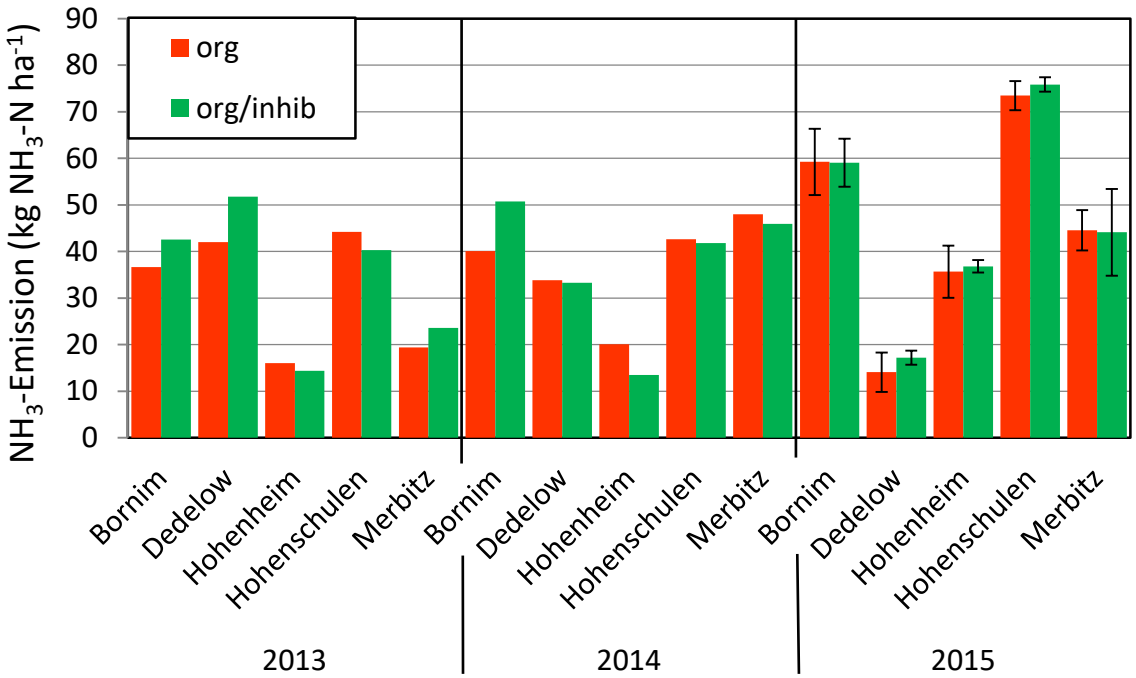

Abbildung 42: Ammoniakemissionen nach organischer Düngung (Dräger-Kammer-Methode; 2013: n=1, 2014: n=1; 2015: n=3)

Die NH_3-Verluste in Relation zum gesamt gedüngten Stickstoff im Mittel der 3 Versuchsjahre sind je Variante und Standort zusammen mit entsprechenden mittleren Windgeschwindigkeiten und Temperaturen in Tabelle 22 dargestellt. Zwischen den Standorten lassen sich zum Teil deutliche Unterschiede hinsichtlich der relativen NH_3-Verluste erkennen, wobei die Windgeschwindigkeit am Standort ein wesentlicher Einflussfaktor ist; je höher die Windgeschwindigkeit, desto höher die relativen NH_3-Verluste. Ein Einfluss des eingesetzten Nitrifikationsinhibitors auf die Ammoniakemissionen war nicht nachweisbar. Die gemessenen Emissionen entsprechen einem mittleren NH_3-basierten Verlust von 13% des Gesamtstickstoff-Inputs. Dieser Anteil war zwar sehr variabel (7-18%), in den meisten Fällen jedoch deutlich geringer als der IPCC-Standardwert von 20%, obwohl in den Bestand gedüngt wurde und daher keine Einarbeitung erfolgte.

Tabelle 22: Mittlere relative Ammoniakverluste der organisch gedüngten Varianten ohne (Org) und mit (Org+NI) Nitrifikationsinhibitor und meteorologische Parameter in den drei Versuchsjahren.

Standort	applizierte N-Menge [kg N ha^{-1}]	relative NH_3-Verluste [% Gesamt-N]		Lufttemperatur	Windgeschwindigkeit
		Org	Org+NI		
Bornim	345	13.1	14.7	9.7	2.8
Dedelow	308	10.6	11.7	5.6	2.7
Hohenheim	310	7.6	6.9	6.3	1.1
Hohenschulen	287	18.3	17.9	6.4	3
Merbitz	238	15.7	16.0	7.9	2.7

1.3.2.5. Gesamtemissionen der N-Düngung

Aus ökologischen und ökonomischen Gründen wird angestrebt, die hohen Vorkettenemissionen bei der Bereitstellung des Mineraldüngers zu minimieren. Ein Ansatz hierbei ist, den Mineraldünger durch organischen Dünger zu ersetzen. Im Vergleich zu Mineraldünger und unfermentiertem organischen Dünger weisen Gärreste aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften (z. B. hohe NH_4^+-Konzentrationen, hohe pH-Werte) allerdings ein erhebliches N-Verlustrisiko auf. Dies gilt nicht nur für direkte Lachgasemissionen, sondern in besonderem Maße auch für die Ammoniakfreisetzung.

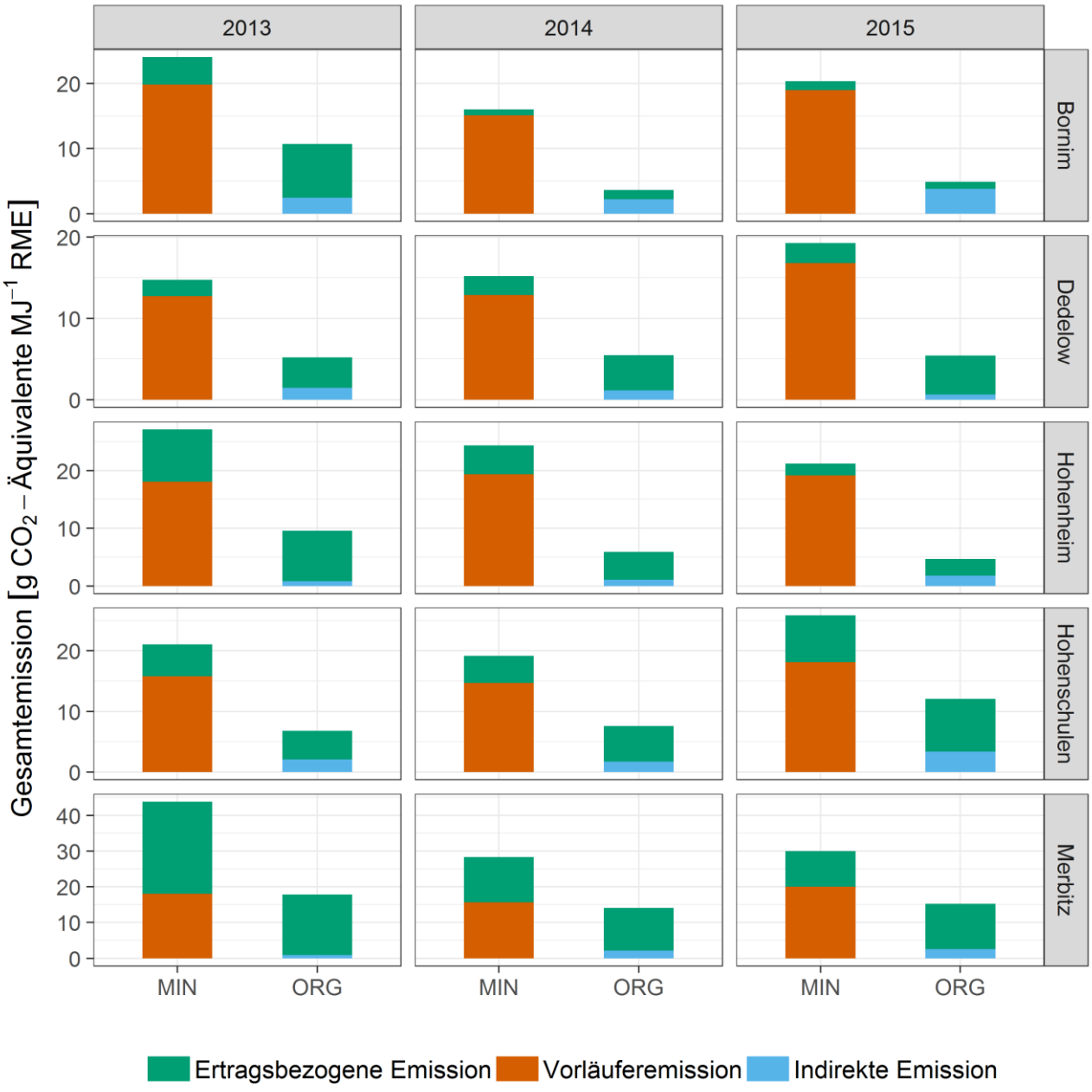

Abbildung 43: Berechnete Gesamtemissionen aller Messstandorte für den gesamten Messzeitraum. Bezogen auf die Energieausbeute von 15,27 MJ Rapsmethylester (RME) von 1 kg Kornertrag. Die Vorläuferemission für MIN wurde nach www.biograce.net mit 6,34 kg CO_2-äq je kg N-Dünger berechnet. Indirekte Emissionen berücksichtigen die Nitratauswaschung nicht.

Um die Auswirkungen der Substitution des Mineraldüngers durch Gärrestdünger auf die Treibhausgasbilanz korrekt beurteilen zu können, ist es daher erforderlich, neben den ertragsbezogenen N_2O-Emissionen auch die Vorläuferemissionen, die bei der Herstellung des Mineraldüngers anfallen, und die indirekt aus NH_3-Verlusten entstehenden N_2O-Emissionen (1 % der NH_3-N-Verluste) der organisch gedüngten Variante zu berücksichtigen. Im Fall der Erzeugung von KAS wurde ein Emissionsfaktor von 6,34 kg CO_2-eq je kg N-Dünger nach BIOGRACE zugrunde gelegt (www.biograce.net). Nitratauswaschungsverluste wurden nicht gemessen und die entsprechenden indirekten Lachgasemissionen hier nicht berücksichtigt.

Aus den Berechnungen geht hervor, dass die mineralisch gedüngte Variante gegenüber der mit Gärrest gedüngten Variante an allen Standorten im gesamten Untersuchungszeitraum deutlich höhere Gesamtemissionen und damit negativere Treibhausgasbilanzen aufweist (Abbildung 43). Das ist hauptsächlich auf die hohen Vorläuferemissionen bei der mineralischen Variante zurückzuführen. Die einzige Ausnahme bildete der Standort Merbitz im Jahr 2013. Hier hatten die relativ hohen N_2O-Feldemissionen einen höheren Anteil an der Gesamtemission zur Folge als die Vorläuferemissionen.

Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Vorläuferemissionen der MIN Variante bei Verwendung emissionsärmerer KAS-Herstellungsprozesse und Techniken deutlich zurückgehen würden, wodurch es zu einer Annäherung der Gesamtemissionen der MIN und ORG Variante käme.

1.3.2.6. N-Effizienzen

Um die Effizienz, d. h. die Ausnutzung des ausgebrachten N-Düngers für die Produktion des maßgeblichen Erntegutes (hier Rapsertrag) beurteilen zu können, wurde die scheinbare N-Düngereffizienz (NUE) berechnet:

$$NUE = 100 * \frac{(N_{auf,i} - N_{auf,0})}{N_{ap,i}}$$

Dabei ist $N_{auf,i}$ die von dem Erntegut der gedüngten Variante i aufgenommene N-Menge, $N_{auf,0}$ die von dem Erntegut der ungedüngten Variante aufgenommene N-Menge und $N_{ap,i}$ ist die auf der gedüngten Variante i applizierte N-Menge.

In Abbildung 44 lässt sich erkennen, dass die N-Düngeeffizienzen für die mineralisch gedüngte Variante im Schnitt deutlich höher ausfielen als bei der Gärrestvariante, bei denen die doppelte Menge Gesamtstickstoff appliziert wurde. Insbesondere am Messstandort Merbitz konnte der KAS-Stickstoff gut verwertet werden. Hier sind auch die N-Düngeeffizienzen der mit Gärrest gedüngten Variante am höchsten. Ansonsten scheint die Erhöhung der applizierten Gärrest-N-Mengen über alle Standorte und Untersuchungsjahre hinweg generell einen deutlichen Rückgang der N-Düngeeffizienzen bewirkt zu haben.

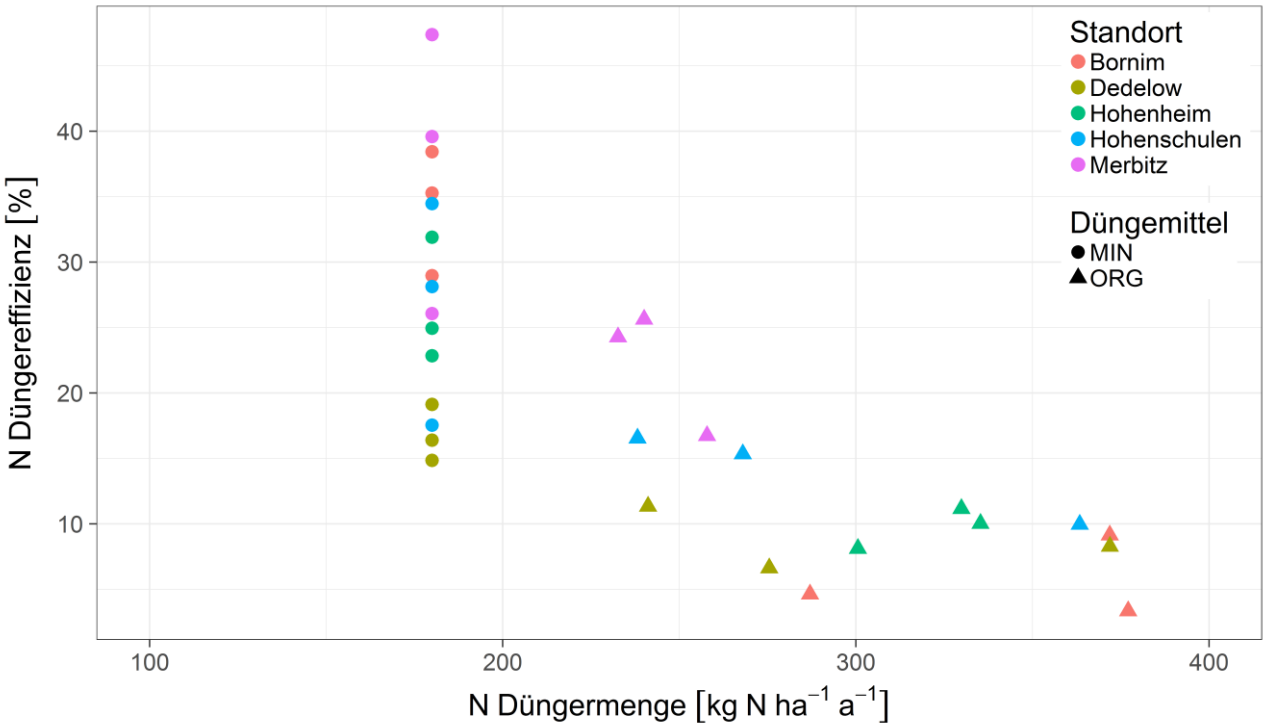

Abbildung 44: Berechnete scheinbare N-Düngeeffizienzen aller Messstandorte für den gesamten Messzeitraum für die rein mineralisch bzw. rein organisch mit 180 kg MDÄ gedüngten Varianten.

1.3.3. Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren zur Verbesserung der N-Effizienz und Vermeidung von Lachgasemissionen

Zusammenfassung

Da die Lachgasemissionen auf mehreren Standorten in mehreren Jahren sehr gering waren, bestand nur ein geringes Potential zur Emissionsminderung durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren bei organischer Düngung. Dennoch konnte ein signifikanter Minderungseffekt nachgewiesen werden. Der Einsatz des Inhibitors führte jedoch nicht zu höheren Erträgen oder N-Effizienzen. Insgesamt konnte aber das Potential zur Senkung der ölertragsbezogenen Lachgasemissionen bestätigt werden. Die Anwendung eines Nitrifikationshemmstoffs bei Mineraldüngung wurde nur am Standort Hohenheim getestet. Bei dem niedrigen Emissionsniveau des Standorts konnte kein eindeutiger Effekt auf die Emissionen oder Erträge nachgewiesen werden.

Durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren (NI) kann die N-Effizienz landwirtschaftlicher Kulturen gesteigert (Ladha *et al.*, 2005; Alonso-Ayuso *et al.*, 2016), die Nitratauswaschungen vermindert und die N_2O-Emissionen nachweislich gesenkt werden (Ruser und Schulz, 2015). Bei organischen Düngern kann die Hemmung der Nitrifikation, falls diese nicht eingearbeitet werden jedoch zu einer Erhöhung der NH_3-Volatilisation führen (vgl. Kapitel 0), da der mineralische Stickstoff in der Ammoniumphase stabilisiert wird (Kim *et al.*, 2012; Soares *et al.*, 2012).

An allen Projektstandorten wurde der Vergleich organischer Dünger ohne Hemmstoff (N6) und mit Hemmstoff (N7) untersucht. Hierfür wurde der Hemmstoff TZ+MP (1H-1,2,4 Triazol und 3-Methylpyrazol; Piadin®) eingesetzt. Am Standort Hohenheim wurde zusätzlich der Effekt von DMPP (3,4-Dimethylpyrazolphosphat; ENTEC® 26) bei mineralischer Düngung untersucht. Die organische Düngung wurde, wie die mineralische Düngung, auf zwei Termine gesplittet (jeweils 90 kg N ha^{-1}). Zu beiden Terminen wurde die +NI Variante mit Piadin® behandelt. Die ENTEC® 26 – Gabe am Standort Hohenheim erfolgte als einmalige Gabe mit 180 kg N ha^{-1} zum ersten Düngungstermin.

Die Wirkung der NIs auf die (log_{10}-transformierte) annuelle N_2O-Emission wurde mit Hilfe eines linearen „mixed effects"-Modells (LME-Modell) ermittelt. Der Einfluss der maßgeblichen Steuergrößen wurde mittels generalisiertem additiv Modell (GAM), ebenfalls an log_{10}-transformierten N_2O-Flüssen, gefittet. Das Modell zeigte im Mittel eine signifikante Minderung der N_2O-Emissionen durch den Einsatz des NIs ($p<0,05$). Allerdings war dieser Effekt nicht an allen Standorten in allen Jahren vorhanden. Es konnte außerdem sowohl ein signifikanter Effekt der Versuchsstandorte sowie der Versuchsjahre nachgewiesen werden. Ersterer dürfte auf die stark unterschiedlichen Standortsbedingungen wie beispielsweise die Textur, letzterer vor allem auf die unterschiedlichen Niederschläge zurückzuführen sein. In Abbildung 45 werden die kumulativen N_2O Emissionen aller Jahre und Standorte dargestellt. Die Emissionsfaktoren (EF = (N_2O-$N_{Behandlung}$ – N_2O-N_{N1}) /N_t * 100 %) waren bei beiden Varianten mit N6 = 0,39 % und N7 = 0,18 % sehr niedrig und liegen deutlich unter dem IPCC 2006 vorgegeben mittleren Emissionsfaktor von 1%.

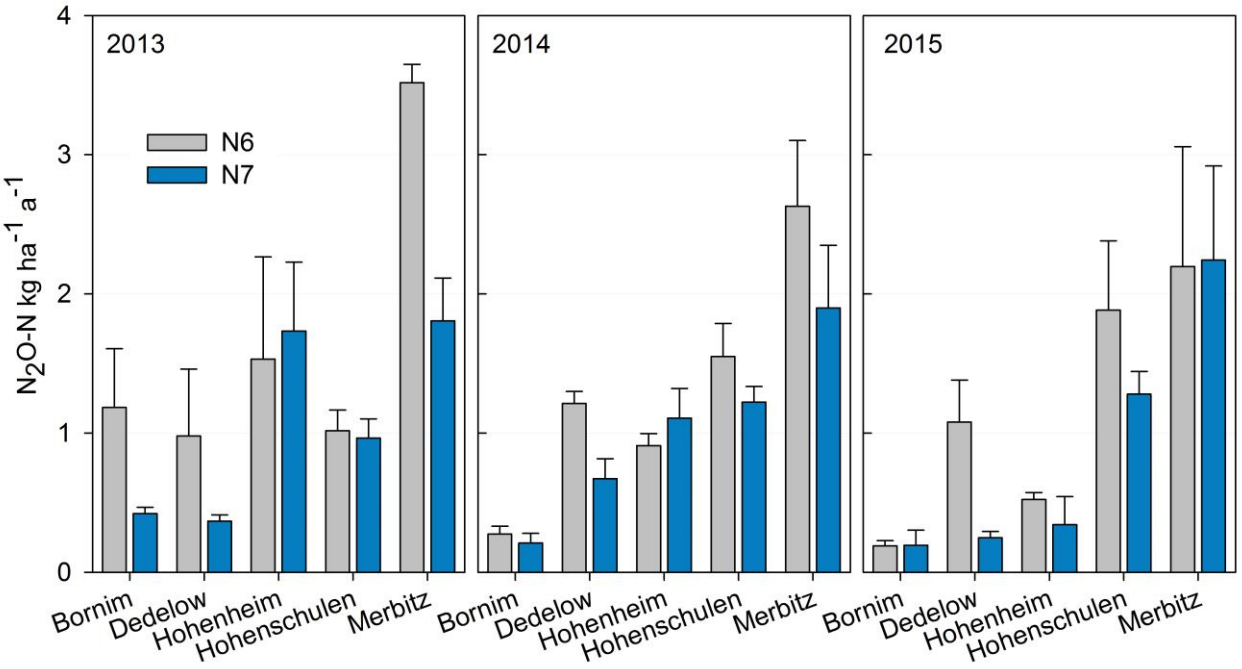

Abbildung 45: Mittlere kumulative N2O-Emissionen (±Standardabweichung) der Varianten N6 (180 kg MDÄ Gärrest - NI) und N7 (180 kg MDÄ Gärrest + NI). Kumulativer Zeitraum 1.1.-31.12. des jeweiligen Versuchsjahrs.

In das GAM wurden als Steuergrößen die mittlere Tagestemperatur der Luft (2 m Höhe), die Wassergehalte (wassergefüllter Porenraum) und die Ammoniumkonzentration (kg N ha^{-1}) aufgenommen. 27 % der N_2O-Flüsse konnten durch das Modell erklärt werden (r^2 = 0,27). An allen Standorten, außer Bornim, wurden mit steigenden Temperaturen höhere N_2O-Flüsse gemessen, dies ist auf eine erhöhte mikrobielle Aktivität bei höheren Temperaturen zurückzuführen und wurde schon in vielen Studien beobachtet (Schindlbacher *et al.*, 2004; Schaufler *et al.*, 2010). Die Standorte Dedelow, Hohenschulen sowie Merbitz zeigten bei einen wassergefüllten Porenraum 55-60 % die höchsten N_2O Flüsse, dies zusammen mit den korrelierenden Ammoniumgehalten am Standort Dedelow und Merbitz, lässt darauf schließen, dass hier überwiegend die Nitrifikation für die Entstehung von N_2O verantwortlich war (Ambus, 2005; Livesley *et al.*, 2008).

Tabelle 23: N-Nutzungseffizienz (%) = N-Aufnahme x N-Dünger^{-1} x 100 % der organischen Varianten aller Standorte und Jahre.

	2013		2014		2015	
	-NI	+NI	-NI	+NI	-NI	+NI
Bornim	46.6	44.3	58.6	56.4	46.5	41.7
Hohenschulen	-	-	73.3	71.3	65.9	64.1
Dedelow	-	-	-	-	85.3	78.7
Hohenheim	62.3	61.1	52.5	49.2	59.8	60.2
Merbitz	68.2	64.6	58.9	60.5	59.3	52.4

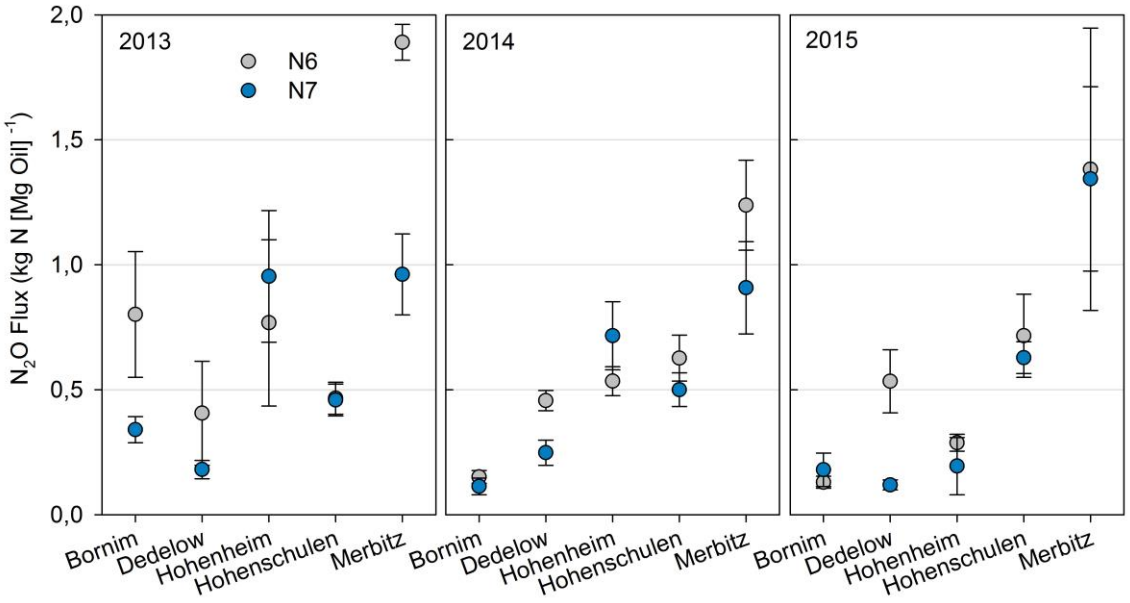

Abbildung 46: Ölertragsabhängige N_2O-Emissionen der Varianten N6 (180 kg MDÄ Gärrest - NI) und N7 (180 kg MDÄ Gärrest + NI) aller Standorte und Versuchsjahre.

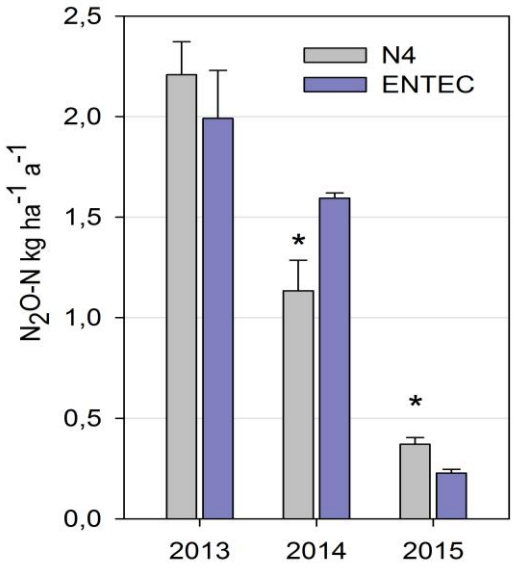

Abbildung 47: Mittlere kumulative N_2O-Emissionen (±Standardabweichung) in Abhängigkeit der DMPP-Anwendung am Standort Hohenheim. (Zeitraum: 2013/14: 1.1.-1.10.; 2015: 1.1.-31.12., Varianten N4: 180 kg N KAS, ENTEC: 180 kg N ENTEC)

Der Nitrifikationsinhibitor hatte keinen Einfluss (p = 0,33) auf die Rapskornerträge. Bornim hatte im Durchschnitt mit 31,3 dt ha^{-1} die geringsten, Dedelow mit 51,6 dt ha^{-1} die höchsten Erträge. In mehreren Studien konnte gezeigt werden, dass durch den Einsatz von NIs die Erträge gesteigert werden konnten, was oft auf eine gesteigerte N-Effizienz zurückgeführt wurde (Ladha *et al.*, 2005; Kawakami *et al.*, 2012; Alonso-Ayuso *et al.*, 2016). In diesem Projekt konnte jedoch keine Steigerung der N-Effizienz (N-Nutzungseffizienz [%] = N-Aufnahme x N-Dünger^{-1} x 100 %) durch NI nachgewiesen werden (

Tabelle 23).

Für den Einsatz eines NIs konnte eine signifikante Reduktion der ertragsabhängigen Emissionen (Ölertrag) nachgewiesen werden ($p < 0,05$). Besonders am Standort Dedelow waren die N_2O-Emisisonen bei NI-Anwendung erheblich geringer als in der Kontrollbehandlung ohne Hemmstoff (Abbildung 46).

In Hohenheim konnte durch den Einsatz von ENTEC® 26 nur im Jahr 2015 die N_2O-Emissionen gegenüber der mineralischen Variante signifikant gesenkt werden, diese Reduktion zeigte sich in der Tendenz auch im ersten Versuchsjahr (Abbildung 47). 2014 wurden in der ENTEC Variante höhere Emissionen als in der mineralischen Variante gemessen, wodurch es zu den erhöhten Emissionen kam ist unklar.

Die Rapserträge wurden durch den Nitrifikationshemmstoff DMPP am Standort Hohenheim nicht beeinflusst und lagen im Mittel bei 39,3 dt ha^{-1} (N4 = 40,3 dt ha^{-1}).

1.4. Zusatzergebnisse

1.4.1. Methanaufnahme und Wasserhaushalt in Rapsfruchtfolgen

Zusammenfassung
Die Methanaufnahmeraten im Raps waren in den Feldversuchen geringer als im Getreide jedoch vergleichbar zum Grünland. Darüber hinaus wurden sie erwartungsgemäß primär durch die Bodenfeuchte gesteuert.

1.4.1.1. Methanaustauschraten

Die Aufnahmerate von atmosphärischem CH_4 in Ackerböden wird maßgeblich durch die Bewirtschaftung und Standortfaktoren beeinflusst. Im Rahmen des Rapsverbundvorhabens wurden deutschlandweit nach einem einheitlichen Versuchsdesign CH_4-Flussmessungen durchgeführt. Die Messungen wurden in allen Versuchsvarianten durchgeführt, in denen auch die N_2O-Messungen stattfanden. Parallel zu den Flussmessungen wurden sowohl Witterungsbedingungen als auch bodenkundliche Steuergrößen der CH_4-Flüsse aufgenommen.

Die Feldversuche wurden am Standort Berge, Dedelow, Hohenheim, Hohenschulen und Merbitz in der Fruchtfolge Winterraps-Wintergerste-Winterweizen, durchgeführt. Ein ungedüngtes Grünland diente als Kontrollvariante.

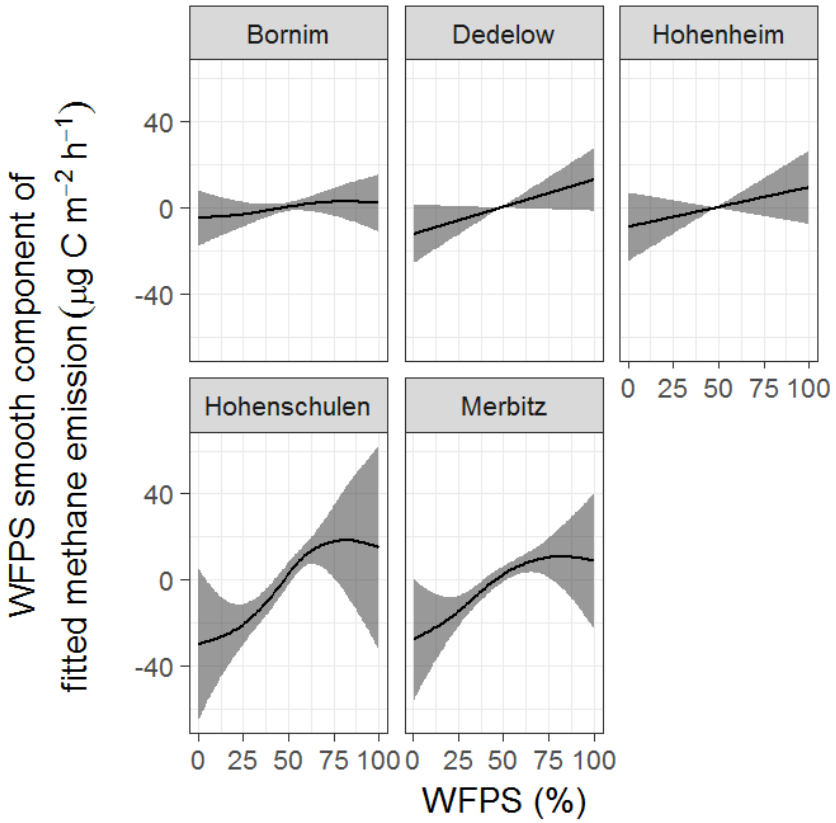

Abbildung 48: Mittels Generalized Additive Model gefitteter Zusammenhang zwischen CH4-Flüssen und der Bodenfeuchte. Der gezeigte Smoother ist zentriert, unterschiedliche Aufnahmeniveaus der Standorte wurden im parametrischen Teil des Modells modelliert. Die grauen Flächen sind 95 %-Konfidenzbänder.

Für die Berechnung der annuellen CH_4-Flüsse wurden die Messjahre 2013-2014 und 2014-2015 ausgewertet. Es ist davon auszugehen, dass gut belüftete Ackerböden Senken für CH_4 darstellen (Whalen, 2005). Wie die Methanbildung wird auch der Methanabbau als mikrobieller Prozess von der

Temperatur beeinflusst (Whalen und Reeburgh, 1996). Neben der Bodentemperatur und der Bodentextur beeinflussen auch die Bodenbearbeitung und der Wassergehalt des Bodens die Gasdiffusion (Smith *et al.*, 2003) und somit die Bereitstellung atmosphärischen Methans und Sauerstoffs als Substrat für die CH_4 Oxidation. Diese Einflussfaktoren und das unterschiedlichen N-Düngungsmanagement wurden in der Auswertung der Messkampagnen mittels *Generalized Additive Models* (GAM) berücksichtigt.

Während des Untersuchungszeitraumes stellte der Wassergehalt des Bodens die Haupteinflussgröße für die Methanaufnahme dar, während die Temperatur keinen signifikanten Einfluss hatte. Bei steigenden Wassergehalten waren sinkende Methanaufnahmen zu verzeichnen (Abbildung 48). Die höchsten CH_4-Emissionsraten wurden bei hohen Bodenfeuchten von 70 – 80 % WFPS erreicht. Charakteristisch war, dass sandiger Boden wie am Standort Bornim die höchsten CH_4-Aufnahmen aufwies. Auf sandigen, skeletthaltigen Böden werden i.d.R. höhere CH_4-Aufnahmeraten gemessen (Dörr *et al.*, 1993). Allerdings sind die annuellen CH_4-Flüsse sehr gering, auf landwirtschaftlich genutzten Böden schwanken sie zwischen 0,1 und 5 kg CH_4–C ha^{-1} a^{-1} (Flessa *et al.*, 1995; Dobbie und Smith, 1996).

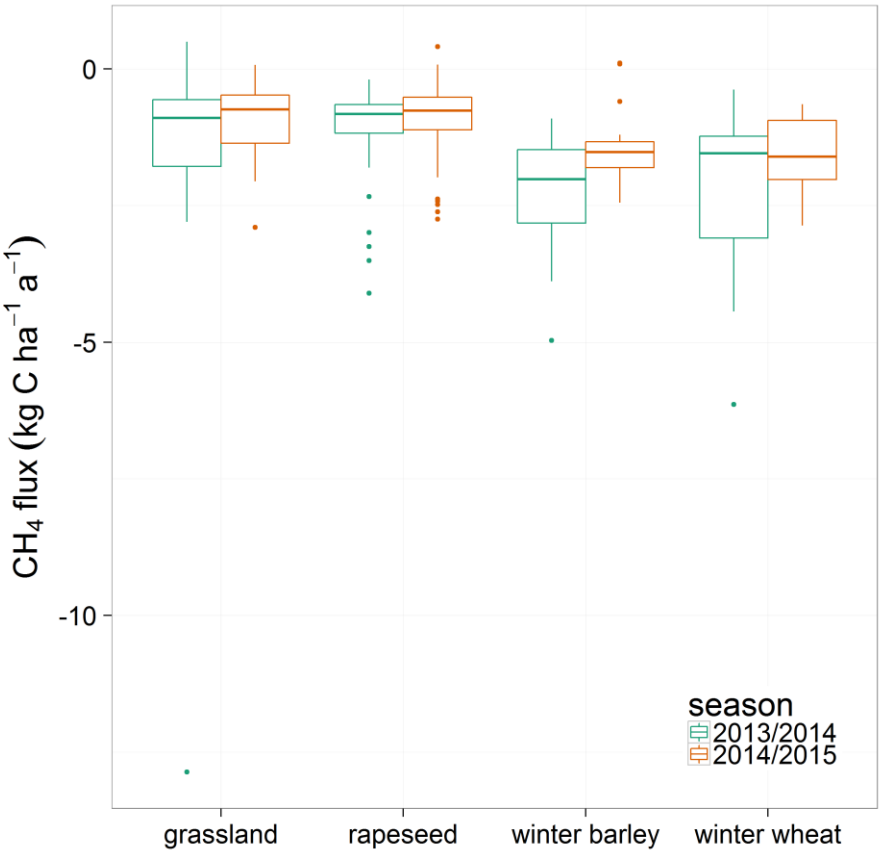

Abbildung 49: Annuelle CH4-Flüsse in den Versuchsjahren 2013-14 und 2014-15 in Abhängigkeit der Fruchtart.

Stickstoffdüngung wird für eine Reduzierung der CH_4-Senkenstärke verantwortlich gemacht (Hütsch *et al.*, 1994). Zwischen den unterschiedlich gedüngten Rapsvarianten konnten keine signifikanten Unterschiede der annuellen Methanflüsse nachgewiesen werden. Es wurden keine Effekte der N-Düngungsintensitäten, sowie keine Abhängigkeit von der Temperatur in den untersuchten Rapsvarianten beobachtet. Am Standort Merbitz konnte ein Effekt der organischen Düngung nur im ersten Versuchsjahr beobachtet werden. Signifikant höhere CH_4-Emissionen zeigten sich am Standort Hohenschulen nach der Düngung im zweiten und dritten Versuchsjahr. Allerdings, konnte kein

Unterschied zwischen den Varianten mit und ohne Nitrifikationsinhibitor festgestellt werden. Hier ist davon auszugehen, dass es während der Messung zu einer unmittelbaren Freisetzung von Methan aus dem zuvor applizierten Gärrest gekommen ist.

Im Vergleich der Methanflüsse im Raps zum Grünland wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt (Abbildung 49). Winterweizen und Wintergerste wiesen eine statistisch signifikant höhere CH_4 - Aufnahme auf als Winterraps, diese dürfte auf die relativ niedrigen Bodenwassergehalte der Getreidefläche zurückzuführen sein. Über den gesamten Versuchszeitraum stellten alle Versuchsstandorte eine Senke für atmosphärisches CH_4 dar.

1.4.1.2. Wassereffizienz

Am ATB wurden zusätzliche Versuche und Experimente zur Wassereffizienz in den Anbaujahren 2013-2014, 2014-2015 und 2015-2016 durchgeführt. Für diese Versuche hat das ATB zusätzliche Investitionsmittel als Eigenleistung in das Projekt eingebracht. Diese betreffen vor allem Anschaffungen von Geräten zur Erfassung von Wasserflüssen und zur Modellierung des Wasserhaushaltes auf den Versuchsparzellen in Berge (Abbildung 50).

Abbildung 50: Links: Installierte Niederschlagswaage mit Regenrinnen am Standort Berge bei Gerste, Rechts: Installierte Niederschlagswaage mit Regenrinnen am Standort Berge bei Rapskultur

Ziel der zusätzlichen Untersuchung ist die Modellierung des Wasserhaushaltes unter besonderer Berücksichtigung der Interzeption. Für diese Modellierung muss eine Differenzierung der Stärke der Einflussnahme der einzelnen Faktoren Interzeption, Evaporation, Transpiration und Infiltration in Bodenmatrix und Makroporen erfolgen. Zusätzlich werden der Vegetationsparameter LAI im Bereich der oberirdischen Pflanzenteile und die Wurzeltiefe in die Modellierung mit einbezogen.

Die Modellierung ist noch nicht abgeschlossen und wird mit Eigenmitteln fortgeführt. Hier werden daher nur erste Ergebnisse dargestellt. Die vorliegenden Messergebnisse der ersten Niederschlags - Messkampagne (Niederschlag, Freiland- und Bestandniederschlag und Interzeption) lassen zwischen den Parzellen Messunsicherheiten sowie eine hohe Schwankungsbreite zwischen den Blöcken erkennen. Die Interzeptionsbestimmung deutet auf einen Interzeptionsverlust mit zunehmender Düngung hin (Abbildung 51), was mit den LAI – Messwerten gut übereinstimmt (Abbildung 52). Die Bodenfeuchte - Messkampagne (die Bodenfeuchte wird mittels FD – Sonden in 15 cm Tiefe gemessen, die Infiltrationsbestimmung wird über die Messung des Bodenwassergehaltes ermittelt)

zeigte eine heterogene Bodenfeuchte innerhalb der Parzelle mit unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitäten. Die pF – WG Kurve wurde ermittelt.

Die Berücksichtigung der räumlichen Heterogenität wurde durch zusätzliche Messungen des Freiland- und Bestandsniederschlags weiterhin verstärkt. Die Fortführung der Datenreihen zu den Ökosystemflüssen beinhaltet den Freiland- und Bestandsniederschlag und wird durch Messungen der LAI, Bodenwassergehalte in der Auflage und den oberen 50 cm des Mineralbodens ergänzt. Alle Messgeräte wurden im das Anbaujahr 2015-2016 wieder auf der Versuchsfläche installiert und das Messprogramm für die neue Messkampagne bis 31.08.2016 fortgeführt.

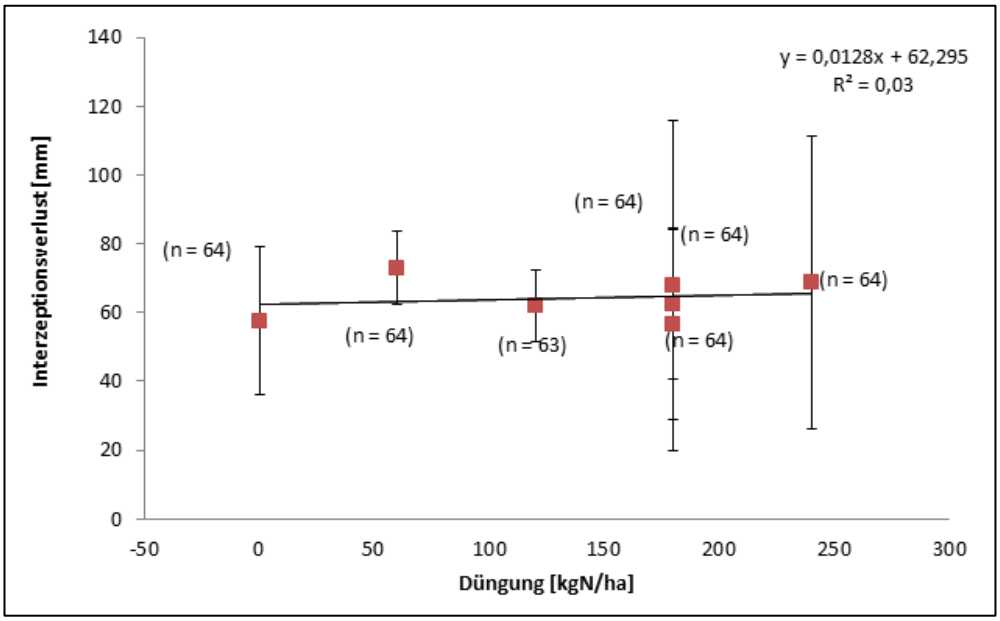

Abbildung 51: Interzeptionsverlust bei unterschiedlichen Düngungsvarianten (als Beispiel Rapskultur Messkampagne 2014-2015)

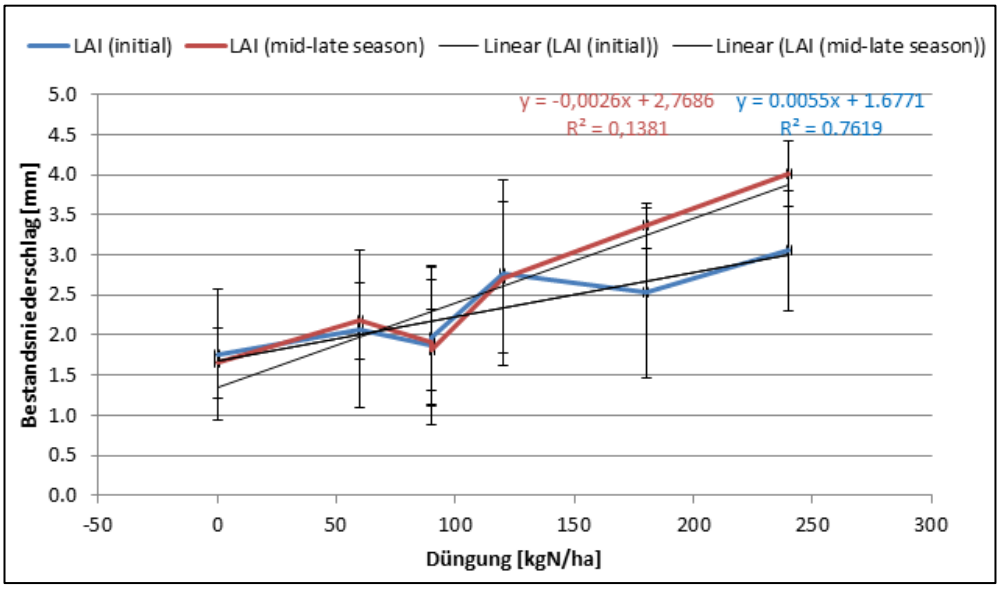

Abbildung 52: Ermittelte LAI-Werte (als Beispiel Rapskultur Messkampagne 2014-2015)

Die Modellierung des Wasserhaushaltes wird auf Basis des AgroHyd Farmmodels (Drastig *et al.*, 2013) im Jahr 2017 erfolgen. Mit dem Wasserhaushaltsmodell werden nicht nur eine möglichst genaue Beschreibung des Wasserhaushaltes in den untersuchten Kulturen sondern auch

Prognosefähigkeiten im Hinblick auf die Auswirkungen unterschiedlicher Düngungseffekte erarbeitet.

1.4.2. Datenbank

Die im Projekt erhobenen Daten werden mit den Daten des FNR-Projekts „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ (Hagemann *et al.*, 2016) in einer Datenbank vereinigt und nach einer angemessenen Sperrfrist veröffentlicht. Um die projektübergreifende Datenbank zu erstellen war es notwendig die Datenstruktur der beiden Projekte zu analysieren, um insbesondere Unterschiede zu identifizieren, die bei der Datenimplementierung zu Problemen führen könnten. Abbildung 53 zeigt die Datenstruktur.

Die beiden Projekte unterscheiden sich im Versuchsdesign und in den räumlichen und zeitlichen Rahmenbedingungen; die Erstellung eines einheitlichen Datenbankdesigns stellte daher eine besondere Herausforderung dar. Es wurden (und werden) mehrere Treffen mit den Projektkoordinatoren beider Projekte durchgeführt. Ausgehend von der beschriebenen Datenstruktur und den Ergebnissen der Treffen mit den Projektkoordinatoren wurden die Daten weiter spezifiziert und ein harmonisiertes Datenbankkonzept erstellt. Das Datenbankkonzept und die Verknüpfung der Daten ist in Abbildung 54 gezeigt.

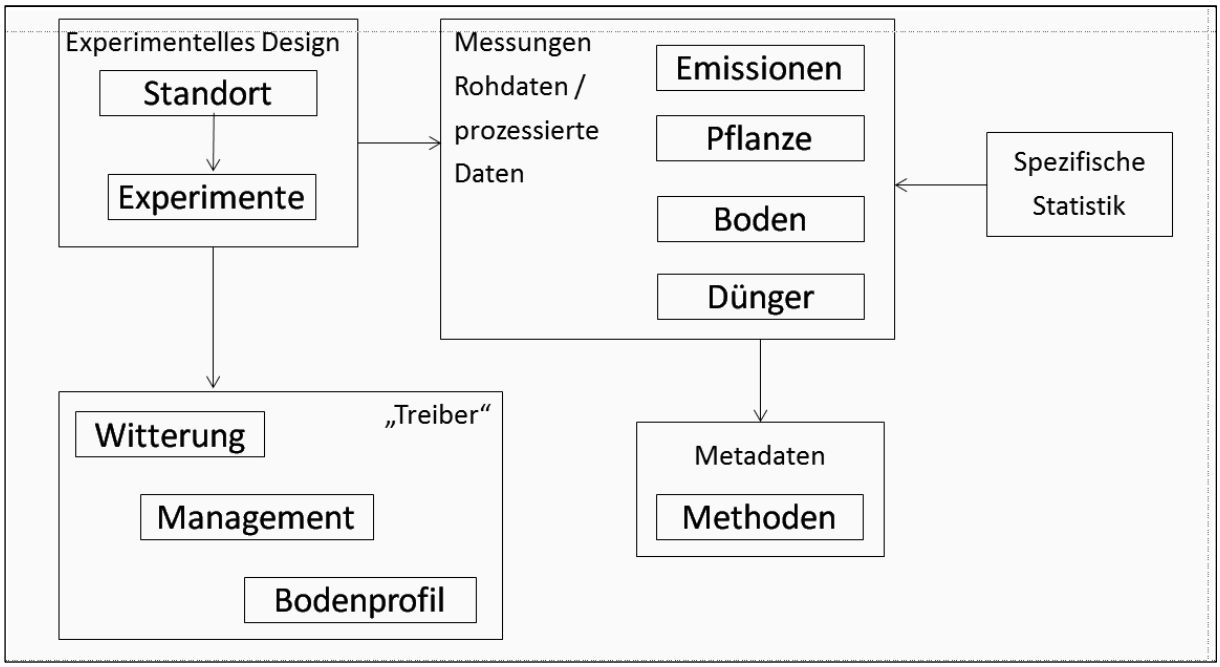

Abbildung 53: Struktur der Projektdaten

Das Datenbankkonzept ist abgeschlossen und die Datenbankstruktur erstellt. Die Datendefinition ist ebenso abgeschlossen. Die Datenimplementierung wurde für ausgewählte Datensätze bereits erfolgreich getestet. Allerdings wurden viele Datensätze erst verspätet erstellt bzw. wurden im November 2016 aktualisiert. Daher konnte die Datenbank nicht wie ursprünglich geplant bis zum Jahresende fertiggestellt werden. Die Fertigstellung der Datenbank erfolgt im Rahmen der bereits bewilligten Projektverlängerung bis zum 31.08.2017.

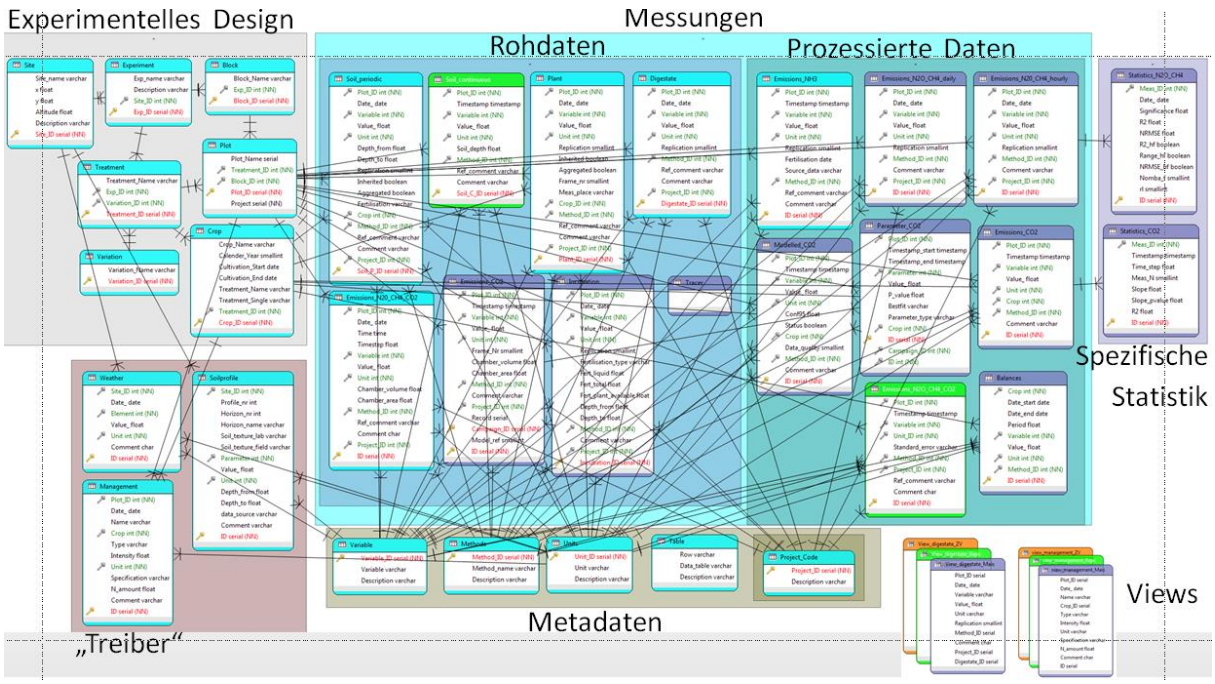

Abbildung 54: Einheitliches Datenbankkonzept und Datenverknüpfungen

1.5. Zusammenfassung

Da die Feldemissionen von Lachgas im Rapsanbau den größten Anteil an der Gesamttreibhausgasbilanz von Rapsbiodiesel haben, sind Maßnahmen zur Emissionsminderung in diesem Bereich vordringlich. Im Rahmen dieses Projekts wurden sowohl Maßnahmen zur Minderung der Treibhausgasemissionen im Rapsanbau analysiert und bewertet als auch die derzeit eingesetzten Berechnungsverfahren zur Bewertung der Treibhausgasemission des Rapsanbaus im Rahmen der Treibhausgasbilanzierung von Rapsbiodiesel geprüft.

Effiziente Ansätze zur Minderung von Treibhausgasemissionen sind die Verbesserung der Stickstoffeffizienz der Rapsölproduktion sowie der Einsatz von synthetischen Düngern mit niedrigen Produktionsemissionen. Auch die Substitution von Mineraldünger durch organische Dünger kann einen Beitrag zur Emissionsminderung leisten, da dadurch Herstellungsemissionen vermieden werden. Der Einsatz von Gärresten führte trotz resultierender Ammoniakemissionen zu einer Verbesserung der Treibhausgasbilanz. Kritisch zu sehen sind dabei jedoch die Verschlechterung der Stickstoffeffizienz und die Gefahr höherer Stickstoffüberschüsse. Die Kombination von Gärresten mit Nitrifikationsinhibitoren führte weder zu einer Ertragssteigerung noch zu einer Verbesserung der Stickstoffeffizienz. Die Lachgasemissionen waren geringfügig verringert. Der Einsatz eines stabilisierten Mineraldüngers wurde nur auf einem Standort getestet und zeigte dort keine Vorteile hinsichtlich der Treibhausgasbilanz.

Das Projekt zeigt auf, dass der globale IPCC Tier 1 – Emissionsfaktor die direkten Lachgasemissionen im Rapsanbau überschätzt. In Anlehnung an die Methodik von Stehfest und Bouwman (2006) wurde ein rapsspezifischer, nichtlinearer Zusammenhang zwischen Intensität der Mineraldüngung und direkten Lachgasemissionen abgeleitet. Für einen rapstypischen Düngerinput von 200 kg N a^{-1} ergibt sich aus dieser Beziehung ein rapsspezifischer Emissionsfaktor von 0,6 %. Die Emissionen schwanken allerdings in der für Lachgas typischen Weise stark zwischen Standorten und Anbaujahren.

Auch bei den indirekten Lachgasemissionen sollte eine Verbesserung der Methodik erfolgen. Die beiden derzeitigen Alternativen zwischen 30 % Verlust des Stickstoffinputs als Nitratauswaschung und keiner Nitratauswaschung erscheinen ungenügend. Für die Feldversuche wurden

Auswaschungsverluste von 6 – 15 % modelliert. Für eine gesicherte Bewertung der Nitratauswaschung sind jedoch langfristige Fruchtfolgestudien mit begleitender N-Bilanzierung und Erfassung der Auswaschungsverluste erforderlich. Bei der Überprüfung der derzeit benutzten Berechnungsansätze wurde deutlich, dass die von Deutschland an die EU-Kommission gemeldeten THG-Bilanzen des Rapsanbaus in den NUTS2-Gebieten eine N-Effizienz annehmen, die unzutreffend ist. Die angenommene Düngung wurde hier den Ernteentzügen gleichgesetzt, was weder den üblichen Düngeempfehlungen entspricht noch wissenschaftlich haltbar ist. Es besteht dringender Bedarf, dies zu berichtigen, da nur dann eine Verbesserung der Methodik umgesetzt werden kann. Da der THG-Emissionswert für den fossilen Referenztreibstoff inzwischen angehoben wurde, würde das Ziel der 50 % Emissionsminderung gegenüber dem Einsatz des fossilen Kraftstoffs selbst ohne Anpassung der Methodik mit realistischen Düngermengen noch erreicht. Diese Anhebung vermindert also die Anreize für die Umsetzung realer Emissionsminderungsmaßnahmen.

Der Rapsanbau ist i.d.R. in getreidedominierte Fruchtfolgeneingebunden. Es existieren mehrere Interaktionen zwischen aufeinanderfolgenden Feldfrüchten, insbesondere in den Bereichen Stickstofftransfer und Verbreitung oder Unterdrückung von fruchtartspezifischen Schädlingen. Diese Fruchtfolgeeffekte sind in der Bilanzierungsmethodik bisher nicht berücksichtigt. Es besteht weiterhin Forschungsbedarf, um einen geeigneten Ansatz hierfür zu erarbeiten. Das Projekt konnte Fruchtfolgeeffekte auf Ertrag und Stickstoffbedarf sowohl hinsichtlich ihres Potentials (in Exaktversuchen) belegen als auch nachweisen, dass sie in der Praxis teilweise genutzt werden. So werden in der landwirtschaftlichen Praxis im Vergleich zum Stoppelweizen im Rapsweizen etwa 5 kg Stickstoff eingespart und 5,6 dt Mehrertrag erzielt. Raps in Selbstfolge führt zu erheblichen Ertragseinbußen und sollte vermieden werden. Neben Getreide als typische Rapsvorfrucht stellen Leguminosen eine gute Alternative dar und können einen Teil des Stickstoffbedarfs decken und so Herstellungsemissionen von Mineraldüngern einsparen.

Der Anbau von Raps ist durch den Anfall einer großen Menge stickstoffreicher Ernteresiduen gekennzeichnet, die auf dem Feld verbleiben und eingearbeitet werden. Dies trägt zu dem guten Vorfruchtwert von Raps bei, geht aber mit erhöhten Risiken der Nitratauswaschung und Lachgasemission einher. Auch in den Feldversuchen des Projekts wurden teilweise erhöhe Nitratgehalte und Lachgasemissionen in der Nachernteperiode beobachtet. In Zusatzversuchen mit ^{15}N-markierter Rapsstreu konnten allerdings nur geringe Lachgasemissionen aus dem Stickstoffpool der Rapserntereste nachgewiesen werden. Auch die Abfuhr der Rapsstreu konnte nicht als wirkungsvolle Maßnahme zur Reduzierung der Emissionen bestätigt werden.

Es konnte kein fruchtartspezifischer Einfluss des Rapsanbaus auf die Humusbilanz nachgewiesen werden. Vielmehr wurde diese deutlich durch die Historie und aktuelle Praxis der organischen Düngung bestimmt. Die Kombination zweier Techniken führte allerdings im Verlauf des Projekts zu erheblichen messtechnischen Fortschritten bei der Erfassung von CO_2-Austauschraten.

2. Verwertung

Die Nutzung von Bioenergie ist eine wichtige Säule der Klimaschutzziele der Europäischen Union. Zur Berechnung der erzielten Treibhausgaseinsparungen ist eine möglichst vergleichbare, korrekte und validierte Methodik erforderlich. Diese Methodik wird, basierend auf den Vorgaben der EU-RED, auf europäischer Ebene vom JRC laufend fortentwickelt. Die Projektergebnisse, und insbesondere der neue, niedrigere rapsspezifische Emissionsfaktor für direkte N_2O-Feldemissionen, liefern für diesen Prozess einen wichtigen Beitrag. Es sollte angestrebt werden, die erzielten Ergebnisse in die nächste Novellierung der Methodik einzubringen und dabei auch die Rapsproduktionsdaten (wie z.B. Erträge und Stickstoffdüngung in der Praxis) zu aktualisieren. Die im Rahmen des Projekts geknüpften Kontakte mit dem JRC und der EU-Kommission (DG ENER) bilden hierfür eine gute Grundlage.

Die Projektergebnisse bieten eine wichtige Grundlage für die landwirtschaftliche Beratung. Sie zeigen deutliche Potentiale zur Verbesserung der Stickstoffeffizienz und der Treibhausgasbilanz des Rapsanbaus. An allen Versuchsstandorten konnten auch ohne Herbstdüngung sehr gute Rapserträge erzielt werden und eine leichte Reduktion der Düngung führte zu keiner Verringerung der Ölerträge. Auch der Ansatz der teilweisen Substitution von Mineraldünger mit organischem Dünger hat sich als geeignete Klimaschutzmaßnahme bestätigt. Es ist anzunehmen, dass sich diese Ergebnisse auch auf viele Praxisflächen übertragen lassen. Eine ebenfalls sehr wirksame Maßnahme zur Emissionsminderung ist der Einsatz von Mineraldüngern mit niedrigen Herstellungsemissionen. Um diese besser fördern zu können, wäre hier die Einführung einer entsprechenden Kennzeichnung sinnvoll.

Nicht zuletzt zeigen die Ergebnisse zur Fruchtfolgeeffekten und deren Ausnutzung, dass hier in der Praxis durchaus noch Verbesserungspotentiale bestehen. Der z.T. starken Konzentration des Weizenanbaus mit doch relativ häufigem Anbau in Selbstfolge sollte gegengesteuert werden. Raps hat sich hier als exzellente Vorfrucht bestätigt.

Im Projekt wurden zahlreiche wissenschaftlich wertvolle Erkenntnisse gewonnen, was sich auch bereits in hochwertigen Publikationen in wissenschaftlichen Fachzeitschriften ausdrückt. Besonders hervorzuheben sind hier auch die erzielten methodischen Fortschritte bei der Bestimmung der C-Vorratsänderung. Bisher verfügbare Methoden waren entweder extrem langwierig, sehr unsicher oder erlaubten keinen Vergleich von unterschiedlichen Managementmaßnahmen. Die Kopplung von modernen Eddy-Kovarianz-Messungen mit Haubenmessungen ermöglicht hier neue, erfolgversprechende Perspektiven für Studien zur Ermittlung der Humuswirkung von Feldfrüchten und Managementmaßnahmen.

Ebenfalls von hohem wissenschaftlichem Interesse sind die Erkenntnisse zu Lachgasemissionen aus den Ernteresten des Rapses. Die Ergebnisse der Isotopenstudien waren hier leider nicht eindeutig und teilweise unerwartet. Weitere Forschungsarbeiten zur Verbesserung und Validierung der Emissionsfaktoren für die Lachgasemission aus Ernteresiduen sind erforderlich, da hierzu nur eine begrenzte Datenbasis vorhanden ist.

Die vollständigen Projektergebnisse werden mit den Daten des FNR-geförderten Projekts „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ zusammengeführt und in einer Datenbank integriert. Diese Datenbank wird nach einer angemessenen Sperrfrist von 5 Jahren veröffentlicht werden und so für zukünftige Studien und Metaanalysen zur Verfügung stehen.

3. Erkenntnisse von Dritten

Das von der TU München bearbeitete DBU-Projekt „Optimierung des Stickstoffmanagements und Erhöhung der Ökoeffizienz bei Raps (Brassica napus L.) durch sensorgesteuerte teilflächenspezifische Stickstoffdüngung“ (https://www.dbu.de/projekt_30742/01_db_2409.html) hat weitere Optionen zur Minderung von Lachgasemissionen im Rapsanbau in einem Feldversuch getestet. Vorläufige Ergebnisse zeigen keinen Vorteil durch Zwischenfruchtanbau nach Raps im Vergleich zur üblichen Folgefrucht Winterweizen. Auch die alternative Folgefrucht Wintergerste führte zu keiner Reduktion der Emissionen.

Das in Großbritannien durchgeführte Projekt „Minimising nitrous oxide intensities of arable crop products (MIN-NO)“ (https://cereals.ahdb.org.uk/publications/2015/october/29/minimising-nitrous-oxide-intensities-of-arable-crop-products-(min-no).aspx) ermittelte für Großbritannien einen Emissionsfaktor für direkte Lachgasemissionen von 0,46 % des Dünger-N-Inputs. Auch die Emissionen aus Raps waren niedriger als 1 % des N-Inputs.

4. Veröffentlichungen aus dem Projekt

4.1. Peer-reviewed

Hegewald, H., Koblenz, B., Wensch-Dorendorf, M., Christen, O. (2016). Impacts of high intensity crop rotation and N management on oilseed rape productivity in Germany. Crop & Pasture Science 67: 439–449.

Hegewald, H., Koblenz, B., Wensch-Dorendorf, M., Christen, O. (2017). Yield, yield formation and blackleg disease of oilseed rape cultivated in high intensity crop rotations. Archives of Agronomy and Soil Science. *Published online*

Huth, V., Vaidya, S., Hoffmann, M., Jurisch, N., Günther, A., Gundlach, L., Hagemann, U., Elsgaard, L., Augustin, J. (under review) Divergent NEE balances from manual-chamber CO_2 fluxes linked to different measurement and gap-filling strategies: A source for uncertainty of estimated terrestrial C sources and sinks? Journal of Plant Nutrition and Soil Science.

Köbke, S., Senbayram, M., Pfeiffer, B., Dittert, K. (submitted) Post-harvest N_2O emissions related to plant residue incorporation (oilseed rape and barley straw) depends on soil NO_3^- content. Soil & Tillage Research.

Moffat, A.M., Huth, V., Augustin, J., Brümmer, C., Herbst, M., Kutsch, W.L. (in revision) Benefits of pairing plot and field scale in managed ecosystems: Using eddy covariance measurements to cross-validate carbon fluxes modeled from manual chamber campaigns. Agricultural and Forest Meteorology.

Pahlmann, I., Böttcher, U., Sieling, K., Kage, H. (2013) Possible impact of the Renewable Energy Directive on N fertilization intensity and yield of winter oilseed rape in different cropping systems, Biomass and Bioenergy 57: 168-179.

Ruser, R., Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez Quinones, T., Augustin, J., Christen, O., Dittert, K., Kage, H., Lewandowski, I., Prochnow, A., Stichnothe, H., Flessa, H. (submitted). Nitrous oxide emissions from winter oilseed rape cultivation. Agriculture, Ecosystems and Environment. *In review*

Walter, K., Don, A., Fuß, R., Kern, J., Drewer, J., Flessa, H. (2015). Direct nitrous oxide emissions from oilseed rape cropping – a meta-analysis. GCB Bioenergy 7: 1260-1271.

Weiser, C., Fuß, R., Kage, H., Flessa, H. (accepted). Do farmers in Germany exploit the potential yield and nitrogen benefits from preceding oilseed rape in winter wheat cultivation? Archives of Agronomy and Soil Science

4.2. Vorträge

Andres M., Fränzke M., Kreuter T., Augustin, J. (2015) Application technique and nitrification inhibitor effect Nitrogen gas emissions, N efficiencies and N budgets in case of energy maize cultivation fertilized with biogas residues in NE Germany. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 05.–10. September 2015, München.

Andres M., Fränzke M., Kreuter, T., Augustin J. (2014) Impact of the Application Technique on Nitrogen Gas Emissions and Nitrogen Budgets in Case of Energy Maize Fertilized with Biogas Residues. European Geosciences Union General Assembly, 27. April – 2. Mai, Wien Österreich.

Andres M., Huth V., Augustin J. (2015) Tillage methods influence greenhouse gas emissions and soil C/N stock changes in winter oilseed rape cultivation. Greenhouse Gas Emission from Oilseed rape Cropping and Mitigation Options, 4./5. März, Braunschweig.

Fuß, R. (2014). Minderung von THG-Emissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung. UFOP-Sitzung der Sektion Ölpflanzen, 30.01.2014, Berlin.

Fuß, R. (2015). Minderung von THG-Emissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung. UFOP-Sitzung der Sektion Ölpflanzen, 29.01.2015, Berlin.

Fuß, R. (2016). Treibhausgasemissionen im Rapsanbau. UFOP-Sitzung der Sektion Ölpflanzen, 11.02.2016, Berlin.

Fuß, R. (2017). Treibhausgasemissionen im Rapsanbau. UFOP-Sitzung der Sektion Ölpflanzen, 09.02.2017, Berlin.

Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K, Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez, T., Augustin, J., Christen, O., Dittert, K., Kage, H., Mühling, K., Pahlmann, I., Prochnow, A., Ruser, R., Stichnothe, H., Flessa, H. (2015). Treibhausgasemissionen im Rapsanbau, XIII. Gemeinsames Rapskolloquium, Landwirtschaftskammern Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, 07.12.2015, Rendsburg.

Fuß, R., Stichnothe, H. (2016). Yield-scaled N_2O emissions from oilseed rape bioenergy crop rotations. Ad-hoc-Sitzung von Copa-Cogeca, 13.04.2016, Brüssel

Hegewald H, Koblenz B, Wensch-Dorendorf M, Christen O. 2015. Einfluss der Anbauintensität und der Stickstoffdüngung auf die Produktivität von Winterraps im Mitteldeutschen Trockengebiet. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V.. 22-24 September 2015. Braunschweig, Deutschland. Mitteilungen der Gesellschaft der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Band 27:57–58.

Hegewald H, Koblenz B, Wensch-Dorendorf M, Christen O. 2016. Impact of high intensity oilseed rape cropping systems on yield, yield formation and blackleg disease (Leptosphaeria maculans). European Society of Agronomy Conference 2016. 5-9 September 2016. Edinburgh, Schottland, UK. Growing landscapes – Cultivating innovative agricultural systems. Session 11:11–12.

Hegewald H, Koblenz B, Wensch-Dorendorf M, Christen O. 2016. Ertrag, Ertragsbildung sowie Wurzelhals- und Stängelfäule (Leptosphaeria maculans) von Winterraps in Abhängigkeit von der Anbaukonzentration. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V.. 27-29

September 2015. Gießen, Deutschland. Mitteilungen der Gesellschaft der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Band 28:24–25.

Kage, H., Pahlmann, I. (2013) Potenziale zur Minderung der Treibhausgasemissionen im Rapsanbau, Vortrag auf dem 4. Symposium Energiepflanzen. Bunte Vielfalt auf dem Acker. 22./23.10.2013. Berlin.

Kage, H., Pahlmann, I. (2015) Minderung von THG-Emissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung, Vortrag auf der Agritechnica. 13.11.2015, Hannover

Kage, H., H. Stichnothe, R. Fuß, I. Pahlmann, M. Andres, H. Hegewald, K. Kesenheimer, S. Köbke, T. Räbiger, T. Suarez, J. Augustin, O. Christen, K. Dittert, A. Prochnow, R. Ruser, H. Flessa (2016) Klimagasbilanzen beim Anbau von Energiepflanzen: Bewertung, Messung und Optimierung. Vortrag auf der Sitzung des FNR-Fachbeirates am 1.6.2016 in Berlin.

Kage, H. (2016) Treibhausgasemissionen im Rapsanbau, Berechnung, Bewertung, Messung und N-Düngung, Vortrag auf den DLG-Feldtagen im Rahmen des FNR-Fachforums „(E)Mission Rapsanbau-Ausstoß von Treibhausgasen verringern durch angepasste N-Düngung“, 15.06.2016.

Kage, H., Knieß, A., Räbiger, T. Neukam, D. (2016) Greenhouse Gas Balances in Bioenergy Production Systems: Measurement, Simulation and Assessment. Vortrag auf der Jahrestagung der American Society of Agronomy, Phoenix, USA, 6.-9.11.2016.

Köbke, S., Kesenheimer, K., Räbiger, T., Andres, M., Hegewald, H., Suarez, T., Fuß, R. (2015): Yield-scaled N_2O emissions of oilseed rape bioenergy crop rotations in Germany; Internationaler Workshop “Greenhouse gas emission from oilseed rape cropping and mitigation options” in Braunschweig, Germany.

Köbke, S., Senbayram, M., Hegewald, H., Christen, O., Dittert, K. (2015): Post-harvest N_2O emissions in soils planted with oilseed rape were not affected by the quality of incorporated straw; European Geosciences Union General Assembly 2015 in Wien, Österreich. Reisekosten finanziert durch Göttingen International.

Moffat A.M., Herbst M., Huth V., Andres M., Augustin J. (2015) Impact of rapeseed cropping on the soil carbon balance. European Geosciences Union General Assembly, 12.–17. April, Wien, Österreich.

Moffat A.M., Huth V., Brümmer C., Herbst M., Andres M., Augustin, J. (2015) Einfluss von Raps auf den Bodenkohlenstoffhaushalt. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 05.–10. September, München.

Pahlmann, I., Kage, H. (2013): Optimierungspotentiale der Treibhausgasbilanzen im Winterrapsanbau. Vortrag im Getreideausschuss des DBV, Berlin, 30.10.2013.

Pahlmann, I., Kage, H. (2013): Optionen zur Berücksichtigung des Vorfruchtwertes von Winterraps im Rahmen der THG-Bilanzierung. Vortrag auf dem IFEU Workshop: „Berücksichtigung von Fruchtfolgen bei der Treibhausgasberechnung gemäß Biokraft/BioSt.-NachV“. Heidelberg, 06.11.2013.

Pahlmann, I., Kage, H. (2013): Auswertung vorhandener Versuchsdaten und Handlungsoptionen. Vortrag zum Projekttreffen in Braunschweig am 26.11.2013

Pahlmann, I., Böttcher, U., Sieling, K., Kage, H. (2013): Perspektiven zur Optimierung der Treibhausgasbilanzen im Rapsanbau. Vortrag auf dem gemeinsamen XII. Rapskolloquium Mecklenburg-Vorpommern / Schleswig-Holstein in Salem 28./29.11.2013.

Pahlmann, I., Kage, H. (2013): Optionen zur Berücksichtigung des Vorfruchtwertes von Winterraps im Rahmen der THG-Bilanzierung. Vortrag auf dem UFOP Ad-hoc -Workshop "THG-Minderung bei Raps" Berlin, 18.12.2013

Pahlmann, I., Kage, H. (2014): FNR/UFOP-Projektvorhaben „Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung“ - AP2: AG Kage. Vortrag auf der UFOP Fachausschuss-Sitzung. Berlin, 30.01.2014

Pahlmann, I., Räbiger, T., Sieling, K., Kage H. (2014): Hat der Anbau von Winterraps zur Biodieselproduktion eine Zukunft? Vortrag zur 64. öffentlichen Hochschultagung der Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Pahlmann, I., Kage, H. (2015): Evaluation of GHG emissions from Winter Oilseed Rape cropping systems: Why is it challenging to include preceding crop effects? Vortrag auf dem internationalen Workshop “Greenhouse Gas Emission from Oilseed Rape Cropping and Mitigation Options”. Braunschweig, 04./05.03.2015

Räbiger, T., Andres, M., Fuß, R., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Koebke, S., Suarez, T., Flessa, H., Kage, H. (2014): Quantifizierung direkter Lachgasemissionen einer typischen Rapsfruchtfolge. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 26, 36-37. (Vortrag auf der 57. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften; 16.-18.09.14 in Wien)

Räbiger, T., Andres, M., Fuß, R., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Koebke, S., Suarez, T., Fuß, R. (2015): Organic fertilization as a mitigation option: ammonia and nitrous oxide emissions. Vortrag auf dem internationalen Workshop “Greenhouse Gas Emission from Oilseed Rape Cropping and Mitigation Options”. Braunschweig, 04./05.03.2015

Räbiger, T., Böttcher, U., Kage, H. (2015): Indirect N_2O: Model-based quantification of N leaching and NH3 emissions in OSR fertilized with mineral and organic fertilizers. Vortrag beim 14th International Rapeseed Congress in Saskatoon, Kanada. (5.-9.07.2015)

Räbiger, T., Böttcher, U., Kage, H. (2015): Model-based quantification of indirect N_2O emissions in a crop rotation with biogas digestate-fertilized OSR. Vortrag bei der 16th International Conference Rural-Urban Symbiosis (RAMIRAN 2015) in Hamburg (8.-11.9.2015)

Räbiger, T., Böttcher, U., Kage, H. (2015): Modellgestützte Quantifizierung indirekter Lachgas-emissionen einer typischen Rapsfruchtfolge. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 27, 91-92. (Vortrag auf der 58. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 22. – 24.09.15 in Braunschweig)

Räbiger, T., Andres, M., Fuß, R., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Koepke, S., Suarez, T., Flessa, H., Kage, H. (2016): Greenhouse gas balance of German oilseed rape production – Nitrogen as a key factor for nitrous oxide field emissions. Session 11: 5-6. Vortrag auf dem 14. Kongress der European Society of Agronomy in Edinburgh (05-09.09.2016)

Räbiger, T., Böttcher, U., Kage, H. (2016): Modellgestützte Szenariorechnungen zur N-Auswaschung einer typischen Rapsfruchtfolge. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 28, 116-117. (Vortrag auf der 59. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 27. – 29.09.16 in Gießen)

Walter, K. (2015). Direct nitrous oxide emissions from oilseed rape cropping – a meta-analysis. International Workshop Greenhouse Gas Emission from Oilseed Rape Cropping and Mitigation Options, 04./05.03.2015, Braunschweig.

4.3. Poster

Andres M., Fränzke M., Kreuter T., Augustin J. (2015) Application technique and nitrification inhibitor effect Nitrogen gas emissions, N efficiencies and N budgets in case of energy maize cultivation fertilized with biogas residues in NE Germany. N_2ORA-ICOS Workshop, 10.–13. Mai, Göteborg, Schweden.

Andres M., Hagemann U., Augustin J. (2014) Nitrogen gas emissions and N budgets of energy maize fertilized with biogas residue. 18th N Workshop, 30. Juni – 3. Juli, Lisbon, Portugal.

Andres M., Hegewald H., Kesenheimer K., Köbke S., Räbiger T., Suárez Quiñones T., Fuß R. (2015) Low but variable nitrous oxide emissions from rapeseed: Results from a two-year field experiment at five sites in Germany. American Geophysical Union Joint Assembly, 3.–7. Mai, Montreal, Kanada.

Andres M., Huth V., Augustin, J. (2014) Influence of soil tillage system on CO_2, N_2O and CH_4 exchange, climate impact, and C/N budgets of winter oilseed rape in NE Germany. 8th International Symposium on Ecosystem Behaviour – BIOGEOMON, 13.–17. Juli, Bayreuth.

Andres M., Pohl M., Huth V., Hoffmann M., Augustin J. (2014) Austausch klimarelevanter Spurengase auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Nordostdeutschland. DLG-Feldtage, 17.–19. Juni, Bernburg (Saale).

Andres M., Pohl M., Huth V., Hoffmann M., Augustin J. (2014) Spurengasmessungen. DLG-Feldtage, 17.–19. Juni, Bernburg (Saale).

Andres M., Hegewald H., Kesenheimer K., Köbke S., Räbiger T., Suárez Quiñones T., Fuß R. (2016) N fertilizer type has small effect on direct N_2O emissions but strong influence on the total climate impact of rapeseed crop rotations. 19th N workshop, ne 27. Juni -29. Juni, Skara, Sweden

Fuß, R., Augustin, J., Christen, O., Dittert, K., Flessa, H., Heilmann, H., Kage, H., Kern, J., Kutsch, W., Mühling, K., Lewandowski, I., Prochnow, A., Ruser, R., Senbayram, M. (2013). Minderung von Treibhausgasemisionen im Rapsanbau – ein Verbundprojekt, DBG- Jahrestagung 2013, 07.-12. September 2013, Rostock.

Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez, T., Stichnothe, H., Flessa, H. (2014). Direct nitrous oxide emissions from rapeseed in Germany, Geophysical Research Abstracts, Vol. 16, EGU2014-14005, 2014, EGU General Assembly 2014, Wien

Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez-Quinones, T. (2015). Direkte Lachgasemissionen im Rapsanbau, DBG- Jahrestagung 2015, 05.-10. September 2015, München.

Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez, T., Walter, K., Stichnothe, H., Flessa, H. (2016). Nitrous oxide emissions from rapeseed cultivation in Germany. Geophysical Research Abstracts, Vol. 18, EGU2016-12163, 2016, EGU General Assembly 2016, Wien

Hegewald H, Christen O. 2015. Environmental impacts of high intensity oilseed rape cropping systems. 14th International Rapeseed Congress. 5-9 Juli 2015. Saskatoon, Kanada. Innovation for tomorrow – Abstracts. 469.

Hegewald H, Koblenz B, Wensch-Dorendorf M, Christen O. 2015. Umwelteinfluss von Winterraps in Abhängigkeit von der Anbauintensität in der Fruchtfolge und der N-Düngung. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V.. 22-24 September 2015. Braunschweig, Deutschland. Mitteilungen der Gesellschaft der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Band 27:57–58.

Huth V., Vaidya S., Hoffmann M., Jurisch N., Günther A., Gundlach L., Hagemann U., Elsgaard L., Augustin J. (2016) Towards a consistent approach of measuring and modelling CO_2 exchange with manual chambers. European Geosciences Union General Assembly, 17.–22. April, Wien, Österreich.

Kesenheimer, K., Pandeya, H., Buegger, F., Müller, T., Ruser, R. (2016) N_2O emissions after oilseed rape residue incorporation as affected by soil tillage. 19th Nitrogen Workshop, 27-29 Juni 2016, Skara, Schweden.

Kesenheimer, K., Pandeya, H., Buegger, F., Müller, T., Ruser, R. (2015) Einfluss von Rapsernterückständen und Bodenbearbeitung auf direkte N_2O-Emissionen. 5-10 September 2015 Jahrestagung der Deutschen Bodengesellschaft, München.

Kesenheimer, K., Müller, T., Ruser, R. (2014) Effect of N fertilizer form and nitrification inhibitor (DMPP, TZ-MP) on the N_2O emission from a soil cropped with oilseed rape. Plant Nutrition 2014 - From Basic Understanding to Better Crops, 10-12 September 2014, Halle.

Köbke, S., Senbayram, M., Dittert, K. (2014) Biochemical variations in plant residues (oilseed rape and barley straw) affect N_2O emissions and organic matter decomposition rate; 18th Nitrogen Workshop in Lisboa, Portugal.

Köbke, S., Senbayram, M., Hegewald, H., Christen, O., Dittert, K. (2014) Post-harvest N_2O emissions from oilseed rape fields do not differ from cereals; Internationale Konferenz der Deutsche Gesellschaft für Pflanzenernährung in Halle (Saale), Deutschland.

Köbke, S., Senbayram, M., Hegewald, H., Christen, O., Dittert, K. (2015) Straw-N-derived N_2O is a small share of post-harvest N_2O emissions – Experiments with oilseed rape & barley straw –NORA-ICOS-SITES Workshop "Gas flux measurements in terrestrial ecosystems - state of the art and emerging technologies" in Göteburg, Schweden.

Moffat A., Huth V., Augustin J., Brümmer C., Herbst M., Kutsch W. (2016) Combined chamber-tower approach: Using eddy covariance measurements to cross-validate carbon fluxes modeled from manual chamber campaigns. American Geophysical Union Fall Meeting, 12.–16. Dezember, San Francisco, USA.

Räbiger, T., Böttcher, U., Kage, H. (2016): NITRATE LEACHING IN OILSEED RAPE CROPPING SYSTEMS - A MODEL-BASED SCENARIO STUDY. Session 14: 23-24. Poster auf dem 14. Kongress der European Society of Agronomy in Edinburgh (05-09.09.2016)

IV. LITERATURVERZEICHNIS

Europäisches Parlament und Konzil, 2009. EU-Erneuerbare-Energien-Richtlinie. 2009/28/EC

Bundestag, 2009. Gesetz zur Änderung der Förderung von Biokraftstoffen. BGBl. 2009 I S. 1804

Bundesregierung, 2009, zuletzt geändert 2016. Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung - Biokraft-NachV). BGBl. 2009 I S. 3182 (2016 BGBl. I S. 590)

European Commission, 2010. European Commission Decision 2010/335/EU of 10 June 2010 on Guidelines for the Calculation of Land Carbon Stocks for the Purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC.

Alonso-Ayuso, M., Gabriel, J.L., Quemada, M., 2016. Nitrogen use efficiency and residual effect of fertilizers with nitrification inhibitors. European Journal of Agronomy 80, 1-8.

Ambus, P., 2005. Relationship Between Gross Nitrogen Cycling and Nitrous Oxide Emissionin Grass-clover Pasture. Nutr Cycl Agroecosyst 72, 189-199.

Andert, S., Bürger, J., Stein, S., Gerowitt, B., 2016. The influence of crop sequence on fungicide and herbicide use intensities in North German arable farming. European Journal of Agronomy 77, 81-89.

Angus, J.F., Kirkegaard, J.A., Hunt, J.R., Ryan, M.H., Ohlander, L., Peoples, M.B., 2015. Break crops and rotations for wheat. Crop and Pasture Science 66, 523-552.

Bach, M., Freibauer, A., Siebner, C., Flessa, H., 2011. The German Agricultural Soil Inventory: sampling design for a representative assessment of soil organic carbon stocks. Procedia Environmental Sciences 7, 323-328.

Baggs, E., Phillipot, L., 2010. Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide. In: Smith, K. (Ed.), Nitrous Oxide and Climate Change. Earthscan, London, pp. 4-35.

Baggs, E.M., Rees, R.M., Smith, K.A., Vinten, A.J.A., 2000. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. Soil Use and Management 16, 82-87.

Behrens, T., 2002. Stickstoffeffizienz von Winterraps (Brassica napus L.) in Abhängigkeit von der Sorte sowie einer in Menge, Zeit und Form variierten Stickstoffdüngung. Land- und Agrarwissenschaften. Universität Göttingen, Göttingen.

Biograce, 2015, BioGrace-I Excel tool - version 4d.xls. Align biofuel GHG emission calculations in Europe (BioGrace). Project funded by the Intelligent Energy Europe Programme. Version: 4d, Institute for Energy and Environmental Research (IFEU), http://www.biograce.net/content/ghgcalculationtools/recognisedtool/

Blackmer, A.M., Bremner, J.M., 1978. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N2O to N2 by soil microorganisms. Soil Biology and Biochemistry 10, 187-191.

Bourgeois, L., Entz, M.H., 1996. Influence of previous crop type on yield of spring wheat: Analysis of commercial field data. Canadian Journal of Plant Science 76, 457-459.

Bouwman, A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. Nutr Cycl Agroecosyst 46, 53-70.

Bouwman, L., Stehfest, E., van Kessel, C., 2010. Nitrous oxide emissions from the nitrogen cycle in arable agriculture: estimation and mitigation. In: Smith, K. (Ed.), Nitrous Oxide and Climate Change. Earthscan, London, pp. 85-106.

Brandão, M., Milà i Canals, L., Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. Biomass and Bioenergy 35, 2323-2336.

Bremner, J.M., 1997. Sources of nitrous oxide in soils. Nutr Cycl Agroecosyst 49, 7-16.

Brentrup, F., Pallière, C., 2008. Energy efficiency and greenhouse gas emissions in European fertilizer production and use. Fertilizers Europe.

Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S., 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368.

Butterbach-Bahl, K., Leible, L., Kälber, S., Kappler, G., Kiese, R., 2010. Treibhausgasbilanz nachwachsender Rohstoffe – eine wissenschaftliche Kurzdarstellung. KIT Scientific Reports. Karlsruher Institut für Technologie (KIT).

Chan, K.Y., Heenan, D.P., 1996. The influence of crop rotation on soil structure and soil physical properties under conventional tillage. Soil and Tillage Research 37, 113-125.

Chaves, B., De Neve, S., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Hofman, G., 2007. Manipulating Nitrogen Release from Nitrogen-Rich Crop Residues using Organic Wastes under Field Conditions. Soil Science Society of America Journal 71, 1240-1250.

Chen, G., Weil, R.R., 2010. Penetration of cover crop roots through compacted soils. Plant and Soil 331, 31-43.

Chen, H., Li, X., Hu, F., Shi, W., 2013. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. Global Change Biology 19, 2956-2964.

Cho, C.M., Sakdinan, L., 1978. MASS SPECTROMETRIC INVESTIGATION ON DENITRIFICATION. Canadian Journal of Soil Science 58, 443-457.

Christen, O., Friedt, W., 2011. Winterraps- Das Handbuch für Profis. DLGVerlag, Frankfurt am Main.

Christensen, B., Brentrup, F., Six, L., Pallière, C., Hoxha, A., 2014. Assessing the carbon footprint of fertilizers at production and full life cycle. International Fertiliser Society. International Fertiliser Society, London.

Corre, M.D., van Kessel, C., Pennock, D.J., 1996. Landscape and Seasonal Patterns of Nitrous Oxide Emissions in a Semiarid Region. Soil Science Society of America Journal 60, 1806-1815.

D'Haene, K., Van den Bossche, A., Vandenbruwane, J., De Neve, S., Gabriels, D., Hofman, G., 2008. The effect of reduced tillage on nitrous oxide emissions of silt loam soils. Biology and Fertility of Soils 45, 213.

Davidson, E.A., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, J.E., Whitman, W.B. (Eds.), Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes. Am. Soc. Microbiol., Washington, D.C., pp. 219-235.

Deutscher Wetterdienst, 2014. Wärmstes Jahr seit dem Beginn regelmäßiger Temperaturmessungen. DWD Pressestelle.

Diepenbrock, W., 2000. Yield analysis of winter oilseed rape (Brassica napus L.): a review. Field Crops Research 67, 35-49.

Diepenbrock, W., Elmer, F., Léon, J., 2005. Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung - Grundwissen Bachelor. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Dobbie, K.E., McTaggart, I.P., Smith, K.A., 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 104, 26891-26899.

Dobbie, K.E., Smith, K.A., 1996. Comparison of CH4 oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. Soil Biology and Biochemistry 28, 1357-1365.

Döhler, H., 2005. Faustzahlen für die Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.

Dörr, H., Katruff, L., Levin, I., 1993. Soil texture parameterization of the methane uptake in aerated soils. Chemosphere 26, 697-713.

Drastig, K., Kraatz, S., Libra, J., Prochnow, A., Hunstock, U., 2013. Implementation of hydrological processes and agricultural management options into the ATB-Modeling Database to improve the water productivity at farm scale. Agronomy Research 11, 31-38.

Drösler, M., 2005. Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, southern Germany. Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt Technische Universität München.

Edwards, R., Mulligan, D., Giuntoli, J., Agostini, A., Boulamanti, A., Koeble, R., Marelli, L., Moro, A., Padella, M., 2012. Assessing GHG default emissions from biofuels in EU legislation: Review of input database to calculate “Default GHG emissions”, following expert consultation 22-23 November 2011, Ispra (Italy) JRC Science for Policy Report Report EUR 25595 EN.

Edwards, R., O’Connell, A., Padella, M., Mulligan, D., Giuntoli, J., Agostini, A., Koeble, R., Moro, A., Marelli, L., 2016. Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation. JRC Science for Policy Report Report EUR 26853 EN.

Ehhalt, D., Prather, M., Dentener, F., Derwent, R., Dlugokencky, E., Holland, E., Isaksen, I., Katima, J., Kirchhoff, V., Matson, P., Midgley, P., Wang, M., Berntsen, T., Bey, I., Brasseur, G., Buja, L., Collins, W.J., Daniel, J., DeMore, W.B., Derek, N., Dickerson, R., Etheridge, D., Feichter, J., Fraser, P., Friedl, R., Fuglestvedt, J., Gauss, M., Grenfell, L., Grübler, A., Harris, N., Hauglustaine, D., Horowitz, L., Jackman, C., Jacob, D., Jaeglé, L., Jain, A., Kanakidou, M., Karlsdottir, S., Ko, M., Kurylo, M., Lawrence, M., Logan, J.A., Manning, M., Mauzerall, D., McConnell, J., Mickley, L., Montzka, S., Müller, J.F., Olivier, J., Pickering, K., Pitari, G., Roelofs, G.J., Rogers, H., Rognerud, B., Smith, S., Solomon, S., Staehelin, J., Steele, P., Stevenson, D., Sundet, J., Thompson, A., Weele, M.v., Kuhlmann, R.v., Wang, Y., Weisenstein, D., Wigley, T., Wild, O., Wuebbles, D., Yantosca, R., 2001. Atmospheric Chemistry and Greenhouse Gases. In: Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., Linden, P.J.v.d., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Eds.), Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

FAO, 2016, FAOSTAT Country Profiles: Germany. http://www.fao.org/faostat/en/#country/79

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P., 2008. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. Science 319, 1235-1238.

Flessa, H., 2001. Steuerung der N2O und CH4 Spurengasflüsse aus oder in Böden durch Standort- und Nutzungsfaktoren. Universität Göttingen.

Flessa, H., Beese, F., 1995. Effects of Sugarbeet Residues on Soil Redox Potential and Nitrous Oxide Emission. Soil Sci. Soc. Am. J. 59, 1044-1051.

Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., 1995. Seasonal variation of N2O and CH4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 100, 23115-23124.

Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., 1995. Seasonal variation of N2O and CH4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. J. Geophys. Res. 100, 23115-23124.

Gauder, M., Billen, N., Zikeli, S., Laub, M., Graeff-Hönninger, S., Claupein, W., 2016. Soil carbon stocks in different bioenergy cropping systems including subsoil. Soil and Tillage Research 155, 308-317.

Giuntoli, J., Agostini, A., Edwards, R., Marelli, L., 2015. Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions. JRC Science for Policy Report Report EUR 27215 EN.

Granli, T., Bøckman, O.C., 1994. Nitrous oxide from agriculture. Norwegian Journal of Agricultural Science Supplement 12, 128ff.

Hagemann, U., Augustin, J., Prescher, A.-K., Kage, H., Glatzel, S., Jurasinski, G., Mühling, K.-H., Stichnothe, H., Drösler, M., Bethwell, C., Knieß, A., Neukam, D., 2016. Schlussbericht zum Verbundvorhaben: Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten

Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas.

Harker, K.N., O'Donovan, J.T., Turkington, T.K., Blackshaw, R.E., Lupwayi, N.Z., Smith, E.G., Johnson, E.N., Gan, Y., Kutcher, H.R., Dosdall, L.M., Peng, G., 2014. Canola rotation frequency impacts canola yield and associated pest species. Canadian Journal of Plant Science 95, 9-20.

Harrison, R.M., Yamulki, S., Goulding, K.W.T., Webster, C.P., 1995. Effect of fertilizer application on NO and N2O fluxes from agricultural fields. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 100, 25923-25931.

Hennecke, A.M., Faist, M., Reinhardt, J., Junquera, V., Neeft, J., Fehrenbach, H., 2013. Biofuel greenhouse gas calculations under the European Renewable Energy Directive – A comparison of the BioGrace tool vs. the tool of the Roundtable on Sustainable Biofuels. Applied Energy 102, 55-62.

Hillier, J., Whittaker, C., Dailey, G., Aylott, M., Casella, E., Richter, G.M., Riche, A., Murphy, R., Taylor, G., Smith, P., 2009. Greenhouse gas emissions from four bioenergy crops in England and Wales: Integrating spatial estimates of yield and soil carbon balance in life cycle analyses. GCB Bioenergy 1, 267-281.

Hoffmann, M., Jurisch, N., Albiac Borraz, E., Hagemann, U., Drösler, M., Sommer, M., Augustin, J., 2015. Automated modeling of ecosystem CO2 fluxes based on periodic closed chamber measurements: A standardized conceptual and practical approach. Agricultural and Forest Meteorology 200, 30-45.

Honaker, J., King, G., Blackwell, M., 2011. Amelia II: A Program for Missing Data. Journal of Statistical Software 45, 1-47.

Huber, P.J., 1981. Robust Statistics. Wiley.

Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 2001. Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. European Journal of Soil Science 52, 675-682.

Hutchinson, G.L., Mosier, A.R., 1981. Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes. Soil Sci. Soc. Am. J. 45, 311-316.

Hütsch, B.W., Webster, C.P., Powlson, D.S., 1994. Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. Soil Biology and Biochemistry 26, 1613-1622.

Johnson, J.M.F., Reicosky, D.C., Allmaras, R.R., Sauer, T.J., Venterea, R.T., Dell, C.J., 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. Soil and Tillage Research 83, 73-94.

Jones, S.K., Rees, R.M., Skiba, U.M., Ball, B.C., 2007. Influence of organic and mineral N fertiliser on N2O fluxes from a temperate grassland. Agriculture, Ecosystems & Environment 121, 74-83.

Jungkunst, H.F., Freibauer, A., Neufeldt, H., Bareth, G., 2006. Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany— a synthesis of available annual field data. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169, 341-351.

Kage, H., Stützel, H., 1999. HUME: an object oriented component library for generic modular modelling of dynamic systems. In: Donatelli, C.S.M., Villalobos, F., Villar, J.M. (Eds.), Modelling Cropping Systems. ESA conference, Lleida, pp. 299-300.

Kaiser, E.-A., Ruser, R., 2000. Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany — An evaluation of six long-term field experiments. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163, 249-259.

Kaiser, E.A., Kohrs, K., Kücke, M., Schnug, E., Heinemeyer, O., Munch, J.C., 1998. Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. Soil Biology and Biochemistry 30, 1553-1563.

Kammann, C., Grünhage, L., Müller, C., Jacobi, S., Jäger, H.-J., 1998. Seasonal variability and mitigation options for N2O emissions from differently managed grasslands. Environmental Pollution 102, 179-186.

Kasimir Klemedtsson, Å., Smith, K.A., 2011. The significance of nitrous oxide emission due to cropping of grain for biofuel production: a Swedish perspective. Biogeosciences 8, 3581-3591.

Kawakami, E.M., Oosterhuis, D.M., Snider, J.L., Mozaffari, M., 2012. Physiological and yield responses of field-grown cotton to application of urea with the urease inhibitor NBPT and the nitrification inhibitor DCD. European Journal of Agronomy 43, 147-154.

Kim, D.-G., Saggar, S., Roudier, P., 2012. The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: a meta-analysis. Nutr Cycl Agroecosyst 93, 51-64.

Kirkegaard, J., Christen, O., Krupinsky, J., Layzell, D., 2008. Break crop benefits in temperate wheat production. Field Crops Research 107, 185-195.

Köble, R., 2014. The Global Nitrous Oxide Calculator – GNOC – Online Tool Manual (Version 1.2.4). JRC Technical Reports.

Körschens, M., Rogasik, J., Schulz, E., Böning, H., Eich, D., Ellerbrock, R., Franko, U., Hülsbergen, K.-J., Köppen, D., Kolbe, H., Leithold, G., Merbach, I., Peschke, H., Prystav, W., Reinhold, J., Zimmer, J., Ebertseder, T., Gutser, R., Heyn, J., Sauerbeck, D., 2004, Humusbilanzierung: Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland.

Körschens, M., Weigel, A., Schulz, E., 1998. Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances — tools for evaluating sustainable productivity of soils. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 161, 409-424.

Kutcher, H.R., Brandt, S.A., Smith, E.G., Ulrich, D., Malhi, S.S., Johnston, A.M., 2013. Blackleg disease of canola mitigated by resistant cultivars and four-year crop rotations in western Canada. Canadian Journal of Plant Pathology 35, 209-221.

Ladha, J.K., Pathak, H., J. Krupnik, T., Six, J., van Kessel, C., 2005. Efficiency of Fertilizer Nitrogen in Cereal Production: Retrospects and Prospects. Advances in Agronomy. Academic Press, pp. 85-156.

Laville, P., Lehuger, S., Loubet, B., Chaumartin, F., Cellier, P., 2011. Effect of management, climate and soil conditions on N2O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. Agricultural and Forest Meteorology 151, 228-240.

Lebender, U., Senbayram, M., Lammel, J., Kuhlmann, H., 2014. Effect of mineral nitrogen fertilizer forms on N2O emissions from arable soils in winter wheat production. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 177, 722-732.

Leidel, S., Augustin, J., Köppen, D., Merbach, W., 2000. Einfluss Unterschiedlicher Organisch-Mineralischer N-Düngung auf die Lachgas- und Methanemission eines ackerbaulich genutzten standortes Norddeutschlands. Archives of Agronomy and Soil Science 45, 453-469.

Leip, A., Busto, M., Winiwarter, W., 2011. Developing spatially stratified N2O emission factors for Europe. Environmental Pollution 159, 3223-3232.

LfL, 2013. Eiweißfuttermittel in der Rinderfütterung. LfL-Information. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising.

Lickfett, T., Behrens, T., Ulas, A., Horst, W.J., Wiesler, F., 2001. Lösen N-effizientere Genotypen kurzfristig das Nitratproblem nach Raps? VDLUFA-Schriftenreihe 57, 144.

Livesley, S.J., Kiese, R., Graham, J., Weston, C.J., Butterbach-Bahl, K., Arndt, S.K., 2008. Trace gas flux and the influence of short-term soil water and temperature dynamics in Australian sheep grazed pastures of differing productivity. Plant and Soil 309, 89.

MacKenzie, A.F., Fan, M.X., Cadrin, F., 1997. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization. Canadian Journal of Soil Science 77, 145-152.

Majer, S., Oehmichen, K., 2010. Mögliche Ansätze zur Optimierung der THG-Bilanz von Biodiesel aus Raps. Deutsches BiomasseForschungsZentrum (DBFZ).

Malagoli, P., Laine, P., Rossato, L., Ourry, A., 2005. Dynamics of Nitrogen Uptake and Mobilization in Field-grown Winter Oilseed Rape (Brassica napus) from Stem Extension to HarvestI. Global N Flows between Vegetative and Reproductive Tissues in Relation to Leaf Fall and their Residual N. Annals of Botany 95, 853-861.

Malça, J., Freire, F., 2011. Life-cycle studies of biodiesel in Europe: A review addressing the variability of results and modeling issues. Renewable and Sustainable Energy Reviews 15, 338-351.

McEwen, J., Darby, R.J., Hewitt, M.V., Yeoman, D.P., 1990. Effects of field beans, fallow, lupins, oats, oilseed rape, peas, ryegrass, sunflowers and wheat on nitrogen residues in the soil and on the growth of a subsequent wheat crop. The Journal of Agricultural Science 115, 209-219.

Moodie, M., 2012. Production and environmental impacts of broad leaved break crops in the Mallee. Mallee Catchment Management Authority, Mildura, Autralia.

Mosier, A.R., Parton, W.J., Hutchinson, G.L., 1983. Modelling Nitrous Oxide Evolution from Cropped and Native Soils. Ecological Bulletins, 229-241.

Ni, K., Pacholski, A., Gericke, D., Kage, H., 2012. Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175, 253-264.

Novoa, R.S.A., Tejeda, H.R., 2006. Evaluation of the N2O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. Nutr Cycl Agroecosyst 75, 29-46.

Pacholski, A., Cai, G., Nieder, R., Richter, J., Fan, X., Zhu, Z., Roelcke, M., 2006. Calibration of a simple method for determining ammonia volatilization in the field – comparative measurements in Henan Province, China. Nutr Cycl Agroecosyst 74, 259-273.

Pahlmann, I., Böttcher, U., Sieling, K., Kage, H., 2013. Possible impact of the Renewable Energy Directive on N fertilization intensity and yield of winter oilseed rape in different cropping systems. Biomass and Bioenergy 57, 168-179.

Paustian, K., Ravindranath, N.H., van Amstel, A., 2006. Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Japan.

Pedersen, A.R., Petersen, S.O., Schelde, K., 2010. A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. European Journal of Soil Science 61, 888-902.

Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Rieux, C., Vanasse, A., 2012. Nitrous Oxide Emissions Respond Differently to Mineral and Organic Nitrogen Sources in Contrasting Soil Types. Journal of Environmental Quality 41, 427-435.

Pfab, H., Palmer, I., Buegger, F., Fiedler, S., Müller, T., Ruser, R., 2012. Influence of a nitrification inhibitor and of placed N-fertilization on N2O fluxes from a vegetable cropped loamy soil. Agriculture, Ecosystems & Environment 150, 91-101.

Rathke, G.W., Behrens, T., Diepenbrock, W., 2006. Integrated nitrogen management strategies to improve seed yield, oil content and nitrogen efficiency of winter oilseed rape (Brassica napus L.): A review. Agriculture, Ecosystems & Environment 117, 80-108.

Ratjen, A.M., Kage, H., 2015. Forecasting yield via reference- and scenario calculations. Computers and Electronics in Agriculture 114, 212-220.

Reeves, S., Wang, W., 2015. Optimum sampling time and frequency for measuring N2O emissions from a rain-fed cereal cropping system. Science of The Total Environment 530–531, 219-226.

Riemer, D., Heilmann, H., 2016. Schlussbericht zum Vorhaben Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung, Arbeitspaket 4: Ökonomische Bewertung von THG-Minderungsoptionen.

Röver, M., Heinemeyer, O., Kaiser, E.-A., 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. Soil Biology and Biochemistry 30, 1859-1865.

Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Beese, F., Munch, J.C., 2001. Effect of crop-specific field management and N fertilization on N2O emissions from a fine-loamy soil. Nutr Cycl Agroecosyst 59, 177-191.

Ruser, R., Schulz, R., 2015. The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N2O) release from agricultural soils—a review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 178, 171-188.

Schaufler, G., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Skiba, U., Sutton, M.A., Zechmeister-Boltenstern, S., 2010. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. European Journal of Soil Science 61, 683-696.

Schindlbacher, A., Zechmeister-Boltenstern, S., Butterbach-Bahl, K., 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO2, and N2O emissions from European forest soils. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 109, n/a-n/a.

Schjoerring, J.K., Bock, J.G.H., Gammelvind, L., Jensen, C.R., Mogensen, V.O., 1995. Nitrogen incorporation and remobilization in different shoot components of field-grown winter oilseed rape (Brassica napus L.) as affected by rate of nitrogen application and irrigation. Plant and Soil 177, 255-264.

Schmädeke, F., 1998. Lachgas- und Methanflüsse eines Gley-Auenbodens unter dem Einfluss einer Rapsfruchtfolge und in Abhängigkeit von der N-Düngung. Fakultät für Agrarwissenschaften. Georg-August-Universität Göttingen.

Schönhammer, A., Fischbeck, G., 1987. Untersuchungen an getreidereichen Fruchtfolgen und Getreidemonokulturen. I. Die Differenzierung der Ertragsleistung und deren Struktur im Verlauf von 15 Versuchsjahren. Bayr. Landw. Jahrbuch 64, 175-191.

Schrumpf, M., Schulze, E.D., Kaiser, K., Schumacher, J., 2011. How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? Biogeosciences 8, 1193-1212.

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. Science 319, 1238-1240.

Sehy, U., Ruser, R., Munch, J.C., 2003. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. Agriculture, Ecosystems & Environment 99, 97-111.

Shrestha, B.M., McConkey, B.G., Smith, W.N., Desjardins, R.L., Campbell, C.A., Grant, B.B., Miller, P.R., 2013. Effects of crop rotation, crop type and tillage on soil organic carbon in a semiarid climate. Canadian Journal of Soil Science 93, 137-146.

Sieling, K., Christen, O., 2015. Crop rotation effects on yield of oilseed rape, wheat and barley and residual effects on the subsequent wheat. Archives of Agronomy and Soil Science 61, 1531-1549.

Sieling, K., Christen, O., Nemati, B., Hanus, H., 1997. Effects of previous cropping on seed yield and yield components of oil-seed rape (Brassica napus L.). European Journal of Agronomy 6, 215-223.

Sieling, K., Kage, H., 2010. Efficient N management using winter oilseed rape. A review. Agronomy for Sustainable Development 30, 271-279.

Sieling, K., Stahl, C., Winkelmann, C., Christen, O., 2005. Growth and yield of winter wheat in the first 3 years of a monoculture under varying N fertilization in NW Germany. European Journal of Agronomy 22, 71-84.

Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J., Rey, A., 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. European Journal of Soil Science 54, 779-791.

Smith, K.A., McTaggart, I.P., Dobbie, K.E., Conen, F., 1998. Emissions of N2O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. Nutr Cycl Agroecosyst 52, 123-130.

Smith, P., Lanigan, G., Kutsch, W.L., Buchmann, N., Eugster, W., Aubinet, M., Ceschia, E., Béziat, P., Yeluripati, J.B., Osborne, B., Moors, E.J., Brut, A., Wattenbach, M., Saunders, M., Jones, M., 2010. Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 302-315.

Soares, J.R., Cantarella, H., Menegale, M.L.d.C., 2012. Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. Soil Biology and Biochemistry 52, 82-89.

St. Luce, M., Grant, C.A., Ziadi, N., Zebarth, B.J., O'Donovan, J.T., Blackshaw, R.E., Harker, K.N., Johnson, E.N., Gan, Y., Lafond, G.P., May, W.E., Malhi, S.S., Turkington, T.K., Lupwayi, N.Z., McLaren, D.L., 2016. Preceding crops and nitrogen fertilization influence soil nitrogen cycling in no-till canola and wheat cropping systems. Field Crops Research 191, 20-32.

Stehfest, E., Bouwman, L., 2006. N2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. Nutr Cycl Agroecosyst 74, 207-228.

Steinmann, H.-H., Dobers, E.S., 2013. Spatio-temporal analysis of crop rotations and crop sequence patterns in Northern Germany: potential implications on plant health and crop protection. Journal of Plant Diseases and Protection 120, 85-94.

Stobart, R.M., 2011. The impact of close rotation systems on the performance of oilseed rape. Aspects of Applied Biology, 209-212.

Stobart, R.M., 2012. Oilseed rape: the impact of rotational intensity on crop performance. Aspects of Applied Biology, 145-150.

Tonini, D., Astrup, T., 2012. LCA of biomass-based energy systems: A case study for Denmark. Applied Energy 99, 234-246.

Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Line`res, M., Che`neby, D., Nicolardot, B., 2000. Biochemical Quality of Crop Residues and Carbon and Nitrogen Mineralization Kinetics under Nonlimiting Nitrogen Conditions. 64, 918-926.

Ukaew, S., Beck, E., Archer, D.W., Shonnard, D.R., 2015. Estimation of soil carbon change from rotation cropping of rapeseed with wheat in the hydrotreated renewable jet life cycle. The International Journal of Life Cycle Assessment 20, 608-622.

Van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Oenema, O., Van Groenigen, 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.

Venterea, R.T., Burger, M., Spokas, K.A., 2005. Nitrogen Oxide and Methane Emissions under Varying Tillage and Fertilizer Management. Journal of Environmental Quality 34, 1467-1477.

Walter, K., Don, A., Fuß, R., Kern, J., Drewer, J., Flessa, H., 2015. Direct nitrous oxide emissions from oilseed rape cropping – a meta-analysis. GCB Bioenergy 7, 1260-1271.

WCC/RCC, 2009, Procedures of the Western Canada Canola/Rapeseed Recommending Committee for the evaluation and recommendation for registration of canola/rapeseed candidate cultivars in Western Canada.

Well, R., Butterbach-Bahl, K., 2010. Indirect emission of nitrous oxide from nitrogen deposition and leaching of agricultural nitrogen. In: Smith, K. (Ed.), Nitrous Oxide and Climate Change. Earthscan, London, pp. 162-209.

Weymann, W., 2015. Model-based analysis of weather, soil and management effects on yield formation of winter oilseed rape. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Whalen, S.C., 2005. Biogeochemistry of Methane Exchange between Natural Wetlands and the Atmosphere. Environmental Engineering Science 22, 73-94.

Whalen, S.C., Reeburgh, W.S., 1996. Moisture and temperature sensitivity of CH4 oxidation in boreal soils. Soil Biology and Biochemistry 28, 1271-1281.

V. ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Raps ist die bedeutendste Ölfrucht in Deutschland. Rapssamen wird überwiegend zu Biodiesel verarbeitet. 6

Abbildung 2: Treibhausgasbilanz für die Prozesse der Rapsproduktion auf der Grundlage der EU-RED (Majer und Oehmichen, 2010). 10

Abbildung 3: Lage der Feldversuche. Hohenschulen (Universität Kiel), Dedelow (ZALF), Berge (Bornim, ATB), Merbitz (MLU Halle-Wittenberg), Ihinger Hof (Universität Hohenheim). 12

Abbildung 4: Randomisierte Blockanlage mit Winterraps, Winterweizen, Wintergerste in 9 (Raps-) Düngevarianten am Standort Hohenschulen. 13

Abbildung 5: Messhaube bei der Messung zwischen den Rapsreihen (links) und mit Zwischenrahmen im Gerstenbestand (rechts). 15

Abbildung 6: Eddy-Kovarianzanlage im Raps am Standort Dedelow. 16

Abbildung 7: Bestimmung von Ammoniakemissionen mittel Drägerröhrchenmethode am Standort Kiel. 17

Abbildung 8: Jahressummen der Lachgasemissionen aus Winterraps in Abhängigkeit der Stichstoffdüngung (Walter *et al.*, 2015). Die schwarze Kurve zeigt den mittleren, standort- und jahresunabhängigen Zusammenhang. Farbige Kurven zeigen (links) die Standort- und (rechts) die Jahresvariation. 19

Abbildung 9: Jahressummen der Lachgasemissionen auf den 5 Messstandorten in den drei Messjahren in Abhängigkeit von der Mineraldüngung. Farbige Linien zeigen die vom Modell (kalibriert an den gezeigten Daten und den Daten der Metastudie) berechnete Emission für den jeweiligen Standort im jeweiligen Jahr. Die gestrichelten schwarzen Linien geben die mittlere, standortunabhängige Emission für das jeweilige Jahr an. 20

Abbildung 10: Vergleich der modellierten Emissionsfaktoren bei 200 kg Stickstoffdüngung. Die Variabilität der Feldversuche im Projekt entspricht etwa der Variabilität der zuvor publizierten Studien. Grau hinterlegt ist das 95 % -Konfidenzintervall des neuen rapsspezifischen Emissionsfaktors für direkte N_2O-Emissionen. 21

Abbildung 11: N-Aufnahme im Spross (Nshoot) bei Winterraps [g N m^{-2}]. (ATB-Berge; DED: Dedelow; HS: Hohenschulen; IH: Hohenheim; ME: Merbitz). 23

Abbildung 12: Volumetrischer Wassergehalt im Bodenhorizont 0-30 cm. (ATB-Berge; DED: Dedelow; HS: Hohenschulen; IH: Hohenheim; ME: Merbitz). 23

Abbildung 13: Simulation der N-Auswaschung für Hohenschulen im Rapsanbaujahr 2014. 25

Abbildung 14: N-Auswaschungsniveau im Bilanzierungszeitraum 01.04. – 31.03. als Ergebnis der mehrjährigen Simulationsstudie. 26

Abbildung 15: Einfluss der N-Menge und Düngerform auf N-Auswaschung und N-Aufnahme. Durchgezogene Linie = Median; farbige Fläche = Quartilabstand, gepunktete Linie = Min. & Max. 27

Abbildung 16: Ertragsfunktionen von Winterweizen angebaut nach Winterraps („Rapsweizen“, blau), nach Winterweizen („Stoppelweizen“, rot) und nach zweimaligem vorhergehenden Weizenanbau („3. Weizen“, violett). Ertragsfunktionen entnommen aus Sieling *et al.* (2005)..... 29

Abbildung 17: Beobachteter Ertrag von Winterweizen nach Winterraps und Getreide (oben) und modellierter Vorfruchteffekt auf den Ertrag von Weizen nach Winterraps im Vergleich zu Weizen nach Getreide (unten) aggregiert auf Bundeslandebene, Vorfruchteffekte über Null repräsentieren Mehrerträge und Fehlerbalken zeigen das 95 % Konfidenzintervall, Zahlen zeigen die Anzahl der zugrundliegenden Datenpunkte auf Basis der BEE-Daten (2001-2015)..... 32

Abbildung 18: Beobachteter Ertrag von Winterweizen nach Winterraps und Getreide (oben) und modellierter Vorfruchteffekt auf den Ertrag von Winterweizen nach Winterraps im Vergleich zu Winterweizen nach Getreide (unten) aggregiert auf Bundeslandebene, Vorfruchteffekte über Null repräsentieren Mehrerträge und Fehlerbalken zeigen das 95 % Konfidenzintervall, Zahlen zeigen die Anzahl der zugrundliegenden Datenpunkte auf Basis der BZE-Daten (2001-2015)..... 33

Abbildung 19: Beobachtete Stickstoffdüngung [kg N MDÄ ha-1] von Winterweizen nach Winterraps und Getreide (oben) und modellierter Vorfruchteffekt auf die Stickstoffdüngung von Winterweizen nach Winterraps im Vergleich zu Winterweizen nach Getreide (unten) aggregiert auf Bundeslandebene, Vorfruchteffekte unter null repräsentieren Stickstoffeinsparungen und Fehlerbalken zeigen das 95 % Konfidenzintervall, Zahlen zeigen die Anzahl der zugrundliegenden Datenpunkte auf Basis der BZE-Daten (2001-2015)..... 34

Abbildung 20: N_2O-Emissionen in den Fruchtfolgen an den Versuchsstandorten in den Jahren 2013, 2014 und 2015. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert jeder Kultur (n=4). Düngegaben in den Kulturen stellen die gepunkteten Linien und Bodenbearbeitung die gestrichelte Linie dar. Eingezeichnet ist auch die Ackerbrache der Ernteperiode im jeweiligen Jahr (pinke Linie). In sehr vielen Fällen sind die Fehlerbalken kleiner als die für die Mittelwerte verwendeten Symbole. Zu beachten sind die unterschiedlichen Achsenskalierungen. 38

Abbildung 21: Kumulative N2O-Emissionen in den Kulturen Raps, Weizen und Gerste von Aussaat bis Ernte und die kumulativen Nachernte-N2O-Emissionen auf den Versuchsstandorten in den Jahren 2013, 2014 und 2015. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert von jeder Kultur (n=4)..... 39

Abbildung 22: Befallshäufigkeit und Befallsschwere der Wurzelhals- und Stängelfäule an Winterraps in Abhängigkeit von der Vorfruchtkombination am Standort Etzdorf (2015 – 2016). Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vorfruchtkombinationen ($P \leq 0,05$)..... 44

Abbildung 23: Ertragsfunktion von Winterraps in einer Raps nach Leguminosen Vorfrucht (links) und in einer Raps-Weizen-Gerste Fruchtfolge (rechts). (Pahlmann *et al.* 2013)..... 45

Abbildung 24: N_2O-Flüsse (Mittelwert ± Standardfehler, n = 4) bei Pflug (CT) bzw. bei reduzierter Bodenbearbeitung (RT) jeweils mit (+ER) bzw. ohne (-ER) Ernterückstände (A), BB = Bodenbearbeitung, sowie Tagesniederschlag, mittlere Lufttemperatur (2 m Höhe) sowie Bodenfeuchte (wassergefülltes Porenvolumen: WFPS) (B). 47

Abbildung 25: Mittlere kumulative N_2O-Emissionen (±Standardfehler), sowie Anteile der Ernterückstände an der Gesamtemission. CT: Pflugbearbeitung, RT: Reduzierte Bodenbearbeitung, ER: Ernteresiduen.....48

Abbildung 26: Kumulative N_2O-Emissionen aus Böden nach Einarbeitung von Raps- und Gerstenstroh (RST, GST) ohne (a) und mit (b) Stickstoffgabe (RST+N, GST+N; 67.5 mg KAS-N kg-1 Boden äquiv. zu 100 kg N ha^{-1}) kumulativ über 43 Tage (grau) sowie kumulative gerstenstrohbürtige, ^{15}N-markierte und kumulative Gerstenstroh-N_2O-Emissionen (weiß/schraffiert; GST, GST+N) über 22 Tage im Inkubationsversuch (CK: unbehandelter Kontrollboden). Fehlerbalken zeigen den Standardfehler für jede Behandlung (n=3). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p<0.05$) zwischen den Behandlungen. Besonders auffällig ist die ausgeprägte Emissionssteigerung infolge der Verwendung einer zusätzlichen Stickstoffdüngung in Höhe von 100 kg N ha^{-1} (b), die die Relevanz der Mineral-N-Verfügbarkeit belegt, so aber wohl gemerkt nicht der ackerbaulichen Praxis entspricht...50

Abbildung 27: Kumulative N_2O-Emissionen und kumulative Rapsstroh-N-bürtige N_2O-Emissionen (^{15}N) von Böden nach Einarbeitung von Rapsstroh mit hohem (RST-5), mittlerem (RST-120) und niedrigem (RST-180) C/N-Verhältnis vom Standort Merbitz bei Halle in dem Zeitraum Ende August 2013 bis einschl. Februar 2014 (Mittelwert und Standardfehler, n=4). Dunkle Balkenanteile mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant von einander. 51

Abbildung 28: Versuchsdesign in teilweise randomisierter, mehrfaktorielle Split-Plot-Anlage. Großparzellen (schwarz umrandet) zeigen die voll randomisierten Düngestufen 0 kg N ha^{-1}, 90 kg N ha^{-1} und 180 kg N ha^{-1} während des Winterrapswachstums und die Unterparzellen (gestrichelt) mit den Strohvarianten ohne Stroheinarbeitung (-Str) und Einarbeitung von Rapsstroh (StN0, StN90 und StN180), wobei aufgrund vom verfahrenstechnischen Ablauf die Anordnung der strohlosen Variante rechts ist. Blau umrandet sind die Parzellen, die im weiteren Verlauf mit Ergebnissen (-Str, +Str) dargestellt werden. 52

Abbildung 29: Vergleich zwischen gemessenen CO_2-Austauschflüssen an Kampagnentagen mit Hauben (grün) und Eddy-Kovarianz (blau) während der beiden Anbauperioden 2012/13 (Winterraps) und 2013/14 (Winterweizen).....54

Abbildung 30: Vergleich CO_2-Tagesflüsse modelliert aus den Haubenmesskampagnen (grün) und gemessen mit Eddy-Kovarianz (blau) für die Anbauperioden 2012/2013 (Winterraps) und 2013/2014 (Winterweizen). Vertikale Linien markieren die Kampagnentage der Haubenmessungen (grau), die Erntetermine (orange) und die Aussaat des Winterweizens (rot).....55

Abbildung 31: CO_2-Flusskurven der Düngevarianten mineralisch (A, Min) und organisch (B, Org) in den Rapsparzellen N4 und N6 über die drei klimatischen Jahre (01.01.2013 bis 31.12.2015). Positive graue Balken kennzeichnen die auf Tagesbasis modellierte Ökosystematmung (CO_2-Abgabe), negative graue Balken kennzeichnen die auf Tagesbasis modellierte Bruttoprimärproduktion (CO_2-Aufnahme). Schwarze Balken kennzeichnen den aus beiden Flussgrößen resultierenden Netto-CO_2-Austausch (alles in g C m^{-2} d^{-1}). Vertikale gestrichelte Linien zeigen den Zeitpunkt der Aussaat des Rapses (jeweils an einem neuen Standort). 56

Abbildung 32: Boxplots zu den jährlichen Netto-CO_2-Bilanzen (summarischer Netto-CO_2-Austausch, NEE, links) und den jährlichen Veränderungen in den Vorräten an organischem Bodenkohlenstoff (C-Bilanz, rechts, Werte aus Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.) in g C m^{-2} a^{-1} für die mineralische Variante (Min) und die organischen Variante (Org) über die drei klimatischen Jahre

2013–2015. Negative Werte bedeuten CO_2- bzw. C-Akkumulation im Boden (Senkenfunktion), positive Werte bedeuten CO_2- bzw. C-Verluste für den Boden (Quellenfunktion)..... 57

Abbildung 33: Herstellungspfad von Biodiesel aus Raps (Rapsmethylester, RME)..... 60

Abbildung 34: Anteile an den Gesamt-THG-Emissionen bei der Herstellung von 1 MJ Biodiesel aus Raps (RME)..... 61

Abbildung 35: Beitrag der einzelnen Betriebsmittel sowie der THG-Feldemissionen zur gesamten THG-Emission des Rapsanbaus bei mineralischer bzw. organischer Düngung. Bei der organischen Düngung wurden nur die Emissionen des unmittelbar pflanzenverfügbaren Stickstoffs (Mineraldüngeräquivalent) berücksichtigt..... 62

Abbildung 36: Mit GNOC berechnete Emissionsfaktoren für den Rapsanbau auf vier Böden bei mäßig feuchten Klimabedingungen. Die Emissionsfaktoren bei mäßig feuchtem und mäßig trockenem Klima unterscheiden sich nur marginal. 64

Abbildung 37: Berechnungsszenarien der THG-Emissionen durch die Rapsbiodieselproduktion. 68

Abbildung 38: Mittlere N_2O-Flussraten (n = 4) in Behandlung 180 kg N ha^{-1} a^{-1} mineralische Düngung und Tagesniederschläge in Abhängigkeit von Standort und Versuchsjahr. Gestrichelte Linien kennzeichnen die Termine der N-Düngung..... 71

Abbildung 39: Ausbringung von Gärresten mittels Schleppschlauch am Standort Dedelow. 78

Abbildung 40: N_2O-Emissionsdynamik für den gesamten Messzeitraum und alle Messstandorte. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert jeder Variante (n=4). Strich-Punkt-Linien und die gepunkteten Linien markieren die Termine für Düngerapplikationen beziehungsweise Bodenbearbeitungen..... 80

Abbildung 41: Nach Kalenderjahren kumulierte N_2O-Feldemissionen aller Messstandorte für den gesamten bisherigen Messzeitraum von drei Jahren bei 180 kg MDÄ-Düngung (rein mineralisch: MIN, rein organisch: ORG). Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert jeder Variante (n=4)..... 81

Abbildung 42: Ammoniakemissionen nach organischer Düngung (Dräger-Kammer-Methode; 2013: n=1, 2014: n=1; 2015: n=3)..... 82

Abbildung 43: Berechnete Gesamtemissionen aller Messstandorte für den gesamten Messzeitraum. Bezogen auf die Energieausbeute von 15,27 MJ Rapsmethylester (RME) von 1 kg Kornertrag. Die Vorläuferemission für MIN wurde nach www.biograce.net mit 6,34 kg CO_2-äq je kg N-Dünger berechnet. Indirekte Emissionen berücksichtigen die Nitratauswaschung nicht. 83

Abbildung 44: Berechnete scheinbare N-Düngeeffizienzen aller Messstandorte für den gesamten Messzeitraum für die rein mineralisch bzw. rein organisch mit 180 kg MDÄ gedüngten Varianten.... 85

Abbildung 45: Mittlere kumulative N2O-Emissionen (±Standardabweichung) der Varianten N6 (180 kg MDÄ Gärrest - NI) und N7 (180 kg MDÄ Gärrest + NI). Kumulativer Zeitraum 1.1.-31.12. des jeweiligen Versuchsjahrs. 86

Abbildung 46: Ölertragsabhängige N_2O-Emissionen der Varianten N6 (180 kg MDÄ Gärrest - NI) und N7 (180 kg MDÄ Gärrest + NI) aller Standorte und Versuchsjahre.....87

Abbildung 47: Mittlere kumulative N_2O-Emissionen (±Standardabweichung) in Abhängigkeit der DMPP-Anwendung am Standort Hohenheim. (Zeitraum: 2013/14: 1.1.-1.10.; 2015: 1.1.-31.12., Varianten N4: 180 kg N KAS, ENTEC: 180 kg N ENTEC).....87

Abbildung 48: Mittels Generalized Additive Model gefitteter Zusammenhang zwischen CH4-Flüssen und der Bodenfeuchte. Der gezeigte Smoother ist zentriert, unterschiedliche Aufnahmeniveaus der Standorte wurden im parametrischen Teil des Modells modelliert. Die grauen Flächen sind 95 %-Konfidenzbänder.....89

Abbildung 49: Annuelle CH4-Flüsse in den Versuchsjahren 2013-14 und 2014-15 in Abhängigkeit der Fruchtart. 90

Abbildung 50: Links: Installierte Niederschlagswaage mit Regenrinnen am Standort Berge bei Gerste, Rechts: Installierte Niederschlagswaage mit Regenrinnen am Standort Berge bei Rapskultur 91

Abbildung 51: Interzeptionsverlust bei unterschiedlichen Düngungsvarianten (als Beispiel Rapskultur Messkampagne 2014-2015).....92

Abbildung 52: Ermittelte LAI-Werte (als Beispiel Rapskultur Messkampagne 2014-2015).....92

Abbildung 53: Struktur der Projektdaten.....93

Abbildung 54: Einheitliches Datenbankkonzept und Datenverknüpfungen.....94

VI. TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Ausgewählte Eigenschaften der Standorte..... 13

Tabelle 2: Jährliche Durchschnittstemperatur und Gesamtniederschlag für die Jahre 2013, 2014 und 2015. 14

Tabelle 3: Im Teilmodell Mineralisation gegenüber dem Maisprojekt veränderte Parameterwerte... 24

Tabelle 4: Maximal erreichbare (Y_{max}) sowie ökonomisch optimale Winterweizen-Erträge (Y_{opt}) und die dazu notwendigen N-Aufwandsmengen (N_{max}, N_{opt}) nach Ertragsfunktionen von Sieling *et al.* (2005) in drei unterschiedlichen Fruchtfolgestellungen: Winterweizen angebaut nach Winterraps („Rapsweizen“), nach Winterweizen („Stoppelweizen“) und nach zweimaligem vorhergehenden Weizenanbau („3. Weizen“). Die Treibhausgas-(THG-) Emissionen des Weizenanbaus bei optimaler (THG_{Nopt}) oder zum Erreichen des Maximalertrags notwendiger (THG_{Nmax}) N-Düngung, wurden entsprechend der Vorgaben für Ethanol als Biokraftstoff (Biograce, 2015) berechnet. 31

Tabelle 5: Applizierte KAS-Düngemenge in den Getreidekulturen auf den Versuchsstandorten. Teilgaben in einer Wachstumsperiode wurden mit einem Schrägstrich voneinander getrennt. 37

Tabelle 6: N_2O-Emissionen bezogen auf den Trockenmasse-Ertrag, den Nährwert für die Rinderfütterung und Energieertrag für Raps, Weizen und Gerste für die Jahre 2013 bis 2015 für den jeweiligen Standort. Die Standardabweichungen werden aufgrund von Übersichtlichkeit nicht gezeigt. Projektdurchschnittswerte werden mit 1 Standardabweichung in Klammern angezeigt. 40

Tabelle 7: Beschreibung der Befallsschwere-Skala der Wurzelhals- und Stängelfäule von Winterraps41

Tabelle 8: Ertrag, Ölgehalt und Ölertrag von Winterraps in Abhängigkeit von der Vorfruchtkombination und der N-Düngung am Standort Etzdorf (2005 – 2016). Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vorfruchtkombinationen ($P \leq 0,05$), unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngestufen ($P \leq 0,05$). Die Ergebnisse des Ölgehaltes der Jahre 2005 und 2008 waren nicht verfügbar. 42

Tabelle 9: Pflanzendichte, Schotendichte, Samenzahl je Schote, TKG, Ernteindex und Ertrag von Winterraps in Abhängigkeit von der Vorfruchtkombination und der N-Düngung am Standort Etzdorf (2015 – 2016). Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vorfruchtkombinationen ($P \leq 0,05$), unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngestufen ($P \leq 0,05$). N^-: 120 kg N ha^{-1}; N^+: 180 kg N ha^{-1}..... 43

Tabelle 10: Ökonomisch optimale N-Düngung (N_{opt}) und dabei erzielter Ertrag (Y_{opt}) der vier Anbausysteme (nach Pahlmann *et al.* (2013)) sowie die spezifischen Emissionen des Rapsanbaus nach Konversion und Allokation gemäß des von Biograce (2015) definierten Pathways für Biodiesel aus Raps. Zu Berechnung der spezifischen Anbauemissionen wurde für die Bereitstellung des synthetischen N-Düngers entweder ein, nicht weiter spezifizierter, generische N-Dünger oder aktualisierte Werte für KAS unterstellt. 45

Tabelle 11: ^{15}N-Wiederfindungsrate ($^{15}N_{RCE}$) des ^{15}N-Düngers unter konventioneller (CT+ER) und reduzierter (RT+ER) Bodenbearbeitung mit Ernterückständen in N_2O-N, Biomasse (Winterweizen) und Boden. 49

Tabelle 12: C-Bilanzgrößen (in g C m^{-2}) der Varianten mineralisch und organisch der drei klimatischen Jahre (2013, 2014, 2015), oberirdische Biomasse des Rapses und Standorteigenschaften der Blockfläche (Tonanteil von 0-0,9 m und Boden-C-Vorrat von 0-1 m und im Ap-Horizont von 0-0,3 m). Die in Abbildung 32 dargestellte C-Bilanz ergibt sich formal aus dem Summe des Zahlenwertes der Netto-CO_2-Bilanz, der organischen Düngung (C-Import) und der Kornernte (C-Export). C-Importe in den Boden haben negative Vorzeichen, C-Exporte positive Vorzeichen. 58

Tabelle 13: Bodentypen gemäß Stehfest und Bouwman (2006) in GNOC 63

Tabelle 14: Spezifische Treibhauspotentiale des IPCC für die Berechnung der CO_2-Äquivalenz von N_2O und CH_4 64

Tabelle 15: Inventardaten für den Rapsanbau (ohne Trocknung) (N_2O-Berechnung basierend auf [a]DNDC, [b]GNOC, [c]IPCC) 65

Tabelle 16: THG-Emissionen bei der Produktion von N-Düngern. Unterschiedliche Veröffentlichungszeitpunkte entsprechen unterschiedlichen Innovationsgraden. 66

Tabelle 17: Inventardaten für die Umesterung 67

Tabelle 18: Median aller gemessenen N_2O-Flussraten in Abhängigkeit von Versuchsstandort, Versuchsjahr und N-Düngung. 72

Tabelle 19: Mittlerer Ölertrag (Mg ha^{-1} a^{-1}) in Abhängigkeit von Standort, Intensität der mineralischen N-Düngung und Erntejahr. Unterschiedliche Buchenstaben geben statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0.05$) an. 75

Tabelle 20: Mittlere Ölertrags-bezogene Einzel-N_2O-Flussraten (kg N_2O-N Mg^{-1} Öl) in Abhängigkeit des Versuchsstandorts, der N-Düngung sowie vom Versuchsjahr. 76

Tabelle 21: Gedüngte N-Mengen und ausgewählte Gärresteigenschaften für alle Messstandorte im gesamten Untersuchungszeitraum. 79

Tabelle 22: Mittlere relative Ammoniakverluste der organisch gedüngten Varianten ohne (Org) und mit (Org+NI) Nitrifikationsinhibitor und meteorologische Parameter in den drei Versuchsjahren. 82

Tabelle 23: N-Nutzungseffizienz (%) = N-Aufnahme x $N\text{-Dünger}^{-1}$ x 100 % der organischen Varianten aller Standorte und Jahre. 87

Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung

Zu Teilprojekt 1: Projektkoordination, Aufbau eines Netzwerkes sowie länderübergreifende Datenauswertung und -evaluierung

Autoren: Heinz Stichnothe, Janine Mallast und Gerlind Öhlschläger

Braunschweig, 29.09.2017

Schlussbericht

Inhaltsverzeichnis

I. ZIELE……3

1. Aufgabenstellung……3

2. Stand der Technik……3

3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen……3

II. ERGEBNISSE……4

1. Erzielte Ergebnisse……6

1.1 Datenbank……6

1.1.1 Standardabfragen……7

1.1.2 Datenbankdokumentation……8

1.1.3 Wesentliche Erfahrungen bei der Erstellung einer Projektübergreifenden Datenbank…8

1.2 Ökobilanzen……8

1.2.1 Standort-spezifische Ökobilanzen von den Versuchsstandorten für das Raps-Projekt……13

1.2.1.1 Standorteinfluss auf die THG-Bilanz des Rapsanbaus…… ……..14

1.2.1.2 Einfluss der standortspezifischen Aktivitätsdaten auf die THG-Bilanz…… ……..16

1.2.1.3 Einfluss der Ermittlung der Feldemissionen auf die THG-Bilanz…… ……..16

1.2.1.4 Standorteinfluss auf die Ökobilanz des Rapsanbaus…… ……..17

1.2.2 Variation der N-Verfügbarkeit bei Gärrest-Düngung…… ……20

1.2.3 Integrierte ökobilanzielle Bewertung der Ergebnisse aus beiden Projekten… ……22

1.2.4 Fruchtfolgeeffekte……22

1.2.4.1 N-Transfer in Fruchtfolgen……23

1.2.4.2 N-Verfügbarkeit aus Ernterückständen…… ……..27

1.2.4.3 N-Speicherung und N-Lieferung durch Zwischenfrüchte…… …… ……..30

1.2.4.4 Methoden zur Bilanzierung von Fruchtfolgen bzw. Einzelfrüchten in Fruchtfolgen… ….32

1.2.4.5 Methodenvergleich: Ökobilanzielle Bewertung des N-Transfers durch Ernterückstände in einer Fruchtfolge…… …… …..36

1.2.5 Diskussion Fruchtfolgeeffekte in Ökobilanzen…… ……40

2. Verwertung……41

3. Erkenntnisse von Dritten…… ……41

4. Veröffentlichungen aus dem Projekt…… ……42

5. Referenzen……44

Anhang……47

Vorbemerkung:

Dieser Abschlussbericht bezieht sich ausschließlich auf den Verlängerungszeitraum vom 01.01.2017 – 31.08.2017, in dem die Daten aus den Verbundprojekten sowie den jeweils assoziierten Teilprojekten:

1. Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas (FKZ 22021008) mit 08NR210, 22007810, 22007910, 22008010, 22008110, 22008210, 22015711, 22015611 und
2. Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung (FKZ 22403212) mit 22403412, 22403512 22403712, 22403812 und 22403912

zusammengeführt und anhand ausgewählter Beispiele integriert bewertet werden sollten.

Für die genannten Projekte wurden die Abschlussberichte und Berichte der relevanten Teilprojekte bereits eingereicht. Dabei sind insbesondere zu nennen:

- Schlussbericht: Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas - Teilvorhaben 5: Ökobilanzen (22008110) (Abgabe 09/2015)[1]
- Schlussbericht: Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas (Abgabe 10/2016) (Hagemann U. 2016, Flessa H. 2017),
- Schlussbericht: Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung (Abgabe 05/2017) (Flessa H. 2017)

Die Aufgabenstellung und der Stand der Technik sind in diesen Berichten detailliert beschrieben worden und sollen daher an dieser Stelle nicht wiederholt werden.

[1] Nicht öffentlich, da einige Datensätze einzelner Standorte nachträglich aktualisiert wurden. Die projektrelevanten Ergebnisse auf Basis der aktualisierten und qualitätsgeprüften Standortdaten sind in den Abschlussbericht des Vorhabens FKZ 22021008 eingeflossen.

I. ZIELE

Aufbauend auf die zentralen, im Hauptantrag detailliert beschrieben Ziele des Verbundprojektes wurden mit dieser Projektverlängerung bereits begonnene Arbeiten, insbesondere die gemeinsame Datenbank, abgeschlossen.

1. Aufgabenstellung

Eine ausführliche Beschreibung der Ausgabenstellung beider Projekte ist den jeweiligen Abschlussberichten zu entnehmen:

- Schlussbericht: Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas - Teilvorhaben 5: Ökobilanzen (22008110) (Abgabe 09/2015)
- Schlussbericht: Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas (Abgabe 10/2016),
- Schlussbericht: Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung (Abgabe 05/2017)

Die zusätzliche Aufgabe in der Verlängerungsphase von 01/2017 bis 08/2017 bestand darin eine gemeinsame relationale Datenbank zu erstellen und die Projektergebnisse anhand ausgewählter Beispiele in Hinblick auf die ökologischen Auswirkungen integriert zu bewerten. Die spezifischen Aufgaben dieser Verlängerungsphase waren:

1. Integration der vorhandenen Rohdaten (N_2O und CO_2) aus dem Maisprojekt (FKZ 22021008) in die relationale Datenbank,
2. Aktualisierung der aus dem Maisprojekt bereits integrierten Daten, letzte Datenlieferung Mai 2017
3. Aufarbeitung noch ausstehender Daten aus dem Rapsprojekt (FKZ 22403212), z.B. Nitratauswaschung
4. Konvertierung der Daten aus dem Rapsprojekt und Integration in die Datenbank,
5. Standort-spezifische Ökobilanzen von den Versuchsstandorten für das Raps-Projekt
6. Integrierte ökobilanzielle Bewertung der Ergebnisse aus beiden Projekten

2. Stand der Technik

Siehe Abschlussberichte:

- Schlussbericht: Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas - Teilvorhaben 5: Ökobilanzen (22008110) (Abgabe 09/2015)
- Schlussbericht: Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas (Abgabe 10/2016),
- Schlussbericht: Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung (Abgabe 05/2017)

3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

An dem Verbundvorhaben 22021008 waren weitere Institutionen beteiligt, namentlich:

1. Institut für Landschaftsstoffdynamik, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. (Leitung und Koordination des Verbundvorhabens)
2. Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
3. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Acker- und Pflanzenbau; Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
4. Institut für Management ländlicher Räume Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät; Universität Rostock
5. Lehrstuhl für Vegetationsökologie; Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München

und am Verbundvorhaben 22403212:

1. Thünen Institut Agrarklimaschutz
2. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.
3. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
4. Georg-August-Universität Göttingen
5. Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern
6. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
7. Universität Hohenheim
8. Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie (ATB)

II. ERGEBNISSE

Die EU-RED und die KOM(2010)11 bilden die rechtliche Grundlage für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Bioenergieträgern (Biotreibstoffe und flüssige Biobrennstoffe sowie feste und gasförmige Biomasse für die Strom-/Wärme-, Kälteerzeugung) auf Basis der Treibhausgaseinsparung gegenüber fossilen Energieträgern. In die THG-Bilanz gehen alle THG-Emissionen (CO_2, N_2O, CH_4) ein, die bei der Herstellung und der Verwendung der Bioenergieträger entstehen. Die Vergleichsbasis ist die nutzbare Energiemenge (MJ) bei Verwendung des jeweiligen Bioenergieträgers. Die Ergebnisse der THG-Bilanz werden in g $CO_{2\text{-Äq}}$/MJ angegeben.

Die Herstellung der Bioenergieträger umfasst den landwirtschaftlichen Anbau der Energiepflanzen bis zur Ernte der Biomasse (z.B. Rapskorn, Mais-Ganzpflanze), die Konversion der Biomasse zum Bioenergieträger sowie Transporte und Lagerung. Bei definiertem Konversionsprozess kann die Erntemenge der Biomasse (kg) in die Energiemenge der Bioenergieträger (MJ) umgerechnet werden. Der Anbau von Energiepflanzen bezieht sich auf eine definierte Fläche (ha) und eine definierte Zeit (a) für die Flächennutzung und die Erntemengen. Ernteerträge werden daher in kg/(ha*a) angegeben. Eine THG-Bilanz nur für den Pflanzenanbau kann entweder flächen- oder produktbezogen durchgeführt werden. Die Einbindung des Pflanzenanbaus in die Gesamtbilanz für einen Bioenergieträger erfolgt über die produktbezogene Bilanz für den Pflanzenanbau.

Sowohl die EU-RED als auch die KOM(2010)11 betrachten bei der THG-Bilanz von Bioenergieträgern nur einzelne, spezifische Energiepflanzen (z.B. Raps für die Biodieselproduktion, Weizen für Ethanol, Mais für Biogas). Das zugrundeliegende Anbausystem für diese Pflanzen (Monokultur oder Art der Fruchtfolge) ist nicht näher spezifiziert. Der Abbau der entstehenden Ernterückstände und die daraus resultierenden N_2O-Emissionen sind vollständig in die Systemgrenze des Pflanzenanbaus integriert, auch wenn die Mineralisierung dieser Rückstände erst nach der Ernte erfolgt. Die dabei gleichzeitig stattfindende Nährstofffreisetzung, die der Folgekultur zugutekommt, wird nicht explizit berücksichtigt, ebenso wenig die Nährstofffreisetzung aus der Vorfrucht während des Energiepflanzenanbaus. Daher entspricht das in der EU-RED betrachtete Anbausystem formal einer Monokultur, bei der dieser ein- und ausgehende Nährstofftransfer gleich ist. Fruchtfolgeeffekte können damit nicht abgebildet werden.

Es gibt weitere methodische Schwachstellen in der Berechnung der THG-Bilanz gemäß der EU-RED. Die Berechnungsmethodik und die Hintergrundwerte stehen derzeit zur Diskussion. Welche Änderungen der Berechnungsmethodik bzw. Aktualisierungen der Hintergrundwerte letztendlich in der EU-RED-II vorgenommen werden ist derzeit noch ungewiss.

Eine der Schwachstellen ist die Behandlung von organischen N-Düngern. In den oben erwähnten JRC-Berichten oder der Bedienungsanleitungen zum GNOC-Tool werden widersprüchliche Aussagen getroffen. Bei Verwendung eines organischen Düngers werden entweder 50% des Gesamt-N-Gehalts dem Pflanzenanbau zugerechnet und damit nur 50% der daraus resultierenden N_2O-Emissionen oder 100% in Übereinstimmung mit dem Vorgehen des IPCC-.

Das bei der Ernte entnommene Stroh wird nach der EU-RED nicht als Nebenprodukt gewertet, sondern als Ernterückstand, dessen Lebenszyklus-THG bis zur Sammlung auf Null gesetzt werden. Dadurch steht das entnommene Stroh für eine weitere Verwendung lastenfrei zur Verfügung. Zugleich werden dem System bei einer Strohentnahme weniger N_2O-Emissionen angerechnet, da weniger Ernterückstände verbleiben. Gleichzeitig entzogene Nährstoffe werden nicht berücksichtigt. Damit „belohnt“ die Berechnungsmethodik der EU-RED die Entnahme von Stroh ohne dessen Wert für die langfristige Bodenfruchtbarkeit hinreichend zu berücksichtigen.

Für die ökobilanzielle Bewertung von Energiepflanzen, die in Fruchtfolgen angebaut werden, ergibt sich auch daher ein Bedarf zur Überprüfung des methodischen Vorgehens der EU-RED. In der folgenden Analyse werden die Themenfelder Nährstofftransfer in Fruchtfolgen, Langzeitwirkung organischer Dünger, Methodik zur Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten untersucht und diskutiert.

Im Bearbeitungszeitraum beider Projekte wurden die Methodik aber auch die Inventardaten und Hintergrundwerte mehrfach auf europäischer Ebene von relevanten Akteuren im Rahmen öffentlicher Konsultationen diskutiert und in verschiedenen Berichten des Joint Research Center (JRC) in Ispra dokumentiert. Folgende JRC-Berichte wurden erstellt:

- Assessing GHG default emissions from biofuels in EU legislation (Edwards R. 2013)
- Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions (Jacopo Giuntoli, Alessandro Agostini et al. 2014)
- Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation –Version 1a (Edwards R. 2015)
- Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation –Version 1b (Edwards R. 2016)
- Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation –Version 1c (Edwards R. 2017)

Die im Annex V der EU-RED aufgeführten Inventarwerte beim Rapsanbau sowie die jeweiligen Änderungen sind in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zusammengestellt.

Tabelle 1: Inventardaten zum Rapsanbau

Input/Output	EU-RED	JRC 2013	JRC 2015	JRC 2016	JRC 2017	Einheit
Diesel	0,04005	0,038619	0,042297	0,042297	0,03864	[MJ/MJ$_{rapeseed}$]
N-Dünger	0,00186	0,00194	0,00194	0,00194	0,00184	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
$CaCO_3$	0,00206	0,004048	0,004048	0,004048	0,00405	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
K_2O	0,00067	0,00065	0,00059	0,00059	0,00056	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
P_2O_5	0,00046	0,00044	0,00045	0,00045	0,00041	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
Pestizide	0,000017	0,0000936	0,0000936	0,0000936	0,00009	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
Saatgut	0,00008	0,00008	0,0008	0,00008	0,00009	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
Ertrag	1	1	1	1	1	MJ

Betriebsmittel	EU-RED	JRC 2013	JRC 2015	JRC 2016	JRC 2017	Einheit
Diesel	0,04005	0,038619	0,042297	0,042297	0,03864	[MJ/MJ$_{rapeseed}$]
N-Dünger	0,00186	0,00194	0,00194	0,00194	0,00184	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
CaCO3	0,00206	0,004048	0,004048	0,004048	0,00405	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
K2O	0,00067	0,00065	0,00059	0,000059	0,00056	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
P2O5	0,00046	0,00044	0,00045	0,00045	0,00041	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
Pestizide	0,000017	0,0000936	0,0000936	0,0000936	0,00009	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
Saatgut	0,00008	0,00008	0,0008	0,00008	0,00009	[kg/MJ$_{rapeseed}$]
Ertrag	1	1	1	1	1	MJ

Die Änderungen, die sich für die Hintergrundwerte der Betriebsmittel ergaben, sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 2: Hintergrundwerte der Betriebsmittel

Betriebs-mittel	EU-RED	JRC 2013	JRC 2014	**JRC 2015**	JRC 2016	JRC 2017	Einheit
Diesel	87,64	88,7	93,9	**93,9**	93,9	95,1	[g $CO_{2Äq}$/MJ]
N-Dünger	5.917,20	6.172,12	4.567,80	**4.567,40**	4.571,90	4567,4	[g $CO_{2Äq}$/kg]
$CaCO_3$ (als CaO)	119,1	69,02	89,6	**89,6**	69,7	69,6	[g $CO_{2Äq}$/kg]
K_2O	579,2	591,77	635,7	**635,7**	416,7	635,7	[g $CO_{2Äq}$/kg]
P_2O_5	1.013,50	1.042,09	1.176,10	**1.176,10**	1.176,10	1.176,10	[g $CO_{2Äq}$/kg]
Pestizide	11.025,70	11.593,8	13.896,30	**13.896,30**	12.010,70	13.096,30	[g $CO_{2Äq}$/kg]

Für die nachfolgende ökobilanzielle Bewertung wurden die Ende 2015 veröffentlichen Werte für das Referenzszenario verwendet, da der Bericht (Version 1b) nicht öffentlich zugänglich war und der Bericht (Version 1c) erst im Juli 2017 veröffentlicht wurde und in der Kürze der verbleibenden Projektlaufzeit nicht berücksichtigt werden konnte.

Fazit:

Welche Änderungen der Berechnungsmethodik bzw. Aktualisierungen der Hintergrundwerte letztendlich in der EU-RED-II vorgenommen werden ist derzeit noch ungewiss.

1. Erzielte Ergebnisse

1.1 Datenbank

Die begonnenen Arbeiten an der gemeinsamen Datenbank der beiden Projekte „Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung“ (kurz: Raps-Projekt) sowie ii) „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ (kurz: Mais-Projekt) wurde im Berichtszeitraum wie nachfolgend beschrieben abgeschlossen. Die relationale Datenbank „GHG-DB-Thünen“ führt die zur Verfügung gestellten Daten der beiden oben genannten Projekte zusammen. Durch ein einheitliches Datenbankkonzept (siehe Abbildung 1) sowie Datenmodell (Abbildung *2*) werden die erhobenen Daten nun redundanzfrei und konsistent gespeichert und archiviert. Dies ermöglicht eine flexible Datenverarbeitung durch Abfragen für verschiedene Auswertungen wie z.B. projektübergreifende Fragestellungen.

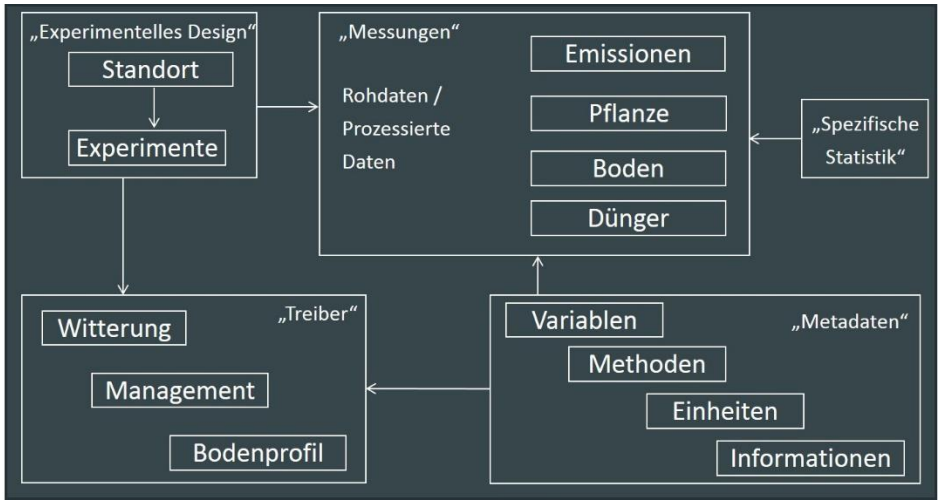

Abbildung 1: Struktur der Projektdaten

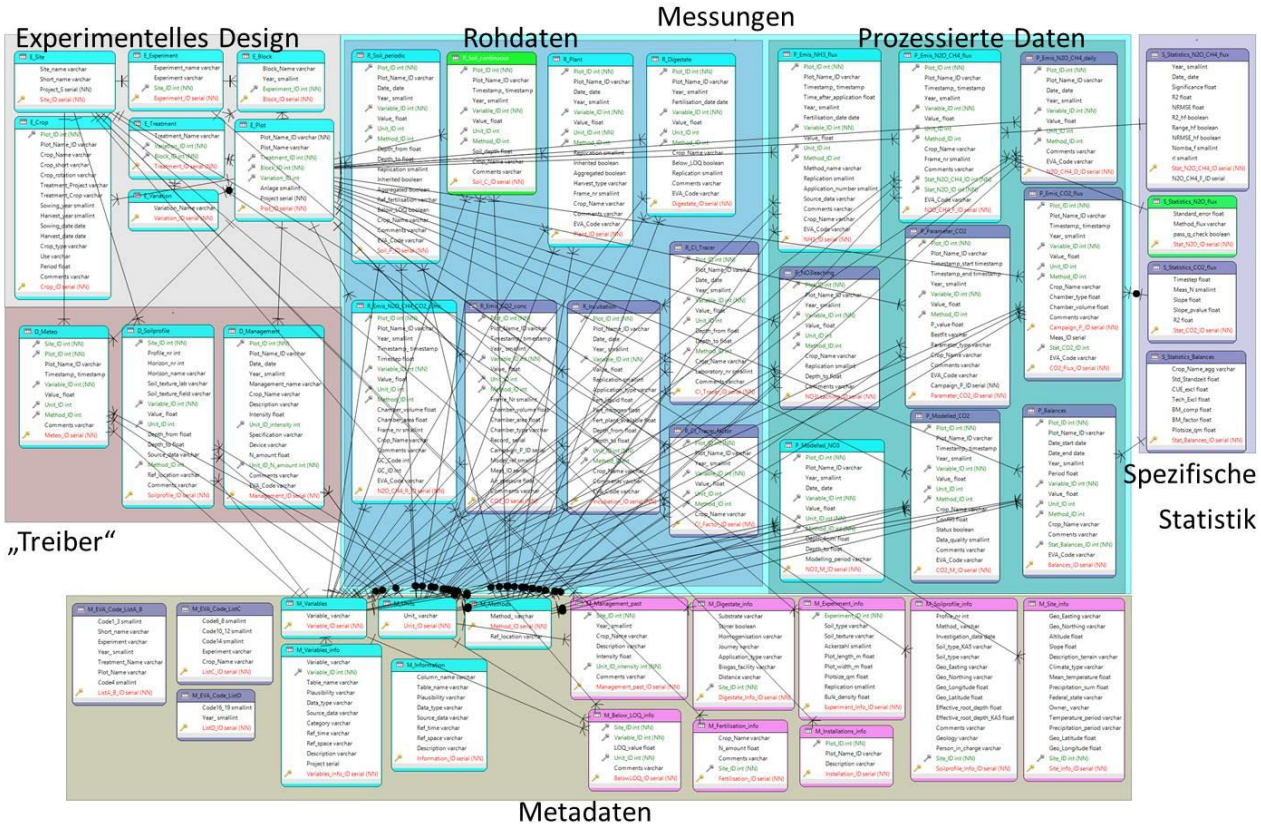

Abbildung 2: Einheitliches Datenbankkonzept und Datenverknüpfungen

Das Datenbankkonzept und die Datenbankstruktur wurden, wie bereits im Abschlussbericht des Raps-Projektes kurz beschrieben, erstellt. Die vollständigen Projektergebnisse wurden mit den Daten des FNR-

geförderten Projekts „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ zusammengeführt und in einer Datenbank integriert. Allerdings wurden einige Datensätze im November 2016 bzw. Mai 2017 aktualisiert, was insbesondere für die integrierte Bewertung erheblichen Mehraufwand bedeutet hat.

Diese Datenbank wird nach einer angemessenen Sperrfrist von 5 Jahren veröffentlicht werden und so für zukünftige Studien und Metaanalysen nicht nur den Projektbeteiligten, sondern allen Interessierten zur Verfügung stehen.

Zu Aufgabe 1: Integration der Rohdaten (N_2O und CO_2) aus dem Maisprojekt in die Datenbank:

Um zukünftige detailliertere Auswertungen durchführen zu können, wurden die CO_2-Rohdaten (CO_2-Konzentrationen) aller drei Varianten des Kleinen Gärrestversuches (KleinG) für die Standorte Ascha, Dedelow, Dornburg und Gülzow in die Datenbank integriert. Aufgrund der großen Menge an Datensätzen wurden die CO_2-Konzentrationen am Standort Ascha jeweils variantenweise in Tabellen abgelegt. Für die drei weiteren Standorte liegen CO_2-Rohdaten aufgrund der großen Datenmenge jeweils plotweise in Tabellen vor.

In der GHG-DB-Thünen liegen nur die N_2O-Konzentrationsmessungen also Rohdaten für die beiden Versuche (GroßG und KleinG) für den Standort Gülzow vor.

Zu Aufgabe 2: Aktualisierung der aus dem Maisprojekt bereits integrierten Daten:

Die im Oktober 2016 zugesandten letzten Änderungen des Mais-Projektes wurden, wie im Aufstockungsantrag vereinbart, an den bereits integrierten Daten vorgenommen. Zusätzlich zu den vereinbarten Änderungen vom Oktober 2016 wurde noch weitere Aktualisierung von bereits integrierten Daten durchgeführt. Die Änderungen wurden im Januar 2017 sowie im Mai 2017 zur Bearbeitung an das TI zugesandt.

Zu Aufgabe 3: Aufarbeitung noch ausstehender Daten aus dem Rapsprojekt:

Nach der abschließenden Analyse der noch ausstehenden Messwertdaten wurde die Datenaufarbeitung und -harmonisierung der selbigen und der dazugehörigen Metadaten aus dem Rapsprojekt erfolgreich durchgeführt. Die umfangreichen Schritte zur Datenaufarbeitung und -harmonisierung wurden mit Daten aus 19 verschiedenen Kategorien durchgeführt.

Zusätzlich zu den Messdaten wurden noch modellierte Daten zu NO_3-Verlagerung im Boden und NO_3-Auswaschung aus dem Boden für beide Projekte im Mai 2017 durch die AG Kage, Kiel zur Verfügung gestellt. Eine umfassende Aufarbeitung wurde hier ebenso vorgenommen.

Zu Aufgabe 4: Konvertierung der Daten aus dem Rapsprojekt und Integration in die Datenbank

Die Konvertierung der aufgearbeiteten und harmonisierten Messwertdaten aus dem Raps-Projekt wurden mit der Integration in die Datenbank abgeschlossen. Die zusätzlichen Modelldaten wurden ebenso in die projektübergreifende Datenbank integriert.

Zusätzlich wurden für die Datenbank eine Reihe von Standardabfragen erstellt und in die Datenbank integriert sowie eine Datenbankdokumentation in deutscher und englischer Sprache erstellt. Die Standardabfragen behandeln verschiedene Fragestellungen und sind in der Datenbank abgespeichert. Eine detaillierte Erläuterung dazu wurde in die Dokumentation integriert.

1.1.1. Standardabfragen:

Um die Nutzung der Datenbank für den Anwender zu erleichtern wurde eine Reihe von Standardabfragen zu verschiedenen Themen erarbeitet, diese umfassen:

- „Format“-Abfrage
- Vorlage R-Skript – Wie erstelle ich eine Vorlage für die Flussratenberechnung mit R?
- Abfragen ohne Berechnung (gilt sowohl für Roh- als auch für prozessierte Daten) – am Beispiel Erträge
- Abfrage mit Berechnung – Wie erhalte ich berechnete Daten aus der Datenbank? – am Beispiel Variabilität des Ertrages und aggregierte Flüsse
- Kreuztabellenabfrage – Wie erhalte ich eine zeitliche und räumliche Übersicht von mehreren Messgrößen – das heißt – was wurde wann und wo auf dem Feld gemessen?

- Aufeinander aufbauende Abfragen zur Berechnung von Daten – am Beispiel einer N-Bilanz

Die aufgelisteten Standardabfragen wurden ebenso in der Datenbank abgespeichert. Eine detaillierte Erläuterung dazu wurde in die Dokumentation integriert. Die zur Verfügung gestellten Abfragen können als Vorlage genutzt werden, um individuelle Abfragen zu gestalten.

1.1.2. Datenbankdokumentation

Dem Nutzer werden im ersten Teil allgemeine Informationen zu beiden Projekten gegeben. Dieser Teil der Dokumentation umfasst die Charakterisierung der Standorte, das jeweilige Versuchsdesign, die Daten und Messzeiträume sowie eine Beschreibung der „Spezifischen Statistik“ für relevante Berechnungen z.B. der N_2O-Flüsse. Die Dokumentation beschreibt im zweiten Teil das Datenmodell der GHG-DB-Thünen. Der Anhang der jeweiligen Dokumentation beinhaltet weitere Details zur Datenbank wie das detaillierte Datenbankkonzept und die Beschreibung der einzelnen Tabellenspalten.

Die Dokumentation wurde sowohl in Deutsch als auch in Englisch verfasst; beide sind als Annex angefügt. Die angestrebte Freistellung der Datenbank nach Ablauf der Sperrfrist erfolgt zusammen mit der Dokumentation sowie der Beschreibung der Standardabfragen.

1.1.3. Wesentliche Erfahrungen bei der Erstellung einer projektübergreifenden Datenbank

Da die Erstellung der projektübergreifenden Datenbank GHG-DB-Thünen erst ab dem dritten und letzten Versuchsjahr des Projektes als Ziel erklärt wurde, standen die Projektteilnehmer einigen Schwierigkeiten und Problemen gegenüber. Im Idealfall sollte bereits mit der Projektplanung geklärt werden, ob eine Datenbank für das Projekt und deren Messergebnisse angelegt werden soll. Mit einer verspäteten Realisierung einer Projektdatenbank werden die Möglichkeiten einer projektinternen sowie -übergreifenden Auswertungen erheblich verkürzt und die Datenqualitätskontrolle erschwert. Insbesondere die Datenqualitätskontrolle kann durch die Entwicklung von Templates für die Sammlung und Lieferung von Daten erleichtert und mit großer Wahrscheinlichkeit auch verbessert werden. Wird die Datenbank erst am Ende bzw. zu einem späteren Zeitpunkt des Projektes erstellt, können Datenerhebungsfehler und Datenübertragungsfehler aufgrund der länger vergangenen Zeitspannen nicht immer nachvollzogen werden und die Kontrolle der Daten ist dann extrem zeitaufwendig.

Ein weiterer wichtiger Punkt, um verwertbare Messwerte in einer Datenbank zu speichern und archivieren, stellt die Datenlieferung dar. Diese sollte mit einer Testphase starten und als iterativer Prozess weitergeführt werden. D.h. die gelieferten Daten werden für die Datenintegration aufgearbeitet. Dabei können vorhandene Fehler durch die Aufarbeitung und durch die Rückkopplung der aufbereiteten Daten als „1. Version“ sowie durch Visualisierungen an die Datenerheber ausgemerzt werden, zudem wird die standortübergreifende Betrachtung und Bewertung der Messwerte erheblich erleichtert.

Neben den Messwerten sind die Metadaten in einer Datenbank entscheidend, daher sollte auf die Sammlung dieser Informationen so frühzeitig wie möglich hingewiesen werden. Mit der fortschreitenden Sammlung der Messdaten sollten auch die dazugehörigen Metadaten zusammengestellt und gesammelt werden. Ein verspätetes Zusammentragen erschwert eine adäquate Zusammenstellung der beschreibenden Informationen in einer Datenbank. Eine vorhandene Methodenliste aus bekannten Standardwerken stellt eine große Erleichterung für die Projektteilnehmer / Datenerheber dar, die Liste kann im Bedarfsfall in der Projektlaufzeit jederzeit ergänzt werden.

1.2 Ökobilanzen

Ergänzend zu den ortsspezifischen Ökobilanzen in Kapitel 5 wurde eine generische Abschätzung der Variabilität durchgeführt und die flächen- und produktbezogenen Umweltwirkungen beim Rapsanbau kurz beschrieben.

Stickstoffdünger haben neben dem erwünschten Effekt der Ertragssteigerung auch unerwünschte Wirkungen auf die Umwelt und ggf. die menschliche Gesundheit, da die Herstellung von N-Düngern energieintensiv ist und diese in der Umwelt abhängig von den vorliegenden Bedingungen chemisch oder biologisch in verschiedene N-spezies, z.B. N_2O, NH_3, NO_3^-, NO_x etc. umgewandelt werden. Diese Spezies haben unterschiedliche Wirkungen und können ggf. eine Kaskade von Effekten auslösen (Ayres 1997, Erisman, Bleeker et al. 2008, Galloway, Townsend et al. 2008, Sutton 2011).

In Abbildung 3 sind die in Ökobilanzen betrachteten Wirkungen der verschiedenen N-Spezies dargestellt, wobei die bedeutsamen N-Spezies im Fettdruck hervorgehoben sind und die wichtigsten Wirkungskategorien mit einem Pfeil gekennzeichnet.

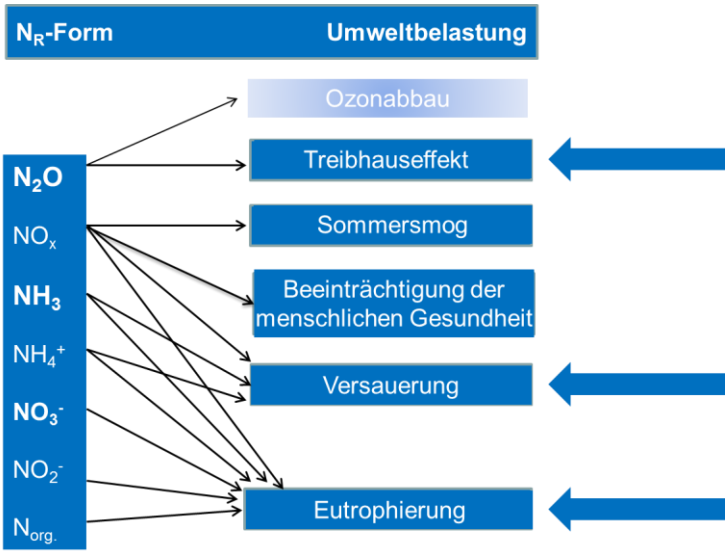

Abbildung 3: Beitrag von reaktiven N-Spezies (NR) zu Wirkungskategorien in Ökobilanzen

Um die Variabilität des Rapsanbaus zu veranschaulichen wurden für die Berechnung der Umweltwirkungen typische Werte für den deutschen Rapsanbau gewählt und die Emissionsfaktoren aus dem Rapsprojekt verwendet. Die Berechnungsmethodik erfolgte in Anlehnung an die EU-RED (EU 2009) bzw. die aktualisierten Aktivitätsdaten aus dem JRC-Bericht v.1a. Um die Berechnung nicht nur des Treibhausgaseffektes, sondern auch anderer stickstoffbürdiger Umweltwirkungen berechnen zu können, wurden Daten (ohne Infrastruktur) aus der Ecoinvent-Datenbank als Hintergrunddaten verwendet. Dabei sind zwei Datensätze modifiziert worden, zum einen Kalk-Ammon-Salpeter (KAS) und Diesel. Für KAS wurden die THG-Emissionen auf Basis der Veröffentlichungen von der International Fertiliser Society (Brentrup 2008, Christensen B. 2014) angepasst; beim Diesel wurden nicht nur die THG-Emissionen der Herstellung, sondern auch die THG-Emissionen aus dem Dieselverbrauch berücksichtigt. Dies entspricht der Vorgehensweise für den Hintergrundwert für Diesel gemäß der EU-RED bzw. der oben genannten JRC-Berichte. Die Aktivitätsdaten für den Rapsanbau wurden mit Ausnahme des N-Düngerwertes aus dem nationalen NUTS2-Bericht ertragsbezogen abgeleitet. Für die N-Düngung wurde ein typischer Wert von 190 kg N/ha eingesetzt. Bei einer Variabilität des Rapsertrags von 3,5 – 4,1 t/ha und einem mittleren Ertrag von 3,71 t/ha entspricht dies einem Verhältnis von 46-54 kg N/ t_{Raps}; Diese Annahmen sind eher konservativ für Deutschland, um die Umweltwirkungen im Mittel nicht zu unterschätzen. Die Rapserträge auf den Versuchsstandorten waren zum Teil erheblich höher; es ist jedoch bekannt, dass Erträge auf Versuchsstandorten üblicherweise höher sind als die durchschnittlichen nationalen Erträge. Für die Analyse wurden die N-relevanten Wirkungskategorien (Treibhauseffekt (THE), Versauerungspotential (VP) und Eutrophierungspotential (EP)) nach der CML2001-Wirkungsabschätzungsmethode gewählt, dies entspricht für den THE dem in der EU-RED verwendeten Charakterisierungsfaktoren.

Die im Projekt generierten Emissionsfaktoren für Lachgas, Ammoniak und Nitrat beim Rapsanbau sind in Tabelle 3 gezeigt, Zusätzlich wurde ein Emissionsfaktor für Ammoniak nach mineralischer N-Düngung anhand von Literaturwerten (Misselbrook, Van Der Weerden et al. 2000, Harrison and Webb 2001, Goebes, Strader et al. 2003, Hyde, Carton et al. 2003, Althaus H.-J. 2004) verwendet. Die „**fett**“ gedruckten Werte in den Tabelle 3 und Tabelle 4 entsprechen dem Referenzszenario.

Tabelle 3: Bereich der Emissionsfaktoren (EF) für N-Emissionen beim Rapsanbau

EF	Min	**Mittel**	Hoch
N_2O	0,3%	**0,6%**	1,0%
NH_3 (organische Düngung)	7%	**12,5%**	18%
NH_3 (mineralische Düngung)	1%	**2%**	2,5%
NO_3^-	6%	**10,5%**	15 (N_min) 13 (N_org)

Der Ertrag wird bei sonst optimaler Bewirtschaftung durch Boden und Wetterbedingungen beeinflusst. Die THG-Einsparung von Biodiesel ist maßgeblich von der Rapskultivierung abhängig und somit vom Ertrag. In der Tabelle 4 sind die flächen- und produktbezogenen Umweltwirkungen bei unterschiedlichen Erträgen aufgeführt.

Tabelle 4: Flächen- und produktbezogene Umweltwirkungen bei Rapsanbau bei Verwendung von KAS

	flächenbezogen			Einheiten
Ertrag	3500	**3710**	4100	[kg/ha]
Treibhauseffekt	2346	**2368**	2407	[kg $CO_{2Äq}$/ha]
Versauerungspotential	16,8	**16,8**	16,9	[kg $SO_{2Äq}$/ha]
Eutrophierungspotential	8,4	**8,4**	8,5	[kg $PO_{4Äq}$/ha]
	produktbezogen			
Treibhauseffekt	670	**638**	587	[kg $CO_{2Äq}/t_{Raps}$]
Versauerungspotential	4,8	**4,5**	4,1	[kg $SO_{2Äq}/t_{Raps}$]
Eutrophierungspotential	2,4	**2,3**	2,1	[kg $PO_{4Äq}/t_{Raps}$]

Flächenbezogene Umweltwirkungen steigen mit steigendem Ertrag, da höhere Erträge auch zu höheren Ernterückständen und somit höheren N-Emissionen führen, was sich in den ausgewählten Wirkungskategorien widerspiegelt. Die produktbezogenen Emissionen sinken jedoch, da die erhöhten Erträge die Emissionen aus den Ernterückständen überkompensieren. Legt man einen Biodieselverbrauch von 1,8 Mt im Jahr 2015 (https://biokraftstoffe.fnr.de/kraftstoffe/biodiesel) und einen Anteil von 72% Rapsbiodiesel zugrunde (VDB Informationsblatt: Biodiesel in Deutschland 2014), dann lässt sich der Flächenbedarf berechnen; dieser entspricht abhängig vom Ertrag 0,92; 0,86 und 0,78Mha, wobei gleichzeitig ca. 1,8 Mt Rapsschrot und 0,13 Mt Glyzerin anfallen. Verwendet man die in der EU-RED festgelegten Allokationsfaktoren ergibt sich somit ein Flächenbedarf von 0,56; 0,52 und 0,46 Mha bezogen auf den Rapsbiodiesel.

Die Witterungsbedingungen beeinflussen jedoch nicht nur den Ertrag, sondern auch die Emissionen beim Rapsanbau. Um die Variabilität der Umweltwirkungen abzuschätzen, wurde eine Monte Carlo Simulation (MCS) anhand der unterschiedlichen Erträge (Tabelle 4) und Emissionsfaktoren aus Tabelle 3 durchgeführt. Für die Sachbilanzdatensätze wurde eine log-normale Verteilung angenommen, diese Annahme wird durch eine aktuelle Analyse von Qin und Suh bestätigt (Qin and Suh 2017). Die Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien sind als Box-Plot-Diagramme (25% und 75% Perzentil) sowie 10% und 90% Perzentil als min-max-Werte für die Verwendung von mineralischen N-Dünger und Wirtschaftsdünger (Annahme 100% N-Verfügbarkeit) dargestellt. Der mineralische N-Dünger ist durch die blauen Boxen dargestellt und der Wirtschaftsdünger durch die orangenen Boxen.

Abbildung 4: Wahrscheinliche Variabilität des flächenbezogenen EPs bei mineralischer (blau) und organischer (orange) N-Düngung beim Rapsanbau

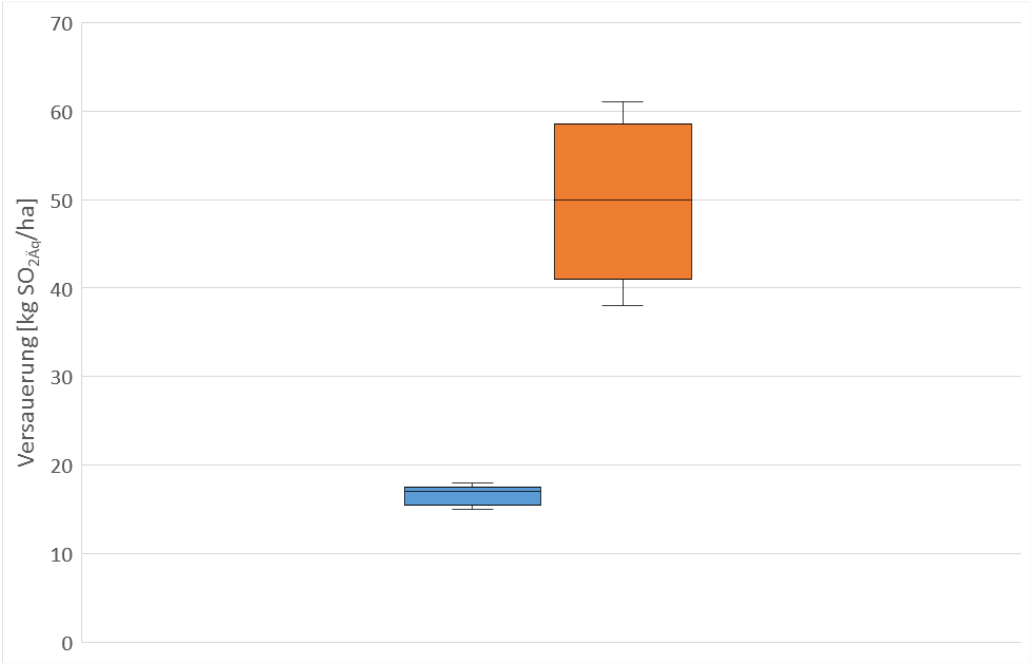

Abbildung 5: Wahrscheinliche Variabilität des flächenbezogenen VPs bei mineralischer (blau) und organischer (orange) N-Düngung beim Rapsanbau

Abbildung 4 zeigt das EP nach der Monte Carlo Simulation. Erwartungsgemäß ist das EP bei der Verwendung von mineralischem N-Dünger geringer (Medianwert 8,3) als bei Verwendung von organischen N-Dünger (Medianwert 17), gleiches trifft auf die Standardabweichung zu (σ(N_min) = 4,4% und σ(N_org) = 14%). Die Differenz zwischen dem 25% und 75% Perzentil beträgt bei der Verwendung von mineralischem N-Dünger 0,5 und bei der Verwendung von Wirtschaftsdünger 5 kg $PO_{4Äq}$/ha und ist somit 10-mal so hoch wie beim mineralischen N-Dünger. Abbildung 5 zeigt das VP nach der Monte Carlo Simulation. Das VP ist ebenfalls bei der Verwendung von mineralischem N-Dünger geringer (Medianwert 17) als bei Verwendung von organischem N-Dünger (Medianwert 50), gleiches trifft auf die Standardabweichung zu (σ(N_min) = 7% und σ(N_org) = 17%). Die Differenz zwischen dem 25% und 75% Perzentil beträgt bei der Verwendung von mineralischem N-Dünger 1 und bei der Verwendung von Wirtschaftsdünger 12 kg $SO_{2Äq}$/ha und ist somit 12-mal so hoch wie beim mineralischen N-Dünger.

Legt man das Basisszenario zugrunde, können die Unterschiede weiter quantifiziert werden. Obwohl durch die Verwendung von Wirtschaftsdünger anstelle von KAS die Ammoniakemissionen in Höhe von ca. 5,5 kg $SO_{2Äq}$/ha aus der Herstellung des Düngers eingespart werden, ergeben sich höhere Emissionen auf dem Feld, 46 anstelle von ca. 7,5 kg $SO_{2Äq}$/ha. Ammoniak hat auch eutrophierende Wirkung und trägt zu ca. 60% zum EP beim Rapsanbau bei Verwendung von Wirtschaftsdünger und zu ca. 13% bei mineralischer N-Düngung bei. In beiden Fällen ist also die erhöhte Ammoniakemission bei Verwendung des Wirtschaftsdüngers die Ursache für das erhöhte Versauerungs- und Eutrophierungspotential bei Verwendung von Wirtschaftsdünger im Vergleich zu KAS.

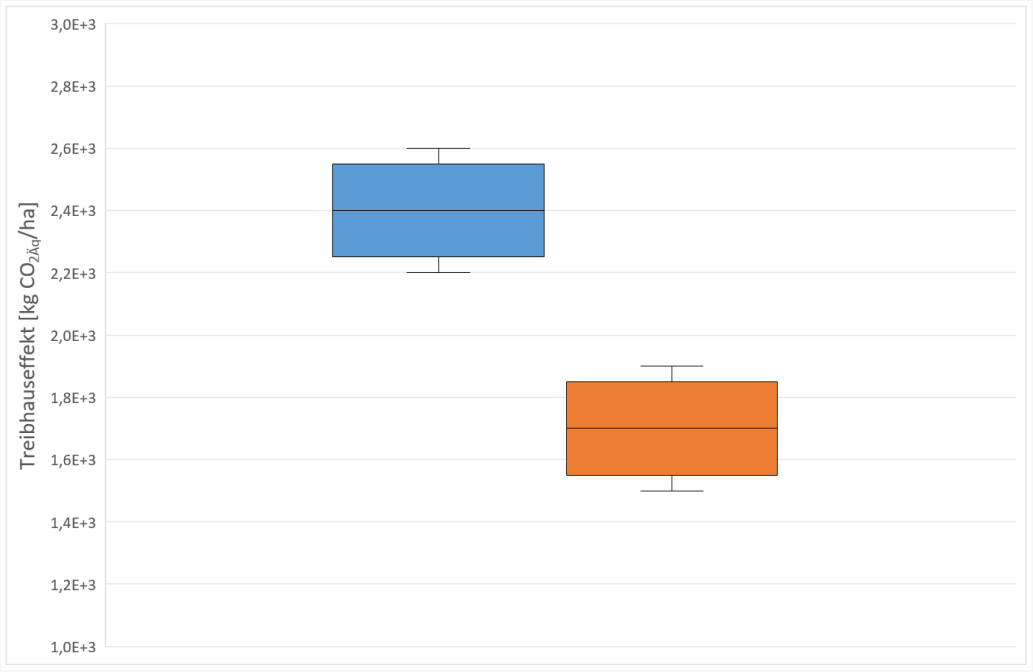

Abbildung 6: Wahrscheinliche Variabilität des Treibhauseffektes(THE) bei mineralischer (blau) und organischer (orange) N-Düngung beim Rapsanbau

In Abbildung 6 ist die wahrscheinliche Variabilität des THEs dargestellt. Im Gegensatz zu EP und VP erniedrigt sich der flächenbezogene THE bei Verwendung von Wirtschaftsdünger um ca. 700 kg $CO_{2Äq}$/ha (Differenz der Medianwerte der Simulation). Die Schwankungsbreite ist bei beiden Düngevarianten mit ± 200 kg $CO_{2Äq}$/ha gleich groß, da der N_2O-Emissionsfaktor für N_min und N_org sich nicht unterscheidet und die gleiche N-Menge verwendete wurde. Die Erniedrigung des THE ergibt sich aus den eingesparten THG-Emissionen bei der Herstellung von KAS. Legt man, wie in diesem Fall einen THE von 3,7 kg $CO_{2Äq}$/kg N für KAS zugrunde, entstammen ca. 550 kg $CO_{2Äq}$/ha aus den eingesparten CO_2-Emissionen und ca. 150 kg $CO_{2Äq}$/ha aus den eingesparten N_2O-Emissionen.

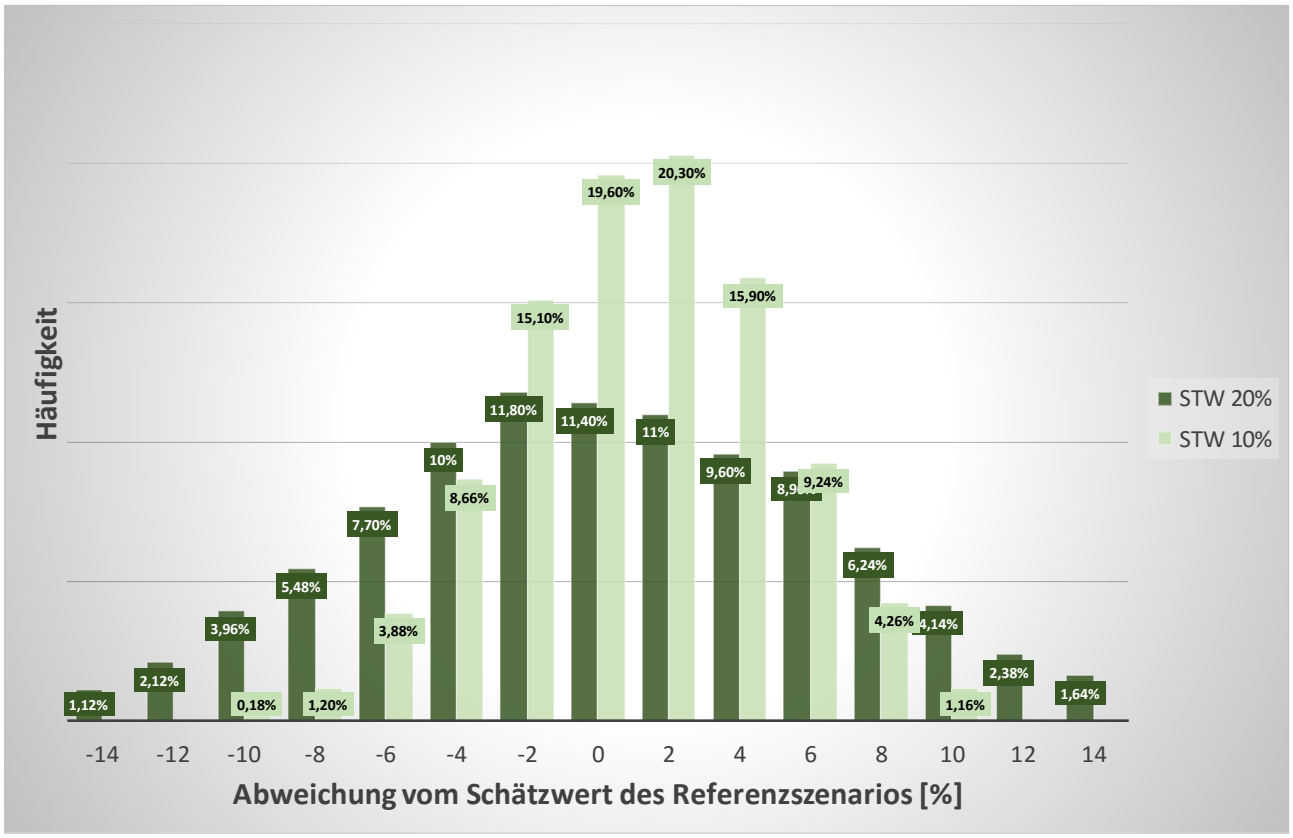

Abbildung 7: Die Häufigkeitsverteilung des THE bei unterschiedlichen Standardabweichungen der N-Emissionsfaktoren (NH_3, N_2O und NO_3^-)

Die Monte Carlo Simulation (MCS) liefert einen Schätzwert für den THE bei willkürlicher Variation der Emissionsfaktoren und des Ertrags in den in Tabelle 3 und Tabelle 4 bezeigten min-max-Bereichen unter der Annahme, dass die Standardabweichung der Emissionsfaktoren entweder 10% oder 20% beträgt; für den Ertrag wurde in beiden Fällen eine Variabilität von 10% angenommen. Die in Abbildung 7 dargestellten Werte umfassen >97,5% aller Werte aus der MCS für den Schätzwert des THE des Referenzszenarios bei der Verwendung von mineralischem N-Dünger. Somit tritt bei einer angenommenen Standardabweichung von 10% der Emissionsfaktoren der Schätzwert (~ Medianwert) mit einer Häufigkeit von 19,6% auf, beträgt die Standardabweichung der Emissionsfaktoren 20% beträgt die Häufigkeit lediglich 11,4%. Die Häufigkeitsverteilung ist unsymmetrisch, da die Min-Max-Werte des N_2O-EF unsymmetrisch zum N_2O-Emissionsfaktor (bei 200 kg N/ha Düngung) sind; bei einer höheren Standardabweichung der Emissionsfaktoren erwartungsgemäß breiter und flacher. Bei einer angenommenen Standardabweichung für den Ertrag und die Emissionsfaktoren von 10% beträgt die Wahrscheinlichkeit des Schätzwertes im Intervall ±10% 99,5% und im Intervall ±7% ca. 80%.

1.2.1 Standort-spezifische Ökobilanzen von den Versuchsstandorten für das Raps-Projekt

Eine räumliche Differenzierung ist sinnvoll, wenn entweder Emissionen in relevantem Ausmaß von standort-spezifischen Faktoren abhängen oder wenn die Emissionen Umweltwirkungen haben, die besondere Auswirkungen auf das lokale Umweltsystem haben (Hauschild 2006, Hauschild, Goedkoop et al. 2013). In Bezug auf Ökobilanzen werden die unterschiedlichen Emissionen in der Sachbilanz erfasst und die unterschiedlichen Auswirkungen auf das lokale Ökosystem in der Wirkungsabschätzung durch Verwendung räumlich differenzierter Charakterisierungsfaktoren. Letzteres ist umso bedeutender je spezifischer die Auswirkungen sind, das trifft insbesondere auf terrestrische Wirkungskategorien wie Ökotoxizität, Eutrophierung und Versauerung zu. Im Rahmen dieser Studie werden die Umweltkategorien entweder nicht betrachtet, z.B. terrestrische und aquatische Ökotoxizität, oder umweltmedienübergreifende Charakterisierungsfaktoren verwendet, z.B. kombinierte Betrachtung von terrestrischer und aquatischer Eutrophierung und Versauerung.

In dieser Analyse werden ausschließlich die standortgetriebenen Emissionen auf Sachbilanzebene diskutiert, da für Wirkungen mit globaler Wirkung wie dem Treibhauseffekt, der in den Projekten im Fokus stand, eine räumliche Differenzierung der Auswirkungen auf das lokale Ökosystem wenig zielführend ist.

Die in der EU-RED angegebenen Standardwerte für den Treibhauseffekt (THE) beim Rapsanbau basieren auf europäischen Durchschnittswerten für die Aktivitätsdaten (Input- und Outputmengen beim Rapsanbau) und für die Hintergrundwerte (THG-Emissionen bei der Herstellung der Betriebsmittel). Nach BioGrace, einem von den zuständigen nationalen und europäischen Stellen zur Berechnung der THG-Berechnung von Biotreibstoffen anerkannten, soll die Berechnung der N_2O-Feldemissionen auf Basis der IPCC-Methodik (IPCC 2006) erfolgen. Dort sind drei methodische Stufen (Tier1-3) für die Berechnung der direkten und indirekten N_2O-Emissionen angegeben, die sich im Hinblick auf die Verfügbarkeit spezifischer oder modellbasierter Emissionsfaktoren unterscheiden. Nach der Tier 1 Methode stehen globale Emissionsfaktoren für die Berechnung der Feldemissionen zur Verfügung, die nur von der N-Inputmenge abhängen. Der GNOC-Ansatz, der auf dem von (Stehfest and Bouwman 2006) veröffentlichten Ansatz für die Berechnung der direkten N_2O-Emissionen beruht, entspricht einer Tier 2 Methode und berücksichtigt neben der N-Düngemenge auch Bodencharakteristika, Klimazone und Fruchtartgruppen. Die Abhängigkeit der N_2O-Emissionen von diesen Parametern wird mit einer exponentiellen Funktion beschrieben. Der Einfluss von Bodentypen auf den N_2O-Emissionsfaktor ist im Raps-Abschlussbericht (Flessa H. 2017) bereits diskutiert.
Im Rahmen des Rapsprojekts wurde in Anlehnung an die Methodik von (Stehfest and Bouwman 2006) ein für Raps spezifischer, exponentieller Zusammenhang zwischen der mineralischen N-Düngung und den direkten N_2O-Emissionen abgeleitet. Damit ergibt sich ein rapsspezifischer Emissionsfaktor von 0,6% bei einem Düngerinput von 200 kgN/ha. Auch für die NH_3-Emissionen und die Nitratauswaschung wurden projektspezifische Verlustfaktoren ermittelt, die für die Berechnung der indirekten Lachgasflüsse relevant sind (Flessa H. 2017). Die durchschnittlichen, relativen NH_3-Verluste sind repräsentativ für eine organische Düngung mit Schleppschlauchausbringung. Die potentielle Nitratauswaschung beim Rapsanbau wurde mithilfe des im Abschlussbericht beschriebenen Prozessmodells simuliert. In Tabelle 5 sind die im Rapsprojekt abgeleiteten Emissionsfaktoren (EF) inklusive ihrer Schwankungsbreite aufgeführt und den EF nach IPCC 2006 Tier 1 gegenübergestellt.

Tabelle 5: Emissionsfaktoren (EF) für die Berechnung der Feldemissionen

EF	IPCC 2006, Tier 1	Raps-Projekt
N_2O-N, direkt	1%	0,6% (bei 200 kgN/ha) **0,57%** (bei 180 kgN/ha)
NH_3-N	10% (min.) 20% (org.)	 **13% (**7,6 - 18,3%) (org,)
NO_3^--N	30% (bei Überschreitung der Wasserhaltekapazität)	**10,5%** (6 - 15%) (min.) **9,5%** (6 - 13%) (org.)

Je nach Zielrichtung einer THG-Bilanz sind die europäischen Durchschnittswerte durch länder-, regional-, orts- oder betriebsspezifische Daten zu ersetzen und die Feldemissionsberechnung anzupassen. Zur Ableitung standortspezifischer Ökobilanzen für den Rapsanbau werden daher im Vergleich zur THG-Bilanz nach der EU-RED (Referenz) folgende Änderungen stufenweise vorgenommen:

1. Für eine standortspezifische **THG-Bilanz**:
   a. Verwendung standortspezifischer Aktivitätsdaten anstelle der europäischen Durchschnittswerte
   b. Ermittlung der Feldemissionen anhand der projektspezifischen Daten anstelle der Emissionsfaktoren nach IPCC 2006, Tier 1
2. Für eine standortspezifische **Ökobilanz**:

   Einbeziehung weiterer Wirkungskategorien und Berücksichtigung weiterer Emissionen über die THG hinaus (Verwendung von Hintergrunddaten aus Inventardatenbanken anstelle der THG-Hintergrunddaten nach EU-RED/JRC-2015)

Abbildung 8 verdeutlicht den Zusammenhang der Datengrundlage für das stufenweise Vorgehen:

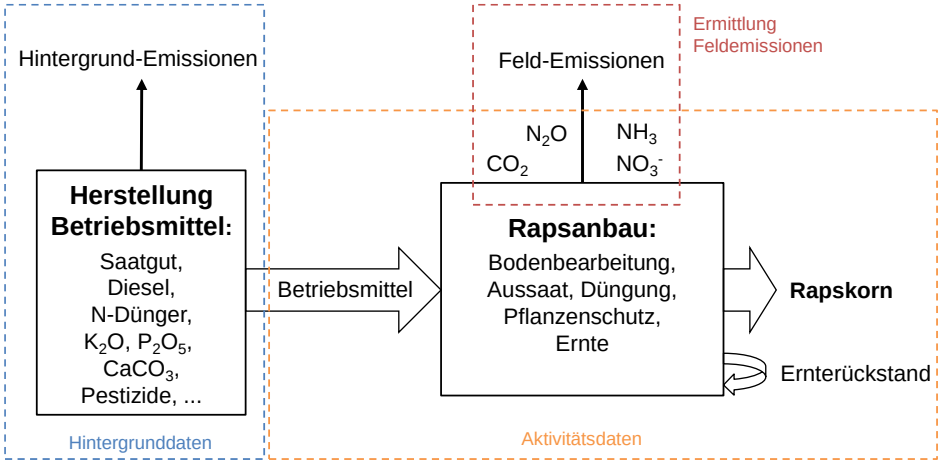

Abbildung 8: Gliederung der Datengrundlage für die Erstellung der Sachbilanz des Rapsanbaus

1.2.1.1 Standorteinfluss auf die THG-Bilanz des Rapsanbaus

Zur Beurteilung des Standorteinflusses auf das Ergebnis der THG-Bilanz für den Rapsanbau im Vergleich zu den europäischen Standardwerten der EU-RED (Referenz) wurden a) die Aktivitätsdaten und b) die Ermittlung der Feldemissionen angepasst. Dafür wurden die drei Versuchsstandorte mit den höchsten gemessenen N_2O-Emissionen ausgewählt. Es wurden jeweils die Varianten MIN (180 kg N mineralischer Dünger) und GÄR (180 kg NH_4-N organischer Gärrest-Dünger) betrachtet, da diese typische Düngegaben beim Rapsanbau repräsentieren. Die gedüngte Gesamtstickstoffmenge N_{total} des Gärrestes betrug etwa das 1,5-fache der NH_4-N-Menge. Für die **Aktivitätsdaten** an den Standorten wurden die in der Datenbank „GHG-DB-Thünen“ gespeicherten standortspezifischen Versuchsdaten verwendet (s.*Tabelle 6*). Zum Ausgleich der zeitlichen Varianz wurden die Aktivitätsdaten über die drei Versuchsjahre 2013-2015 gemittelt. Die **Hintergrunddaten** (THG-Emissionen pro Mengeneinheit Betriebsmittel) basieren – wie beim Referenzszenario auch – auf JRC-2015 (s.

Tabelle 7, linke Spalte). Für die **Ermittlung der Feldemissionen** wurden für die Standorte drei Varianten verwendet: 1. Emissionsfaktoren (EF) nach IPCC 2006 (Tier 1) wie im Referenzszenario, 2. im Projekt abgeleitete rapsspezifische EF (s. Tabelle 5, Fettdruck), 3. direkte Messwerte bzw. modellierte Werte an den

jeweiligen Standorten (s. *Tabelle 6*). Die aus den Messwerten abgeleiteten interpolierten Lachgasflüsse (N_2O) sowie die aus den Prozessmodellen berechneten täglichen N-Auswaschungen (NO_3^-) sind über den Bilanzzeitraum von Ernte Gerste bis Ernte Raps kumuliert. Dieser Bilanzzeitraum entspricht der landwirtschaftlichen Praxis und grenzt den Rapsanbau klar von dem Anbau der anderen Fruchtfolgeglieder ab. Alle auf Messwerten basierenden Feldemissionswerte stellen den Mittelwert über die drei Versuchsjahre 2013-2015 dar. Die Berechnung der N_2O-Emissionen in der GÄR-Variante erfolgte, entsprechend dem methodischen Vorgehen von IPCC 2006, auf Basis des N_{total}-Inputs des organischen Gärrest-Düngers. Im **Referenzszenario** beruhen die Aktivitätsdaten (*Tabelle 6*) sowie die Hintergrundwerte (

Tabelle 7) auf JRC-2015 v1a. Die Feldemissionen sind mit den Emissionsfaktoren (EF) nach IPCC 2006 Tier1 berechnet.

Tabelle 6: Aktivitätsdaten und Feldemissionen für den Rapsanbau, flächenbezogen

Betriebsmittel bzw. Emission	Einheit	Referenz		Standort-spezifisch					
		Europäischer Durchschnitt (JRC-2015)		Hohenschulen (HOH)		Ihinger Hof (IHO)		Merbitz (MLU)	
		MIN	GÄR	MIN	GÄR	MIN	GÄR	MIN	GÄR
		(Einheit/ha)							
Input: Betriebsmittel									
Diesel	MJ	2987		3480	3958	3646	4135	4933	5422
N-Dünger	kg N_{total} kgNH_4-N	**137**	**211**[1] 137	**180**	**287,5** 178,3	**180**	**310,3** 188,5	**180**	**237,9** 180
$CaCO_3$	kg CaO	137,3		(85,5)[2]	-	(85,5)	-	(85,5)	-
K_2O	kg K_2O	42,0		26,7		-		-	
P_2O_5	kg P_2O_5	31,9		46,3		-		-	
Kieserit	kg$MgSO_4$	-		200		90		20	
Pestizide	kg	6,61		1,23		2,04		2,21	
Saatgut	kg	6,0		2,93		2,86		2,93	
Output: Produkt und verbleibender Rückstand									
Rapskorn	kg FM (9%H_2O)	**2877**		**5127**	**4864**	**4360**	**4137**	**4630**	**4305**
Ernte-rückstand*)	kg TM (kg N)	5171 (64,3)		11456 (76,4)	10557 (62,2)	10170 (79,4)	10565 (66,8)	12470 (86,1)	12445 (74,2)
Output: Feldemissionen (1. berechnet auf Basis der EF nach IPCC 2006, Tier 1 2. berechnet auf Basis der durchschnittlichen EF aus dem Raps-Projekt 3. **gemessen** bzw. modelliert)									
CO_2 (aus Kalkung)	kg CO_2	73,9		0[3]	-	0	-	0	-
N_2O-direkt	kg N_2O	3,16	4,32	4,03 2,30 **1,78**	5,49 3,13 **1,87**	4,08 2,32 **1,47**	5,93 3,38 **1,24**	4,18 2,38 **4,67**	4,91 2,80 **3,38**
N_2O-indir.	kg N_2O	0,93	1,64	1,19 0,36 **0,57**	2,14 0,98 **1,38**	1,20 0,36 **0,38**	2,31 1,06 **0,71**	1,22 0,37 **0,08**	1,85 0,84 **0,62**
NH_3	kg NH_3	16,6	51,2	21,9 4,0[4] **4,0**[4]	69,8 45,4 **68,2**	21,9 4,0 **4,0**	75,4 49,0 **29,4**	21,9 4,0 **4,0**	57,8 37,6 **45,3**
NO_3^-	kg NO_3^-	267,5	365,5	340,7 115,9 **196,7**	464,5 147,1 **188,4**	344,6 117,1 **124,2**	501,0 158,7 **125,2**	353,5 119,9 **11,6**	414,7 131,3 **12,3**

[1] Annahme: 65% NH_4-N von N_{total} (= durchschnittlicher NH_4-N-Gehalt der Gärreste an den 3 Standorten)
[2] in KAS enthaltene $CaCO_3$-Menge (als CaO), berechnet für KAS (27% N, 22,9% $CaCO_3$) nach (Haenel H-D 2016)
[3] berechnete maximale CO_2-Menge (67 kgCO_2/ha) ist kleiner als die dem N-Dünger bereits zugerechnete CO_2-Menge durch Neutralisation (180 kgN/ha * 0,59 kgCO_2/kgN) und wird daher auf Null gesetzt (Edwards R. 2015)
[4] berechnet: EF (KAS) = 0,022 kg NH_3/kg N (Haenel H-D 2016)
*) Ernterückstand = Stroh + Wurzel; Strohmenge gemessen, Wurzelmasse berechnet nach (Haenel H-D 2016)

Mit der THG-Bilanz wird ausschließlich der potentielle Treibhauseffekt (THE) durch den Rapsanbau bewertet. Die dazu beitragenden, hier betrachteten Emissionen sind CO_2, N_2O und CH_4. Die NH_3-Feldemissionen und NO_3^--Auswaschungen gehen nur indirekt in die Bewertung ein, indem sie als Berechnungsgrundlage für die indirekten N_2O-Emissionen dienen. Das Ergebnis der THG-Bilanz kann flächen- oder produktbezogen dargestellt werden und lässt sich durch den Ertrag pro Fläche ineinander umrechnen. Die Sachbilanz ist entsprechend der landwirtschaftlichen Praxis pro Flächeneinheit aufgestellt (*Tabelle 6*). Die Auswertung der THG-Bilanz erfolgt in Bezug auf 1 t Raps, da der produktbezogene THE linear proportional zum THE pro MJ Biodiesel ist.

1.2.1.2 Einfluss der standortspezifischen Aktivitätsdaten auf die THG-Bilanz

Werden im Vergleich zum Referenzszenario nur die Aktivitätsdaten verändert und die Berechnung der Feldemissionen auf Basis der EF nach IPCC 2006 Tier1 beibehalten, so wird im Wesentlichen die ertragsbezogene N-Düngermenge variiert (s. *Tabelle 6*). Dadurch sinkt der produktbezogene THE um ca. 25%. Das Verhältnis zwischen den verursachenden Feld- und Hintergrundemissionen bleibt jedoch nahezu konstant. Die an den Versuchsstandorten durchgeführte N-Düngevariante mit 100% Gärrest führt zu einem ähnlichen Gesamt-THE wie die jeweilige Variante mit 100% mineralischem N-Dünger. Jedoch ist das Verhältnis von Feld- zu Hintergrundemissionen stark verschoben (s. Abbildung 9). In der GÄR-Variante dominieren die Feldemissionen.

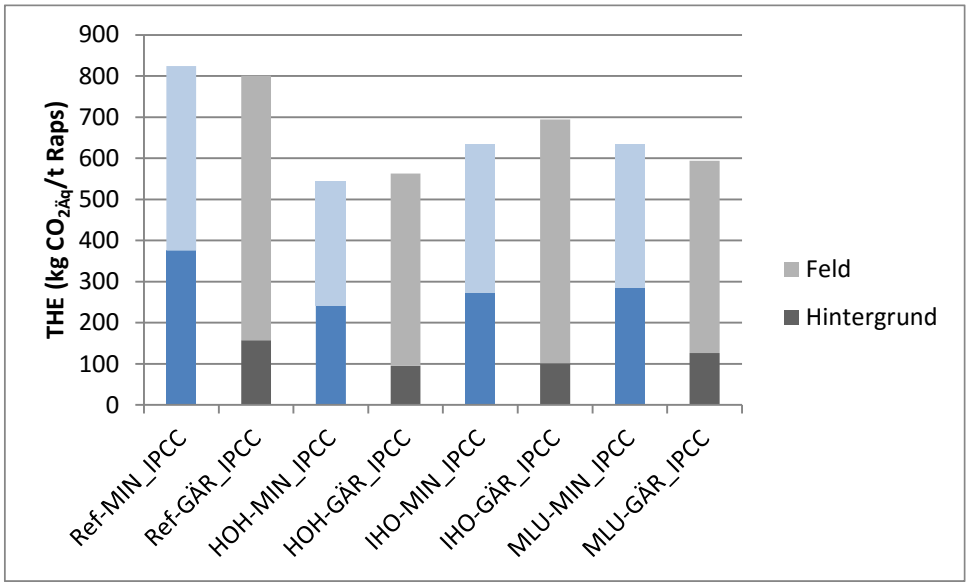

Abbildung 9: Produktbezogener Treibhauseffekt (THE) des Rapsanbaus für die generische Referenz (Ref) und die Standorte Hohenschulen (HOH), Ihinger Hof (IHO) und Merbitz (MLU) in den Düngevarianten 100% MIN (blau) und 100% GÄR (grau), Feldemissionsberechnung auf Basis EF nach IPCC 2006 Tier 1

Die Hintergrundemissionen werden überwiegend durch die Herstellung des mineralischen N-Düngers verursacht, organischen N-Düngern werden gemäß der EU-RED keine Hintergrundemissionen angerechnet. Bei einer Gärrestdüngemenge, deren NH_4-N-Menge der mineralisch gedüngten Menge entspricht, aber die N_{total}-Menge um ca. 50% höher liegt, nehmen die Hintergrundemissionen erwartungsgemäß ab, aber die Feldemissionen zu. Werden bei konstanter mineralischer N-Düngermenge höhere Erträge erzielt, verringert sich die ertragsbezogene N-Düngemenge und sowohl die Hintergrundemissionen als auch die düngerinduzierten Feldemissionen je t Raps nehmen ab. Entsprechend ergibt sich für den Treibhauseffekt THE die Reihenfolge: HOH < MLU < IHO.

Die an den Versuchsstandorten gemessenen Erträge lagen erfahrungsgemäß höher als die durchschnittlich erzielten Rapserträge in Deutschland bzw. in den NUTS-2 Regionen. Damit sind auch die Aktivitätsdaten gegenüber der landwirtschaftlichen Praxis entsprechend geringer. Geht man bei gleichen Aktivitätsdaten von einem 20% geringeren Ertrag bei Praxisbetrieben aus, führt das zu höheren produktbezogenen THG-Emissionen, entspricht aber immer noch einer Reduktion von durchschnittlich ca. 6% gegenüber der Referenz.

1.2.1.3 Einfluss der Ermittlung der Feldemissionen auf die THG-Bilanz

Die Einführung der im Projekt hergeleiteten rapsspezifischen, mittleren Emissionsfaktoren für N_2O, NH_3 und die NO_3^-, die alle unterhalb der EF nach IPCC 2006 Tier1 liegen (s. Tabelle 5), führt zu einer weiteren deutlichen Reduktion des produktbezogenen THE. Im Vergleich zum Referenzszenario sinkt damit der standortspezifische THE insgesamt um bis zu 50%. Die Berechnung der Feldemissionen anhand der IPCC- oder rapsspezifischen EF führt zu homogeneren Ergebnissen für den THE als der direkte Einsatz der standortspezifischen Messwerte, da die verwendeten EF einem Durchschnittswert innerhalb der Schwankungsbreite der einzelnen Messwerte über alle berücksichtigten Standorte und Jahre entsprechen.

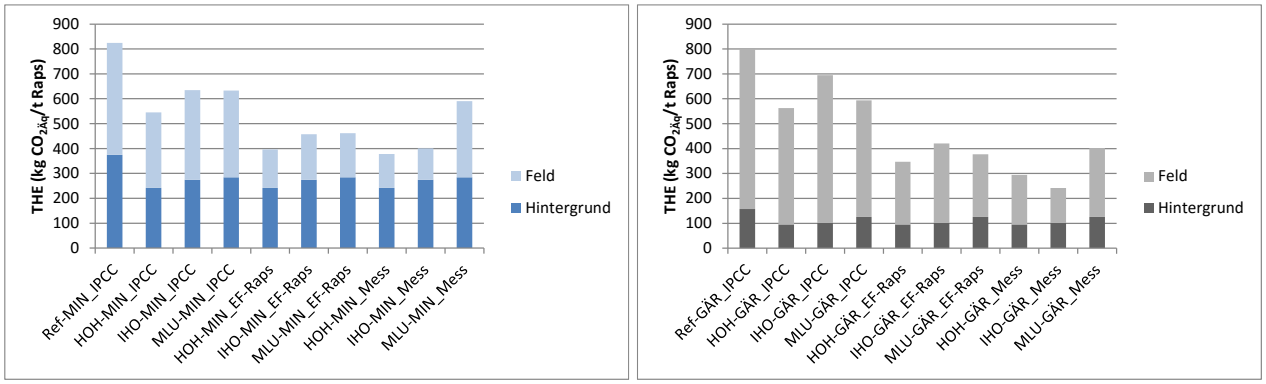

Abbildung 10: Produktbezogener Treibhauseffekt (THE) des Rapsanbaus bei Variation der Aktivitätsdaten und der Ermittlung der Feldemissionen (IPCC: berechnet mit EF nach IPCC 2006 Tier 1, EF-Raps: rapsspezifische EF aus Projektergebnissen, Mess: standortspezifische Messwerte), links: MIN-Variante (blau), rechts: GÄR-Variante (grau)

Die direkten Messwerte spiegeln die Standortunterschiede wider. In Abbildung 10 wird deutlich, dass am Standort Merbitz (MLU) im Vergleich zu den anderen Standorten die höchsten Feldemissionen gemessen wurden. Darüber hinaus zeigt *Tabelle 6*, dass diese Feldemissionen hauptsächlich auf die direkten N_2O-Emissionen zurückzuführen sind, die wiederum der schweren Bodentextur geschuldet ist (vergl. Diskussion in (Flessa H. 2017)). Die modellierte Nitratauswaschung ist dagegen an diesem Standort am geringsten, wirkt sich aber in der THG-Bilanz nur auf die indirekten N_2O-Emissionen aus. Insgesamt liegen die am Standort MLU gemessenen N_2O-Feldemissionen 73% höher als die auf Basis der rapsspezifischen EF berechneten. Sie entsprechen für die MIN-Variante eher dem berechneten Wert auf Basis der EF nach IPCC 2006 Tier1. Dagegen wurden an den Standorten IHO und HOH geringere direkte N_2O-Feldemissionen gemessen, als auf Basis der durchschnittlichen, rapsspezifischen EF berechnet. Gleichzeitig lagen am Standort HOH die höchsten modellierten Nitratauswaschungen vor, die größer waren als die im Rapsprojekt durchschnittlich berechneten, und führten zu einem 58% höheren Beitrag aus den indirekten N_2O-Emissionen als im Durchschnitt.
In der GÄR-Variante entspricht der Gesamt-THE auf Basis der berechneten N_2O-Feldemissionen in etwa der Größenordnung der MIN-Variante, bei der die höheren Feldemissionen die geringeren Hintergrundwerte kompensieren. Der THE auf Basis der gemessenen Feldemissionen ist dagegen geringer als in der MIN-Variante, da die gemessenen direkten N_2O-Emissionen am Standort HOH in einer ähnlichen Größenordnung lagen und an den Standorten IHO und MLU sogar geringer waren als in der MIN-Variante. Dies könnte auf eine geringere N-Verfügbarkeit des organischen Düngers hindeuten. Der Anteil der indirekten N_2O-Emissionen kommt in der GÄR-Variante noch stärker zum Tragen und führt am Standort HOH mit den höchsten gemessenen NH_3-Emissionen und modellierten Nitratauswaschungen zu höheren N_2O-Emissionen als in der MIN-Variante.

1.2.1.4 Standorteinfluss auf die Ökobilanz des Rapsanbaus

Wie in Abbildung 3 dargestellt, haben die N-bürtigen Feldemissionen neben dem Treibhauseffekt auch eine Wirkung auf das Versauerungs- (VP) und Eutrophierungspotential (EP). Daher wird die Umweltwirkungsabschätzung für den Rapsanbau erweitert um diese Wirkungskategorien und die THG-Hintergrunddaten werden ersetzt durch entsprechende Module aus der Inventardatenbank ecoinvent 2.2 (ohne Infrastruktur), die über die THG (CO_2, CH_4, N_2O) hinaus auch weitere Emissionen bei der Herstellung der Betriebsmittel beinhalten. Zudem wurde der generische N-Düngermix nach JRC-2015 substituiert durch das an den Versuchsstandorten verwendete Kalkammonsalpeter (KAS), dessen ecoinvent-Datensatz im Hinblick auf die N_2O-Emissionen noch dem Stand der Technik (Christensen 2014) angepasst wurde. Für die Wirkungsabschätzung wurde für den THE die Methode IPCC 2007 sowie für VP und EP die Methode CML 2001 verwendet. Die Hintergrundwerte für die Herstellung der Betriebsmittel nach ecoinvent 2.2 sind in

Tabelle 7 für die drei Wirkungskategorien aufgeführt und den THG-Hintergrundwerten nach JRC-2015 gegenübergestellt.

Tabelle 7 enthält auch die Äquivalenzfaktoren für die betrachteten Feldemissionen, die den Wirkungsabschätzungsmethoden zugrunde liegen. Die Aktivitätsdaten und Feldemissionswerte wurden entsprechend *Tabelle 6* beibehalten.

Tabelle 7: Hintergrund-Emissionswerte sowie Äquivalenzwerte für die Feldemissionen je Wirkungskategorie

Betriebs-mittel bzw. Emission	Einheit	JRC-2015	Ecoinvent 2.2		
		THE (g $CO_{2Äq}$/Einheit)	THE (g $CO_{2Äq}$/Einheit)	VP (g $SO_{2Äq}$/Einheit)	EP (g $PO_{4Äq}$/Einheit)

Herstellung Betriebsmittel					
Diesel[1)]	MJ	20,7 + 73,25	9,9 + 73,25	0,1	0,01
N-Dünger[2)]	kg N	3977[a)] + 590	3776[b)] + 590	30,6	6,7
$CaCO_3$	kg CaO	89,6	75,7	0,2	0,03
K_2O	kg K_2O	635,7	364,4[c)]	1,1	0,17
P_2O_5	kg P_2O_5	1176	1747[d)]	31,4	42,5
Pestizide	kg	13896	9391	83,7	19,4
Saatgut	kg	734	1389	36,7	16,5
Feldemissionen					
CO_2	g CO_2	1	1	-	-
N_2O	g N_2O	298	298	-	0,27
NH_3	g NH_3	-	-	1,88	0,35
NO_3^-	g NO_3^-	-	-	-	0,1

[1)] Herstellung + Verbrennung, [2)] Herstellung + CO_2 aus Neutralisation bei Düngerapplikation (Werte bezogen auf mineralischen N-Dünger, Gärresten werden keine Herstellungsemissionen angerechnet)
[a)] generischer Mix, [b)] KAS, modifiziert, [c)] KCl, [d)] Tripel-Superphosphat

Durch den hier vollzogenen Wechsel der Hintergrundwerte ändert sich der bereits analysierte THE um 0-3%. Dem produktbezogenen THE werden die hinzukommenden Versauerungs- und Eutrophierungspotentiale gegenübergestellt (Abbildung 11).

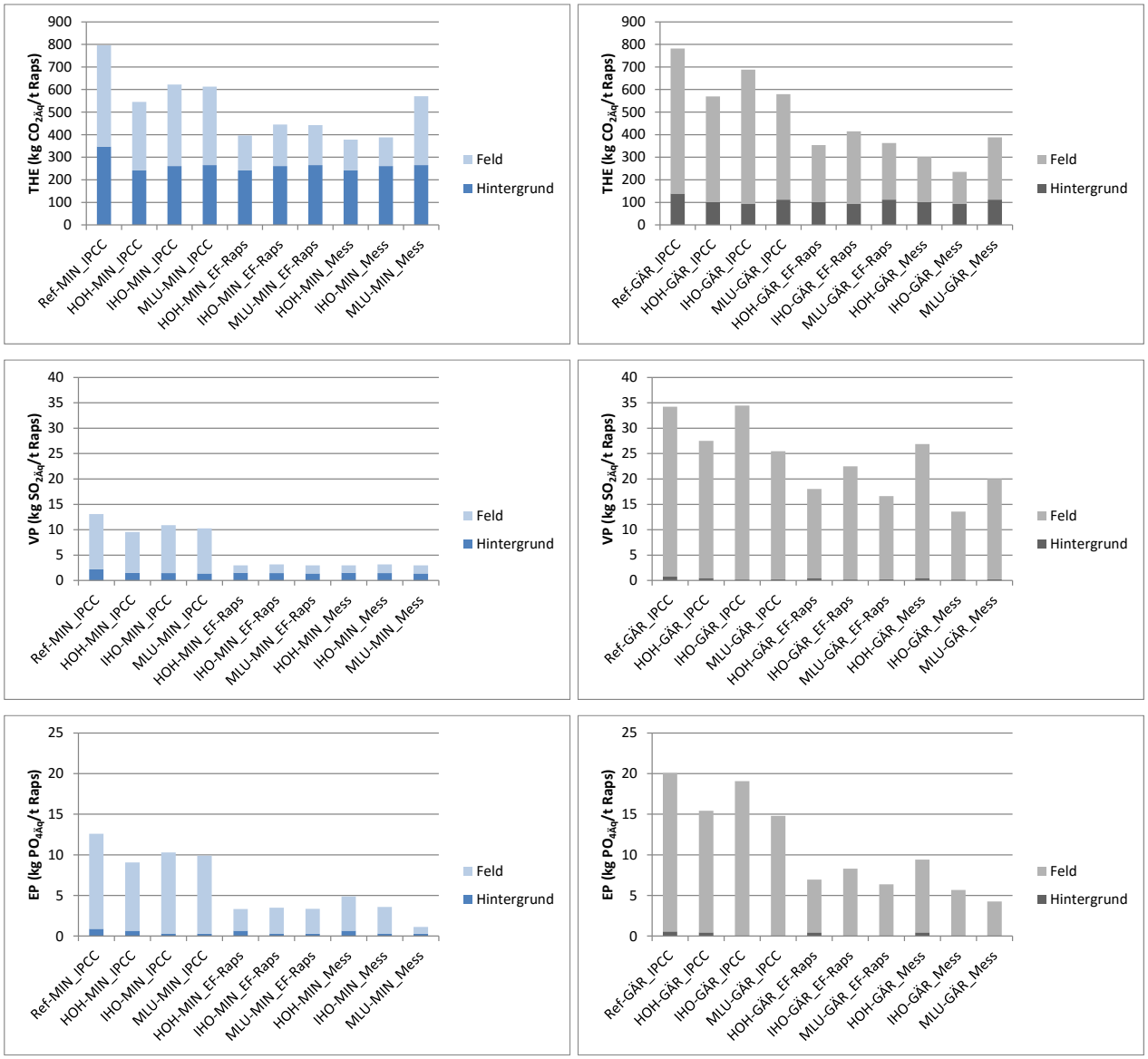

Abbildung 11: Produktbezogene Umweltwirkungen: Treibhauseffekt (THE), Versauerungspotential (VP) und Eutrophierungspotential (EP) für die MIN- und GÄR-Variante auf Basis standortspezifischer Daten im Vergleich zur Referenz auf Basis europäischer Durchschnittswerte, links: MIN-Variante (blau), rechts: GÄR-Variante (grau)

Auffällig ist, dass das VP und EP fast ausschließlich durch die Feldemissionen verursacht werden. Der sehr geringe Beitrag aus den Hintergrundprozessen stammt im Wesentlichen aus der Herstellung der N- und P_2O_5-Dünger. Von den Feldemissionen trägt nur das NH_3 zur Versauerung bei. Da in der MIN-Variante keine NH_3-Feldmessungen an den Standorten durchgeführt worden sind, wurde die potentiell freigesetzte NH_3-Menge bei der Düngerapplikation anhand des EF für KAS von 0,022 kg NH_3/kg N (Haenel H-D 2016) berechnet, der deutlich geringer ist als der EF von 0,1 kg NH3-N/kg N für mineralische Dünger nach IPCC 2006 Tier 1. In der GÄR-Variante zeigt das produktbezogene VP bei Verwendung der IPCC- oder projektspezifischen EF das gleiche Muster für die Standorte wie der THE (IHO > MLU, HOH), da am Standort IHO die größte N-Gärrestmenge appliziert wurde aber der geringste Ertrag erzielt. Dagegen waren die gemessenen NH_3-Emissionen am Standort IHO am geringsten und führten in der GÄR-Variante zu einem geringeren VP als an den anderen Standorten. NH_3-Emissionen sind maßgeblich von der Applikationspraxis und den Witterungsbedingungen, insbesondere Windgeschwindigkeit und Lufttemperaturen bei der Aufbringung abhängig, mehr als von spezifischen Standortfaktoren. Am Standort IHO korreliert die geringste Windgeschwindigkeit mit dem geringsten NH_3-Emissionsfaktor von 7,6%, am Standort HOH die höchste Windgeschwindigkeit mit dem größten NH_3-EF von 18,3%. Im Vergleich der Düngevarianten untereinander zeigt die Gärrestdüngung stets ein wesentlich höheres VP als die mineralische N-Düngung.

Der gleiche Trend zeichnet sich beim produktbezogenen EP ab. Auch hier liegen die EP-Werte der Gär-Variante über der MIN-Variante und werden im Wesentlichen durch die Feldemissionen verursacht. Der Anteil aus den den Hintergrundemissionen (im Referenzsystem sind es 7% in der MIN-Variante und 3% in der Gär-Variante) stammt hauptsächlich aus der Herstellung der P_2O_5- und N-Dünger und setzt sich überwiedegend aus dem NO_3^- (79% für Ref-MIN und 65% für Ref-GÄR) und dem NH_3 (17% für Ref-MIN und

32% für Ref-GÄR) zusammen. Auf der Seite der Feldemissionen waren die modellierten Nitratauswaschungen an den Standorten bei der MIN- und der GÄR-Variante jeweils etwa gleich groß, jedoch lagen die NH_3-Emissionen aufgrund der organischen Düngung bei der GÄR-Variante stets höher als bei der MIN-Variante. Durch den 3,5-fach höheren Äquivalenzwert von NH_3 gegenüber NO_3^- (s.

Tabelle 7) verstärkt sich der Effekt für das EP noch. N_2O spielt für die Eutrophierung eine untergeordnete Rolle. Wie beim VP ergeben sich auch beim EP die größten Umweltwirkungen für den Standort IHO bei Verwendung der durchschnittlichen EF. Bei Verwendung der direkten Messwerte für die Feldemissionen weist jedoch der Standort MLU das geringste EP auf, da hier im Vergleich zu den anderen Standorten die mit Abstand geringsten Nitratauswaschungen modelliert wurden. Dies ist auf den schweren, tonhaltigen Boden zurückzuführen, der eine höhere Wasserhaltekapazität hat.

1.2.2 Variation der N-Verfügbarkeit bei Gärrest-Düngung

Nach IPCC 2006 Tier 1 wird nicht zwischen organischen und mineralischen N-Düngern unterschieden. Für die Berechnung der N_2O-Emissionen wird stets die gesamte eingebrachte N-Menge zugrunde gelegt und zu 100% dem Jahr zugerechnet, in dem der Dünger appliziert wird (diese Annahmen gelten auch für den Ernterückstand). Ebenso ist das Vorgehen bei GNOC (http://gnoc.jrc.ec.europa.eu), um die gesamten N_2O-Feldemissionen zu berechnen.

Dagegen ist das erklärte Ziel der JRC-Berichte (JRC-2017, Annex), Standardwerte zu generieren und somit nur die durchschnittlichen N_2O-Emissionen, die dem Pflanzenbau zugerechnet werden können, zu ermitteln. Daher wird vorgeschlagen, dass bei einer N-Düngung mit organischem Stalldung nur 50% des Gesamt-N-Gehalts dem Pflanzenanbau zugerechnet werden. Begründet wird diese Aufteilung der N-Mengen damit, dass nur ein Teil in pflanzenverfügbarer Form vorliegt (z.B. 42% des Stalldung-N sind im ersten Jahr verfügbar und inklusive der Langzeitwirkung vorhergehender organischer Düngerapplikationen sind es durchschnittlich ca. 50%). Dieser Ansatz erscheint pragmatisch, verstößt jedoch gegen fundamentale wissenschaftliche Erkenntnisse; einmal in das Produktsystem eingebrachter Stickstoff verschwindet nicht einfach, sondern wird entweder von Pflanzen aufgenommen oder führt zumindest langfristig zu Emissionen, die insbesondere die Gewässer- bzw. Grundwasserqualität negativ beeinflussen.

An einem Fallbeispiel soll gezeigt werden, wie sich diese unterschiedlichen Annahmen auf die Ökobilanz des Rapsanbaus auswirken. Die Szenarioanalyse wird am Beispiel der oben beschriebenen Referenz für den Rapsanbau (Aktivitätsdaten nach JRC-2015, EF nach IPCC 2006 Tier1, Hintergrunddaten nach ecoinvent 2.2) mit einer mineralischen N-Düngung von 137 kgN/ha und einem Rapsertrag von 2877 kg/ha durchgeführt. Die Umweltwirkungen dieses MIN-Szenarios werden verglichen mit Szenarien, bei denen statt der mineralischen eine organische Düngung verwendet wird (alle anderen Aktivitätsdaten bleiben konstant). Dabei soll die im Anwendungsjahr verfügbare N_{min}-Menge stets gleich der mineralischen N-Düngemenge (137 kgN/ha) sein und zu denselben Erträgen führen wie bei dem MIN-Szenario. Der N_{min}-Anteil des organischen Düngers im Anwendungsjahr an der applizierten N_{total}-Menge wird dabei stufenweise in 10%-Schritten reduziert von 100% auf 30%. Die gedüngte N_{total}-Menge erhöht sich dabei von 137 auf 457 kgN/ha und die verbleibende N_{org}-Menge steigt entsprechend von 0 auf 320 kgN/ha an. Abbildung 12 zeigt das Ergebnis für die Wirkungskategorien THE, VP und EP.

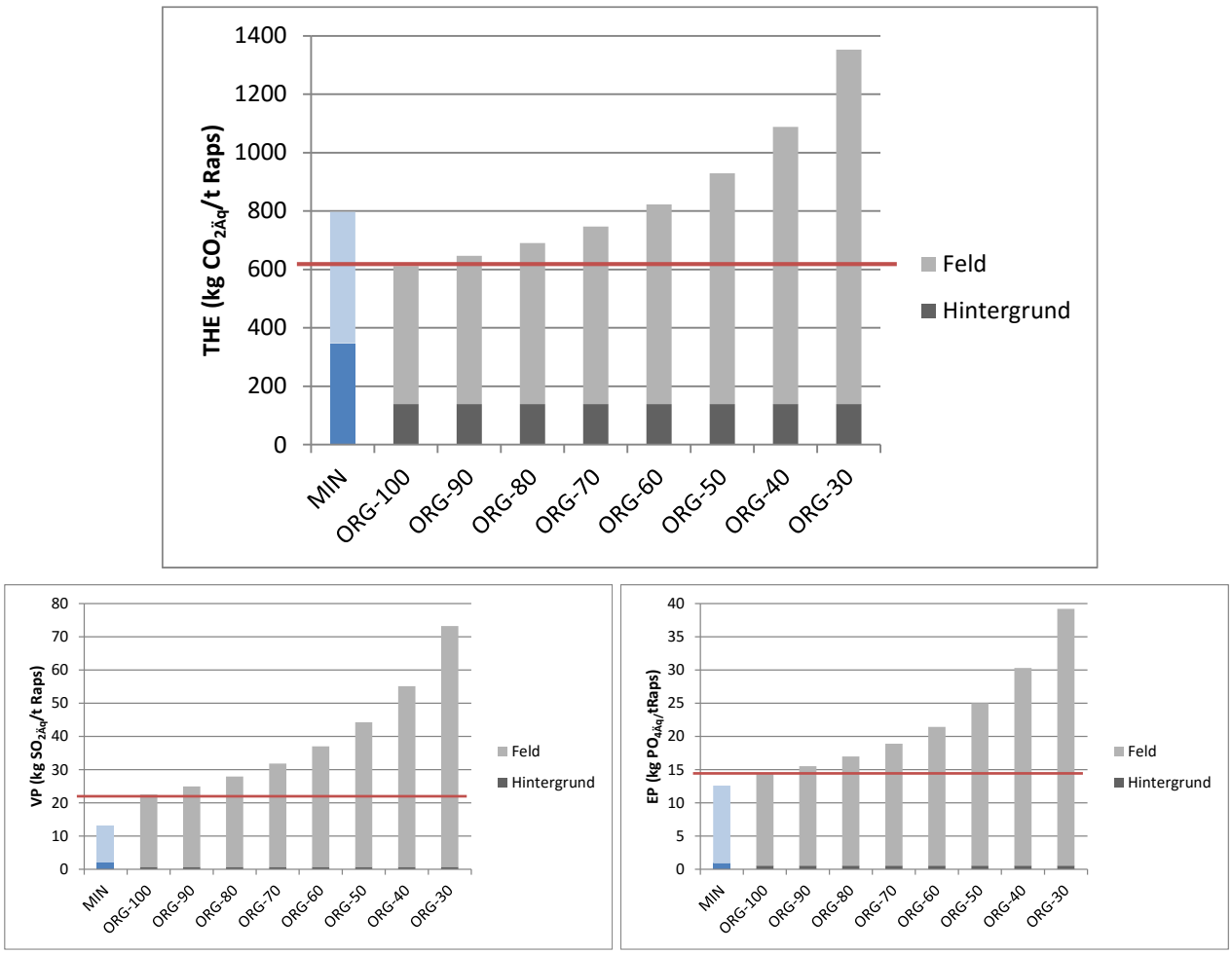

Abbildung 12: Produktbezogene Umweltwirkungen (THE, VP, EP) des Rapsanbaus bei mineralischer (MIN) und organischer (ORG) Düngung mit variierendem N_{min}-Anteil im Anwendungsjahr (100 - 30%)

Unter der Annahme, dass die gesamte eingebrachte N_{total}-Menge des organischen Düngers im Anwendungsjahr vollständig verfügbar ist (ORG-100: 100% N_{min}-Anteil im Anwendungsjahr), ergibt sich eine THE-Einsparung beim Rapsanbau von 23%. Bis zu einem N_{min}-Anteil im Anwendungsjahr von 63% (zwischen ORG-70 und ORG-60) bleibt eine positive Einsparung erhalten, auch wenn die Berechnung der N-bürtigen Emissionen auf Basis der N_{total}-Menge erfolgt. ORG-50 entspricht dem Fall, dass nur 50% der aufgebrachten N_{total}-Menge im Anwendungsjahr verfügbar ist (N_{total} = 274 kgN/ha, N_{min} = 137 kgN/ha). Wird die gesamte N_{total}-Menge zur Berechnung der Feldemissionen zugrunde gelegt, ergibt sich ein um 17% höherer THE als bei der mineralischen Düngung. Wird hingegen nur der N_{min}-Anteil für die Berechnung der Feldemissionen herangezogen, bleibt ein (scheinbarer) Vorteil von 23% der organischen gegenüber der mineralischen Düngung bestehen. Der THE des ORG-100-Szenarios kann als Maßstab genommen werden für den THE, der im jeweiligen ORG-Szenario auf der gedüngten N_{min}-Menge basiert und daher in allen Szenarien gleich ist. In Abbildung 12 entsprechen die Beträge oberhalb der roten Linie daher dem Anteil am THE, der aus dem N_{org}-Anteil resultiert und je nach angewandter Systemgrenze dem THE des Rapsanbaus zugerechnet wird oder nicht. Der Anteil am THE (128 $kgCO_{2Äq}$/t Raps), der aus dem N-Gehalt der Ernterückstände (64 kgN/ha) stammt, bleibt in allen Varianten konstant, da er auf Basis von 100% N-Ernterückstand berechnet wurde (IPCC 2006 Tier1). Der Anteil am THE, der nur aus der stets gleich gedüngten N_{min}-Menge (137 kgN/ha) stammt, beträgt 295 $kgCO_{2Äq}$/t Raps bei mineralischer und 318 $kgCO_{2Äq}$/t Raps bei organischer Düngung (durch den höheren Anteil an indirekten N_2O-Emissionen).

Im Vergleich zum THE weisen die Wirkungskategorien VP und EP stets höhere Umweltwirkungen für die organisch gedüngten Varianten auf als für das MIN-Szenario. Selbst bei Annahme einer 100%igen Verfügbarkeit der applizierten N-Menge im Anwendungsjahr steigt das VP um 72% und das EP um 14%.

Fazit: Sowohl die Erträge als auch die flächenbezogenen Umweltwirkungen variieren erheblich zwischen den Standorten. Auf Basis der rapsspezifischen EF und der standortspezifischen Messwerte ergibt sich einerseits eine THG-Einsparung für die GÄR-Variante gegenüber der MIN-Variante, andererseits nehmen Versauerung und Eutrophierung, insbesondere durch höhere NH_3-Emissionen, stark zu. Durch die Einbeziehung der Wirkungskategorien Versauerungs- (VP) und Eutrophierungspotential (EP) zeichnet sich im Vergleich von mineralischen N-Dünger zu Wirtschaftsdünger (Gärrest) ein deutlicher Zielkonflikt ab; dieser Zielkonflikt ist an Standorten mit

hohem N_2O-Freisetzungspotential geringer als an solchen (gute Wasserdurchlässigkeit und gute Belüftung) mit geringen N_2O-Freisetzungspotential.

1.2.3 Integrierte ökobilanzielle Bewertung der Ergebnisse aus beiden Projekten

Die integrierte ökobilanzielle Bewertung des Energiepflanzenanbaus erfolgt anhand der Projektdaten, die 2011-2014 im Mais-Projekt (Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas) und 2012-2015 im Raps-Projekt (Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung) erhoben wurden. Beide Projekte zielten auf die Ermittlung von Minderungspotentialen von Treibhausgasen (THG) im Rohstoffpflanzenanbau ab. Dabei spielten der Standorteinfluss, der Gärresteinsatz und der Anbau in Fruchtfolgen eine besondere Rolle. Der Fokus der integrierten Bewertung liegt auf der Untersuchung des methodischen Vorgehens zur Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten in Ökobilanzen.

Abbildung 13 zeigt die in den Projekten untersuchten Fruchtfolgestellungen von Raps und Mais. Mais in Monokultur (Großer Gärrestversuch, GroßG) wurde bereits ausführlich analysiert und beschrieben (Schlussbericht: Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas - Teilvorhaben 5: Ökobilanzen (22008110) (Abgabe 09/2015)).

Hier werden schwerpunktmäßig die Fruchtfolgen Raps-Weizen-Gerste und Mais-Weizen-Senf-Mais untersucht. Diese Mais-Fruchtfolgesequenz beinhaltet als Besonderheit die Zwischenfrucht Senf, deren Einfluss innerhalb der Fruchtfolge abgeschätzt werden soll.

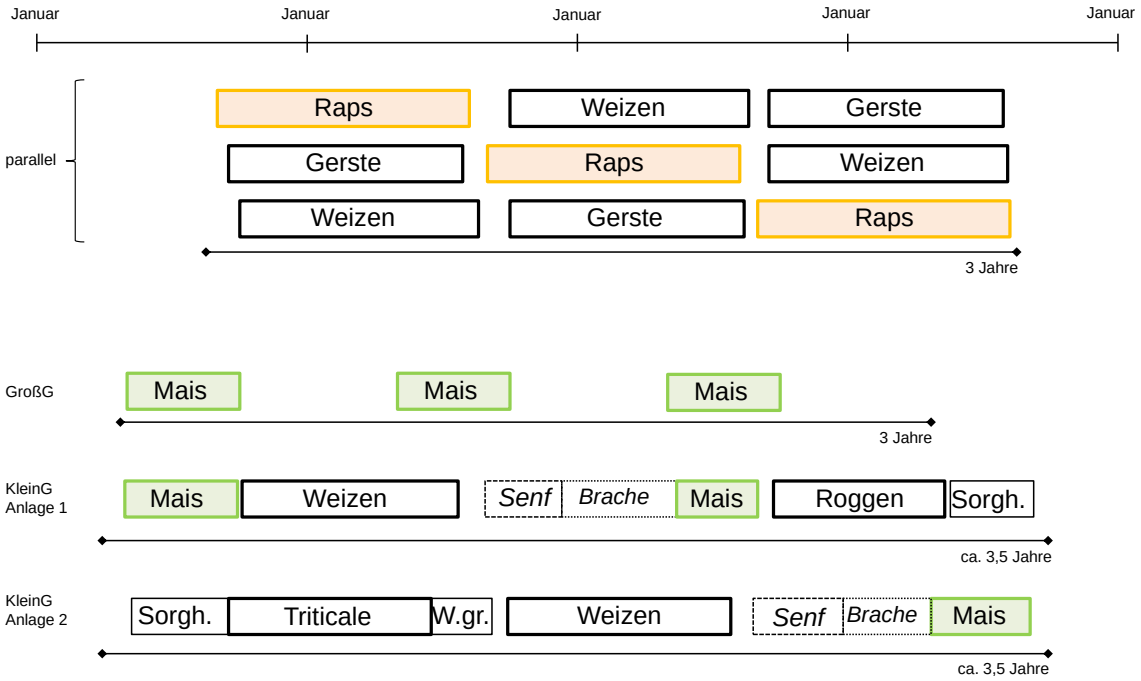

Abbildung 13: Raps und Mais in den projektspezifischen Fruchtfolgestellungen

1.2.4 Fruchtfolgeeffekte

In Fruchtfolgen angebaute Kulturen bewirken eine Diversifizierung des Anbaus und damit zunächst einmal eine Reduzierung der ökonomischen und klimatischen Risiken. Vor allem sollen sie aber dem Erhalt der Bodenfunktionen und der Ertragsstabilität dienen. Durch geeignete Kombinationen der Fruchtfolgeglieder können Pflanzenkrankheiten und Unkrautwuchs gemindert, das Bodenleben angeregt, die Durchwurzelung variiert und damit die Bodenstruktur verbessert sowie die Nährstoff- und die Wasserverfügbarkeit optimiert werden. Dabei spielt nicht nur der zeitliche Wechsel von Hauptfrüchten eine Rolle, sondern auch die Integration von Zwischen- und Zweitfrüchten, Untersaaten, Brachen, Leguminosen und die Einarbeitung von Ernterückständen. Sie haben besondere Wirkung auf z.B. Nährstoffversorgung, -speicherung und -transfer, Minderung des N-Auswaschungsrisikos, Schutz vor Bodenerosion und einen zusätzlichen N-Eintrag durch N_2-Fixierung bei Leguminosen. Positive Fruchtfolgeeffekte, die auf dem komplexen Zusammenspiel der genannten Wirkungen beruhen, sind messbar in höheren Erträgen und/oder Qualitäten sowie einem geringeren Bedarf an Dünger in Relation zur Selbstfolge oder anderen Fruchtfolgestellungen. Auch der Einsatz von PSM und der Dieselverbrauch (aufgrund verminderter Ausbringhäufigkeit/-intensität) könnten reduziert werden, wenn die Pflanzen- und Feldhygiene durch den Fruchtfolgeanbau entsprechend verbessert werden. Alle diese Fruchtfolgeeffekte wirken sich wiederum auf die Ökobilanz des Pflanzenanbaus aus. Aufgrund der Projektziele und der im Rahmen der Feldversuche nur erfassten Emissionen liegt der Fokus auf den

Wirkungskategorien Treibhauseffekt (THE), Versauerungs- (VP) und Eutrophierungspotential (EP). Andere Emissionen, wie z.B. Pestizide oder Nitrifikationshemmer sowie deren Abbauprodukte, waren nicht Gegenstand der Projektuntersuchungen und können hier nicht bewertet werden. In Tabelle 8 sind allgemeine Auslöser für Fruchtfolgeeffekte und die resultierenden Wirkungen zusammengestellt. Nicht alle davon treffen auf die in den Projekten untersuchten Fruchtfolgen (s. Abbildung 13) zu. Die hier schwerpunktmäßig analysierten Fruchtfolgeeffekte hinsichtlich der ausgewählten Wirkungskategorien THE, VP und EP sind in der Tabelle gekennzeichnet.

Tabelle 8: Fruchtfolgeeffekte und ihre Wirkungsketten

Auslöser	**Effekt / Wirkung**	**Wirkung / Resultat**	**Untersuchter Effekt auf THE, VP oder EP**
Vorfrucht, Wechsel Humuszehrer/-mehrer	Ausgleich Humusbilanz	Erhalt Bodenfruchtbarkeit	
Vorfrucht, Transfer Ernterückstand	Nährstofftransfer	Düngebedarf sinkt, Ertrag/Qualität steigt	**x**
	Transfer organischer Substanz	Humusbildung	
Vorfrucht, Wechsel Blatt-/Halmfrucht	Pflanzen-/Feldhygiene	PSM-Bedarf sinkt, Resistenzgefahr sinkt	
Vorfrucht, Wechsel Durchwurzelung	Porenbildung, Veränderung Bodenstruktur	bessere Nährstoff-/ Wasserverfügbarkeit, Ertrag/Qualität steigt	
Zwischenfrüchte	N-Aufnahme, Speicherung	N-Auswaschungsrisiko sinkt	**x**
	Nährstofftransfer	Düngebedarf sinkt, Ertrag/Qualität steigt	**x**
	Transfer organischer Substanz	Humusbildung	
	Bodenbedeckung	Erosionsschutz	
Zweitfrüchte	Zusätzlicher Ertrag	Erlös minus Aufwand	
	Bodenbedeckung	Erosionsschutz	
Untersaat	Feldhygiene	PSM-Bedarf sinkt	
	Bodenbedeckung	Erosionsschutz	
Leguminosen	N_2-Fixierung, zusätzliche N-Lieferung	Düngebedarf sinkt, Ertrag/Qualität steigt	

Der Vorfruchteffekt von Raps auf Weizen in Form erhöhter Weizenerträge und N-Düngereinsparung wurde sowohl auf Basis von Ertragsfunktionen als auch statistisch erhobener Daten bereits in (Flessa H. 2017), Kapitel 1.1.4, aufgezeigt. Im Rahmen der integrierten Bewertung sollen hier insbesondere der Nährstofftransfer durch Ernterückstände und Zwischenfrüchte beleuchtet und methodische Möglichkeiten zur Berücksichtigung dieser Fruchtfolgeeffekte in Ökobilanzen aufgezeigt und verglichen werden.

1.2.4.1 N-Transfer in Fruchtfolgen

Wegen der besonderen Bedeutung des Stickstoffs im Pflanzenbau und für die Ökobilanz soll hier speziell der N-Übertrag durch Ernterückstände und Zwischenfrüchte, wie sie in den Versuchs-Fruchtfolgen (s. Abbildung 13) enthalten sind, untersucht werden. Dieser N-Transfer lässt sich auch auf einen Nährstofftransfer (P, K, u.a.) allgemein übertragen.

a) N-Transfer durch Ernterückstände

Eine Stickstofflieferung von einer Frucht zur nächsten erfolgt über den Boden, den die Fruchtfolgeglieder gemeinsam, aber zeitlich nacheinander nutzen. Ernterückstände, die in den Boden eingearbeitet werden, tragen zu diesem Transfer bei. Dabei spielen sowohl der Nährstoffgehalt als auch die Freisetzungsrate der Nährstoffe aus den Ernterückständen eine wichtige Rolle für die Nährstoffverfügbarkeit innerhalb des Bilanzzeitraums.

Der Ackerboden verfügt durch seine organische Bodensubstanz über einen gewissen Nährstoff- bzw. N-Vorrat, der bei allen ackerbaulichen Aktivitäten als Nährstoffpuffer fungiert. Durch die fortlaufenden

mikrobiologischen Bodenprozesse stellt sich ein Fließgleichgewicht zwischen Mobilisierung und Immobilisierung ein. Im Boden liegt der größte Teil in organisch gebundener Form (N_{org}) vor. Durch mikrobiologische Abbauprozesse (Mineralisierung) werden daraus bodenlösliche, pflanzenverfügbare Nährstoffe in mineralischer Form (N_{min}) freigesetzt, die dem Boden durch die Pflanzenaufnahme entzogen werden und durch Nitrifikations-/Denitrifikationsprozesse sowie durch N-Auswaschung verloren gehen können. In den Boden eingetragene Ernterückstände füllen den organischen Bodenpool wieder auf und sorgen mit für einen ausgeglichenen Bodennährstoffgehalt (Abbildung 14). Je nach Abbaurate des Ernterückstands steht die daraus freigesetzte N_{min}-Menge einem oder mehreren Fruchtfolgegliedern zur Verfügung.

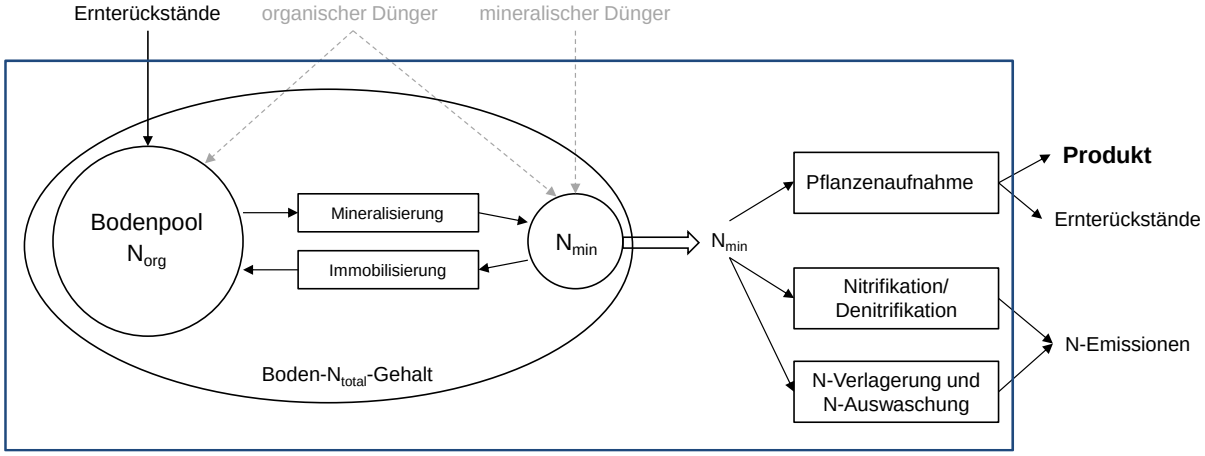

Abbildung 14: N-Transfer durch Ernterückstände über den Boden

b) N-Transfer durch Zwischenfrüchte

Zwischenfrüchte haben eine zweifache Funktion beim N-Transfer. Sie nehmen beim Wachstum den verfügbaren Stickstoff aus dem Boden auf, speichern ihn und mindern dadurch im Herbst/Winter das N-Auswaschungsrisiko. Wird die Zwischenfrucht in den Boden eingearbeitet wird die Biomasse abgebaut/mineralisiert und gibt den gespeicherten Stickstoff (und andere aufgenommene Nährstoffe) nach und nach wieder frei.

Die Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten in Ökobilanzen wird am Beispiel das N-Transfers durch Ernterückstände untersucht. Die Analyse erfolgt für die Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste anhand eines generischen Falls und am Beispiel der Versuchsstandorte Hohenschulen und Dedelow, die sowohl im Raps- als auch im Mais-Projekt vertreten waren.

Die Wirkung des N-Transfers durch Ernterückstände wird durch zwei Faktoren wesentlich bestimmt: die insgesamt übertragene N-Menge und die innerhalb des Bilanzzeitraums verfügbare N-Menge.

Innerhalb der Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ entspricht der N-Transfer durch Ernterückstände (ER), der von einer Frucht zur nächsten Frucht übertragen wird, der gesamten N-Menge im Ernterückstand zum Zeitpunkt der Ernte. Dabei setzt sich der Ernterückstand zusammen aus dem oberirdischen Stroh-Anteil und dem unterirdischen Wurzel-Anteil. Bei einer Ganzpflanzenernte (z.B. Silomais) bleibt nur der Wurzel- und Stoppelbereich zurück, bei einer Kornernte verbleibt auch der Strohanteil, sofern dieser nicht für andere Zwecke entnommen wird. Rapsstroh wird in der Regel in Deutschland nicht abgefahren, sondern verbleibt auf dem Feld. Durch das gestiegene Interesse an Reststoffen aus dem Ackerbau für eine energetische oder stoffliche Nutzung wächst jedoch der Anteil der Strohentnahme. Für eine nachhaltige Nutzung von Getreidestroh muss allerdings auf eine ausgeglichene Humusbilanz des Bodens geachtet werden. Die potentiell entnehmbare Strohmenge ist daher begrenzt und abhängig von der Fruchtfolge, dem Viehbesatz und den Standortverhältnissen (Münch 2008) und damit regional unterschiedlich. Die Analyse des N-Transfers basiert hier auf der maximal übertragbaren N-Menge (0% Strohentnahme), da dies der üblichen landwirtschaftlichen Praxis in Deutschland entspricht.

Die (maximal) transferierte N-Menge ist abhängig von der Masse der Ernterückstände pro Flächeneinheit und den N-Gehalten von Stroh und Wurzel. Variable Erträge führen zwangsläufig zu variablen ER-Massen. Aber auch die Biomassezusammensetzung (Stroh:Korn-Verhältnis, Wurzel:Biomasse-Verhältnis, N-Gehalte) kann mit dem Standort und dem Jahreseinfluss variieren. Für eine systematische Untersuchung der Größenordnung des N-Transfers wird für die Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste zunächst ein generischer Fall für Deutschland mit konstanter Biomassezusammensetzung angenommen (s.

Tabelle 9), die auf den Daten der nationalen Berichterstattung (Haenel H-D 2016) basiert.

Tabelle 9: Durchschnittliche Biomassezusammensetzung von Raps, Weizen und Gerste (Haenel H-D 2016)

Parameter	Einheit	Raps	Winterweizen	Wintergerste
TM-Gehalt Korn	kg TM/kg FM	91%	86%	86%
TM-Gehalt Stroh	kg TM/kg FM	86%	86%	86%
Stroh:Korn	kg FM/kg FM kg TM/kg TM	1,7 1,61	0,8 0,8	0,7 0,7
Wurzel:Biomasse	kg TM/kg TM	0,22	0,23	0,22
N-Gehalt Stroh	kg N/kg FM kg N/kg TM	0,007 0,0081	0,005 0,0058	0,005 0,0058
N-Gehalt Wurzel	kg N/kg TM	0,01	0,009	0,014

Die Variation der Kornerträge bei konstanter Biomassezusammensetzung wird stufenweise durchgeführt und umfasst sowohl eine zeitliche als auch regionale Variabilität. Im zweiten Schritt werden die Versuchsergebnisse der ausgewählten Standorte hinsichtlich der Größenordnung des N-Transfers untersucht, die neben der zeitlichen und standörtlichen Variabilität auch eine leicht schwankende Biomassezusammensetzung aufwiesen.

Als Kenngröße für den N-Transfer innerhalb der Fruchtfolge wird die Differenz zwischen Input und Output betrachtet (s. Abbildung 15). Die Differenz ΔN-ER zwischen der eingehenden N-Menge durch den Ernterückstand der Vorfrucht (N-ER-VF) und der ausgehenden N-Menge durch den Ernterückstand der Hauptfrucht (N-ER-HF) zur Nachfrucht, ist ein relatives Maß dafür, welche Nährstoffmenge ein Ernterückstand über den Bodenpool in ein System liefert. Ein positiver Wert für ΔN-ER deutet auf einen Nährstofftransfer hin, d.h. die Vorfrucht bringt eine höhere Nährstoffmenge in das System ein als die betrachtete Frucht nach der Ernte in den Bodenpool abgibt. Ein negativer Wert für ΔN-ER bedeutet, dass durch die Vorfrucht weniger geliefert wird und der Bodenvorrat dadurch vorübergehend abnimmt. Bei einer geschlossenen Fruchtfolge, bei der das letzte Fruchtfolgelied gleich der Vorfrucht des ersten Fruchtfolgeglieds ist, wie hier angenommen, ist die Summe der N-Überträge gleich Null. Für das betrachtete Einzelsystem (innerhalb der Systemgrenze der Hauptfrucht) stellt ΔN-ER formal den Unterschied dar zwischen dem N-Transfer in dieser Fruchtfolge und in einer fiktiven Monokultur, bei der die Vorfrucht gleich der Hauptfrucht und gleich der Nachfrucht wäre. Bei einer Monokultur, wie sie in der EU-RED betrachtet wird, ist N-ER-VF gleich N-ER-HF, ΔN-ER somit gleich Null.

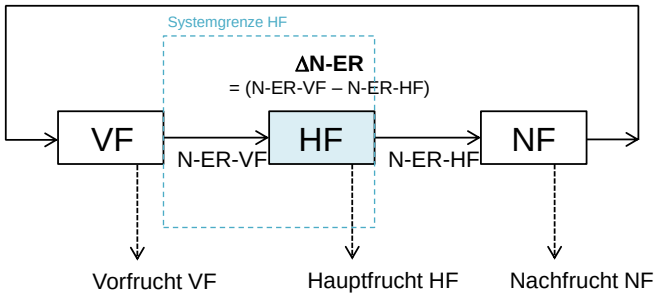

Abbildung 15: Differenz der ein-und ausgehenden N-Mengen durch die Ernterückstände

Für die Ertragswerte werden zunächst allgemeine, deutsche Durchschnittswerte für Raps, Weizen und Gerste angenommen (DüV 2017). Anhand statistischer Ertragswerte für Deutschland (DE)[2] wird auch die zeitliche Variabilität berücksichtigt, die für den späteren Vergleich mit den Messwerten die Versuchsjahre 2013 bis 2015 abdecken soll. Die jahresspezifischen Ertragswerte werden daher zusammengefasst zu einem 3-jährigen Mittelwert (‘13/15) und verglichen mit dem 6-jährigen Mittelwert (2010/15) nach Destatis[2]. Im nächsten Schritt wird die regionale Variabilität hinzugenommen. Unter der Annahme, dass die ausgewählten Standorte (Dedelow und Hohenschulen) repräsentativ für das jeweilige Bundesland sind, werden hier die statistischen Ertragsdaten von Brandenburg (BB) und Schleswig-Holstein (SH) in den Jahren 2013-2015 verwendet. Zur Berechnung der Kenngröße ΔN-ER wird eine geschlossene Fruchtfolge vorausgesetzt, bei der der N-ER-Output des letzten Fruchtfolgegliedes gleichgesetzt ist mit dem N-ER-Input des ersten Fruchtfolgegliedes. Die Verwendung der zeitlichen Mittelwerte erfüllen diese Bedingung besser als die jahresspezifischen

[2] https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ErnteFeldfruechte/FeldfruechteJahr.html

Ertragswerte. Abbildung 16 zeigt die regionale Variabilität der zeitlich gemittelten Kornerträge und die resultierende Kenngröße ΔN-ER.

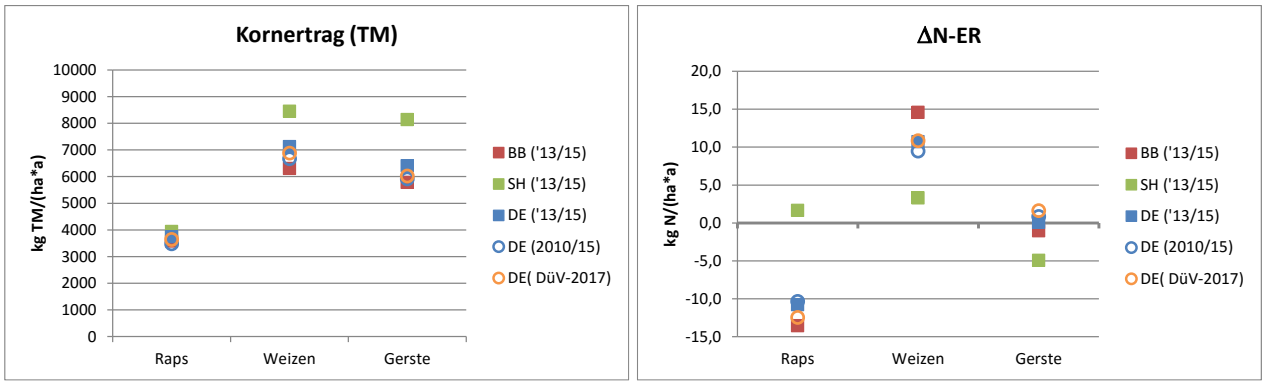

Abbildung 16: Resultierende Kenngröße ΔN-ER bei Variation des Kornertrags und konstanter Biomassezusammensetzung

Die durchschnittlichen Kornerträge in SH und BB deuten auf die regionale Variabilität für die angegebenen durchschnittlichen Kornerträge in Deutschland hin, wobei BB nur wenig unterhalb des deutschen Durchschnitts liegt, SH dagegen deutlich höhere Erträge für Weizen und Gerste aufweist. Höhere Erträge führen zu entsprechend mehr Ernterückständen und damit zu einem stärkeren Nährstoff-Transfer. Zeichnet sich durch die ähnlichen, durchschnittlichen Erträge für DE und BB ein ΔN-ER von +/- 10-15 kgN/ha für Raps und Weizen ab, so nivelliert sich folglich diese Kenngröße im Fall der höheren Kornerträge von Weizen und Gerste in SH (Abbildung 16).

Im nächsten Schritt werden die Versuchsdaten für die MIN-Variante der Standorte Dedelow (DED) und Hohenschulen (HOH) auf die Größenordnung des N-Transfers untersucht. Neben den standort- und jahresspezifischen Erträgen wurde auch die jeweilige Biomassezusammensetzung erfasst, die in Abbildung 17 im Vergleich zu den Standardwerten (

Tabelle 9) dargestellt ist. Für den Wurzelbereich lagen keine Messwerte vor, daher wurden hierfür die Standardwerte (Haenel H-D 2016)übernommen. Die Stroh:Korn-Verhältnisse liegen für Raps und Weizen oberhalb der Standardwerte, d.h. bei gleichem Kornertrag ist eine höhere ER-Menge zu erwarten. Die am Standort ermittelten N-Gehalte des Raps- und Getreidestrohs fallen dagegen niedriger aus als die Standardwerte.

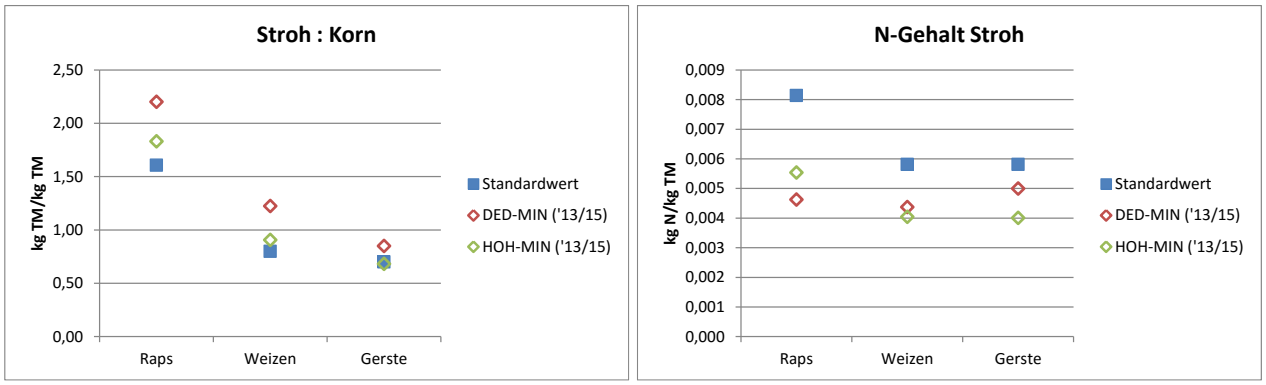

Abbildung 17: Standortspezifische Biomassezusammensetzung im Vergleich zu den Standardwerten nach (Haenel H-D 2016)

Der standortspezifische Kornertrag wird als Mittelwert der drei Versuchsjahre dargestellt. Die Kenngröße ΔN-ER wurde ebenfalls unter der Annahme einer geschlossenen Fruchtfolge berechnet.

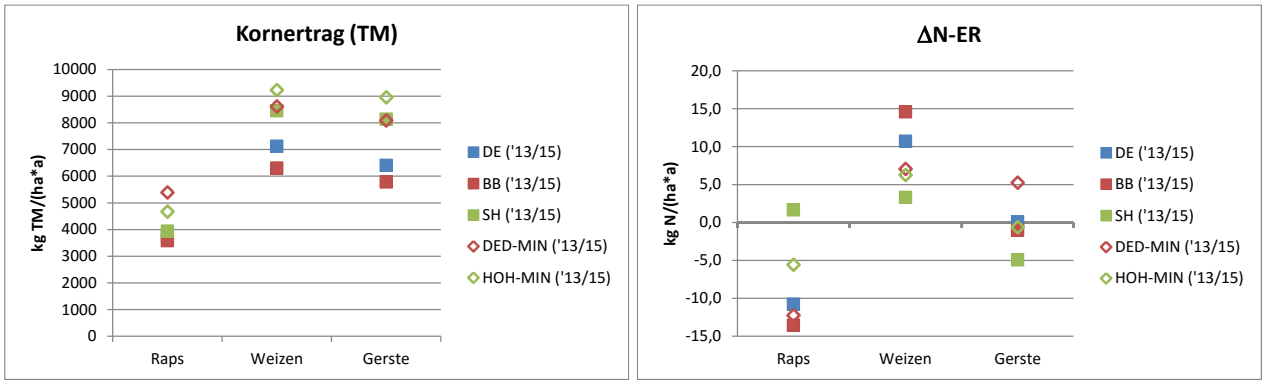

Abbildung 18: Resultierende Kenngröße ΔN-ER bei Variation des Kornertrags und der Biomassezusammensetzung

Die erzielten Erträge an den Versuchsstandorten liegen stets oberhalb der nationalen bzw. regionalen Durchschnittserträge. Doch die standortspezifischen Kenngrößen ΔN-ER gliedern sich weitgehend in die bereits ermittelte Spannweite ein. Durch die Standardabweichung σ wird die zeitliche Variabilität der Kornerträge, die dem 3-jährigen Mittelwert '13/15 zugrunde liegt, angegeben. Sie ist an den beiden Versuchsstandorten höher als bei den regionalen Durchschnittswerten. Die Standardabweichung σ für die Kenngröße ΔN-ER wurde aus dem Vergleich mit den tatsächlichen Versuchszeitreihen (R'13 – W'14 – G'15, G'13 – R'14 – W'15, W'13 – G'14 – R'15) abgeleitet. Aufgrund der höheren zeitlichen Variabilität der Kornerträge an den Versuchsstandorten ist auch die Standardabweichung von ΔN-ER deutlich höher und beträgt Im Fall von Gerste ein Vielfaches des Mittelwertes (s. Tabelle 10). In der Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste kommt es zu einem N-Transfer von Raps zu Weizen in Höhe von etwa 10-15 kgN/ha im deutschen Durchschnitt und in der Region BB, während der N-Transfer von Gerste in etwa ausgeglichen ist. Abweichend davon zeigt sich in SH und am Standort HOH ein kleinerer N-Transfer von Raps zu Weizen in Höhe von ca. 5 kgN/ha. Der Grund für diesen Unterschied liegt in den überdurchschnittlich hohen Getreideernten in SH.

Tabelle 10: Kornertrag und resultierende Kenngröße ΔN-ER (in Klammern Standardabweichung σ)

Szenario	**Kornertrag (TM)** [kg TM/(ha*a)]			**ΔN-ER** [kg N/(ha*a)]		
	Raps	Weizen	Gerste	Raps	Weizen	Gerste
DE (DüV17)	3640	6880	6020	-12,5	10,8	1,6
DE 2010/15	3476	6674	5917	-10,3	9,5	0,8
DE '13/15	3743 (236)	7127 (243)	6407 (317)	-10,8 (7,4)	10,7 (5,4)	0,1 (3,0)
BB '13/15	3582 (238)	6304 (200)	5785 (309)	-13,6 (7,4)	14,6 (5,2)	-1,0 (2,9)
SH '13/15	3937 (198)	8448 (548)	8139 (591)	1,6 (9,2)	3,3 (6,1)	-4,9 (6,9)

DED-MIN ‘13/15	5382 (658)	8606 (845)	8086 (538)	-12,3 (18,5)	7,0 (8,1)	5,2 (13,7)
HOH-MIN ‘13/15	4666 (407)	9220 (898)	8948 (139)	-5,6 (35,5)	6,2 (38,1)	-0,6 (11,2)

Fazit:
Trotz der großen Variabilität der Erträge in der Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste ist anhand der ΔN-ER-Werte auf Basis der durchschnittlichen Erträge erkennbar, dass ein N-Transfer durch Ernterückstände von Raps zu Weizen stattfindet, der in der Größenordnung von etwa 10 kg N/ha liegt.

1.2.4.2 N-Verfügbarkeit aus Ernterückständen

Die Kenngröße ΔN-ER bzw. die übertragenen absoluten N-Mengen in den Ernterückständen geben lediglich eine Auskunft darüber, welche N-Menge in ein System eingeht bzw. aus diesem herausgeht, nicht aber welche N-Menge davon innerhalb der Systemgrenze in mineralisierter Form verfügbar und damit wirksam ist. Bei Einarbeitung des Ernterückstands in den Boden liegt der Stickstoff in organisch gebundener Form (N_{org}) vor und füllt den vorhandenen Bodenvorrat mit Nährstoffen auf (s. Abbildung 14). Aus diesem Bodenpool heraus wird N_{org} durch mikrobielle Abbauprozesse in eine mineralische Form (N_{min}) umgesetzt, die pflanzenverfügbar, aber auch potentiell auswaschbar ist oder durch Nitrifikations-/Denitrifkationsprozesse als gasförmige N-Emission verloren gehen kann. Je nach Abbaurate wird dieser Umsatz vollständig oder nur teilweise im Bilanzzeitraum vollzogen. Ist die Abbaurate <100% so wird die verbleibende N_{org}-Menge durch den Boden in das nächste System übertragen und steht potentiell der nachfolgenden Frucht und ggf. weiteren Fruchtfolgegliedern zur Verfügung. Für die Abschätzung der wirksamen N_{min}-Menge in einem System und der übertragenen N_{org}-Menge und der daraus resultierenden Langzeitwirkung wird eine Szenarienanalyse mit variablen Abbauraten durchgeführt.

Die Grundannahme für die nachfolgende Analyse ist, dass durch die Fruchtfolge die Bodenfruchtbarkeit (und somit C_{org}, N_{org}, Humusgehalt, etc.) im Rahmen der witterungsbedingten natürlichen Variabilität erhalten bleibt.

Als Grundszenario wird eine allgemeine dreigliedrige Fruchtfolge A-B-C angenommen, die sich periodisch alle drei Jahre wiederholt. Sie steht stellvertretend für die Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste, kann aber auch auf andere 3-gliedrige Fruchtfolgen übertragen werden. Jedes Fruchtfolgeglied wird in der Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ betrachtet. Zudem wird die vereinfachende Annahme getroffen, dass die Abbaurate für alle Ernterückstände gleich ist (unabhängig von Fruchtart, Standort etc.) und dass die Abbaurate konstant ist (unabhängig von Temperatur, Niederschlag etc.). Unter dieser Prämisse werden vier Szenarien definiert mit einer jährlichen Abbaurate von 100%, 70%, 50% und 30%. Für die theoretische Langzeitwirkung wird ein Abbruchkriterium festgelegt von <= 3% verbleibende, potentiell übertragbare N-Menge von der ursprünglichen N-Menge im Ernterückstand. Dieser Rest wird dann der letzten Frucht als N_{min} zugerechnet. Dies entspricht der Annahme, dass am Ende ein 100%iger Abbau stattgefunden hat. In Abbildung 19 sind die Modelle zur Berechnung der theoretischen Reichweite der Wirkung eines Ernterückstands dargestellt. Zudem wird der theoretische Beitrag der Ernterückstände der Vorfrüchte zur verfügbaren N_{min}-Menge in einem System erkennbar.

Szenario 1: 100% Abbau pro Jahr, (100% in 1 Jahr)

	N-ER-Übertrag von C zu A	N-ER verfügbar in A	N-ER-Übertrag von A zu B	N-ER verfügbar in B	N-ER-Übertrag von B zu C	N-ER verfügbar in C	N-ER-Übertrag von C zu A
		A		**B**		**C**	
Periode 1			100% ER-A1	100% ER-A1	100% ER-B1	100% ER-B1	100% ER-C1

Szenario 2: 70% Abbau pro Jahr, (100% in 3 Jahren)

	N-ER-Übertrag von C zu A	N-ER verfügbar in A	N-ER-Übertrag von A zu B	N-ER verfügbar in B	N-ER-Übertrag von B zu C	N-ER verfügbar in C	N-ER-Übertrag von C zu A
		A		**B**		**C**	
Periode 1			100% ER-A1	70% ER-A1	30%ER- A1	21% ER-A1	9% ER-A1
					100% ER-B1	70% ER-B1	30% ER-B1
							100% ER-C1
Periode 2	9% ER-A1	(6,3+2,7)% ER-A1	100% ER-A2	70% ER-A2	30% ER-A2	21% ER-A2	9% ER-A2
	30% ER-B1	21% ER-B1	9% ER-B1	(6,3+2,7)% ER-B1	100% ER-B2	70% ER-B2	30% ER-B2
	100% ER-C1	70% ER-C1	30% ER-C1	21% ER-C1	9% ER-C1	(6,3+2,7)% ER-C1	100% ER-C2

Szenario 3: 50% Abbau pro Jahr, (100% in 6 Jahren)

	N-ER-Übertrag von C zu A	N-ER verfügbar in A	N-ER-Übertrag von A zu B	N-ER verfügbar in B	N-ER-Übertrag von B zu C	N-ER verfügbar in C	N-ER-Übertrag von C zu A
		A		**B**		**C**	
Periode 1			100% ER-A1	50% ER-A1	50% ER-A1	25% ER-A1	25% ER-A1
					100% ER-B1	50% ER-B1	50% ER-B1
							100% ER-C1
Periode 2	25% ER-A1	12,5% ER-A1	12,5% ER-A1	6,25% ER-A1	6,25% ER-A1	3,125% ER-A1	3,125% ER-A1
	50% ER-B1	25% ER-B1	25% ER-B1	12,5% ER-B1	12,5% ER-B1	6,25% ER-B1	6,25% ER-B1
	100% ER-C1	50% ER-C1	50% ER-C1	25% ER-C1	25% ER-C1	12,5% ER-C1	12,5% ER-C1
			100% ER-A2	50% ER-A2	50% ER-A2	25% ER-A2	25% ER-A2
					100% ER-B2	50% ER-B2	50% ER-B2
							100% ER-C2
Periode 3	3,125% ER-A1	(1,5625+1,5625)% ER-A1	100% ER-A3	50% ER-A3	50% ER-A3	25% ER-A3	25% ER-A3
	6,25% ER-B1	3,125% ER-B1	3,125% ER-B1	(1,5625+1,5625)% ER-B1	100% ER-B3	50% ER-B3	50% ER-B3
	12,5% ER-C1	6,25% ER-C1	6,25% ER-C1	3,125% ER-C1	3,125% ER-C1	(1,5625+1,5625)% ER-C1	100% ER-C3
	25% ER-A2	12,5% ER-A2	12,5% ER-A2	6,25% ER-A2	6,25% ER-A2	3,125% ER-A2	3,125% ER-A2
	50% ER-B2	25% ER-B2	25% ER-B2	12,5% ER-B2	12,5% ER-B2	6,25% ER-B2	6,25% ER-B2
	100% ER-C2	50% ER-C2	50% ER-C2	25% ER-C2	25% ER-C2	12,5% ER-C2	12,5% ER-C2

Szenario 4: 30% Abbau pro Jahr, (100% in 10 Jahren)

	N-ER-Übertrag von C zu A	N-ER verfügbar in A	N-ER-Übertrag von A zu B	N-ER verfügbar in B	N-ER-Übertrag von B zu C	N-ER verfügbar in C	N-ER-Übertrag von C zu A
		A		**B**		**C**	
Periode 1			100% ER-A1	30% ER-A1	70% ER-A1	21% ER-A1	49% ER-A1
					100% ER-B1	30% ER-B1	70% ER-B1
							100% ER-C1
(...)							
Periode 4	5,8% ER-A1	1,7% ER-A1	4% ER-A1	(1,2+2,8)% ER-A1	100% ER-B4	30% ER-B4	70% ER-B4
	8,2% ER-B1	2,5% ER-B1	5,8% ER-B1	1,7% ER-B1	4% ER-B1	(1,2+2,8)% ER-B1	100% ER-C4
	11,8% ER-C1	3,5% ER-C1	8,2% ER-C1	2,5% ER-C1	5,8% ER-C1	1,7% ER-C1	4% ER-C1
	16,8% ER-A2	5% ER-A2	11,8% ER-A2	3,5% ER-A2	8,2% ER-A2	2,5% ER-A2	5,8% ER-A2
	24% ER-B2	7,2% ER-B2	16,8% ER-B2	5% ER-B2	11,8% ER-B2	3,5% ER-B2	8,2% ER-B2
	34,3% ER-C2	10,3% ER-C2	24% ER-C2	7,2% ER-C2	16,8% ER-C2	5% ER-C2	11,8% ER-C2
	49% ER-A3	14,7% ER-A3	34,3% ER-A3	10,3% ER-A3	24% ER-A3	7,2% ER-A3	16,8% ER-A3
	70% ER-B3	21% ER-B3	49% ER-B3	14,7% ER-B3	34,3% ER-B3	10,3% ER-B3	24% ER-B3
	100% ER-C3	30% ER-C3	70% ER-C3	21% ER-C3	49% ER-C3	14,7% ER-C3	34,3% ER-C3
			100% ER-A4	30% ER-A4	70% ER-A4	21% ER-A4	49% ER-A4

Abbildung 19: Szenarienanalyse zur Abschätzung der theoretischen Langzeitwirkung von Ernterückständen in Abhängigkeit der Abbaurate

Die übertragene N-Menge aus dem Ernterückstand steht je nach Abbaurate nur einer oder auch mehreren Folgefrüchten zur Verfügung. Bei einer Abbaurate von 100% pro Jahr findet nur ein Transfer von der direkten Vorfrucht zur Hauptfrucht statt und die gesamte N-Menge des Ernterückstands ist innerhalb der Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ verfügbar. Bei einer Abbaurate von 70% pro Jahr hat der N-Übertrag eine Reichweite von drei Folgefrüchten. Gleichzeitig werden im betrachteten System die Ernterückstände aus drei Vorfrüchten abgebaut und pflanzenverfügbar. Wird die Fruchtfolge in einer zweiten Periode durchlaufen, so hat sich bereits ein konstanter Wert für die verfügbare N-Menge aus dem Mix der Ernterückstände eingestellt. Je geringer die Abbaurate ist, umso größer ist die theoretische Reichweite der N-Überträge und umso vielfältiger wird der verfügbare N_{min}-Mix.

Das Modell für die unterschiedlichen Abbauraten wurde auf den generischen Fall für Deutschland mit den durchschnittlichen Kornerträgen nach (DüV 2017) (Raps 4t FM/ha, Weizen 8t FM/ha, Gerste 7t FM/ha) angewendet. Dabei wurde die kumulierte verfügbare N-Menge aus dem Mix der Ernterückstände der Vorfrüchte (N-ER-verfügbar) berechnet und der N-Menge des Ernterückstands der jeweiligen Hauptfrucht (N-ER-HF) gegenübergestellt. Die Differenz ΔN-ER ist ein Maß dafür, wie groß der Unterschied ist zwischen der innerhalb der Systemgrenze wirksamen N-Menge aus dem Mix der Ernterückstände und der N-Menge der Ernterückstände der Hauptfrucht, die nach der Methode der EU-RED für die Berechnung der THG-Bilanz bewertet wird.

		Raps	Weizen	Gerste
		N-ER-HF [kg N/(ha*a)]		
		68,5	57,6	56,0
Abbaurate pro Jahr	Reichweite [Jahre]	ΔN-ER [kg N/(ha*a)]		
100%	1	-12,5	10,8	1,6
70%	3	-11,0	7,2	3,7
50%	6	-10,1	5,6	4,4
30%	10	-9,3	4,7	4,6

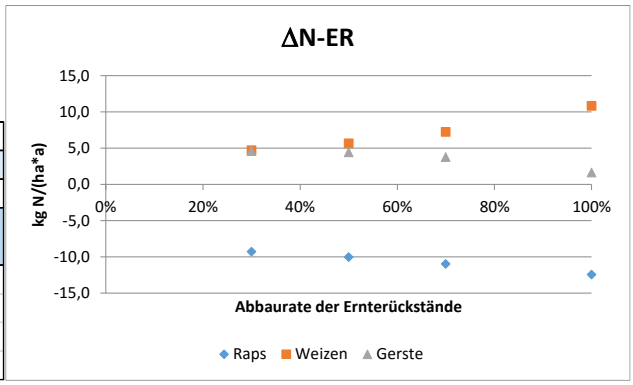

Abbildung 20: Kenngröße ΔN-ER (Differenz zwischen verfügbarer N_{min}-Menge aus den Ernterückständen der Vorfrüchte und der N-Menge des Ernterückstands der Hauptfrucht) in Abhängigkeit von der Abbaurate

Je geringer die Abbaurate ist, umso mehr stellt sich ein Mischwert für die verfügbare N-Menge und damit auch für die Kenngröße ΔN-ER ein. Im hier gewählten Beispiel nimmt die zum Weizen transferierte, verfügbare N-Menge mit sinkender Abbaurate ab und die für die Gerste verfügbare N-Menge zu. Gleichzeitig verringert sich das Defizit (negatives ΔN-ER) für Raps (Abbildung 20). Das bedeutet, dass sich der N-Transfer von Raps nicht nur auf die direkte Folgefrucht (Weizen) auswirkt - wie bei einer Abbaurate von 100% -, sondern auf die gesamte Fruchtfolge verteilt wird.

Gegenüber einer Abbaurate von 100% (einjährig) ändert sich bei einer Abbaurate von 70% (3-jährig) der theoretische N-Transfer von Raps zu Weizen um -3,6 kgN/ha, von Weizen zu Gerste um +2,1 kgN/ha und von Gerste zu Raps um +1,4 kgN/ha, bei einer Abbaurate von 50% (6-jährig) ändert sich der theoretische N-Transfer von Raps zu Weizen um -5,2 kgN/ha, von Weizen zu Gerste um +3,2 kgN/ha und von Gerste zu Raps um +2,4 kgN/ha.

Fazit: Mit sinkender Abbaurate ergibt sich eine stärkere Verteilung der transferierten N-Mengen durch die Ernterückstände über die gesamte Fruchtfolge. Bei Annahme einer Abbaurate von 100% beträgt der maximale N-Transfer von Raps zu Weizen ca. 10 kgN/ha, der sich bei einer Abbaurate von 70% um ca. 3kg N/ha reduziert und von Weizen zu Gerste um ca. 2 kgN/ha zunimmt.

1.2.4.3 N-Speicherung und N-Lieferung durch Zwischenfrüchte

In der Fruchtfolge des Mais-Projekts (s. Abbildung 13, unten) wird die Zeit zwischen der Ernte von Winterweizen (Ende Juli bis Mitte August) und der Aussaat von Mais (Ende April bis Mitte Mai) genutzt für den Anbau der Zwischenfrucht Senf. Diese wird nicht geerntet, sondern friert im Winter ab und wird als Gründüngung in den Boden eingearbeitet. An den Versuchsstandorten erfolgte der Umbruch im Frühjahr kurz vor der Aussaat von Mais.

Der Zwischenfruchtanbau bewirkt eine Nährstoffkonservierung im Herbst. Durch die N-Aufnahme aus dem Boden und N-Bindung beim Pflanzenwuchs wird der Nitratgehalt im Boden reduziert und der Herbst-N_{min} sinkt. Auch der Wassergehalt des Bodens wird durch die Wasseraufnahme für den Substanzaufbau gesenkt, wodurch die Sickerwassermenge reduziert wird. Beide Effekte sorgen dafür, dass die potentiellen N-Verluste im Herbst/Winter gemindert werden (Kolbe H. 2004). Nach dem Abfrieren bzw. Umbruch erfolgt durch mikrobiellen Abbau und Mineralisierung eine allmähliche Nährstofffreisetzung. Die Mineralisationsraten sind u.a. temperaturabhängig und daher in den Wintermonaten gering und nehmen im Frühjahr stark zu. Dadurch

steigt der Frühjahrs-N_{min} im Boden wieder an und steht der folgenden Frucht zur Verfügung. Diese N_{min}-Menge und die potentielle N-Nachlieferung aus der Zwischenfrucht müssen für eine optimale Düngegabe berücksichtigt werden. Dementsprechend reduziert sich der N-Düngerbedarf für die Folgefrucht. Die N-Freisetzungsrate aus dem eingearbeiteten Pflanzenmaterial der Zwischenfrucht ist abhängig vom Standort (Witterung, Bodenart) und von der Zwischenfrucht selbst (N-Gehalt, C/N-Verhältnis, Ligninanteil etc.). Je nach N-Freisetzung im ersten Jahr verbleibt danach ein N-Rest im Boden und steht bei weiterem Abbau den nachfolgenden Fruchtfolgegliedern zur Verfügung.

Der Versuchsaufbau im hier betrachteten Mais-Projekt zielte vor allem auf die Messung von THG, um deren Minderungspotentiale im Hinblick auf die THG-Bilanz des Energiepflanzenanbaus aufzuzeigen. Er war nicht speziell darauf ausgelegt, die einzelnen Effekte des Zwischenfruchtanbaus zu quantifizieren. Dafür wären parallele Vergleichsmessungen an Fruchtfolgen mit und ohne Zwischenfruchtanbau erforderlich. Zudem müssten die Mengen und die N-Gehalte der ober- und unterirdischen Biomasse der Zwischenfrucht erfasst werden und die Nitratverlagerung über die gesamte Fruchtfolge bzw. Fruchtfolgesequenz gemessen bzw. modelliert werden. Um den Effekt des Zwischenfruchtanbaus dennoch abschätzen zu können, werden hier modellhafte Annahmen getroffen. Dafür wird die Fruchtfolgesequenz Weizen-Senf-Mais in der Systemgrenze Ernte Weizen bis Ernte Mais betrachtet und der Referenzsequenz Weizen-Mais ohne Zwischenfruchtanbau gegenübergestellt.

a) Vermiedene N-Auswaschung durch N-Aufnahme und Speicherung in der Zwischenfrucht

Nach der Ernte des Weizens wird der Ernterückstand in den Boden eingearbeitet und geht in organisch gebundener Form in das System ein. Dieser wird im Laufe der Zeit aus dem Bodenpool heraus mineralisiert und trägt zum Boden-N_{min}-Gehalt bei. Ohne Zwischenfruchtanbau kann in der Zeit bis zur Aussaat und dem Wachstumsbeginn von Mais das im Boden vorhandene N_{min} potentiell verlagert und ausgewaschen werden. Die vermiedene N-Auswaschung durch den Zwischenfruchtanbau kann über das N-Aufnahmevermögen von Senf abgeschätzt werden. Dabei entspricht die bis zum Abfrieren aufgenommene N-Menge der maximal vermiedenen N-Auswaschung im Herbst/Winter. In der Literatur[3] und (Kolbe H. 2004, Gan Y.T. 2011)wird eine Spanne von 40 bis 120 kgN/ha für Senf angegeben, je nach Randbedingungen und Entwicklungszustand dieser Zwischenfrucht. Nach den Ergebnissen des Düngeversuchs (Zwischenfrüchte vor Silomais, 2010-2013) der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft[2] betrug die N-Aufnahme des oberirdischen Zwischenfruchtaufwuchses 46 kgN/ha ohne Düngung. Als Durchschnittswert für Senf inklusive Wurzelbereich kann somit ein Wert von 60-80 kgN/ha angenommen werden. Umgerechnet in Nitrat, das potentiell nicht ausgewaschen wird, entspricht dies einer maximalen Menge von 266 - 354 $kgNO_3^-$/ha und einem eingesparten Eutrophierungspotential (EP) von 26,6 - 35,4 $kgP_2O_{5Äq}$/ha. Ein verminderter Nitrataustrag bedeutet zudem eine Reduktion der indirekten N_2O-Emissionen und damit eine Minderung des Treibhauseffekts (THE) von maximal 210 - 281 $kgCO_{2Äq}$/ha. In der Zeit nach dem Abfrieren und bei beginnender Mineralisation kann die zwischengespeicherte N-Menge jedoch genau wie der zuvor eingebrachte Ernterückstand des Weizens wieder zur potentiellen Nitratauswaschung beitragen.

b) Reduzierung des Düngebedarfs durch N-Lieferung aus der Zwischenfrucht

Im Vergleich zum Referenzszenario steht beim Zwischenfruchtanbau die nicht ausgewaschene N-Menge, die im Senf gespeichert ist (und nicht in der Zeit zwischen Abfrieren und Aussaat verloren gegangen ist), für den Maisanbau zusätzlich zur Verfügung. Daher kann die Düngemenge im Szenario mit dem Zwischenfruchtanbau entsprechend verringert werden. Nur unter der Annahme einer vollständigen Mineralisierung und N-Freisetzung innerhalb der Systemgrenze ist die oben abgeschätzte N-Menge im Senf von 60-80 kgN/ha auch pflanzenverfügbar. Bei einer Abbaurate von 70% reduziert sich die einzusparende Düngemenge entsprechend.

Nach der (DüV 2006) muss bei einer Zwischenfrucht, die eine Nichtleguminose ist und im Frühjahr eingearbeitet wird, mit einer N-Lieferung von 20 kgN/ha für die direkte Folgefrucht gerechnet und die Düngegabe um diesen Betrag reduziert werden. Im Vergleich zur abgeschätzten maximalen N-Menge von 60-80 kgN/ha ergibt sich damit eine Differenz von rund 50 kgN/ha. Das kann bedeuten, dass die tatsächliche N-Aufnahme vom Senf geringer eingeschätzt wird oder dass ein N-Verlust in Form einer Nitratauswaschung in der Zeit zwischen Abfrieren und Aussaat eingerechnet wird oder dass nach der Maisernte ein N-Rest aus der Zwischenfrucht verbleibt, der noch weiteren Fruchtfolgegliedern zur Verfügung steht. Neben der Düngereinsparung müssen solche Verluste oder Überträge bei der Erstellung der Ökobilanz zusätzlich berücksichtigt werden.

Eine Düngereinsparung bewirkt in erster Linie, dass weniger Ressourcen verbraucht werden und weniger Hintergrundemissionen entstehen. Bei einem THG-Hintergrundwert von 3,977 $kgCO_{2Äq}$/kgN (JRC-2015) für die Herstellung des N-Düngers bedeutet dies eine THE-Einsparung von 79,5 $kgCO_{2Äq}$/ha bei einer Anrechnung

[3] Wendland M., K. Offenberger, K. Aigner. Versuchsergebnisse aus Bayern 2010 bis 2013, Düngungsversuch: Zwischenfrüchte vor Silomais, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Institut für Agrarökologie, Freising. http://www.hortigate.de/Apps/WebObjects/ISIP.woa/vb/bericht?nr=69419 (letzter Zugriff: 12.7.2017)

von 20 kgN/ha und eine Einsparung von ca. 280 kg$CO_{2Äq}$/ha bei einer maximalen N-Verfügbarkeit von rund 70 kgN/ha aus der Zwischenfrucht.

c) N-Übertrag und Langzeitwirkung durch Zwischenfrüchte

Wird der in der Zwischenfrucht gebundene Stickstoff durch die direkte Folgefrucht nur teilweise verwertet und der im Boden verbleibende Rest nur langsam abgebaut, so hat die Zwischenfrucht eine längerfristige Wirkung auf die gesamte Fruchtfolge. Bei einer angenommenen Abbaurate von 70% in einem Jahr (3-jährige Fruchtfolge) sinkt die verfügbare N-Menge für den Mais um 30% und damit auch die Düngereinsparung für den Mais. Es erfolgt ein N-Übertrag auf zwei weitere Fruchtfolgeglieder nach dem Mais (vergl. Abbildung 19) und damit eine Verschiebung des Vorteils durch eine Düngereinsparung. Bei einer maximalen Menge aus der Zwischenfrucht Senf von rund 70 kgN/ha und einer Abbaurate von 70% ergibt sich eine theoretisch verfügbare N-Menge von ca. 49 kgN/ha für den Mais und ca. 15 kgN/ha im Folgejahr und ca. 6 kgN/ha im dritten Jahr.

1.2.4.4 Methoden zur Bilanzierung von Fruchtfolgen bzw. Einzelfrüchten in Fruchtfolgen

Fruchtfolgen sind eine geregelte Aufeinanderfolge verschiedener Kulturpflanzen auf ein und demselben Feld und bei gleicher Anbaufläche. Eine Bilanzierung des Pflanzenanbaus der einzelnen Fruchtfolgeglieder muss daher für einen Vergleich untereinander zunächst flächenbezogen durchgeführt werden. Eine Fruchtfolge entspricht einer offenen Kette von Fruchtfolgegliedern mit einem definierten Anfangszustand des Bodens vor dem ersten Fruchtfolgeglied und einem definierten Endzustand des Bodens nach dem letzten Fruchtfolgeglied. Wiederholen sich Fruchtfolgesequenzen und sind die Bodenzustände gleich, so können die Fruchtfolgen auch als geschlossene Kreisläufe aufgefasst werden (Abbildung 21).

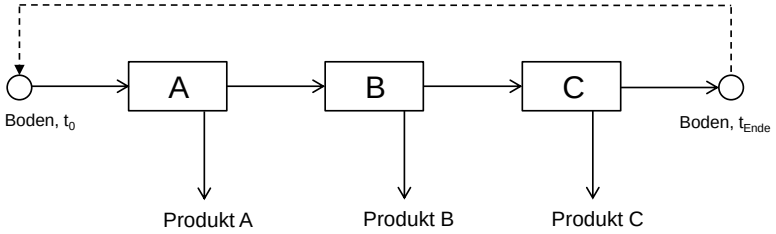

Abbildung 21: Modell einer Fruchtfolge A-B-C als offene Kette oder als eine sich wiederholende Fruchtfolgesequenz (geschlossener Kreislauf)

Um bei einer gegebenen Fruchtfolge den Beitrag der einzelnen Fruchtfolgeglieder an den gesamten Umweltwirkungen der Fruchtfolge zu bewerten, gibt es unterschiedliche methodische Ansätze, die in zwei grundsätzliche Kategorien eingeteilt werden können. Zum einen kann durch das lückenlose Setzen von Systemgrenzen innerhalb der Fruchtfolge jedes Fruchtfolgeglied voneinander abgegrenzt werden (s. Abbildung 22, oben). Die Wahl der Systemgrenze bestimmt die ein- und ausgehenden Stoff- und Energieflüsse, die Einbeziehung von Zwischenfrüchten und die Nährstoffüberträge von dem einen auf das nächste System. Zur Berücksichtigung von Nährstoff-Überträgen durch Ernterückstände oder Zwischenfrüchte müssen diese jeweils quantifiziert und den einzelnen Systemen zugerechnet werden. Zum anderen kann die Systemgrenze auf die gesamte Fruchtfolge erweitert werden, wodurch automatisch alle Nährstoff-Überträge zwischen den einzelnen Früchten in das System einbezogen werden (s. Abbildung 22, unten). Gleichzeitig entsteht dabei ein sogenanntes Multioutput-System, bei dem jede geerntete Frucht einem Produkt mit einer individuellen Funktion und einem bestimmten Verwendungszweck entspricht. Um den Gesamtwert der Fruchtfolge zu bestimmen, müssen die Erträge der Produkte (und ggf. Nebenprodukte) auf eine einheitliche funktionelle Basis bezogen werden, d.h. einen gemeinsamen Nutzen der verschiedenen Produkte. Daraus wird ein Verteilungsschlüssel generiert, mit dem der aggregierte Input für den Pflanzenanbau und die aggregierten Feldemissionen auf die einzelnen Produkte (und ggf. Nebenprodukte) aufgeteilt werden können (Allokation). Das Allokationsverfahren kann auf verschiedenen physikalischen oder monetären Eigenschaften beruhen. Ziel ist, dass der gemeinsame Nenner (Denominator) die wesentliche Funktion der Produkte für das Untersuchungsziel widerspiegelt.

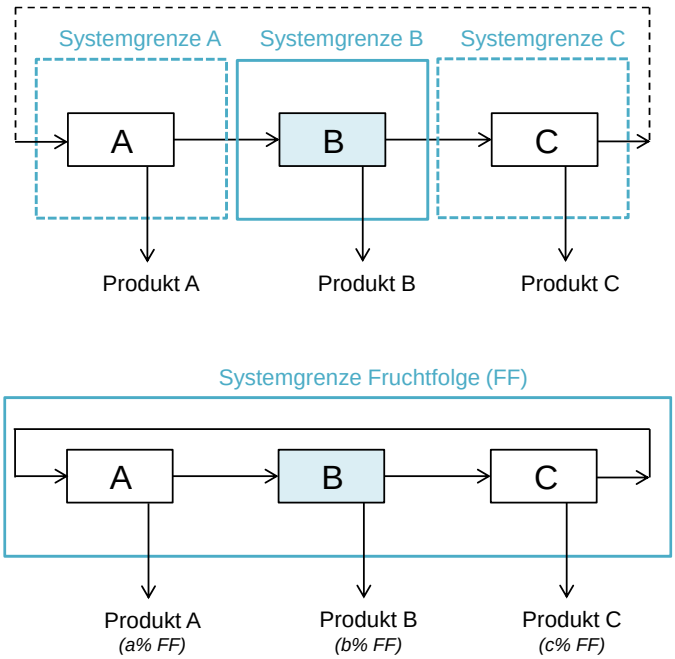

Abbildung 22: oben: Systemgrenzen für die einzelnen Fruchtfolgeglieder innerhalb einer Fruchtfolge, unten: Erweiterung der Systemgrenze auf die gesamte Fruchtfolge und anschließende Zuordnung (Allokation) zu den einzelnen Fruchtfolgegliedern

a) Systemgrenzen für die einzelnen Fruchtfolgeglieder innerhalb einer Fruchtfolge

Um das Erntejahr einer Einzelfrucht abzubilden, könnten theoretisch verschiedene Systemgrenzen angewendet werden, z.B. „Aussaat bis Aussaat“, „Düngung bis Düngung“, „Ernte bis Ernte“ oder „ein Kalenderjahr“, die im Fall von Monokulturen nicht unterscheidbar sind. Für Fruchtfolgen entfallen allerdings die Systemgrenzen „Düngung bis Düngung“ und „ein Kalenderjahr“, da diese zu Systemüberschneidungen führen würden, d.h. ein Teil der Zeiten und Aktivitäten (z.B. Aussaat), der eindeutig im Bezug zur betrachteten Frucht steht, fällt in die Systemgrenze der Vorfrucht.

Bei der Systemgrenze „Aussaat bis Aussaat“ wird neben der Vegetationsphase auch die Nacherntephase der betrachteten Frucht bis zur Aussaat der Folgefrucht einbezogen. Diese Nacherntephase kann unterschiedlich lang ausfallen. Zudem muss zwischen Winterungen und Sommerungen unterschieden werden. Folgen nur Früchte aufeinander, die als Winterungen angebaut werden, wie in der Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste, so ist der Bilanzzeitraum für die einzelnen Früchte nahezu gleich (ca. 11-13 Monate), da die Aussaat stets im Spätsommer/Herbst erfolgt und die Ernte im Sommer. Die Nachernteperiode bewegt sich im Bereich von wenigen Tagen bis max. zwei Monaten. Findet innerhalb der Fruchtfolge jedoch ein Wechsel zwischen Winterungen (Aussaat im Spätsommer/Herbst) und Sommerungen (Aussaat im Frühjahr) statt, ergeben sich für die Systemgrenze „Aussaat bis Aussaat“ sehr unterschiedliche Bilanzzeiträume (z.B. Aussaat Mais bis Aussaat Winterweizen ca. 5 Monate, Aussaat Winterweizen bis Aussaat Mais ca. 19 Monate) und Nachernteperioden (ca. 1-2 Wochen nach Mais, ca. 9 Monate nach Weizen). Zudem müsste ein Zwischenfruchtanbau (z.B. Senf in der Fruchtfolgesequenz Weizen-Senf-Mais), der zwischen der Ernte der Winterung und der Aussaat der Sommerung erfolgt, und der daraus entstehende Fruchtfolgeeffekt bei der Systemgrenze „Aussaat bis Aussaat“ konsequenterweise der vorhergehenden Frucht zugeschrieben werden (s. Abbildung 23, rote Grenze), obwohl sie nicht mehr davon profitiert. Vorfruchteffekte lassen sich mit dieser Systemgrenze nicht abbilden.

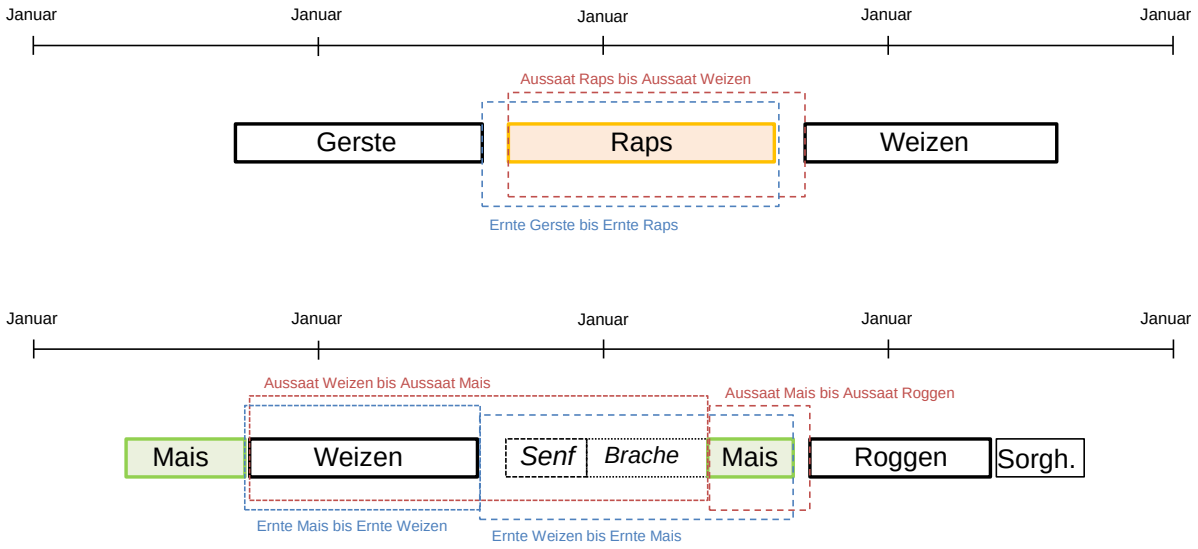

Abbildung 23: Bedeutung der Systemgrenzen „Aussaat bis Aussaat“ (rot) und „Ernte bis Ernte“ (blau) in den Versuchs-Fruchtfolgen Raps-Weizen-Gerste und Weizen-(Senf)-Mais

Für Fruchtfolgen und die Erfassung von Vorfruchteffekten ist somit die Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ für die Einzelfrüchte innerhalb der Fruchtfolge am sinnvollsten, da sie auch die landwirtschaftliche Praxis widerspiegelt. Damit können Fruchtfolgeeffekte wie der Nährstofftransfer aus Ernterückständen oder die N-Speicherung und -Lieferung durch Zwischenfrüchte einbezogen werden. Zudem liegt der Stickstoff in den Ernterückständen an den Systemgrenzen noch vollständig organisch gebunden vor, sowohl beim Input der Ernterückstände der Vorfrucht als auch beim Output der Ernterückstände der betrachteten Hauptfrucht (s. Abbildung 24). Erst in der Zeit danach wird dieser Stickstoff aus dem Bodenpool freigesetzt und pflanzenverfügbar (vergl. Abbildung 14). Im Bilanzzeitraum nicht umgesetzte N_{org}-Mengen werden über den Boden in das nächste System übertragen. Für die Abbaurate der Ernterückstände und die Netto-N-Freisetzung innerhalb der Systemgrenze müssen Annahmen getroffen werden, anhand derer sich die Reichweite des N-Übertrags abschätzen lässt. Der Fruchtfolgeeffekt kann sich dadurch auf ein oder sogar mehrere Fruchtfolgeglieder erstrecken.

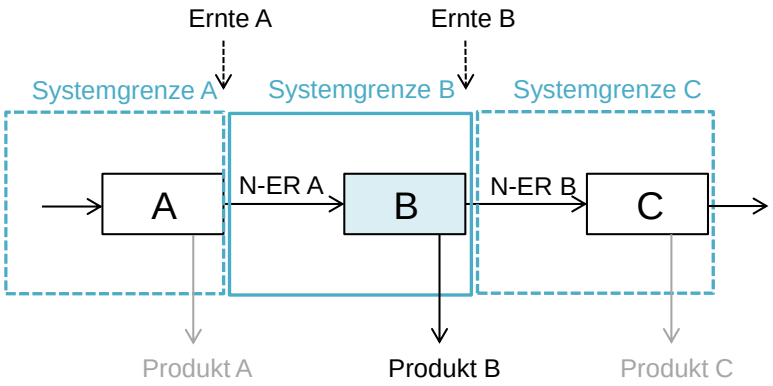

Abbildung 24: Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ für die Abgrenzung der einzelnen Fruchtfolgeglieder innerhalb einer Fruchtfolge (N-ER A/B = N_{org}-Gehalt des Ernterückstands der Frucht A/B)

Innerhalb der Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ werden die N-Emissionen durch die verfügbare N_{min}-Menge aus den Ernterückständen der Vorfrucht verursacht, nicht durch die N-Menge der Ernterückstände der betrachteten Frucht. Im Vergleich zur Methode der EU-RED, die 100% der N-Menge des Ernterückstands der Hauptfrucht zurechnet, entspricht dies einer Verschiebung der Bilanzgrenze. Die verfügbare N_{min}-Menge des Ernterückstands der Vorfrucht ist aber nicht nur für die entsprechende N_2O-Emission verantwortlich, sondern bewirkt auch, dass dem System diese N-Menge neben dem Dünger-N-Input zur Pflanzenaufnahme zur Verfügung steht. Im Vergleich zur Methode der EU-RED bzw. zu einer Monokultur bedeutet dies, dass durch den Ernterückstand der Vorfrucht eine geänderte Menge ΔN-ER (N-ER-VF – N-ER-HF) zur Verfügung gestellt wird (vergleiche Abschnitt 1.2.4.1). Zur vollständigen Bewertung des Fruchtfolgeeffekts durch den N-Transfer über die Ernterückstände muss die äquivalente Menge ΔN-ER, dem Vorfrucht-System angerechnet werden.

Die Auswirkung der Wahl dieser Systemgrenze und die Berücksichtigung des Fruchtfolgeeffekts durch den N-Transfer auf die Ökobilanz des Pflanzenanbaus im Vergleich zur Methode der EU-RED wird in im Abschnitt 1.2.4.5 näher untersucht.

b) Erweiterung der Systemgrenze auf gesamte Fruchtfolge und Allokationsverfahren

Wird eine zyklisch geschlossene Fruchtfolgesequenz angenommen (s. Abbildung 22, unten) und die Systemgrenze auf die gesamte Fruchtfolge erweitert, so werden alle Geschehnisse und resultierenden Fruchtfolgeeffekte während dieser gesamten Zeit in die Betrachtung und Bilanzierung automatisch eingeschlossen (Brankatschk and Finkbeiner 2015). Dies impliziert die Annahme, dass das letzte Fruchtfolgeglied in der Reihe gleichzeitig die Vorfrucht des ersten Fruchtfolgegliedes ist. Gleichzeitig bedeutet es auch, dass ein Gleichgewichtszustand bzw. durchschnittlicher Zustand ohne zeitliche Variabilität an den „Anschlussstellen" betrachtet wird.

Fruchtfolgen können auch als offene Ketten, d.h. als Aneinanderreihung einzelner Fruchtfolgeglieder (Peter, Specka et al. 2017) oder als Kombination von Zweiersequenzen (Nemecek, Hayer et al. 2015) aufgefasst und bewertet werden. Mit diesen Modellen werden vor allem gesamte Fruchtfolgen im Hinblick auf eine ausgewählte funktionelle Einheit (FE) bewertet. Die Betrachtung einzelner Fruchtfolgeglieder entspricht jedoch der oben beschriebenen Methode des Setzens einer Systemgrenze innerhalb der Fruchtfolge. Peter (Peter, Specka et al. 2017) berücksichtigt dabei z.B. den Fruchtfolgeeffekt eines Nährstoffübertrags durch eine Vorratsdüngung oder eine Gründüngung, indem die entsprechenden Inventare der Herstellung bzw. Kultivierung auf die Anzahl der davon profitierenden Folgefrüchte gleichmäßig aufgeteilt werden. Ein Allokationsverfahren wird nicht eingesetzt.

Im Folgenden werden zyklische Fruchtfolgen mit definierter Rotationslänge betrachtet (Castellazzi, Wood et al. 2008, Brankatschk and Finkbeiner 2015). Wird die Systemgrenze auf die gesamte Fruchtfolge erweitert, ergeben sich die Aktivitätsdaten (Herstellung der Betriebsmittel, Feldemissionen) für die gesamte Fruchtfolge aus der Summe der Aktivitätsdaten je Flächeneinheit und Zeit der einzelnen Fruchtfolgeglieder. Diese Aktivitätsdaten beinhalten bereits Vorfruchteffekte wie z.B. geringere N-Düngergaben oder höhere Erträge. Durch die Summierung werden diese Fruchtfolgeeffekte jedoch der gesamten Fruchtfolge zugeschrieben und nicht einer einzelnen Frucht. Damit wird nicht mehr unterschieden zwischen dem Geber oder Nehmer eines Vor- oder Nachteils, sondern die Fruchtfolge als Ganzes ist verantwortlich für die resultierenden Effekte. Gleichzeitig wird mit der Fruchtfolge nicht nur ein Produkt erzeugt, sondern eine mehrere Produkte, also ein „multi-output System". Um den Produktbezug zu einer einzelnen Frucht herzustellen, muss ein Allokationsverfahren angewendet werden, mit dem die Aufwendungen und Emissionen der gesamten Fruchtfolge jedem einzelnen Fruchtfolgeglied zugeordnet werden können. Damit werden die Fruchtfolgeeffekte nun entsprechend dem Verteilungsschlüssel den einzelnen Früchten zugewiesen. Je nach Wahl des Allokationsverfahrens kann die Zuordnung der Aufwendungen und Emissionen zu einem einzelnen Fruchtfolgeglied und damit die produktspezifische Umweltwirkung sehr unterschiedlich ausfallen. Die Umweltwirkungen der gesamten Fruchtfolge bleibt pro Flächeneinheit jedoch konstant, nur innerhalb der Fruchtfolge kommt es je nach Verteilungsschlüssel zu einer Verschiebung der Beiträge von den einzelnen Fruchtfolgegliedern.

Im ersten Schritt des Allokationsverfahrens muss eine gemeinsame funktionelle Basis für alle erzeugten Produkte (und ggf. Nebenprodukte) der Fruchtfolge gefunden und festgelegt werden. Diese kann auf physikalischen oder monetären Eigenschaften der Produkte beruhen (14040 2006). Tabelle 11 zeigt verschiedene Allokationsmethoden und ihre mögliche Anwendbarkeit und Einschränkungen.

Tabelle 11: Mögliche Allokationsmethoden für die Bewertung von Energiepflanzen in Fruchtfolgen

Allokationsbasis	**Konversionsfaktor** (Einheit)	**Anmerkung**
Energiegehalt	Unterer Heizwert H_u (MJ/kg TM)	Nur für energetisch genutzte Produkte anwendbar. Stroh hat ähnlich hohe Heizwerte wie Getreidekorn, spiegelt aber nicht die reale Wertigkeit wider.
Futterwert	Getreideeinheit GE (dt GE/dt FM)	Eine GE entspricht dem Energieliefervermögen pflanzlicher Produkte im Verhältnis zur Futtergerste. Allgemein für Agrarerzeugnisse anwendbar, auch für Stroh. In Deutschland ein anerkannter Aggregationsschlüssel für Agrarsysteme. GE-Werte sind bisher nur für Deutschland vorhanden.
Methan-produktionspotential	Methanertrag (Nm^3/kg TM)	Nur anwendbar für Biomasseprodukte, die für die Nutzung in Biogasanlagen bestimmt sind.
Ökonomischer Wert	Marktpreis (Währung/t FM)	Schwankende Marktpreise, langjährige Mittelwerte erforderlich.

Mithilfe produktspezifischer Konversionsfaktoren (KF_i) können die **flächenbezogenen** Produktmassen (m_i) auf die einheitliche Basis umgerechnet und aggregiert werden. Daraus ergibt sich der funktionale Wert der gesamten Fruchtfolge. In Bezug auf diesen Gesamtwert werden die produktspezifischen Allokationsfaktoren (AF_i) abgeleitet, mit denen die Aufwendungen und Emissionen der gesamten Fruchtfolge auf die einzelnen Produkte (und ggf. Nebenprodukte) aufgeteilt werden.

$AF_i = m_i*KF_i / \Sigma_i(m_i*KF_i)$

Die zunächst pro Flächeneinheit berechneten Umweltwirkungen einer einzelnen Frucht können über den Flächenertrag in produktbezogene Umweltwirkungen umgerechnet werden. Im folgenden Abschnitt werden die Allokationsmethoden auf Basis der Getreideeinheit (vergl. Brankatschk/Finkbeiner 2015) und des Energiegehalts (in Anlehnung an EU-RED) auf einen projektspezifischen Fall angewendet und im Hinblick auf das Ergebnis der Ökobilanz untersucht.

1.2.4.5 Methodenvergleich: Ökobilanzielle Bewertung des N-Transfers durch Ernterückstände in einer Fruchtfolge

Am Beispiel der Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste wird der Einfluss der Methode zur Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten auf das Ergebnis der Ökobilanz untersucht. Allen hier betrachteten Methoden liegt die Annahme zugrunde, dass es sich um eine zyklisch geschlossene Fruchtfolge handelt und kein Stroh entnommen wird. Für das Fallbeispiel werden die Aktivitätsdaten für die MIN-Variante am Versuchsstandort Hohenschulen ausgewählt, da hier das umfangreichste Datenmaterial vorlag. Wesentliche Parameter, wie die N-Düngergaben, Erträge und resultierende N-Mengen in den Ernterückständen sowie der N-Transfer ΔN-ER zur jeweiligen Frucht bei verschiedenen Abbauraten (100% und 70%), sind in Tabelle 12 aufgeführt. Die Berechnung der Feldemissionen basiert für alle Fruchtfolgeglieder einheitlich auf den Emissionsfaktoren nach IPCC 2006 Tier 1. Die Hintergrunddaten werden der Inventardatenbank ecoinvent 2.2 entnommen. Die Auswertung erfolgt für die Wirkungskategorien THE, VP und EP.

Tabelle 12: Kenngrößen der Fruchtefolge Raps-Weizen-Gerste am Standort Hohenschulen (HOH), Mittelwerte für die Jahre 2013-15

Parameter	Einheit	**Raps**	**Weizen**	**Gerste**
N-Dünger (KAS)	kg N/ha	180	220	193
Ertrag	kg FM/ha kg TM/ha	5127 4666	10720 9220	10405 8948
N-ER-HF	kg N/ha	76,4	70,2	70,9
N-ER-VF_100% ΔN-ER$_{HF-VF}$ Dü-Korr	kg N/ha kg N/ha kg N/ha	70,9 -5,5 -6,2	76,4 6,2 +0,7	70,2 -0,7 +5,5
N-ER-verfüg_70% ΔN-ER$_{HF-verfüg}$ Dü-Korr	kg N/ha kg N/ha kg N/ha	71,2 -5,2 -2,9	74,7 4,5 +0,2	71,6 0,7 +2,6

Als Referenzszenario für den Methodenvergleich dient das Vorgehen nach EU-RED. Hier wird jedes Fruchtfolgeglied einzeln betrachtet, die N_2O-Emissionen durch die Ernterückstände beziehen sich auf die entstehenden Ernterückstände der jeweiligen Frucht und werden zu 100% dem System zugerechnet. Für die Methode der „Systemgrenze innerhalb der Fruchtfolge" werden zwei Szenarien betrachtet. Szenario S-100% basiert auf der Systemgrenze „Ernte bis Ernte" und der Berücksichtigung des Ernterückstands der Vorfrucht, für die auch die N_2O-Emissionen berechnet werden. Die Verfügbarkeit des Stickstoffs, der im Ernterückstand der Vorfrucht (N-ER-VF) enthalten ist, beträgt 100% innerhalb der Systemgrenze. Die durch den N-Transfer vermiedene bzw. zusätzlich erforderliche N-Düngerherstellung (Dü-Korr) wird der jeweiligen Vorfrucht zugerechnet (s. Tabelle 12). Das Szenario S-70% entspricht S-100%, jedoch wird hier eine Abbaurate von 70% pro Jahr angenommen und die formale Einstellung des Gleichgewichts nach 3 Jahren, woraus sich die verfügbare N-Menge (N-ER-verfügbar) aus den kumulierten N-Mengen der ER der Vorfrüchte ergibt (s. Abbildung 19). Für die Methode der „Systemerweiterung auf die gesamte Fruchtfolge und Allokation" werden ebenfalls zwei Szenarien untersucht. Im Szenario A-GE basiert die Allokationsmethode auf dem Futterwert (Bezug Getreideeinheit), im Szenario A-Hu auf dem Energiegehalt des Korns (Bezug unterer Heizwert). Die Konversions- und Allokationsfaktoren sind in

Tabelle 13 aufgeführt. Eine Übersicht der Szenarien zeigt Tabelle 14.

Tabelle 13: Konversions- und Allokationsfaktoren für die Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste am Standort Hohenschulen (HOH)

Allokationsparameter	Einheit	Raps	Weizen	Gerste
Getreideeinheit (GE)	dt GE/dt FM	1,3	1,04	1,0
Allokationsfaktor_GE	dt GE/dt GE	23,6%	39,5%	36,9%
Unterer Heizwert (Hu)	MJ/kg TM	27	17	17
Allokationsfaktor_Hu	MJ/MJ	29,0%	36,0%	35,0%

Tabelle 14: Szenarien für die Untersuchung der Methoden zur Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten in Ökobilanzen

Szenario	Methode	N-ER für N_2O-Berechnung	Abbaurate
Referenz (Ref)	Einzelne Früchte, kein N-Transfer	N-ER-HF	100%
S-100%	Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ innerhalb FF	N-ER-VF	100%
S-70%	Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ innerhalb FF	N-ER-verfügbar (Mix aus 3 VF)	70%
A-GE	Systemgrenze FF und Allokation, Basis Futterwert (Getreideeinheit – GE)	alle	-
A-Hu	Systemgrenze FF und Allokation, Basis Energiegehalt (unterer Heizwert – Hu)	alle	-

Auf die Fläche bezogen sind die potentiellen Umweltwirkungen der gesamten Fruchtfolge über die gesamte Periode stets konstant. Je nach Wahl der Methode zur Bilanzierung eines einzelnen Fruchtfolgegliedes kommt es jedoch innerhalb der Fruchtfolge zu einer Verschiebung der Beiträge an den Umweltlasten, die den Früchten zugerechnet werden. Dies gilt für alle betrachteten Wirkungskategorien. In Abbildung 25 sind die Umweltwirkungen (THE, VP und EP) mit den jeweiligen Anteilen aus den Hintergrunddaten sowie den dünger- und ernterückstandinduzierten Feldemissionen für die gesamte Fruchtfolge über die Periode von 3 Jahren dargestellt. Da von den hier betrachteten Feldemissionen nur das NH_3 zum Versauerungspotential (VP) beiträgt und dieses nur düngerinduziert ist, wird für diese Wirkungskategorie nur ein Wert für das Feld angegeben.

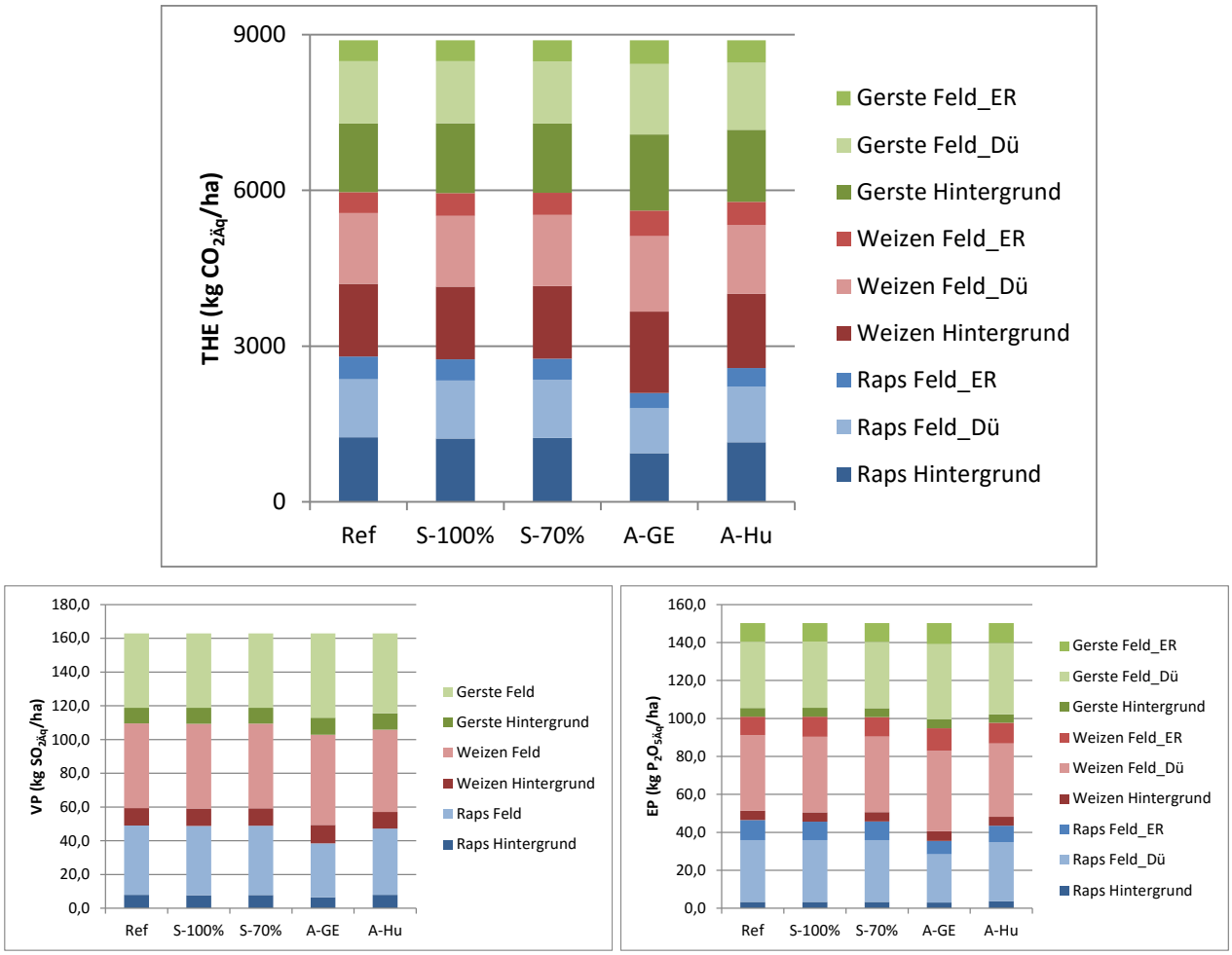

Abbildung 25: Flächenbezogene potentielle Umweltwirkungen (THE, VP, EP) für die Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste über eine Periode von 3 Jahren in Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode

Mit der Methode der „Systemgrenze innerhalb der Fruchtfolge“ (Szenarien S-100% und S-50%), die den quantifizierten N-Transfer durch die Ernterückstände (ΔN-ER, s. Tabelle 12) einbindet und die vermiedene N-Düngerherstellung der Vorfrucht anrechnet, wird der flächenbezogene THE von Raps um 2,0 bzw. 1,4% geringer und für Weizen 1,2 bzw. 0,8% höher im Vergleich zum Referenzszenario. Für Gerste ändert sich der THE um +0,6 bzw. +0,5%). Hinsichtlich des Eutrophierungspotentials (EP) ergeben sich ähnliche Verschiebungen wie beim THE für die jeweilige Frucht gegenüber dem Referenzszenario (Raps -1,7 bzw. -1,5%, Weizen +1,6 bzw. +0,9%, Gerste +0,1 bzw. -0,4%). Da das Versauerungspotential (VP) nicht von den Ernterückstandsmengen abhängig ist, unterscheiden sich die Ergebnisse für das Referenzszenario und die Szenarien S-100% und S-70% nur in dem Maß der angerechneten, vermiedenen Düngerproduktion (im Vergleich zum Referenzszenario um 0,01-0,4%). Dagegen führen die Szenarien, die auf der Methode der „Systemerweiterung und Allokation“ basieren, zu deutlicheren Verschiebungen in den Umweltwirkungen der einzelnen Früchte gegenüber dem Referenzszenario. Der Unterschied beim Szenario auf Basis der Allokation nach dem Futterwert fällt wesentlich größer aus als auf Basis der Allokation nach dem Energiegehalt des Korns. Im Szenario A-GE reduzieren sich gegenüber dem Referenzszenario die flächenbezogenen Umweltwirkungen (THE, VP und EP) vom Raps (um 21-25%), während sie für den Weizen (6-11%) und die Gerste (ca. 12%) stets zunehmen. Im Szenario A-Hu sind die Verschiebungen tendenziell ähnlich, aber insgesamt geringer (1-8% gegenüber der jeweiligen Frucht im Referenzszenario).

Die flächenbezogenen Umweltwirkungen der einzelnen Früchte werden über die jeweiligen Erträge in die produktbezogenen Umweltwirkungen umgerechnet. Dies ist beispielhaft für den Treibhauseffekt (THE) in Abbildung 26 gezeigt. Daraus ergibt sich für jede Frucht die spezifische Umweltlast, die ihr bis zur Ernte der Biomasse angerechnet wird.

flächenbezogen

THE (kg $CO_{2Äq}$/ha)													
	Raps				Weizen				Gerste				Fruchtfolge
Szenario	Hintergrund	Feld_Dü	Feld_ER	Σ Raps	Hintergrund	Feld_Dü	Feld_ER	Σ Weizen	Hintergrund	Feld_Dü	Feld_ER	Σ Gerste	ΣΣ
Ref	1243	1117	438	2798	1400	1365	403	3168	1322	1198	407	2926	8892
S-100%	1220	1117	407	2743	1403	1365	438	3206	1342	1198	403	2943	8892
S-70%	1232	1117	409	2758	1401	1365	428	3194	1331	1198	411	2940	8892
A-GE	936	869	295	2100	1566	1454	493	3513	1462	1357	460	3279	8892
A-Hu	1149	1066	361	2576	1429	1326	450	3205	1387	1287	436	3111	8892
Ertrag	5127 kg FM/ha				10720 kg FM/ha				10405 kg FM/ha				

produktbezogen

THE (kg $CO_{2Äq}$/t FM)												
	Raps				Weizen				Gerste			
Szenario	Hintergrund	Feld_Dü	Feld_ER	Σ Raps	Hintergrund	Feld_Dü	Feld_ER	Σ Weizen	Hintergrund	Feld_Dü	Feld_ER	Σ Gerste
Ref	242	218	85	546	131	127	38	295	127	115	39	281
S-100%	238	218	79	535	131	127	41	299	129	115	39	283
S-70%	240	218	80	538	131	127	40	298	128	115	39	283
A-GE	183	170	57	410	146	136	46	328	140	130	44	315
A-Hu	224	208	71	502	133	124	42	299	133	124	42	299

Abbildung 26: Umrechnung des flächenbezogenen THE's in den produktbezogenen THE

Der deutlich geringere Rapskornertrag pro Hektar und Jahr gegenüber dem Getreidekornertrag macht sich in höheren Umweltwirkungen je Mengeneinheit Produkt bemerkbar. Dies gilt für alle hier betrachteten Wirkungskategorien und Methoden bzw. Szenarien (Abbildung 27). Der beschriebene Einfluss der Methodenwahl auf das Ergebnis der Umweltwirkungen einer einzelnen Frucht im Vergleich zum Referenzszenario ist unabhängig vom Flächen- oder Produktbezug.

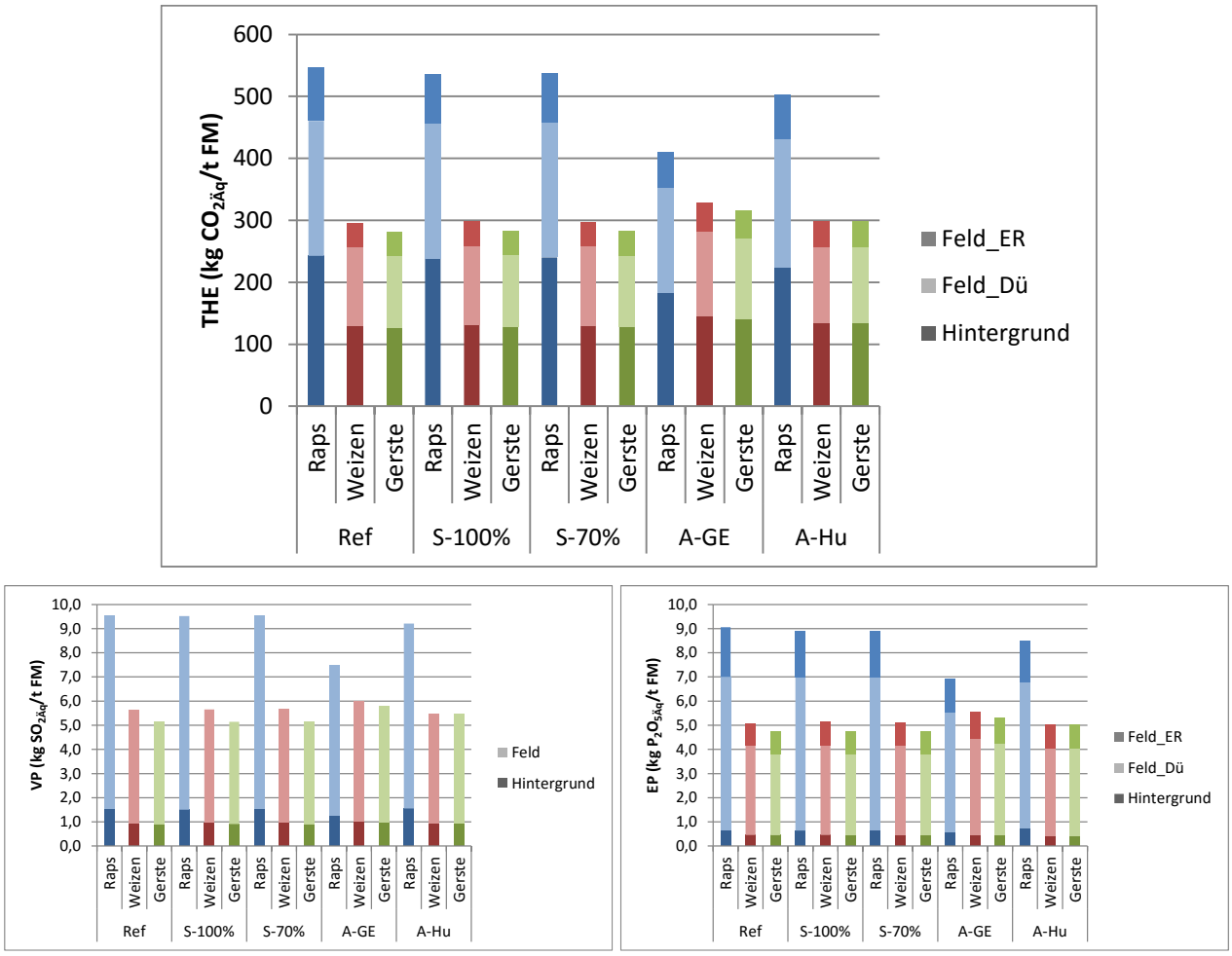

Abbildung 27: Produktbezogene potentielle Umweltwirkungen (THE, VP, EP) für die Fruchtfolgeglieder Raps, Weizen, Gerste in Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode

1.2.5 Diskussion Fruchtfolgeeffekte in Ökobilanzen

Zur Erstellung der Ökobilanz für den Anbau eines landwirtschaftlichen Produktes, das in einer Fruchtfolge steht, wurden zwei grundsätzliche Methoden untersucht und mit dem methodischen Vorgehen zur Erstellung einer THG-Bilanz nach der EU-RED verglichen.

Die Methode der Einführung einer „Systemgrenze von Ernte bis Ernte innerhalb der Fruchtfolge“ setzt voraus, dass die Menge der Ernterückstände der Vorfrucht bekannt ist. Vor- und Nachfrucht müssen bekannt sein, um den Transfer (ΔN-ER) quantifizieren und den Transfer bei der Berechnung der THE für die einzelnen Glieder der Fruchtfolge berücksichtigen zu können. Bei Annahme einer Abbaurate von 100% beschränkt sich der Nährstofftransfer auf eine Folgefrucht, bei einer Abbaurate von 70%, die einer 100%igen Nährstoffverfügbarkeit in 3 Jahren entspricht, erweitert er sich auf drei Fruchtfolgeglieder. Der Unterschied zur Referenz (Methode der EU-RED) im Hinblick auf die berechneten Umweltwirkungen (THE, VP, EP) beim Pflanzenanbau hängt von der transferierten Menge ΔN-ER ab. Bei 6 kgN/ha beträgt dieser Unterschied etwa 24 kg $CO_{2Äq.}$, die innerhalb der Fruchtfolge umverteilt.

Bei der Methode der „Erweiterung der Systemgrenze auf die gesamte Fruchtfolge und Allokation“ müssen alle Fruchtfolgeglieder bekannt sein. Ein Nährstofftransfer zwischen den Fruchtfolgegliedern ist automatisch eingeschlossen und muss nicht quantifiziert werden. Die Zuordnung des Fruchtfolgeeffekts durch den Nährstofftransfer auf die einzelnen Früchte ist unabhängig von der Abbaurate, sondern erfolgt anhand eines Allokationsschlüssels. Das Ergebnis der berechneten Umweltwirkungen für den Pflanzenanbau einer einzelnen Frucht wird im Gegensatz zum obigen Vergehen nicht durch die Fruchtfolgestellung beeinflusst, nur von der Gesamtheit aller Fruchtfolgeglieder. Die Erweiterung der Systemgrenze auf die gesamte Fruchtfolge und anschließende Allokation basiert auf der Annahme, dass alles allen dient und nach Maßgabe des gemeinsam erzeugten Nutzens aufgeteilt wird.

Eine Allokation auf Basis der Getreideeinheit (GE) bringt den Vorteil mit sich, dass der Konversionsfaktor allgemein für landwirtschaftliche Produkte anwendbar ist und somit auch für Fruchtfolgen, die nicht nur aus Energiepflanzen bestehen. Selbst Nebenerzeugnisse wie Stroh können anhand der Getreideeinheit bewertet werden. Mit diesem Allokationsverfahren haben sich in der Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste im Hinblick auf die Ökobilanz der einzelnen Früchte die größten Unterschiede im Vergleich zur Referenz (Methode nach EU-RED) ergeben. Beim THE werden in dem Fallbeispiel dem Raps 25 % weniger und dem Weizen und der Gerste je 11-12 % mehr angerechnet bezogen auf die Referenz.

Das Allokationsverfahren auf Basis des unteren Heizwertes (Hu) entspricht dem sonstigen Vorgehen bei der EU-RED. Damit wird der energetische Nutzen eines Produktes beschrieben. Im Fallbeispiele der Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste ergibt sich im Vergleich zur Referenz (Methode der EU-RED) für den THE der einzelnen Früchte eine Reduzierung von 8% für Raps, während dem Weizen 1% und der Gerste 6% mehr angerechnet werden. Der konzeptionelle Hintergrund einer Allokation aller Produkte auf Basis des Heizwertes unterstellt, dass die Produktion ausschließlich der „Energiegewinnung“ dient, während die Allokation auf Basis des Futterwertes die Nahrungs- und Futtermittelproduktion in den Fokus setzt. Die Methode der Betrachtung des Nährstofftransfers hat dagegen den Vorteil, dass sie wissenschaftlich begründet werden kann und keine „künstliche Umverteilung“ der Umweltlasten innerhalb des Gesamtsystems erfordert.

Fazit: Bei allen untersuchten Methoden ergibt sich einheitlich eine Reduzierung der Umweltwirkungen von Raps und eine Zunahme für Getreide (Weizen und Gerste), wenn die Fruchtfolgeeffekte bei der Erstellung der Ökobilanz berücksichtigt werden. Das Ausmaß der Veränderung gegenüber der Referenz (Methode der EU-RED) ist abhängig von der verwendeten Methode; die Methode der „Systemerweiterung auf die gesamte Fruchtfolge und Allokation“ weist für das System Raps-Weizen-Gerste die höchste Umverteilung der Umweltlasten zu Gunsten des Raps aus.

2. Verwertung

Die vollständigen Projektergebnisse sind mit den Daten des FNR-geförderten Projekts „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ zusammengeführt und in einer Datenbank integriert. Diese Datenbank wird nach einer angemessenen Sperrfrist von 5 Jahren veröffentlicht und so für zukünftige Studien und Metaanalysen zur Verfügung stehen. Zusätzlich wurden für die Datenbank eine Reihe von Standardabfragen erstellt und in die Datenbank integriert sowie eine Datenbankdokumentation in deutscher und englischer Sprache erstellt. Die Standardabfragen behandeln verschiedene Fragestellungen. Eine detaillierte Erläuterung dazu wurde in die Dokumentation integriert. Die zur Verfügung gestellten Abfragen können als Vorlage genutzt werden, um individuelle Abfragen zu gestalten. Die Datenbank in Verbindung mit den integrierten Standardabfragen und der Dokumentation wird Nutzern aus Wissenschaft, Forschung, Politik, Medien, etc. in transparenter Weise über einen Download der OpenAgrar-Plattform zur Verfügung gestellt. Die zweisprachige Dokumentation ermöglicht die Nutzung der Projektergebnisse auf nationaler und internationaler Ebene.

Die mittelfristigen Klimaziele können, insbesondere im Transportsektor, ohne den Einsatz von Biotreibstoffen vermutlich nicht erreicht werden. Um die realen Treibhausgaseinsparungen berechnen zu können, bedarf es zum einen realistischer landwirtschaftlicher Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren, zum anderen aber auch einer verbesserten Berechnungsmethodik. In diesem Projekt wurden dazu relevante Informationen erarbeitet und verantwortlichen Stellen wie dem JRC, der BLE und dem UBA mitgeteilt. Diese Informationen können dazu dienen die Berechnungsmethodik für Treibhausgaseinsparungen, insbesondere für Rapsbiodiesel und Biogas aus Mais, zu verbessern. Gleichzeitig wurden Zielkonflikte identifiziert und quantifiziert, die mit dem Einsatz von Agrarbiomasse für Bioenergiesysteme einhergehen.

3. Erkenntnisse von Dritten

Über die bereits in den Abschlussberichten für die Verbundprojekte FKZ 22021008 und FKZ 22403212 spezifizierten sind keine weiteren Erkenntnisse von Dritten von projektrelevanter Bedeutung.

4. Veröffentlichungen aus dem Projekten

Die Veröffentlichungen werden unterschieden in „referierte Veröffentlichungen“ und „Vorträge, Proceedingsbeiträge und Poster“; die „***FETT/Kursiv***“ markierten Beiträge sind nicht in den genannten Abschlussberichten enthalten. Somit liegt nun eine vollständige Liste der öffentlichkeitswirksamen Aktivitäten, zu denen beigetragen oder die selbst durchgeführt wurden, vor. Zusätzlich werden noch weitere Veröffentlichungen in dem Themenfeld, die jedoch nicht direkt mit den oben genannten Projekten in Verbindung stehen, aufgeführt.

Referierte Beiträge

- Ruser, R., Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez Quinones, T., Augustin, J., Christen, O., Dittert, K., Kage, H., Lewandowski, I., Prochnow, A., Stichnothe, H., Flessa, H. Nitrous oxide emissions from winter oilseed rape cultivation. Agriculture, Ecosystems and Environment. 249 (2017), 57-69

Vorträge, Proceedingsbeiträge und Poster

- Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K, Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez, T., Augustin, J., Christen, O., Dittert, K., Kage, H., Mühling, K., Pahlmann, I., Prochnow, A., Ruser, R., Stichnothe, H., Flessa, H. (2015). Treibhausgasemissionen im Rapsanbau, XIII. Gemeinsames Rapskolloquium, Landwirtschaftskammern Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, 07.12.2015, Rendsburg.
- Fuß, R., Stichnothe, H. (2016). Yield-scaled N_2O emissions from oilseed rape bioenergy crop rotations. Ad-hoc-Sitzung von Copa-Cogeca, 13.04.2016, Brüssel
- Kage, H., H. Stichnothe, R. Fuß, I. Pahlmann, M. Andres, H. Hegewald, K. Kesenheimer, S. Köbke, T. Räbiger, T. Suarez, J. Augustin, O. Christen, K. Dittert, A. Prochnow, R. Ruser, H. Flessa (2016) Klimagasbilanzen beim Anbau von Energiepflanzen: Bewertung, Messung und Optimierung. Vortrag auf der Sitzung des FNR-Fachbeirates am 1.6.2016 in Berlin.
- Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez, T., Stichnothe, H., Flessa, H. (2014). Direct nitrous oxide emissions from rapeseed in Germany, Geophysical Research Abstracts, Vol. 16, EGU2014-14005, 2014, EGU General Assembly 2014, Wien
- Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Räbiger, Th., Suarez, T., Walter, K., Stichnothe, H., Flessa, H. (2016). Nitrous oxide emissions from rapeseed cultivation in Germany. Geophysical Research Abstracts, Vol. 18, EGU2016-12163, 2016, EGU General Assembly 2016, Wien
- Augustin, J., Hagemann, U., Drosler, M., Glatzel, S., Kage, H., Pacholski, A., Dittert, K., Muhling, K.H. und Stichnothe, H. 2011.Einfluss des Energiepflanzenanbaus zur Biogasgewinnung und der Garrestausbringung auf den Austausch klimarelevanter Spurengase, die Ammoniakverfluchtigung und den C-Vorrat des Bodens. 3. FNR-Symposium Energiepflanzen, Berlin 02.-03.11.2011
- Augustin, J., Hagemann, U., Drösler, M., Glatzel, S., Kage, H., Pacholski, A., Dittert, K., Mühling, K.H. und Stichnothe, H. 2012. Greenhouse gas fluxes and soil carbon stock changes in the cultivation of energy crop used for biogas production. DECHEMA Symposium Industrial Use of Renewable Raw Materials: Chemistry, Biotechnology, Process Engineering, Frankfurt/Main, 14.-15.02.2012
- Stichnothe, H. 2012. Ökobilanz von N-Düngern – Möglichkeiten und Grenzen. Tagung N-Effizienz im Spannungsfeld, LEUCOREA, Lutherstadt Wittenberg 01.-02.03.2012
- Stichnothe, H. 2013. Allokation in Ökobilanzen, Workshop des Arbeitsforums „THG-Bilanzierung in der Landwirtschaft, 2013, Münster
- Stichnothe, H. 2014. Vergleich gemessener und berechneter N2O- und NH3-Emissionen nach Gärrestdüngung, Tagung Nährstoffmanagement von Wirtschaftsdüngern und Gärresten, Hannover 2014
- Stichnothe, H. 2014. Vergleich gemessener und berechneter N2O- und NH3-Emissionen an verschieden Versuchsstandorten. Workshop des Arbeitsforums „THG-Bilanzierung in der Landwirtschaft“, Nossen
- Stichnothe, H. 2015. Greenhouse gas savings of biogas systems: Influence of measured GHG emissions and soil carbon stock change, SETAC Europe LCA Case study conference in Nisyros, Greece, July 2015
- Stichnothe, H. 2015. Greenhouse gas savings of maize-based biogas systems: Comparison of calculated and measured emissions, IEA Bioenergy Conference, Berlin, October 2015
- Stichnothe, H. 2016. Life Cycle Assessment of Energy Crops, SETAC Europe LCA Case study conference in Montpellier, France, September 2016

- Stichnothe, H. 2016. Berechnungsmethoden für THG-Emissionen, FNR Workshop, Gülzow, August 2016
- Stichnothe, H. und FNR-Biogas-Verbund 2016. Vergleich gemessener und modellierter THG-Flüsse beim Anbau von Energiepflanzen. 4. FNR-Energiepflanzenforum Nachhaltige und effiziente Bereitstellung von Biomasse, Dornburg 05.- 06.07.2016
- Stichnothe, H. 2016. Regional specific Life Cycle Assessment: Importance of site-specific emissions, INRA-Workshop in Paris, France, February 2016
- Stichnothe, H 2016. Ortsspezifische Ökobilanzierung. 4. FNR-Energiepflanzenforum Nachhaltige und effiziente Bereitstellung von Biomasse, Dornburg 05.-06.07.2016
- ***Stichnothe H, Hagemann U, Augustin J. 2017. Soil carbon stock change after digestate application, SETAC Europe, Brussels 07.05.-12.05.2017***
- ***Stichnothe H. 2017, Bioenergie und Ernährungssicherheit, „BBE-Dialogforum: Welchen Beitrag kann die Bioenergie zum Klimaschutz erbringen?“ Berlin 13.06.2017***
- ***Stichnothe H. 2017, Der Beitrag von Biokraftstoffen zum Klimaschutz in Deutschland: Ergebnisse einer aktuellen Studie am Beispiel Raps, „Agentur für Erneuerbare Energien Biokraftstoffe: Verbrannt oder Verkannt?“ Berlin 21.06.2017***

Assoziierte Veröffentlichungen:

- Junker F, Gocht A, Marquardt S, Osterburg B, Stichnothe H (2015) Biofuel sustainability requirements - the case of rapeseed biodiesel. German J Agric Econ 64(4):274-285
- Styles D, Gibbons J, Williams AP, Dauber J, Stichnothe H, Urban B, Chadwick DR, Jones DL (2015) Consequential life cycle assessment of biomass, biofuel and biomass energy options within an arable crop rotation. Global Change Biol Bioenergy 7:1305-1320, DOI:10.1111/gcbb.12246
- Styles D, Gibbons J, Williams AP, Stichnothe H, Chadwick DR, Healey JH (2015) Cattle feed or bioenergy? Consequential life cycle assessment of biogas feedstock options on dairy farms. Global Change Biol Bioenergy 7(5):1034-1049, DOI:10.1111/gcbb.12189

Geplante Veröffentlichungen

Greenhouse gas emission performance of bioethanol from wheat after different preceding crops based on a farmer survey in Germany (Arbeitstitel), in Vorbereitung

Multi variable data set of gaseous emissions of energy crop cultivation in Germany (Arbeitstitel) im Open Data Journal for Agricultural Research, (Entwurf an die Projektpartner verschickt)

Review: How to include crop rotation effects in LCA? (Arbeitstitel), geplant

5. Referenzen

14040, I. (2006). Life Cycle Assessment - Principles and Framework, ISO, Geneva.

Althaus H.-J., C. M., Hischier R., Jungbluth N., Osses M. (2004). Life cycle inventories of chemicals. Final report ecoinvent 2000 No.8, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. **ecoinvent report No. 17**.

Ayres, R. U. S., W.H.; Socolow, R.H. (1997). Human Impacts on the Carbon and Nitrogen Cycle. Industrial Ecology and Global Change. Cambridge, Cambridge University Press**:** 121-155.

Brankatschk, G. and M. Finkbeiner (2015). "Modeling crop rotation in agricultural LCAs — Challenges and potential solutions." Agricultural Systems **138**(0): 66-76.

Brentrup, F. P. (2008). GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. Proceedings No: 639 of The International Fertiliser Society.

Castellazzi, M. S., G. A. Wood, P. J. Burgess, J. Morris, K. F. Conrad and J. N. Perry (2008). "A systematic representation of crop rotations." Agricultural Systems **97**(1): 26-33.

Christensen B., B. F., Six L., Pallière C., Hoxha C. (2014). ASSESSING THE CARBON FOOTPRINT OF FERTILISERS AT PRODUCTION AND FULL LIFE CYCLE. Proceedings No: 751 of The International Fertiliser Society.

Christensen, B. L., S.; Brentrup, F.; Pallière; Hoxha, A. (2014). Assessing the carbon footprint of fertilisers at production and full life cycle. Proceedings No: 751 of The International Fertiliser Society.

DüV (2006). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV. Berlin.

DüV (2017). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV). . Berlin.

Edwards R., M. D., Giuntoli J., Agostini A., Boulamanti A., Koeble R., Marelli L., Moro A., Padella M. (2013). Assessing GHG default emissions from biofuels in EU legislation. Luxembourg, JRC-Ispra.

Edwards R., O. C. A., Giuntoli J., Boulamanti A., Koeble R., Marelli L., Moro A., Padella M. (2016). Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation -Version 1b (Limited Distribution). Luxembourg, JRC-Ispra.

Edwards R., O. C. A., Giuntoli J., Bulgheroni C., Koeble R.; Marelli L., Padella M. (2017). Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation -Version 1c. Luxembourg, JRC-Ispra.

Edwards R., O. C. A. M. D., Giuntoli J., Agostini A., Boulamanti A., Koeble R., Marelli L., Moro A., Padella M. (2015). Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation -Version 1a. Luxembourg, JRC-Ispra.

Erisman, J. W., A. Bleeker, A. Hensen and A. Vermeulen (2008). "Agricultural air quality in Europe and the future perspectives." Atmospheric Environment **42**(14): 3209-3217.

EU (2009). DIRECTIVE 2009/28/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.

Flessa H., F., R., Andres M., Augustin, J., Christen O., Dittert K., Hegewald H., Heilmann H., Huth V., Kage H. , Kern J., Kesenheimer K., Knieß A., Köbke S., Lewandowski I., Mallast J. , Moffat A., Mühling K.H., Öhlschläger G., Pahlmann I., Prochnow A., Räbiger T., Ruser R., Stichnothe H., Suárez-Quiñones T., Weiser C. (2017). Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung. Braunschweig, Thünen Institut für Agraklimaschutz.

Galloway, J. N., A. R. Townsend, J. W. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J. R. Freney, L. A. Martinelli, S. P. Seitzinger and M. A. Sutton (2008). "Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions." Science **320**(5878): 889-892.

Gan Y.T., L. B. C., Liu L.P., Wang X.Y., and McDonald C.L. (2011). "C : N ratios and carbon distribution profile across rooting zones in oilseed and pulse crops." Crop & Pasture Science **62**: 496-503.

Goebes, M. D., R. Strader and C. Davidson (2003). "An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United States." Atmospheric Environment **37**(18): 2539-2550.

Haenel H-D, R. C., Dämmgen U, Freibauer A, Döring U, Wulf S, Eurich-Menden B, Döhler H, Schreiner C, Osterburg B (2016). Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2014: Report on methods and data (RMD). Braunschweig, Thünen Institut.

Hagemann U., A. J., Prescher A.K., Kage H., Glatzel S., Jurasinski G., Mühling K.H., Stichnothe H., Drösler M., Bethwell C., Knieß A., Neukam D. (2016). Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas. Müncheberg, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Institut für Landschaftsbiogeochemie.

Harrison, R. and J. Webb (2001). A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. Advances in Agronomy, Academic Press. **Volume 73:** 65-108.

Hauschild, M. (2006). "Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA." The International Journal of Life Cycle Assessment **11**(1): 11-13.

Hauschild, M., M. Goedkoop, J. Guinée, R. Heijungs, M. Huijbregts, O. Jolliet, M. Margni, A. Schryver, S. Humbert, A. Laurent, S. Sala and R. Pant (2013). "Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment." The International Journal of Life Cycle Assessment **18**(3): 683-697.

Hyde, B. P., O. T. Carton, P. O'Toole and T. H. Misselbrook (2003). "A new inventory of ammonia emissions from Irish agriculture." Atmospheric Environment **37**(1): 55-62.

IPCC (2006). Guidelines for integration greenhouse gas inventories (Volume 4: Agriculture, Forestry and other Land Use). IPCC. Available at: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/.

Jacopo Giuntoli, Alessandro Agostini, Robert Edwards and L. Marelli (2014). Solid and gaseous bioenergy pathways: Input values and GHG emissions. JRC Science and Policy report, JRC Ispra.

Kolbe H., S. M., Hänsel M., Grünbeck A., Schließer I., Köhler A., Karalus W., Krellig B., Pommer R., Arp B. (2004). Zwischenfrüchte im Ökologischen Landbau. Fachmaterial Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Pflanzliche Erzeugung. Dresden, Fachmaterial Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Pflanzliche Erzeugung, Referat Pflanzenbau.

Misselbrook, T. H., T. J. Van Der Weerden, B. F. Pain, S. C. Jarvis, B. J. Chambers, K. A. Smith, V. R. Phillips and T. G. M. Demmers (2000). "Ammonia emission factors for UK agriculture." Atmospheric Environment **34**(6): 871-880.

Münch, J. (2008). Nachhaltig nutzbares Getreidestroh in Deutschland. IFEU-Positionspapier. Heidelberg, ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH.

Nemecek, T., F. Hayer, E. Bonnin, B. Carrouée, A. Schneider and C. Vivier (2015). "Designing eco-efficient crop rotations using life cycle assessment of crop combinations." European Journal of Agronomy **65**: 40-51.

Peter, C., X. Specka, J. Aurbacher, P. Kornatz, C. Herrmann, M. Heiermann, J. Müller and C. Nendel (2017). "The MiLA tool: Modeling greenhouse gas emissions and cumulative energy demand of energy crop cultivation in rotation." Agricultural Systems **152**: 67-79.

Qin, Y. and S. Suh (2017). "What distribution function do life cycle inventories follow?" The International Journal of Life Cycle Assessment **22**(7): 1138-1145.

Stehfest, E. and L. Bouwman (2006). "N_2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions." Nutrient Cycling in Agroecosystems **74**(3): 207-228.

Sutton, M. A. H., C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfeldt,P.; van Grinsven, H.; Bruna Grizzetti (2011). The European Nitrogen Assessment -Sources, Effects and Polica Perspectives, Edinburgh, Cambridge Press.

Anhang

Tabellenverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Datenbank Dokumentation

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Inventardaten zum Rapsanbau 5
Tabelle 2: Hintergrundwerte der Betriebsmittel 5
Tabelle 3: Bereich der Emissionsfaktoren (EF) für N-Emissionen beim Rapsanbau.....9
Tabelle 4: Flächen- und produktbezogene Umweltwirkungen bei Rapsanbau bei Verwendung von KAS 10
Tabelle 5: Emissionsfaktoren (EF) für die Berechnung der Feldemissionen 14
Tabelle 6: Aktivitätsdaten und Feldemissionen für den Rapsanbau, flächenbezogen 15
Tabelle 7: Hintergrund-Emissionswerte sowie Äquivalenzwerte für die Feldemissionen je Wirkungskategorie 17
Tabelle 8: Fruchtfolgeeffekte und ihre Wirkungsketten.....23
Tabelle 9: Durchschnittliche Biomassezusammensetzung von Raps, Weizen und Gerste (Haenel H-D 2016) 26
Tabelle 10: Kornertrag und resultierende Kenngröße ΔN-ER (in Klammern Standardabweichung σ).....28
Tabelle 11: Mögliche Allokationsmethoden für die Bewertung von Energiepflanzen in Fruchtfolgen 36
Tabelle 12: Kenngrößen der Fruchtefolge Raps-Weizen-Gerste am Standort Hohenschulen (HOH), Mittelwerte für die Jahre 2013-15 37
Tabelle 13: Szenarien für die Untersuchung der Methoden zur Berücksichtigung von Fruchtfolgeeffekten in Ökobilanzen.....38

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Struktur der Projektdaten 6
Abbildung 2: Einheitliches Datenbankkonzept und Datenverknüpfungen 6
Abbildung 3: Beitrag von reaktiven N-Spezies (NR) zu Wirkungskategorien in Ökobilanzen 9
Abbildung 4: Wahrscheinliche Variabilität des flächenbezogenen EPs bei mineralischer (blau) und organischer (orange) N-Düngung beim Rapsanbau....10
Abbildung 5: Wahrscheinliche Variabilität des flächenbezogenen VPs bei mineralischer (blau) und organischer (orange) N-Düngung beim Rapsanbau....11
Abbildung 6: Wahrscheinliche Variabilität des Treibhauseffektes(THE) bei mineralischer (blau) und organischer (orange) N-Düngung beim Rapsanbau....12
Abbildung 7: Die Häufigkeitsverteilung des THE bei unterschiedlichen Standardabweichungen der N-Emissionsfaktoren (NH_3, N_2O und NO_3^-) 12
Abbildung 8: Gliederung der Datengrundlage für die Erstellung der Sachbilanz des Rapsanbaus....14
Abbildung 9: Produktbezogener Treibhauseffekt (THE) des Rapsanbaus für die generische Referenz (Ref) und die Standorte Hohenschulen (HOH), Ihinger Hof (IHO) und Merbitz (MLU) in den Düngevarianten 100% MIN (blau) und 100% GÄR (grau), Feldemissionsberechnung auf Basis EF nach IPCC 2006 Tier 1....16
Abbildung 10: Produktbezogener Treibhauseffekt (THE) des Rapsanbaus bei Variation der Aktivitätsdaten und der Ermittlung der Feldemissionen (IPCC: berechnet mit EF nach IPCC 2006 Tier 1, EF-Raps: rapsspezifische EF aus Projektergebnissen, Mess: standortspezifische Messwerte), links: MIN-Variante (blau), rechts: GÄR-Variante (grau) 17
Abbildung 11: Produktbezogene Umweltwirkungen: Treibhauseffekt (THE), Versauerungspotential (VP) und Eutrophierungspotential (EP) für die MIN- und GÄR-Variante auf Basis standortspezifischer Daten im Vergleich zur Referenz auf Basis europäischer Durchschnittswerte, links: MIN-Variante (blau), rechts: GÄR-Variante (grau) 19
Abbildung 12: Produktbezogene Umweltwirkungen (THE, VP, EP) des Rapsanbaus bei mineralischer (MIN) und organischer (ORG) Düngung mit variierendem N_{min}-Anteil im Anwendungsjahr (100 - 30%) 21
Abbildung 13: Raps und Mais in den projektspezifischen Fruchtfolgestellungen 22
Abbildung 14: N-Transfer durch Ernterückstände über den Boden 24
Abbildung 15: Differenz der ein-und ausgehenden N-Mengen durch die Ernterückstände....26
Abbildung 16: Resultierende Kenngröße ΔN-ER bei Variation des Kornertrags und konstanter Biomassezusammensetzung....27
Abbildung 17: Standortspezifische Biomassezusammensetzung im Vergleich zu den Standardwerten nach (Haenel H-D 2016)....28
Abbildung 18: Resultierende Kenngröße ΔN-ER bei Variation des Kornertrags und der Biomassezusammensetzung....28
Abbildung 19: Szenarienanalyse zur Abschätzung der theoretischen Langzeitwirkung von Ernterückständen in Abhängigkeit der Abbaurate 30
Abbildung 20: Kenngröße ΔN-ER (Differenz zwischen verfügbarer N_{min}-Menge aus den Ernterückständen der Vorfrüchte und der N-Menge des Ernterückstands der Hauptfrucht) in Abhängigkeit von der Abbaurate 31
Abbildung 21: Modell einer Fruchtfolge A-B-C als offene Kette oder als eine sich wiederholende Fruchtfolgesequenz (geschlossener Kreislauf) 33
Abbildung 22: oben: Systemgrenzen für die einzelnen Fruchtfolgeglieder innerhalb einer Fruchtfolge, unten: Erweiterung der Systemgrenze auf die gesamte Fruchtfolge und anschließende Zuordnung (Allokation) zu den einzelnen Fruchtfolgegliedern....34
Abbildung 23: Bedeutung der Systemgrenzen „Aussaat bis Aussaat“ (rot) und „Ernte bis Ernte“ (blau) in den Versuchs-Fruchtfolgen Raps-Weizen-Gerste und Weizen-(Senf)-Mais....35
Abbildung 24: Systemgrenze „Ernte bis Ernte“ für die Abgrenzung der einzelnen Fruchtfolgeglieder innerhalb einer Fruchtfolge (N-ER A/B = N_{org}-Gehalt des Ernterückstands der Frucht A/B) 35
Abbildung 25: Flächenbezogene potentielle Umweltwirkungen (THE, VP, EP) für die Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste über eine Periode von 3 Jahren in Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode 39
Abbildung 26: Umrechnung des flächenbezogenenTHE in den produktbezogenen THE 40
Abbildung 27: Produktbezogene potentielle Umweltwirkungen (THE, VP, EP) für die Fruchtfolgeglieder Raps, Weizen, Gerste in Abhängigkeit von der Bilanzierungsmethode 40