INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG HEIDELBERG

Ökologische Auswirkungen neuer Managementoptionen zur Erhöhung der Nährstoffnutzungseffizienz

INPLAMINT (Phase 2) Deliverable 6

Gefördert vom BMBF im Rahmen der Förderinitiative BonaRes (Modul A, Phase 2)

Sven Gärtner

Nils Rettenmaier

Guido Reinhardt

Heidelberg, Dezember 2020

ifeu Wilckensstraße 3 69120 Heidelberg Tel. +49 6221 4767-24 Fax -19 E-Mail: nils.rettenmaier@ifeu.de www.ifeu.de

Ökologische Auswirkungen neuer Managementoptionen zur Erhöhung der Nährstoffnutzungseffizienz

Autoren:

Dipl.-Phys. Ing. Sven Gärtner
Dipl.-Geoökol. Nils Rettenmaier
Dr. Guido Reinhardt

Kontakt:

Nils Rettenmaier
ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH
Wilckensstraße 3, 69120 Heidelberg
Telefon: +49-6221-4767-0, Fax: +49-6221-4767-19
nils.rettenmaier@ifeu.de, www.ifeu.de

Empfohlene Zitierweise:

Gärtner, S., Rettenmaier, N., Reinhardt, G.: Ökologische Auswirkungen neuer Managementoptionen zur Erhöhung der Nährstoffnutzungseffizienz [Environmental impacts of new management options for increased nutrient-use efficiency]. Im Rahmen des Projekts INPLAMINT, 2. Phase, gefördert durch das BMBF im Rahmen der Förderinitiative BonaRes. Heidelberg 2020

Danksagung:

Unser besonderer Dank gilt Frau Prof. Dr. Maria Müller-Lindenlauf, Frau M.Sc. Mara Bonney und Frau Dipl.-Geoökol. Jutta Will (HfWU) für die Bereitstellung der ackerbaulichen Kenndaten, insbesondere der Modellierung der Nährstoffströme, und die sehr engagierte und kooperative Zusammenarbeit im Rahmen des gemeinsam bearbeiteten Arbeitspakets.

Förderhinweis:

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 031B0508D gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

GEFÖRDERT VOM

Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Heidelberg, Dezember 2020

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 5

2 Szenarien 6

2.1 Managementoptionen / Maßnahmenszenarien 6

2.2 Referenzszenarien 10

2.3 Modellparameter 10

2.3.1 Düngemitteleinsatz 11

2.3.2 Atmosphärische Deposition 11

2.3.3 C-Sequestrierung 11

2.3.4 N-Immobilisierung 11

3 Methodisches Vorgehen (Kurzversion) 12

3.1 Übersichtsökobilanzen 12

3.2 Analyse lokaler Umweltwirkungen 13

4 Ergebnisse 14

4.1 Übersichtsökobilanzen 14

4.1.1 Einführung: Lebenswegabschnitte 14

4.1.2 Ergebnis: Unterschiede zwischen den Szenarien 16

4.1.3 Ergebnis: Standortbedingte Unterschiede 17

4.1.4 Ergebnis: Effekte der N-Immobilisierung 18

4.1.5 Ergebnis: Umweltwirkungen der Fruchtfolge II (mit Ackerbohnen) 19

4.1.6 Ergebnis: Vergleich der beiden Fruchtfolgen 20

4.1.7 Zusammenführung der Ergebnisse für alle betrachteten Szenarien 21

4.2 Analyse lokaler Umweltwirkungen 22

4.2.1 Lokale Umweltwirkungen der Substratbereitstellung 22

4.2.2 Vergleich der Managementoptionen / Maßnahmenszenarien 24

4.2.3 Gesamtbewertung der lokalen Umweltwirkungen 25

5 Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Ausblick 26

6 Literaturverzeichnis 29

7 Anhang 32

7.1 Methodisches Vorgehen (Langversion) 32

7.1.1 Übersichtsökobilanzen 32

7.1.2 Analyse lokaler Umweltwirkungen 37

7.2 Weitere Ergebnisse 41

1 Einleitung

Trotz der Anstrengungen im Bereich der Emissionsreduktion werden die Ziele der EU für die Verminderung der wassergebundenen Nährstoffausträge noch nicht erreicht [BMUB & BMEL 2017]. Aber auch gasförmig emittierte Schadstoffe stammen zum Teil aus dem Landbau, durch Entgasung von Ammoniak, Stickstoffoxiden oder klimarelevantem Lachgas aus Düngemitteln. Neben dem Nährstoffeintrag in das Grundwasser und Oberflächengewässer trägt die Landwirtschaft also auch zu Umweltproblemen in den Bereichen Treibhauseffekt, Versauerung, Nährstoffeintrag über luftgebundene Schadstoffe und stratosphärischer Ozonabbau bei.

Ein Ansatz zur Minderung der Nährstoffausträge besteht in der Verbesserung der Nährstoffnutzungseffizienz. Das Ziel des vom BMBF im Rahmen der Förderinitiative BonaRes geförderten Projekts INPLAMINT (Increasing agricultural nutrient-use efficiency by optimizing plant-soil-microorganism interactions) ist es, Maßnahmen zur Erhöhung der Nährstoffnutzungseffizienz zu identifizieren und somit Umweltbelastungen durch Nährstoffausträge zu reduzieren. Einer von drei untersuchten Ansätzen zur Erreichung des zuvor genannten Ziels ist die Entwicklung neuartiger Managementoptionen auf Grundlage einer substratinduzierten, mikrobiellen Stickstoff-Immobilisierung. Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, dass Substrate mit einem weiten C/N-Verhältnis (z. B. Stroh, Sägemehl) aufgrund des spezifischen C/N-Verhältnisses der am Abbau beteiligten Mikroorganismen durch mikrobielle Festlegung zu einer temporären Immobilisierung von auswaschungsgefährdeten Nährstoffen führen können.

Im Projektkonsortium (bestehend aus: Forschungszentrum Jülich, Freie Universität Berlin, Helmholtz Zentrum München, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen [HfWU], ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH [IFEU], Universität zu Köln, Universität Kiel, Leuphana Universität Lüneburg) wurden verschiedene Managementoptionen untersucht, um diese Hypothese zu prüfen. Für die sozioökonomische und ökologische Bewertung wurden von HfWU und IFEU weitere Managementoptionen definiert, die – wie beispielsweise die Untersaat – in der landwirtschaftlichen Praxis bereits durchgeführt werden und daher gut als Vergleichsszenarien geeignet sind.

Dieser Bericht untersucht die ökologischen Auswirkungen der in der zweiten Projektphase (2018 – 2021) ausgewählten Managementoptionen [Bonney et al. 2019]. Der Schwerpunkt der Untersuchung soll auf einer tiefergehenden Betrachtung jener Optionen liegen, die sich in Phase 1 als besonders tragfähig herausgestellt haben und die sowohl ökonomische als auch ökologische Vorteile erwarten lassen [Bonney et al. 2018]. Dazu werden so genannte Übersichtsökobilanzen durchgeführt, die um eine Analyse lokaler Umweltwirkungen ergänzt werden. Wichtige Daten für die ökobilanziellen Berechnungen wie die ackerbaulichen Kenndaten und das C-Sequestrierungspotenzial wurden von der HfWU bereitgestellt [Will et al. 2020].

Darauf aufbauend wurden die globalen und überregionalen Umweltauswirkungen mit Hilfe von Übersichtsökobilanzen erfasst (Abschnitt 3.1, Ergebnisse in Abschnitt 4.1). Die lokalen Umweltauswirkungen wurden in einer Untersuchung ermittelt, die sich stark am Vorgehen einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung orientiert (Abschnitt 3.2, Ergebnisse in Abschnitt 4.2). Zunächst werden die hierbei betrachteten Szenarien und die angesetzten Modellparameter diskutiert (Abschnitt 2). Abschließend werden die Ergebnisse zusammengeführt und ein Ausblick auf Forschungsbedarf gegeben (Abschnitt 5).

2 Szenarien

2.1 Managementoptionen / Maßnahmenszenarien

Grundlage der erarbeiteten Szenarien stellt die Hypothese dar, dass die Ausbringung von Substraten mit einem weiten C/N-Verhältnis zu einer mikrobiologischen Festlegung von Nährstoffen im Boden führt und so negative Umweltauswirkungen (insbesondere in Regionen mit hoher Viehbesatzdichte) wie beispielsweise die N-Auswaschung und daraus resultierende Eutrophierung des Grundwassers verringert werden können.

Für die Aufrechterhaltung ihres Metabolismus benötigen Bodenmikroorganismen Materialien mit einem C/N-Verhältnis von nahe 24:1 [USDA NRCS 2011]. Werden dem Boden Substrate mit einem weiteren C/N-Verhältnis zugeführt, wie beispielsweise Weizenstroh (C/N-Verhältnis von etwa 80:1), sind die Mikroorgansimen aufgrund des für sie ungünstigen Verhältnisses der beiden Nährstoffe zueinander gezwungen, auf im Boden befindlichen Stickstoff zurückzugreifen. Während des Substratabbaus binden Mikroorganismen den überschüssigen Stickstoff im Boden und geben ihn am Ende ihres Lebenszyklus wieder frei (Mineralisierung) [USDA NRCS 2011].

Die Zugabe von Substrat mit einem weitem C/N-Verhältnis (6,3 t/ha Stroh bzw. 10 t/ha Sägemehl) soll zunächst eine Nährstofffestlegung erreichen, später sollen die Nährstoffe durch Mineralisierung den Pflanzen der Folgekultur wieder zur Verfügung stehen. Auf diese Weise sollen Nitratausträge verringert und gleichzeitig Düngemittel eingespart werden können.

Die im vorliegenden Bericht betrachteten Szenarien sind an einen Feldversuch angelehnt, der im Rahmen des IMPLAMINT-Projektes von der Universität Kiel durchgeführt wird. Dort werden die Managementoptionen in zwei Fruchtfolgen untersucht:

- Fruchtfolge I: Winterraps (WR) – Winterweizen (WW) – Wintergerste (WG)
- Fruchtfolge II: Ackerbohne (AB) – Winterweizen (WW) – Wintergerste (WG)

Die Ernterückstände (Residuen) von Ackerbohnen und Winterraps werden im Feldversuch der Universität Kiel in den Varianten mit Substratzufuhr aus versuchstechnischen Gründen grundsätzlich abgefahren, die Residuen von Winterweizen und Wintergerste verbleiben immer auf dem Feld. In der heutigen landwirtschaftlichen Praxis verbleiben Raps- bzw. Ackerbohnenstroh jedoch ebenfalls auf dem Feld, da in der Regel keine ökonomische Nutzung dieser Residuen und bestenfalls ein lokaler Markt existiert.

Nach der Ernte des Winterrapses bzw. der Ackerbohnen und vor der jeweiligen Aussaat des Winterweizens, werden Substrate mit einem weiten C/N-Verhältnis (Stroh bzw. Sägemehl, jeweils etwa 10 t ha^{-1}) auf die Flächen ausgebracht und oberflächlich mit einer Fräse eingearbeitet. In der Kontrollvariante wird kein Substrat aufgebracht.

Zusammenfassend wurden in Kiel die folgenden vier Varianten angelegt:

- S1 Keine Residuenabfuhr betriebsüblich / Kontrolle
- S2 Residuenabfuhr kein Substrat (Entzug von C und N)
- S3 Residuenabfuhr C-Substrat 1: Weizenstroh
- S4 Residuenabfuhr C-Substrat 2: Sägemehl (Fichte)

Für die Nachhaltigkeitsbewertung der INPLAMINT-Managementoptionen wurden die Varianten des Kieler Feldversuchs um weitere Szenarien ergänzt bzw. angepasst [Bonney et al. 2019]. Die Idee war insbesondere, zusätzliche **Substrate** sowie zusätzliche **Standorte** mit anderen klimatischen und pedologischen Gegebenheiten zu beleuchten und die jeweiligen Stoffflüsse und Nährstoffdynamiken (Mineralisierung / Immobilisierung) mittels eines gemeinsamen Modellansatzes zu modellieren. Außerdem wurden verschiedene Szenarien der energetischen Nutzung von Raps- bzw. Ackerbohnenstroh betrachtet.

Substrate

Wie eingangs erwähnt, sollte der Schwerpunkt der Untersuchung auf einer tiefergehenden Betrachtung jener Optionen liegen, die sich in Phase 1 als besonders tragfähig herausgestellt haben und die sowohl ökonomische als auch ökologische Vorteile erwarten lassen [Bonney et al. 2018]. Aus diesem Grund wurde Biokohle als Substrat in Phase 2 nicht mehr betrachtet. Neben den bereits bekannten Substraten Weizenstroh (neu: ausschließlich in betriebsinterner Strohverlagerung) und Sägemehl sowie der Untersaat war geplant, auch die Substrate Grünschnitt-Kompost und Braunkohlestaub (Leonardit) zu untersuchen. Das Konsortium beschloss jedoch, die Untersuchung von Braunkohlestaub nicht weiter zu verfolgen, da durch den geplanten Ausstieg aus der Braunkohleförderung eine langfristige Verfügbarkeit nicht gegeben ist. Ebenso wurde die Untersuchung von Grünschnitt-Kompost unter den Vorbehalt gestellt, dass dieses Substrat in den geplanten gemeinsamen Modellansatz (Modell des Projektpartners Universität Kiel) eingebunden wird, um eine Vergleichbarkeit mit den anderen Substraten zu gewährleisten. Dies fand jedoch nicht statt.

Nachfolgend sind die wichtigsten Aspekte der Szenarien nochmals stichpunktartig zusammengefasst:

- Die Ernterückstände von Ackerbohnen und Winterraps verbleiben in der heutigen landwirtschaftlichen Praxis auf dem Feld, da keine ökonomische Nutzung dieser Residuen und somit auch kein Markt existiert. Neben dieser Nicht-Nutzung wurden jedoch Szenarien definiert, die eine energetische Nutzung des Winterraps- bzw. Ackerbohnenstrohs in einem Heizkraftwerk bzw. einer Biogasanlage betrachten. Die Biogas-Gärreste werden entweder demselben Feld oder einem anderen Feld wieder zugeführt.
- Das als Substrat zugeführte Weizenstroh stammt in allen hier untersuchten Szenarien nicht aus einer externen Quelle, sondern wird innerbetrieblich verlagert. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass das benötigte Substrat von einem Betriebsschlag auf den anderen umgesetzt wird. Somit könnten zwar auf den Flächen, denen das Substrat zugeführt wird, positive Bodeneffekte erzielt werden, gleichzeitig fehlt es wiederum den anderen Bewirtschaftungsschlägen.
- Darüber hinaus wurde ein Szenario ergänzt, bei dem zusätzlich das Winterraps- bzw. Ackerbohnenstroh einem anderen Feld zugeführt wird. Diese Verlagerung wird in Kombination mit der o. g. Weizenstrohverlagerung durchgeführt und daher als „Crossover“ bezeichnet.
- Als einziges Substrat stammt das zugeführte Sägemehl aus externen Quellen.
- Ergänzend zu den bereits genannten Szenarien wurde eine weitere Variante definiert, bei der anstelle der Substratausbringung eine Gras-Untersaat in Raps bzw. Ackerbohne erfolgt. Dieses Szenario wurde in die Betrachtungen aufgenommen, da in der Praxis die Etablierung einer Zwischenfrucht oder auch einer Untersaat bereits häufig angewendet wird um die Bodenfruchtbarkeit zu verbessern, Erosion zu vermeiden und Nährstoffausträge zu verringern. Es ist jedoch nicht an allen Standorten umsetzbar.

Allein die oben genannten Varianten bzgl. der Nutzung eines Substrats und der Ernterückstände ermöglichen insgesamt 14 unterschiedliche Szenarien, siehe Tabelle 2, welche sich jeweils mit Winterraps bzw.

Ackerbohne kombinieren lassen. Eine schematische Darstellung dieser 14 Szenarien sowie weitere Details finden sich in [Bonney et al. 2019].

Standorte

Darüber wurden – in Anlehnung an reale Versuchsstandorte – 8 generische Standorte definiert, die sich hinsichtlich ihrer klimatischen und pedologischen Gegebenheiten unterscheiden und an denen jede der obigen Kombinationen realisiert werden könnte (Tabelle 1). Für die Ergebnisdarstellung in Abschnitt 4 werden die Standorte 3 und 6 ausgewählt, da sie bzgl. Nährstoffauswaschung die Extrema darstellen.

Tabelle 1: Standortparameter der 8 generischen Standorte

		1	2	3	4	5	6	7	8
Bodenart		Leicht	Schwer	Leicht	Schwer	Leicht	Schwer	Leicht	Schwer
Temperatur		Kühl	Kühl	Warm	Warm	Kühl	Kühl	Warm	Warm
Niederschlag		feucht	feucht	feucht	feucht	trocken	trocken	trocken	trocken
Tongehalt	%	10	70	10	70	10	70	10	70
Jahresmitteltemp.	°C	8,4	8,4	11	11	8,4	8,4	11	11
Niederschlag	mm	914	914	914	914	531	531	531	531

Stickstoff-Immobilisierung

Die dritte Differenzierungsebene bei den Szenarien bezieht sich auf die jeweils unterstellte Stickstoff-Immobilisierung. Nachdem unsere Berechnungen in Phase 1 eine Immobilisierung von ca. 20 kg N pro Hektar und Jahr ergaben, setzen wir – in Folge des nicht realisierten gemeinsamen Modellansatzes – in dieser Untersuchung vier Immobilisierungsstufen an: 0, 20, 60 und 100 kg N (siehe Abschnitt 2.3.4).

Szenarienauswahl

Bei 2 Fruchtfolgen, 14 Substratzufuhr- / Ernterückstandsnutzungen, 8 Standorten und 4 Immobilisierungsstufen würden sich annähernd 900 unterschiedliche Kombinationsmöglichkeiten ergeben. Aus dieser Vielfalt wurden 62 Szenarien ausgewählt, die in besonderem Maße aussagekräftig sind. Sie sind in Tabelle 2 aufgeführt. Die farbliche Hinterlegung unterteilt die Szenarien in die folgenden Analysecluster:

- Gelb: 14 Szenarien, die sich aus der Festlegung des Substrats und der Nutzungsoption der Ernterückstände ergeben.
- Blau: 7 Szenarien, die sich für die Analyse des Einflusses von standortbedingten Parametern auf das Nachhaltigkeitsergebnis eignen.
- Rot: 35 Szenarien, die sich für die Analyse des Einflusses der Immobilisierungsrate in Kombination mit standortbedingten Parametern auf das Nachhaltigkeitsergebnis eignen.
- Grün: 6 Szenarien, anhand derer hergeleitet werden soll, welche Unterschiede sich zwischen Winterraps und Ackerbohne ergeben.

Tabelle 2: Untersuchte Szenarien der zweiten Projektphase. AB: Ackerbohne; BGA: Biogasanlage; HKW: Heizkraftwerk; IR: Immobilisierungsrate; WG: Wintergerste; WR: Winterraps; WW: Winterweizen

Ges-Nr.	Sz-Nr.	Bezeichnung	Substrat	Ernterückstände	Stand-ort	IR
1	1a	Basisszenario	Keines	WR: belassen WW: belassen WG: belassen *	6	0
2	1b	Energetische Nutzung von Ernterückständen	Keines	WR: in HKW WW: belassen	6	0
3	1c	Energetische Nutzung von Ernterückständen	Keines	WR: in BGA, mit Rückführung der Gärreste WW: belassen	6	0
4	1d	Energetische Nutzung von Ernterückständen	Keines	WR: in BGA, ohne Rückführung der Gärreste WW: belassen	6	0
5	2a	Interne Strohverlagerung I	Weizenstroh	WR belassen WW: verlagert nach WR	6	0
6	2b	Interne Strohverlagerung II	Weizenstroh	WR in HKW WW: verlagert nach WR	6	0
7	2c	Interne Strohverlagerung III	Weizenstroh	WR: in BGA, mit Rückführung der Gärreste WW: verlagert nach WR	6	0
8	2d	Interne Strohverlagerung IV	Weizenstroh	WR: in BGA, ohne Rückführung der Gärreste WW: verlagert nach WR	6	0
9	3	Interne Strohverlagerung „Crossover“	Weizenstroh; WR-Stroh	WR: verlagert nach WW; WW: verlagert nach WR	6	0
10	4a	Externe Substratgewinnung	Sägemehl 10 t	WR: belassen WW: belassen	6	0
11	4b	Externe Substratgewinnung	Sägemehl 10 t	WR: in HKW WW: belassen	6	0
12	4c	Externe Substratgewinnung	Sägemehl 10 t	WR: in BGA, mit Rückführung der Gärreste WW: belassen	6	0
13	4d	Externe Substratgewinnung	Sägemehl 10 t	WR: in BGA, ohne Rückführung der Gärreste WW: belassen	6	0
14	5	Untersaat	Keines	WR: belassen Etablierung einer Untersaat in WR WW: belassen	6	0
15-21	2a	s. o.	s. o.	s. o.	1-5/ 7/8	0
22-27	1a/1c/2a/3/4a/5 | s. o.		s. o.	s. o.	3	0
28-56	2a/3/4a/5 | s. o.		s. o.	s. o.	3/6	20/60/ 100 kg
57-58	1a	Basisszenario	Keines	AB: belassen WW: belassen WG: belassen *	3/6	0
59-60	1c	Energetische Nutzung von Ernterückständen	Keines	AB: in BGA, mit Rückführung der Gärreste WW: belassen	3/6	0 kg
61-62	2a	Interne Strohverlagerung I	Weizenstroh; AB-Stroh	AB: verlagert nach WW; WW: verlagert nach AB	3/6	20 kg

*: Die Ernterückstände der Wintergerste werden in allen Szenarien stets auf dem Feld belassen.

2.2 Referenzszenarien

Bei der Berechnung der Übersichtsökobilanzen muss beachtet werden, dass sowohl das Weizenstroh als auch das Sägemehl, die bei einer Implementierung des INPLAMINT-Konzepts jeweils zukünftig als Substrate Verwendung finden könnten, aktuell genutzt werden. Eine Umwidmung der Biomasse als Substrat für den Boden führt dementsprechend zu einer Verschiebung in anderen Bereichen:

Weizenstroh wird derzeit überwiegend in den Boden eingearbeitet (Beitrag zur Humusbilanz, Dünger) oder nach einem „Umweg" über die Nutzung als Einstreu wieder als Festmist aufs Feld ausgebracht. Daneben wird Stroh in untergeordnetem Umfang noch als Futter, Energieträger, Baumaterial sowie als Substrat im Garten- und Gemüsebau eingesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass rund zwei Drittel des Getreidestrohaufkommens in Deutschland für den Humuserhalt benötigt werden [Münch 2008; Zeller et al. 2012]. Diese Nutzung ist aus Nachhaltigkeitsgründen „unverhandelbar". Das überschüssige Drittel jedoch steht einer anderweitigen Nutzung zur Verfügung, beispielsweise einer stofflichen oder energetischen Nutzung – oder einer Nutzung als Substrat.

Sägemehl fällt als Nebenprodukt in der Sägeindustrie an. Nach Mantau et al. [2012] kann von einer nahezu vollständigen Verwertung der Sägenebenprodukte ausgegangen werden. Hauptabnehmer ist hierbei die Holzwerkstoffindustrie, welche Sägespäne und -mehl in erster Linie einer stofflichen Nutzung zuführt und zu Spanplatten verarbeitet [Knappe et al. 2007]. Zunehmend werden aber auch Pellets für die energetische Nutzung produziert.

In Phase 1 wurden in erster Linie *extern* zugeführte Substrate betrachtet, für die jeweils eine alternative Verwendung sowie ein Referenzprodukt angesetzt wurden [Gärtner et al. 2018]. Als Referenzprodukt wird das Produkt bezeichnet, welches im Falle der Substratanwendung die dadurch fehlende Biomasse in der alternativen Anwendung ersetzt (z. B. fossile Brennstoffe zur Energiegewinnung). Energie wird dann beispielsweise statt aus der Substrat-Biomasse aus fossilen Energieträgern gewonnen. Die Auswirkungen müssen dann den Substrat-Systemen als „Schlechtschrift" negativ angerechnet werden. In Phase 1 war das Referenzszenario für die beiden Substrate die energetische Nutzung, jeweils in Form der Ethanolherstellung bzw. der Wärmeerzeugung im Heizwerk.

Im Unterschied zur ersten Projektphase wird in Phase 2 nun nur noch (betriebs-)*intern* verlagertes Weizenstroh betrachtet. Dieses wird für den Humuserhalt zwingend benötig und steht somit nicht für eine potenzielle Alternativnutzung zur Verfügung. Insofern entfällt die oben beschriebene „Schlechtschrift" für den entgangenen Nutzen. Dagegen könnte bzw. müsste für das *extern* gewonnene Sägemehl weiterhin eine solche „Schlechtschrift" für die entgangene energetische Nutzung angesetzt werden. Hiervon wurde jedoch abgesehen, da der Nährstoffeintrag (Wasser), auf den INPLAMINT abzielt, von einer Alternativnutzung unbeeinflusst bleibt. Andere Umweltwirkungen wie der Treibhauseffekt und der fossile Energieaufwand verschlechtern sich dagegen bei Berücksichtigung einer Alternativnutzung [Gärtner et al. 2018].

2.3 Modellparameter

Die verwendeten Daten stammen für den Bereich der landwirtschaftlichen Kenngrößen überwiegend aus Will et al. [2020] und weiteren Datenlieferungen der HfWU. Die Parameter wurden von der HfWU aufgrund des nicht realisierten gemeinsamen Modellansatzes kurzfristig generiert. Daten, die in der Übersichtsökobilanz für die Berechnung der Bereitstellungsaufwendungen von Stoffen oder der Nutzungsemissionen z. B. von Brennstoffen dienen, entstammen der IFEU-internen Datenbank [IFEU 2018].

2.3.1 Düngemitteleinsatz

Da der Versuchsstandort in Kiel nicht als repräsentativ für Deutschland gelten kann, wurden nicht die dort erzielten Erträge angesetzt, sondern Durchschnittswerte des KTBL verwendet [KTBL 2017]. Aus demselben Grund wurden für die restlichen Datensätze ebenfalls Durchschnittswerte aus der Literatur angesetzt.

Bezüglich der Düngung wurde die maximal zulässige N-Düngung nach DüV [2017] angesetzt, damit relevante N-Überschüsse abgebildet werden konnten.

2.3.2 Atmosphärische Deposition

Die atmosphärische Deposition ist der Eintrag von Stickstoffverbindungen über die Luft aufgrund des Schadstoffausstoßes aus Industrie, Verkehr und Haushalten. Überwiegend sind dies Stickoxide (NO_X), aber auch Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) spielen eine Rolle. Für Mitteleuropa wird von einer Belastung von 25 kg N pro Hektar und Jahr ausgegangen [Müller-Lindenlauf et al. 2014]. Im Unterschied zu Phase 1, in der die Deposition standardmäßig zu Null angesetzt und nur in einer Sensitivitätsanalyse betrachtet wurde [Gärtner et al. 2018], wird sie in Phase 2 nun in allen Szenarien berücksichtigt.

2.3.3 C-Sequestrierung

Um den Einfluss von Ernterückständen und Substraten auf den Kohlenstoffgehalt des Bodens zu bestimmen, wendete die HfWU – wie in Phase 1 [Bonney & Müller-Lindenlauf 2018] – das Rothamsted-Modell an und übermittelte die Ergebnisse der Modellierung ans IFEU [Will et al. 2020]. Die in dieser Studie angesetzte C-Sequestrierung ist für die einzelnen Szenarien in Tabelle 5 im Anhang aufgeführt.

2.3.4 N-Immobilisierung

Nachdem in Phase 1 die N-Immobilisierung mit einem auf Stickstoff erweiterten Rothamsted-Modell modelliert worden war [Bonney & Müller-Lindenlauf 2018], sollten in Phase 2 die Stoffflüsse und Nährstoffdynamiken in Agrarökosystemen mittels eines gemeinsamen Modellansatzes modelliert werden. Da dieser jedoch nicht realisiert wurde und bei Verwendung des Phase 1-Ansatzes erneut Differenzen zum Modell der Uni Kiel aufgetreten wären, setzen wir in dieser Untersuchung vier Immobilisierungsstufen an: 0, 20, 60 und 100 kg N pro Fruchtfolge. Unsere Berechnungen in Phase 1 hatten eine Immobilisierung von ca. 20 kg N pro Hektar und Jahr (bzw. 60 kg N pro Fruchtfolge) ergeben.

3 Methodisches Vorgehen (Kurzfassung)

Es gibt eine Vielzahl von Umweltbewertungsinstrumenten, die in der Regel für unterschiedliche Fragestellungen, unterschiedliche Untersuchungsobjekte (Produkt, Anlage, Plan / Programm) bzw. unterschiedlichen Untersuchungsumfang konzipiert wurden. Diese Bewertungsinstrumente unterscheiden sich auch im Hinblick auf die Berücksichtigung von Umweltauswirkungen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen. Die Produkt-Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) berücksichtigt beispielsweise potenzielle Umweltaspekte und -wirkungen eines Produktsystems. Zur Ermittlung der ökologischen Auswirkungen neuer Managementoptionen werden in INPLAMINT so genannte Übersichtsökobilanzen durchgeführt (Abschnitt 3.1), die um eine Analyse lokaler Umweltwirkungen ergänzt werden (Abschnitt 3.2). Die in Phase 1 angewandte Methodik [siehe Gärtner et al. 2018] wird auch in Phase 2 zugrunde gelegt.

3.1 Übersichtsökobilanzen

Die Berechnung der Übersichtsökobilanzen orientierte sich an den internationalen Normen für Produkt-Ökobilanzen ISO 14040 & 14044 [ISO 2006a; b]. Dabei wurden die Umweltauswirkungen aller Input- und Outputflüsse des untersuchten Produkts entlang seines gesamten Lebensweges („von der Wiege bis zur Bahre“) betrachtet. Es liegt jedoch keine ISO-konforme Ökobilanz vor. Hierzu wäre u. a. ein externer Review erforderlich.

Details zur Methodik finden sich im Anhang (Abschnitt 7.1.1). Im Folgenden werden wesentliche methodische Aspekte daher nur stichpunktartig aufgeführt:

- Zeitlicher Bezug: die Szenarien umfassen die Länge einer Fruchtfolge, also 3 Jahre. Für die C-Sequestrierung werden 10 Fruchtfolgen mit 2020 als Startjahr bilanziert (Ende: 2050).
- Räumlicher Bezug: Es werden Fruchtfolgen in Deutschland untersucht.
- Systemgrenze: Feldrand, d. h. die Nutzung der Feldfrüchte ist nicht in die Ökobilanzierung einbezogen
- Bezugsgröße: Ein Hektar der jeweiligen Fruchtfolge pro Jahr im Durchschnitt, inklusive der Bereitstellung und Alternativnutzung der Substrate sowie der atmosphärischen Deposition.
- Die folgenden Midpoint-Wirkungskategorien wurden für die Übersichtsökobilanzen als relevant eingestuft: Aquatische Eutrophierung (hier „Nährstoffeintrag (Wasser)“ genannt), Treibhauseffekt (Klimawandel, globale Erwärmung), Versauerung, Terrestrische Eutrophierung (hier „Nährstoffeintrag (Luft)“ genannt), Stratosphärischer Ozonabbau (Ozonschichtzerstörung) sowie Aufwand nicht erneuerbarer Energieträger (kurz auch: Energieaufwand).

Abbildung 1 zeigt ein vereinfachtes Schema dieses Vorgehens anhand der zeitlichen Abfolge des Feldbaus: Zunächst wird Winterraps angebaut und geerntet. Nach dessen Ernte wird im Zuge der Feldvorbereitung für den Winterweizen das gewählte Substrat in den Boden eingebracht. Im zweiten Jahr erfolgt der Winterweizenanbau, während im dritten Jahr Wintergerste angebaut wird. Diese Fruchtfolge wird in kontinuierlicher Wiederholung modelliert. In dieser Analyse werden die ersten 30 Jahre, in denen relativ große Änderungen des Bodenhumusgehalts auftreten, untersucht und die Humusbilanz über diesen Zeitraum gemittelt (zur Änderung des Bodenkohlenstoffs siehe auch Abschnitt 7.1.1.1).

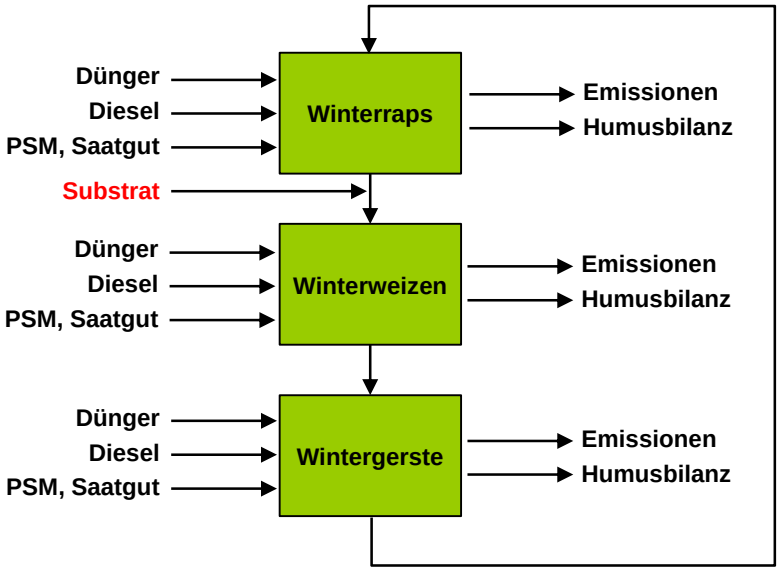


Abbildung 1: Schematische Darstellung des „Lebenswegs“ der Fruchtfolge mit wichtigen Inputs und Outputs

Es wird jeweils der gesamte Lebensweg der Hilfs- und Betriebsstoffe bilanziert. Für Reststoffe, die als Substrat eingesetzt werden, werden an dieser Stelle nur die Aufwendungen berücksichtigt, die der Bergung und Bereitstellung anzulasten sind. Der Output „Emissionen“ tritt selbstverständlich nicht nur vom Feld auf, sondern auch bei der Herstellung und Nutzung der Inputs wie dem Dieselkraftstoff.

3.2 Analyse lokaler Umweltwirkungen

Als Ergänzung zu den Übersichtsökobilanzen (siehe Abschnitt 3.1) wurden weitere Umweltwirkungen untersucht, die sich insbesondere auf lokaler Ebene auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Biodiversität auswirken. Dazu wurden Elemente aus anderen Bewertungsinstrumenten herangezogen, u. a. aus der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU), die in der Regel im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) durchgeführt wird. Ziel war es, vor dem Hintergrund einer standortunabhängigen, qualitativen Analyse der von der Bereitstellung von Substraten ausgehenden Wirkfaktoren eine vergleichende Bewertung der verschiedenen Managementoptionen zu erreichen.

Details zur Methodik finden sich im Anhang (Abschnitt 7.1.2). Im Folgenden werden wesentliche methodische Aspekte daher nur stichpunktartig aufgeführt. Die Analyse erfolgte in drei Schritten:

1. Identifikation der wesentlichen, mit der Bereitstellung der Substrate Stroh und Sägemehl einhergehenden Wirkungen auf Natur und Landschaft im Vergleich zur Nicht-Nutzung (Referenzsystem)
2. Vergleichende standortunabhängige Bewertung der Managementoptionen hinsichtlich der wesentlichen Wirkungen auf Natur und Landschaft, jeweils gegenüber dem Referenzsystem Rotationsbrache auf der Grundlage von Experteneinschätzungen
3. Abschließende Gesamtbewertung durch Gegenüberstellung der lokalen Umweltwirkungen der Substratbereitstellung mit denen der Substratausbringung

4 Ergebnisse

4.1 Übersichtsökobilanzen

Dieser Abschnitt beinhaltet zunächst eine kurze Beschreibung der Vorgehensweise bei der Ermittlung der Umweltauswirkungen der Fruchtfolgen mit und ohne Substratausbringung (Abschnitt 4.1.1). Danach werden die Unterschiede zwischen den Szenarien zur Substratausbringung anhand der Fruchtfolge I „Winterraps – Winterweizen – Wintergerste“ beschrieben (Abschnitt 4.1.2). Im darauffolgenden Abschnitt 4.1.3 geht es um Unterschiede zwischen Standorten und die damit verbundenen Effekte auf die Umweltauswirkungen. Im Abschnitt 4.1.4 werden die Effekte der N-Immobilisierung exemplarisch beleuchtet und im Abschnitt 4.1.5 werden die Ergebnisse für die Fruchtfolge „Ackerbohne – Winterweizen – Wintergerste“ anhand ausgewählter Szenarien und Standorte präsentiert. Abschnitt 4.1.6 vergleicht die Hauptszenarien der beiden untersuchten Fruchtfolgen miteinander. Schließlich werden im Abschnitt 4.1.7 die Ergebnisse zusammengeführt.

4.1.1 Einführung: Lebenswegabschnitte

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Übersichtsökobilanzen am Beispiel der Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste eingeführt. Wie in den Abschnitten 3.1 und 7.1.1.2 erklärt, werden sämtliche Inputs und Outputs dieser Fruchtfolge bis zur Bilanzgrenze „Feldrand“ bilanziert.

Es wird jeweils der gesamte Lebensweg sämtlicher Hilfs- und Betriebsstoffe (Inputs) bilanziert. Für Reststoffe, die als Substrat eingesetzt werden, werden an dieser Stelle nur die Aufwendungen berücksichtigt, die der Bergung und Bereitstellung anzulasten sind. Der Output „Emissionen“ tritt selbstverständlich nicht nur vom Feld auf, sondern auch bei der Herstellung und Nutzung der Inputs wie dem Dieselkraftstoff.

Wie sich die **Ergebnisse der zugehörigen Übersichtsökobilanz** in der Umweltwirkung des Treibhauseffekts aufbauen, zeigt Abbildung 2. Da diese Analyse die Umweltauswirkungen des Feldbaus untersucht, werden die Ergebnisse pro Hektar und Jahr (ha·a) dargestellt. Treibhausgasemissionen sind nach rechts aufgetragen („Emissionen“), die *vermiedenen* Treibhausgasemissionen, die sich aus einer günstigen Humusbilanz oder der energetischen Nutzung des vom Feld abgefahrenen Strohs ergeben, nach links („Gutschriften“). Im Saldo (der Aufwendungen abzüglich der Gutschriften, weiße Balken) ergeben sich unterschiedlich hohe Aufwendungen (und zum Teil Vorteile) für die verschiedenen Szenarien.

Kurzfazit: Die Umweltwirkungen der einzelnen Lebenswegabschnitte summieren sich zu den Gesamtwirkungen eines Szenarios. Dabei zählen Gutschriften, die sich aus Einsparungen ergeben, negativ. Die sich daraus ergebenden Saldenbalken werden in den folgenden Unterkapiteln für alle betrachten Umweltwirkungen dargestellt.

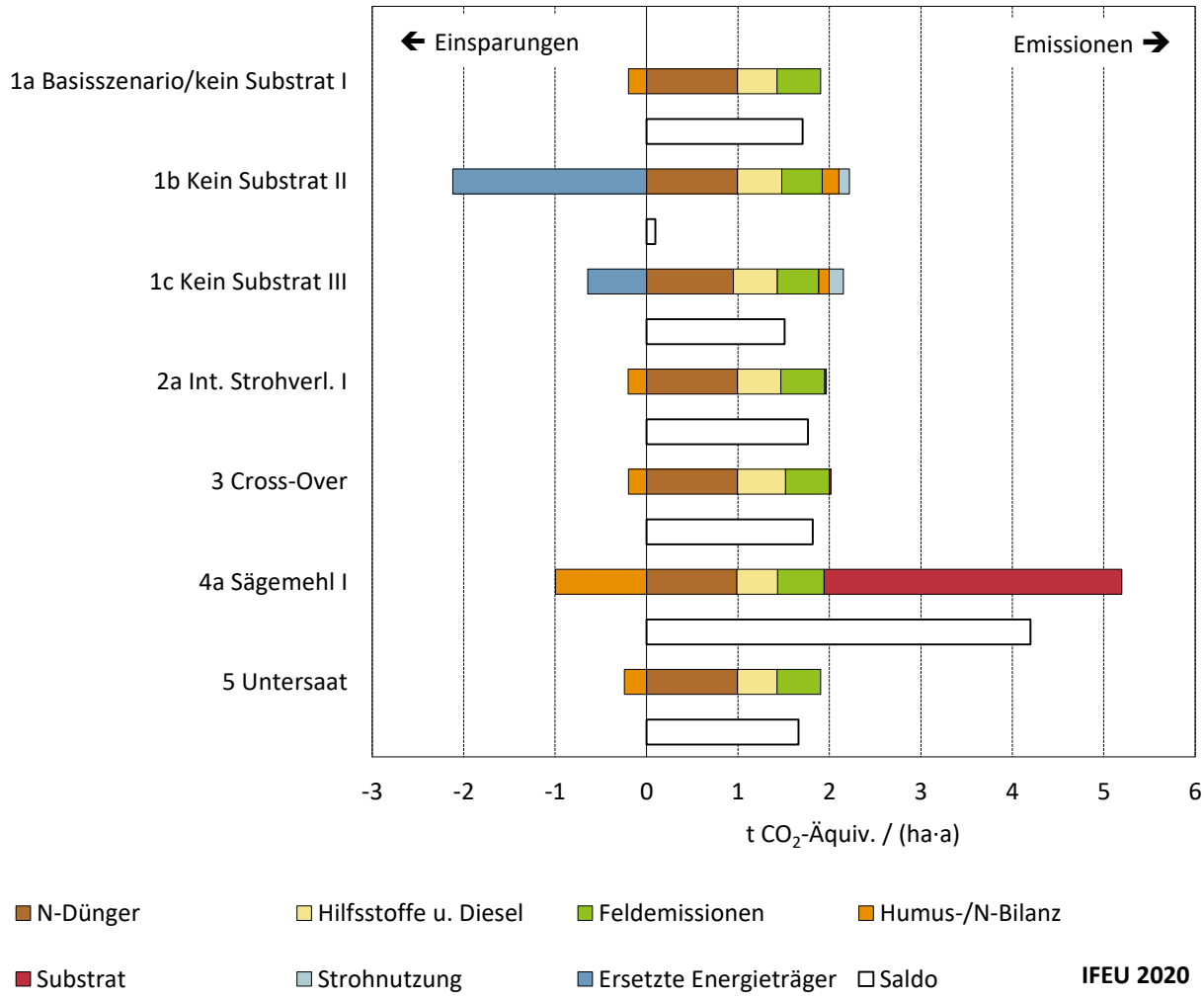


Abbildung 2: Beitrag der einzelnen Lebenswegabschnitte zum Treibhauseffekt für ausgewählte Szenarien der Raps-Fruchtfolge

Lesebeispiel zu Abbildung 2, dritter Block (Raps ohne Substrat III):

Dargestellt werden Managementszenarien am Standort 6 vor/ohne Berücksichtigung einer N-Immobilisierung (siehe Tabelle 2).

Für den Fall, dass kein Substrat verwendet aber das Rapsstroh in einer Biogasanlage genutzt wird, ergeben sich die hier abgebildeten Treibhausgasemissionen und -einsparungen in den farbig gekennzeichneten Lebenswegabschnitten. Durch Stickstoffdünger, weitere Hilfsstoffe und Diesel, Feldemissionen und die Bereitstellung des Substrats entstehen Treibhausgasemissionen in Höhe von ca. 2,15 t CO_2-Äquivalenten pro Hektar und Jahr. Demgegenüber stehen Treibhausgaseinsparungen in Höhe von ca. 0,65 t CO_2-Äquivalenten pro Hektar und Jahr durch die Substitution fossiler Energieträger. Insgesamt ergeben sich für dieses Szenario folglich Nettoemissionen von 1,5 t CO_2-Äquivalenten pro Hektar und Jahr.

4.1.2 Ergebnis: Unterschiede zwischen den Szenarien

In Abbildung 3 sind die Ergebnisse für die 14 untersuchten Managementoptionen / Szenarien für alle Umweltwirkungen dargestellt, und zwar beispielhaft für die Fruchtfolge I „Winterraps – Winterweizen – Wintergerste“ auf Standort 6 vor/ohne Berücksichtigung einer N-Immobilisierung (siehe Abschnitt 2.1).

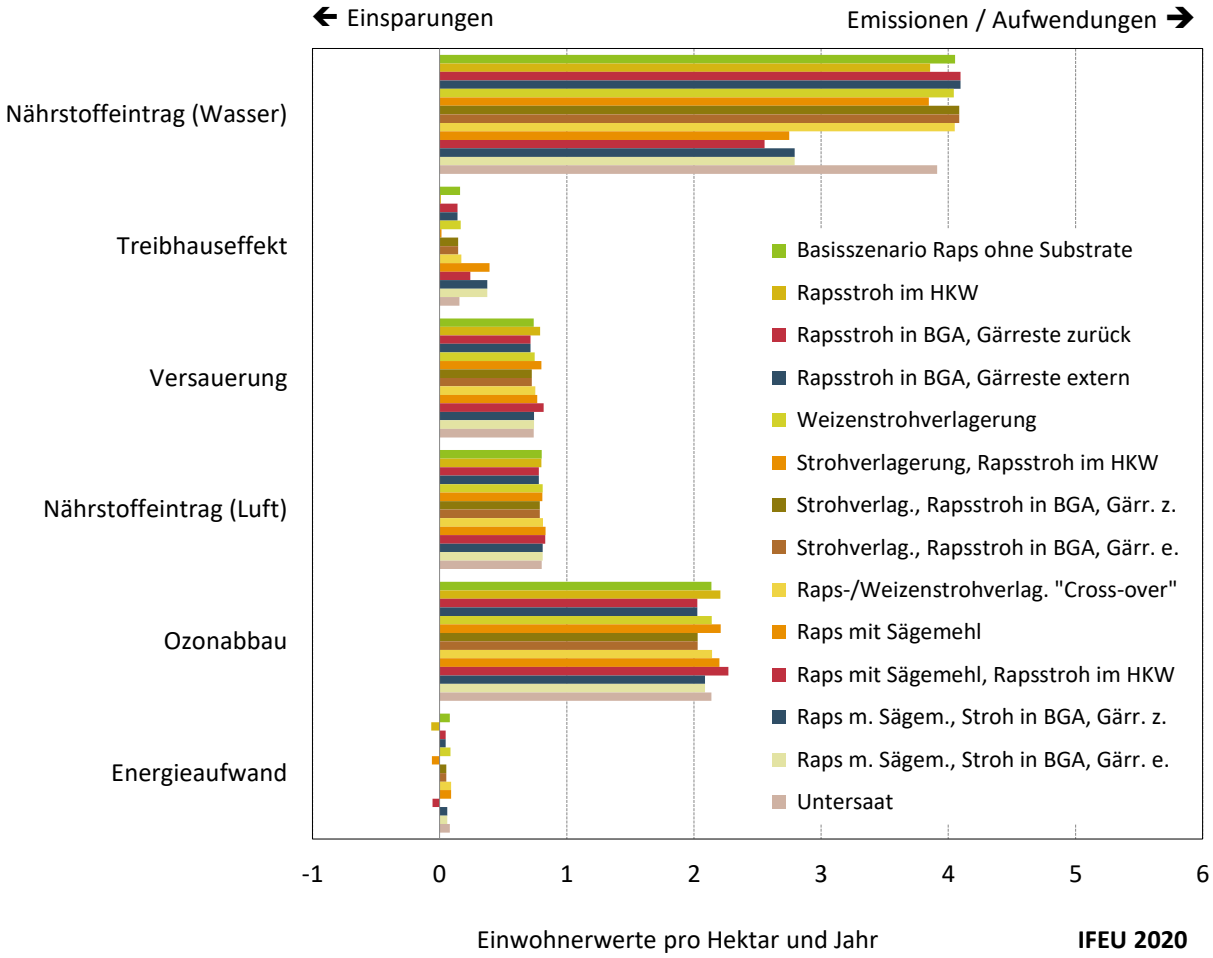


Abbildung 3: Umweltwirkungen der Raps-Fruchtfolge für verschiedene Managementoptionen bei 0 kg N-Immobilisierung. **Lesebeispiel**: sechster Balken, Nährstoffeintrag (Wasser): Der Anbau einer Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste mit betriebsinterner Verlagerung des Weizenstrohs als Substrat und Nutzung von Rapsstroh im Heizkraftwerk (Sz. 2b) verursacht pro Hektar und Jahr Nitrat- und Phosphatemissionen, deren Menge fast dem Vierfachen der Durchschnittsemissionen eines Bundesbürgers in einem Jahr entspricht. Bei 60 kg N-Immobilisierung läge man bei ca. 1,5 Einwohnerwerten.

Ergebnisse: Einige Szenarien unterscheiden sich in einigen Umweltwirkungen recht deutlich voneinander, während andere sehr ähnliche oder identische Umweltwirkungen aufweisen. Die größten Unterschiede finden sich beim Nährstoffeintrag (Wasser) und beim Treibhauseffekt, bzgl. derer die Sägemehl-Szenarien im einen Fall besser und im anderen schlechter abschneiden. Bezüglich Versauerung und Ozonabbau weisen die HKW-Szenarien höhere Werte auf als das Basisszenario. Bei den Szenarien mit Biogaserzeugung macht es quasi keinen Unterschied, wo der Gärrest ausgebracht wird. Diese Ergebnisse sind richtungssicher: die hier ausgewiesenen Ergebnisunterschiede ändern sich relativ zueinander nicht, wenn andere Randbedingungen z. B. bzgl. der Immobilisierung oder Standortwahl betrachtet werden. Hierbei würden sich nur die quantitativen Werte ändern, die für jeden betrachteten Fall im Einzelnen abgeleitet werden können.

4.1.3 Ergebnis: Standortbedingte Unterschiede

In Abbildung 4 sind die Ergebnisse für die Fruchtfolge I „Winterraps – Winterweizen – Wintergerste“ für alle acht untersuchten Standorte dargestellt, und zwar beispielhaft für das Szenario „Weizenstrohverlagerung“ (2a) vor/ohne Berücksichtigung einer N-Immobilisierung (siehe Abschnitt 2.1). Die Einflüsse der Standorte, also die des Bodens, des Niederschlags und der Temperatur werden in [Will et al. 2020] standardisiert in je zwei verschiedenen Niveaus (kühl / warm, feucht / trocken, leichter / schwerer Boden) ausgewertet und die resultierende Humus- und Stickstoffbilanz berechnet. Diese beeinflussen nur die Umweltwirkungen Nährstoffeintrag (Wasser) und Treibhauseffekt, so dass sich nur diese in Abhängigkeit des Standortes ändern.

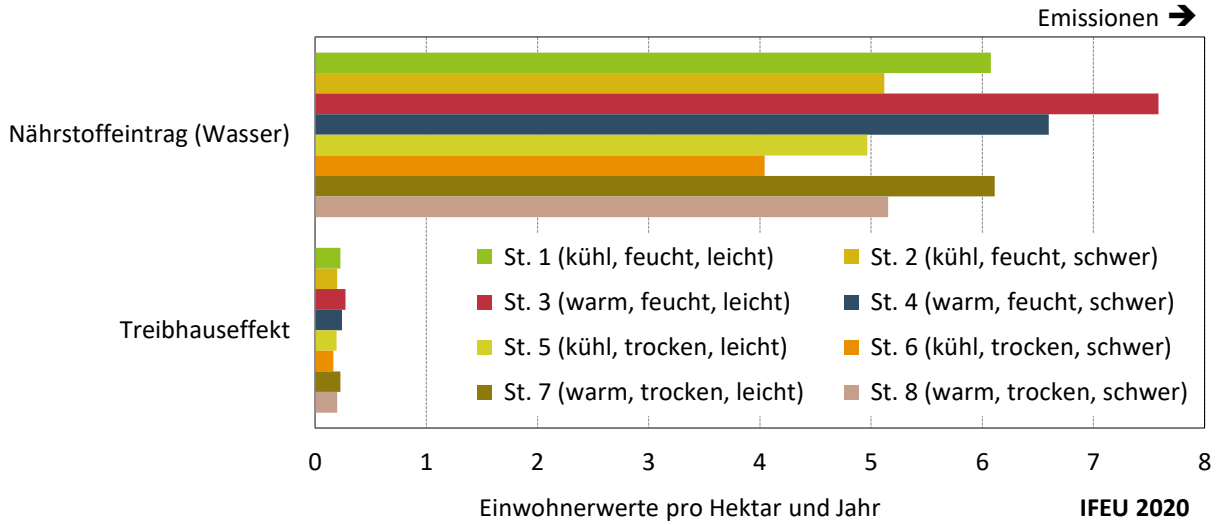


Abbildung 4: Umweltwirkungen der Raps-Fruchtfolge (Basisszenario) unter verschiedenen Standortbedingungen (St.) bei 0 kg N-Immobilisierung. **Lesebeispiel:** erster Balken, Nährstoffeintrag (Wasser): Der Anbau einer Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste mit betriebsinterner Weizenstrohverlagerung und mit Einarbeiten aller Erntereste an einem kühlen, feuchten Standort mit leichtem Boden (Standort 1) verursacht pro Hektar und Jahr Nitrat- und Phosphatemissionen, deren Menge gut dem Sechsfachen der Durchschnittsemissionen eines Bundesbürgers in einem Jahr entspricht.

Ergebnisse: Die Veränderung von Standortbedingungen verursacht recht große Änderungen im Nährstoffeintrag (Wasser) und – deutlich abgestuft – auch beim Treibhauseffekt. Die nachteiligste Wirkung liegt beim warmen, feuchten Standort mit leichtem Boden, die günstigste beim kühlen, trockenen Standort mit schwerem Boden. Diese Ergebnisse sind richtungssicher: die hier ausgewiesenen Ergebnisunterschiede ändern sich relativ zueinander nicht, wenn andere Randbedingungen z. B. bzgl. der Immobilisierung oder Managementoptionen betrachtet werden. Hierbei würden sich nur die quantitativen Werte ändern, die für jeden betrachteten Fall im Einzelnen abgeleitet werden können.

4.1.4 Ergebnis: Effekte der N-Immobilisierung

Abbildung 5 stellt die Ergebnisse für unterschiedliche N-Immobilisierungsstufen der Substratgaben dar, und zwar beispielhaft für die Fruchtfolge I „Winterraps – Winterweizen – Wintergerste“ auf Standort 6, wobei das Szenario „Weizenstrohverlagerung“ (2a) mit vier verschiedenen N-Immobilisierungsstufen (0, 20, 60 und 100 kg N) dem Basisszenario (1a) bei 0 kg N-Immobilisierung gegenüber gestellt wird (siehe Abschnitt 2.1).

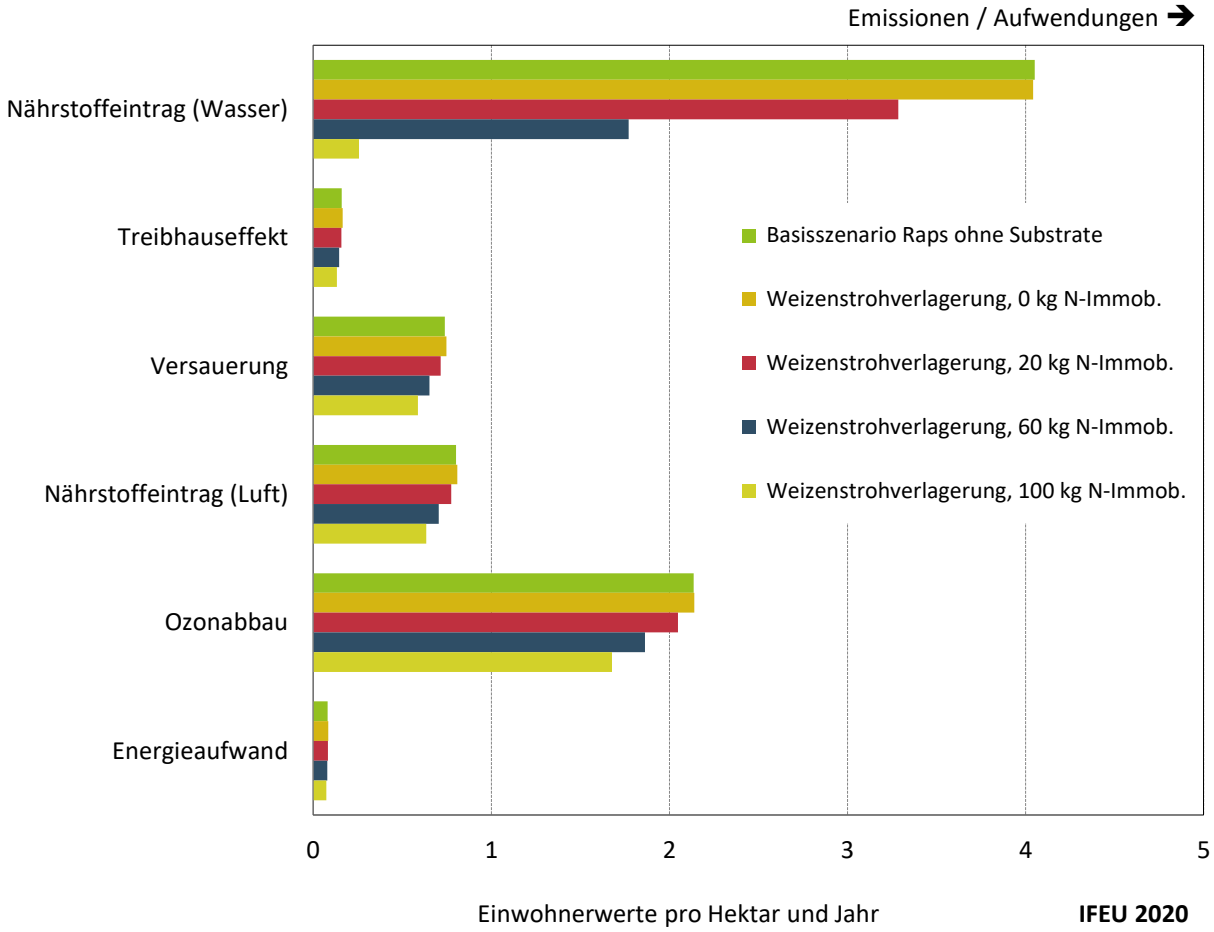


Abbildung 5: Umweltwirkungen der Raps-Fruchtfolge (Basisszenario) unter beispielhaft gewählten Stufen der N-Immobilisierung (Standort 6). **Lesebeispiel:** dritter Balken, Ozonabbau: Der Anbau einer Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste mit Einarbeiten von Weizenstroh nach Rapsanbau und bei 20 kg N-Immobilisierung verursacht pro Hektar und Jahr ozonabbauende Emissionen, deren Menge gut dem Doppelten der Durchschnittsemissionen eines Bundesbürgers in einem Jahr entspricht.

Ergebnisse: Die Stickstoff-Immobilisierung hat einen großen Einfluss auf den Nährstoffeintrag (Wasser) und einen etwas geringeren Einfluss auf die anderen Umweltwirkungen mit Beteiligung von Stickstoffemissionen. Die tatsächliche Höhe der Veränderungen hängt von der realen Immobilisierungsstufe ab, die im Einzelfall abgeleitet oder bestimmt werden muss. Diese Ergebnisse sind richtungssicher: die hier ausgewiesenen Ergebnisunterschiede ändern sich relativ zueinander nicht, wenn andere Randbedingungen z. B. bei anderen Managementoptionen oder Standorte betrachtet werden. Hierbei würden sich nur die quantitativen Werte ändern, die für jeden betrachteten Fall im Einzelnen abgeleitet werden können. Eine Auswahl hiervon, d. h. für weitere Szenarien auf den Standorten 3 und 6, werden im Anhang (Abbildung 10 und Abbildung 11 in Abschnitt 7.2) dargestellt.

4.1.5 Ergebnis: Umweltwirkungen der Fruchtfolge II (mit Ackerbohnen)

Abbildung 6 stellt die Ergebnisse der Ackerbohnen-Fruchtfolge anhand einiger Beispiele dar, wobei diese das gesamte Spektrum der Standortszenarien (3 und 6) abdecken. Dafür wurden jeweils die folgenden Szenarien ausgewählt: das Basisszenario ohne Substratzufuhr (1a) und das Szenario mit Ackerbohnenstrohnutzung in der Biogasanlage (1c) mit jeweils 0 kg N-Immobilisierung sowie das Szenario „Weizenstrohverlagerung“ (2a) bei 20 kg N-Immobilisierung (siehe Abschnitt 2.1).

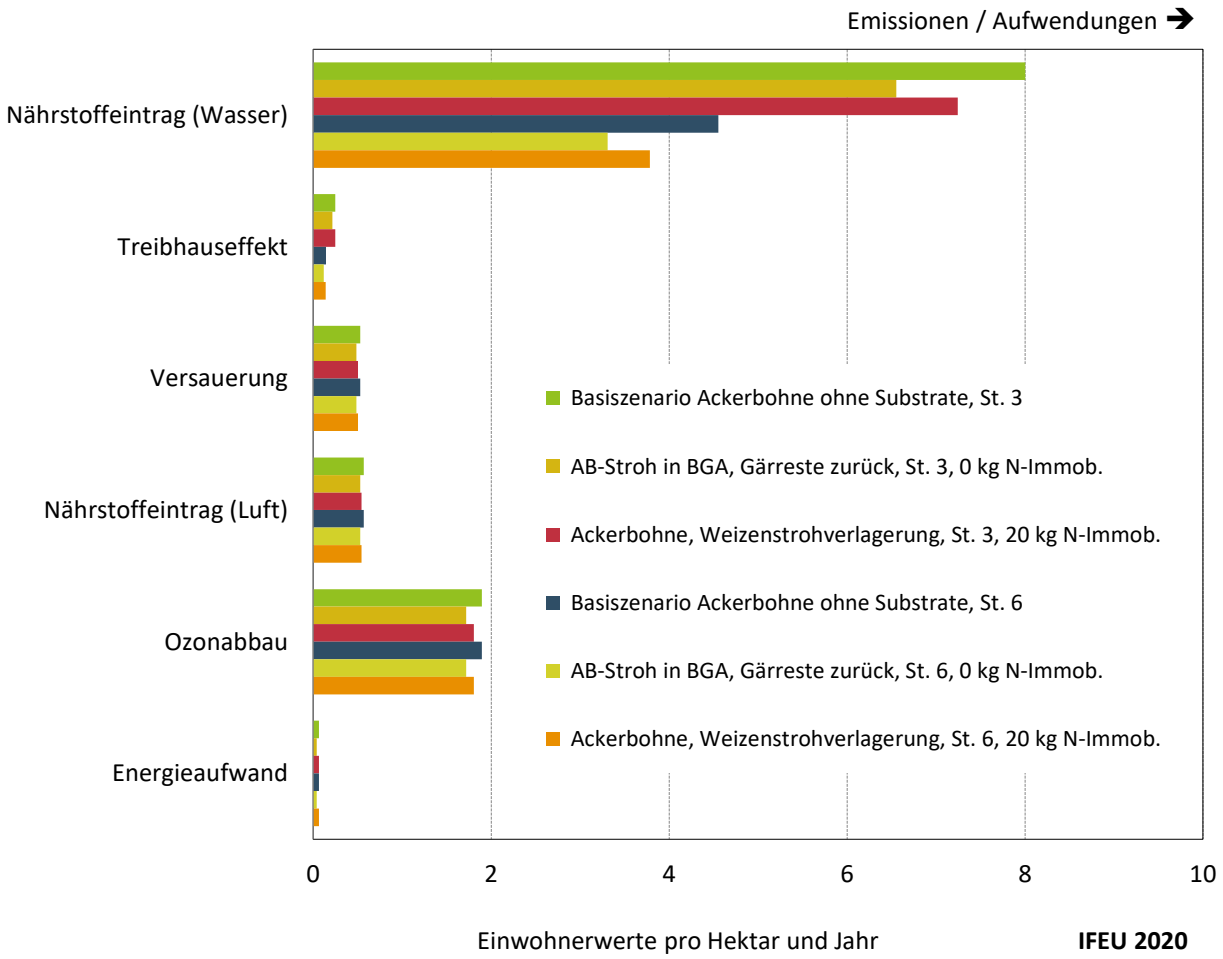


Abbildung 6: Umweltwirkungen bestimmter Szenarien der Ackerbohnen-Fruchtfolge an zwei Standorten (St. 3 und 6), Strohnutzungsszenarien (Ackerbohnenstroh in Biogasanlage und Weizenstroh auf Ackerbohnenfeld) bei 20 kg N-Immobilisierung. **Lesebeispiel:** dritter Balken, Nährstoffeintrag (Wasser): Der Anbau einer Fruchtfolge Ackerbohnen-Weizen-Gerste mit Einarbeiten von Weizenstroh nach Ackerbohnenanbau und bei 20 kg N-Immobilisierung verursacht pro Hektar und Jahr Nitrat- und Phosphatemissionen, deren Menge gut dem Siebenfachen der Durchschnittsemissionen eines Bundesbürgers in einem Jahr entspricht.

Ergebnisse: Bei nahezu allen Umweltwirkungskategorien zeigen sich keine wesentlichen Unterscheide in den Ergebnissen. Lediglich beim Nährstoffeintrag (Wasser) ergeben sich große Unterschiede zwischen den Szenarien und auch beim Treibhauseffekt sowie beim Ozonabbau sind sie relativ gesehen noch recht variabel. Auch hier gilt, dass sich die relativen Ergebnisunterschiede bei anderen Randbedingungen wie Immobilisierung, Standortwahl etc. nicht ändern, wohl aber die quantitativen Werte. Diese können für jeden betrachteten Fall im Einzelnen abgeleitet werden.

4.1.6 Ergebnis: Vergleich der beiden Fruchtfolgen

Im Projekt INPLAMINT werden zwei Fruchtfolgen auf die Beeinflussungsmöglichkeiten durch verschiedene Managementoptionen untersucht: Winterraps-Winterweizen-Wintergerste und Ackerbohne-Winterweizen-Wintergerste. Die Umweltwirkungen dieser Fruchtfolgen werden einander anhand einiger Beispiele gegenübergestellt. Dazu zeigt Abbildung 7 im oberen Diagramm eine Auswahl an Umweltwirkungen für die sechs Szenarien aus Abschnitt 4.1.5 mit Ackerbohne in der Fruchtfolge, während im Diagramm darunter die Ergebnisse für die gleichen Szenarien für die Raps-Fruchtfolge dargestellt sind. Die beiden Fruchtfolgen sind nicht direkt miteinander vergleichbar, weil die unterschiedliche Nutzung der Feldfrüchte Raps und Ackerbohne außerhalb des Bilanzierungsraumes liegt. Dennoch lassen sich einige Aussagen zumindest für den Bereich des Anbaus dieser Feldfrüchte treffen.

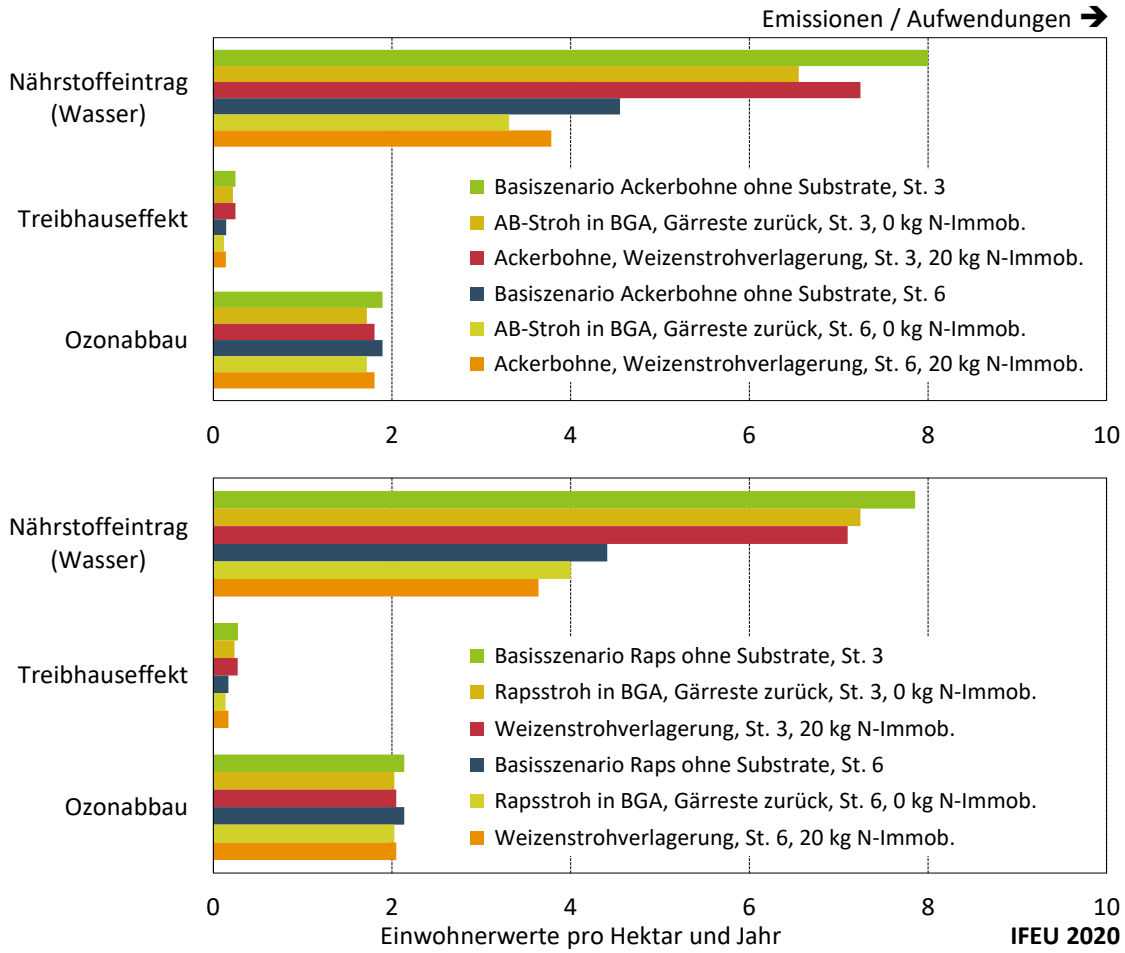


Abbildung 7: Ausgewählte Umweltwirkungen der Ackerbohnen- und der Raps-Fruchtfolge bei Einsatz verschiedener Managementoptionen im Vergleich. Da die Bilanzgrenze der Feldrand ist und damit die Verwendung der Produkte nicht bilanziert wird, ist die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der beiden Fruchtfolgen begrenzt. Aus diesem Grund sind sie in zwei verschiedenen Diagrammen dargestellt. Weitere Umweltwirkungen siehe Anhang (Abbildung 12 in Abschnitt 7.2).

Kurzfazit: Im Großen und Ganzen finden sich relativ zueinander keine wesentlichen Unterschiede in den Ergebnissen zwischen den beiden betrachteten Fruchtfolgen. Der Nährstoffeintrag (Wasser) wird im Vergleich der beiden hier betrachteten Fruchtfolgen stärker von den Managementoptionen als von der Fruchtfolge beeinflusst. Die übrigen Umweltwirkungen werden von beiden Faktoren ähnlich stark beeinflusst.

4.1.7 Zusammenführung der Ergebnisse für alle betrachteten Szenarien

Aus den Ergebnissen in den voranstehenden Unterkapiteln ergibt sich eine Reihe von spezifischen und generellen Ergebnissen. Dabei müssen einige Aspekte separat bewertet werden, u. a. weil sich die 14 betrachteten Managementoptionen bzw. Szenarien sowohl bzgl. der Art der Substratzugabe als auch bzgl. der Nutzung der Ernterückstände von Raps bzw. Ackerbohne unterscheiden. Die wesentlichen Ergebnisse können wie folgt festhalten werden:

- **Nährstoffeintrag (Wasser):** Klimatische und pedologische Unterschiede zwischen den 8 generischen Standorten wirken sich bereits im Basisszenario (ohne Substratzugabe und ohne Residuenabfuhr) sehr deutlich auf die Höhe der N-Auswaschung aus: erwartungsgemäß ist sie am höchsten an warmen und feuchten Standorten mit leichtem Boden und am geringsten an kühlen und trockenen Standorten mit schwerem Boden, wobei ein Faktor 2 dazwischen liegt.
- **Nährstoffeintrag (Wasser):** Durch die Zugabe von Substraten mit weitem C/N-Verhältnis lässt sich die N-Auswaschung und damit der Nährstoffeintrag (Wasser) gegenüber dem Basisszenario (ohne Substratzugabe und ohne Abfuhr und energetische Nutzung der Residuen) wie folgt verringern:
  - Bei Sägemehl-Zugabe ist eine Reduktion der aquatischen Eutrophierung bereits bei einer Immobilisierung von 0 kg N zu verzeichnen. Dies liegt in diesem Fall an der relativ hohen C- und N-Sequestrierung (Humusbildung), die Will et al. [2020] auf Basis des Rothamsted-Modells für die 8 Standorte ermittelten und die den Übersichtsökobilanzen zugrunde liegen (siehe Tabelle 5 im Anhang).
  - Bei intern verlagertem Weizenstroh wird eine vergleichbare Reduktion erst bei einer zusätzlichen Immobilisierung von 15 – 30 kg N (Standort 3) bzw. 30 – 35 kg N (Standort 6) pro Fruchtfolge erzielt. Ähnliches gilt auch für das Szenario „Crossover“ (Austausch der Residuen von Raps bzw. Ackerbohne und Weizen zwischen zwei Feldern), sowie für das Szenario Gras-Untersaat, die einen Break-even mit Sägemehl bei 30 – 35 kg bzw. 25 – 30 kg N-Immobilisierung erreichen.
  - Falls durch die Substratzugabe 60 kg N pro Fruchtfolge immobilisiert werden können, könnte sich die aquatischen Eutrophierung je nach Standort um 50 – 90 % verringern (absolut gesehen beträgt die Reduktion in allen Fällen 3 – 4 Einwohnerwerte pro Hektar und Jahr).
- **N-Immobilisierung**: Sofern durch die Managementoptionen eine N-Immobilisierung erzielt wird, führen diese in der Regel (gegenüber dem Basisszenario) zu Verbesserungen hinsichtlich der Umweltwirkungen Treibhauseffekt, Versauerung, „Nährstoffeintrag (Luft)“ und stratosphärischer Ozonabbau, welche durch Änderungen der C-, N- und P-Dynamik beeinflusst werden (zu den Auswirkungen auf „Nährstoffeintrag (Wasser)“ siehe oben). Eine Ausnahme hiervon bildet allerdings die Zugabe von Sägemehl als Substrat, die gegenüber dem Basisszenario zu zusätzlichen Treibhausgasemissionen führt. Dies liegt daran, dass die typischerweise feucht anfallenden Sägereste vor der Ausbringung 3-6 Monate gelagert werden und in dieser Zeit erhebliche CO_2- und Methanemissionen verursachen.
- **Residuennutzung:** Ambivalente Ergebnisse liefert die energetische Nutzung der Residuen zur Strom- und Wärmeerzeugung in Heizkraftwerken: sie schneidet einerseits bzgl. Nährstoffeintrag (Wasser), Energieaufwand und Treibhauseffekt besonders gut ab, erhöht aber andererseits den Ozonabbau.
- **Ökobilanz:** Die meisten der aufgeführten Ergebnisse sind richtungssicher, d. h. sie ändern sich im Vergleich zu anderen Parametersetzungen wie andere Standorte, andere N-Immobilisierungsstufen usw. relativ zueinander nicht. Lediglich die quantitativen Ergebniswerte ändern sich in Abhängigkeit der jeweils betrachteten Randbedingungen. Diese sind mit den Mitteln der Ökobilanz gut zu bestimmen.

Aus diesen Ergebnissen kann eine Reihe von Schlussfolgerungen und Empfehlungen abgeleitet werden, die in Abschnitt 5 aufgeführt sind.

4.2 Analyse lokaler Umweltwirkungen

Die Analyse lokaler Umweltwirkungen erfolgt in drei Schritten. In Abschnitt 4.2.1 werden zunächst die Umweltwirkungen der Substratbereitstellung beschrieben. Anschließend werden in Abschnitt 4.2.2 die Umweltwirkungen der Substratausbringung (im Rahmen der Managementoptionen / Maßnahmenszenarien) dargestellt. Die abschließende Gesamtbewertung erfolgt in Abschnitt 4.2.3.

4.2.1 Lokale Umweltwirkungen der Substratbereitstellung

Substrate können entweder aus Reststoffen oder aus Anbaubiomasse (z. B. Pappel im Kurzumtrieb) bereitgestellt werden. Man unterscheidet zwischen primären Reststoffen (Ernterückständen) wie Stroh oder Waldrestholz und sekundären Reststoffen (Produktionsrückständen) wie Sägemehl.

Reststroh

Stroh ist ein Reststoff der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. Im Referenzsystem verbleibt es auf dem Feld zur Erhaltung des Humus- und Nährstoffgehaltes im Boden oder wird in der Nutztierhaltung als Einstreu in den Ställen genutzt und anschließend wieder als Festmist auf dem Feld ausgebracht. Daneben wird Stroh in untergeordnetem Umfang noch als Futter, Energieträger, Baumaterial sowie als Substrat im Garten- und Gemüsebau eingesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass rund zwei Drittel des Getreidestrohaufkommens in Deutschland für den Humuserhalt benötigt werden [Münch 2008; Zeller et al. 2012]. Das überschüssige Drittel jedoch steht anderweitigen Nutzungen zur Verfügung, beispielsweise einer stofflichen oder energetischen Nutzung – oder eben einer Nutzung als Substrat.

Wirkungen im Vergleich zum Referenzsystem „Einarbeitung“ (siehe Tabelle 3) ergeben sich ausschließlich durch die Entnahme des Strohs. Potenziell wirkt sich eine Entnahme 1. auf die Veränderung des Humusgehaltes und 2. auf die Veränderung des Nährstoffhaushaltes aus.

Veränderung des Humusgehaltes: Für die Ermittlung der von der Veränderung des Humusgehaltes ausgehenden Wirkungen ist die Humusbilanz auf der Fläche ausschlaggebend. Zeller et al. [2012] ermittelten für Deutschland – unter Wahrung einer ausgeglichenen Humusbilanz – ein verfügbares Reststrohpotenzial von 8-13 Mio. t a^{-1}, was bei einer Ackerfläche von 11,8 Mio. ha im Durchschnitt rund 1 t ha^{-1} a^{-1} entspricht. Im Einzelnen ist die Menge des überschüssigen Strohs abhängig vom Tierbesatz, den Standortverhältnissen und dem Anteil humusmehrender bzw. -zehrender Pflanzenarten in der Fruchtfolge.

Eine Veränderung des Humusgehaltes kann sich, abhängig vom Umfang der Entnahme des Reststrohs, wie folgt auf die Schutzgüter auswirken:

- auf das **Schutzgut Boden** durch eine Verschlechterung der Porosität und Stabilität des Bodens sowie eine stärkere Anfälligkeit gegenüber Bodenerosion und Verdichtung.
- auf das **Schutzgut Wasser** durch die Erhöhung des Bodenabtrags durch Erosion und damit verknüpften Nährstoffeinträgen in Oberflächengewässer.
- auf das **Schutzgut Tiere** durch eine Verringerung der Artenzahl und Individuendichte der Bodenfauna.

Negative Auswirkungen auf die Schutzgüter können durch die Wahrung einer ausgeglichenen Humusbilanz bei der Nutzung des Reststrohs als Substrat vermieden werden.

Veränderung des Nährstoffhaushaltes: Die Entnahme von Stroh zur energetischen Nutzung stellt eine Unterbrechung des landwirtschaftlichen Stoffkreislaufs dar. Stroh enthält für die Pflanzenernährung

wichtige Nährstoffe, z. B. Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium. Im Vergleich zum Referenzsystem führt die energetische Verwertung zu einer Entnahme der Nährstoffe.

Die Entnahme der Nährstoffe wirkt sich auf das Pflanzenwachstum aus und kann, abhängig vom Umfang der Entnahme, zu einem erhöhten Aufwand an Düngemitteln in der Folgekultur führen.

Fazit: Insgesamt ergeben sich für die nachhaltige Bereitstellung von Weizenstroh (d. h. unter Wahrung einer ausgeglichenen Humusbilanz) im Vergleich zum Referenzsystem „Unterpflügen" nur geringe Wirkungen auf Natur und Landschaft (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Änderung der Risiken für Schutzgüter durch die nachhaltige Bereitstellung von Weizenstroh (d. h. unter Wahrung einer ausgeglichenen Humusbilanz) im Vergleich zum Referenzsystem „Unterpflügen"

Art des Risikos	Betroffene Schutzgüter								
	Boden	Grund-wasser	Oberfl.-wasser	Pflanzen/ Biotope	Tiere	Klima	Land-schaft	Gesundh./ Erholung	Biolog. Vielfalt
Erosion	neutral		neutral						
Schad-verdichtung	neutral	neutral		neutral	neutral				neutral
Humusverlust	neutral[1]/ negativ[1]			neutral	neutral				neutral
Änderung der Bodenchemie	neutral	neutral							
Eutrophierung v. Oberfl.gew.	neutral	neutral	neutral	neutral	neutral				neutral
Belastung des Grundwassers		neutral							
Grundwasser-zehrung		neutral		neutral	neutral				neutral
Belastung mit PSM		neutral	neutral	neutral	neutral				neutral
Verlust v. Land-sch.elementen				neutral	neutral	neutral	neutral	neutral	neutral
Verlust von Lebensräumen				neutral/ positiv[2]	neutral/ positiv[2]				neutral/ positiv[2]
Verlust von Arten				neutral/ positiv[2]	neutral/ positiv[2]				neutral/ positiv[2]

1: Kein Humusverlust bei ausgeglichener Humusbilanz, aber entgangene (zusätzliche) C-Sequestrierung

2: Positiv für langstrohige Sorten, da weniger Pflanzenschutzmaßnahmen nötig

Sägemehl

Sägemehl ist ein Produktionsrückstand / Nebenprodukt aus der Sägeindustrie, das bei der Verarbeitung von Frischholz anfällt. Nach Mantau et al. [2012] kann von einer nahezu vollständigen Verwertung der Sägenebenprodukte ausgegangen werden.

Fazit: Unter der Maßgabe, dass Sägemehl ein Produktionsrückstand / Nebenprodukt ist und nicht gezielt für die Substratbereitstellung aus Frischholz „erzeugt" wird, ergeben sich aus seiner Bereitstellung nur geringe Wirkungen auf Natur und Landschaft. Lediglich bei unsachgemäßer Lagerung des feuchten Sägemehls kann es durch Verrottungsprozesse zur Freisetzung klimarelevanter Gase (CO_2, CH_4) sowie ggf. auch zu Sickerwasseraustägen kommen.

4.2.2 Vergleich der Managementoptionen / Maßnahmenszenarien

Tabelle 4 vergleicht die Managementoptionen / Szenarien hinsichtlich ihres Risikos von Wirkungen auf Natur und Landschaft für die Standorte 6 und 3 (siehe Abschnitt 2.1).

Tabelle 4: Vergleich der Managementoptionen / Maßnahmenszenarien hinsichtlich der Änderung des Risikos von Wirkungen auf Natur und Landschaft beim Anbau der beiden Fruchtfolgen im Vergleich zum Bewirtschaftungs-Referenzsystem Rotationsbrache (Ranking von A = geringes Risiko bis E = hohes Risiko)

	Standort 6																Standort 3															
	Fruchtfolge I													Fruchtfolge II			Fruchtfolge I													Fruchtfolge II		
Szenario	1a	1b	1c	1d	2a	2b	2c	2d	3	4a	4b	4c	4d	5	1a	1c	2a	1a	1b	1c	1d	2a	2b	2c	2d	3	4a	4b	4c	4d	5	1a	1c	2a
Art des Risikos	Basisszenario: Raps o. Substrat	Raps o. Substrat; ER→HKW	Raps o. Substrat; ER→BGA; GR zurück	Raps o. Substrat; ER→BGA; GR extern	Raps m. WW-Stroh	Raps m. WW-Stroh; ER→HKW	Raps m. WW-Stroh; ER→BGA; GR zurück	Raps m. WW-Stroh; ER→BGA; GR extern	ER-Crossover	Raps m. Sägemehl	Raps m. Sägemehl; ER→HKW	Raps m. Sägemehl; ER→BGA; GR zurück	Raps m. Sägemehl; ER→BGA; GR extern	Raps mit Gras-Untersaat	Basisszenario: Ackerbohne o. Substrat	Ackerb. o. Substr.; ER→BGA; GR zurück	Ackerbohne m. WW-Stroh	Basisszenario: Raps o. Substrat	Raps o. Substrat; ER→HKW	Raps o. Substrat; ER→BGA; GR zurück	Raps o. Substrat; ER→BGA; GR extern	Raps m. WW-Stroh	Raps m. WW-Stroh; ER→HKW	Raps m. WW-Stroh; ER→BGA; GR zurück	Raps m. WW-Stroh; ER→BGA; GR extern	ER-Crossover	Raps m. Sägemehl	Raps m. Sägemehl; ER→HKW	Raps m. Sägemehl; ER→BGA; GR zurück	Raps m. Sägemehl; ER→BGA; GR extern	Raps mit Gras-Untersaat	Basisszenario: Ackerbohne o. Substrat	Ackerb. o. Substr.; ER→BGA; GR zurück	Ackerbohne m. WW-Stroh
Erosion	B	B	B	B	A	B	B	B	B	A	B	B	B	A	B	B	A	D	D	D	D	C	D	D	D	D	C	D	D	D	C	D	D	C
Schad-verdichtung	C	D	E	E	D	D	E	E	D	D	D	E	E	C	C	E	D	A	B	C	C	B	B	C	C	B	B	B	C	C	A	A	C	B
Humusverlust	B	C	C	C	B	C	C	C	B	AA	A	A	A	B	B/C	C	B	D/E	E	E	E	D/E	E	E	E	D/E	C	D	D	D	D/E	D/E	E	D/E
Änderung der Bodenchemie	B	B	C	C	A	A	B	B	B	C	C	D	D	A	B	C	A	B	B	C	C	A	A	B	B	B	C	C	D	D	A	B	C	A
Eutrophierung v. Oberfl.gew.	C	B/C	B/C	B/C	B	B	B	B	B	A	A	A	A	B	C	B/C	B	E	D	D	D	C/D	C/D	C/D	C/D	C/D	C	C	C	C	C/D	E	D	C/D
Belastung des Grundwassers	C	B/C	B/C	B/C	B	B	B	B	B	A	A	A	A	B	C	B/C	B	E	D	D	D	C/D	C/D	C/D	C/D	C/D	C	C	C	C	C/D	E	D	C/D
Grundwasser-zehrung	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Belastung mit PSM	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
Verlust v. Landsch.elementen	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Verlust von Lebensräumen	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B/C	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B/C	B	B	B
Verlust von Arten	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B	A/B

Unterschiede zwischen den Szenarien

Der Vergleich der Managementoptionen / Szenarien zeigt, dass es bzgl. einer Reihe von Risiken von Wirkungen auf Natur und Landschaft (Erosion, Grundwasserzehrung, Belastung mit PSM, sowie Verlust von Landschaftselementen, Lebensräumen und Arten) keine bzw. nur marginale Unterschiede gibt. Im Hinblick auf die anderen Risiken unterscheiden sich die Managementoptionen / Szenarien wie folgt:

- Im Vergleich zum Basisszenario 1a (Raps ohne Substratzufuhr) geht von den Szenarien 1b-d, bei denen die Ernterückstände (ER) energetisch genutzt werden, ein geringeres Risiko in Bezug auf Eutrophierung und Grundwasserbelastung aus. Gleichzeitig erhöht die Rapsstroh-Entnahme aber das Risiko von Humusverlust und Schadverdichtungen, letzteres bedingt durch zusätzliche Überfahrten für die ER-Bergung sowie – bei den Biogas-Szenarien 1c&d – durch die Gärrest-Ausbringung.

- Die Zufuhr von betriebsintern verlagertem Weizenstroh zu Raps (Szenario 2a) führt gegenüber dem Basisszenario 1a zu einem leicht geringeren Risiko von Wirkungen auf Natur und Landschaft, mit Ausnahme des Risikos von Schadverdichtungen. Wird jedoch das Rapsstroh entnommen und energetisch genutzt (Szenarien 2b-d), greift wiederum das o. g. Muster mit Vor- und Nachteilen.
- Die Zufuhr von extern gewonnenem Sägemehl zu Raps (Szenario 3a) führt gegenüber dem Basisszenario 1a tendenziell zu geringeren Risiken von Wirkungen auf Natur und Landschaft, beispielsweise gehen von Szenario 3a in Bezug auf Erosion und Humusverlust geringere (bis maximal gleiche) Risiken aus als vom Basisszenario 1a. Letzteres gilt selbst bei Rapsstroh-Nutzung. Lediglich die Risiken von Schadverdichtungen und Änderung der Bodenchemie (pH-Wert-Verringerung) in Folge der Ausbringung von Sägemehl [Kang et al. 2016] fallen leicht höher aus.
- Die Szenarien 3 (Crossover) und 5 (Gras-Untersaat) schneiden ähnlich gut ab wie das Basisszenario 1a bzw. das Szenario 2a (mit Weizenstroh-Zufuhr zu Raps), mit leichten Vorteilen in Bezug auf das Risiko von Eutrophierung.

Vergleich der beiden Fruchtfolgen

Die Risiken für Fruchtfolge II fallen sehr ähnlich aus.

Standortbedingte Unterschiede

Auf Standort 6 (schwerer Boden, kühl, trocken) sind die Risiken für Schadverdichtung und Grundwasserzehrung erhöht. Dagegen besteht auf Standort 3 (leichter Boden, warm, feucht) ein höheres Risiko für Erosion, Humusverlust und Eutrophierung.

4.2.3 Gesamtbewertung der lokalen Umweltwirkungen

Für eine Gesamtbewertung müssen die lokalen Umweltwirkungen der Substratbereitstellung (Abschnitt 4.2.1) denen der Substratausbringung (Abschnitt 4.2.2) gegenüber gestellt werden. Insgesamt gesehen dürften die überwiegend positiven Auswirkungen der Substratausbringung die neutralen bis leicht negativen Auswirkungen der Substratbereitstellung überwiegen. Dies gilt allerdings nur solange

1. die Bereitstellung der Substrate unter Wahrung einer ausgeglichenen Humusbilanz auf der Quellfläche erfolgt
2. die *entgangene* C-Sequestrierung auf der *Quell*fläche geringer ist als die *zusätzliche* C-Sequestrierung auf der *Ziel*fläche (sonst könnte es ein C-Nullsummenspiel sein)
3. es durch die Reststoffentnahme (Stroh oder Waldrestholz) auf den Quellflächen zu keinen (negativen) Veränderungen des N-Austrags kommt (sonst könnte es ein N-Nullsummenspiel sein)

Diese Liste der Randbedingungen zeigt, dass bezüglich der lokalen Umweltwirkungen noch eine ganze Reihe von Unsicherheiten existiert und somit weiterer Forschungsbedarf besteht.

Da die Substrat*ausbringung* tendenziell positiv zu bewerten ist, käme aus Naturschutzsicht eher einer nachhaltigen Substrat*bereitstellung* eine zentrale Rolle zu. Es muss daher auf jeden Fall auch die C- und N-Bilanz der *Quell*fläche (und damit nicht nur diejenige der *Ziel*fläche) im Blick gehalten werden, um am Ende nicht bei einem C- und N-Nullsummenspiel zu landen.

Für Landwirte würde dies letztendlich bedeuten, dass sie für extern zugekaufte Substrate einen Nachhaltigkeitsnachweis (z. B. „nachhaltig erzeugtes Stroh“) für dieselben einfordern müssten, was die Substrate zusätzlich verteuern würde. Bei der internen Verlagerung des Weizenstrohs dagegen steht die geforderte Wahrung der Humusbilanz der Quellfläche im direkten Einflussbereich (und eigentlich auch Eigeninteresse – zumindest bei eigenen Flächen) des Landwirts.

5 Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Ausblick

Der vorliegende Bericht nimmt eine ökologische Bewertung von neuen Managementoptionen vor, die auf eine substratinduzierte mikrobielle Stickstoff-Immobilisierung abzielen. Der Ansatz, Substrate mit einem weiten C/N-Verhältnis auszubringen, wurde bereits in der ersten Phase des INPLAMINT-Projektes (2015-2018) auf seine ökologischen Auswirkungen hin untersucht [Gärtner et al. 2018]. In der zweiten Projektphase (2018-2021) wurden nun diejenigen Optionen tiefergehend betrachtet, die sich in der ersten Projektphase als besonders tragfähig herausgestellt hatten. Neu hinzugekommen ist eine Betrachtung zusätzlicher Standorte mit anderen klimatischen und pedologischen Gegebenheiten. Die nun durchgeführte, vertiefende Analyse, die erneut auf so genannten Übersichtsökobilanzen basiert und um eine Analyse lokaler Umweltwirkungen ergänzt wurde, liefert nun wertvolle Zusatzerkenntnisse.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Da sich die 14 betrachteten Managementoptionen / Szenarien sowohl bzgl. der Art der Substratzugabe als auch bzgl. der Nutzung der Ernterückstände von Raps bzw. Ackerbohne unterscheiden, müssen beide Aspekte separat bewertet werden. Hinsichtlich der Umweltwirkung „**Nährstoffeintrag (Wasser)“** (aquatische Eutrophierung) lässt sich Folgendes festhalten:

- Klimatische und pedologische Unterschiede zwischen den 8 generischen Standorten wirken sich sehr deutlich auf die Höhe der Stickstoff-Auswaschung aus: erwartungsgemäß ist sie am höchsten an warmen und feuchten Standorten mit leichtem Boden (Standort 3) und am geringsten an kühlen und trockenen Standorten mit schwerem Boden (Standort 6), wobei ein Faktor 2 dazwischen liegt. Die entwickelten Managementoptionen sollten daher insbesondere auf auswaschungsgefährdeten Standorten praktiziert werden.
- Durch die Zugabe von Substraten mit weitem C/N-Verhältnis lässt sich die Stickstoff-Auswaschung und damit der Nährstoffeintrag (Wasser) gegenüber dem Basisszenario (ohne Substratzugabe und ohne Abfuhr und energetische Nutzung der Residuen) verringern. Bei Sägemehl-Zugabe kommt es dem Rothamsted-Modell zufolge zu einer Kohlenstoff- und Stickstoff-Sequestrierung durch Humusbildung, die zu einer direkten Reduktion der aquatischen Eutrophierung führt. Bei intern verlagertem Weizenstroh wird eine vergleichbar hohe Reduktion der aquatischen Eutrophierung – je nach Standort – erst bei einer Immobilisierung in der Größenordnung von 15 – 35 kg N pro Fruchtfolge erzielt. Ähnliches gilt auch für das Szenario „Crossover“ (Austausch der Residuen von Raps bzw. Ackerbohne und Weizen zwischen zwei Feldern), sowie für das Szenario Gras-Untersaat.
- Eine Abfuhr der stickstoffreichen Raps- bzw. Ackerbohnenresiduen reduziert die potenzielle Stickstoff-Auswaschung und damit den Nährstoffeintrag (Wasser). Dies gilt uneingeschränkt für die energetische Nutzung der Residuen in Heizkraftwerken. Bei energetischer Nutzung in Biogasanlagen (mit Rückführung der Gärreste) resultieren ambivalente Ergebnisse.
- Falls durch die Substratzugabe 60 kg N pro Fruchtfolge immobilisiert werden können, könnte sich die aquatischen Eutrophierung je nach Standort um 50 – 90 % verringern (absolut gesehen beträgt die Reduktion in allen Fällen 3 – 4 Einwohnerwerte pro Hektar und Jahr).

Hinsichtlich der **anderen ökobilanziell untersuchten Umweltwirkungen** konnten folgende Schlussfolgerungen und Empfehlungen abgeleitet werden:

- Sofern durch die Managementoptionen eine Stickstoff-Immobilisierung erzielt wird, führen diese in der Regel (gegenüber dem Basisszenario) auch zu Verbesserungen hinsichtlich der Umweltwirkungen Treibhauseffekt, Versauerung, Nährstoffeintrag (Luft) und stratosphärischer Ozonabbau, welche durch Änderungen der C-, N- und P-Dynamik beeinflusst werden.
  - Eine Ausnahme hiervon bildet die Zugabe von Sägemehl als Substrat, die gegenüber dem Basisszenario zu *zusätzlichen* Treibhausgasemissionen führt (selbst ohne Berücksichtigung der entgangenen energetischen Nutzung) und daher aus Klimaschutzsicht nicht empfohlen werden kann.
  - Die interne Strohverlagerung kann weiterhin aus gesamt-ökobilanzieller Sicht empfohlen werden. Dies gilt jedoch nicht für die Zufuhr von *extern* gewonnenem Weizenstroh: hier hatten die Ergebnisse aus Phase 1 gezeigt, dass die Umweltwirkungen Treibhauseffekt und Energieaufwand gegenüber dem Basisszenario schlechter ausfallen, wenn die Alternativnutzung des extern gewonnenen Strohs (z. B. zur Wärmeerzeugung in einem Heizwerk) berücksichtigt wurde. Da im Gegensatz dazu für das *intern* verlagerte Stroh keine Alternativnutzung angesetzt wird (weil es zum Humuserhalt zwingend benötigt wird), entfällt diese „Schlechtschrift".
- Ambivalente Ergebnisse liefert die energetische Nutzung der Residuen zur Strom- und Wärmeerzeugung in Heizkraftwerken: sie schneidet einerseits bzgl. Energieaufwand und Treibhauseffekt besonders gut ab, führt aber andererseits zu Mehremissionen an ozonschichtzerstörenden Substanzen. Mit Blick auf letztere ist eine Biogasnutzung der Residuen empfehlenswerter.

Hinsichtlich des gewählten Bewertungsinstruments der **Übersichtsökobilanz** schlussfolgern und empfehlen die Autoren Folgendes:

- Die meisten der aufgeführten Ergebnisse sind richtungssicher, d. h. sie ändern sich im Vergleich zu den verschiedenen Parametersetzungen wie unterschiedliche Standorte, unterschiedliche Stickstoff-Immobilisierungsstufen usw. relativ zueinander nicht. Lediglich die quantitativen Ergebniswerte ändern sich in Abhängigkeit der jeweils betrachteten Randbedingungen. Diese sind mit den Mitteln der Ökobilanz gut zu bestimmen.
- Daraus ergibt sich, dass das Bewertungsinstrument der Ökobilanz in der Lage ist, zielgerichtete Antworten auf Fragestellungen wie die hier untersuchten zu liefern und es kann empfohlen werden, dass Ökobilanzen in Zukunft grundsätzlich in BonaRes-Vorhaben implementiert werden. Sie liefern – zusätzlich zu den sozioökonomischen Analysen – wichtige Erkenntnisse in Bezug auf die Nachhaltigkeit.

Mit den betrachteten Managementoptionen / Szenarien sind – neben den ökobilanziell quantifizierbaren Umweltwirkungen – auch eine Reihe von **lokalen Umweltwirkungen** auf Böden, Wasser und Biodiversität verbunden, die bislang nur qualitativ betrachtet werden können.

- Die Gesamtbewertung von Substratbereitstellung und -ausbringung kann durchaus positiv ausfallen, allerdings nur, wenn eine nachhaltige Bereitstellung der Substrate sichergestellt werden kann. Dazu muss – neben der Kohlenstoff- und Stickstoff-Bilanz der Zielfläche – zwingend auch diejenige der Quellfläche im Blick gehalten werden, um am Ende nicht bei einem C- und N-Nullsummenspiel zu landen.

- Für Landwirte würde dies letztendlich bedeuten, dass sie für extern zugekaufte Substrate einen Nachhaltigkeitsnachweis für dieselben einfordern müssten, was die Substrate zusätzlich verteuern würde. Dagegen hätte der Landwirt bei interner Weizenstrohverlagerung die geforderte Wahrung der Humusbilanz der Quellfläche selbst in der Hand. Aber auch ohne dieses Zusatzargument schneidet die interne Weizenstrohverlagerung – neben dem Residuen-Crossover und der Gras-Untersaat – hinsichtlich der lokalen Umweltwirkungen am besten ab.

Fazit

Die gewonnenen Erkenntnisse zeigen, dass mit den neuen Managementoptionen eine Reduktion der aquatischen Eutrophierung auf Stickstoff-Überschuss-Standorten erzielt werden kann, jedoch nicht in jedem Fall:

- Eine Substratzufuhr in Form von Weizenstroh schneidet dann positiv ab, wenn es 1. sich um *intern* verlagertes Weizenstroh handelt und 2. auf sämtlichen von der Verlagerung betroffenen Schlägen des Betriebs langfristig zu keinem Humusverlust kommt. Darüber hinaus darf die Humusbilanz auch bei energetischer Nutzung der Residuen nicht negativ werden.
- Vom Einsatz *extern* gewonnener Substrate wie Sägemehl dagegen muss aus Gesamt-Umweltschutzsicht abgeraten werden. Sägemehl wirkt sich zwar sehr positiv auf die Reduktion der aquatischen Eutrophierung aus, führt jedoch auch zu *zusätzlichen* Treibhausgasemissionen, was aus Klimaschutzsicht nicht akzeptabel ist
- Aus gesamtökologischer Sicht schneiden die beiden Szenarien, die nicht unbedingt im Fokus von INPLAMINT standen (Crossover und Gras-Untersaat), teilweise vorteilhafter ab als die Substratzufuhr-Szenarien und können uneingeschränkt empfohlen werden.

Die Tatsache, dass Umweltbelastungen durch Nährstoffausträge nicht in jedem Fall durch Substratzugabe reduziert werden können, unterstreicht die Bedeutung einer bedarfsgerechten Düngung, die einen wesentlichen Faktor bei der Reduktion von Stickstoff-Austrägen darstellt. Damit verringert sich der Herstellungsaufwand, die Emissionen aus der Düngeranwendung und demzufolge alle betroffenen Umweltwirkungen – auch wenn hiervon nur langfristig, als Folge einer Reduktion der Stickstoff-Nachlieferung, ein Beitrag zum Grundwasserschutz zu erwarten ist.

Ausblick

Die Vertiefungsanalyse in Phase 2 bestätigt im Wesentlichen die Erkenntnisse aus Phase 1. Auch wenn nach Phase 2 weiterhin noch Forschungsbedarf besteht (die angedachte Aufnahme von Grünschnitt-Kompost und Braunkohlestaub / Leonardit als weitere Substrate sowie insbesondere die Erarbeitung eines gemeinsamen Modellansatzes zur vollständigen Beschreibung von Stoffflüssen und Nährstoffdynamik in Agrarökosystemen erfolgten aus unterschiedlichen Gründen leider nicht), so erwarten wir keine fundamental anderen Zusatzerkenntnisse mehr – zumindest nicht für die beiden hier untersuchten Fruchtfolgen (Raps-Weizen-Gerste bzw. Ackerbohne-Weizen-Gerste), für welche die getroffenen Aussagen streng genommen ausschließlich gelten. Diese Einschätzung würde sich evtl. ändern, falls vom Gesamtkonsortium andere Fruchtfolgen mit höheren Stickstoff-Restmengen (z. B. Gemüsebau), Rekultivierungsflächen oder Flächen mit Wirtschaftsdüngerüberschuss betrachtet werden würden. Da aber auch dies in Phase 3 nicht vorgesehen ist, erachten wir es als nicht zielführend, die ökologische Bewertung über das Ende der Phase 2 hinaus fortzuführen.

6 Literaturverzeichnis

AGEB (2016): AG Energiebilanzen e.V.: Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2015. Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW), Berlin. *http://www.ag-energiebilanzen.de/index.php?article_id=29&fileName=ausw_28072016_ovk.xls*.

BMUB, BMEL (2017): Nitratbericht 2016: Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Bonn. *http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaesser/nitratbericht_2016_bf.pdf*.

Bonney, M., Müller-Lindenlauf, M. (2018): Sozioökonomische Auswirkungen der neuen Managementoptionen (Deliverable 5c). In: *INPLAMINT-Berichte*, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme BonaRes, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen (HfWU).

Bonney, M., Müller-Lindenlauf, M., Rettenmaier, N., Gärtner, S., Reinhardt, G. (2018): Integrierte Nachhaltigkeitsbewertung neuer Managementoptionen zur Erhöhung der N-Effizienz (Deliverable 7). In: *INPLAMINT-Berichte*, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme BonaRes, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen (HfWU) & ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU), Nürtingen / Heidelberg, Germany.

Bonney, M., Will, J., Müller-Lindenlauf, M., Reinhardt, G., Rettenmaier, N., Gärtner, S. (2019): Vorläufige Beschreibung der neuen Managementoptionen und erste Screening-Analyse der Auswirkungen auf Wirtschaft, Umwelt und Gesellschaft (Deliverable 2). In: *INPLAMINT-Berichte*, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme BonaRes, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen (HfWU) & ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU), Nürtingen / Heidelberg, Germany.

CEC (1985): Council of the European Communities: Council Directive of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (85/337/EEC). *Official Journal of the European Union*, Vol. L 175.

CML (2004): CML's impact assessment methods and characterisation factors. Institute of Environmental Sciences, Department of Industrial Ecology, Leiden.

Destatis (2018): Bevölkerungsstand. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. *https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesellschaftStaat/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/Tabellen_/lrbev03.html*.

Deutscher Bundestag (2017): Gesetz zur Modernisierung des Rechts der Umweltverträglichkeitsprüfung. *BGBl. I*, No.52, pp. 2808–2838.

DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz.

European Parliament, Council of the European Union (2011): Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (codification). *Official Journal of the European Union*, Vol. L 26/1.

European Parliament, Council of the European Union (2014): Directive 2014/52/EU of the European Parliament and of the Council of 16 April 2014 amending Directive 2011/92/EU on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. *Official Journal of the European Union*, Vol. L 124/2.

Gärtner, S., Rettenmaier, N., Reinhardt, G. (2018): Ökologische Auswirkungen neuer Managementoptionen zur Erhöhung der Nährstoffnutzungseffizienz (Deliverable 5b). In: *INPLAMINT-Berichte*, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme BonaRes, ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg, Germany.

Hoyle, F. C., O'Leary, R. A., Murphy, D. V (2016): Spatially governed climate factors dominate management in determining the quantity and distribution of soil organic carbon in dryland agricultural systems. *Scientific reports*, Vol. 6, No.31468, pp. 1–12.

IFEU (2018): Kontinuierlich aktualisierte interne IFEU Datenbank. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg.

IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

ISO (2006a): ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization.

ISO (2006b): ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. International Organization for Standardization.

Kang, S., Müller-Lindenlauf, M., Reinhardt, G., Rettenmaier, N. (2016): Vorläufige Beschreibung der neuen Managementoptionen und erste Screening-Analyse der Auswirkungen auf Wirtschaft, Umwelt und Gesellschaft (Deliverable 4). In: *INPLAMINT-Berichte*, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme BonaRes, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen (HfWU) & ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU).

Keller, H., Gärtner, S., Müller-Lindenlauf, M., Reinhardt, G., Rettenmaier, N., Schorb, A., Bischoff, S., Hanebeck, G., Kretschmer, W., Müller-Falkenhahn, H. (2014): Environmental assessment of SUPRABIO biorefineries. In: *SUPRABIO project reports*, supported by the EU's Seventh Framework programme under grant agreement number 241640, Institute for Energy and Environmental Research (IFEU) & Institute for Environmental Studies Weibel & Ness GmbH (IUS), Heidelberg, Germany.

Klöpffer, W., Renner, I. (1995): Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. In: *Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen*, Umweltbundesamt, Berlin.

Knappe, F., Böß, A., Fehrenbach, H., Giegrich, J., Vogt, R., Dehoust, G., Schüler, D., Wiegmann, K., Fritsche, U. (2007): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Umweltbundesamt (UBA), Dessau. *http://d-nb.info/99039686X/34/* (last accessed: 08/16/2016).

Kretschmer, W., Bischoff, S., Hanebeck, G., Himmler, H., Müller-Falkenhahn, H., Reinhardt, G. A., Scheurlen, K., Schröter, C., Weibel, U. (2012): Environmental impact assessment of biomass production and use for biorefineries: methodological approach and case studies. In: *Proceedings of the 20th European Biomass Conference and Exhibition*, Milan, Italy.

KTBL (2017): Feldarbeitsrechner. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt. *http://daten.ktbl.de/feldarbeit/home.html* (last accessed: 12/18/2017).

Leeuw, F. D. (2002): A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Bilthoven, The Netherlands.

Mantau, U., Weimar, H., Kloock, T. (2012): Standorte der Holzwirtschaft - Holzrohstoffmonitoring Altholz im Entsorgungsmarkt - Aufkommens- und Vertriebsstruktur 2010. Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft. *http://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn051276.pdf* (last accessed: 12/01/2016).

Müller-Lindenlauf, M., Gärtner, S., Reinhardt, G. (2014): Nährstoffbilanzen und Nährstoffemissionsfaktoren für Ökobilanzen landwirtschaftlicher Produkte [Nutrient balances and emission factors for life cycle assessment of agricultural products]. ifeu - Institute for Energy and Environmental Research, Heidelberg, Germany.

Münch, J. (2008): Nachhaltig nutzbares Getreidestroh in Deutschland. Positionspapier. In: *ifeu Positionspapiere*, ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU), Heidelberg, Germany. *https://www.ifeu.de/landwirtschaft/pdf/IFEU - Positionspapier Stroh.pdf*.

Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., Portmann, R. W. (2009): Nitrous oxide (N2O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science (New York)*, Vol. 326, No.5949, pp. 123–5.

Sommer, R., Bossio, D. (2014): Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. *Journal of environmental management*, Vol. 144, pp. 83–87.

UBA (2017): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Luft) (Stand: Mai 2017). Umweltbundesamt, Dessau.

USDA NRCS (2011): Carbon to Nitrogen Ratios in Cropping Systems. United States Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service (NRCS), Greensboro, NC, United States of America. *https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_021586.pdf* (last accessed: 08/19/2016).

Will, J., Müller-Lindenlauf, M., Bonney, M. (2020): Sozioökonomischen Auswirkungen der neuen Managementoptionen (Deliverable 7). In: *INPLAMINT-Berichte*, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme BonaRes, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen (HfWU), Nürtingen, Germany.

Zeller, V., Thrän, D., Zeymer, M., Bürzle, B., Adler, P., Ponitka, J., Postel, J., Müller-Langer, F., Rönsch, S., Gröngröft, A., Kirsten, C., Weller, N., Schenker, M., Wedwitschka, H., Wagner, B., Deumelandt, P., Reinicke, F., Vetter, A., Wieser, C., Hennenberg, K., Wiegmann, K. (2012): Basisinformationen für eine nachthaltige Nutzung von landwirtschaftlichen Reststoffen zur Bioenergiebereitstellung. DBFZ Report Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig. *https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/DBFZ_Reports/DBFZ_Report_13.pdf* (last accessed: 08/18/2016).

7 Anhang

7.1 Methodisches Vorgehen (Langfasssung)

Es gibt eine Vielzahl von Umweltbewertungsinstrumenten, die in der Regel für unterschiedliche Fragestellungen, unterschiedliche Untersuchungsobjekte (Produkt, Anlage, Plan / Programm) bzw. unterschiedlichen Untersuchungsumfang konzipiert wurden. Diese Bewertungsinstrumente unterscheiden sich auch im Hinblick auf die Berücksichtigung von Umweltauswirkungen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen. Die Produkt-Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) berücksichtigt beispielsweise potenzielle Umweltaspekte und -wirkungen eines Produktsystems. Zur Ermittlung der ökologischen Auswirkungen neuer Managementoptionen werden in INPLAMINT so genannte Übersichtsökobilanzen durchgeführt (Abschnitt 7.1.1), die um eine Analyse lokaler Umweltwirkungen ergänzt werden (Abschnitt 7.1.2). Die in Phase 1 angewandte Methodik [siehe Gärtner et al. 2018] wird auch in Phase 2 zugrunde gelegt.

7.1.1 Übersichtsökobilanzen

Die Basis der Untersuchung bildet eine Übersichtsökobilanz. Die Berechnung derselben orientiert sich an den internationalen Normen für Produkt-Ökobilanzen ISO 14040 & 14044 [ISO 2006a; b]. Dabei werden die Umweltauswirkungen aller Input- und Outputflüsse des untersuchten Produkts entlang seines gesamten Lebensweges („von der Wiege bis zur Bahre“) betrachtet. Es liegt jedoch keine ISO-konforme Ökobilanz vor. Hierzu wäre u. a. ein externer Review erforderlich.

7.1.1.1 Zeitlicher Bezug

Generell umfasst ein Szenario zunächst die Länge einer Fruchtfolge, also 3 Jahre. Um relevante Politikänderungen abbilden zu können, wird 2020 als Startjahr für die Szenarien festgelegt. Allerdings wird zunächst davon ausgegangen, dass der Stand der Technik bezüglich der Landwirtschaft sich bis dahin nicht in für diese Arbeit relevanten Aspekten weiterentwickelt und z. B. die Dieselbedarfe denen heutiger Maschinen entsprechen.

Um Sequestrierungseffekte und die Akkumulation von organischem Kohlenstoff (soil organic carbon, SOC) abbilden zu können, muss allerdings ein sehr viel längerer Zeitraum betrachtet werden. Zum einen sind die Effekte der Substrateinarbeitung in den Boden teilweise erst nach einiger Zeit sichtbar. Es muss über Jahre hinweg kontinuierlich eine gewisse Menge an Substrat zugegeben werden, damit Humus- und SOC-Gehalt ansteigen. Zum anderen wird irgendwann ein neues Gleichgewicht erreicht, an dem der Bodenkohlenstoff nicht weiter angehoben werden kann. Dies hängt von vielen Faktoren ab und ist je nach Boden und Klima unterschiedlich [Hoyle et al. 2016].

Für ihre weltweite Abschätzung des C-Sequestrierungspotenzials nahmen Sommer & Bossio [2014] die in Abbildung 8 dargestellten Sequestrierungsszenarien an. Wie in der Grafik zu sehen ist, steigt die Sequestrierungsrate im Boden zunächst noch an und erreicht ihren Höhepunkt nach ca. 3-7 Jahren. Danach nimmt sie stetig ab und nach ca. 40 Jahren wird ein neues Sequestrierungsgleichgewicht erreicht, so dass kein weiterer organischer Kohlenstoff im Boden gespeichert werden kann [Sommer & Bossio 2014]. An diesem Punkt müssen Substrate lediglich zum Ausgleich des SOC-Abbaus hinzugefügt werden.

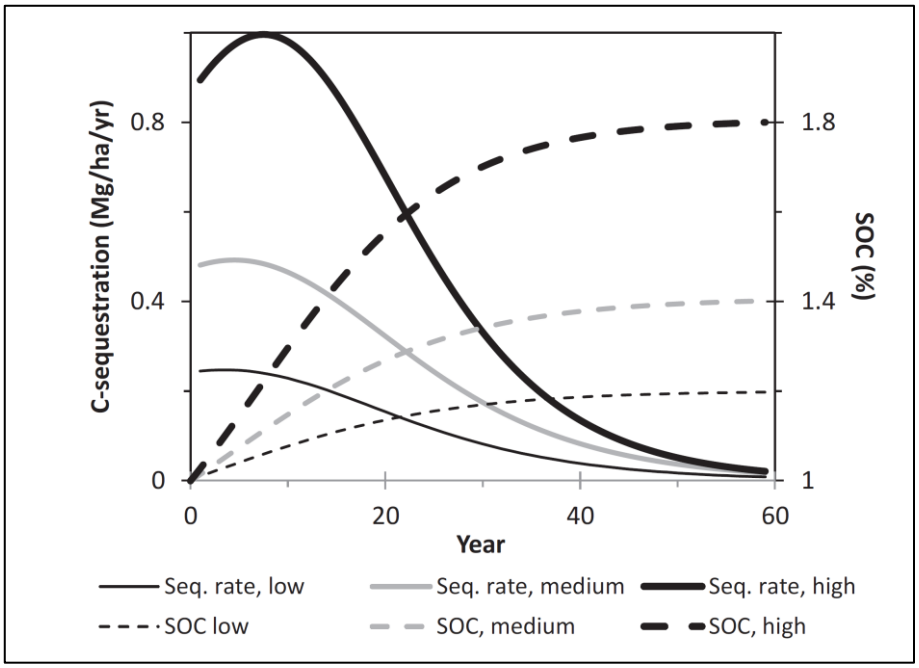


Abbildung 8: In dieser Studie angesetzte Steigerung in % organischem Bodenkohlenstoff (SOC) und entsprechende Sequestrierungsraten (Mg/ha/yr). Verändert nach Sommer & Bossio [2014].

In dieser Untersuchung wird die Substratzugabe in der Humusakkumulationsphase (hohe Ausbringungsmengen, geringer Humusgehalt, hohe Sequestrierungsrate) abgebildet und die Humusbilanz über die ersten 30 Jahre der Fruchtfolge gemittelt. Für die nach 2050 folgende Periode wird angesetzt, dass 2050 das Humusmaximum erreicht wird und danach lediglich der Status quo aufrechterhalten werden muss (geringe Ausbringungsmengen, hoher Humusgehalt, keine zusätzliche Sequestrierung).

Tabelle 5: In dieser Studie angesetzte C-Sequestrierung(positive Werte) [Will et al. 2020]

		Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 4	Standort 5	Standort 6	Standort 7	Standort 8
Raps	1a	-125,3	-40,8	-258,1	-171,1	-27,3	54,0	-128,4	-43,7
	1b	-203,6	-143,8	-333,9	-271,1	-106,8	-50,2	-206,6	-146,7
	1c	-186,7	-124,9	-317,3	-252,4	-89,9	-31,5	-189,7	-127,8
	1d	-203,6	-143,8	-333,9	-271,1	-106,8	-50,2	-206,6	-146,7
	2a	-125,1	-40,3	-258,2	-171,0	-26,8	54,8	-128,1	-43,3
	2b	-203,4	-143,3	-333,9	-271,0	-106,2	-49,3	-206,4	-146,2
	2c	-186,5	-124,4	-317,4	-252,3	-89,3	-30,6	-189,5	-127,3
	2d	-203,4	-143,3	-333,9	-271,0	-106,2	-49,3	-206,4	-146,2
	3	-125,3	-40,7	-258,1	-171,1	-27,3	54,1	-128,3	-43,7
	4a	55,4	176,6	-82,8	41,0	155,1	272,3	52,2	173,6
	4b	-22,9	73,7	-158,5	-59,0	75,7	168,2	-26,0	70,7
	4c	-6,0	92,5	-142,0	-40,4	92,6	186,8	-9,1	89,6
	4d	-22,9	73,7	-158,5	-59,0	75,7	168,2	-26,0	70,7
	5	-116,3	-28,7	-249,4	-159,5	-18,0	66,4	-119,3	-31,7
Ackerbohnen	1a	-150,2	-72,5	-282,4	-202,3	-52,1	22,5	-153,2	-75,4
	1b	-203,6	-143,8	-333,9	-271,1	-106,8	-50,2	-206,6	-146,7
	1c	-179,2	-116,5	-309,9	-244,1	-82,3	-23,2	-182,2	-119,4
	1d	-203,6	-143,8	-333,9	-271,1	-106,8	-50,2	-206,6	-146,7
	2a	-149,9	-72,0	-282,5	-202,2	-51,6	23,3	-153,0	-75,0
	2b	-203,4	-143,3	-333,9	-271,0	-106,2	-49,3	-206,4	-146,2
	2c	-178,9	-116,0	-310,0	-244,0	-81,8	-22,3	-181,9	-118,9
	2d	-203,4	-143,3	-333,9	-271,0	-106,2	-49,3	-206,4	-146,2
	3	-149,9	-72,1	-282,3	-202,1	-51,8	23,0	-153,0	-75,1
	4a	30,5	144,9	-107,1	9,8	130,3	240,8	27,4	141,9
	4b	-22,9	73,7	-158,5	-59,0	75,7	168,2	-26,0	70,7
	4c	1,5	101,0	-134,6	-32,1	100,1	195,2	-1,6	98,0
	4d	-22,9	73,7	-158,5	-59,0	75,7	168,2	-26,0	70,7
	5	-141,1	-60,4	-273,8	-190,7	-42,8	34,9	-144,1	-63,4

7.1.1.2 Räumlicher Bezug

Es werden Fruchtfolgen in Deutschland untersucht.

In der Regel vergleichen Ökobilanzen und gerade auch Übersichtsökobilanzen, die der Annäherung an ein Gesamtthema dienen, komplette Lebenswege verschiedener, vergleichbarer Produkte und ermitteln damit, welche Umweltauswirkungen eine Option „von der Wiege bis zur Bahre“ gegenüber einer anderen hat. Für die Analysen im Projekt INPLAMINT beschränken wir uns darauf, die Unterschiede zu analysieren, welche die verschiedenen Szenarien in den Umweltauswirkungen bis zur Feldgrenze haben. Somit ist die Nutzung der Feldfrüchte nicht in die Ökobilanzierung einbezogen (siehe Abbildung 9).

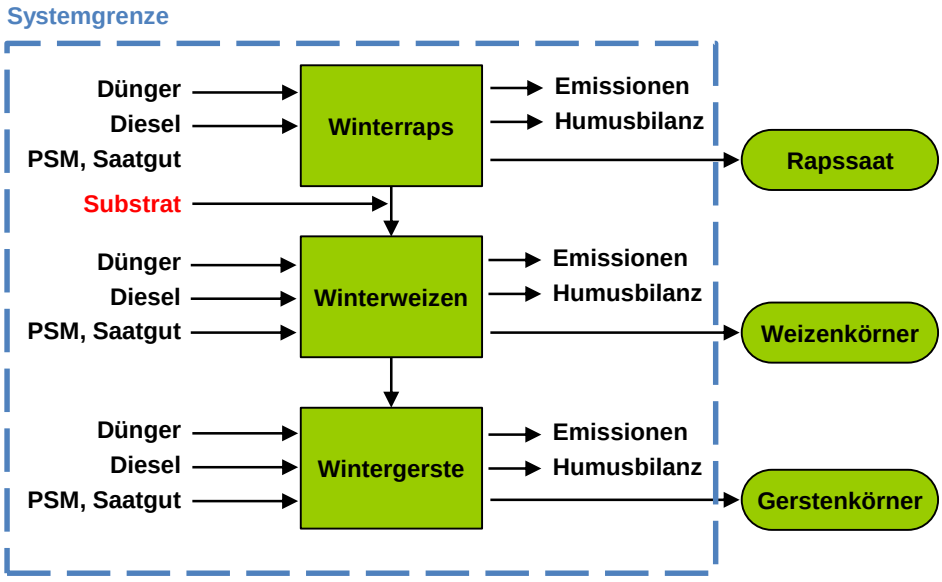


Abbildung 9: Schematische Darstellung des Bilanzierungsrahmens

7.1.1.3 Bezugsgröße

Alle Darstellungen beziehen sich auf die Umweltauswirkungen, welche die Bestellung eines Hektars der jeweiligen Fruchtfolge pro Jahr im Durchschnitt verursacht – bei den entsprechenden Managementoptionen inklusive der Bereitstellung und ggf. Alternativnutzung der Substrate bzw. sonstigen Optionen.

7.1.1.4 Umweltwirkungskategorien

Die folgenden Midpoint-Wirkungskategorien wurden für die Übersichtsökobilanzen als relevant eingestuft:

- Aquatische Eutrophierung (ohne Fachwörter „Nährstoffeintrag (Wasser)“ genannt)
- Treibhauseffekt (Klimawandel, globale Erwärmung)
- Terrestrische Eutrophierung (ohne Fachwörter „Nährstoffeintrag (Luft)“ genannt, aufgrund der luftgebundenen Emissionen, die zur terrestrischen Eutrophierung beitragen)
- Versauerung
- Stratosphärischer Ozonabbau (Ozonschichtzerstörung)
- Aufwand nicht erneuerbarer Energieträger (kurz auch: Energieaufwand)

Die Wirkungskategorie „Ressourcenbedarf Wasser“ wird für die untersuchten Systeme als weniger relevant eingestuft, da nur nicht-bewässerte Systeme betrachtet werden und sich Auswirkungen auf den Wasserhaushalt lediglich an einem veränderten Ertrag festmachen lassen. Auswirkungen auf die Wasserqualität sind hauptsächlich im Zusammenhang mit der Nährstoffauswaschung von Bedeutung, welche bereits über die Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung abgedeckt wird. Die Maßnahmen haben sicher auch eine große Auswirkung auf die Biodiversität des Bodens, aber auch diese Effekte können nur schwer erfasst werden.

Emissionen von anorganischen und organischen Schadstoffen könnten u. U. relevant sein und werden daher diskutiert. Sie können aber im Rahmen dieses Verbundprojekts nicht quantifiziert werden, da die Datenlage dies nicht hergibt.

Die genannten Umweltwirkungskategorien werden in der folgenden Tabelle 6 kurz beschrieben.

Tabelle 6: Untersuchte Umweltwirkungen mit den jeweiligen Äquivalenzfaktoren nach [CML 2004], [IPCC 2013], [Klöpffer & Renner 1995], [Leeuw 2002], [Ravishankara et al. 2009] sowie [IFEU 2018] auf der Basis von [IPCC 2013]

Wirkungs-kategorie	Einheit	Sachbilanzgröße	Formel	Äquivalenz-faktor
Nährstoffeintrag (Wasser)	kg PO_4^{3-}-Äquivalente (Phosphat-Äquivalente)	Nitrat	NO_3^-	0,095
		Stickstoff	N	0,42
		Phosphor	P	3,07
Treibhaus-effekt	kg CO_2-Äquivalente (Kohlenstoffdioxid-Äquivalente)	Kohlendioxid fossil	CO_2	1
		Lachgas (Distickstoffoxid)	N_2O	265
		Methan biogen	CH_4	28
		Methan fossil	CH_4	30
Versauerung	kg SO_2-Äquivalente (Schwefeldioxid-Äquivalente)	Schwefeldioxid	SO_2	1
		Stickstoffoxide	NO_X	0,7
		Ammoniak	NH_3	1,88
		Chlorwasserstoff	HCl	0,88
Nährstoffeintrag (Luft)	kg PO_4^{3-}-Äquivalente (Phosphat-Äquivalente)	Stickstoffoxide	NO_X	0,13
		Ammoniak	NH_3	0,346
Ozonabbau	kg R-11-Äquivalente ($CFCl_3$-Äquivalente)	Trichlorfluormethan	$CFCl_3$	1
		Lachgas (Distickstoffoxid)	N_2O	0,017
		Andere FCKWs, HFKWs, FKWs, …	ver-schiedene	ver-schiedene
Energie-aufwand	MJ kumulierter Primär-energieaufwand aus nicht-erneuerbaren Quellen	Erdöl	—	—
		Erdgas		
		Steinkohle		
		Braunkohle		
		Uranerz		

7.1.1.5 Normierung

Zur besseren Vergleichbarkeit und Darstellbarkeit werden die Ergebnisse in den verschiedenen Umweltwirkungen auf Einwohnerdurchschnittswerte bezogen, also die durchschnittlichen Umweltlasten, die von einem Bundesbürger in einem Jahr verursacht werden. Zur Höhe dieser Umweltwirkungen siehe Tabelle 7.

Tabelle 7: Einwohnerbezogene Höhen der Umweltwirkungen pro Jahr (Einwohner-Durchschnittswerte, EDW), gültig für Deutschland, weitgehend 2015 ([IFEU 2018] nach [UBA 2017], [AGEB 2016] und [Destatis 2018])

Wirkungskategorie	Einwohnerwert
Nährstoffeintrag (Wasser)	3,7 kg PO_4^{3-}-Äquivalente je Person und Jahr
Treibhauseffekt	11 t CO_2-Äquivalente je Person und Jahr
Versauerung	32 kg SO_2-Äquivalente je Person und Jahr
Nährstoffeintrag (Luft)	5,1 kg PO_4^{3-}-Äquivalente je Person und Jahr
Ozonabbau	31 g R-11-Äquivalente je Person und Jahr
Energieaufwand	175 GJ je Person und Jahr

7.1.2 Analyse lokaler Umweltwirkungen

Die in Abschnitt 7.1.1 beschriebene Produkt-Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) berücksichtigt potenzielle Umweltaspekte und -wirkungen eines Produktsystems auf *allgemeiner, standortunabhängiger* Ebene. Bei Umweltwirkungen wie dem Treibhauseffekt (Klimawandel, globale Erwärmung) oder dem stratosphärischen Ozonabbau (Ozonschichtzerstörung), die sich auf globaler Ebene abspielen, ist die Umweltwirkung unabhängig vom Ort der Emission. Ähnliches gilt auch für Umweltwirkungen wie die Versauerung oder den Nährstoffeintrag über die Luft (terrestrische Eutrophierung), da die gasförmigen Emissionen auf überregionaler Ebene wirksam werden und überwiegend standortunabhängig sind.

Andere Umweltwirkungen wiederum, z. B. die Auswirkungen der Landnutzung auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Biodiversität, äußern sich insbesondere auf **lokaler** Ebene. Hier hängen die Umweltwirkungen stark von den *spezifischen, standortabhängigen* Gegebenheiten ab. Diese für die Ökobilanz zu generalisieren, bedeutet eine große Herausforderung. Seit einigen Jahren sind daher methodische Entwicklungen im Gange, die eine Regionalisierung der Ökobilanz anstreben und bislang oft vernachlässigte Umweltwirkungskategorien wie Landnutzung quantifizierbar und operationalisierbar machen wollen. Noch ist dies aber noch nicht „Stand der (Ökobilanz-)Technik“.

Als Ergänzung zu den Übersichtsökobilanzen (siehe Abschnitt 7.1.1) bedienen wir uns daher vorerst an Elementen aus anderen Bewertungsinstrumenten, u. a. aus der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU)[1], die in der Regel im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) durchgeführt wird. Ziel

[1] Auf den Lebensweg eines Produkts angewandt als Lebensweg-Umweltverträglichkeitsuntersuchung, kurz Lebensweg-UVU, bezeichnet (en: Life Cycle Environmental Impact Assessment, LC-EIA) [Keller et al. 2014; Kretschmer et al. 2012].

ist es, vor dem Hintergrund einer *standortunabhängigen*, qualitativen Analyse der von der Bereitstellung von Substraten ausgehenden Wirkfaktoren eine vergleichende Bewertung der verschiedenen Managementoptionen zu erreichen. Die UVP wird im folgenden Abschnitt 7.1.2.1 kurz vorgestellt, bevor anschließend im Abschnitt 7.1.2.2 die in INPLAMINT angewandte Vorgehensweise erläutert wird.

7.1.2.1 Hintergrund: Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ist ein gesetzlich vorgesehenes, systematisches Prüfungsverfahren, mit dem die unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen von Vorhaben bestimmten Ausmaßes auf die Umwelt im Vorfeld der Entscheidung über die Zulässigkeit des Vorhabens festgestellt, beschrieben und bewertet werden. Die Bewertung erfolgt anhand eines Schutzgutansatzes, der die gängigen naturschutzfachlichen Anforderungen und Umweltmedien erfasst und strukturiert sowie um vorrangig anthropogene Aspekte ergänzt. Der Schutzgutansatz ist sehr umfassend und integriert darüber hinaus auch explizit die Ebene der Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Umweltwirkungen.

Die UVP in Deutschland

Die Novelle des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) vom 20. Juli 2017 [Deutscher Bundestag 2017], welche insbesondere zwei EU-Richtlinien in nationales Recht umsetzt, brachte hinsichtlich des Schutzgutansatzes einige Neuerungen. Betrachtet werden gemäß UVPG seither die folgenden Schutzgüter:

- Menschen, insbesondere die menschliche Gesundheit
- Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt (bisher: Fauna und Flora)
- Fläche (neu), Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft
- kulturelles Erbe und sonstige Sachgüter
- die Wechselwirkung zwischen den vorgenannten Schutzgütern

Für die UVP ist in der Regel die Durchführung einer **Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU)** erforderlich, gegebenenfalls ergänzt um eine Flora-Fauna-Habitat (FFH)-Verträglichkeitsuntersuchung, sowie eine Artenschutz-Verträglichkeitsuntersuchung. Die UVU baut in der Regel auf einer Reihe von Fachgutachten auf, die sich mit den Auswirkungen des Vorhabens auf die zuvor genannten Schutzgüter befassen. Die Ergebnisse der UVU werden als Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) bezeichnet und sind zusammen mit den weiteren Projektunterlagen Grundlage für die UVP.

Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ist also eine standardisierte Methode zur Analyse von Vorhaben hinsichtlich ihres Potenzials, die lokale Umwelt zu beeinflussen. Sie basiert auf der Identifizierung, Beschreibung und Schätzung der Umweltauswirkungen des Vorhabens und wird normalerweise in einer frühen Planungsphase angewendet, d. h. vor der Durchführung des Vorhabens. Die UVP dient primär als Entscheidungshilfe für das Projektmanagement und Behörden, die über die Genehmigung entscheiden müssen. Darüber hinaus hilft es den Entscheidungsträgern, umweltfreundlichere Alternativen zu identifizieren und negative Auswirkungen auf die Umwelt zu minimieren, indem Abhilfemaßnahmen und Ausgleichsmaßnahmen ergriffen werden.

Europäischer Rechtsrahmen für die UVP

Innerhalb der Europäischen Union ist eine Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) für Projekte gemäß der Richtlinie 85/337/EWG des Rates vom 27. Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten durchzuführen [CEC 1985]. Diese Richtlinie wurde mehr-

fach grundlegend geändert. Im Interesse der Klarheit und Rationalität wurde die ursprüngliche UVP-Richtlinie durch die Richtlinie 2011/92/EU vom 13. Dezember 2011 [European Parliament & Council of the European Union 2011] kodifiziert (in Form eines Codes oder Systems in geordneter Form zusammengestellt). Letztere wurde 2014 erneut durch die Richtlinie 2014/52/EU vom 16. April 2014 geändert [European Parliament & Council of the European Union 2014].

Die Liste der Schutzgüter wurde mit der Änderung von 2014 erheblich geändert und umfasst derzeit folgende Faktoren:

- Bevölkerung und menschliche Gesundheit
- biologische Vielfalt, unter besonderer Berücksichtigung der gemäß der Richtlinie 92/43/EWG und der Richtlinie 2009/147/EG geschützten Arten und Lebensräume
- Fläche, Boden, Wasser, Luft und Klima
- Sachgüter, kulturelles Erbe und Landschaft
- Wechselbeziehung zwischen den zuvor genannten Faktoren.

7.1.2.2 Vorgehensweise in INPLAMINT

Für die Analyse der lokalen Umweltwirkungen der betrachteten Managementoptionen wurden die folgenden Schritte durchgeführt:

- Schritt 1: Identifikation der wesentlichen mit der Bereitstellung der Substrate einhergehenden Wirkungen auf Natur und Landschaft
- Schritt 2: Vergleichende standortunabhängige Bewertung der Managementoptionen hinsichtlich der wesentlichen Wirkungen auf der Grundlage von Experteneinschätzungen

Referenzsysteme

Die Betrachtung der Substratbereitstellung (Schritt 1) erfolgt jeweils im Vergleich zu einem Referenzsystem. Für Substrate aus land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen wie Stroh und Sägemehl wird ein Vergleich zur Nicht-Nutzung durchgeführt.

Für die vergleichende Bewertung der Managementoptionen (Schritt 2) werden die beiden hier betrachteten Fruchtfolgen dem Referenzsystem Rotationsbrache gegenübergestellt.

Merkmale für die Wirkungsanalyse

Die Wirkungsanalyse erfolgt in der vorliegenden Studie qualitativ und standortunabhängig jeweils im Vergleich zu den Referenzsystemen. Die Einflüsse von Bodeneigenschaften und Wasserhaushalt sind für die Wirkungen der Substratbereitstellung bzw. der Managementoptionen / Maßnahmenszenarien von übergeordneter Bedeutung. Darüber hinaus sind die Einflüsse von Fruchtfolge und Arbeitsschritten / Verfahren für die Wirkungen der Substratbereitstellung bzw. der Managementoptionen / Maßnahmenszenarien entscheidend.

Für die standortunabhängige Wirkungsanalyse bedeutet dies:

- es können ausschließlich **Risiken** einer Beeinträchtigung der Schutzgüter dargestellt werden,
- die tatsächlichen Wirkungen hängen von den Standorteigenschaften, der Fruchtfolge und den Arbeitsschritten / Verfahren ab.

Zu den wesentlichen Wirkungen land- und forstwirtschaftlicher Aktivitäten auf Natur und Landschaft zählen:

- Die **Erosion** von Böden durch Wind und Wasser, abhängig von der Bodenbedeckung und damit von der Fruchtfolge und den spezifischen Eigenschaften der Kulturpflanzen sowie von der Bodenbearbeitung.
- Die **Schadverdichtungen** von Böden, abhängig von den Bodeneigenschaften, der Art der Landmaschinen einschließlich Bereifung und Reifendruck sowie Häufigkeit und Zeitpunkt der Durchfahrten mit negativen Wirkungen auf alle Bodenfunktionen.
- Die **Eutrophierung von Biotopen**, die zu einer Veränderung der biologischen Aktivität im Boden und zu veränderten Eigenschaften des Bodens als Pflanzenstandort führt, abhängig vom Einsatz von Düngemitteln, der Fruchtfolge und der Bodenbearbeitung.
- Die **Belastung mit Pflanzenschutzmittelwirkstoffen** (PSM) mit Auswirkungen auf die Bodenmikroorganismen und die Eigenschaften der Böden als Pflanzenstandort.
- Die **Belastung des Grundwassers** insbesondere durch Nitrat und **Pflanzenschutzmittelwirkstoffe**.
- Die **Belastung von Oberflächengewässern** durch Nährstoffe und **Pflanzenschutzmittelwirkstoffe**.
- **Verlust von Landschaftselementen**, z. B. Feldrainen und Hecken, in der Kulturlandschaft mit Auswirkungen auf die Artenvielfalt und das Landschaftsbild.
- In der Folge ein **Verlust von Lebensräumen und Artenvielfalt** in der Kulturlandschaft.

Ableitung von Konfliktmatrizen für die Substratbereitstellung

Anhand der abgeleiteten Risiken werden aggregierte Konfliktmatrizen erstellt, welche die Auswirkungen der Substratbereitstellung auf die ausgewählten Schutzgüter abbilden.

In den Konfliktmatrizen werden die folgenden Wertstufen jeweils im Vergleich „Substratbereitstellung“ vs. „Referenzsystem“ verwendet:

„positiv“: im Vergleich zum Referenzsystem günstige Auswirkungen der Substratbereitstellung auf Schutzgüter von Natur und Landschaft.

„neutral“: im Vergleich zum Referenzsystem keine Auswirkungen der Substratbereitstellung auf Schutzgüter von Natur und Landschaft.

„negativ“: im Vergleich zum Referenzsystem negative Auswirkungen der Substratbereitstellung auf Schutzgüter von Natur und Landschaft.

Die in den aggregierten Konfliktmatrizen vorgenommenen Bewertungen spiegeln die Einschätzung der Autoren wider.

Hinweis: Das neue Schutzgut „Fläche“ wird indirekt in den Konfliktmatrizen angesprochen (über die Schutzgüter „Boden“ und „Landschaft“), da Durchführungsvorschriften für das neue Schutzgut „Fläche“ fehlen oder in Entwicklung sind. Darüber hinaus gehen wir weiterhin auf die beiden Schutzgüter „Fauna“ und „Flora“ getrennt ein, da wir der Meinung sind, dass „Biodiversität“ allein nicht alle Aspekte abdecken würde, die bisher unter „Fauna“ und „Flora“ behandelt wurden (Listenstatus der Arten). Auf diese Weise können spezifischere Empfehlungen abgeleitet werden.

Vergleich und Ranking der Managementoptionen / Maßnahmenszenarien

Die Bedeutung der wesentlichen Wirkungen und die Unterschiede zwischen den Managementoptionen / Maßnahmenszenarien werden in Form eines Rankings tabellarisch gegenübergestellt.

Der Vergleich der verschiedenen Szenarien erfolgt in Bezug auf die Bewirtschaftungsmaßnahmen und kulturartspezifischen Eigenschaften der einzelnen Fruchtfolgeglieder. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen und kulturartspezifischen Eigenschaften stellen Indikatoren für das Risiko einer Beeinträchtigung auf Ebene der Wirkfaktoren dar.

Das Ranking ist Ergebnis der Einschätzung der Autoren des Berichtes. Es vergleicht die Szenarien hinsichtlich des Risikos von negativen Auswirkungen auf Natur und Landschaft. Die Ergebnisse des Rankings gelten ausschließlich für den Vergleich der Szenarien mit dem Referenzsystem Rotationsbrache und sind ausschließlich in Hinblick auf die dem Ranking zugrunde liegenden Parameter zu interpretieren. Eine Summierung der Rangnummern ist nicht zulässig.

Für das Ranking werden Werte von A bis E vergeben, wobei A für ein relativ geringes und E für ein relativ hohes Risiko steht. Bei gleicher Bewertung der Szenarien werden gleiche Buchstaben zugeordnet.

7.2 Weitere Ergebnisse

Die folgenden Abbildungen ergänzen die Ergebnisse in den Abschnitten 4.1.4 und 4.1.6:

- In Ergänzung zu Abbildung 5 in Abschnitt 4.1.4 stellt Abbildung 10 die Ergebnisse für unterschiedliche N-Immobilisierungsstufen der Substratzugaben dar, und zwar beispielhaft für die Fruchtfolge I „Winterraps – Winterweizen – Wintergerste“ auf Standort 3. Die Szenarien 1c, 2a, 3, 4a und 5 mit jeweils 0, 20, 60 und 100 kg N-Immobilisierung werden dem Basisszenario (1a) bei 0 kg N-Immobilisierung gegenüber gestellt.
- Ebenfalls in Ergänzung zu Abbildung 5 in Abschnitt 4.1.4 zeigt Abbildung 11 die Ergebnisse für unterschiedliche N-Immobilisierungsstufen der Substratzugaben, und zwar beispielhaft für die Fruchtfolge I „Winterraps – Winterweizen – Wintergerste“ auf Standort 6. Die Szenarien 1c, 2a, 3, 4a und 5 mit jeweils 0, 20 und 60 kg N-Immobilisierung werden dem Basisszenario (1a) bei 0 kg N-Immobilisierung gegenüber gestellt.
- Abbildung 12 zeigt – ergänzend zu Abbildung 7 in Abschnitt 4.1.6 – weitere Umweltwirkungen für den Vergleich der beiden Fruchtfolgen.

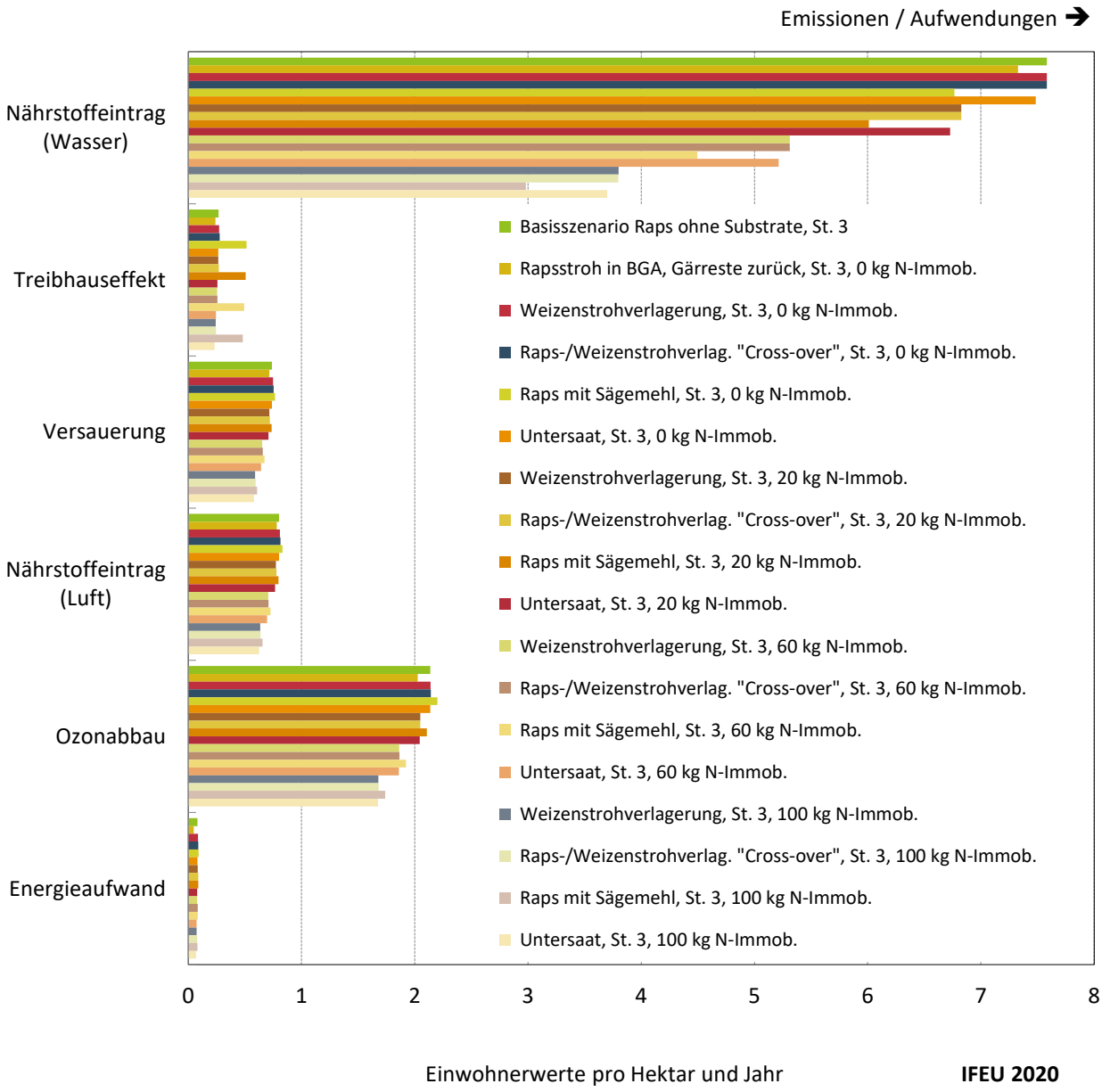


Abbildung 10: Umweltwirkungen der Raps-Fruchtfolge unter beispielhaft gewählten Stufen der N-Immobilisierung (Standort 3). **Lesebeispiel:** fünfter Balken, Nährstoffeintrag (Wasser): Der Anbau einer Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste mit Einarbeiten von Sägemehl nach Rapsanbau und bei 0 kg N-Immobilisierung verursacht auf Standort 3 pro Hektar und Jahr Nitrat- und Phosphatemissionen, deren Menge fast dem Siebenfachen der Durchschnittsemissionen eines Bundesbürgers in einem Jahr entspricht.

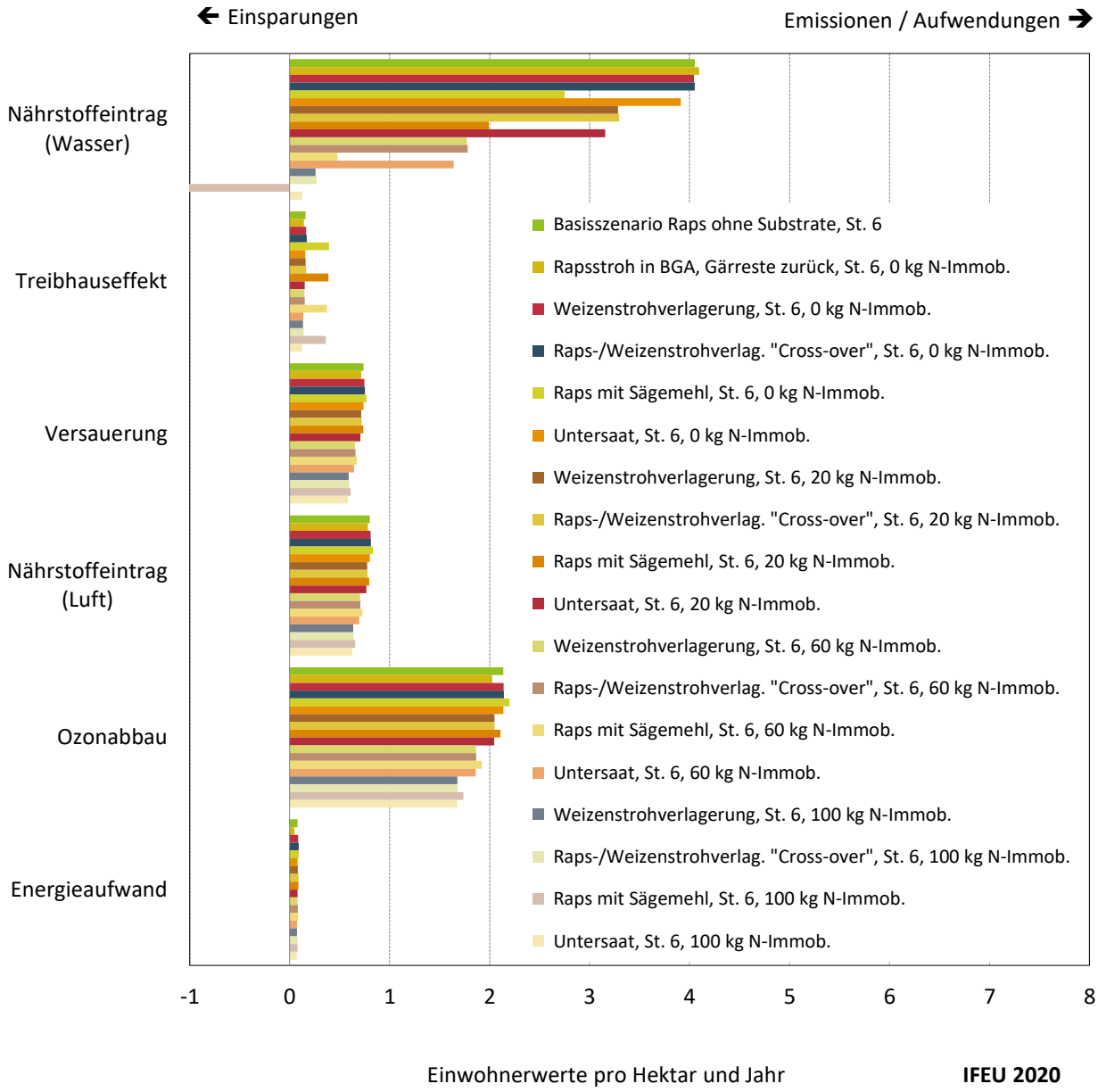


Abbildung 11: Umweltwirkungen der Raps-Fruchtfolge unter beispielhaft gewählten Stufen der N-Immobilisierung (Standort 6). **Lesebeispiel:** fünfter Balken, Nährstoffeintrag (Wasser): Der Anbau einer Fruchtfolge Raps-Weizen-Gerste mit Einarbeiten von Sägemehl nach Rapsanbau und bei 0 kg N-Immobilisierung verursacht auf Standort 6 pro Hektar und Jahr Nitrat- und Phosphatemissionen, deren Menge den Durchschnittsemissionen von fast drei Bundesbürgern in einem Jahr entspricht.

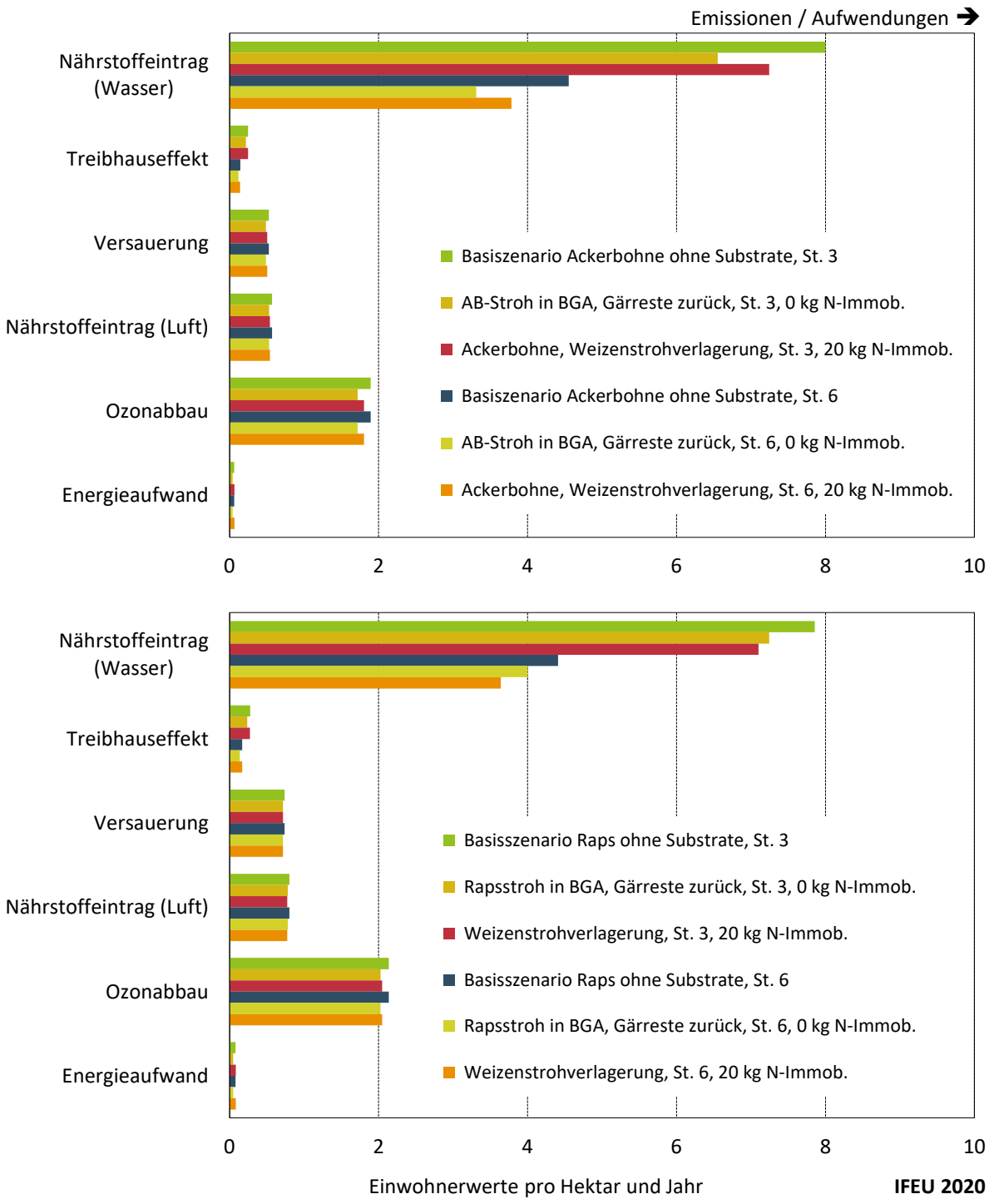


Abbildung 12: Umweltwirkungen der Ackerbohnen- und der Raps-Fruchtfolge bei Einsatz verschiedener Managementoptionen im Vergleich. Da die Bilanzgrenze der Feldrand ist und damit die Verwendung der Produkte nicht bilanziert wird, ist die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der beiden Fruchtfolgen begrenzt. Aus diesem Grund sind sie in zwei verschiedenen Diagrammen dargestellt. **Lesebeispiel:** vierter Balken, Nährstoffeintrag (Wasser): Der Anbau einer Fruchtfolge Ackerbohne-Weizen-Gerste mit Einarbeiten ohne Substratzufuhr und bei 0 kg N-Immobilisierung verursacht pro Hektar und Jahr Nitrat- und Phosphatemissionen, deren Menge gut dem Vierfachen der Durchschnittsemissionen eines Bundesbürgers in einem Jahr entspricht.