HUMBOLDT-UNIVERSITÄT ZU BERLIN

Lebenswissenschaftliche Fakultät

Albrecht Daniel Thaer-Institut für Agrar- und Gartenbauwissenschaften



Stickstoffdüngewirkung veganer organischer Reststoffe

in einem Gefäßversuch mit Deutschem Weidelgras

(Lolium perenne L.)

Nitrogen fertilization effect of vegan organic residues in a pot experiment with perennial ryegrass

(Lolium perenne L.)

Masterarbeit

Im Studiengang Prozess- & Qualitätsmanagement in Landwirtschaft und Gartenbau (M. Sc.)

Fachgebiet Pflanzenernährung und Düngung

vorgelegt von: Anna Charlotte Edith Dorothea Schubert

Betreuer: Theodor Radelhof

Erstprüfer: Prof. Dr. Eckhard George

Zweitprüfer: Prof. Dr. Christof Engels

Inhaltsverzeichnis

Al	bildu	ngsverzeichnis	5
Та	bellen	verzeichnis	6
Al	okürzı	ıngsverzeichnis	9
Zι	ısamm	nenfassung	11
Al	ostract	t	12
1.	Einlei	tung	13
	1.1	Hintergrund	13
	1.2	Organische Reststoffe	18
	1.3	Ziel der Arbeit und Fragestellungen	21
2.	Mater	rial und Methoden	22
	2.1 Ver	rsuchsaufbau	22
	2.1.1	Organische Reststoffe	23
	2.1.2	Boden	26
	2.1.3	3 Versuchspflanzen	27
	2.2 Ver	rsuchsdurchführung	28
	2.2.1	. Versuchsansatz	30
	2.2.2	! Wasserversorgung	30
	2.2.3	B Ernte	31
	2.3 Dat	tenerhebung und -auswertung	32
	2.3.1	Bestimmung des Stickstoffgehaltes der oberirdischen Biomasse	32
	2.3.2	Bestimmung des N-Mineraldüngeräquivalents (N-MDÄ)	32
	2.3.3	S Vergleich der Stickstoffversuche 2020 und 2021	33
	2.3.4	Statistische Auswertung	34
3.	Ergeb	nisse	34
	3.1 Vis	uelle Beurteilung des Pflanzenwachstums zur Ernte	34
	3.2 Un	tersuchte pflanzenbauliche Merkmale der Düngevarianten	38
	3.2.1	Sprosstrockenmasse	39
	3.	2.1.1 Sprosstrockenmasse des Stickstoffversuchs 2020	39
	3.	2.1.2 Sprosstrockenmasse des Stickstoffversuchs 2021	43

	3.2.2 Stickstoffkonzentration	45
	3.2.2.1 Stickstoffkonzentration des Stickstoffversuchs 2020	45
	3.2.2.2 Stickstoffkonzentration des Stickstoffversuchs 2021	48
	3.2.3 Stickstoffakkumulation	50
	3.2.3.1 Stickstoffakkumulation des Stickstoffversuchs 2020	50
	3.2.3.2 Stickstoffakkumulation des Stickstoffversuchs 2021	54
	3.2.4 Düngerinduzierte Stickstoffakkumulation	
	3.2.4.1 Düngerinduzierte Stickstoffakkumulation des Stickstoffversuchs 2020	56
	3.2.4.2 Düngerinduzierte Stickstoffakkumulation des Stickstoffversuchs 2021	61
	3.3 Stickstoffverwertungseffizienz der Düngevarianten	63
	3.3.1 Stickstoffverwertungseffizienz der Düngevarianten des Stickstoffversuchs 2020	63
	3.3.2 Stickstoffverwertungseffizienz der Düngevarianten des Stickstoffversuchs 2021	64
	3.4 Darstellung der Stickstoffdüngewirkung anhand des N-MDÄ	65
	3.4.1 N-MDÄ des Stickstoffversuchs 2020	65
	3.4.2 N-MDÄ des Stickstoffversuchs 2021	67
	3.4.3 Vergleich der N-MDÄ der Stickstoffversuche 2020 und 2021	67
4.	. Diskussion	69
	4.1 Ertrags- und Stickstoffdüngewirkung der veganen organischen Reststoffe im Vergleich	mit
	herkömmlichen tierischen und mineralischen Düngevarianten	
	4.1.1 Ertrags- und Stickstoffdüngewirkung der veganen organischen Reststoffe im Vergleich mit	
	mineralischen Düngevarianten	70
	4.1.2 Ertrags- und Stickstoffdüngewirkung der veganen organischen Reststoffe im Vergleich zu	
	herkömmlichen tierischen Düngevarianten	70
	4.1.2.1 Einordnung der tierischen Reststoffe anhand des MDÄ	72
	4.1.2.2 Einordnung der Gärreste anhand der MDÄ	73
	4.1.2.3 Einordnung der Ernterückstände/Gründünger anhand der MDÄ	74
	4.1.2.4 Einordnung der Grüngutvarianten anhand der MDÄ	75
	4.1.2.5 Einordnung der Biozyklischen Humuserde anhand der MDÄ	76
	4.2 Abschätzung der N-Düngewirkung anhand chemischer Eigenschaften der Reststoffe	79
	4.2.1 NH ₄ ⁺ -Gehalt	79
	4.2.2 C/N-Verhältnis	81
	4.3 Langfristiger Einfluss der organischen Reststoffe auf die N-Effizienz	85
	4.4 Perspektiven der pflanzlichen Reststoffe für den veganen Ökolandbau	87
	4.5 Methodik	90
=	. Schlussfolgerung	01

Literaturverzeichnis	93
Anhang1	00
Anhang 1: Chemische Parameter der verwendeten organischen Reststoffe 1	00ء
Anhang 2: Temperatur- und Feuchtedaten 1	01
Anhang 3: Protokoll des Versuchsansatzes 1	.03
Anhang 4: Evapotranspiration 1	L 04
Anhang 5: Trockenmasse, N-Konzentration, N-Akkumulation und düngerinduzierte N-	
Akkumulation im Spross der biozyklischen Humuserde-Variante als Bodensubstrat (HEB) des	
Stickstoffversuchs 2021	11
Anhang 6: Trockenmasse, P-Konzentration, P-Akkumulation und düngerinduzierte P-	
Akkumulation im Spross des Phosphorversuchs 2021 1	.12
Anhang 7: Visuelle Beurteilung des Pflanzenwachstums der biozyklischen Humuserde-Variante	е
als Bodensubstrat (HEB) des Stickstoffversuchs 2021 1	14
Eigenständigkeitserklärung1	17

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Der erste Aufwuchs des N-Versuchs 2020.	28
Abbildung 2: Graphische Darstellung der Anordnung der Blockanlagen	29
Abbildung 3: N0_1 (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat	36
Abbildung 4: N100_1 (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat	36
Abbildung 5: Schweinegülle (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat	36
Abbildung 6: Leguminosengründünger (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat	36
Abbildung 7: Grüngut (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat	37
Abbildung 8: Grüngut-Kompost (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat	37
Abbildung 9: Gärrest unsepariert (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat	37
Abbildung 10: N0_3 (Block 3) Tag 34 und 179 nach Aussaat	37
Abbildung 11: N100_3 (Block 3) Tag 34 und 179 nach Aussaat	38
Abbildung 12: HED (Block 3) Tag 34 und 179 nach Aussaat	38
Abbildung 13: Darstellung der gemittelten kurzfristigen und langfristigen N-MDÄ des N	1-
Versuchs 2020	67
Abbildung 14: Darstellung der gemittelten N-MDÄ beider N-Versuche	68
Abbildung 15: Darstellung der Korrelation zwischen dem prozentualen Anteil von	
NH ₄ ⁺ -N-Gehalt am N _t der Reststoffe und der summierten N-MDÄ.	81
Abbildung 16: Darstellung der Korrelation zwischen dem prozentualen Anteil von dem	
C/N-Verhältnis der Reststoffe und der summierten N-MDÄ	84
Abbildung 17: Nullkontrolle (N0_3), mineralische Kontrolle (N100_3), biozyklische	
Humuserde als Düngerzugabe (HED) und biozyklische Humuserde als Bodensubstrat (HI	EB).
	. 114
Abbildung 18: Nullkontrolle (N0_3), mineralische Kontrolle (N100_3), biozyklische	
Humuserde als Düngerzugabe (HED) und biozyklische Humuserde als Bodensubstrat (HI	EB).
	. 115
Abbildung 19: Tag 77 nach Versuchsansatz (Block 2, dritter Aufwuchs). Biozyklische	
Humuserde als Rodensubstrat (HFR) rechts	116

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Chemische Eigenschaften der verwendeten organischen Reststoffe des N-Versuch
202024
Tabelle 2: Chemische Eigenschaften der biozyklischen Humuserde des N-Versuchs 2021. 2:
Tabelle 3: Chemische und physikalische Eigenschaften des Standardbodens 2.2 der LUFA
Speyer2
Tabelle 4: Erntetermine des N-Versuchs 2020. 3
Tabelle 5: Erntetermine des N-Versuchs 2021. 32
Tabelle 6: Vergleich der Wachstumstage nach Aussaat und der Temperatursummen (in °C)
bezogen auf die Wachstumstage des N-Versuchs 2020 (4. Schnitt) und des N-Versuchs 2021
(3. Schnitt)
Tabelle 7: Mittlere Sprosstrockenmasseerträge der fünf Schnitte des N-Versuchs 2020 sowie
die summierte Spross-TM dieser Schnitte
Tabelle 8: Mittlere Sprosstrockenmasseerträge der fünf Schnitte des N-Versuchs 2021 sowie
die summierte Spross-TM dieser Schnitte
Tabelle 9: Mittlere N-Konzentration im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2020 sowie
die mittlere N-Konzentration über alle Schnitte
Tabelle 10: Mittlere N-Konzentration im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2021 und
die mittlere N-Konzentration über alle Schnitte
Tabelle 11: Mittlere N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2020 und
die summierte N-Akkumulation dieser Schnitte
Tabelle 12: Mittlere N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2021 und
die summierte N-Akkumulation dieser Schnitte
Tabelle 13: Mittlere düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte des N-
Versuchs 2020 und die summierte düngerinduzierte N-Akkumulation dieser Schnitte 60
Tabelle 14: Mittlere düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte des N-
Versuchs 2021 sowie die summierte düngerinduzierte N-Akkumulation dieser Schnitte 62
Tabelle 15: Mittlere summierte düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der fünf
Schnitte, die applizierte N-Düngemenge in Form von organischen Reststoffen und KAS sowi
die sich daraus ergebende scheinbare N-Verwertungseffizienz (NUE)64
Tabelle 16: Mittlere summierte düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der fünf
Schnitte, die applizierte N-Düngemenge in Form von organischen Reststoffen und KAS und
die sich daraus ergebende scheinbare N-Verwertungseffizienz (NUE)

Tabelle 17: MDÄ [%] der Düngevarianten auf Basis der summierten TM und de	r summierten
düngerinduzierten N-Akkumulation.	72
Tabelle 18: Chemische Parameter der verwendeten organischen Reststoffe der b	eiden
Gefäßversuche.	100
Tabelle 19: Temperatur- und Feuchtedaten des ersten Versuchs.	101
Tabelle 20: Temperatur- und Feuchtedaten des zweiten Versuchs.	102
Tabelle 21: Protokoll des Versuchsansatzes mit den Reststoff-, Wasser- und Dür	
Tabelle 22: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der ersten Wachstumspha ersten Ernte in g.	se bis zur
Tabelle 23: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der zweiten Wachstumspl zweiten Ernte in g.	
Tabelle 24: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der dritten Wachstumspha dritten Ernte in g.	
Tabelle 25: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der vierten Wachstumsph vierten Ernte in g	ase bis zur
Tabelle 26: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der fünften Wachstumsph	
fünften Ernte in g.	107
Tabelle 27: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der ersten Wachstumspl ersten Ernte in g.	
Tabelle 28: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der zweiten Wachstums zweiten Ernte in g.	
Tabelle 29: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der dritten Wachstumsp dritten Ernte in g.	hase bis zur
Tabelle 30: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der vierten Wachstumsp vierten Ernte in g	
Tabelle 31: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der fünften Wachstumspfünften Ernte in g.	
Tabelle 32: Mittlere Sprosstrockenmasseerträge und N-Konzentrationen im Spro	
Düngevariante Humuserde als Bodensubstrat des N-Versuchs 2021	
Tabelle 33: Mittlere N-Akkumulation der Variante Humuserde als Bodensubstra	
Versuchs 2021.	
Tabelle 34: Mittlere Sprosstrockenmasseerträge und P-Gehalte im Spross des Phosphorversuchs 2021	113
1	

Tabelle 35: Mittlere P-Akkumulation und düngerinduzierte P-Akkumulation im Spross des	
Phosphorversuchs 2021 11	13

Abkürzungsverzeichnis

C Kohlenstoff

Ca Calcium

CaCl₂ Calciumchlorid

Canorg Anorganischer Kohlenstoff

C_{org} Organischer Kohlenstoff

CO₂ Kohlendioxid

C_t Gesamtkohlenstoff

DüV Düngeverordnung

FM Frischmasse

g Gramm

GPS Ganzpflanzensilage

GVOs Gentechnisch veränderte Organismen

ha Hektar

HEB Humuserde als Bodensubstrat

HED Humuserde als Düngerzugabe

H₂O Wasser

H₂SO₄ Schwefelsäure

I.d.TM In der Trockenmasse

K Kalium

KAK Kationenaustauscherkapazität

KAS Kalkammonsalpeter

kg Kilogramm

KH₂PO₄ Kaliumhydrogenphosphat

 K_2O Kaliumoxid K_2SO_4 Kaliumsulfat

KrWG Kreislaufwirtschaftsgesetz

KSG Klimaschutzgesetz

MDÄ Mineraldüngeräquivalent

Mg Milligramm
Mg Magnesium

MgSO₄ Magnesiumsulfat

ml Milliliter mmol Millimol MW Mittelwert
N Stickstoff

N₂ Molekularer Stickstoff

NaWaRo nachwachsende Rohstoffe

 NH_3 Ammoniak NH_4^+ -N Ammonium

NH₄NO₃ Ammoniumnitrat

N_{min} Mineralischer Stickstoff

 NO_3 - Nitrat N_2O Lachgas

N_{org} Organischer Stickstoff

N_t Gesamtstickstoff

NUE N-NutzungseffizienzOM Organische Masse

P Phosphor

 P_2O_5 Phosphorpentoxid R^2 Bestimmtheitsmaß

S Sulfat

Temp.TemperaturTHGTreibhausgasTMTrockenmasseTSTrockensubstanz

TSP Triplesuperphosphat

WHKmax. Maximale Wasserhaltekapazität

Zusammenfassung

Der viehlose Ökolandbau nimmt immer mehr an Bedeutung zu, auch entsteht eine immer größere Nachfrage nach veganer und umweltschonender Anbauweise. Allerdings existieren bisher wenige wissenschaftliche Studien zum veganen Ökolandbau. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag leisten zur Charakterisierung der N-Düngewirkung von veganen organischen Reststoffen zur Förderung des veganen Ökolandbaus. Dafür wurde in zwei Gefäßversuchen mit Deutschem Weidelgras anhand von fünf Aufwüchsen und fünf Wiederholungen auf Basis einer Düngegabe von 269,7 mg N Gefäß-1 die N-Düngewirkung von zwölf organischen Reststoffen untersucht. Als Kontrollen wurden mineralische und tierische Düngevarianten gewählt, um die veganen Reststoffe mit herkömmlichen Düngevarianten zu vergleichen. Im ersten Gefäßversuch wurden als tierische Kontrollen Rindermist, Rindergülle und Schweinegülle verwendet. Die veganen Reststoffe wurden aus unterschiedlichen Gruppen ausgewählt: Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall als Gründünger bzw. Ernterückstand, Grüngut als biogenes Recyclingdüngemittel und deren Verarbeitungsstufen Kompost und Biokohle und drei Gärrestvarianten mit den Konsistenzstufen unsepariert und flüssig und fest separiert als pflanzliches Wirtschaftsdüngemittel. Im zweiten Gefäßversuch wurde biozyklische Humuserde untersucht und nur mit einer mineralischen Kontrolle verglichen. Die Versuche dauerten 168 bzw. 230 Tage, in denen anhand der Sprosstrockenmasse, N-Konzentration und N-Akkumulation im Spross der fünf Aufwüchse die kurz- und langfristige N-Düngewirkung bestimmt wurde. Für eine praxistaugliche Beurteilung wurden das N-MDÄ und die N-Nutzungseffizienz herangezogen. Weiterhin wurden zur Abschätzung der Vorhersagbarkeit der N-Düngewirkung chemische Parameter untersucht. Es zeigten sich sehr heterogene N-Düngewirkungen. Die Mineraldünger schnitten deutlich am besten ab, während die tierischen Reststoffe insgesamt keine besseren Effekte erzielten als die veganen Reststoffe. Offenbar scheinen die chemischen Eigenschaften der Reststoffe einen starken Einfluss auf die N-Düngewirkung zu haben. Dabei zeigten in dieser Untersuchung vor allem organische Reststoffe mit hohem NH₄⁺-Gehalt und engem C/N-Verhältnis eine gute direkte N-Ausnutzung, wie bspw. die Gärreste, die durchaus vergleichbar mit den Güllevarianten waren. Allerdings reichen diese beiden Parameter zur Vorhersage der N-Düngewirkung nicht aus, die C- und N-Abbaubarkeit muss auch einbezogen werden. Für den veganen Ökolandbau könnten die hier verwendeten veganen Reststoffe eine gute Perspektive bieten, jedoch müssen noch weitere Untersuchungen durchgeführt werden.

Abstract

Livestock-less organic farming is becoming more and more important, and there is also an increasing demand for vegan and environmentally friendly farming methods. However, few scientific studies on vegan organic farming exist so far. The present work aims to contribute to the characterization of the N fertilization effect of vegan organic residues to promote vegan organic agriculture. For this purpose, the N fertilization effect of twelve organic residues was investigated in two container experiments with perennial ryegrass using five growths and five replicates based on a fertilizer application of 269,7 mg N pot⁻¹. Mineral and animal fertilizer options were chosen as controls to compare the vegan residues with conventional fertilizer options. In the first vessel experiment, cattle manure, cattle slurry, and pig slurry were used as animal controls. The vegan residues were selected from different groups: Legume green manure and vegetable cleaning waste as green manure and crop residue, respectively, green manure as biogenic recycled fertilizer and their processing stages compost and biochar, and three digestate variants with the consistency stages unseparated, separated and separated solid as plant-based economic fertilizer. In the second vessel trial, biocyclic humus soil was investigated and compared with a mineral control only. The trials lasted 168 and 230 days, respectively, during which the short- and long-term N fertilization effects were determined based on shoot dry matter, N concentration, and N accumulation in the shoots of the five growths. N-MDÄ and N-use efficiency were used for a practical assessment. Furthermore, chemical parameters were investigated to estimate the predictability of N fertilization effect. Very heterogeneous N fertilizer effects were found. The mineral fertilizers clearly performed best, while the animal residues did not achieve better effects overall than the vegan residues. Apparently, the chemical properties of the residues seem to have a strong influence on the N fertilization effect. In this study, organic residues with a high NH₄⁺-content and a narrow C/N-ratio in particular showed good direct N utilization, such as the digestate, which was quite comparable to the slurry variants. However, these two parameters are not sufficient to predict the N fertilization effect; the C and N degradability must also be included. For vegan organic farming, the vegan residues used here could offer a good perspective, but more research needs to be done.

1. Einleitung

1.1 Hintergrund

Stickstoff (N) ist einer der wichtigsten Hauptnährstoffe von Pflanzen, wodurch ihm in der Landwirtschaft eine hohe Bedeutung zukommt. Pflanzen benötigen N als Bausteine von Proteinen, Enzymen, Nukleinsäuren und Chlorophyll und nehmen ihn in Form von reaktiven Verbindungen (Ammonium oder Nitrat) aus dem Boden auf. Bis zur Entwicklung des Haber-Bosch-Verfahrens Anfang des 20. Jahrhunderts war N der am meisten wachstumslimitierende Faktor in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. Mit diesem Verfahren war es möglich, unter hohem Energieverbrauch aus molekularem N2 Ammonium herzustellen, wodurch die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion stetig wuchs. Ebenso wie durch die Herstellung von Mineraldünger stieg auch der N-Input in der Landwirtschaft durch Steigerung der Tierhaltung, sodass der Anteil an Wirtschaftsdüngern wie Gülle und Mist erheblich zugenommen hat. Durch diesen erhöhten Einsatz reaktiver N-Verbindungen können Umwelt- und Klimaschäden zunehmen (UBA, 2019a).

Die Landwirtschaft befindet sich in einer Krise bedingt durch Klima- und Umweltschäden auf der einen Seite und immer weiter sinkende Bodenfruchtbarkeit auf der anderen Seite.

Durch den hohen Einsatz von mineralischen N-Düngern kann es auf unterschiedlichen Ebenen negative Auswirkungen auf Umwelt und Klima geben, wie beispielsweise durch die Entstehung von Treibhausgasen (THG) wie Kohlenstoffdioxid (CO₂) beim Harber-Bosch-Verfahren oder durch die Bildung von Lachgas (N₂O) im Boden (Cameron et al., 2013). Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen durch Nitratverlagerung ins Grundwasser und in Oberflächengewässer können ebenso durch den gesteigerten Einsatz von mineralischen N-Düngern fortschreiten (ebd.).

Auch Tierhaltung führt zu einem Anstieg der Treibhausgase. Der durch Tierproduktion verursachte Anteil landwirtschaftlicher Treibhausgasemissionen beträgt in Deutschland mehr als 60 % (UBA, 2021). Diese Treibhausgase entstehen bei Anbau und Transport von Futtermitteln, durch die Tiere selbst, wie beispielsweise durch die Bildung von Methan im Wiederkäuermagen, sowie durch Lachgasemissionen von Gülle und Mist. Die tierischen Exkremente verursachen über die Treibhausgase hinaus hohe Ammoniak-Emissionen, die in empfindliche Ökosysteme eingetragen werden und dadurch stark zu Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen beitragen (UBA, 2019b). Nitratverlagerung in die Hydrosphäre ist durch den gesteigerten

Einsatz tierischer Düngemittel ein weiterer Faktor, der die Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen voranschreiten lässt (Steffen et al., 2015).

Weiterhin sinkt durch die großflächige konventionelle Anbauweise in der Landwirtschaft die Biodiversität erheblich. Dies ist unter anderem zurückzuführen auf den Einsatz von Pestiziden, Monokulturen, fehlende Brachen und den Einsatz von mineralischen Düngemitteln (Bundesamt für Naturschutz, 2017). Ebenso schreitet in immer mehr Regionen eine Bodendegradation voran aufgrund des intensiven Ackerbaus mit Monokulturen, unangemessenen Fruchtfolgen und intensiver Bodenbearbeitung (Hussain et al., 2021). Bereits heute zeigen sich auf 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Degradationserscheinungen (Bai ZG, 2008), wodurch weltweit 1,5 Millionen Menschen direkt von der Bodendegradation betroffen sind (ebd.).

Um diese Schäden zu reduzieren, gibt es auf politischer Ebene verschiedene Bestrebungen, um Treibhausgase und N-Einträge in die Umwelt zu reduzieren. Durch die neue NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 verpflichtet sich Deutschland, die nationalen Emissionen von Ammoniak (NH₃) ab 2030 um 29 % gegenüber 2005 zu reduzieren. Im Pariser Abkommen wurde 2015 als Ziel beschlossen, die Erderwärmung auf deutlich unter 2° Celsius und möglichst unter 1,5° Celsius zu beschränken (BMUV, 2021). Dies erfordert eine rasche Reduzierung von Treibhausgasemissionen. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen auch im globalen Ernährungssystem weitreichende Veränderungen stattfinden (Clark et al., 2020). Die Bundesregierung beschloss 2019 das Klimaschutzgesetz (KSG), wonach die THG-Emissionen bis zum Jahre 2030 um mindestens 65 % im Vergleich zum Jahr 1990 reduziert werden müssen, um die Verpflichtung der Klimakonventionen auf nationaler Ebene einzuhalten. 2012 wurde auf nationaler Ebene das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung verabschiedet. Weiterhin wurde vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) das Förderprogramm "Nachwachsende Rohstoffe" eingerichtet mit dem Ziel, die Biodiversität und umweltschonende Ressourcennutzung zu fördern, sowie THG zu reduzieren.

Der Ökolandbau setzt auf Kreislaufwirtschaft im möglichst geschlossenen Betrieb. Mineralische Düngemittel sind nicht zugelassen, sondern der Einsatz von organischen Düngemitteln wird gefördert. Als weitere Kernelemente des Ökolandbaus gelten der Verzicht von Pestiziden und gentechnisch veränderten Organismen (GVOs). Mit der organischen Düngung sollen langfristig das Bodenleben und die Bodenfruchtbarkeit gefördert werden, wodurch sich auch negative Wirkungen auf die Umwelt eingrenzen lassen (UBA, 2018; BMU und BMEL, 2020).

Durch das Verbot des Einsatzes schnell wirksamer synthetischer N-Mineraldünger, welche zu einer hohen Auswaschung von NO₃⁻ in die Hydrosphäre führen können, können die Nitratgrenzwerte in ökologischen Betrieben oft unterschritten werden (ebd.). Der Ökolandbau könnte also somit zur Minderung der Nitratbelastung von Ökosystemen beitragen. Das Johann Heinrich von Thünen Institut in Braunschweig führte einen umfangreichen Vergleich von konventionellen und ökologischen Anbauweisen anhand von 528 Studien durch, der zeigte, dass der Ökolandbau in 60 % der untersuchten Fälle zu besonderen Leistungen für Klima und Umwelt führt (Thünen Institut, 2019).

Die organische Düngung beeinflusst im Gegensatz zur mineralischen Düngung nicht nur die Nährstoffversorgung der Pflanze, sondern kann auch die Bodenstruktur verbessern und das Bodenleben fördern, wodurch ebenso starke Ertragseffekte erzielt werden können (Al-Najar et al., 2000). Neben tierischen Wirtschaftsdüngern können im Ökolandbau auch andere organische Düngemittel pflanzlichen Ursprungs eingesetzt werden, wie beispielsweise Gründünger, pflanzliche Komposte oder Gärreste. Im Ökolandbau wird durch die Tierhaltung eine möglichst betriebsinterne Produktion von Wirtschaftsdünger angestrebt, um die Stoffkreisläufe möglichst klein zu halten. Jedoch wächst die Zahl der viehlosen Ökolandbaubetriebe stetig. Schmidt (2004) definiert ihn als landwirtschaftlichen Betrieb ohne nennenswerte Viehhaltung mit weniger als 0,2 Großvieheinheiten pro Hektar. Laut Schmidt (2004) betrug der Anteil von viehlosen Ökoackerbetrieben 2003 in Deutschland ca. 20 %, 2017 schon ca. 30 %, er hat also in Deutschland zunehmend an Bedeutung gewonnen (Schulz et al., 2017). Aus diesem Grund und auch weil das Interesse an nachhaltiger Ernährung und Veganismus wächst (Janssen et al., 2016), steigt die Bedeutung der pflanzlichen Reststoffe, welche eine nachhaltige Form der N-Düngung darstellen (Chen et al., 2014). So entwickelte sich auch der vegane Ökolandbau, in dem weder Tiere noch deren Ausscheidungen als Düngemittel genutzt werden. Eine Form des veganen Ökolandbaus ist der biozyklisch-vegane Anbau. Im Jahre 2017 wurden biozyklischvegane Richtlinien eingeführt und von der internationalen Vereinigung der ökologischen Landbaubewegungen (IFOAM) als veganer Ökostandard anerkannt (Förderkreis Biozyklisch-Veganer Anbau e. V. o.J.). In der Sammlung "Nischeninnovationen in Europa zur Transformation des Ernährungssystems", herausgegeben durch das deutsche Umweltbundesamt, wird der biozyklisch-vegane Anbau als eine Möglichkeit mit hohem Nachhaltigkeitspotential vorgestellt (Engelhardt et al., 2020) und in dem Hauptgutachten des Wissenschaftlichen Beirates der Bundesregierung für Globale Umweltveränderungen wird der vegane Ökolandbau als eine "klimasensible" Alternative benannt (Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen, 2020). Eine Möglichkeit, um den Umwelt- und Klimaschäden in der landwirtschaftlichen Produktion entgegenzuwirken und sich an die Folgeschäden anzupassen, könnte also eine ökologische und auch vegane Produktionsweise sein. Allerdings existieren bisher wenige wissenschaftliche Studien zum veganen Ökolandbau. Da das Düngemanagement einen wesentlichen Kern des veganen Ökolandbaus darstellt, soll diese Masterarbeit dazu beitragen, die N-Düngung veganer pflanzlicher Dünger besser zu klassifizieren.

In der landwirtschaftlichen Praxis regelt die Düngeverordnung (DüV, 2017) die Stickstoffregulation. Die Obergrenze für die jährliche N-Ausbringung organischer Düngemittel auf landwirtschaftlichen Nutzflächen liegt bei 170 kg N ha⁻¹ (§ 6 Absatz 4 Satz 1 DüV). In Anlage 1 der DüV findet sich eine Tabelle zur mittleren N-Ausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere, jedoch fehlen hier Angaben zur Abschätzung der N-Gehalte anderer organischer Reststoffe. Hinsichtlich der N-Mindestwirksamkeit finden sich in Anlage 3 Werte für Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft, Klärschlamm, Pilzsubstrat, Grünschnittkompost, sonstige Komposte und für Biogasgärreste, die in flüssig und fest unterteilt sind. Einige organische Reststoffe, wie beispielsweise Biokohlen oder Gründünger, sind nicht aufgeführt. Weiterhin wird bei den Gärresten nur in fest und flüssig unterschieden, jedoch nicht in unterschiedliche Ausgangssubstrate. N-Verbindungen unterliegen im Boden zahlreichen Umwandlungsprozessen, wie Ammonifikation, Nitrifikation, Assimilation, Denitrifikation, Verflüchtigung und Auswaschung. Somit kann N auf dem Acker in Form von Ammoniak, Lachgas oder molekularem N in die Atmosphäre entweichen, in Form von Nitrat oder löslichem Aminoverbindungen ins Grundwasser ausgewaschen werden, in den Bodenvorrat eingehen oder von der Pflanze aufgenommen werden. Auf welchen Wegen sich der N im Boden verteilt, wird zum einen durch die Ausbringungstechnik des Düngers, die Bodeneigenschaften und die Witterung bestimmt und zum anderen aber auch durch die chemischen (Gutser et al. 2005; Cavalli et al. 2016) und physikalischen (Franklin et al. 2015) Eigenschaften des Düngers reguliert. Daher ist eine präzise Analyse jedes einzelnen organischen Reststoffes hinsichtlich seiner Düngewirkung erforderlich. Häufig wird die durch die Düngung bewirkte N-Aufnahme von organischen Düngern mit der der mineralischen verglichen, um die N-Düngewirkung der organischen Reststoffe zu quantifizieren. Es werden N-Äquivalente für organische Dünger abgeleitet. Im Unterschied zu mineralischen Düngern liegt bei organischen Düngern ein Teil des N in organischer Form vor (z.B. Proteine oder Harnstoff). Dieser organische Anteil muss erst mineralisiert werden, bevor er von der Pflanze aufgenommen werden kann, wodurch die N-Äquivalente nach einem längeren Betrachtungszeitraum höher ausfallen (Gutser et al., 2005). Aber auch in organischen Reststoffen kann N zwischen 0 bis über 90 % in mineralischer Form vorliegen, im Wesentlichen in Form von Ammonium-N (Gutser et al., 2005). Aufgrund der hohen Reaktivität, der geringen Sorptionsneigung (NO₃-) und der hohen Flüchtigkeit (NH₃) kann es zu erheblichen N-Verlusten kommen. Die organischen N-Verbindungen werden im Boden durch Mikroorganismen in mineralische N-Verbindungen umgewandelt und diese Mineralisierung bzw. Ammonifikation wird wiederum durch Temperatur, Bodentextur, Bodenfeuchtigkeit, Sauerstoffgehalt, Nitratgehalt des Bodens, pH-Wert der Bodenlösung, Bodenbearbeitung und die Zusammensetzung des organischen Düngers beeinflusst (Marschner, 2012).

Da N in organischen Düngern zu einem Großteil in organischer Form vorliegt, kann es zu einer N-Immobilisierung kommen, wodurch die Pflanze überwiegend den N aus dem Boden-N-Pool aufnimmt, der über Jahre durch die organischen Dünger angereichert wurde (Gutser et al., 2005). Mikroorganismen benötigen N zum Aufbau ihres Körpereiweißes. Sind die Gehalte an leicht verfügbarem N im organischen Dünger geringer als von den Mikroorganismen benötigt, wird N vorübergehend immobilisiert, wie bspw. bei einer Strohdüngung oder häufig auch bei einer Düngung mit Grüngutkomposten (ebd.). Je weiter das C/N-Verhältnis ist, desto größer ist die N-Immobilisierung und desto langsamer und geringer die anschließende N-Remobilisierung (ebd.). Allerdings erlaubt das C/N-Verhältnis keine Aussage über die Verfügbarkeit und Abbaubarkeit des zugeführten C und N. Eine höhere C-Abbaurate kann einen höheren N-Bedarf bedeuten und so die starke N-immobilisierende Wirkung von organischen Säuren oder Zucker erklären. Ebenso ist N aus stark Chitin-haltigen Substraten nur langsam abbaubar (Boxberger et al., 2020). Ein weiterer Faktor sind C-Bestandteile wie Polyphenole, Hemicellulose, Cellulose und Lignin. Weiterhin ist ein Indikator zur Abschätzung der N-Verfügbarkeit der NH₄⁺-N-Gehalt des org. Düngers. Flüssigmiste haben hohe Gehalte an NH₄⁺-N und idR. auch eine hohe direkte Düngewirkung (ebd.). Hier muss allerdings berücksichtigt werden, dass je nach Ausbringungstechnik die NH₃-Verluste sehr hoch sein können. Einige organische Handelsdünger wie z.B. Horndünger oder Knochenmehle haben einen geringen NH₄⁺-N-Gehalt und trotzdem eine hohe N-Verfügbarkeit im Jahr der Anwendung. Durch anaerobe Vergärung kann die N-Immobilisierung abgemildert werden, da mikrobiell gut verfügbare C-Verbindungen in Methan und Kohlendioxid umgewandelt werden. Somit stehen sie N-immobilisierenden Bodenorganismen nicht mehr zur Verfügung (ebd.).

Die N-Düngewirkung kann in Feldversuchen, Gefäßversuchen oder Inkubationsversuchen untersucht werden. Gefäßversuche sind kostengünstig, aber werden unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt. Daher bilden sie nicht die zahlreichen Wechselwirkungen der organischen Dünger mit dem Boden ab, die jedoch eine wesentliche Rolle bei der N-Verfügbarkeit

spielen. Somit kommt es häufig zur Überschätzung der N-Düngewirkung, daher sollten Gefäßversuche durch Feldversuche validiert werden (ebd.).

Düngewirkungen mit noch relativ neuen Düngungsvarianten wie bspw. Gärresten, Grüngutkomposten oder Biokohlen sind bisher noch wenig untersucht. Die vorliegende Masterarbeit soll daher dazu beitragen, die Datenlage einiger veganer organischer Reststoffe hinsichtlich ihrer Düngewirkung zu erweitern.

1.2 Organische Reststoffe

Als pflanzliche bzw. vegane Reststoffe wurden für den dieser Arbeit zugrundeliegenden Versuch Varianten aus unterschiedlichen Bereichen gewählt:

Als Ernterückstände und Gründünger wurden Leguminosengründünger (Luzerne) und Gemüseputzabfall verwendet. Im Ökolandbau wird viel mit Leguminosen- Zwischenfruchtanbau gewirtschaftet, da es die Bodenfruchtbarkeit erhöht (Sharma und Mittra, 1988). Die N-Mineraldüngeräquivalente (N-MDÄ) liegt laut Gutser et al. (2005) kurzfristig bei 35-45 % mit einem C/N-Verhältnis von 10 bis 13 und einem NH₄-N-Gehalt von 0 bis 5 %. Wenn innerbetrieblich keine Verwertung des Aufwuchses vorhanden ist, kann der oberirdische Pflanzenteil als mobiler Gründünger weiterverwendet werden und als Ausgangsform verwendet, siliert, kompostiert oder vergoren werden, jedoch entfallen die hohen N-Gehalte in den Wurzeln. Eine weitere mögliche Düngungsvariante sind Erntereste von Gemüsekulturen, die allerdings zu hohen NH₃, NO₃- und N₂O- Verlusten führen können. Gemüsekulturen haben einen hohen N-Bedarf und werden in voller vegetativer Phase geerntet. Die Ernterückstände weisen somit einen hohen N-Gehalt auf, ein geringes C/N-Verhältnis und erreichen so eine kurzfristige Düngewirkung von 30 bis 40 % sowie eine langfristige Düngewirkung von 60 % (Boxberger et al., 2020). Die Abfuhr der Ernterückstände und Zwischenlagerung unter kontrollierten Bedingungen können auch die N-Verluste reduzieren. Der Einsatz von Leguminosengründungern wie auch von Gemüseputzabfall schließen Stoffkreisläufe und reduzieren den Einsatz von mineralischen und tierischen Düngern.

Grüngut wurde als Vertreter biogener Recyclingdüngemittel in den Versuch integriert und deren Aufbereitungsstufen Kompost und Biokohle (450° C) aus Grüngut. Grüngutabfälle kommen aus dem Hobbygartenbau, aus Parkanlagen und dem Landschaftsbau (Baum-, Strauch-, Rasenschnitt, Laub). In Deutschland ergibt sich ein Bio- und Grüngutabfallaufkommen von ca. 105 kg je Einwohner und Jahr, davon 53 kg Grüngutabfall (Boxberger et al., 2020). Im Jahre 2010 wurden in der Abfallstatistik bundesweit 672 Grünabfallkompostierungsanlagen dokumentiert (Möller und Schultheiß, 2014). Die Weiterverwendung als Düngemittel schließt somit

Stoffkreisläufe. Jedoch können beim Kompostierungsprozess starke N-Verluste auftreten in Form von Nitrat oder Lachgas und sie sind daher vor allem P-betonte organische Düngemittel sowie Bodenverbesserer (ebd.). Die N-Gehalte von Grüngutkomposten sind aufgrund der geringeren Anteile an nährstoffreichen Küchenabfällen und dem höheren Anteil an holzigem Material teilweise deutlich geringer und schwanken zwischen 0,7-1,6 % N. Weiterhin schwankt das C/N-Verhältnis in einer Spanne von 13-27. Dadurch ist im Jahr der Ausbringung bei Grüngutkomposten mit einer N-Immobilisierung zu rechnen (Möller und Schultheiß, 2014). Bei Bioabfall- und Grüngutkomposten beträgt die kurzfristige Düngewirkung -5 bis 15 % und die langfristige N-Effizienz (über einen Zeitraum von 20 bis 40 Jahren) lediglich zwischen 20 bis 40 % (Gutser et al., 2005).

Bioabfälle wurden aufgrund der möglichen tierischen Bestandteile in der vorliegenden Arbeit nicht betrachtet. Biokohle ist ein stabiles kohlenstoffreiches Nebenprodukt, das durch Pyrolyse/Karbonisierung von pflanzlicher und tierischer Biomasse synthetisiert wird (Ahmad et al., 2014). Laut Agegnehua et al. (2016) kann der Einsatz von Biokohle dazu beitragen, degradierte Böden zu sanieren und ihre Produktivität langfristig zu verbessern, allerdings werden gut konzipierte Feldstudien benötigt, um das Potential von Biokohle genau einschätzen zu können. Biokohle als Bodenzusatz kann die Ertragsbildung und Speicherung von THG fördern, ist aber mit hohen Investitionskosten verbunden. Die Ergebnisse sind allerdings von zahlreichen Faktoren abhängig: Ausgangsbiomasse, Grad der Stabilisierung durch den Herstellungsprozess und Standortfaktoren wie Bodenart, pH und Klima (Radloff, 2016). Die Stabilität der Biokohle kann durch eine verlängerte Verweilzeit und erhöhte Temperarturen bei der Pyrolyse gesteigert werden (ebd.). Durch steigende Temperaturen während der Pyrolyse sinken jedoch auch der N-Gehalt und die N-Verfügbarkeit durch gasförmige Verluste (Bagreev et al., 2001). N₂ als Trägergas führt zu einer N-Bindung in den Biokohlen auch bei hohen Temperaturen (Lang et al., 2005). Biokohlen aus verholztem Material haben sehr weite C/N-Verhältnisse von bis zu über 200. Steigt der Anteil an Rinde, jungen Trieben sowie Blättern, steigen die Nährstoffgehalte und verengen das C/N-Verhältnis (Haubold-Rosar et al., 2014). Die N-Verfügbarkeit aus diesen Biokohlen ist allgemein sehr gering.

Als pflanzlicher Wirtschaftsdünger wurde ein Gärrest aus einem Gemisch aus Mais, Ganzpflanzensilage und Getreide in verschiedenen Stufen (unsepariert, fest und flüssig separiert) untersucht. Zwar werden THG-Emission vermieden durch die Erzeugung von Biogas und als nützliches Nebenprodukt entstehen Gärreste, die nahezu den gleichen Nährstoffgehalt aufweisen wie das Ausgangsprodukt (Corre und Conijn, 2016), jedoch entsteht durch den Anbau von Mais zur Biogaserzeugung auch eine Flächenkonkurrenz. Diese Problematik kann allerdings

vermieden werden durch den Einsatz von anfallenden Abfallstoffen für die Biogaserzeugung bspw. mit Ernteresten, wodurch Stoffkreisläufe geschlossen werden können. Durch den mikrobiellen Abbau der organischen Substanz zeichnet sich der Gärrest durch einen gesteigerten NH₄⁺- Anteil am Gesamt-N und ein enges C/N-Verhältnis im Vergleich zu ihren Ausgangssubstraten aus, wodurch die N-Düngewirkung steigt (Gutser et al., 2005). Die kurzfristige (im Jahr der Ausbringung) und die langfristige (Jahre bis Jahrzehnte) Düngewirkung schwankt bei Gärresten ähnlich wie bei Gülle zwischen 45 bis 80 % (kurzfristig) und 70 bis 90 % (langfristig), wenn bei der Ausbringung N-Verluste vermieden werden (ebd.). Auch eine ähnliche N-Düngewirkung im Vergleich zu N-Mineraldüngern wurde in einigen Untersuchungen gezeigt (de Boer, 2008; Gunnarsson et al., 2010; Fouda et al., 2013). Allerdings besitzen Gärreste ähnlich wie Gülle einen hohen pH-Wert, wodurch die Gefahr von NH₃-Emissionen erhöht ist (Möller und Müller, 2012). Durch eine Abdeckung bei der Lagerung und Injektionsausbringung können diese NH₃-Verluste vermieden werden (Wulf et al., 2002).

Als tierische Wirtschaftsdünger wurden in der Arbeit Rindermist, Rindergülle und Schweinegülle untersucht, um die pflanzlichen Reststoffe besser bewerten zu können. Milchvieh-Festmist weist nach Boxberger et al. (2020) eine kurzfristige Düngewirkung von 10 bis 15 % und eine langfristige Düngewirkung von 42 bis 70 % auf, während Gülle aus der Milchvieh-Haltung eine kurzfristige Düngewirkung von 45 bis 55 % und eine langfristige Düngewirkung von 70 bis 75 erreicht. Schweinegülle wiederum kommt bereits bei einer kurzfristigen Düngewirkung auf 60-75 % und bei einer langfristigen Düngewirkung auf 70-80 % (ebd.).

Weiterhin wurde biozyklische Humuserde in den Versuch eingeführt. Biozyklische Humuserde ist definiert als ein Kompost, der einen Nachreifeprozess durchlaufen hat von mindestens 5 Jahren, bis er eine kohlenstoffstabilisierte Form erreicht hat (Förderkreis Biozyklisch-Veganer Anbau e. V. a). Produziert wird sie in Griechenland aus Reststoffen der Olivenproduktion. Eingesetzt wird die biozyklische Humuserde in ökologischen Betrieben, die mit dem biozyklischveganen Gütesiegel zertifiziert sind. Bisher findet die Produktion und Anwendung hauptsächlich in Griechenland statt. Jedoch gibt es Bestrebungen des Förderkreises Biozyklisch-Veganer Anbau e.V., diese Anwendung auf den veganen Ökolandbau in Deutschland auszuweiten. In den biozyklisch-veganen Richtlinien finden sich viele Hinweise auf die Nutzung der biozyklischen Humuserde (Förderkreis Biozyklisch-Veganer Anbau e. V. b). Überwiegend wird die biozyklische Humuserde als reiner Boden für die Pflanzen eingesetzt, in der vorliegenden Arbeit wurde sie jedoch als Düngermittel untersucht¹. Da es bisher wenig wissenschaftliche

¹ In dem zweiten Gefäßversuch 2021 wurde auch eine Variante mit biozyklischer Humuserde als reines Bodensubstrat angesetzt. Aufgrund methodischer Schwierigkeiten in der Vergleichbarkeit mit den Düngevarianten fanden diese Ergebnisse keinen Einzug in die vorliegende Arbeit. Die Ergebnisdaten der Variante biozyklische Humuserde als Bodensubstrat (HEB) befinden sich in Anhang 5.

Untersuchungen zur biozyklischen Humuserde gibt, wurde sie in dieser Arbeit untersucht, um die Kenntnisse über die biozyklische Humuserde für den veganen Ökolandbau zu erweitern. Laut Eisenbach et al. (2019) hat biozyklische Humuserde signifikant unterschiedliche Eigenschaften im Vergleich zu herkömmlichem Kompost oder Humus, demnach ist Humuserde ein stabilisierter Pflanzenkompost, der einen Nachreifeprozess durchlaufen hat und damit vermutlich eine kohlenstoffstabilisierte Form organischer Substanz mit fehlenden wasserlöslichen Nährstoffen und hoher Wasserkapazität darstellt. Aufgrund ihrer vermutlich stabilisierten amorphen Kohlenstoffgitterstruktur sorgt biozyklische Humuserde für die dauerhafte Speicherung von CO2 und für einen Anstieg der Fruchtbarkeit landwirtschaftlicher Böden (ebd.). In einem Feldversuch mit Süßkartoffeln und Tomaten ließen sich signifikant höhere Erträge mit biozyklischer Humuserde erzielen als mit Mineraldünger (Eisenbach et al., 2018 und 2019).

1.3 Ziel der Arbeit und Fragestellungen

Diese Masterarbeit wurde im Rahmen des HUMOR-Forschungsprojektes zur "Bewertung der Humus- und Nährstoffwirkung von organischen Reststoffen" des Fachgebietes für Pflanzenernährung und Düngung der Humboldt-Universität zu Berlin und der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Speyer durchgeführt. Dieses Forschungsprojekt soll in der landwirtschaftlichen Praxis zur Verbesserung der Düngungsberatung und Erhöhung der Nährstoffeffizienz wie auch zur Information von politischen Entscheidungsträgern beitragen. Hier kommt der Kooperation mit dem Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) als Vermittler anwendungsrelevanter Beratungskennziffern eine besondere Rolle zu. Durch die bessere Bewertung von bisher noch wenig untersuchten Reststoffen trägt dieses Projekt zur Steigerung der Ressourceneffizienz und Schließung von Nährstoffkreisläufen durch Rezirkulation von organischem Kohlenstoff und mineralischen Nährstoffen bei. Das Vorhaben hat einen direkten Bezug zu dem oben erwähnten Förderprogramm "Nachwachsende Rohstoffe" des BMEL.

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag leisten zur Charakterisierung der N-Düngewirkung der oben aufgeführten veganen organischen Reststoffe zur Förderung des veganen Ökolandbaus, wobei jedoch die Zulassung der konkreten pflanzlichen Reststoffe nach Ökorichtlinien nicht berücksichtigt wurde. Weiterhin soll die Abschätzung der N-Düngewirkung anhand

_

Weiterhin fand parallel zu dem N-Versuch 2021 in derselben Gewächshausparzelle ein P-Dünger Gefäßversuch statt. Auch hier wurde eine Variante biozyklische Humuserde als Dünger (HED) und biozyklische Humuserde als Bodensubstrat (HEB) integriert. Die grundsätzlichen Methoden des P-Versuchs gleichen dem N-Versuch. Die Ergebnisse dieses Versuchs befinden sich in Anhang 6.

chemischer Eigenschaften erfolgen, da Gefäß- wie auch Inkubations- oder Freilandversuche sehr aufwendig sind. Im Fokus steht außerdem die Konkurrenzfähigkeit gegenüber tierischen Reststoffen und Mineraldüngern. Hierfür wurden zwei Gefäßversuche angesetzt mit Weidelgras als Versuchspflanze und Trockenmasseerträge sowie die N-Gehalte im Spross gemessen. Zusätzlich zu den oben aufgeführten organischen Reststoffen wurden Nullkontrollen und Varianten mit handelsüblichem Kalkammonsalpeter angesetzt.

Folgende Fragestellungen sollen mit den Untersuchungen beantwortet werden:

- Weisen die herkömmlichen tierischen und mineralischen Dünger eine höhere N-Düngewirkung im Vergleich zu veganen organischen Reststoffen auf?
- Unterscheidet sich die N-Düngewirkung der veganen organischen Reststoffe?
- Lässt sich die N-Düngewirkung der Reststoffe anhand von chemischen Eigenschaften abschätzen?
- Welche Perspektiven bieten die Reststoffe für den veganen Ökolandbau?

2. Material und Methoden

Im Folgenden werden der Versuchsaufbau und die Versuchsdurchführung von zwei Gefäßversuchen sowie die Datenerhebung und die statistische Auswertung beschrieben.

2.1 Versuchsaufbau

In den beiden Versuchen wurden insgesamt zwölf Düngevarianten mit organischen Reststoffen, drei Varianten ohne Düngung und drei Varianten mit Mineraldünger untersucht. Jede Variante hatte eine Wiederholungszahl von fünf (n=5). Es wurde eine Düngergabe von 269,7 mg N Gefäß-¹ appliziert. Als Versuchspflanze wurde das Deutsche Weidelgras (Lolium perenne) verwendet. Insgesamt wurden fünf Schnitte untersucht und anschließend die N-Konzentration in den oberirdischen Pflanzenteilen gemessen.

2.1.1 Organische Reststoffe

In dem ersten Gefäßversuch 2020 wurden elf organische Reststoffvarianten, zwei Varianten ohne Düngung und zwei Varianten mit Mineraldünger untersucht. Da zwei der organischen Reststoffe zeitlich versetzt angesetzt wurden, wurde für diese beiden Varianten auch eine extra Variante ohne Düngung und mit Mineraldünger hinzugefügt. Acht der organischen Reststoffe waren pflanzlicher und drei tierischer Herkunft. Auf den in Tabelle 1 aufgeführten chemischen Kennwerten basieren die Frischmassen (FM), die den Gefäßen zugeführt wurden. Als pflanzliche bzw. vegane Reststoffe wurden Varianten aus unterschiedlichen Bereichen gewählt: Als Ernterückstände und Gründünger wurden Leguminosengründünger (Luzerne) und Gemüseputzabfall verwendet. Grüngut wurde als Vertreter der biogenen Recyclingdüngemittel in den Versuch integriert und deren Aufbereitungsstufen Kompost und Biokohle (450° C) aus Grüngut. Als pflanzlicher Wirtschaftsdünger wurde Gärrest aus einem Gemisch aus Mais, Ganzpflanzensilage und Getreide in verschiedenen Stufen (unsepariert, unsepariert fest, unsepariert flüssig) untersucht.

Als tierische Kontrollvarianten wurden Rindermist und Rindergülle ausgewählt, da Rinderexkremente mengenmäßig am häufigsten eingesetzt werden. Eine Mistvariante wurde in den Versuch integriert, weil diese im Biobereich von Relevanz ist. Da Schweineexkremente allerdings vom Düngeeffekt her in der Regel die größten Ergebnisse erzielen, wurde noch eine Schweinegülle-Variante untersucht.

Weiterhin wurden eine ungedüngte Nullkontrolle (N0_1) und eine Mineraldünger-Kontrolle (N100_1) verwendet. Grüngut (OR103) und Biokohle aus Grüngut (OR106) wurden zwei Wochen später angesetzt, daher wurden für diese beiden Varianten zusätzlich eine Nullkontrolle (N0_2) und eine Mineraldünger- Variante (N100_2) in den Versuch eingeführt. Als Mineraldünger wurde Kalkammonsalpeter (KAS) eingesetzt.

Die Analysen der chemischen Eigenschaften der organischen Reststoffe sind in der Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Speyer durchgeführt worden. Hier wurden N-Gehalte nach Kjedahl und nach Dumas bestimmt. Die Bestimmung der Trockensubstanz (TS) erfolgte im Fachgebiet für Pflanzenernährung und Düngung des Albrecht Daniel Thaer-Instituts für Agrar- und Gartenbauwissenschaften der Humboldt-Universität zu Berlin. Die Proben wurden dafür 24 Stunden im Trockenschrank bei 105° C erhitzt. Die Lagerung der Proben erfolgte tiefgefroren.

Tabelle 1: Chemische Eigenschaften der verwendeten organischen Reststoffe des N-Versuchs 2020.

Angegeben sind Trockensubstanz (TS) in Prozent der Frischmasse (FM), Gesamtkohlenstoff (Ct), organischer Kohlenstoff (Corg), Gesamtstickstoff (Nt nach Kjedahl) und Ammonium-Stickstoff (NH4⁺-N nach Kjedahl) in Prozent der Trockenmasse (TM), Ammonium-Stickstoff in Prozent des Gesamtstickstoffs und das C/N-Verhältnis (Corg/Nt). Die vollständigen Analysedaten befinden sich in Anhang 1.

OR Nr.	Organischer Reststoff	TS	Ct	Corg	Nt	NH_4^+ -N	NH_4^+ -N	C/N
		(% FM)		(% TM)			(% Nt)	
OR57	Rindermist	22,6	42,0	41,9	2,5	0,4	16,7	17
OR58	Rindergülle	9,6	41,8	41,7	3,3	1,1	34,6	13
OR55	Schweinegülle	2,9	41,1	40,9	4,3	2,0	46,2	9
OR25	Leguminosengründünger	91,8	47,6	47,3	1,9	0,04	2,2	25
OR30	Gemüseputzabfall	90,83	41,1	40,2	2,8	0,047	1,7	14
OR103	Grüngut	96,6	44,2	43,8	0,7	0,0098	1,5	66
OR72	Grüngut-Kompost	61,1	19,7	19,4	0,9	0,003	0,3	22
OR106	Grüngut-Biokohle	99,2	48	48	0,6	< 0,002	0,3	77
OR40	Gärrest unsepariert	7,7	38,7	38,6	5	1,7	34,4	8
OR41	Gärrest separiert flüssig	5,4	37,7	37,5	6,6	2,2	34,0	6
OR42	Gärrest separiert fest	18,3	41	41	3,0	0,9	28,2	14

Die chemischen Eigenschaften der organischen Reststoffe waren zum Teil sehr unterschiedlich. Die Trockensubstanzgehalte reichten von 2,9 % bei Schweinegülle bis hin zu 99,6 % bei Grüngut. Bei dem C_t-Gehalt fällt lediglich Grüngut-Kompost auf mit abweichendem Gehalt von 19,7 %. Die N_t-Gehalte lagen zwischen 0,6 % bei Grüngut-Biokohle und 4,3 % bei Schweinegülle. Auch bei den C/N-Verhältnis fällt eine große Spannweite von 6 bis 77 auf.

In dem zweiten Gefäßversuch 2021 mit einem organischen Reststoff, unter den gleichen Gewächshausbedingungen, wurde eine Variante mit biozyklischer Humuserde ("HED") untersucht. Als Kontrollvarianten wurden eine Nullkontrolle (N0_3) und eine Mineraldünger- Variante (N100_3) mit KAS verwendet.

Aufgrund fehlender Kohlenstoff- und Stickstoffanalysen zum Zeitpunkt des Versuchsansatzes wurden für die Gesamtstickstoff- und Phosphor-Daten der Mittelwert der Verpackungsangabe "2-3 % N" und "1-1,5 % P₂O₅" und für organischen Kohlenstoff, Kalium, Calcium und Magnesium die Angabe von Biocyclic Network Services (2016) gewählt.

Auf den in Tabelle 2 aufgeführten chemischen Eigenschaften basiert die Frischmasse (FM), die den Gefäßen zugeführt wurde.

Tabelle 2: Chemische Eigenschaften der biozyklischen Humuserde des N-Versuchs 2021.

Angegeben sind Trockensubstanz (TS) in Prozent der Frischmasse (FM), Gesamtkohlenstoff (C_t), organischer Kohlenstoff (C_{org}), Gesamtstickstoff (N_t) und Ammonium-Stickstoff (N_t) in Prozent der Trockenmasse (TM), Ammonium-Stickstoff in Prozent des Gesamtstickstoffs und das C/N-Verhältnis (C_{org}/N_t).

OR Nr.	Organischer Reststoff	TS	Ct	Corg	Nt	NH_4^+-N	NH_4^+-N	C/N
		(% FM)		(% TM)			(% Nt)	
HED	Biozyklische Humuserde	67	k.A.	22,8	2,5	0,003	0,1	9

Der in der vorliegenden Arbeit untersuchte Leguminosengründünger besteht lediglich aus den oberirdischen Pflanzenteilen von Luzerne und wurde getrocknet und gemahlen verwendet. Der Gemüseputzabfall bestand aus Resten von Frühlingszwiebeln, Radieschen, Möhren, Blumenkohl und Salat und wurde ebenfalls getrocknet und gemahlen eingesetzt.

Das Grüngut stammt aus dem Kompostwerk Falkensee und bestand aus geschnittenem Gras (25-30 %), Baumblättern, Ästen (15-20 %) und Hölzern (50-55 %), die mit einer Gras- und Holzzerkleinerungsmaschine zerkleinert wurden. Das zerkleinerte Material wurde im Anschluss mit einer Schaufel vermischt und getrocknet. Am gleichen Tag wurde Kompost aus Grüngut einer offenen Mietenkompostierung mit einer Rottedauer von vier Monaten entnommen. Der Kompost besteht also nicht aus genau dem gleichen Ausgangsmaterial wie das vermischte Grüngut. Da die Verarbeitung aber im selben Kompostwerk stattgefunden hat, werden diese Rohstoffe in dieser Arbeit auch miteinander verglichen. Das Grüngut und der Grüngut-Kompost wurden gemahlen verwendet. Die Biokohle wurde aus dem Grüngut im Labor der Technischen Universität im Pyrolysereaktor hergestellt mit einer Verweilzeit im Reaktor von 30 Minuten, mit einer Temperatur von 450°C und einem N2-Gehalt von unter 99 %. Die Biokohle wurde ungemahlen verwendet.

Das Ausgangssubstrat der Gärreste bestand zu 60 % aus Mais, 40 % aus Ganzpflanzensilage und etwa 5 % Getreide. Die Verweildauer in den Fermentern betrug 70 Tage bei 40°C. Spurennährstoffe wurden zugegeben. Die Separate zyklierten in der Anlage, die Flüssigphase als Prozesswasser, um die Fließfähigkeit in den Fermentern zu garantieren. Die Festphase wurde anstelle von Folie zur Abdeckung der Silohaufen genutzt und ging so über Feststoffeintrag zurück in die Fermenter.

Die biozyklische Humuserde wird im Biocyclic Park in Kalamata/Südpeloponnes in Griechenland produziert. Sie wird auf der Basis von Qualitätskompost des Verrottungsgrades V aus rein pflanzlichen Ausgangsmaterialien mit Oliventrester, Olivenblättern und Traubentrester ohne Zugabe von Erde oder Ton hergestellt. Nach der Kompostierung schließt sich ein Nachreifungsprozess von mindestens drei Jahren an, während der Komposthügel mit Mischkulturen bepflanzt wird (Eisenbach et al., 2018). Anschließend kann der entstandene biozyklische Humuserde-Hügel weiterhin bepflanzt werden, oder anderweitig zur Pflanzenproduktion verwendet werden. Die biozyklische Humuserde, die hier im Versuch verwendet wurde, stammt von einem elf Jahre alten "Komposthügel"². Zertifiziert wird die biozyklische Humuserde von der international anerkannten Öko-Kontrollstelle CERES. Die biozyklische Humuserde wurde aus Griechenland in der handelsüblichen Verpackung verschickt. Da diese Lieferung jedoch erst zum Versuchsbeginn eintraf, wurden hier keine Analysen der chemischen Kenndaten durchgeführt.

Rindermist und Rindergülle stammen aus demselben Betrieb aus Brandenburg aus dem Landkreis Barnim. Die Schweinegülle stammt aus einem anderen Betrieb aus demselben Landkreis.

2.1.2 Boden

Als Substrat wurde der Standardboden 2.2 von LUFA Speyer verwendet. Dieser Boden ist natürlich entstanden und stammte von einer ausgesuchten extensiv genutzten Grünlandfläche. Dieser Standort wurde mindestens fünf Jahre lang vor der Probenahme nicht mit Pflanzenschutzmitteln, organischen Düngern (außer Gründüngung von den Flächen selber) oder biozid wirkenden Düngern behandelt. Die Bodenentnahme fand in 0-20 cm Tiefe statt, danach wurde der Boden auf 2 mm gesiebt.

In Tabelle 3 sind die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Standardbodens dargestellt.

_

² Persönliche Mitteilung des Herstellers Johannes Eisenbach des Biocyclic Park vom 15.01.2022.

Tabelle 3: Chemische und physikalische Eigenschaften des Standardbodens 2.2 der LUFA Speyer.

Angegeben sind Mittelwerte verschiedener Chargenanalysen mit Standardabweichung (LUFA Speyer, 2020). Die Werte von P₂O₅, K₂O und Mg wurden per E-Mail übermittelt am 07.01.2022 und stammen aus einer Analyse von Ende 2018. Alle Werte beziehen sich auf die Trockenmasse.

Chemische und physikalische Eigenschaften

Corg (% C)	1,77±0,56
N (% N)	$0,20\pm0,06$
pH-Wert (0,01 M CaCl ₂)	5,60±0,3
KAK (meq/100g)	8,50±2,0
$P_2O_5 \ (mg/100g)$	2
K ₂ O (mg/100g)	2
Mg (mg/100g)	3
Bodenart	Lehmiger Sand (IS)
WHKmax. (g/100g)	43,3± 5,1
Gewicht pro Volumen (g/1000ml)	1224±103

Anmerkung: C_{org} (organischer Kohlenstoff), N (Stickstoff), KAK (Kationenaustauschkapazität), P₂O₅ (Phosphorpentoxid), K₂O (Kaliumoxid), Mg (Magnesium), WHKmax. (maximale Wasserhaltekapazität).

2.1.3 Versuchspflanzen

Als Versuchspflanze wurde die Sorte Valerio des Deutschen Weidelgrases (Lolium perenne) gewählt. Als Futtergras, das eine häufige Schnittnutzung gut verträgt, eignet es sich, um mehrere Schnitte während der Vegetationsperiode durchführen zu können. Weiterhin reagiert es empfindlich auf N-Mangel, wodurch es sich als Versuchspflanze zur Messung von N-Mangeleffekten eignet (Bundessortenamt, 2020).

Im Rahmen des HUMOR-Projektes wurde das Deutsche Weidelgras in mehreren Gefäßversuchen als Versuchspflanze eingesetzt.

2.2 Versuchsdurchführung

Die Versuche fanden im Gewächshaus der Humboldt-Universität zu Berlin in Dahlem auf dem Gelände der Lehr- und Forschungsstation des Albrecht Daniel Thaer-Instituts für Agrar- und Gartenbauwissenschaften statt (siehe Abbildung 1). Angelegt waren die Versuche als randomisierte Blockanlage in fünf Blöcken mit einer Wiederholungszahl der Stichproben von n=5. Innerhalb der Blöcke waren die Gefäße randomisiert angeordnet. Eine graphische Darstellung der Anordnung der Blockanlagen befindet sich in Abbildung 2. Insgesamt wurden im N-Versuch 2020 75 und im N-Versuch 2021 14 Behandlungen im Rahmen des HUMOR-Projektes untersucht. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit 15 Behandlungen vom ersten Versuch und 3 vom zweiten Versuch mit einer Wiederholungszahl von fünf (n=5). In dieser Arbeit wurden also 75 Gefäße vom ersten Versuch und 15 Gefäße vom zweiten Versuch betrachtet.



Abbildung 1: Der erste Aufwuchs des N-Versuchs 2020.

Im Gewächshaus der Humboldt-Universität zu Berlin in Dahlem auf dem Gelände der Lehrund Forschungsstation des Albrecht Daniel Thaer-Instituts für Agrar-und Gartenbauwissenschaften (Foto: T. Radelhof, 22.06.2020).

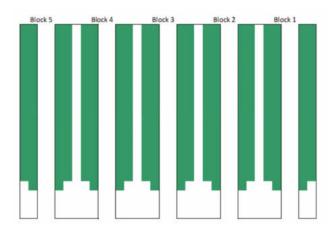


Abbildung 2: Graphische Darstellung der Anordnung der Blockanlagen.

Die Versuche fanden zu unterschiedlichen Jahreszeiten statt. Der erste Versuch startete vom 26.-28.05.2020. Der letzte in dieser Arbeit untersuchte fünfte Schnitt fand vom 10.-12.11.2020 statt. Die beiden Varianten Grüngut (OR103) und Biokohle aus Grüngut (OR106) sowie eine zugehörige Nullkontrolle (N0_2) und eine Mineraldünger- Variante (N100_2) wurden am 09.06.2020 angesetzt und der letzte hier in der vorliegenden Arbeit untersuchte fünfte Schnitt fand am 24.11.2020 statt.

Der zweite Versuch startete am 22.01.2021 und der letzte in dieser Arbeit untersuchte fünfte Schnitt fand am 08.09.2021 statt.

Durch die Durchführung zu unterschiedlichen Jahreszeiten können Unterschiede im Wachstumsverlauf angenommen werden.

Die Durchschnittstemperatur betrug bei dem N-Versuch 2020 22,7°C und bei dem N-Versuch 2021 23,1°C. Die genauen Temperaturdaten befinden sich in Anhang 2.

Als Zusatzbeleuchtung wurden insgesamt 30 Lampen installiert, die die Tische mit den Gefäßen unterschiedlich stark beleuchteten und abhängig vom Abstand und je nach Sonneneinstrahlung automatisiert eingeschaltet wurden. Die äußeren Seiten der Gewächshauskabine wurden weniger stark beleuchtet. Auch ist nicht auszuschließen, dass die äußeren Seiten geringeren Temperaturen unterlagen. Da in der Gewächshauskabine also heterogene Bedingungen herrschten, wurden die Versuche in Blockanlagen angeordnet, um innerhalb der Blöcke homogene Bedingungen zu schaffen. Jede Variante war demnach zum Teil besseren und schlechteren Bedingungen ausgesetzt, wodurch Blockeffekte berücksichtigt werden konnten.

Durch die gleichen Versuchsbedingungen können Faktoren wie Bodenfeuchte oder Textur, die ebenso wie die Düngergabe einen Einfluss auf die N-Freisetzung haben können, ausgeschlossen werden.

2.2.1 Versuchsansatz

Der N-Versuch 2020 wurde innerhalb von drei aufeinander folgenden Tagen angesetzt. Am ersten Tag wurde Block 1, am zweiten Tag wurden Block 2 und 3 und am dritten Tag Block 4 und 5 angesetzt. Der N-Versuch 2021 wurde innerhalb eines Tages angesetzt.

Es wurden pro Gefäß 3100 g FM bzw. 2697 g TM Boden mit einer spezifischen Menge des organischen Reststoffes bzw. der entsprechenden Menge KAS zwei Minuten lang vermengt. Der angestrebte N-Gehalt betrug 100 mg kg⁻¹ TM Boden und 269,7 mg Gefäß⁻¹. Die biozyklische Humuserde-Variante erhielt lediglich 180,9 mg N Gefäß⁻¹. Weiterhin wurde dem Boden-Dünger-Gemisch je ca. 20 ml 0,5 M Kaliumhydrogenphosphat (KH₂PO₄) und 0,5 M Magnesiumsulfat (MgSO₄) pro Gefäß hinzugefügt. Die Nährstoffgehalte des verwendeten Versuchsbodens wurden nicht einbezogen. Weiterhin wurden alle Gefäße mit destilliertem Wasser auf eine Wasserhaltekapazität (WHK) von 60 % (720 ml kg⁻¹) gegossen. Da der Boden eine WHK von 40 % aufweist, wurde eine fehlende Menge von 240 ml kg⁻¹ Wasser entsprechend 20 % WHK errechnet. In Anhang 3 befindet sich eine detaillierte Darstellung der Mengengaben der Reststoff-, Wasser- und Düngergaben. Das Boden-Dünger-Gemisch wurde in ein Gefäß mit Fließ am Gefäßboden abgedeckt, gleichmäßig per Hand eingefüllt und verdichtet. Es wurden 0,3 g Saatgut entsprechend 100 Samen je Gefäß verwendet. Der Pflanzenaufgang war in beiden Versuchen einheitlich, wodurch eine Einflussnahme auf das Versuchsergebnis auszuschließen war.

2.2.2 Wasserversorgung

Da die Reststoff- und Mineraldüngermengen unterschiedlich waren und sich dadurch andere Gefäßgewichte ergaben, wurde ein Zielgewicht für alle Gefäße festgelegt, um das Gießen auf ein einheitliches Gewicht zur Evaporationsdokumentation zu ermöglichen. Das Zielgewicht betrug im ersten Versuch 3520 g und im zweiten Versuch 3500 g. Zum Erreichen des Zielgewichts wurden die Untersetzer mit Kies aufgefüllt.

An den ersten Tagen nach dem Versuchsansatz wurden die Gefäße lediglich mit destilliertem Wasser besprüht und mit Folie abgedeckt, damit sie nicht austrocknen. Gegossen wurden die Gefäße erst nach dem Pflanzenaufgang ab etwa dem sechsten Tag nach dem Versuchsansatz. Es wurde die Differenz des Gewichtes des Gefäßes zum Zielgewicht mit destilliertem Wasser gegossen. Im Schnitt wurde etwa zwei bis dreimal pro Woche genau auf Gewicht gegossen. Anhand dieser Daten wurden die Gefäße in Gruppen eingeteilt und an den restlichen Tagen in der Woche mit festen Mengen gegossen. Die festen Mengen betrugen 50 ml, 100 ml, 150 ml,

200 ml, 250 ml und 300 ml. Durch dieses Verfahren konnte ein Wassermangel ausgeschlossen werden. In Anhang 4 befinden sich die Mittelwerte der täglichen Evaporation.

2.2.3 Ernte

In Abhängigkeit von der Biomasseproduktion fanden die Schnitte statt. Die Erntetermine sind aus Tabelle 4 und 5 zu entnehmen. Bevor die Pflanzen geerntet wurden, wurden Pflanzen einzeln fotografiert, vor dem ersten Schnitt alle Pflanzen aus Block 1,4 und 5 und ab dem zweiten Schnitt alle Pflanzen aus Block 1 und 3. Dies galt der visuellen Beurteilung des Zustandes der Pflanzen. Die Ernte erfolgte ebenso wie der Versuchsansatz im N-Versuch 2020 innerhalb von drei Tagen. Am ersten Tag Block 1, am zweiten Tag Block 2 und 3 und am dritten Tag Block 4 und 5. Die Varianten, die zwei Wochen später angesetzt wurden, wurden innerhalb eines Tages geerntet, ebenso wie die Varianten des N-Versuchs 2021.

Geerntet wurde der oberirdische Teil der Biomasse bis auf 3 cm oberhalb der Erdoberfläche. Danach wurde direkt die Frischmasse (FM) bestimmt.

Tabelle 4: Erntetermine des N-Versuchs 2020.

		1. Sc	hnitt	2. Sc	hnitt	3. Sc	hnitt	4. Sc	hnitt	5. Sc	hnitt
		22.06.20		08.07.20		11.08.20		16.09.20		10.11.20	
OR Nr.	Tag nach	24.06.20	06.07.20	10.07.20	22.07.20	13.08.20	26.08.20	18.09.20	30.09.20	- 12-11-20	24.11.20
	Ansatz:	27	27	43	43	77	78	113	113	168	168
N0_1		X		X		X		X		X	
N100_1		X		X		X		X		X	
OR57		X		X		X		X		X	
OR58		X		X		X		X		X	
OR55		X		X		X		X		X	
OR25		X		X		X		X		X	
OR30		X		X		X		X		X	
OR72		X		X		X		X		X	
OR40		X		X		X		X		X	
OR41		X		X		X		X		X	
OR42		X		X		X		X		X	
N0_2			x		x		x		x		x
N100_2			X		X		X		X		X
OR103			X		X		X		X		X
OR106			X		X		X		X		X

Tabelle 5: Erntetermine des N-Versuchs 2021.

,	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	5. Schnitt
Tag nach	26.02.21	26.03.21	26.05.21	19.07.21	08.09.21
Ansatz:	36	64	125	179	230

2.3 Datenerhebung und -auswertung

2.3.1 Bestimmung des Stickstoffgehaltes der oberirdischen Biomasse

Nach der Ernte und der Bestimmung der FM wurden die Proben in einem Trockenschrank bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend die Trockenmasse (TM) bestimmt.

Für die Stickstoffanalyse wurden die Proben gemahlen. Dafür fand zunächst eine grobe Zerkleinerung per Hand statt und im Anschluss wurden die Proben in einer Kugelmühle fein gemahlen. In der Kugelmühle des Herstellers Retsch wurden die Proben mit zwei Kugeln aus Keramik in einem Mahlbehälter etwa zwei Minuten durch Schlag und Reibung vermahlen. Für die Bestimmung der N-Konzentration wurde bei einigen Düngevarianten eine Blockauswahl gewählt, die repräsentativ für alle Wiederholungen waren. In diesem Fall wurden nur Block eins, drei und fünf analysiert. Für den zweiten und vierten Block wurden dann Mittelwerte aus den anderen Blöcken eingesetzt. Die Analyse der gemahlenen Proben wurde vom Gemeinschaftslabor Analytik des Albrecht Daniel Thaer-Instituts für Agrar- und Gartenbauwissenschaften der Humboldt-Universität zu Berlin durchgeführt. Das Labor führte eine CN- Analyse nach Dumas (vario MAX CUBE) durch.

Aus der N-Konzentration konnte anschließend die N-Akkumulation berechnet werden.

2.3.2 Bestimmung des N-Mineraldüngeräquivalents (N-MDÄ)

Das N-Mineraldüngeräquivalent (N-MDÄ) gibt an, wie gut der N aus organischen Düngern im Vergleich zu N aus Mineraldüngern wirkt (Gutser et al., 2005). So lässt sich die Wirkung der organischen Dünger besser bewerten und stellt somit eine praxisübliche Methode dar. Das N-MDÄ wird in Prozent angegeben. Wenn beispielsweise eine organische Düngung von 100 kg N vorgenommen wird mit einem N-MDÄ-Wert von 30 %, führt dies zur gleichen N-Aufnahme wie 30 kg Mineraldünger-N. In der vorliegenden Arbeit wurde die Formel nach Gutser et al. (2005) verwendet:

$$MD\ddot{A}(\%) = \frac{N_{of}}{N_{mf}} \cdot 100\%$$

 N_{of} = N-Akkumulation der org. gedüngten Behandlung minus N-Akkumulation der ungedüngten Kontrolle

 N_{mf} = N-Akkumulation der mineralisch gedüngten Behandlung minus N-Akkumulation der ungedüngten Kontrolle

2.3.3 Vergleich der Stickstoffversuche 2020 und 2021

Wie oben erwähnt, fanden die Versuche zu unterschiedlichen Jahreszeiten statt, wodurch sich unterschiedliche Temperaturverläufe ergaben und Unterschiede im Wachstumsverlauf angenommen werden können. Weiterhin fanden die Schnitte in anderen zeitlichen Abständen statt. Der N-Versuch 2020 verzeichnete 168 Wachstumstage nach der Aussaat und der N-Versuch 2021 hingegen 230 Wachstumstage nach der Aussaat (Tabelle 4 und 5). Um beide Versuche miteinander vergleichen zu können, wurden die N-MDÄ summierter düngerinduzierter N-Akkumulationen der Aufwüchse verwendet mit den ähnlichsten Temperatursummen und Wachstumstagen nach der Aussaat. Die Temperatursummen wurden anhand der Temperaturmittelwerte (Anhang 2) ermittelt. Daraus ergab sich für den vierten Schnitt des N-Versuchs 2020 und für den dritten Schnitt des N-Versuchs 2021 eine ähnliche Anzahl an Wachstumstagen und Temperatursummen (Tabelle 6).

Tabelle 6: Vergleich der Wachstumstage nach Aussaat und der Temperatursummen (in °C) bezogen auf die Wachstumstage des N-Versuchs 2020 (4. Schnitt) und des N-Versuchs 2021 (3. Schnitt).

	N-Versuch 2020	N-Versuch 2021
	4. Schnitt	3. Schnitt
Wachstumstage nach Aussaat	113	125
Temperatursumme in °C	2700	2752

2.3.4 Statistische Auswertung

Mit Microsoft® Excel 2016 wurden die in der vorliegenden Arbeit dargestellten Mittelwerte und die Standardabweichungen ermittelt und die lineare Regressionsanalyse durchgeführt.

Mit dem Statistikprogramm R (Version 4.2) wurden die Prüfmerkmale Sprosstrockenmasse, N-Konzentration, N-Akkumulation und düngerindizierte N-Akkumulation mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse auf Signifikanz geprüft (ANOVA-Methode). Anschließend wurden paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests durchgeführt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit wurde kleiner 5 % (p<0,05) angenommen.

Die N-Versuche 2020 und 2021 wurden getrennt voneinander statistisch ausgewertet. Die Varianten, die im N-Versuch 2020 zwei Wochen später angesetzt wurden, sind nicht getrennt ausgewertet worden. Hier wurde vorausgesetzt, dass die zwei Wochen im Wachstumsverlauf keine relevanten Unterschiede verursacht haben.

3. Ergebnisse

Nachfolgend werden die Ergebnisse der fünf Aufwüchse dargestellt. Zunächst wird die visuelle Beurteilung des Pflanzenwachstums zum Zeitpunkt der Ernte dargestellt. Daraufhin werden die untersuchten pflanzenbaulichen Merkmale Trockenmasse, N-Konzentration, N-Akkumulation und die düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der Düngevarianten beschrieben, im Anschluss daran werden die Ergebnisse der von allen fünf Schnitten summierten düngerinduzierten N-Akkumulation dem gedüngten N-Gehalt der Varianten einander gegenübergestellt. An der Stelle wird sich zeigen, wieviel N die Pflanzen im Spross aus den Düngervarianten aufgenommen haben. Zuletzt wird der Einfluss der Düngevarianten auf die N-Mineraldüngeräquivalente bestimmt

3.1 Visuelle Beurteilung des Pflanzenwachstums zur Ernte

In diesem Kapitel werden visuelle N-Mangelsymptome und Ertragsbildung an den Pflanzen zum Zeitpunkt der Ernte dargestellt. Die Vitalität wurde anhand folgender Kriterien beurteilt: Sprosswachstum, Färbung der Blätter und Dicke der Blattspreiten. Die Düngevarianten in Abbildung 3 bis 9 sind eine Auswahl aus den insgesamt 15 Varianten des ersten Versuchs 2020 jeweils zum zweiten und fünften Erntetermin. Vom zweiten Versuch 2021 sind alle drei Düngevarianten abgebildet in Abbildung 10 bis 12 jeweils zum ersten und vierten Erntetermin.

Bei dem ersten N-Versuch 2020 erfolgte ein einheitlicher Pflanzenaufgang. Zum Zeitpunkt des zweiten Erntetermins an Tag 43 nach der Aussaat zeichneten sich unter den Düngevarianten deutlich visuell erkennbare Unterschiede ab. Die mineralischen Kontrollvarianten zeigten ein offensichtliches höheres Sprosswachstum auf als die anderen Varianten, eine sehr dunkelgrüne Blattfärbung und breite Blattspreiten. Ähnliches Sprosswachstum und dunkelgrüne Blattfärbung zeigten der unseparierte und flüssige Gärrest sowie Schweinegülle. Der feste Gärrest, Grüngut-Kompost, Gemüseputzabfall und Leguminosengründünger zeigten zwar ein geringeres Sprosswachstum als die anderen Gärreste und Schweinegülle, wiesen aber auch eine grüne Blattfärbung auf. Die Nullkontrollen, Rindermist und Biokohle aus Grüngut zeigten eine deutlich hellere Blattfärbung, geringeres Sprosswachstum und schmalere Blattspreiten als die anderen Varainten. Grüngut wies kaum Sprosswachstum auf und hatte eine sehr helle Blattfärbung.

Im Verlauf der weiteren Aufwüchse nahm bei allen Düngevarianten (außer Grüngut) das Sprosswachstum ab und N-Mangelsymptome wurden deutlich. Hier wird nur der fünfte Aufwuchs beschrieben.

Zum Zeitpunkt des fünften Erntetermins an Tag 168 nach der Aussaat waren deutliche Wachstumsdepressionen bei fast allen Varianten erkennbar: Es waren eine helle Grünfärbung, schmale Blattspreiten und vermindertes Längenwachstum sichtbar. Die Unterschiede zwischen den Düngevarianten waren weniger deutlich als beim zweiten Aufwuchs. Die mineralischen und Null-Kontrollen hatten das geringste Sprosswachstum. Grüngut verzeichnete im zweiten Aufwuchs praktisch keinen Sprosswachstum. Bis zum fünften Aufwuchs steigerte sich das Sprosswachstum jedoch soweit, dass visuell kaum noch ein Unterschied zu den anderen Varianten erkennbar war. Die Grünfärbung war bei dem flüssigen Gärrest und Gemüseputzabfall im Vergleich zu den anderen Varianten am intensivsten. Alle Varianten wiesen Chlorosen auf. Ebenso waren Nekrosen an den älteren Blättern und Blattspitzen erkennbar.

Bei dem zweiten N-Versuch 2021 erfolgte ein einheitlicher Pflanzenaufgang. Zwei Tage vor dem ersten Erntetermin an Tag 34 nach der Aussaat zeichneten sich unter den Düngevarianten erkennbare Unterschiede ab. Die mineralische Kontrolle zeichnete sich durch ein höheres Sprosswachstum und breitere Blattspreiten aus. Die Grünfärbung war in etwa gleich bei den drei Varianten. Zum Zeitpunkt des vierten Erntetermins an Tag 179 nach der Aussaat waren deutliche Wachstumsdepressionen bei allen drei Varianten erkennbar: geringeres Sprosswachstum, und schmale Blattspreiten. Alle drei Varianten wiesen Chlorosen und Nekrosen an den älteren Blättern und Blattspitzen auf.



Abbildung 3: N0_1 (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat



Abbildung 4: N100_1 (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat



Abbildung 5: Schweinegülle (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat



Abbildung 6: Leguminosengründünger (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat



Abbildung 7: Grüngut (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat



Abbildung 8: Grüngut-Kompost (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat



Abbildung 9: Gärrest unsepariert (Block 3) Tag 43 und 168 nach Aussaat



Abbildung 10: N0_3 (Block 3) Tag 34 und 179 nach Aussaat



Abbildung 11: N100_3 (Block 3) Tag 34 und 179 nach Aussaat



Abbildung 12: HED (Block 3) Tag 34 und 179 nach Aussaat

3.2 Untersuchte pflanzenbauliche Merkmale der Düngevarianten

In diesem Kapitel wird der Einfluss von 100 mg N kg⁻¹ Trockenmasse des Bodens in Form von organischen Reststoffen, mineralischer Kontrollvarianten und ungedüngten Kontrollen (Nullkontrollen) auf das Sprosswachstum, die N-Konzentration, die N-Akkumulation und die düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross von Weidelgras in Form von gemittelten Werten dargestellt. Diese Merkmale wurden an fünf Schnitten untersucht und zusätzlich jeweils die summierten gemittelten Werte über alle Schnitte angegeben. Die Aufwuchszeiten und jeweiligen Schnittzeitpunkte sind aus dem Kapitel "2.2.3 Ernte" zu entnehmen.

Die Unterschiede der Trockenmasse, N-Konzentration, N-Akkumulation und düngerinduzierten N-Akkumulation im Spross waren in beiden Versuchen signifikant (p < 0.001) und hängen klar von der verwendeten Düngevariante ab. Die paarweisen Vergleiche der Düngevarianten erfolgten innerhalb der Schnitte und für die Summe aller Schnitte. Es wurden keine statistischen paarweisen Vergleiche zwischen den Schnitten vorgenommen.

3.2.1 Sprosstrockenmasse

3.2.1.1 Sprosstrockenmasse des Stickstoffversuchs 2020

Die nachfolgend beschriebenen Daten der gemittelten Sprosstrockenmassen der fünf Schnitte und deren summierte Spross-TM befinden sich in Tabelle 7.

Bis auf Grüngut und beide mineralischen Kontrollen erreichten alle Düngevarianten im ersten Sprossaufwuchs ihre höchsten Trockenmasseerträge. Hervorstechend sind die mineralischen Kontrollen, die im zweiten und dritten Aufwuchs deutlich mehr Ertrag erreichten und Grüngut, welches im ersten Aufwuchs weitaus weniger Ertrag erzielte als alle anderen Düngevarianten, dann aber zunehmende Ertragswerte erreichte, bis hin zur Annäherung an die Erträge der anderen Reststoffe.

Die mittlere Spross-TM der fünf Sprossaufwüchse reichte von 0,04 (Grüngut, 2. Schnitt) bis 3,7 g TM Gefäβ-¹ (N100_1, 2. Schnitt). Die über fünf Schnitte summierte Sprosstrockenmasse reichte von 1,8 (Grüngut) bis 12,2 g TM Gefäß-¹ (N100_1).

Mineralische und tierische Kontrollvarianten

Während sich die Erträge von den mineralischen Kontrollen im ersten Aufwuchs von einigen Reststoffen noch nicht signifikant unterschieden, so erzielten sie im zweiten und dritten Aufwuchs signifikant höhere TM als alle anderen Varianten, weil die TM vom ersten zum zweiten Aufwuchs sogar ansteigen. N100_1 (im Folgenden "erste mineralische Kontrolle" genannt) steigerte sich in seiner TM vom ersten zum zweiten Aufwuchs um 16 % und N100_2 (im Folgenden "zweite mineralische Kontrolle" genannt) um 17 %. Nach dem zweiten Aufwuchs sanken die Erträge dann aber deutlich, bis beide mineralischen Kontrollen ab dem vierten Aufwuchs zum Teil signifikant geringere TM aufwiesen als einige Reststoffe.

Aufgrund der hohen Erträge in den ersten drei Aufwüchsen erzielten die mineralischen Kontrollvarianten in der Summe die höchsten TM-Erträge mit 12,2 (N100_1) und 11,5 g TM Gefäß (N100_2). Es lässt sich allerdings ab dem dritten Schnitt ein Trend erkennen, wonach die Erträge mit der Zeit deutlich sinken.

Im ersten Aufwuchs erreichte Schweinegülle mit 3,3 g TM Gefäß-1 die höchste Spross-TM, unterschied sich aber nicht signifikant von den mineralischen Kontrollvarianten, Rindergülle und den Gärresten. Tendenziell schnitten vor allem die Güllevarianten in den ersten beiden Aufwüchsen im oberen Bereich ab, ab dem dritten Aufwuchs waren die TM der organischen Reststoffe relativ homogen und so ergaben sich nur noch wenig signifikante Unterschiede.

In der Summe der fünf Spross-TM erreichten die tierischen Reststoffe zwar weniger als die mineralischen Kontrollvarianten, aber Schweinegülle mit 10,3 g TM Gefäß-1 unterschied sich nicht signifikant von der zweiten mineralischen Kontrolle. Rindermist schnitt mit 7,9 g TM Gefäß-1 am schlechtesten unter den tierischen Reststoffen ab und unterschied sich in der summierten TM nicht signifikant von N0_1 (im Fortlaufenden "Nullkontrolle" genannt). Rindergülle lag in der Summe zwischen Rindermist und Schweinegülle und unterschied sich von beiden nicht signifikant.

Gärreste

Alle drei Gärreste erreichten im ersten Aufwuchs mit 3,2 (unseparierter Gärrest), 3,2 (flüssiger Gärrest) und 3 g TM Gefäß-¹ (fester Gärrest) signifikant ähnliche TM-Erträge wie die Güllen und die mineralischen Kontrollvarianten. Auch in der Summe der TM schnitten sie ähnlich wie die tierischen Reststoffe ab. Der unseparierte und flüssige Gärrest übertrafen sogar Rindermist und -gülle. Weiterhin unterschieden sich diese beiden Reststoffe in der Summe der TM nicht signifikant von der zweiten mineralischen Kontrolle.

Die Gärreste unterschieden sich untereinander in ihrer TM in keinem Schnitt signifikant.

Sie erreichten im ersten Aufwuchs deutlich höhere Erträge als die anderen pflanzlichen Reststoffe. Im zweiten und dritten Aufwuchs sanken die Erträge deutlich ab, womit es wenig signifikante Unterschiede zu den anderen pflanzlichen und tierischen Reststoffen in den weiteren Aufwüchsen gab. Innerhalb der pflanzlichen Reststoffe erzielte der flüssige Gärrest mit 10 g TM Gefäß-¹ den höchsten summierten TM-Ertrag, eine Signifikanz konnte hier zu einigen anderen Reststoffen aber nicht nachgewiesen werden.

Ernterückstände/Gründünger

Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall erreichten in den ersten drei Aufwüchsen zwar geringere TM als die mineralischen Kontrollen, ab dem vierten Schnitt übertrafen ihre TM jedoch die der Mineraldünger, was sich zum Teil auch in den Signifikanzen widerspiegelte. In der summierten Spross-TM schnitten Gemüseputzabfall und Leguminosengründunger mit 9,4 und 8,6 g TM Gefäß-1 trotzdem signifikant schlechter ab als die mineralischen Kontrollvarianten.

Im Vergleich zu den tierischen Reststoffen gab es wenig signifikante Unterschiede zu Gemüseputzabfall und Leguminosengründünger in den fünf Aufwüchsen. Nur der signifikant höhere TM-Ertrag von Schweinegülle im ersten Aufwuchs stach heraus. Zum Teil übertrafen die TM der beiden pflanzlichen Reststoffe sogar die der tierischen, da ihre TM-Erträge beispielsweise

vom dritten zum vierten Aufwuchs anstiegen. In der summierten Spross-TM erreichte Gemüseputzabfall dann höhere Werte als Rindermist und -gülle. Signifikanz konnte allerdings nicht nachgewiesen werden.

Tendenziell schnitt Gemüseputzabfall in den meisten Schnitten besser ab als Leguminosengründünger. Auffällig ist auch, dass die Güllevarianten wie auch die Gärreste zwar in den ersten Aufwüchsen höhere TM aufwiesen, Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall im vierten und fünften Aufwuchs dann allerdings durch wieder leicht steigende Werte die höchsten TM aller Varianten erreichten. In der summierten TM konnten schließlich auch zu den Gärresten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Grüngutvarianten

Grüngut erreichte in den ersten drei Aufwüchsen mit weitem Abstand immer signifikant weniger Spross-TM als alle anderen Düngevarianten. Ab dem dritten Aufwuchs stiegen die Erträge an bis sich der Abstand im fünften Aufwuchs so weit verringerte, dass es sich mit 0,9 g TM Gefäß-¹ nicht mehr signifikant von den Nullkontrollen und den mineralischen Kontrollen unterschied. Die summierte Spross-TM von Grüngut blieb jedoch signifikant geringer als alle anderen Varianten.

Nach Grüngut gehörten die Biokohle und der Kompost aus Grüngut in den ersten beiden Aufwüchsen zu der Gruppe mit den geringsten TM-Erträgen. Da die Erträge beider Varianten nicht so stark sanken wie die der anderen Düngevarianten, gab es ab dem dritten Aufwuchs weniger signifikante Unterschiede zu den anderen Varianten. Die Spross-TM vom Kompost stieg ab dem vierten Aufwuchs an. Beide Varianten schnitten unter den Reststoffen mit einer summierten Spross-TM von 7,2 (Grüngut-Kompost) und 7,5 g TM Gefäß-1 (Grüngut-Biokohle) am schlechtesten ab, ausgenommen natürlich von Grüngut. Die summierten TM unterschieden sich auch nicht signifikant von den Nullkontrollen.

Tabelle 7: Mittlere Sprosstrockenmasseerträge der fünf Schnitte des N-Versuchs 2020 sowie die summierte Spross-TM dieser Schnitte (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). In einer Spalte mit gleichen Buchstaben bezeichnete Mittelwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Düngevariante -					T	M (g Ge	fäß ⁻¹)					
Dungevariante	1. Schnitt		2. Schnitt		3. Schnitt		4. Schnitt		5. Schnitt		Summe	
Ohne N-Düngung												
N0_1	$2,54 \pm 0,19$	cdef	$1,27 \pm 0,16$	d	$1,01 \pm 0,09$	b	$1,20 \pm 0,31$	bcd	$1,11 \pm 0,11$	cde	7,12 ± 0,26	fg
N0_2	$1,97 \pm 0,36$	f	$1,42~\pm~0,40$	d	$1,19~\pm~0,20$	b	$0,89 \pm 0,10$	de	$1,03 \pm 0,15$	de	6,49 ± 0,54	g
Kalkammonsalpeter												
N100_1	$3,17 \pm 0,21$	ab	$3,67 \pm 0,62$	a	$2,62 \pm 0,62$	a	$1,57 \pm 0,32$	abc	$1,16 \pm 0,35$	bcde	12,20 ± 1,48	a
N100_2	$2,93 \pm 0,26$	abc	$3,44 \pm 0,19$	a	$2,83 \pm 0,14$	a	$1,09 \pm 0,18$	cd	$1,23 \pm 0,32$	bcde	11,51 ± 0,68	ab
Tierische Reststoffe												
OR57 Rindermist	$2,32 \pm 0,41$	def	$1,45 \pm 0,30$	cd	$1,22 \pm 0,23$	b	$1,38 \pm 0,16$	abcd	$1,50 \pm 0,20$	ab	7,86 ± 1,07	defg
OR58 Rindergülle	$2,83 \pm 0,23$	abcd	$1,97 \pm 0,64$	bcd	$1,24~\pm~0,41$	b	$1,38 \pm 0,37$	abcd	$1,44 \pm 0,15$	abc	8,87 ± 1,64	cdef
OR55 Schweinegülle	$3,33 \pm 0,39$	a	$2,22 \pm 0,36$	bc	$1,53 \pm 0,35$	b	$1,67 \pm 0,34$	ab	$1,52 \pm 0,08$	ab	10,28 ± 1,16	bc
Pflanzliche Reststoffe												
Ernterückstände/Gründünger												
OR25 Leguminosengründünger	$2,05 \pm 0,36$	ef	$1,64 \pm 0,48$	cd	$1,55 \pm 0,14$	b	$1,76 \pm 0,22$	a	$1,63 \pm 0,13$	a	$8,63 \pm 0,75$	cdef
OR30 Gemüseputzabfall	$2,64 \pm 0,16$	bcde	$1,88 \pm 0,21$	bcd	$1,62 \pm 0,30$	b	$1,78 \pm 0,26$	a	$1,44 \pm 0,21$	abc	9,35 ± 0,36	cde
Grüngutvarianten												
OR103 Grüngut	$0,13 \pm 0,02$	g	$0,04 \pm 0,03$	e	$0,19 \pm 0,11$	c	$0,46 \pm 0,23$	e	$0,92 \pm 0,10$	e	1,75 ± 0,41	h
OR72 Grüngut-Kompost	$2,27 \pm 0,26$	def	$1,37 \pm 0,28$	d	$0,98 \pm 0,26$	b	$1,24 \pm 0,25$	abcd	$1,32 \pm 0,12$	abcd	7,18 ± 0,57	fg
OR106 Grüngut-Biokohle	$2,14 \pm 0,16$	ef	$1,52 \pm 0,25$	cd	$1,45 \pm 0,13$	b	$1,10 \pm 0,12$	cd	$1,32 \pm 0,08$	abcd	7,52 ± 0,48	efg
Gärreste aus Mais, GPS, Getreide												
OR40 Gärrest unsepariert	$3,12 \pm 0,31$	abc	$2,21 \pm 0,30$	bc	$1,60 \pm 0,28$	b	$1,44~\pm~0,21$	abc	$1,29 \pm 0,11$	abcd	9,66 ± 0,73	bcd
OR41 Gärrest separiert flüssig	$3,20 \pm 0,31$	ab	$2,47~\pm~0,24$	b	$1,53 \pm 0,36$	b	$1,33 \pm 0,18$	abcd	$1,45 \pm 0,16$	abc	9,98 ± 0,73	bc
OR42 Gärrest separiert fest	$2,96 \pm 0,30$	abc	$1,89 \pm 0,31$	bcd	$1,27~\pm~0,26$	b	$1,35 \pm 0,27$	abcd	$1,39 \pm 0,10$	abcd	8,87 ± 0,75	cdef

Anmerkung: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit $\alpha = 0.05$. Paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests. P- Wert (Düngevariante) < 0.001. **TM** (Trockenmasse), **N0** (keine Düngung), **N100** (100 % Kalkammonsalpeter), **GPS** (Ganzpflanzensilage).

3.2.1.2 Sprosstrockenmasse des Stickstoffversuchs 2021

Die nachfolgend beschriebenen Daten der gemittelten Sprosstrockenmassen der fünf Schnitte und deren summierten Spross-TM befinden sich in Tabelle 8.

Die Humuserde als N-Düngerzugabe (HED) erreichte in allen Schnitten geringere Spross-TM als die Nullkontrolle und die mineralische Kontrolle. Im ersten Aufwuchs wies HED ca. 35 % weniger TM auf als die mineralische Kontrolle. Da die mineralische Kontrolle sehr stark absank in ihren Werten und HED wiederum steigende Erträge vom dritten zum vierten Aufwuchs zu verzeichnen hatte, erzielte die HED im fünften Aufwuchs nur ca. 13 % weniger TM, wodurch keine signifikanten Unterschiede mehr vorlagen.

Trotzdem schnitt HED mit einer summierten Spross-TM von 10,3 g TM Gefäß-1 am schlechtesten ab, unterschied sich aber nicht signifikant von der Nullkontrolle mit 12,1 g TM Gefäß-1. Die mineralische Kontrolle erreichte einen signifikant höheren summierten Ertrag als die Nullkontrolle und HED mit 17,2 g TM Gefäß-1.

Tabelle 8: Mittlere Sprosstrockenmasseerträge der fünf Schnitte des N-Versuchs 2021 sowie die summierte Spross-TM dieser Schnitte (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). In einer Spalte mit gleichen Buchstaben bezeichnete Mittelwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Düngevariante —				TM (g	Gefäß ⁻¹)		
Dungevariante	1. Schnitt	2. Schnitt		3. Schnitt	4. Schnitt	5. Schnitt	Summe
Ohne N-Düngung NO_3	4,49 ± 0,70	b $1,81 \pm 0,37$	b	$1,41 \pm 0,23$ ab	$2,66 \pm 0,36$	a $1,72 \pm 0,23$ a	$12,10 \pm 1,52$ b
<u>Kalkammonsalpeter</u> N100_3	6,04 ± 1,17	a $4,49 \pm 0,44$	a	$2,05 \pm 0,72$ a	$2,85 \pm 0,60$	a $1,77 \pm 0,17$ a	$17,19 \pm 1,06$ a
Biozyklische Humuserde HED Humuserde als N-Düngerzugabe	3,89 ± 0,60	b 1,44 ± 0,02	b	$1,11 \pm 0,16$ b	$2,36 \pm 0,51$	a $1,54 \pm 0,16$ a	$10,34 \pm 1,12$ b

Anmerkung: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit $\alpha = 0.05$. Paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests. P- Wert (Düngevariante) < 0.001. **TM** (Trockenmasse), **N0** (keine Düngung), **N100** (100 % Kalkammonsalpeter).

3.2.2 Stickstoffkonzentration

3.2.2.1 Stickstoffkonzentration des Stickstoffversuchs 2020

Die nachfolgend beschriebenen Daten der gemittelten N-Konzentrationen im Spross der fünf Schnitte und deren mittlere N-Konzentration über alle Schnitte im Spross befinden sich in Tabelle 9. Bis auf Grüngut erreichten alle Düngevarianten im ersten Sprossaufwuchs ihre höchsten N-Konzentrationen. Hervorstechend sind wieder die mineralischen Kontrollvarianten, die in den ersten zwei Aufwüchsen deutlich mehr N-Konzentrationen erreichten und Grüngut, das als einzige Düngevariante eine zunehmende N-Konzentration aufwies. Die mittlere N-Konzentration der fünf Sprossaufwüchse reichte von 1,2 (flüssiger Gärrest, 5. Schnitt) bis 5,4 % N i.d.TM (N100_1, 1. Schnitt). Zwischen den Reststoffen gab es kaum signifikante Unterschiede in der mittleren N-Konzentration über alle Schnitte.

Mineralische und tierische Kontrollvarianten

Im ersten und zweiten Sprossaufwuchs erreichten die mineralischen Kontrollvarianten signifikant die höchsten N-Konzentrationen im Bereich von 3,7 bis 5,4 % N i.d.TM, die dann aber ab dem dritten Aufwuchs zum Teil unter die Ergebnisse der Reststoffe sanken. Aufgrund der hohen N-Konzentrationen in den ersten zwei Aufwüchsen erzielten die mineralischen Kontrollvarianten trotzdem signifikant die höchsten mittleren N-Konzentrationen über alle Schnitte mit 2,7 (N100_1) und 2,8 % N i.d.TM (N100_2).

Die tierischen Reststoffe unterschieden sich nicht signifikant voneinander und zu den anderen Reststoffen gab es wenig signifikante Unterschiede. Die Werte sanken vom ersten zum zweiten Aufwuchs auf unter 2 % N i.d.TM. In diesem Aufwuchs unterschieden sich keine Reststoffe in ihrer N-Konzentration signifikant voneinander. Auch in der mittleren Konzentration unterschieden sich die Reststoffe nicht signifikant, ebensowenig gab es einen signifikanten Unterschied zwischen der ersten Nullkontrolle und den tierischen wie pflanzlichen Reststoffen.

Gärreste

Die Gärreste schnitten im ersten Aufwuchs schlechter als die tierischen Reststoffe ab, erreichten im zweiten Aufwuchs aber höhere N-Konzentrationen als die tierischen Varianten. Allerdings konnten weder in den fünf Schnitten noch in der mittleren N-Konzentration signifikante Unterschiede festgestellt werden.

Die mineralischen Kontrollvarianten erreichten signifikant höhere mittlere N-Konzentrationen als die Gärreste.

Im Gegensatz zur Spross-TM waren die Unterscheide zwischen den Gärresten zu den anderen pflanzlichen Reststoffen weniger deutlich, so schnitten bspw. Kompost und Biokohle aus Grüngut in ihrer mittleren N-Konzentration besser ab als die Gärreste.

Ernterückstände/Gründünger

Gemüseputzabfall und Leguminosengründünger unterschieden sich in keinem Aufwuchs signifikant voneinander. Sie lagen in den Aufwüchsen etwa im mittleren Bereich.

Die mittlere N-Konzentration über alle Schnitte lag bei beiden bei 2,0 % N i.d.TM, wodurch die mineralischen Kontrollvarianten sowie die zweite Nullkontrolle signifikant höhere mittlere N-Konzentrationen erzielten. Ansonsten unterschieden sich die mittleren N-Konzentrationen der beiden Düngevarianten nicht signifikant von anderen Reststoffen.

Grüngutvarianten

Grüngut erreichte mit 1,6 % N i.d.TM im ersten Aufwuchs eine signifikant geringere N-Konzentration als alle anderen Düngevarianten mit weitem Abstand. Während die N-Konzentrationen der anderen Düngevarianten nach dem ersten Aufwuchs sanken, stiegen die N-Konzentrationen von Grüngut soweit an, bis es im dritten Aufwuchs sogar die höchste N-Konzentration mit 2,2 % N i.d.TM erzielte. Trotz der starken Steigerung schnitt die mittlere N-Konzentration mit 1,9 % N i.d.TM über alle Schnitte von Grüngut am schlechtesten unter den Reststoffen ab. Dieser Unterschied konnte statistisch aber nicht als signifikant nachgewiesen werden. Allerdings wiesen die Mineraldünger und die zweite Nullkontrolle eine signifikant höhere mittlere N-Konzentration als Grüngut auf.

Kompost und Biokohle aus Grüngut erreichten im ersten Aufwuchs nur N-Konzentrationen im mittleren Bereich, sanken in ihrer N-Konzentration im Vergleich zu den anderen Düngevarianten aber weniger stark ab, so dass sie im dritten Aufwuchs zu der Gruppe mit den höchsten N-Konzentrationen zählten. Grüngut-Kompost erzielte dann im vierten Aufwuchs die höchste N-Konzentration aller Varianten mit 2,7 % N i.d.TM. Die mittleren N-Konzentrationen über alle Schnitte lagen bei beiden bei 2,3 % N i.d.TM und erzielten somit unter den Reststoffen die höchsten Ergebnisse. Lediglich die mineralischen Kontrollvarianten erreichten zum Teil signifikant höhere N-Konzentrationen.

Tabelle 9: Mittlere N-Konzentration im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2020 sowie die mittlere N-Konzentration über alle Schnitte (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). In einer Spalte mit gleichen Buchstaben bezeichnete Mittelwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Düngevariante					N-Konz	entration	ı (% TM)					
Dungevariante	1. Schnitt		2. Schnitt		3. Schnitt		4. Schnitt		5. Schnitt		Mittlere Konzenti	ration
Ohne N-Düngung												
N0_1	$2,85 \pm 0,48$	d	$1,87 \pm 0,18$	b	$1,77 \pm 0,07$	bcd	$2,09 \pm 0,21$	abc	$1,19 \pm 0,12$	c	$1,96 \pm 0,12$	d
N0_2	$4,10 \pm 0,53$	b	$2,46 \pm 0,21$	b	$2,22 \pm 0,50$	a	$1,93 \pm 0,41$	bc	$1,54~\pm~0,32$	ab	$2,45 \pm 0,27$	abc
Kalkammonsalpeter												
N100_1 KAS100%	$5,41 \pm 0,33$	a	$3,69 \pm 0,66$	a	$1,\!49\pm0,\!07$	d	$1,58 \pm 0,13$	c	$1,24 \pm 0,13$	bc	$2,68 \pm 0,18$	ab
N100_2 KAS100%	$5,17 \pm 0,22$	a	$3,77 \pm 0,32$	a	$1,71 \pm 0,08$	bcd	$1,54 \pm 0,09$	c	$1,58 \pm 0,04$	a	$2,75 \pm 0,14$	a
Tierische Reststoffe												
OR57 Rindermist	$3,48 \pm 0,60$	bcd	$1,92 \pm 0,30$	b	$1,69 \pm 0,13$	bcd	$1,82~\pm~0,10$	bc	1,21 ± 0,10	c	$2,02 \pm 0,19$	d
OR58 Rindergülle	$4,04 \pm 0,44$	b	$1,97 \pm 0,19$	b	$1,67 \pm 0,09$	bcd	$1,83 \pm 0,25$	bc	$1,25 \pm 0,15$	bc	$2,15 \pm 0,11$	cd
OR55 Schweinegülle	$4,13 \pm 0,34$	b	$1,65 \pm 0,60$	b	1,62 ± 0,05	bcd	1,53 ± 0,16	c	1,30 ± 0,08	abc	2,04 ± 0,17	d
Pflanzliche Reststoffe												
Ernterückstände/Gründünger												
OR25 Leguminosengründünger	$2,96 \pm 0,54$	cd	$2,08 \pm 0,25$	b	$1,87 \pm 0,15$	abcd	$2,01 \pm 0,45$	bc	$1,25 \pm 0,15$	bc	2,03 ± 0,21	d
OR30 Gemüseputzabfall	3,32 ± 0,46	bcd	1,98 ± 0,25	b	$1,75~\pm~0,11$	bcd	$1,66~\pm~0,19$	c	$1,20 \pm 0,10$	c	$1,98 \pm 0,12$	d
Grüngutvarianten												
OR103 Grüngut	$1,59 \pm 0,39$	e	$1,80 \pm 0,40$	b	$2,23 \pm 0,38$	a	$2,44 \pm 0,20$	ab	$1,46 \pm 0,07$	abc	$1,90 \pm 0,12$	d
OR72 Grüngut-Kompost	$3,53 \pm 0,64$	bcd	$1,94 \pm 0,26$	b	$1,95 \pm 0,11$	abc	$2,68 \pm 0,59$	a	$1,22 \pm 0,17$	bc	$2,26 \pm 0,26$	cd
OR106 Grüngut-Biokohle	$3,89 \pm 0,38$	bc	$2,41 \pm 0,37$	b	$2,01 \pm 0,12$	ab	$1,76 \pm 0,08$	c	$1,43 \pm 0,18$	abc	$2,30 \pm 0,16$	bcd
Gärreste aus Mais, GPS, Getreide												
OR40 Gärrest unsepariert	$3,45 \pm 0,35$	bcd	$2,24~\pm~0,50$	b	$1,67 \pm 0,10$	bcd	$1,72 \pm 0,26$	c	1,21 ± 0,09	c	2,06 ± 0,17	cd
OR41 Gärrest separiert flüssig	$3,71 \pm 0,26$	bcd	$2,20 \pm 0,41$	b	$1,59 \pm 0,01$	cd	$1,95 \pm 0,34$	bc	1,18 ± 0,13	c	2,13 ± 0,20	cd
OR42 Gärrest separiert fest	$3,14 \pm 0,50$	bcd	$2,01 \pm 0,27$	b	$1,75~\pm~0,05$	bcd	$2,08 \pm 0,37$	abc	1,20 ± 0,08	c	2,04 ± 0,17	d

Anmerkung: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit $\alpha = 0.05$. Paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests. P- Wert (Düngevariante) < 0.001. **TM** (Trockenmasse), **N0** (keine Düngung), **N100** (100 % Kalkammonsalpeter), **GPS** (Ganzpflanzensilage).

3.2.2.2 Stickstoffkonzentration des Stickstoffversuchs 2021

Die nachfolgend beschriebenen Daten der gemittelten N-Konzentrationen im Spross der fünf Schnitte und deren mittlere N-Konzentrationen über alle Schnitte befinden sich in Tabelle 10. Die Humuserde als N-Düngerzugabe (HED) erreichte in allen Aufwüchsen geringere N-Konzentrationen als die Nullkontrolle und die mineralische Kontrolle, außer im dritten Aufwuchs, wo sie 0,6 % mehr N i.d.TM erreichte als die mineralische Kontrolle.

Zwischen der Nullkontrolle und HED gab es keine signifikanten Unterschiede. Im ersten Aufwuchs erzielte die mineralische Kontrolle mit 4,3 % N i.d.TM signifikant die höchste N-Konzentration, ab dem zweiten Aufwuchs sank die N-Konzentration sehr stark ab auf 1,4 % N i.d.TM, so dass sich alle drei Varianten im zweiten, vierten und fünften Schnitt nicht signifikant voneinander unterschieden.

Tabelle 10: Mittlere N-Konzentration im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2021 und die mittlere N-Konzentration über alle Schnitte (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). In einer Spalte mit gleichen Buchstaben bezeichnete Mittelwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Düngevariante -				N-Konz	zentrat	tion (% TM)				
Dungevariante	1. Schnitt	2. Schnitt		3. Schnitt		4. Schnitt		5. Schnitt	Mittlere Konzent	ration
Ohne N-Düngung N0_3	$2,63 \pm 0,53$ b	1,14 ± 0,12	a	1,45 ± 0,18	a	1,53 ± 0,14	a	1,66 ± 0,27 a	$1,68 \pm 0,22$	ab
<u>Kalkammonsalpeter</u> N100_3 KAS100%	$4,31 \pm 0,60$ a	$1,40 \pm 0,54$	a	0,83 ± 0,15	b	1,51 ± 0,20	a	1,65 ± 0,36 a	1,94 ± 0,29	a
Biozyklische Humuserde HED Humuserde als N-Düngerzugabe	$2,13 \pm 0,57$ b	$1,10 \pm 0,06$	a	1,39 ± 0,20	a	1,44 ± 0,09	a	1,64 ± 0,18 a	1,54 ± 0,14	b

Anmerkung: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit $\alpha = 0.05$. Paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests. P- Wert (Düngevariante) < 0.001. **TM** (Trockenmasse), **N0** (keine Düngung), **N100** (100 % Kalkammonsalpeter).

3.2.3 Stickstoffakkumulation

3.2.3.1 Stickstoffakkumulation des Stickstoffversuchs 2020

Die nachfolgend beschriebenen Daten der gemittelten N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte und deren summierte N-Akkumulation im Spross befinden sich in Tabelle 11. Bis auf Grüngut erreichten alle Düngevarianten im ersten Sprossaufwuchs ihre höchste N-Akkumulation und sanken danach sehr stark ab. Hervorstechend sind die mineralischen Kontrollvarianten, die in den ersten Aufwüchsen deutlich mehr N akkumulierten und Grüngut, welches im ersten Aufwuchs weitaus weniger N akkumulierte als alle anderen Düngevarianten, dann aber als einzige Variante zunehmende Werte erreichte bis hin zur Annäherung an die anderen Varianten. Die mittlere N-Akkumulation der fünf Sprossaufwüchse reichte von 0,8 (Grüngut, 2. Schnitt) bis 171 mg N Gefäß-1 (N100_1, 1. Schnitt). Die über fünf Schnitte summierte N-Akkumulation reichte von 32 (Grüngut) bis 382 mg N Gefäß-1 (N100_1).

Mineralische und tierische Kontrollvarianten

Die mineralischen Kontrollvarianten erzielten in den ersten drei Aufwüchsen die höchsten N-Akkumulationen, trotz der stark sinkenden Werte vom ersten bis zum dritten Aufwuchs. Sie akkumulierten im dritten Aufwuchs 77 (N100_1) und 68 % (N100_2) weniger N als noch im ersten Aufwuchs. Im vierten und fünften Aufwuchs unterschieden sich ihre N-Akkumulationen nicht mehr signifikant von den N0-Varianten und vielen Reststoffen.

Aufgrund der hohen Werte in den ersten zwei Aufwüchsen erzielten die mineralischen Kontrollvarianten mit sehr weitem Abstand in der Summe die höchsten N-Akkumulationen mit 382 (N100_1) und 365 mg N Gefäß⁻¹ (N100_2). Es lässt sich allerdings ein Trend erkennen, wonach ab dem dritten Schnitt die N-Akkumulation mit der Zeit deutlich sinkt.

Während die Schweinegülle-Variante im ersten Aufwuchs mit 137 mg N Gefäß-¹ deutlich am meisten N unter den Reststoffen akkumulierte, fielen die Werte schon im zweiten Aufwuchs auf 35 mg N Gefäß-¹, so dass es ab dem zweiten Aufwuchs keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den tierischen Reststoffen gab. Auch gab es ab dem zweiten Aufwuchs wenig signifikante Unterschiede zu den pflanzlichen Reststoffen. Weiterhin gab es im vierten und fünften Aufwuchs keine signifikanten Unterschiede in der N-Akkumulation zwischen den tierischen Reststoffen und den mineralischen Kontrollvarianten.

Durch den hohen Wert im ersten Aufwuchs, erreichte Schweinegülle mit 242 mg N Gefäß-1 die höchste summierte N-Akkumulation unter den Reststoffen, unterschied sich aber nicht signifikant von Rindergülle, Gemüseputzabfall und den Gärresten. Rindermist schnitt mit einer

summierten N-Akkumulation von 172 mg N Gefäß-1 am schlechtesten von den tierischen Reststoffen ab und war in der Summe der fünf Schnitte nicht signifikant verschieden von den Nullkontrollen.

Gärreste

Nachdem die mineralischen Kontrollen in den ersten drei Aufwüchsen deutlich mehr N akkumulierten, wiesen die Gärreste im vierten und fünften Aufwuchs höhere N-Akkumulationen auf als die mineralischen Kontrollen, was sich in den Signifikanzen aber nicht zeigte. Durch den weiten Abstand in den ersten Aufwüchsen, akkumulierten die mineralischen Kontrollen jedoch in der Summe signifikant mehr N als die Gärrest-Varianten.

Im Vergleich zu den tierischen Reststoffen kam die flüssige Gärrest-Variante der hohen N-Ak-kumulation von der Schweinegülle-Variante am nächsten. So erzielte der flüssige Gärrest im ersten Aufwuchs noch ca. 14 % weniger akkumulierten N in der Pflanze als die Schweinegülle, jedoch in der Summe über alle fünf Schnitte nur etwa 1 % weniger N. Insgesamt konnte in den Unterschieden der summierten N-Akkumulation zwischen den Gärresten und den Güllevarianten keine Signifikanz gezeigt werden. Alle Gärreste übertrafen Rindermist, zwischen dem festen Gärrest und Rindermist war allerdings kein signifikanter Unterschied ersichtlich.

Der flüssige Gärrest erzielte zwar in den ersten beiden Aufwüchsen wie auch in der Summe die höchsten N-Akkumulationen, jedoch gab es keine signifikanten Unterschiede zu den anderen Gärrest-Varianten. Auch zu den anderen pflanzlichen Reststoffen lagen wenig signifikante Unterschiede ab dem zweiten Aufwuchs vor. In der Summe übertraf der flüssige Gärrest jedoch signifikant die Grüngutvarianten und auch den Leguminosengründünger. Die signifikanten Unterschiede der anderen beiden Gärreste zu den andern pflanzlichen Reststoffen waren weniger deutlich. Darüber hinaus unterschied sich die feste Gärrest-Variante mit einer summierten N-Akkumulation von 197 mg N Gefäß-1 nicht von den Nullkontrollen.

Ernterückstände/Gründünger

Die mineralischen Kontrollen akkumulierten in den ersten drei Aufwüchsen weitaus mehr mehr N als Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall, so dass die erste mineralische Kontrolle in der Summe ca. 52 % mehr N akkumulierte als Leguminosengründünger und ca. 47 % mehr N als Gemüseputzabfall.

Die erzielten N-Akkumulationen der beiden Varianten lassen sich aber durchaus mit den tierischen Kontrollen vergleichen. So lagen in der Summe keine signifikanten Unterschiede zu

Rindermist und -gülle vor. Lediglich die Schweinegülle-Variante übertraf deutlich die Akkumulationen von Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall, jedoch konnte dieser Unterschied zwischen Gemüseputzabfall und Schweinegülle nicht als signifikant nachgewiesen werden.

Innerhalb der pflanzlichen Reststoffe lagen Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall etwa im mittleren Bereich, allerdings gab es in der Summe nur wenig signifikante Unterschiede zu den Nullkontrollen. Leguminosengründünger akkumulierte im ersten Aufwuchs abgesehen von Güngut am wenigsten N (62 mg N Gefäß-1). Zum zweiten Schnitt fiel die N-Akkumulation ab wie bei den anderen Reststoffen auch, aber zum vierten Aufwuchs stiegen die Werte wieder an und somit akkumulierte Leguminosengründünger im vierten mit 35 mg N Gefäß-1 und im fünften Aufwuchs mit 21 mg N Gefäß-1 am meisten N von allen Düngevarianten.

Grüngutvarianten

Die Grüngut-Variante wies praktisch in jedem Aufwuchs die geringste N-Akkumulation auf, jedoch verringerte sich der Abstand zu den anderen Düngevarianten, sodass sich in den letzten beiden Aufwüchsen zu den Nullkontrollen wie auch zu den mineralischen Kontrollen nur noch wenig signifikante Unterschiede zeigten. Die Werte stiegen von 2 mg N Gefäβ-¹ im ersten Schnitt auf 13 mg N Gefäβ-¹ im fünften Schnitt. Jedoch schnitt Grüngut trotzdem mit einer summierten N-Akkumulation von 32 mg N Gefäβ-¹ signifikant am schlechtesten ab.

Kompost und Biokohle aus Grüngut lagen im unteren Bereich mit einer summierten N-Akkumulation von 174 (Grüngut-Kompost) und 186 mg N Gefäß-1 (Grüngut-Biokohle) und waren etwa vergleichbar mit Rindermist und Leguminosengründünger. Weiterhin unterschieden sich zum Teil die erzielten summierten N-Akkumulationen der beiden Varianten nicht von denen der Nullvarianten.

Vom dritten zum vierten Aufwuchs sprang Grüngut-Kompost von 19 mg N Gefäß-1 auf 33 mg N Gefäß-1, wodurch der Kompost zu der Gruppe mit der höchsten N-Akkumulation zählte.

Tabelle 11: Mittlere N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2020 und die summierte N-Akkumulation dieser Schnitte (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). In einer Spalte mit gleichen Buchstaben bezeichnete Mittelwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Düngevariante				N-Akkum	ulation	(mg Gefäß ⁻¹)				
Dungevariance	1. Schnitt	2. Schnitt		3. Schnitt		4. Schnitt		5. Schnitt		Summe
Ohne N-Düngung										
N0_1	$71,80 \pm 9,35$ fg	$23,86 \pm 4,63$	d	17,86 ± 1,80	d	25,00 ± 6,45	abcd	13,16 ± 0,96	c	151,68 ± 11,03 e
N0_2	79,80 ± 3,30 fg	35,08 ± 8,29	bcd	25,82 ± 2,31	cd	17,00 ± 2,45	cde	16,42 ± 1,24	abc	174,12 ± 12,27 de
Kalkammonsalpeter										
N100_1 KAS100%	$171,30 \pm 9,04$ a	$132,34 \pm 16,05$	a	39,10 ± 10,12	ab	24,48 ± 2,81	abcd	$14,50 \pm 4,88$	bc	$381,72 \pm 27,37 \text{ a}$
N100_2 KAS100%	150,96 ± 3,30 ab	129,38 ± 7,93	a	48,26 ± 3,12	a	16,70 ± 1,75	de	19,46 ± 3,96	ab	$364,76 \pm 12,92$ a
Tierische Reststoffe										
OR57 Rindermist	$80,26 \pm 19,4$ fg	$28,20 \pm 9,1$	cd	$20,52 \pm 2,9$	cd	25,00 ± 2,6	abcd	18,00 ± 1,9	abc	$171,98 \pm 30,4$ de
OR58 Rindergülle	$114,70 \pm 17,63$ cd	$39,50 \pm 15,73$	bcd	$20,60 \pm 6,13$	cd	24,54 ± 3,91	abcd	17,88 ± 1,71	abc	$217,22 \pm 40,00$ bcd
OR55 Schweinegülle	$136,80 \pm 11,35$ bc	$35,18 \pm 9,73$	bcd	24,70 ± 5,02	cd	25,26 ± 3,02	abcd	19,72 ± 1,92	ab	241,66 ± 13,40 b
Pflanzliche Reststoffe										
Ernterückstände/Gründünger										
OR25 Leguminosengründünger	$61,76 \pm 20,00 \text{ g}$	$34,32 \pm 11,31$	bcd	$28,98 \pm 4,13$	bc	35,08 ± 6,06	a	20,48 ± 3,78	a	$180,62 \pm 27,29 \text{ cde}$
OR30 Gemüseputzabfall	$87,42 \pm 12,15$ efg	$37,14 \pm 6,82$	bcd	$28,52 \pm 6,87$	bcd	29,74 ± 7,00	ab	$17,30 \pm 3,35$	abc	$200,12 \pm 10,93$ bcd
Grüngutvarianten										
OR103 Grüngut	$2,08 \pm 0,85$ h	$0,76 \pm 0,66$	e	$4,54 \pm 2,83$	e	10,92 ± 4,91	e	$13,38 \pm 0,91$	c	$31,68 \pm 8,36$ f
OR72 Grüngut-Kompost	$79,22 \pm 9,81$ fg	$26,54 \pm 6,53$	d	$18,88~\pm~4,34$	cd	$32,80 \pm 7,76$	a	$16,06 \pm 2,34$	abc	$173,50 \pm 20,10 \text{ de}$
OR106 Grüngut-Biokohle	$82,74 \pm 4,26$ efg	$36,22 \pm 5,83$	bcd	$29,02 \pm 2,19$	bc	19,28 ± 2,28	bcde	$19,12 \pm 0,96$	ab	$186,38 \pm 15,89$ cde
Gärreste aus Mais, GPS, Getreide										
OR40 Gärrest unsepariert	$107,40 \pm 12,97$ de	$49,68 \pm 12,34$	bc	$26,56 \pm 3,60$	cd	24,70 ± 5,30	abcd	15,60 ± 0,77	abc	223,94 ± 15,00 bc
OR41 Gärrest separiert flüssig	$118,02 \pm 8,27$ cd	$53,90 \pm 7,27$	b	$24,32 \pm 5,60$	cd	$26,06 \pm 6,24$	abcd	17,10 ± 2,97	abc	$239,40 \pm 21,62 \text{ b}$
OR42 Gärrest separiert fest	$91,98 \pm 11,89$ def	$38,34 \pm 10,05$	bcd	22,18 ± 4,42	cd	27,76 ± 5,44	abc	16,78 ± 1,81	abc	$197,04 \pm 22,91$ bcde

Anmerkung: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit $\alpha = 0.05$. Paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests. P- Wert (Düngevariante) < 0.001.

N0 (keine Düngung), N100 (100 % Kalkammonsalpeter), GPS (Ganzpflanzensilage).

3.2.3.2 Stickstoffakkumulation des Stickstoffversuchs 2021

Die nachfolgend beschriebenen Daten der gemittelten N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte und deren summierte N-Akkumulationen befinden sich in Tabelle 12.

Die Humuserde als N-Düngerzugabe (HED) erreichte in allen Schnitten geringere N-Akkumulationen als die Nullvariante und die mineralische Kontrolle. Im ersten Aufwuchs war der Abstand mit 80 mg N Gefäß-¹ sehr groß zur mineralischen Kontrolle mit 255 mg N Gefäß-¹. Dieser Abstand verringerte sich im zweiten Aufwuchs, da der Wert von der mineralischen Kontrolle auf 64 mg N Gefäß-¹ sank. Ab dem dritten Aufwuchs dann gab es nur noch wenig signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten. In der Summe der fünf Schnitte erreichte HED eine signifikant geringere N-Akkumulation von 171 mg N Gefäß-¹ als die mineralische Kontrolle (406 mg N Gefäß-¹) und die Nullkontrolle (228 mg N Gefäß-¹), da das Ergebnis in dem ersten Aufwuchs deutlich niedriger war.

Tabelle 12: Mittlere N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2021 und die summierte N-Akkumulation dieser Schnitte (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). In einer Spalte mit gleichen Buchstaben bezeichnete Mittelwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Düngevariante	N-Akkumulation (mg Gefäβ ⁻¹)								
Dungevariance	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	5. Schnitt	Summe			
Ohne N-Düngung N0_3	$118,06 \pm 26,54$ b	20,57 ± 3,66 b	$20,41 \pm 4,03$ a	40,64 ± 5,90 ab	28,34 ± 4,41 a	$228,02 \pm 40,64 \text{ b}$			
<u>Kalkammonsalpeter</u> N100_3 KAS100%	254,83 ± 21,03 a	$63,69 \pm 30,40$ a	$16,27 \pm 2,23$ ab	41,95 ± 3,18 a	28,80 ± 4,53 a	405,54 ± 18,40 a			
Biozyklische Humuserde HED Humuserde als N-Düngerzugabe	$80,37 \pm 9,34$ c	15,92 ± 1,04 b	$15,32 \pm 2,17$ b	33,71 ± 5,10 b	25,14 ± 3,76 a	$170,46 \pm 3,64$ c			

Anmerkung: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit $\alpha = 0.05$. Paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests. P- Wert (Düngevariante) < 0.001. **N0** (keine Düngung), **N100** (100 % Kalkammonsalpeter).

3.2.4 Düngerinduzierte Stickstoffakkumulation

3.2.4.1 Düngerinduzierte Stickstoffakkumulation des Stickstoffversuchs 2020

Die nachfolgend beschriebenen Daten der gemittelten düngerinduzierten N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte und deren summierte düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross befinden sich in Tabelle 13. Die düngerinduzierte N-Akkumulation ergibt sich aus der Differenz der N-Akkumulation der jeweiligen Düngevariante und der N-Akkumulation der Nullkontrolle. Bis auf Grüngut, die mineralischen Kontrollvarianten und Leguminosengründünger erreichten alle Düngevarianten im ersten Sprossaufwuchs ihre höchste düngerinduzierte N-Akkumulation. Hervorstechend sind die mineralischen Kontrollvarianten, die in den ersten zwei Aufwüchsen deutlich mehr düngerinduzierten N akkumulierten und Grüngut, das im ersten Aufwuchs eine weitaus geringere, negative düngerinduzierte N-Akkumulation erzielte als alle anderen Düngevarianten, dann aber in den folgenden Aufwüchsen stark zunehmende Werte erreichte bis hin zur Annäherung an die anderen Varianten. Kompost und Biokohle aus Grüngut erreichten in allen fünf Aufwüchsen relativ homogene Werte. Die mittlere düngerinduzierte N-Akkumulation der fünf Sprossaufwüchse aller Varianten reichte von -77 (Grüngut, 1. Schnitt) bis 109 mg N Gefäß-1 (N100_1, 2. Schnitt). Die über fünf Schnitte summierte düngerinduzierte N-Akkumulation reichte von -142 (Grüngut) bis 230 mg N Gefäß-1 (N100_1).

Mineralische und tierische Kontrollvarianten

Die mineralischen Kontrollvarianten erzielten in den ersten drei Aufwüchsen signifikant die höchsten N-Akkumulationen, trotz der stark sinkenden Werte vom zweiten zum dritten Aufwuchs. Sie akkumulierten im dritten Aufwuchs 80 % (N100_1) bzw. 76 % (N100_2) weniger düngerinduzierten N als im zweiten Aufwuchs. Im vierten und fünften Aufwuchs schwankten die Werte um den Nullbereich und unterschieden sich praktisch nicht mehr signifikant von den anderen Varianten.

Aufgrund der hohen Werte in den ersten zwei Aufwüchsen erzielten die mineralischen Kontrollvarianten mit sehr weitem Abstand in der Summe die höchsten düngerinduzierten N-Akkumulationen mit 230 (N100_1) und 191 mg N Gefäß-1 (N100_2).

Im ersten Aufwuchs erreichte Schweinegülle mit 65 mg N Gefäß-¹ die höchste düngerinduzierte N-Akkumulation von den Reststoffen, unterschied sich aber noch signifikant von der ersten mineralischen Kontrolle (100 mg N Gefäß-¹). Rindermist erzielte im ersten Aufwuchs mit 9 mg N Gefäß-¹ eine signifikant geringere N-Akkumulation als Schweinegülle. In den weiteren

Aufwüchsen gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den tierischen Reststoffen, da Schweinegülle stark absank auf 11 mg N Gefäß-1. Der zweite Aufwuchs zeigte wenig signifikante Unterschiede zu den pflanzlichen Reststoffen.

In der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation erreichte Schweinegülle mit 90 mg N Gefäß-¹ im Vergleich die höchste düngerinduzierte N-Akkumulation von den Reststoffen, unterschied sich aber nicht signifikant von Rindergülle mit 66 mg N Gefäß-¹, dem flüssigen Gärrest mit 89 mg N Gefäß-¹ und dem unseparierten Gärrest mit 72 mg N Gefäß-¹. Rindermist schnitt mit 20 mg N Gefäß-¹ signifikant am schlechtesten von den tierischen Reststoffen ab.

Gärreste

Nachdem die mineralischen Kontrollen in den ersten drei Aufwüchsen deutlich mehr düngerinduzierten N akkumulierten, gab es im vierten und fünften Aufwuchs keinen signifikanten Unterschied mehr zwischen den Gärrest-Varianten und den mineralischen Kontrollen. Durch den weiten Abstand in den ersten Aufwüchsen akkumulierten die mineralischen Kontrollen jedoch in der Summe trotzdem signifikant mehr düngerinduzierten N als die Gärreste.

Wie auch schon bei der N-Akkumulation kam der flüssige Gärrest im Vergleich zu den tierischen Reststoffen der hohen düngerinduzierten N-Akkumulation der Schweinegülle-Variante am nächsten, so erzielte der flüssige Gärrest im ersten Aufwuchs noch ca. 29 % weniger düngerinduzierten N als Schweinegülle, aber in der Summe über alle fünf Schnitte nur etwa 2,5 % weniger düngerinduzierten N, womit sie sich nicht signifikant unterschieden. Die Düngung mit unsepariertem Gärrest übertraf die summierte N-Akkumulation der Düngung mit Rindergülle, jedoch ohne signifikanten Unterschied. Der feste Gärrest lag im Bereich zwischen der Rindergülle und dem Rindermist.

Ebenso wie bei der N-Akkumulation erzielte auch der flüssige Gärrest unter den pflanzlichen Reststoffen in den ersten beiden Aufwüchsen die höchste düngerinduzierte N-Akkumulation. Ab dem dritten Aufwuchs führten Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall zwar zu höheren düngerinduzierten N-Akkumulationen als die Gärreste, jedoch schnitten die Varianten flüssiger und unseparierter Gärrest mit einer summierten düngerinduzierten N-Akkumulation von 88 mg N Gefäß-1 (flüssiger Gärrest) und 72 mg N Gefäß-1 (unseparierter Gärrest) insgesamt trotzdem am besten unter den pflanzlichen Reststoffen ab. Der feste Gärrest lag mit einer summierten düngerinduzierten N-Akkumulation von 45 mg N Gefäß-1 in einem ähnlichen Bereich wie Gemüseputzabfall.

Ernterückstände/Gründünger

Die mineralischen Kontrollen akkumulierten in den ersten drei Aufwüchsen weitaus mehr düngerinduzierten N als die Varianten Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall, sodass die erste mineralische Kontrolle in der Summe ca. 87 % mehr düngerinduzierten N akkumulierte als die Leguminosengründünger-Variante und ca. 79 % mehr N als die Gemüseputzabfall-Variante.

Auch die tierischen Güllevarianten akkumulierten mehr N als die Gemüseputzabfall und Leguminosengründünger-Variante, die Rindermist-Variante jedoch weniger.

Innerhalb der pflanzlichen Reststoffe lagen Leguminosengründunger und Gemüseputzabfall etwa im mittleren Bereich. In der Summe schnitt Gemüseputzabfall mit 48 mg N Gefäß⁻¹ besser ab als Leguminosengründunger mit 29 mg N Gefäß⁻¹.

Die Leguminosengründünger-Variante erreichte im ersten Aufwuchs einen Negativwert von -10 mg N Gefäß-1, stieg dann im zweiten Aufwuchs auf 10 mg N Gefäß-1 an und sank dann in den weiteren Aufwüchsen weniger ab als andere Reststoffe. Dadurch wies Leguminosengründünger im vierten Aufwuchs mit 10 mg N Gefäß-1 die höchste düngerinduzierte N-Akkumulation von allen Düngevarianten auf. Diese Dynamik deutet darauf hin, dass der Leguminosengründünger konstant über die Zeit N freigesetzt hat, anstatt wie die meisten anderen Reststoffe zu Beginn den meisten N und dann im Verlauf stetig weniger.

Grüngutvarianten

Die Grüngut-Variante wies in jedem Aufwuchs die geringste düngerinduzierte N-Akkumulation auf, jedoch verringerte sich die Differenz zu den anderen Düngevarianten, sodass im vierten Aufwuchs praktisch keine signifikanten Unterschiede mehr vorlagen. Zwar stieg der Wert von -77 mg N Gefäß-1 im ersten Aufwuchs auf -3 mg N Gefäß-1 im fünften Aufwuchs, jedoch blieb er im negativen Bereich. Es wurde also weniger N im Spross durch die Grüngutdüngung akkumuliert als bei der Nullkontrolle, die keine Düngergabe erhielt. Mit einer summierten düngerinduzierten N-Akkumulation von -142 mg N Gefäß-1 schnitt Grüngut signifikant deutlich am schlechtesten ab.

Kompost und Biokohle aus Grüngut lagen im unteren Bereich mit einer summierten düngerinduzierten N-Akkumulation von 22 (Grüngut-Kompost) und 13 mg N Gefäß-1 (Grüngut-Biokohle) und waren etwa vergleichbar mit der Rindermist-Variante. Im Vergleich zu den anderen pflanzlichen Reststoffen schnitt nur noch Grüngut signifikant schlechter ab.

Der Kompost erreichte relativ homogene Werte im Bereich von 3 bis 8 mg N Gefäß⁻¹ in den fünf Aufwüchsen, wodurch er im vierten Aufwuchs von allen Düngevarianten die höchste

düngerinduzierte N-Akkumulation erzielte. Bei Grüngut-Biokohle schwankten die Werte recht homogen in den fünf Aufwüchsen zwischen 1 bis 4 mg N Gefäß-1.

Tabelle 13: Mittlere düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2020 und die summierte düngerinduzierte N-Akkumulation dieser Schnitte.

In einer Spalte mit gleichen Buchstaben bezeichnete Mittelwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5)

Düngevariante			D	üngerinduzierte l	N-Akku	mulation (mg Gefäß	⁻¹)			
Dungevariance	1. Schnitt	2. Schnitt		3. Schnitt		4. Schnitt		5. Schnitt		Summe
<u>Kalkammonsalpeter</u>										
N100_1 KAS100%	$99,52 \pm 16,40$ a	$108,46 \pm 12,40$	a	$21,26 \pm 8,86$	a	-0.53 ± 6.91 a	ıb	$1,34 \pm 4,55$	bcd	$230,05 \pm 25,07$ a
N100_2 KAS100%	$71,14 \pm 0,58$ b	94,29 ± 10,42	a	$22,47 \pm 3,21$	a	-0.30 ± 1.63 a	ıb	$3,06 \pm 4,21$	abc	190,67 ± 14,29 b
Tierische Reststoffe										
OR57 Rindermist	$8,46 \pm 14,8$ gh	$4,34 \pm 6,9$	d	$2,68 \pm 2,0$	bcd	-0.03 ± 5.4 a	ıb	$4,84~\pm~2,2$	abc	$20,30 \pm 23,1$ fg
OR58 Rindergülle	$42,90 \pm 16,78$ cde	$15,63 \pm 13,53$	bcd	$2,75 \pm 4,74$	bcd	$-0,48 \pm 7,33$ a	ıb	$4,74 \pm 0,99$	abc	$65,55 \pm 36,06$ cde
OR55 Schweinegülle	$65,01 \pm 12,27$ bc	$11,31 \pm 9,97$	cd	$6,88 \pm 5,60$	bcd	$0,24 \pm 7,25$ a	ıb	$6,57 \pm 1,62$	ab	$90,01 \pm 5,16$ c
Pflanzliche Reststoffe										
Ernterückstände/Gründünger										
OR25 Leguminosengründünger	$-10,02 \pm 13,09 \text{ h}$	$10,44 \pm 8,29$	cd	$11,12 \pm 5,08$	b	$10,07 \pm 4,51$ a	ι	$7,31 \pm 3,43$	a	$28,92 \pm 18,38 \text{ efg}$
OR30 Gemüseputzabfall	$15,64 \pm 10,06$ fg	$13,27 \pm 3,53$	bcd	$10,66 \pm 5,80$	bc	$4,70 \pm 7,72$ a	ıb	$4,15 \pm 3,32$	abc	$48,42 \pm 4,67$ def
Grüngutvarianten										
OR103 Grüngut	-77,01 ± 3,59 i	$-34,39 \pm 7,82$	e	$-20,93 \pm 4,84$	e	$-5,91 \pm 6,38$ b)	$-3,38 \pm 0,94$	d	$-141,62 \pm 5,63$ h
OR72 Grüngut-Kompost	$7,44 \pm 11,25$ gh	$2,68 \pm 4,80$	d	$1,05 \pm 4,05$	cd	$7,80 \pm 10,31$ a	ıb	$2,92 \pm 2,18$	abc	$21,88 \pm 19,73$ fg
OR106 Grüngut-Biokohle	$3,62 \pm 5,84$ gh	1,02 ± 11,63	d	$3,59 \pm 2,33$	bcd	$2,45 \pm 2,51$ a	ıb	$2,36 \pm 1,26$	abc	$13,04 \pm 15,90 \text{ fg}$
Gärreste aus Mais, GPS, Getreide										
OR40 Gärrest unsepariert	$35,60 \pm 10,08$ def	$25,80 \pm 8,78$	bc	$8,72 \pm 3,47$	bcd	-0.29 ± 6.62 a	ıb	$2,44 \pm 1,50$	abc	$72,27 \pm 8,29$ cd
OR41 Gärrest separiert flüssig	$46,24 \pm 11,30$ cd	$30,02 \pm 2,63$	b	$6,47 \pm 5,03$	bcd	$1,07 \pm 11,12$ a	ıb	$3,93 \pm 2,18$	abc	$87,73 \pm 12,71 \text{ c}$
OR42 Gärrest separiert fest	$20,17 \pm 5,83$ efg	$14,46 \pm 7,74$	bcd	$4,33 \pm 3,68$	bcd	$2,73 \pm 6,51$ a	ıb	$3,60 \pm 2,22$	abc	$45,30 \pm 15,21$ def

Anmerkung: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit α = 0,05. Paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests. P- Wert (Düngevariante) < 0.001. **N0** (keine Düngung), **N100** (100 % Kalkammonsalpeter), **GPS** (Ganzpflanzensilage).

3.2.4.2 Düngerinduzierte Stickstoffakkumulation des Stickstoffversuchs 2021

Die nachfolgend beschriebenen Daten der gemittelten düngerinduzierten N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte und deren summierte düngerinduzierte N-Akkumulationen befinden sich in Tabelle 14.

Die Humuserde als N-Düngerzugabe (HED) erreichte in allen Schnitten eine geringere düngerinduzierte N-Akkumulation als die mineralische Kontrolle. Im ersten Aufwuchs akkumulierte die Humuserde-Variante ca. 129 % weniger N als die mineralische Kontrolle. Da die Werte der mineralischen Kontrolle bis zum dritten Aufwuchs stark sanken, akkumulierte die Humuserde-Variante nicht mehr signifikant weniger. Allerdings blieb die düngerinduzierte N-Akkumulation von HED im negativen Bereich. Dies bedeutet, dass weniger N im Spross durch die Düngung akkumuliert wurde als bei der Nullkontrolle, die keine Düngergabe erhielt.

In der Summe der fünf Schnitte erreichte HED eine signifikant niedrigere düngerinduzierte N-Akkumulation von -58 mg N Gefäß-1 als die mineralische Kontrolle (178 mg N Gefäß-1) bedingt durch die deutlich niedrigeren Ergebnisse in den ersten zwei Aufwüchsen.

Tabelle 14: Mittlere düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte des N-Versuchs 2021 sowie die summierte düngerinduzierte N-Akkumulation dieser Schnitte.

In einer Spalte mit gleichen Buchstaben bezeichnete Mittelwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5)

Düngevariante	Düngerinduzierte N-Akkumulation (mg Gefäß ⁻¹)								
- Dungevariance	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	5. Schnitt	Summe			
<u>Kalkammonsalpeter</u> N100_3 KAS100%	136,77 ± 31,39 a	$43,12 \pm 28,52$ a	-4,14 ± 4,00 a	1,31 ± 4,89 a	0,46 ± 5,80 a	177,52 ± 31,82 a			
Biozyklische Humuserde HED Humuserde als N-Düngerzugabe	-37,69 ± 25,90 b	-4,65 ± 3,63 b	-5,09 ± 3,43 a	-6,94 ± 4,99 b	-3,20 ± 6,17 a	-57,56 ± 39,38 b			

Anmerkung: Einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit $\alpha = 0.05$. Paarweise Vergleiche mit Tukey-Tests. P- Wert (Düngevariante) < 0.001. **N0** (keine Düngung), **N100** (100 % Kalkammonsalpeter).

3.3 Stickstoffverwertungseffizienz der Düngevarianten

In diesem Kapitel wird die summierte düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross dem applizierten N-Gehalt der Varianten gegenübergestellt. Die düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross entspricht dem N-Gehalt, den die Pflanze im Spross akkumuliert hat abzüglich der N-Akkumulation der Nullkontrolle. Die Summen wurden aus fünf Schnitten berechnet, die einer Versuchsdauer im N-Versuch 2020 von 168 Tagen und im N-Versuch 2021 von 230 Tagen entsprachen. Ziel dieser Berechnung ist es festzustellen, wieviel N die Pflanzen aus dem Dünger akkumuliert haben. Da die genauen N-Verlaufspfade jedoch auf diese Weise nicht nachvollzogen werden können, muss von einer scheinbaren N-Verwertungseffizienz (NUE) gesprochen werden, da auch bspw. die Steigerung der mikrobiellen Aktivität durch organischen Dünger zu einer N-Aufnahme der Pflanze aus dem Boden-N-Pool führen können (Jensen, 2013). Im Folgenden wird die scheinbare NUE jedoch gleichgesetzt mit der NUE. Der N, der zwar von der Pflanze aufgenommen, aber in den Stoppeln und Wurzeln eingelagert wurde, wurde hier vernachlässigt, da der überwiegende Teil des N in Blättern und Früchten eingelagert wird (Marschner, 2012).

3.3.1 Stickstoffverwertungseffizienz der Düngevarianten des Stickstoffversuchs 2020

In Tabelle 15 sind die Daten der gemittelten summierten düngerinduzierten N-Akkumulation im Spross, die applizierte N-Düngemenge in Form von organischen Reststoffen und KAS sowie die sich daraus ergebende NUE dargestellt.

Auffällig ist, dass die mineralischen Kontrollvarianten wesentlich mehr N aus dem Dünger aufgenommen haben (85 %). Die Reststoffe wiederum verzeichnen eine sehr heterogene NUE von -53 % (Grüngut) bis 33 % (Schweinegülle und flüssiger Gärrest). Grüngut hat einen negativen Wert, was bedeutet, dass diese Düngevariante weniger N im Spross akkumuliert hat als die Nullkontrolle und somit kein N aus dem Dünger in der Pflanze aufgenommen wurde.

Tabelle 15: Mittlere summierte düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte, die applizierte N-Düngemenge in Form von organischen Reststoffen und KAS sowie die sich daraus ergebende scheinbare N-Verwertungseffizienz (NUE).

Diese Daten beziehen sich auf den N-Versuch 2020 (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5).

D	Applizierte N- Düngemenge	Düngerinduzierte N-Akkumulation	N-Verwertungs- effizienz (NUE)
Düngevariante			
	(mg C	Gefäß ⁻¹)	(%)
Kalkammonsalpeter			
N100_1 KAS100%	269,7	$230,0 \pm 25,1$	85 ± 9
N100_2 KAS100%	269,7	$190,7 \pm 14,3$	71 ± 5
Tierische Reststoffe			
OR57 Rindermist	269,7	$20,3 \pm 23,1$	8 ± 9
OR58 Rindergülle	269,7	$65,6 \pm 36,1$	$24~\pm~13$
OR55 Schweinegülle	269,7	$90,0 \pm 5,2$	$33~\pm~2$
Pflanzliche Reststoffe			
Ernterückstände/Gründünger			
OR25 Leguminosengründünger	269,7	$28,9 \pm 18,4$	11 ± 7
OR30 Gemüseputzabfall	269,7	$48,4 \pm 4,7$	18 ± 2
Grüngutvarianten			
OR103 Grüngut	269,7	$-141,6 \pm 5,6$	-53 ± 2
OR72 Grüngut-Kompost	269,7	21.9 ± 19.7	8 ± 7
OR106 Grüngut-Biokohle	269,7	$13,0 \pm 15,9$	5 ± 6
Gärreste aus Mais, GPS, Getreide			
OR40 Gärrest unsepariert	269,7	$72,3 \pm 8,3$	27 ± 3
OR41 Gärrest separiert flüssig	269,7	87,7 ± 12,7	33 ± 5
OR42 Gärrest separiert fest	269,7	$45,3 \pm 15,2$	$17~\pm~6$

Anmerkung: N100 (100 % Kalkammonsalpeter), GPS (Ganzpflanzensilage).

3.3.2 Stickstoffverwertungseffizienz der Düngevarianten des Stickstoffversuchs 2021

In Tabelle 16 sind die Daten der gemittelten summierten düngerinduzierten N-Akkumulation im Spross, die applizierte N-Düngemenge in Form von organischen Reststoffen und KAS und die sich daraus ergebende NUE dargestellt.

Die mineralische Kontrolle hat wesentlich mehr N aus dem Dünger aufgenommen mit einer NUE von 66 %. HED verzeichnete eine NUE von -32 %, woraus sich ergibt, dass diese Düngevariante weniger N im Spross akkumuliert hat als die Nullkontrolle und die Pflanze kein N aus diesem Reststoff aufgenommen zu haben scheint.

Tabelle 16: Mittlere summierte düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der fünf Schnitte, die applizierte N-Düngemenge in Form von organischen Reststoffen und KAS und die sich daraus ergebende scheinbare N-Verwertungseffizienz (NUE).

Diese Daten beziehen sich auf den N-Versuch 2021 (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5).

Düngevariante	Applizierte N- Düngemenge	Düngerinduzierte N-Akkumulation	N-Verwertungs- effizienz (NUE)
	(mg ((%)	
Kalkammonsalpeter			
N100_3 KAS100%	269,7	$177,5 \pm 31,8$	66 ± 11.8
Biozyklische Humuserde			
HED Humuserde als N-Düngerzugabe	180,9	$-57,6 \pm 39,4$	-32 ± 21.8
Anmanlana: N100 (100 % Vallrammons	alnotar)		

Anmerkung: N100 (100 % Kalkammonsalpeter).

3.4 Darstellung der Stickstoffdüngewirkung anhand des N-MDÄ

In diesem Kapitel wird die direkte oder auch kurzfristige wie auch die langfristige N-Düngewirkung beider N-Versuche anhand des N-MDÄ dargestellt. Daraufhin werden beide N Versuche ebenfalls mit den N-MDÄ verglichen. Das N-MDÄ setzt die N-Düngewirkung eines organischen Düngers in ein Verhältnis mit N-Mineraldünger. Zur Berechnung des N-MDÄ wurden die Werte der düngerindizierten N-Akkumulation der jeweiligen Reststoffe und der zugehörigen mineralischen Kontrollvarianten gewählt (siehe Kapitel 2.3.2). Für die kurzfristige Wirkung wurde die Summe aus den ersten beiden Aufwüchsen und für die langfristige Düngewirkung die Summe aus allen fünf Aufwüchsen genutzt.

Für den Vergleich beider Versuche wurde für den N-Versuch 2020 die Summe aus vier Aufwüchsen und für den N-Versuch 2021 die Summe aus drei Aufwüchsen genutzt (siehe Kapitel 2.3.3). Die N-MDÄ werden als Mittelwerte mit Standardabweichung dargestellt.

3.4.1 N-MDÄ des Stickstoffversuchs 2020

In Abbildung 13 sind die gemittelten kurzfristigen N-MDÄ anhand der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation der ersten zwei Aufwüchse (43 Tage nach Aussaat) und die langfristigen N-MDÄ anhand der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation aller fünf Aufwüchse (168 Tage nach Aussaat) dargestellt. Die MDÄ der kurzfristigen wie auch der langfristigen N-Wirkung der organischen Reststoffe fiel auch innerhalb der Reststoffgruppen sehr heterogen aus. Bei vielen Reststoffen änderte sich das N-MDÄ nur wenig.

Kurzfristige N-MDÄ

Die höchsten kurzfristigen N-MDÄ erreichten Schweinegülle und der flüssige Gärrest mit 37 %, so dass die N-Düngewirkung dieser beiden Reststoffe 37 % der ersten mineralischen Kontrolle betrug. Rindergülle (28 %) und der unseparierte Gärrest (30 %) erzielten ähnliche N-MDÄ und kamen Schweinegülle und dem flüssigen Gärrest noch am nächsten. Gemüseputzabfall (14 % N-MDÄ) und der feste Gärrest (17 % N-MDÄ) lagen im mittleren Bereich. Rindermist, Leguminosengründünger, Grüngut-Kompost und Grüngut-Biokohle erreichten lediglich eine N-MDÄ zwischen 0 bis 6 %. An dieser Stelle sei auch erwähnt, dass die Standardabweichungen zum Teil über 10 % lagen, so betrug die Abweichung um den Mittelwert beispielsweise bei Rindergülle 13 %. Herausstechend ist erwartungsgemäß Grüngut mit einem negativen N-MDÄ von -68 %. Im Vergleich zum Mineraldünger sind innerhalb der tierischen wie auch pflanzlichen Reststoffgruppen große Unterschiede zu erkennen.

Innerhalb der Grüngutvarianten ist eine große Differenz von ca. 70 % N-MDÄ von dem Ausgangssubstrat Grüngut zu den Verarbeitungsstufen Grüngut Kompost und Biokohle vorhanden. Aber auch unter den Gärresten und den tierischen Reststoffen unterscheiden sich die N-MDÄ in einer Größenordnung zwischen 20-30 %.

Langfristige N-MDÄ

Die höchsten langfristigen N-MDÄ erreichten Schweinegülle und der flüssige Gärrest mit 39 bzw. 38 %, die somit kaum einen Unterschied zur kurzfristigen N-MDÄ aufwiesen. Gleiches ist bei Rindergülle (28 % N-MDÄ) und dem unseparierten Gärrest (32 % N-MDÄ) zu beobachten, die kaum eine Veränderung zeigten. Leguminosengründünger steigerte sein N-MDÄ allerdings von 0 auf 13 %. Grüngut verschlechterte sich sogar auf ein N-MDÄ von -75 %. Alle anderen Reststoffe nahmen in ihren N-MDÄ geringfügig zwischen 2 bis 6 % zu. Wie auch bei den kurzfristigen N-MDÄ ließen die Reststoffe auch innerhalb ihrer Reststoffgruppen sehr heterogene Werte erkennen. Die Standardabweichungen lagen zum Teil über 10 %.

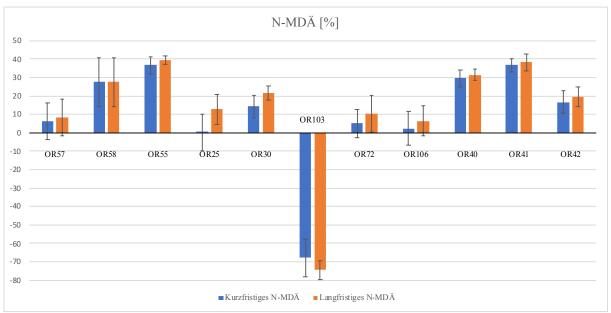


Abbildung 13: Darstellung der gemittelten kurzfristigen und langfristigen N-MDÄ des N-Versuchs 2020.

Berechnet auf Grundlage der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation der ersten zwei Aufwüchse (kurzfristige N-MDÄ) und der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation aller fünf Aufwüchse (langfristigen N-MDÄ) (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). *Anmerkung:* N-MDÄ (Stickstoff-Mineraldüngeräquivalent), OR57 (Rindermist), OR58 (Rindergülle), OR55 (Schweinegülle), OR25 (Leguminosengründünger), OR30 (Gemüseputzabfall), OR103 (Grüngut), OR72 (Grüngut-Kompost), OR106 (Grüngut-Biokohle), OR40 (Gärrest unsepariert), OR41 (Gärrest separiert flüssig), OR42 (Gärrest separiert fest).

3.4.2 N-MDÄ des Stickstoffversuchs 2021

Das gemittelte kurzfristige N-MDÄ der biozyklischen Humuserde wurde anhand der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation der ersten zwei Aufwüchse (64 Tage nach Aussaat) und das langfristige N-MDÄ anhand der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation aller fünf Aufwüchse (230 Tage nach Aussaat) berechnet. Demnach erzielte die biozyklische Humuserde ein negatives kurzfristiges N-MDÄ von -25 % (± 18 %) und verschlechterte sich sogar zu einem langfristigen N-MDÄ von -36 % (±25 %).

3.4.3 Vergleich der N-MDÄ der Stickstoffversuche 2020 und 2021

In diesem Kapitel wird die HED des N-Versuchs 2021 verglichen mit den organischen Reststoffen des N-Versuchs 2020. Da die Versuche zu unterschiedlichen Jahreszeiten stattfanden und die Aufwuchszeiten unterschiedlich waren, wurden die N-MDÄ summierter düngerinduzierter N-Akkumulation der Aufwüchse mit den ähnlichsten Temperatursummen und Wachstumstagen nach der Aussaat verwendet (siehe Kapitel 2.3.3). Daraus ergab sich der Vergleich der summierten N-MDÄ von vier Schnitten des N-Versuchs 2020 und von drei Schnitten des N-Versuchs 2021 (Abbildung 14).

Die summierten N-MDÄ von vier Schnitten des N-Versuchs 2020 ergaben ähnliche Ergebnisse wie die summierten N-MDÄ von zwei und fünf Schnitten aus Kapitel 3.4.1, daher wird hier nicht im Einzelnen auf die Unterschiede zwischen den Reststoffen des N-Versuchs 2020 eingegangen. HED erzielte ebenso wie Grüngut ein negatives N-MDÄ von -29 %, allerdings mit einer sehr hohen Standardabweichung von 20 %. Mit diesem negativen N-MDÄ schnitt HED also weitaus schlechter ab im Vergleich zu allen anderen Reststoffen. Lediglich Grüngut wies ein noch negativeres N-MDÄ von -74 % auf.

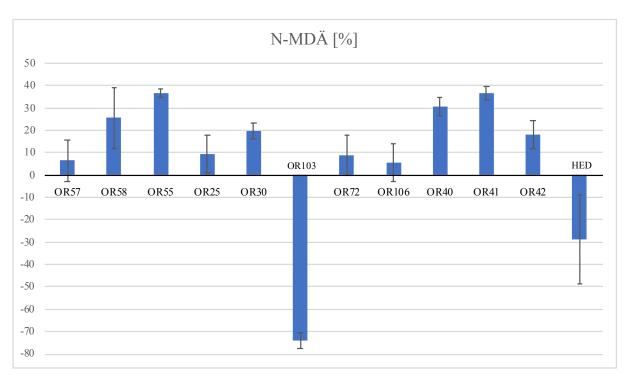


Abbildung 14: Darstellung der gemittelten N-MDÄ beider N-Versuche.

Berechnet anhand der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation von den ersten vier Schnitten des N-Versuchs 2020 und den ersten drei Schnitten des N-Versuchs 2021 (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5).

Anmerkung: N-MDÄ (Stickstoff-Mineraldüngeräquivalent), OR57 (Rindermist), OR58 (Rindergülle), OR55 (Schweinegülle), OR25 (Leguminosengründünger), OR30 (Gemüseputzabfall), OR103 (Grüngut), OR72 (Grüngut-Kompost), OR106 (Grüngut-Biokohle), OR40 (Gärrest unsepariert), OR41 (Gärrest separiert flüssig), OR42 (Gärrest separiert fest), HED (Humuserde als N-Düngerzugabe).

4. Diskussion

In Kapitel 3 wurde die Sprosstrockenmasse als Ertragsparameter ausgewertet und um die N-Düngewirkung der Reststoffe zu bewerten, wurden die N-Konzentration und N-Akkumulation im Spross untersucht. Anhand der düngerinduzierten N-Akkumulation wurden die N-Mineraldüngeräquivalente (N-MDÄ) abgeleitet sowie die N-Verwertungseffizienz (NUE). Ziel dieser Arbeit war es, die veganen bzw. pflanzlichen Reststoffe im Hinblick auf ihre Ertragsund N-Düngewirkung einzuordnen und mit herkömmlichen tierischen und mineralischen Düngemitteln zu vergleichen. Daraus abgeleitet soll die Frage beantwortet werden, welche Perspektiven sich für den veganen Ökolandbau aus diesen ausgewählten Reststoffen ergeben. Weiterhin soll bewertet werden, ob sich die N-Düngewirkung anhand von chemischen Eigenschaften der Reststoffe vorhersagen lässt. Um diese Fragen zu beantworten, werden im Folgenden die Versuchsergebnisse im wissenschaftlichen Kontext diskutiert. Weiterhin sind zur Bewertung der Ertrags- und N-Düngewirkung in diesem Kapitel vor allem die Trockenmasse, das N-MDÄ und die NUE heranzuziehen, da diese Parameter praxisrelevant sind.

4.1 Ertrags- und Stickstoffdüngewirkung der veganen organischen Reststoffe im Vergleich mit herkömmlichen tierischen und mineralischen Düngevarianten

Erwartungsgemäß waren die Ergebnisse der TM und der düngerinduzierten N-Akkumulation im Spross des Weidelgrases unter den tierischen wie auch den pflanzlichen Reststoffen sehr heterogen (Tabelle 7,8, 13,14). Diese Ergebnisse stimmen auch mit anderen Untersuchungen der N-Düngewirkung von organischen Reststoffen überein (Stadler et al., 2006; Delin et al., 2012; Franklin et al., 2015, Fouda et al., 2013).

Zunächst wiesen alle Varianten außer Grüngut im ersten Schnitt eine N-Konzentration im Spross von 2,9 bis 5,4 % auf, die dann zum zweiten Schnitt deutlich absank zum Teil auf unter 2 % N. Je nach Literaturangabe liegt die N-Konzentration bei Futtergräsern zwischen 2-2,8 % (DüV, 2017; Hanus et al., 2008; Entrup, 2000), jedoch ist der N-Gehalt laut Hanus et al. (2008) von dem Nutzungszeitpunkt, der N-Nachdüngung oder auch dem "Verdünnungseffekt" abhängig. Allerdings deuten die stark sinkenden N-Konzentrationen gekoppelt mit den optisch sichtbaren Chlorosen, Nekrosen und dünnen Blattspreiten bei der Bonitur auf einen N-Mangel hin.

4.1.1 Ertrags- und Stickstoffdüngewirkung der veganen organischen Reststoffe im Vergleich mit mineralischen Düngevarianten

Die mineralischen Kontrollen wiesen mit Abstand die höchsten summierten TM-Erträge und düngerinduzierte N-Akkumulationen im Spross auf. Eine einheitliche Düngung von N_t scheint offenbar nicht zu der gleichen Ertrags- und N-Düngewirkung zu führen. Am ehesten vergleichbar mit den mineralischen Kontrollen waren Schweinegülle und der flüssige Gärrest. Im N-Versuch 2020 wiesen die mineralischen Kontrollen in den ersten drei Schnitten die höchsten TM und düngerinduzierten N-Akkumulationen auf, mit Ausnahme von Schweinegülle im ersten Schnitt, welche eine noch höhere TM erzielte. Ab dem vierten Schnitt sanken die Werte stark ab, sodass einige Reststoffe höhere TM-Erträge wie auch düngerinduzierte N-Akkumulationen erreichten. Dieses Ergebnis deckt sich auch mit den Ergebnissen von Gunnarsson et al. (2010) mit italienischem Weidelgras, bei dem die TM der mineralischen Kontrolle ab dem dritten Schnitt geringer ausfiel als bei den organischen Düngern. Durch die hohen Werte in den ersten drei Aufwüchsen wiesen die Mineraldünger-Behandlungen in der Summe aller fünf Schnitte trotzdem die höchsten TM-Erträge und N-Akkumulationen aller Düngevarianten auf, bei der düngerinduzierten N-Akkumulation sogar mit sehr weitem Abstand. Jedoch lässt der Trend der stark sinkenden Werte vermuten, dass sich die Ergebnisse in einem Langzeitversuch anders darstellen würden. Auffällig ist, dass der Abstand der mineralischen Kontrollen zu den Reststoffen im Hinblick auf den Spross-TM-Ertrag weitaus geringer ist als im Hinblick auf die N-Akkumulation im Spross. Ein Grund dafür könnte sein, dass die organischen Reststoffe neben N weitere ertragswirksame Eigenschaften haben, wie beispielsweise Verbesserung der Bodenstruktur. In einem Langzeit-Felddüngungsversuch mit Biokompost von Al-Najar et al. (2000) erzielte eine Kompostvariante nach 3 Jahren sogar höhere Erträge als die Mineraldüngervariante, jedoch geringere N-Gehalte in der Pflanze. Auch hier schlussfolgerten die Autoren, dass die Mehrerträge nicht auf bessere N-Versorgung, sondern auf die verbesserte Bodenstruktur zurückzuführen sei.

4.1.2 Ertrags- und Stickstoffdüngewirkung der veganen organischen Reststoffe im Vergleich zu herkömmlichen tierischen Düngevarianten

Insgesamt betrachtet schnitten die herkömmlichen tierischen Reststoffe in ihrer Ertrags- und N-Düngewirkung nicht besser ab als die pflanzlichen Reststoffe, beispielsweise erzielten die Güllevarianten keine signifikanten Unterschiede in ihrem TM-Ertrag und N-Akkumulation im Spross im Vergleich zu den Gärrest-Varianten unsepariert und separiert flüssig. Zusätzlich ist anzumerken, dass die Güllevarianten vor allem im ersten Aufwuchs wesentlich mehr N

akkumulierten als die meisten pflanzlichen Düngevarianten, sich die Ergebnisse im Verlauf der weiteren Schnitte aber anglichen. Weiterhin schnitt Rindermist in der Summe deutlich schlechter ab als die Gärreste sowie Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall. Vielmehr scheinen die chemischen Eigenschaften der Reststoffe einen starken Effekt auf den Ertrag wie auch auf die N-Akkumulation zu haben. Laut Gutser et al. (2005) sind vor allem der NH₄⁺-N-Gehalt, das C/N-Verhältnis und die Abbaustabilität der organischen Substanz entscheidend. Ähnliche Schlussfolgerungen trafen auch Delin et al. (2012) und Fouda et al. (2013).

In Tabelle 17 sind die MDÄ der Düngevarianten auf Basis der summierten TM und der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation dargestellt. Für die Düngevarianten des N-Versuch 2020 wurden die ersten vier Schnitte und für den N-Versuch 2021 die ersten drei Schnitte summiert wie in Kapitel 3.4.3. Die Berechnung des MDÄ auf Grundlage der Trockenmasse (TM-MDÄ) fällt häufig höher aus als auf Grundlage der N-Aufnahme (N-MDÄ), da organische Dünger auch andere Wirkungen auf den Ertrag haben als N, wie bspw. andere Makronährstoffe wie Phosphor oder Kalium, Verbesserung der Bodenstruktur oder Steigerungen der mikrobiellen Aktivität (Jensen, 2013). Daher eignet sich für die Bewertung der N-Düngewirkung das MDÄ auf Basis der N-Aufnahme. Jedoch lassen sich mit dem MDÄ auf Basis der TM die Erträge im Verhältnis zum mineralischen Referenzdünger einordnen. Im Folgenden werden die einzelnen Reststoffgruppen getrennt voneinander im Hinblick auf ihre Ertrags- und N-Düngewirkung anhand der MDÄ aus Tabelle 17 bewertet. Erläuterungen der chemischen Eigenschaften der Reststoffe beziehen sich auf Tabelle 1 und 2.

Tabelle 17: MDÄ [%] der Düngevarianten auf Basis der summierten TM und der summierten düngerinduzierten N-Akkumulation.

Für die Düngevarianten des N-Versuch 2020 wurden die ersten vier Schnitte und für den N-Versuch 2021 die ersten drei Schnitte summiert. (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5)

	MDÄ [%] bezogen auf							
Düngevariante	Trockenmasse	Düngerinduzierte N-Akkumulation						
Tierische Reststoffe								
OR57 Rindermist	58 ± 3	6 ± 9						
OR58 Rindergülle	67 ± 6	26 ± 14						
OR55 Schweinegülle	80 ± 5	37 ± 2						
Pflanzliche Reststoffe								
Ernterückstände/Gründünger								
OR25 Leguminosengründünger	64 ± 5	9 ± 8						
OR30 Gemüseputzabfall	72 ± 8	20 ± 4						
Grüngutvarianten								
OR103 Grüngut	8 ± 3	-74 ± 4						
OR72 Grüngut-Kompost	54 ± 6	9 ± 9						
OR106 Grüngut-Biokohle	60 ± 4	5 ± 8						
Gärreste aus Mais, GPS, Getreide								
OR40 Gärrest unsepariert	77 ± 6	31 ± 4						
OR41 Gärrest separiert flüssig	78 ± 6	37 ± 3						
OR42 Gärrest separiert fest	68 ± 4	18 ± 6						
Biozyklische Humuserde								
HED Humuserde als N-Düngerzugabe	51 ± 5	-29 ± 20						

4.1.2.1 Einordnung der tierischen Reststoffe anhand des MDÄ

Die Güllevarianten erreichten ein höheres TM-MDÄ wie auch ein höheres N-MDÄ als Rindermist und wiesen höhere NH₄⁺-N-Gehalte und engere C/N-Verhältnisse auf. Rindermist ist zusätzlich zu Kot und Urin mit Einstreu gemischt, wodurch er eine höhere Trockensubstanz und organischen N aufweist (Jensen, 2013). Dies erklärt die höheren kurzfristigen MDÄ der Güllevarianten und deckt sich mit vergleichbarer Fachliteratur. Auch laut Gutser et al. (2005) erzielt Rindergülle ein höheres kurzfristiges N-MDÄ als Rindermist. Generell lässt sich aber sagen, dass der höhere Gehalt an organischem N bei Rindermist langfristig pflanzenverfügbar werden kann, wodurch ein langfristiges MDÄ höher ausfallen könnte (Jensen, 2013).

Laut Gutser et al. (2005) weisen Festmist und Rindergülle kurzfristige N-MDÄ von 10-20 % bzw. 35-45 % auf. Bei den Versuchen von Delin et al. (2012) erreichten Rinder- und Schweinegülle sogar N-MDÄ von 52 %. Diese Spannweiten wurden im hier durchgeführten Versuch mit 6 %(Rindermist), 26 % (Rindergülle) und 37 % (Schweinegülle) deutlich unterschritten. Auch die angegebenen potentiellen kurzfristigen N-MDÄ von Jensen (2013) konnten hier nicht erreicht werden. Jedoch ist das MDÄ spezifisch für Versuchsbedingungen und abhängig vom

Bodentyp, den Witterungsbedingungen, der Kultur, der Länge der Vegetationsperiode und der Ausbringungsrate (Jensen, 2013). Auch wenn der NH₄⁺-Gehalt der wichtigste Faktor für das kurzfristige MDÄ ist, so kann das versuchsbedingte MDÄ auch geringer ausfallen.

Im Ökolandbau nimmt vor allem Festmist eine zentrale Rolle aufgrund der Einstreupflicht ein und bspw. Schweinegülle darf in den Verbänden Bioland und Naturland gar nicht eingesetzt werden, jedoch schnitt Rindermist im Ertrag wie auch in der N-Düngewirkung schlechter ab als einige pflanzliche Reststoffe, worauf im Folgenden näher eingegangen wird.

4.1.2.2 Einordnung der Gärreste anhand der MDÄ

Bei einer Betrachtung der düngerinduzierten N-Akkumulation der einzelnen Schnitte fällt auf, dass die Gärreste vor allem in den ersten beiden Schnitten besser abschnitten als die anderen pflanzlichen Reststoffe. Leguminosengründünger und Gemüseputzabfall übertrafen die Werte der Gärreste ab dem dritten Schnitt. In der Summe erzielten die Gärrest-Varianten unter den pflanzlichen Reststoffen jedoch trotzdem die höchsten N-MDÄ und im Vergleich zu den tierischen Kontrollen ist der flüssige und unseparierte Gärrest in etwa wie Schweinegülle einzuordnen. Die zum Teil deutlich höheren MDÄ der Gärreste innerhalb der pflanzlichen Reststoffe resultieren aus der veränderten Charakteristik der eingesetzten Stoffe während der Vergärung durch mikrobielle Umbauprozesse (Möller und Müller, 2012). Der Gehalt an NH₄⁺-N am Gesamt-N wird erhöht. Weiterhin senkt die anaerobe Vergärung die Rate der N-Immobilisierung, da gut verfügbare C-Verbindungen in Methan und CO₂ umgewandelt werden und somit nicht mehr für die Bodenmikroorganismen zur Verfügung stehen (ebd.). Durch den hohen Gehalt an NH₄⁺-N erreichen Gärreste eine gute kurzfristige N-Verfügbarkeit (Gutser et al., 2005).

Auch in anderen Versuchen mit Weidelgras zeigte sich durch den Einsatz von Gärresten ein wachstumsfördernder Effekt, der über der Nullkontrolle lag (Gunnarsson et al., 2006; Fouda et al., 2013).

Die direkten MDÄ von Gärresten aus pflanzlichen Substraten nach Gutser et al. (2005) betragen 40-60 %, diese Spanne wurde im vorliegenden Versuch unterschritten. Allerdings waren die C/N-Verhältnisse und Gehalte von NH₄⁺-N am Gesamt-N auch geringer als bei Gutser et al. (2005). Laut Möller und Müller (2012) und Lichti et al. (2012) gibt es große Schwankungen bei den Nährstoffgehalten von Gärresten je nach Inputsubstrat, wodurch die N-Düngewirkung unterschiedlich ausfallen kann.

Der feste Gärrest erzielte deutlich geringere MDÄ. Vor allem im Hinblick auf das N-MDÄ wies der feste Gärrest (18 %) einen nur halb so großen Wert auf wie der flüssige Gärrest (37 %). Maurer et al. (2019) berichteten auch von einer 50 % reduzierten N-Wirkung der fest

separierten Gärreste in einem Gefäßversuch. Weiterhin ergaben Feldversuche von Lichti et al. (2012) niedrigere MDÄ für feste separierte Gärreste. Die Trennung von flüssigen und festen Fraktionen verbessert die N-Verfügbarkeit von flüssigen Separaten durch den höheren Gehalt an NH₄⁺-N am Gesamt-N und dem engeren C/N-Verhältnis (Gutser et al., 2005). Möller und Müller (2012) vergleichen die Festphase der Gärreste mit tierischem Festmist. In dem vorliegenden Versuch hat der feste Gärrest jedoch deutlich besser abgeschnitten als der Rindermist. Da Gärreste großen Schwankungen hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung unterliegen und damit ihrer N-Düngewirkung, sind sie schwer einzustufen und es sind weitere Forschungen für die einzelnen Inputsubstrate nötig (Gutser und Ebertseder 2010).

4.1.2.3 Einordnung der Ernterückstände/Gründünger anhand der MDÄ

Leguminosengründünger wie auch Gemüseputzabfall erreichten positive summierte N-MDÄ. Im Vergleich zu den tierischen Restoffen sind beide Varianten im Hinblick auf die TM-MDÄ etwa im Bereich der Rindergülle einzuordnen. Die N-MDÄ der Varianten bewegt sich im Bereich zwischen Rindermist und Rindergülle. Unter den pflanzlichen Reststoffen überschritten sie die MDÄ der Grüngutvarianten, schnitten jedoch, vor allem bei Betrachtung der N-MDÄ, schlechter ab als die Gärreste. Allerdings fällt auf, dass beide Varianten bei Betrachtung der einzelnen Schnitte die N-Akkumulation der Gärreste ab dem dritten Aufwuchs übertrafen. Gemüseputzabfall wies mit 20 % ein höheres N-MDÄ auf als Leguminosengründünger und ist etwa im Bereich des festen Gärrestes einzuordnen. Diese besseren Ergebnisse können mit dem engeren C/N-Verhältnis von Gemüseputzabfall zusammenhängen.

Während die düngerinduzierte N-Akkumulation der Leguminosengründünger-Variante im ersten Schnitt noch mit -10 mg N Gefäß-¹ negativ war, so stieg sie bis zum zweiten Schnitt auf 10 mg N Gefäß-¹ auf einen positiven Wert an, der sich auch im Vergleich zu anderen Varianten recht stabil hielt. Das deutet darauf hin, dass nach einer anfänglichen N-Immobilisierung eine stetige Mineralisation stattgefunden hat. Jedoch konnte nur ein summiertes N-MDÄ von 9 % und eine NUE von 11 % erreicht werden. In vergleichbarer Fachliteratur mit Leguminosendüngern wurden höhere N-MDÄ oder NUE erzielt (Gutser et al., 2005; Benke et al., 2017; Delin et al., 2012), jedoch war das C/N-Verhältnis des Luzernegründüngers im vorliegenden Versuch mit 25 deutlich weiter als in der vergleichbaren Literatur. Das C/N-Verhältnis war bei Versuchen von Sorensen und Thorup-Kristensen (2011) bei Gründüngungspflanzen (unter anderem Luzerne) je nach Erntezeitpunkt variierbar. Bei einem C/N-Verhältnis unter 11 konnte eine NUE von 35-40 % erreicht werden. Da die N-Konzentration mit dem Alter sinkt, kann ein niedrigeres C/N-Verhältnis in einem frühen Wachstumsstadium vorliegen. Vermutlich wurde

die hier genutzte Luzerne in einem späten Wachstumsstadium geerntet und das N-MDÄ und die NUE könnten durch eine frühere Ernte möglicherweise durch ein engeres C/N-Verhältnis verbessert werden. Weiterhin ist an der Stelle zu erwähnen, dass Kleearten engere C/N-Verhältnisse aufweisen als Luzerne (Boxberger et al., 2020).

Eine weitere Möglichkeit wäre es, die N-Düngewirkung von Leguminosengründünger durch eine Silierung oder eine anaerobe Vergärung, wodurch das C/N-Verhältnis deutlich verkleinert wird, zu erhöhen (Stinner et al., 2008; Benke et al., 2017; De Notaris et al., 2018). Eine Kompostierung senkt zwar auch das C/N-Verhältnis, jedoch ist die N-Düngewirkung meist geringer als bei anderen Düngemitteln mit vergleichbaren C/N-Verhältnissen (Benke et al., 2017) und die N-Verluste können zum Teil erheblich sein (Boxberger et al., 2020). Dies trifft auch auf Gemüseputzabfall zu.

4.1.2.4 Einordnung der Grüngutvarianten anhand der MDÄ

Grüngut, das als unaufbereitetes Substrat verwendet wurde, wies ein starkes negatives N-MDÄ (-74 %) auf und damit eine negative NUE (-53 %), die auf eine N-Immobilisierung hindeutet. Die Mikroorganismen konkurrieren mit der Pflanze um N, da sie mineralischen N zum Einbau in ihr Mikroorganismenprotein benötigen. Dadurch wird er immobilisiert und steht auf kurze Sicht nicht mehr für die Pflanze zur Verfügung. Langfristig kann der N durch Remobilisierung aus der mikrobiellen Biomasse jedoch wieder pflanzenverfügbar werden (Gutser et al.; 2005). Ab einem C/N-Verhältnis über 15 kann eine Immobilisierung eintreten und bei einem C/N- Verhältnis unter 6-7 ist mit einer guten N-Freisetzung zu rechnen (Gutser et al.; 2005; Galvez et al.; 2012). Laut Möller und Müller (2012) und Alburquerque et al. (2012) ist eine direkte N-Düngewirkung höher, je enger das C/N-Verhältnis und höher der Gehalt an NH₄+-N am Gesamt-N ist. Grüngut wies einen NH₄+-N-Gehalt von 0 % in der TM und ein C/N-Verhältnis von 66 auf, womit sich das negative N-MDÄ und die NUE erklären lassen. Allerdings konnte im Verlauf der 5 Schnitte eine Verringerung der negativen düngerinduzierten N-Akkumulation festgestellt werden. Bei einem längeren Versuchszeitraum hätte es möglicherweise zu einem positiven N-MDÄ und damit zu einer N-Mineralisierung kommen können.

Die Aufbereitungsstufe Kompost aus Grüngut wies ein N-MDÄ von 9 % und eine NUE von 8 % auf. Zwar fielen die Ergebnisse weitaus niedriger aus im Vergleich zu den tierischen Reststoffen, den Gärresten und Gemüseputzabfall, jedoch erreichte der Kompost eine positive N-Düngewirkung und übertraf somit weit die Grüngut-Variante als unaufbereitetes Substrat. Durch den Prozess der Kompostierung verringert sich das C/N-Verhältnis und es entsteht eine

stabile organische Substanz mit Huminstoffen (Boxberger et al., 2020). Das C/N-Verhältnis vom Kompost verringerte sich in diesem Versuch von 66 auf 22 und erklärt damit die bessere Düngewirkung. Das hier erreichte N-MDÄ entspricht auch der Angabe von Gutser et al. (2005), wonach Biokompost ein kurzfristiges MDÄ von 0-20 % erreicht. Diese sehr geringen MDÄ können sich auf lange Zeit stark verbessern (ebd.). Allerdings entstehen starke N-Verluste während der Kompostierung (Möller und Schultheiß, 2014). Eine mögliche Alternative kann eine anaerobe Vergärung darstellen, die nicht nur mit weniger N-Verlusten verbunden ist, sondern auch noch zur Energieerzeugung genutzt werden kann, hohe Gehalte an NH₄+-N aufweist und somit mit einer höheren kurzfristigen N-Verfügbarkeit einhergeht (Funda et al., 2009; Gutser et al., 2005).

Die Biokohle-Variante aus Grüngut verbesserte ebenfalls die N-Düngewirkung von Grüngut, konnte jedoch lediglich eine NUE von 5 % erreichen. Diese geringe N-Düngewirkung von Biokohle war nicht überraschend, in der Fachliteratur wird die N-Verfügbarkeit aufgrund der stabilen C- und N-Struktur allgemein als gering angesehen (Gaskin et al., 2008; Wang et al., 2012; Zheng et al., 2013). Interessant ist, dass sich durch den Prozess der Pyrolyse das C/N-Verhältnis erhöhte, jedoch die N-Verfügbarkeit trotzdem besser war als bei der unbehandelten Grüngut-Variante. Durch die Pyrolyse verändern sich die chemischen, physikalischen und strukturellen Eigenschaften des Materials (Mujtaba et al., 2021; Chan und Xu, 2009), was hier offenbar zwar zu einem weiteren C/N-Verhältnis geführt hat, aber dennoch die Düngewirkung von Grüngut verbesserte. Das C/N-Verhältnis trifft keine Aussage über die Abbaubarkeit von C und N des Materials, die auch ausschlaggebend sein können für die N-Verfügbarkeit (Zhao et al., 2018). Dieser Zusammenhang wird in Kapitel 4.1.2.5 näher erläutert. Die Ertragswirkung der Biokohle war weitaus besser als die N-Düngewirkung. Biokohle ist allgemein kein guter Nährstofflieferant (Mujtaba et al., 2021), hat aber zahlreiche andere ertragssteigernde Funktionen wie z.B. Verbesserung der Bodenstruktur oder Steigerung der Wasserhaltekapazität (ebd.), wodurch möglicherweise der Ertrag im Verhältnis zur geringen N-Düngewirkung so viel besser ausgefallen sein könnte.

4.1.2.5 Einordnung der Biozyklischen Humuserde anhand der MDÄ

Die biozyklische Humuserde erzielte ein negatives summiertes N-MDÄ von -29 %. Jedoch verringerte sich der negative Wert der düngerinduzierten N-Akkumulation im Verlauf der Schnitte, sodass es keinen signifikanten Unterschied zwischen der mineralischen Kontrolle und der biozyklischen Humuserde im fünften Schnitt gab. Allerdings konnten trotzdem keine

positiven Werte erreicht werden. Das bedeutet, dass die Humuserde zu einer geringeren N-Akkumulation geführt hat als die Nullvariante. Dies deutet auf eine Immobilisierung des im Dünger oder Boden enthaltenen N hin. Die biozyklische Humuserde enthält 0 % NH₄⁺-N, ein Hinweis auf eine verminderte kurzfristige Netto-N-Freisetzung, allerdings weist sie ein C/N-Verhältnis von 9 auf. Jedoch sind auch weitere Faktoren entscheidend für eine Netto-N-Freisetzung wie ein enges C/N-Verhältnis und hoher NH₄⁺-N- Gehalt (Stadler et al., 2006; Möller und Schultheiß, 2014), was auch durch Zhao et al. (2018) deutlich wurde, in deren Versuch die Düngung mit Reisstroh zu einer höheren N-Immobilisierung als mit Zuckerrohrbagasse führte, trotz des viel geringeren C/N-Verhältnisses. Das C/N-Verhältnis trifft keine Aussage über die Abbaubarkeit von C und N und diese ist offenbar auch ein relevanter Indikator. Hier spielen beispielsweise C-Bestandteile wie Polyphenole, Hemicellulose, Cellulose und Lingnin eine Rolle (Stadler et al., 2006). Cao et al. (2020) beschreiben, dass Ernterückstände mit hochlabilen organischen Verbindungen die biotische Immobilisierung durch die Stimulierung des mikrobiellen Wachstums und die anschließende Erhöhung des mikrobiellen N-Bedarfs für den Stoffwechsel erhöhen. Solche hochlabilen organischen Verbindungen können Zucker oder organische Säuren sein (Boxberger et al., 2020). Aber auch die Abbaubarkeit von N-Bestandteilen hat einen Einfluss auf die N-Freisetzung, beispielsweise ist der N aus Chitin nur schwer abbaubar (Stadler et al., 2006).

Da keine Analyse der C- und N-Bestandteile der biozyklischen Humuserde vorliegt, kann an dieser Stelle nur gemutmaßt werden, dass die Bindungsstrukturen von C oder N dieses Substrates zu einer N-Immobilisierung geführt haben. Da die biozyklische Humuserde eine Reifephase von vielen Jahren durchläuft, wäre auch möglich, dass sich freilebende stickstoffsammelnde Bakterien oder auch Mykorrhizen in den Komposthügeln über Jahre ansammeln und die N-Bereitstellung für die Pflanze in der biozyklischen Humuserde im Wesentlichen über diese Mechanismen funktionieren. Durch die Lagerung des Substrates über lange Zeit im Plastiksack wäre auch denkbar, dass diese Mechanismen inaktiviert wurden und bspw. die Populationen der Bakterien stark abgenommen haben, wodurch mit der biozyklischen Humuserde keine N-Düngewirkung erzielt werden konnte. An der Stelle bedarf es weiterer Forschung.

Wie bereits oben erwähnt, konnten von der biozyklischen Humuserde keine Analysen vor Versuchsbeginn durchgeführt werden und somit wurde für die Berechnung der Düngemengen die Angabe auf der Verpackung gewählt. Hier kann nicht ausgeschlossen werden, dass die tatsächlichen N-Gehalte des Substrates stark abwichen von den Verpackungsangaben, und dass dies die N-Düngewirkung beeinträchtigen könnte. Weiterhin wurde die Humuserde-Variante aufgrund eines Bezugsfehlers in der Düngemengenberechnung mit nur etwa 2/3 der geplanten N-

Menge in Form von biozyklischer Humuserde gedüngt. So erhielten die Gefäße dieser Variante nur 180,9 mg N Gefäß-¹ statt 269,7 mg N Gefäß-¹. Vermutlich ist dies jedoch nicht der Grund für das stark negative N-MDÄ. Im N-Versuch 2020 wurden auch andere mineralische Düngungsstufen verwendet mit 50 % und 25 % N in Form von Kalkammonsalpeter, diese Varianten hatten also weitaus geringere N-Mengen zur Verfügung als die biozyklische Humuserde-Variante. Diese mineralischen Kontrollen erzielten eine positive N-Düngewirkung. Daran ist zu erkennen, dass auch eine Düngung auf geringerem Niveau potentiell zu einer N-Düngewirkung bei guter kurzfristigen Pflanzenverfügbarkeit des N führen kann. Insofern ist anzunehmen, dass das geringere Düngungsniveau der biozyklischen Humuserde-Variante nicht ausschlaggebend war für das negative N-MDÄ. Denkbar wäre auch, dass bei einem höheren Düngungsniveau auch die N-Immobilisierung stärker ausfallen könnte. Die N-Konzentration im Spross der biozyklischen Humuserde-Variante im ersten Schnitt betrug über 2 % N, woraus zunächst aufgrund vergleichbarer Literaturangaben zu N-Gehalten in Weidelgras auf keine gestörte Pflanzenentwicklung zu schließen ist (Hanus et al., 2008; Entrup, 2000). Die biozyklische Humuserde scheint kein kurzfristig pflanzenverfügbarer N-Dünger zu sein.

Jedoch wurde im N-Versuch 2021 auch eine Variante mit biozyklischer Humuserde als reines Bodensubstrat angesetzt. Das gesamte Gefäß wurde mit biozyklischer Humuserde befüllt (siehe Anhang 5). Zwar unterschieden sich die N-Mengen bei dieser Variante beträchtlich von den Düngevarianten im Versuch (40,2 g N Gefäß⁻¹ statt 269,7 mg N Gefäß⁻¹), jedoch zeigte diese Variante sowohl einen erheblich größeren Ertrag wie auch N-Düngewirkung als die mineralische Kontrolle. Nach drei summierten Schnitten zeigte die biozyklische Humuserde als Bodensubstrat ein TM-MDÄ von 155 % und ein N-MDÄ von 298 %. Wie auch in Anhang 7 zu sehen ist, waren die Varianten mit biozyklischer Humuserde als reines Bodensubstrat während der visuellen Beurteilung stark herausstechend. Auffällig war, dass diese Variante wesentlich schneller aufwuchs als alle anderen Varianten. Auch zum Zeitpunkt der Schnitttermine waren zumindest bis zum vierten Schnitt keine N-Mangelsymptome erkennbar. Diese Ergebnisse decken sich mit denen von Eisenbach et al. (2018 und 2019), die die Ertragswirkung von biozyklischer Humuserde mit Mineraldünger im Rahmen eines Feldversuchs mit Süßkartoffeln und Tomaten verglichen, wobei die Humuserde direkt in die Pflanzlöcher gefüllt wurde und somit eher als reines Substrat verwendet wurden statt als Dünger. Die Erträge der biozyklischen Humuserde-Parzelle überstiegen die der Mineraldünger-Parzellen in hohem Maß.

Weitere Forschung nach der Eignung der biozyklischen Humuserde im Pflanzenbau scheint angebracht. Im Hinblick auf die Untersuchung der möglichen N-Immobilisierung, die in dem

hier vorgenommenen Versuch vermutlich stattgefunden hat, ist eine Analyse der C- und N-Bindungsstrukturen der biozyklischen Humuserde sinnvoll. Weitere Düngungsversuche mit einem höheren Düngungsniveau könnten entsprechenden Aufschluss geben, ebenso könnte ein Vergleich zwischen Kompost und biozyklischer Humuserde als reines Bodensubstrat interessante Ergebnisse liefern.

4.2 Abschätzung der N-Düngewirkung anhand chemischer Eigenschaften der Reststoffe

Die diskutierten Ergebnisse in Kapitel 4.1 geben Grund zur Annahme, dass die chemischen Parameter der Reststoffe als Indikator zur Vorhersage der N-Düngewirkung geeignet sein könnten. Offensichtlich wiesen die herkömmlichen tierischen Reststoffe nicht per se eine bessere N-Düngewirkung auf, vielmehr schienen die Reststoffe mit engeren C/N-Verhältnissen und höheren NH₄⁺-Gehalten besser abzuschneiden, wozu vor allem die Güllevarianten und der flüssige Gärrest zählten. Diese Ergebnisse gaben Anlass für weitergehende Untersuchungen mittels einer linearen Regressionsanalyse.

Im folgenden Kapitel werden die Untersuchungen der linearen Regressionsanalyse zur Überprüfung der Korrelation zwischen C/N-Verhältnis und NH₄⁺-Gehalt mit dem N-MDÄ erläutert und diskutiert.

Generell werden ein enges C/N-Verhältnis und hoher NH₄⁺-Gehalt als wichtige Indikatoren für eine kurzfristige N-Düngewirkung angesehen und sind somit für eine Vorhersage geeignet (Gutser et al., 2005; Möller und Müller, 2012; Delin et al., 2012; Fouda et al., 2013).

4.2.1 NH₄⁺-Gehalt

Der NH₄⁺-Gehalt eines Reststoffs eignet sich als guter Indikator zur Vorhersage der kurzfristigen N-Düngewirkung, da N in dieser Form direkt pflanzenverfügbar ist und nicht erst mineralisiert werden muss (Albuquerque et al., 2012).

In Abbildung 15 ist der Zusammenhang zwischen dem NH₄⁺-Gehalt der Reststoffe und dem N-MDÄ dargestellt. Lediglich eine moderate Korrelation (R²=0,4) konnte anhand der vorliegenden Reststoffe nachgewiesen werden. Die Trendlinie in der Abbildung ist eingezogen, um die Beziehung besser beschreiben zu können. Je näher die Datenpunkte an der Trendlinie liegen, desto besser ist dieses Modell zur Erklärung des Zusammenhangs geeignet. Wie man erkennen kann, liegen einige Datenpunkte weit abseits der Trendlinie. Liegt ein Wert oberhalb

der Trendlinie, wird der Reststoffe in seiner Düngewirkung unterschätzt, liegt er unterhalb, so wird er überschätzt. Vor allem die biozyklische Humuserde und Grüngut weisen eine große Distanz zur Trendlinie auf. Berechnet man dieses Modell ohne diese beiden Reststoffe, kann eine starke Korrelation nachgewiesen werden (R²=0,7). Der Immobilisierungseffekt, der vermutlich bei diesen beiden Varianten eingesetzt hat, führte zu einem stark negativen N-MDÄ im Vergleich zu anderen Reststoffen mit ähnlich geringen NH₄⁺-Gehalten, die trotzdem ein positives N-MDÄ erzielten. Daher eignet sich nicht allein der NH₄⁺-Gehalt zur Abschätzung der kurzfristigen N-Düngewirkung. Jedoch kann man feststellen, dass die Reststoffe mit höheren NH₄⁺-Gehalten auch zu einer besseren kurzfristigen N-Düngewirkung führen, wie die Güllevarianten und der flüssige Gärrest zeigen. Diese Ergebnisse decken sich also im Wesentlichen mit der Fachliteratur (Möller und Müller, 2012; Fouda et al., 2013; Jensen, 2013). Teilweise wird auch davon berichtet, dass bei Gärresten der NH₄⁺-Gehalt wie Mineraldünger angerechnet werden kann (Möller und Müller, 2012). An dieser Stelle muss allerdings in Betracht gezogen werden, dass es bei Gärresten bei der Ausbringung durch den hohen NH₄⁺-Gehalt hohe N-Verluste in Form von Ammoniak möglich sind (Gutser et al., 2005). Unter Versuchsbedingungen bei Gefäßversuchen kann dies durch das Vermischen von Boden und Reststoff verhindert werden. Damit können Ergebnisse unter Praxisbedingungen abweichen.

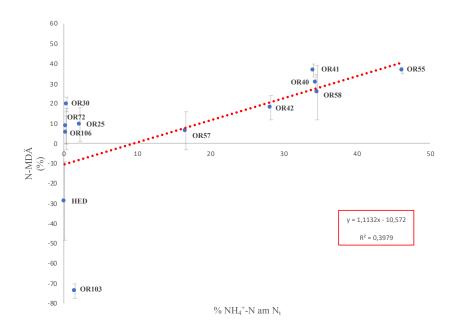


Abbildung 15: Darstellung der Korrelation zwischen dem prozentualen Anteil von NH₄⁺-N-Gehalt am N_t der Reststoffe und der summierten N-MDÄ.

Die Berechnungen der N-MDÄ basieren auf der düngerinduzierten N-Akkumulation. Für den N-Versuch 2020 wurden die ersten vier Schnitte und für den N-Versuch 2021 die ersten drei Schnitte summiert (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). Die Trendlinien verdeutlichen den linearen Zusammenhang der Daten. R² gibt das Bestimmtheitsmaß an.

Anmerkung: NH₄+-N (Ammonium-Stickstoff), N_t (Gesamtstickstoff), N-MDÄ (Stickstoff-Mineraldüngeräquivalent), OR57 (Rindermist), OR58 (Rindergülle), OR55 (Schweinegülle), OR25 (Leguminosengründünger), OR30 (Gemüseputzabfall), OR103 (Grüngut), OR72 (Grüngut-Kompost), OR106 (Grüngut-Biokohle), OR40 (Gärrest unsepariert), OR41 (Gärrest separiert flüssig), OR42 (Gärrest separiert fest), HED (Humuserde als N-Düngerzugabe).

4.2.2 C/N-Verhältnis

Da es wie oben beschrieben auch Abweichungen von dem Zusammenhang des steigenden NH₄⁺-N-Gehaltes und der Düngewirkung geben kann, eignet sich der NH₄⁺-N-Gehalt nicht allein zur Abschätzung der N-Düngewirkung. Bspw. wurde bei dem Gefäßversuch mit Weidelgras von Delin et al. (2012) eine sehr schwache Korrelation zwischen dem NH₄⁺-N-Gehalt und dem N-MDÄ nachgewiesen. Die verwendeten Tiermehle von Delin et al. (2012) wiesen sehr geringe NH₄⁺-N-Gehalte auf, erreichten aber die höchsten N-MDÄ. Jedoch zeichneten sich diese Varianten durch sehr enge C/N-Verhältnisse aus und es konnte eine starke negative Korrelation zwischen dem C/N-Verhältnis und dem N-MDÄ festgestellt werden. Auch laut Gutser

et al. (2005), Fouda et al. (2013), Sorensen und Thorup-Kristensen (2011) und Bhogal et al. (2016) ist das C/N-Verhältnis ein wichtiger Parameter zur Vorhersage der N-Düngewirkung.

In Abbildung 16 ist der Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis der Reststoffe und dem N-MDÄ dargestellt. Auch hier konnte nur eine moderate negative Korrelation (R²=0,35) anhand der vorliegenden Reststoffe nachgewiesen werden und einige Datenpunkte liegen weit abseits der Trendlinie. Erneut weisen die biozyklische Humuserde, Grüngut und diesmal auch Grüngut-Biokohle eine große Distanz zur Trendlinie auf. Berechnet man dieses Modell ohne die biozyklische Humuserde und Biokohle, so kann eine starke negative Korrelation nachgewiesen werden und auch Grüngut liegt dann genau auf der Trendlinie (R²=0,97). Grundsätzlich kann man also festhalten, dass das N-MDÄ höher ausfiel je enger das C/N-Verhältnis war, womit sich die oben beschriebenen Aussagen in der Fachliteratur tendenziell bestätigen lassen. Jedoch führt dieses Modell bei der biozyklischen Humuserde zu einer weiten Überschätzung und bei der Biokohle zu einer Unterschätzung der kurzfristigen N-Düngewirkung.

Mit einem C/N-Verhältnis von unter 15 sollte eigentlich nicht mit einer Immobilisierung zu rechnen sein (Gutser et al., 2005), jedoch ist das starke negative N-MDÄ der biozyklischen Humuserde nur über eine N-Immobilisierung erklärbar, weist aber ein C/N-Verhältnis von 9 auf. Laut Müller und Schultheiß (2014) können besonders starke Abweichungen von der Regressionskurve bei C/N-Verhältnissen zwischen 5-15 beobachtet werden. Wie bereits in Kapitel 4.1.2.5 erläutert, lässt aber das C/N-Verhältnis keine Aussagen über die Abbaubarkeit des C und N zu. Auch bei Stadler et al. (2006) konnte bei zwei industriell verarbeiteten organischen Reststoffen keine Korrelation nachgewiesen werden. Trotz der sehr engen C/N-Verhältnisse konnte im Vergleich keine gute N-Düngewirkung gezeigt werden. In diesem Fall wurde festgestellt, dass eine der beiden Varianten (Agrobiosol®) zwar viel N enthielt, allerdings ein erheblicher Anteil in Form von Chitin vorlag, das schwer abbaubar ist. Bei der anderen Variante (Phytoperls®) konnte keine Ursache gefunden werden. Ähnliches bestätigen auch die Versuche von Zhao et al. (2018), wo ein weiteres C/N-Verhältnis zu einer geringeren N-Immobilisierung geführt hat. Auch C-Bestandteile wie Polyphenole, Hemicellulose, Cellulose und Lingnin können die N-Verfügbarkeit verschlechtern (Stadler et al., 2006). Lashermes et al. (2010) entwickelten einen Entscheidungsbaum, bei dem die N-Düngewirkung anhand der Gehalte an organischem N, Cellulose, Lignin und löslichen C-Verbindungen in den Reststoffen klassifiziert wurde. Zwar liegen keine Analysen der C-Bestandteile der biozyklischen Humuserde vor, jedoch vermutet Eisenbach et al. (2019), dass durch die lange Reifephase über 5 Jahre eine stabilisierte Kohlenstoffstruktur vorliegt. Womöglich könnte das das negative N-MDÄ der biozyklischen Humuserde trotz des engen C/N-Verhältnisses erklären. Hier müssen im Hinblick auf die C- und N-Bestandteile in der biozyklischen Humuserde weitere Untersuchungen durchgeführt werden, um die Ergebnisse erklären zu können.

Zu den Schlüsselparametern, die die chemischen Eigenschaften der Biokohle steuern, gehören vor allem die Pyrolysetemperatur und die Art des Ausgangssubstrates (Chan and Xu, 2009; Ahmad et al., 2013; Mujtaba et al., 2021). Als Ausgangssubstrat wurde ein holzreicher Grüngutabfall genutzt, der womöglich zu einem hohen Anteil aus schwer abbaubarer Cellulose und Lignin bestand. Die mittlere Pyrolysetemperatur von 450°C, unter der die hier verwendete Biokohle hergestellt wurde, hat zwar zu einer Erhöhung des C/N-Verhältnis geführt, aber womöglich die Abbaubarkeit der C-Bestandteile gegenüber dem Ausgangssubstrat verbessert. Das könnte erklären, warum das C/N-Verhältnis der Biokohle nicht mit dem erzielten N-MDÄ korreliert und dieses Modell somit die N-Düngewirkung der Biokohle unterschätzt. Denkbar wäre auch, dass die Biokohle aufgrund anderer Eigenschaften zu einer verbesserten N-Aufnahme der Pflanze aus dem N-Pool des Bodens geführt hat. Biokohle weist eine hohe Porösität, negative Oberflächenladung und große Kationenaustauschkapazität auf, wodurch Nährstoffverfügbarkeit, biologische Aktivität und Wasserspeicherkapazität verbessert werden (Mujtaba et al., 2021). Ebenso wird die Stickstofffixierung erhöht (ebd.). Diese Faktoren könnten auch zu einem verbesserten N-MDÄ geführt haben, als das C/N-Verhältnis der Biokohle vermuten lässt.

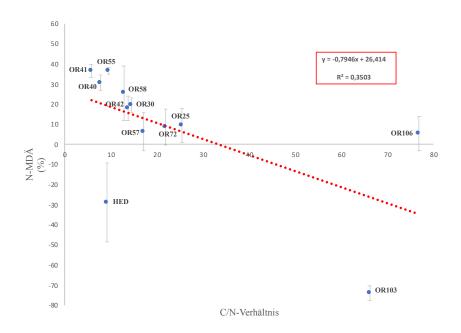


Abbildung 16: Darstellung der Korrelation zwischen dem prozentualen Anteil von dem C/N-Verhältnis der Reststoffe und der summierten N-MDÄ.

Die Berechnungen der N-MDÄ basieren auf der düngerinduzierten N-Akkumulation. Für den N-Versuch 2020 wurden die ersten vier Schnitte und für den N-Versuch 2021 die ersten drei Schnitte summiert (Mittelwerte ± Standardabweichung, n=5). Die Trendlinien verdeutlichen den linearen Zusammenhang der Daten. R² gibt das Bestimmtheitsmaß an.

Anmerkung: N-MDÄ (Stickstoff-Mineraldüngeräquivalent), OR57 (Rindermist), OR58 (Rindergülle), OR55 (Schweinegülle), OR25 (Leguminosengründünger), OR30 (Gemüseputzabfall), OR103 (Grüngut), OR72 (Grüngut-Kompost), OR106 (Grüngut-Biokohle), OR40 (Gärrest unsepariert), OR41 (Gärrest separiert flüssig), OR42 (Gärrest separiert fest), HED (Humuserde als N-Düngerzugabe).

Das C/N-Verhältnis reicht als alleiniger Parameter nicht aus, ebenso wenig wie der NH₄⁺-Gehalt zur Abschätzung der N-Düngewirkung. Generell lässt sich anhand der hier vorliegenden Daten feststellen, dass sich eine N-Düngewirkung anhand von dem NH₄⁺-Gehalt und dem C/N-Verhältnis grob einschätzen lässt, aber eine genaue Vorhersage der Düngewirkung nicht bei allen Reststoffen möglich ist. Die C- und N-Abbaubarkeit muss auch einbezogen werden. Das entspricht auch Gutser et al. (2005), wonach die Abbaustabilität der organischen Substanz der dritte wichtige Faktor zur Beurteilung der N-Verfügbarkeit im Jahr der Anwendung ist. Daher ist die komplexe Betrachtung aller Faktoren notwendig, um die N-Düngewirkung von organischen Reststoffen besser abschätzen zu können und vor allem im Hinblick auf die Abbaustabilität müssen für eine Vorhersage der N-Düngewirkung der einzelnen organischen Reststoffe noch mehr Untersuchungen durchgeführt werden.

4.3 Langfristiger Einfluss der organischen Reststoffe auf die N-Effizienz

In der Fachliteratur bezieht sich die kurzfristige oder direkte N-Düngewirkung auf das Jahr der Anwendung (Gutser et al., 2005). Im Gegensatz zu den anorganischen N-Fraktionen in den organischen Düngern muss organischer N erst mineralisiert werden. Dadurch ist die direkte Verwertung des Norg im Jahr der Ausbringung aufgrund der langsamen Freisetzung und der mittel- und langfristigen N-Immobilisierung in Böden relativ gering (ebd.). Über einen langen Zeitraum betrachtet ist die N-Effizienz organischer Reststoffe dann höher als bei kurzfristiger Betrachtung (Gutser et al., 2005; Delin et al.; 2012; Horrocks et al.; 2016). Vor allem bei einer wiederholten jährlichen Ausbringung erhöht sich das N-MDÄ. Bei Komposten bspw. steigt das N-MDÄ um 20 % nach 7 Jahren bei jährlicher Anwendung (Gutser et al.; 2005). Diese N-Nachlieferung kann aber auch noch nach 50 Jahren bestehen (Jensen, 2013). Bei vergorener Biomasse wiederum schätzt man die N-Nachlieferung aus dem organischen N aufgrund der hohen Abbaustabilität der organischen Substanz eher als gering ein (Amon et al., 2016).

Im vorliegenden Versuch wurden zwar insgesamt fünf Schnitte durchgeführt, jedoch betrug der Untersuchungszeitraum lediglich 168 bzw. 230 Tage. Feststellungen über das langfristige N-MDÄ haben also nur bedingt Aussagekraft, da keine Langzeitversuche durchgeführt wurden und müssen im Kontext dieser Versuchsdauer eingeordnet werden. In Kapitel 3.4.1 sind die kurzfristigen N-MDÄ anhand der ersten zwei summierten Schnitte und die langfristigen N-MDÄ mittels summierter fünf Schnitte dargestellt. Sichtbar wird, dass sich bei den tierischen Reststoffen und den Gärresten über diesen Zeitraum nicht viel verändert hat. Allerdings stieg bspw. das N-MDÄ von Leguminosengründünger von 0 auf 13 %. Auch bei Gemüseputzabfall und dem Kompost konnte eine Steigerung gezeigt werden. Möglicherweise hat bei diesen Varianten bereits innerhalb dieser Versuchsdauer eine Mineralisierung des Norg aus den Düngern stattgefunden, da der NH4+-Gehalt zu Beginn in diesen Varianten etwa 0 % i.d.TM betrug. Wobei hier natürlich in Betracht gezogen werden muss, dass der akkumulierte N in der Pflanze nicht aus dem organischen Dünger selbst stammte, sondern aus dem Boden-Pool gelöst wurde durch die erhöhte biologische Aktivität angeregt durch die organische Düngung.

Berechnet man die N-MDÄ schnittweise, fällt auf, dass viele organischen Reststoffe ab dem vierten Schnitt ein N-MDÄ von über 100 % erreichen. Nach den fünf Schnitten liegt die summierte NUE der mineralischen Kontrollen zwischen 66 und 85 % (Tabelle 15,16), während die höchste NUE der Reststoffe bei 33 % (Schweinegülle, flüssiger Gärrest) liegt. Die Mineraldünger-Varianten haben also bereits den größten Teil der applizierten N-Düngemenge akkumuliert, wodurch eine gute kurzfristige N-Düngewirkung deutlich wird, aber langfristig nur noch wenig

N nachgeliefert werden kann, während bspw. Schweinegülle langfristig noch größere Mengen N nachliefern könnte. Auch bei Benke et al. (2017) erzielte der Mineraldünger im dritten Aufwuchs bereits eine negative NUE. Möglicherweise würden sich also die Werte der summierten NUE der Reststoffe im Vergleich zu den mineralischen Kontrollen über einen Langzeitversuch annähern.

Jedoch kann die Mineralisierung des organischen N auch eine sehr lange Zeit in Anspruch nehmen. Bei einem Feldversuch von Horrocks et al. (2016) wurde weniger als 10 % des organischen N aus Kompost in einem Zeitraum von 4 Jahren von der Pflanze aufgenommen. Laut Gutser und Ebertseder (2002) kann bei Komposten in den Folgejahren von einer N-Freisetzung zwischen 2-8 % der verbliebenden Gesamt-N-Menge ausgegangen werden. Innerhalb von 20-40 Jahren kann lediglich mit einer N-Effizienz von 20-40 % bei Komposten gerechnet werden (Boxberger et al., 2020).

Gutser et al. (2005) klassifizierte auf der Grundlage von Literaturdaten und eigenen mehrjährigen Versuchen die direkten N-MDÄ von verschiedenen organischen Düngern und bewertete die langfristigen N-MDÄ, die wie folgt abgeschätzt werden können: Bei einem organischen Dünger, der ein kurzfristiges N-MDÄ von 0-20 % aufweist, kann mit einem langfristigen N-MDÄ von 40-50 % gerechnet werden, während bei einem kurzfristigen N-MDÄ von 40-60 % lediglich von einem langfristigen N-MDÄ von 60-70 % ausgegangen werden kann. Das bedeutet, dass die N-Nachlieferung besonders bei den Düngemitteln relevant ist, die ein vergleichsweise niedriges kurzfristiges N-MDÄ aufweisen. Außerdem steigt der Effekt der N-Nachlieferung mit der Menge und Häufigkeit der Düngegabe (ebd.). Somit überwiegt bspw. bei Kompost oder Rindermist die langfristige N-Düngewirkung, während bei Güllen oder flüssigen Gärresten vor allem die kurzfristige N-Ausnutzung entscheidend ist. Jedoch ist die gesamte N-Düngewirkung höher, je höher die kurzfristige Ausnutzung im Jahr der Anwendung ist, da die unkontrollierte langfristige Mineralisierung entsprechend geringer ist. Der verbliebene organische N trägt zwar zur langsamen und kontinuierlichen Bereitstellung pflanzenverfügbaren N bei, aber steigert auch die Gefahr der N-Verluste durch Auswaschung (Jensen, 2013). Dieser N-Verlust ist vom Zeitpunkt der Mineralisierung und dem Bedarf der Pflanze abhängig (ebd.). Erfolgt bspw. die Freisetzung spät in der Saison, werden Nährstoffe möglicherweise von den Pflanzen nicht aufgenommen und können mit dem Niederschlag ausgewaschen werden (Sorensen, 2011).

Grundsätzlich kann man also festhalten, dass sich die N-Effizienz der hier im Versuch verwendeten organischen Reststoffe über einen langen Zeitraum steigern würde, aber die tatsächliche Höhe der N-Ausnutzung für den Pflanzenbau nur schwer eingeschätzt werden kann. Weiterhin

ist die langfristige N-Düngewirkung durch eine einmalige Düngung, wie es im vorliegenden Versuch durchgeführt wurde, nicht hinreichend untersucht.

4.4 Perspektiven der pflanzlichen Reststoffe für den veganen Ökolandbau

Die Reststoffe haben eine unterschiedlich gute N-Düngewirkung gezeigt. Dabei scheinen vor allem organische Reststoffe mit hohem NH₄⁺-Gehalt und engem C/N-Verhältnis eine gute direkte N-Ausnutzung zu zeigen. Die N-Düngewirkung von pflanzlichen Reststoffen schnitt nicht schlechter ab als die tierischen Düngemittel, da aber N besonders im Ökolandbau der ertragslimitierende Faktor sein kann (Möller und Schultheiß, 2014), werden in diesem Kapitel die hier untersuchten veganen Reststoffe im Hinblick auf ihre Eignung im veganen Ökolandbau eingeordnet. Dabei werden die einzelnen Richtlinien der Öko-Anbauverbände außer Acht gelassen, wonach bspw. Gärreste aus Biogasanlagen mit konventionellen Fermentationsstoffen, wie sie in der vorliegenden Untersuchung genutzt wurden, nicht in allen Verbänden zugelassen sind (Bioland-Richtlinien, 2020).

Die Anwendung von organischen Düngern ist komplexer als die von Mineraldüngern, da sie im Kontext der langfristigen N-Verfügbarkeit betrachtet werden müssen (Gutser et al., 2005). Die langfristige N-Düngewirkung wurde jedoch nicht im vorliegenden Versuch untersucht. Zwar verbessert sich langfristig die N-Effizienz der organischen Dünger, jedoch ist sie schwer einschätzbar und in gewissem Maße unkontrollierbarer.

Für die N-Düngewirkung im Jahr der Anwendung ist es kulturspezifisch, welcher Dünger sich am besten eignet. Pflanzen mit kurzer Wachstumsphase und hohem N-Bedarf wie Salate oder Blumenkohl brauchen Dünger mit einer schnellen N-Freisetzung wie Gärreste, während sich bspw. Leguminosengründünger für Kulturarten mit längeren Wachstumsphasen wie Tomaten oder Mais eignet (Möller und Schultheiß, 2014). Weiterhin ist es entscheidend, zu welcher Vegetationszeit der organische Reststoff anfällt und entsprechend sinnvoll müssen sie je nach Pflanzenbedarf eingesetzt werden. Wenn der Zeitpunkt in einer ungünstigen Jahreszeit liegt, braucht es kontrollierte Lagerbedingungen oder eine andere Weiterverarbeitung, um mögliche N-Verluste zu vermeiden. Ein weiterer Aspekt des Düngemanagements sind andere ertragsfördernde und bodenverbessernde Eigenschaften, wie Steigerung der biologischen Aktivität oder Verbesserung der Bodenstruktur, die viele organische Reststoffe mit sich bringen können, und die in der vorliegenden Arbeit nicht eingeflossen sind, jedoch unter Praxisbedingungen eine Rolle spielen.

Im Folgenden werden die einzelnen pflanzlichen Reststoffgruppen im Hinblick auf ihre Eignung im veganen Ökolandbau im Groben bewertet:

Gärreste

Wie oben bereits erwähnt, eignen sich Gärreste, insbesondere flüssig separierte, vor allem für Kulturarten im Gemüsebau mit einem hohen N-Bedarf aufgrund ihrer vergleichsweise hohen direkten N-Düngewirkung (Möller und Müller, 2012). Allerdings können bei der Ausbringung der Gärreste hohe N-Verluste entstehen (Gutser und Ebertseder, 2010), die durch eine zeitlich abgestimmte bedarfsgerechte Düngung und gute Applikationstechniken vermieden werden sollten (Gutser et al., 2005).

Die hier im Versuch verwendeten Gärreste, bestehend aus Mais, Ganzpflanzensilage und Getreide, sind aus der Perspektive der Ökobilanz nicht zu empfehlen. Zwar lässt sich durch diese Ausgangssubstrate in Biogasanlagen Energie erzeugen, jedoch entsteht eine Flächenkonkurrenz mit der Nahrungsmittelproduktion (Kaltschmitt et al., 2016). Aus diesem Grund findet auch eine zunehmende Begrenzung dieser Ausgangssubstrate für Biogasanlagen durch die Umsetzung der europäischen Erneuerbare-Energien-Richtlinie (RED II) statt. Die Verwendung von Grüngutabfällen oder Ernteresten in Biogasanlagen ist im Sinne der Kreislaufwirtschaft zu befürworten, jedoch kann die N-Düngewirkung je nach unterschiedlichem Ausgangssubstrat variieren und es besteht an der Stelle noch großer Forschungsbedarf (Möller und Müller, 2012). Jedoch geben die hier untersuchten Gärreste Grund zur Annahme, dass Gärreste, die auch aus anderen Ausgangssubstraten bestehen, eine gute Alternative für schnell wirksame N-Düngemittel bieten können.

Ernterückstände/Gründünger

Der wesentliche Teil der N-Fraktionen in den Ernterückständen/Gründüngern, die hier im Versuch verwendet wurden, lag in organischer Form vor. Vor allem Gemüseputzabfall schnitt trotzdem mit einem kurzfristigen N-MDÄ mit 20 % vergleichsweise relativ gut ab. Wie in vorherigen Kapiteln erläutert, hat möglicherweise bei diesen Reststoffen bereits im Verlauf des Untersuchungszeitraums eine Mineralisierung des N stattgefunden. Weil der organische N erst mineralisiert werden muss und die Reststoffe auch erst in der Vegetationsperiode entstehen, eignen sie sich demensprechend für Kulturarten mit späterem N-Bedarf, andernfalls können in der Wintersaison hohe N-Verluste entstehen (Möller und Schultheiß, 2014). Alternativ können diese organischen Reststoffe auch kontrolliert gelagert oder für einen späteren Einsatz weiterverarbeitet werden. Der Vorteil bspw. einer anaeroben Vergärung könnte auch eine bessere kurzfristige N-Verfügbarkeit sein (Stinner et al., 2008; Benke et al., 2017; De Notaris et al.,

2018). Aber auch eine Silierung (Boxberger et al.; 2020) oder Trocknung (Sorensen und Thorup-Kristensen, 2011) sind mögliche Weiterverarbeitungen, die die N-Verfügbarkeit erhöhen und den Zeitpunkt des Einsatzes beeinflussen können. Die anaerobe Vergärung der Ernterückstände und Gründünger wie auch andere Aufbereitungen erhöhen die Gesamtmenge an mobilem organischen Dünger innerhalb des landwirtschaftlichen Systems (Möller und Müller, 2012) und sind somit für den Ökolandbau besonders positiv zu bewerten. Sorensen und Thorup-Kristensen (2011) stellten darüber hinaus fest, dass eine frühzeitige Ernte der Leguminosen das C/N-Verhältnis verringert und eine höhere N-Düngewirkung erzielt werden kann. Ein nicht unerheblicher Aspekt ist die mögliche Produktion von mobilem Leguminosengründünger entweder für den direkten Einsatz oder auch für Biogasanlagen auf derzeitigen Grünlandflächen, die im Rahmen des veganen Ökolandbaus nicht für Tierhaltung genutzt werden müssen.

Grüngutvarianten

Die Grüngutvarianten haben insgesamt in ihrer kurzfristigen N-Düngewirkung vergleichsweise eher schlecht abgeschnitten. Wie in Kapitel 4.1.2.4 erläutert, sind Kompost und Biokohle eher als Bodenverbesserer mit geringer N-Verfügbarkeit im Jahr der Anwendung zu verstehen (Ahmad et al., 2013; Boxberger et al., 2020). Die Verwendung als Kompost führt nicht nur zu einer geringen kurzfristigen N-Verfügbarkeit, sondern der Prozess der Kompostierung kann auch mit hohen N-Verlusten einhergehen (Möller und Schultheiß, 2014). Jedoch ist die Verwendung von Grüngutabfällen grundsätzlich als positiv zu bewerten, da Nährstoffkreisläufe geschlossen werden. Eine Alternative könnte die anaerobe Vergärung des Grüngutmaterials für eine Steigerung der N-Verfügbarkeit sein bei gleichzeitiger Energieerzeugung, wenn die N-Verluste bei der Ausbringung der Gärreste reduziert werden (Funda et al., 2009; Gutser et al., 2005), denn die Sonderwirkungen von Komposten, wie Erhöhung der biologischen Aktivität, Humusreproduktionsleistung oder Verbesserung der Bodenstruktur, sind auch bei Gärresten festgestellt worden (Thomsen et al., 2013; Möller, 2015).

Biozyklische Humuserde

Die biozyklische Humuserde als Düngerzugabe hat sich in dieser Untersuchung nicht als Reststoff mit einer positiven kurzfristigen N-Düngewirkung erwiesen, jedoch hat die biozyklische Humuserde, als reines Bodensubstrat verwendet, eine um ein Vielfaches höhere N-Düngewirkung gezeigt als die Mineraldüngervarianten. Inwiefern sich die biozyklische Humuserde als Dünger im veganen Ökolandbau eignet, muss weiter untersucht werden. Verwendet für eine Direktpflanzung, bspw. auf den Komposthügeln selbst, oder im geschützten Gemüsebau, scheint sie zu sehr guten Erträgen zu führen. Der Einsatz im Ackerbau könnte möglicherweise durch eine Platzierung der biozyklischen Humuserde in den Bereich des Wurzelraums der Pflanzen, wie es bei Eisenbach et al. (2018 und 2019) durchgeführt wurde, realisiert werden. Durch die gute Struktur der biozyklischen Humuserde kann auch von einer Bodenverbesserung ausgegangen werden (Eisenbach et al., 2019). In den Untersuchungen von Eisenbach et al. (2019) wird eine stabilisierte Kohlenstoffstruktur in der biozyklischen Humuserde vermutet, wodurch auch Kohlenstoff langfristig gebunden werden könnte. Auch in dieser Studie empfahlen die Forscher die Nutzung der biozyklischen Humuserde als Substrat. Um die Nutzung der biozyklischen Humuserde und ihre N-Düngewirkung besser abschätzen zu können, müssen weitere Untersuchungen, vor allem im Hinblick auf die chemischen Eigenschaften, durchgeführt werden. Eine vergleichende Untersuchung zwischen reifem Kompost und biozyklischer Humuserde könnte nützlich sein, um die Sonderstellung der biozyklischen Humuserde im Förderkreis Biozyklisch-Veganer Anbau e.V. zu diskutieren.

4.5 Methodik

Bei der Düngevariante Humuserde als N-Düngerzugabe (HED) wurden aufgrund fehlender C- und N-Analysen zum Zeitpunkt des Versuchsansatzes für die Gesamtstickstoff- und Phosphor-Daten der Mittelwert der Verpackungsangabe und für Gesamtkohlenstoff, Kalium, Calcium und Magnesium die Angabe von Biocyclic Network Services (2016) gewählt. Es wurden also von der in dem Versuch verwendeten Probe keine Analysen angefertigt. Auf welche Untersuchungen sich die Verpackungsangaben stützen, ist unbekannt. Insofern kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich die Angaben von den tatsächlichen chemischen Inhaltsstoffen unterscheiden und dies die Ergebnisse beeinflusst hat. Weiterhin wurde aufgrund eines Bezugsfehlers in der Düngemengenberechnung die Humuserde-Variante mit nur etwa 2/3 der geplanten N-Menge gedüngt, wodurch die Ergebnisse ebenfalls beeinträchtigt gewesen sein können. Der organische Reststoff Kompost aus Grüngut (OR72) kam nicht aus derselben Charge wie Grüngut (OR103). In der vorliegenden Arbeit wird der Kompost als Aufbereitungsstufe des Grüngutes behandelt, auch wenn die genauen Anteile im Ausgangsmaterial unterschiedlich sein können. Ist z.B. der Laubanteil höher, verkleinert sich das C/N-Verhältnis (Boxberger et al., 2020). Da die Verarbeitung aber im selben Kompostwerk stattgefunden hat und davon auszugehen ist, dass die Grüngut-Materialien immer ähnlich sind, wurden diese beiden Reststoffe nicht getrennt voneinander betrachtet.

In der vorliegenden Arbeit wurde aus praktischen Gründen der Stickstoffanteil der Wurzeln und Stoppeln vernachlässigt, da der überwiegende Teil des N in Blättern und Früchten

eingelagert wird (Marschner, 2012), jedoch wären andere Ergebnisse des akkumulierten N der Gesamtpflanze denkbar.

Die beiden N-Versuche von 2020 und 2021 wurden anhand der N-MDÄ verglichen. Hier wurde ein Vergleichszeitpunkt gewählt mit ähnlichen Wachstumstagen und Temperatursummen. Jedoch können Unterschiede im Wachstumsverlauf nicht ausgeschlossen werden.

Beide Versuche wurden in der Gewächshauskabine in fünf Blöcken angeordnet. Block 1 und Block 5 wiesen visuell erkennbar geringere TM auf, wodurch der Mittelwert beeinflusst wurde. Diese Blöcke erreichte weniger Licht der zusätzlich installierten Lampen. Diese Blockeffekte wurden in der statistischen Auswertung nicht berücksichtigt.

Die Weidelgras-Pflanzen des N-Versuchs 2020 standen 168 Tage und die des N-Versuchs 2021 230 Tage. Bei beiden Versuchen wurden fünf Schnitte untersucht. Zum Teil haben einige Reststoffe nur 20 % oder weniger des gedüngten N aufgenommen, während die mineralischen Kontrollen 70-85 % des gedüngten N im Spross akkumuliert haben. Um die Reststoffe in ihrer Langzeitdüngewirkung vor allem im Hinblick auf den Vergleich zu Mineraldüngern beurteilen zu können, wäre an der Stelle ein längerer Versuchszeitraum sinnvoll.

Ein weiterer Aspekt ist, dass eine größere Wiederholungszahl der Düngevarianten möglicherweise die signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten deutlicher gezeigt hätte.

5. Schlussfolgerung

Die Mineraldünger wiesen insgesamt mit Abstand die höchste N-Düngewirkung auf, jedoch zeigte sich ein stark abnehmender Trend ab dem vierten Aufwuchs. Weiterhin war erwartungsgemäß die N-Düngewirkung der tierischen wie auch der pflanzlichen Reststoffe sehr heterogen. Eine einheitliche Düngung von N_t scheint offenbar nicht zu der gleichen N-Düngewirkung zu führen.

Insgesamt betrachtet schnitten die herkömmlichen tierischen Reststoffe in ihrer N-Düngewirkung wie auch in ihrer Ertragsbildung nicht besser ab als die pflanzlichen Reststoffe. Vielmehr scheinen die chemischen Eigenschaften der Reststoffe einen stärkeren Effekt auf die N-Akkumulation zu haben als die tierische oder pflanzliche Herkunft. Dabei zeigten in dieser Untersuchung vor allem organische Reststoffe mit hohem NH₄⁺-Gehalt und engem C/N-Verhältnis eine gute direkte N-Ausnutzung, wie bspw. die Gärreste, die durchaus vergleichbar mit den Güllevarianten waren. Allerdings reichen diese beiden Parameter zur Vorhersage der N-Düngewirkung nicht aus, die C- und N-Abbaubarkeit muss auch miteinbezogen werden, sonst kann es zur Über- oder Unterschätzung der N-Düngewirkung kommen. Die komplexe Betrachtung aller Faktoren scheint notwendig, um die N-Düngewirkung von organischen Reststoffen besser

vorhersagen zu können und vor allem im Hinblick auf die Abbaustabilität der einzelnen Reststoffe müssen noch mehr Untersuchungen durchgeführt werden.

Kein organischer Reststoff erzielte in dem hier gewählten Untersuchungszeitraum eine N-Ausnutzung über 40 %, da sich aber die N-Düngewirkung von organischen Reststoffen bei langfristiger Betrachtung steigert, wären möglicherweise Dauerfeldversuche angebracht, um deren gesamte Wirkung zu erfassen. Ziel sollte sein, die Angaben der Abschätzung der N-Düngewirkung in der DüV zu erweitern, um beim Einsatz von organischen Reststoffen eine umweltschonende und gute fachliche Praxis zu ermöglichen.

Auch wenn, anhand der hier im Versuch verwendeten Düngevarianten beurteilt, im veganen Ökolandbau möglicherweise auf den Einsatz von tierischen Reststoffen verzichtet werden könnte, sollten mögliche Düngemittel im Hinblick auf ihre Eignung kulturartenspezifisch gewählt werden. Pflanzen mit kurzer Wachstumsphase, aber hohem N-Bedarf brauchen Dünger mit einer schnellen N-Freisetzung wie Gärreste, während sich bspw. Leguminosengründünger für Kulturarten mit längeren Wachstumsphasen anbieten. Weiterhin ist es entscheidend, zu welcher Vegetationszeit der organische Reststoff anfällt und entsprechend sinnvoll müssen sie je nach Pflanzenbedarf eingesetzt werden.

Literaturverzeichnis

- Agegnehua, G.; Srivastavab, A.K.; Michael I. Birda, M. I. (2016): The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. Applied Soil Ecology 119 (2017), 156–170.
- Ahmad, M.; Rajapaksha, A.; Lim, J.; Zhang, M.; Bolan, N.; Mohan, D.; Vithanage, M.; Lee, S.; Ok, Y. (2013): Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. Chemosphere 99 (2014), 19–33. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071.
- Alburquerque, J.A.; de la Fuente, C.; Bernal, M.P. (2012): Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. Agriculture, Ecosystems and Environment 160, 15–22.
- Al-Najar, H.; Schulz, R.; Römheld, V.; Breuer, J. (2000): Langzeit- Felddüngungsversuch mit Biokompost: Ertragswirksamkeit und Stickstoffdynamik im Boden. Kongressband 2000 Stutttgart-Hohenheim Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft" Teil IV, Beiträge zu den Themen "Kreislaufwirtschaft und Nachhaltigkeit, Ökolandbau, Freie Themen", VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Amon, T.; Döhler, H.; Grebe, S.; Klages, S.; Roth, U. et al. (2016): Qualität und Verwertung des Gärrückstandes. Leitfaden Biogas Von der Gewinnung zur Nutzung. Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V., 184–202.
- Bagreev, A.; Bandosz, T. J.; Locke, D. C. (2001): Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer. Carbon, 39 (13), 1971–1979.
- Bai, Z. G.; Dent, D. L.; Olsson, L.; & Schaepman, M. E. (2008): Global assessment of land degradation and improvement. 1. Identification by remote sensing. Report 2008/01, ISRIC World Soil Information, Wageningen.
- Benke, A.; Rieps, A.; Zikeli, S.; & Möller, K. (2017): Stickstoffdüngewirkung und Stickstofftransfereffizienz von Düngemitteln auf Basis von Kleegrasbiomasse im Gefäßversuch mit Weidelgras (Lolium perenne). 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. http://orgprints.org/31878/.
- Bhogal, A; Williams, J.R.; Nicholson, F.A.; Chadwick, D.R.; Chambers, K.H.; Chambers, B.J.; (2016): Mineralization of organic nitrogen from farm manure applications. Soil Use and Management 32 (Suppl. 1), 32–43.
- Biocyclic Network Services (BNS) Ltd. (2016): Biozyklisch-vegane Humuserde. BIOKYKΛΙΚΟ ΠΑΡΚΟ, ΑΙΘΑΙΑ ΜΕΣΣΗΝΙΑΣ.
- Bioland-Richtlinien (2020): Fassung vom 24.11.2020. Hrsg.: Bioland e.V. Verband für organisch biologischen Landbau. Mainz.
- BMU; BMEL (2020): Nitratbericht 2020. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft,

- 1–167. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaes-ser/nitratbericht 2020 https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaes-ser/nitratbericht https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaes-ser/nitratbericht https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaes-ser/nitratbericht https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaes-ser/nitratbericht https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaes-ser/nitratbericht https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Downloadmin/Daten_BMU/Downloadmin/Daten_BMU/Downloadmin/Daten_BMU/Downloadmin
- BMUV (Bundesministerium für Umwelt und Verbraucherschutz) (2021): Pariser Abkommen. https://www.bmuv.de/themen/klimaschutz-anpassung/klimaschutz/internationale-klimapolitik/pariser-abkommen#c8535. Stand: 12.08.2021.
- Boxberger, J.; Mayer, J.; Möller, K.; Pöllinger, A. (Hrsg.) (2020): Praxishandbuch Organische Düngung- effizient und nachhaltig. Agrimedia.
- Bundesamt für Naturschutz (2017): Agrar-Report 2017. Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft. https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-04/BfN-Agrar-Report 2017%20%281%29.pdf. Stand: 27.01.2023.
- Bundessortenamt (2020): Beschreibende Sortenliste 2020. Futtergräser Esparsette, Klee, Luzerne. Hannover.
- Cameron, K.C.; Di, H. J; & Moir J. L. (2013): Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. Ann Appl. Biol. 162, 145–173.
- Cao, Y.; Zhao, F.; Zhang, Z.; Zhu, T.; Xiao, H. (2020): Biotic and abiotic nitrogen immobilization in soil incorporated with crop residue. Soil and Tillage Research 202, 1–6. DOI: 10.1016/j.still.2020.104664.
- Cavalli, D.; Cabassi, G.; Borreli, L.; Geromel, G.; Bechini, L.; Degano, L.; Gallina, P.M. (2016): Nitrogen fertilizer re-placement value of undigested liquid cattle manure and digestates. European Journal of Agronomy 73, 34–41.
- Chan, K. Y.; Xu, Z. (2009): Biochar: Nutrient properties and their enhancement. J. Lehmann, S. Joseph (Hrsg.), Biochar for Environmental Management Science and Technology, 67–84.
- Chen, B.; Liu, E.; Tian, Q.; Yan, C.; Zhang, Y. (2014): Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. Agron. Sustain. Dev. 34 (2), 429–442. DOI: 10.1007/s13593-014-0207-8.
- Clark, M. A.; Domingo, N. G.; Colgan, K.; Thakrar, S. K.; Tilman, D.; Lynch, J.; Azevedo, I.L.; & Hill, J. D. (2020): Global food system emissions could preclude achieving the 1.5° and 2°C climate change targets. Science, 370, 705–708.
- Corre, W. J.; & Conijn, J. G. (2016): Non-renewable energy use and GHG emissions of biogas production and utilisation: Deliverable nº: 6.2.2. HYSOL project.
- Delin, S.; Stenberg, B.; Nyberg, A.; Brohede, L. (2012): Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. Soil Use and Management 28, 283–291.
- De Boer, H. C. (2008): Co-digestion of animal slurry can increase short-term nitrogen recovery by crops. J. Environ. Qual. 37, 1968–1973.

- De Notaris, C.; Sørensen, P.; Møller, H.; Wahid, R.; Eriksen, J. (2018): Nitrogen fertilizer replacement value of digestates from three green manures. Nutr Cycl Agroecosyst 112:355–368. https://doi.org/10.1007/s10705-018-9951-5.
- 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, Berlin.
- Eisenbach, L. D.; Folina, A.; Zisi, C.; Roussis, I.; Tabaxi, I.; Papastylianou, P.; Kakabouki, I.; Efthimiadou, A.; Bilalis, D. J. (2018): Effect of biocyclic humus soil on yield and quality parameters of sweet potato. Scientific Papers. Series A. Agronomy, Vol. LXI, No. 1, 210–217.
- Eisenbach, L. D.; Folina, A.; Zisi, C.; Roussis, I.; Tabaxi, I.; Papastylianou, P.; Kakabouki, I.; Efthimiadou, A.; Bilalis, D. J. (2019): Effect of biocyclic humus soil on yield and quality parameters of processing tomato (Lycopersicon esculentum Mill.). Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Horticulture, Vol. 76, No. 1, 47–52.
- Engelhardt, H.; Brüdern, M.; Deppe, L. (2020): Nischeninnovationen in Europa zur Transformation des Ernährungssystems-NEuropa. Steckbriefsammlung im Auftrag des Umweltbundesamtes. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-07-02 texte 119-2020 neuropa de 0.pdf. Stand: 27.01.2023.
- Förderkreis Biozyklisch-Veganer Anbau e. V. (a): Die Biozyklisch-Veganen Richtlinien. https://biozyklisch-vegan.org/biozyklische-humuserde/. Stand: 14.07.2022.
- Förderkreis Biozyklisch-Veganer Anbau e. V. (b): Die Biozyklisch-Veganen Richtlinien. https://biozyklisch-vegan.org/richtlinien-2/, Stand: 14.07.2022.
- Fouda, S. (2011): Nitrogen availability of biogas residues. Fouda, S. (2011). Nitrogen availability of biogas residues. Doctoral dissertation, Technische Universität München.
- Fouda, S.; von Tucher, S.; Lichti, F.; & U. Schmidhalter (2013): Nitrogen availability of various biogas residues applied to ryegrass. J. Plant Nutr. Soil Sci. 176, 572–584.
- Franklin, D.; Bender-Özenç, D.; Özenç, N.; Cabrera, M. (2015): Nitrogen mineralization and phosphorus release from composts and soil conditioners found in the Southeastern United States. Soil Science Society of America Journal 79, 1386–1395.
- Funda, K.; Kern, M.; Raussen, T.; Bergs, C.G.; Hermann, T. (2009): Ökologisch sinnvolle Verwertung von Bioabfällen–Anregungen für kommunale Entscheidungsträger. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau.
- Galvez, A.; Sinicco, T.; Cayuela, M. L.; Mingorance, M. D.; Fornasier, F. et al. (2012): Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. Agric. Ecosyst. Environ. 160, 3–14.
- Gaskin, J. W.; Steiner, C.; Harris, K.; Das, K. C.; Bibens, B. (2008): Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. American Society of Agricultural and Biological Engineers, 51 (6), 2061–2069.

- Gunnarsson, A.; Bengtsson, F.; & Caspersen, S. (2010): Use efficiency of nitrogen from biodigested plant material by ryegrass. J. Plant Nutr. Soil Sci., 173, 113–119.
- Gutser, R.; Ebertseder, T. (2002): Grundlagen zur Nährstoff- und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Komposten im Freiland. Zentralverband Gartenbau e.V., Bonn, 47–72.
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Weber, A.; Schraml, M.; Schmidhalter, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 168(4), 439–446.
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Schraml, M.; Tucher, S.; Schmidhalter, U. (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. Emissionen landwirtschaftlicher Böden. KTBL-Schrift 483, 31–50.
- Hanus, H.; Heyland, K.U.; Keller, E.R. (2008): Handbuch des Pflanzenbaues. 2, Getreide und Futtergräser. Stuttgart.
- Haubold-Rosar, M.; Heinkele, T.; Rademacher, A.; Kern, J.; Dicke, C. et al. (2014): Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer "veränderter" Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. TEXTE 04/2016. Im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Hjorth, M.; Christensen, K. V.; Christensen, M. L.; & Sommer, S. G. (2010): Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 153–180.
- Horrocks, A.; Curtin, D.; Tregurtha, C.; Meenken, E. (2016): Municipal compost as a nutrient source for organic crop production in New Zealand. Agronomy 6, 35; doi:103390/agronomy6020035.
- Hussain, S.; Hussain, S.; Guo, R.; Sarwar, M.; Ren, X.; Krstic, D.; Aslam, Z.; Zulifqar, U.; Rauf, A.; Hano, C.; et al. (2021): Carbon sequestration to avoid soil degradation: A review on the role of conservation tillage. Plants 2021, 10, 2001.
- Janssen, M.; Busch, C.; Rödiger, M.; Hamm, U. (2016): Motives of consumers following a vegan diet and their attitudes towards animal agriculture. Appetite 105, 643–651. DOI: 10.1016/j.appet.2016.06.039.
- Jensen, L. S. (2013): Animal manure fertiliser, crop utilisation and soil quality impacts. Animal Manure Recycling–Treatment and Management.
- Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer, H. (2016): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Aufl. Berlin, Heidelberg.
- Lang, T.; Jensen, A. D.; Jensen, P. A. (2005): Retention of organic elements during solid fuel pyrolysis with emphasis on the peculiar behavior of nitrogen. Energy Fuels, 19 (4), 1631–1643.

- Lashermes, G.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Thuriès, L.; Chaussod, R.; Guillotin, M.L.; Linères, M.; Mary, B.; Metzger, L.; Morvan, T.; Tricaud, A.; Villette, C.; Houot, S. (2010): Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. Bioresource Technology 101, 157–164.
- Lichti, F.; Wendland, M.; Schmidhalter, U.; & Offenberger, K. (2012): Die Nährstoffwirkung von Biogasgärresten. In: Düngung mit Biogasgärresten. 10. Kulturlandschaftstag. Weichering: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 17–20.
- LUFA Speyer (2020): Chemical and physical characteristics of standard soils according to GLP, Version 03.09.2020. https://www.lufa-speyer.de/images/stories/V3-Chemical_and_physical_of_standard_soils_according_to_GLP03.09.2020.pdf. Stand 10.12.2021.
- Lütke Entrup, N.; & Oehmichen, J. (2000): Grundlagen Lehrbuch des Pflanzenbaus, Bd 1. Th. Mann, Gelsenkirchen.
- Marschner, P. (2012): Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. 3. Auflage, Amsterdam [u.a.]: Acad. Press.
- Maurer, C.; Seiler-Peitzold, J.; Schulz, R.; & Müller, J. (2019): Short-term nitrogen uptake of barley from differently processed biogas digestate in pot experiments. Energies, 12, 696.
- Möller, K. & Müller, T. (2012): Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. Eng. Life Sci. 12.3, 242–257.
- Möller, K.; Schultheiß, U. (2014): Organische Handelsdüngemittel im ökologischen Landbau: Charakterisierung und Empfehlungen für die Praxis. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL).
- Möller, K. (2015): Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions and soil biological activity. A review. Agronomy for Sustainable Development 35, 1021–1041.
- Mujtaba, G.; Hayat, R.; Hussain, Q.; Ahmed, M. (2021): Physio-chemical characterization of biochar, compost and co-composted biochar derived from green waste. Sustainability, 13, 4628. https://doi.org/10.3390/su13094628.
- Radloff, S. (2016): Modellgestützte Bewertung der Nutzung von Biokohle als Bodenzusatz in der Landwirtschaft. Dissertation. Fakultät für Wirtschaftswissenschaften des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT).
- Schmidt, H. (Hrg.) (2004): Viehloser Öko-Ackerbau. Beiträge, Beispiele, Kommentare. Unter Mitarbeit von Bundesprogramm ökologischer Landbau. https://orgprints.org/id/e-print/5020/1/5020-020E458-uni-giessen-2003-viehloser-ackerbau.pdf. Stand: 27.01.2023.
- Schulz, F. (2017): Gemischtbetrieb mit Viehhaltung vs. viehloser Ökolandbau 3. Rotation im Dauerfeldversuch Gladbacherhof. Unter Mitarbeit von Schulz, F.; Brock, C.; Knebl, L.;

- Leithold, G. https://scholar.google.de/scholar?q=schulz+2014+vieh-los&btnG=&hl=de&as-sdt=0%2C5. Stand. 02.06.2022.
- Sharma, A. R.; Mittra, B. N. (1988): Effect of green manuring and mineral fertilizer on growth and yield of crops in rice-based cropping on acid lateritic soil. Journal of Agricultural Science 110 (3), 605–608. DOI: 10.1017/S0021859600082198.
- Sorensen, J.; Thorup-Kristensen, K. (2011): Plant-based fertilizers for organic vegetable production. J. Plant Nutr. Soil Sci., 174, 321–332.
- Stadler, C.; von Tucher, S.; Schmidhalter, U.; Gutser, R.; Heuwinkel, H. (2006): Nitrogen release from plant-derived and industrially processed organic fertilizers in organic horticulture. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169, 549–556.
- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S. E.; Fetzer, I.; Bennett, E. M. et al. (2015): Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. Science 347 (6223), 1–12. DOI: 10.1126/science.1259855.
- Stinner, W.; Möller, K.; & Leithold, G. (2008): Effects of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop yield in organic stockless farming systems. European Journal of Agronomy (29): 125–134.
- Thomsen, I.K.; Olesen, J.E.; Moller, H. B.; Sorensen, P.; Christensen, B.T. (2013): Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. Soil Biology and Biochemistry 58, 82–87.
- Thünen Institut (2019): Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_65.pdf. Stand: 27.01.2023.
- UBA (2018): Daten zur Umwelt Ausgabe 2018, Umwelt und Landwirtschaft, 1–158.
- UBA (2019a): Stickstoff. https://www.umweltbundesamt.de/themen/bodenlandwirtschaft/ umweltbelastungen-der-landwirtschaft/stickstoff#einfuhrung. Stand: 26.05.2021.
- UBA (2019b): Landwirtschaft als Luftschadstoffquelle. https://www.bafu.ad-min.ch/bafu/de/home/themen/thema-luft/luft--fachinformationen/luftschadstoffquellen/landwirtschaft-als-luftschadstoffquelle.html. Stand: 27.01.2023.
- UBA (2021): Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. https://www.um-weltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft. Stand: 27.01.2023.
- Wang, T.; Arbestain, M. C.; Hedley, M.; Bishop, P. (2012): Chemical and bioassay characterisation of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. Organic Geochemistry, 51, 45–54.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2020): Landwende im Anthropozän. Von der Konkurrenz zur Integration.

 https://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu/publikationen/hauptgutach-ten/hg2020/pdf/WBGU_HG2020_ZF.pdf. Stand: 20.01.2023.

- Wulf, S.; Maeting, M.; & Clemens, J. (2002): Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse Gas Emissions. J. Environ. Qual. 31:1795–1801.
- Zhao, Y.; Zhang, J.; Müller, C.; Cai, Z. (2018): Temporal variations of crop residue effects on soil N transformation depend on soil properties as well as residue qualities. Biology and Fertility of Soils 54 (5), 659–669. DOI: 10.1007/s00374-018-1291-8.
- Zheng, H.; Wang, Z.; Deng, X.; Herbert, S.; Xing, B. (2013): Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil. Geoderma, 206, 32–39.

Anhang

Anhang 1: Chemische Parameter der verwendeten organischen Reststoffe

Tabelle 18: Chemische Parameter der verwendeten organischen Reststoffe der beiden Gefäßversuche.

Angegeben sind Herkunft, Trockensubstanz (TS) in Prozent der Frischmasse (FM), Gesamtkohlenstoff (C_t), organischer Kohlenstoff (C_{org}), Gesamtstickstoff (N_t nach Kjedahl und Dumas), NH₄⁺-N und NO₃⁻-N (bestimmt mit H₂SO₄ und CaCl₂), Phosphor (P), Kalium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg) in Prozent der TM und das C/N-Verhältnis (C_{org}/N_t). Die Daten, bei denen keine Werte vorlagen sind mit "k.A." gekennzeichnet.

OR Nr.	Organischer Reststoff	Herkunft	TS	Ct	Corg	Canorg	Nt	Nt	NH4-N	NH4- N	NO3- N	P	K	Ca	Mg	Corg/Nt
							(Kjeldahl)	(Dumas) (H2SO4)	(CaCl2)	(CaCl2)					_
			(% FM)						(%	TM)						
OR57	Rindermist	Senftenhütte (LK Barnim, Anlage 1)	22,6	42,0	41,9	0,1	2,5	2,0	0,4	k.A.	k.A.	0,4	2,0	0,9	0,4	17,0
OR58	Rindergülle	Senftenhütte (LK Barnim, Anlage 1)	9,6	41,8	41,7	0,1	3,3	2,2	1,1	1,2	< 0.001	0,7	2,5	1,0	0,6	12,8
OR55	Schweinegülle	Wandlitz (LK Barnim, Anlage 2)	2,9	41,1	40,9	0,2	4,3	2,4	2,0	2,9	k.A.	1,6	2,2	3,2	1,2	9,5
OR25	Leguminosengründünger	Lufa Speyer (LK Speyer)	91,8	47,6	47,3	0,2	1,9	1,7	0,04	k.A.	k.A.	0,2	1,1	0,7	0,2	25,4
OR30	Gemüseputzabfall	Lufa Speyer (LK Speyer)	90,8	41,1	40,2	0,8	2,8	3,0		0,0	0,1	0,3	2,5	1,5	0,2	14,4
OR103	Grüngut	Falkensee (LK Havelland, Berlin)	96,6	44,2	43,8	0,4	0,7	0,7	0,0	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	66,1
OR72	Grüngut-Kompost	Falkensee (LK Havelland, Berlin)	61,1	19,7	19,4	0,3	0,9	0,9	0,0	0,0	< 0.0008	0,2	0,5	2,1	0,2	21,8
OR106	Grüngut-Biokohle	Falkensee (LK Havelland, Berlin)	99,2	48	48	k.A.	0,6	k.A.	< 0,002	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	76,8
OR40	Gärrest unsepariert	Arneburg (LK Stendal)	7,7	38,7	38,6	0,1	5	3,2	1,7	1,4	< 0.001167	0,8	3,8	1,8	0,6	7,7
OR41	Gärrest separiert flüssig	Arneburg (LK Stendal)	5,4	37,7	37,5	0,2	6,6	3,9	2,2	2,2	< 0.0034925	0,9	5,0	2,0	0,7	5,7
OR42	Gärrest separiert fest	Arneburg (LK Stendal)	18,3	41	41	0	3,0	1,9	0,9	0,6	< 0.0006004	0,7	1,6	1,2	0,5	13,6
HED	Humuserde als N-Düngerzugabe	GR, Kalamata	67,0	k.A.	22,8	k.A.	k.A.	2,5	0,0	k.A.	k.A.	1,3	0,1	9,6	2,2	9,1
OR35	Schweinegülle	Landkreis Vechta	4,9	37,9	37,7	0,2	9,3	2,7	6,9	5,7	< 0.008	1,7	5,7	2,6	1,2	28,4

Anhang 2: Temperatur- und Feuchtedaten

 Tabelle 19: Temperatur- und Feuchtedaten des ersten Versuchs.

		Mai			Juni			Juli		A	ugust		Se	ptembe	er	0	ktober	•	No	vemb	er
	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte									
MW	01.05.20	20,99	43,1	01.06.20	23,94	37,34	01.07.20	24,42	61	01.08.20	25,27	51,38	01.09.20	21,54	54,16	01.10.20	21,25	58,59	01.11.20	21,45	67,08
MW	02.05.20	20,82	45,42	02.06.20	26,15	36,09	02.07.20	24,35	59,32	02.08.20	25,77	68,71	02.09.20	21,95	63,62	02.10.20	21,12	63,55	02.11.20	21,59	74,86
MW	03.05.20	20,81	42,54	03.06.20	25,52	37,16	03.07.20	23,73	55,81	03.08.20	23,75	56,85	03.09.20	23,05	55,32	03.10.20	21,8	65,68	03.11.20	20,76	64,7
MW	04.05.20	20,67	47,33	04.06.20	24,68	46,4	04.07.20	24,74	50,6	04.08.20	23,8	48,58	04.09.20	23,28	69,55	04.10.20	21,15	53,67	04.11.20	20,82	59,32
MW	05.05.20	20,59	36,58	05.06.20	22,24	52,42	05.07.20	25,53	61,05	05.08.20	28,39	33,97	05.09.20	22,14	69,56	05.10.20	21,09	54,01	05.11.20	20,79	64,74
MW	06.05.20	21,08	32,67	06.06.20	22,05	45,54	06.07.20	22,71	60,26	06.08.20	27,49	40,57	06.09.20	21,74	56,79	06.10.20	20,89	54,33	06.11.20	20,58	74,76
MW	07.05.20	20,74	37,94	07.06.20	22,08	48,62	07.07.20	22,33	49,9	07.08.20	29,28	49,33	07.09.20	21,36	58,07	07.10.20	21,04	59,18	07.11.20	20,26	66,38
MW	08.05.20	22,71	34,25	08.06.20	23,43	42,22	08.07.20	21,82	58,53	08.08.20	30,91	46,14	08.09.20	22,55	56,65	08.10.20	21,03	59,43	08.11.20	20,25	59,3
MW	09.05.20	23,39	33,12	09.06.20	22,3	45,77	09.07.20	22,89	70,85	09.08.20	30,74	46,39	09.09.20	24,29	64,62	09.10.20	21,08	65,33	09.11.20	19,88	63
MW	10.05.20	23,7	46,39	10.06.20	22,73	49,48	10.07.20	23,99	66,13	10.08.20	29,56	50,05	10.09.20	21,45	56,82	10.10.20	20,73	54,86	10.11.20	20,36	58,3
MW	11.05.20	19,61	55,76	11.06.20	22,88	69,59	11.07.20	22,39	48,71	11.08.20	29,72	43,14	11.09.20	22,4	51,82	11.10.20	20,64	48,23	11.11.20	20,3	59,3
MW	12.05.20	20,54	33,3	12.06.20	25,64	61,45	12.07.20	22,93	43,82	12.08.20	29,12	35,14	12.09.20	23,79	51,58	12.10.20	20,71	49,99	12.11.20	20,65	50,11
MW	13.05.20	20,96	32,46	13.06.20	27,59	65,5	13.07.20	24,13	44,63	13.08.20	29,5	39,39	13.09.20	23,14	55,97	13.10.20	20,68	48,95	13.11.20	20,76	50,59
MW	14.05.20	20,72	32,36	14.06.20	25,07	59,56	14.07.20	26,18	43,37	14.08.20			14.09.20	25,27	54,63	14.10.20	20,35	61,03	14.11.20	21,18	58,8
MW	15.05.20	20,95	30,84	15.06.20	25,73	44,82	15.07.20	22,68	66,2	15.08.20			15.09.20	26,31	57,26	15.10.20	20,83	63,99	15.11.20	20,78	50,64
MW	16.05.20	21,02	33,94	16.06.20	26,4	45,95	16.07.20	22,51	62,41	16.08.20			16.09.20	26,08	56,94	16.10.20	20,93	57,05	16.11.20	20,83	53,46
MW	17.05.20	21,49	34,5	17.06.20	27,67	42,95	17.07.20	22,24	66,6	17.08.20			17.09.20	21,53	47,71	17.10.20	20,88	53,79	17.11.20	20,82	60,12
MW	18.05.20	22,31	38,53	18.06.20	26	53,29	18.07.20	25,38	56,51	18.08.20	26,26	62,92	18.09.20	21,32	42,56	18.10.20	20,67	55,7	18.11.20	20,93	54,81
MW	19.05.20	21,48	47,83	19.06.20	23,8	65,31	19.07.20	27,6	55,13	19.08.20	24,9	62,62	19.09.20	21,63	41,05	19.10.20	20,78	52,78	19.11.20	20,75	49,38
MW	20.05.20	22,67	35,32	20.06.20	22,46	70,24	20.07.20	24,35	61,18	20.08.20	26,86	55,63	20.09.20	22,2	44,84	20.10.20	20,68	52,94	20.11.20	20,46	44,25
MW	21.05.20	22,6	30,63	21.06.20	23,33	60,49	21.07.20	23,01	49,68	21.08.20	29,98	51,89	21.09.20	23,08	46,82	21.10.20	21,16	61,19	21.11.20	20,55	45,34
MW	22.05.20	22,5	31,92	22.06.20	25,39	47,08	22.07.20	23,3	46,83	22.08.20	26,08	70,38	22.09.20	24	48,69	22.10.20	21,12	64,42	22.11.20	20,66	50,44
MW	23.05.20	21,03	50,23	23.06.20	25,05	42,72	23.07.20	23,69	47,82	23.08.20	23,62	54,89	23.09.20			23.10.20	21,77	69,07	23.11.20	20,56	. , .
MW	24.05.20	20,75	48,81	24.06.20	25,45	49,6	24.07.20	25,37	47,6	24.08.20	22,8	58,26	24.09.20			24.10.20	21,15	65,54	24.11.20	20,59	- ,
MW	25.05.20	20,6	53,88	25.06.20	26,87	51,61	25.07.20	25,33	54,09	25.08.20	22,92	54,73	25.09.20			25.10.20	20,96	58,19	25.11.20	20,37	46,73
MW	26.05.20	22,02	40,68	26.06.20	26,61	58,25	26.07.20	24,27	63,92	26.08.20	22,98	64,55	26.09.20			26.10.20	21,24	62,71	26.11.20	20,65	52,38
MW	27.05.20	23,57	37,72	27.06.20	28,48	52,81	27.07.20	25,4	56,99	27.08.20	23,66	56,03	27.09.20			27.10.20	20,73	55,06	27.11.20	2,83	9,53
MW	28.05.20	20,92	43,56	28.06.20	26,09	63,39	28.07.20	26,77	49,99	28.08.20	22,87	57,85				28.10.20	20,68	55,75	28.11.20	0	Ů
MW	29.05.20	21,86	36,82	29.06.20	23,81	54,81	29.07.20	23,39	45,67	29.08.20	24,08	55,89	29.09.20	22,03	50,68	29.10.20	20,31	57,88	29.11.20	0,2	0,48
MW	30.05.20	21,27	37,45	30.06.20	23,27	47,04	30.07.20	23,43	43,71	30.08.20	24,29	59,57	30.09.20	21,4	51,61	30.10.20	21,4	66,11	30.11.20	10,74	19,62
MW	31.05.20	22,82	41,11				31.07.21	25,42	45,19	31.08.21	23,2	62,39				31.10.20	21,3	75,22			

 Tabelle 20: Temperatur- und Feuchtedaten des zweiten Versuchs.

	Ja	anuar		F	ebrua:	r		März		1	April			Mai			Juni			Juli		A	August		Se	ptembe	r
	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte	Datum	Temp.	Feuchte
MW	01.01.21	22,39	51,67	01.02.21	22,28	37,78	01.03.21	21,56	51,06	01.04.21	22,03	51,68	01.05.21	21,45	56,67	01.06.21	25,01	45,05	01.07.21	21,27	82,87	01.08.21	22,85	66,66	01.09.21	21,95	65,84
MW	02.01.21	22,68	48,98	02.02.21	22,41	47,25	02.03.21	21,68	45,38	02.04.21	21,76	48,54	02.05.21	21,75	64,44	02.06.21	25,39	48,1	02.07.21	24,31	64,57	02.08.21	22,48	61	02.09.21	22,59	63,91
MW	03.01.21	22,21	41,75	03.02.21	22,83	54,23	03.03.21	21,8	47,01	03.04.21	21,44	43,07	03.05.21	21,71	49,08	03.06.21	26,9	40,55	03.07.21	24,95	54,71	03.08.21	23,31	54,63	03.09.21	23,26	57,03
MW	04.01.21	22,38	45,55	04.02.21	22,15	49,05	04.03.21	21,03	59,62	04.04.21	21,66	43,96	04.05.21	22,21	50,2	04.06.21	24,95	48,78	04.07.21	26,69	50,98	04.08.21	23,45	59,02	04.09.21	21,32	65
MW	05.01.21	22,42	48,83	05.02.21	22,15	45,87	05.03.21	21,36	44,14	05.04.21	20,8	53,63	05.05.21	21,87	48,19	05.06.21	27,69	44,78	05.07.21	24,62	62,3	05.08.21	23,25	63,45	05.09.21	22,43	57,93
MW	06.01.21	22,41	47,55	06.02.21	22,02	44,16	06.03.21	21,62	51,7	06.04.21	21,11	45,52	06.05.21	21,92	42,55	06.06.21	28,34	41,91	06.07.21	26,85	58,75	06.08.21	24,49	60,77	06.09.21	23,13	60,06
MW	07.01.21	22,44	47,02	07.02.21	21,88	34,99	07.03.21	21,02	60,13	07.04.21	21,31	48,98	07.05.21	21,29	54,21	07.06.21	27,97	34,67	07.07.21	23,91	70,91	07.08.21	24,37	60,85	07.09.21	22,76	65,02
MW	08.01.21	22,43	46,28	08.02.21	22,09	35,55	08.03.21	21,36	43,51	08.04.21	21,51	45,62	08.05.21	22,1	40,89	08.06.21	27,73	42,8	08.07.21	22,7	77,53	08.08.21	23,52	60,74	08.09.21	24,08	55,76
MW	09.01.21	22,46	48,59	09.02.21	22,24	41,69	09.03.21	21,46	42,06	09.04.21	21,86	39,68	09.05.21	25,76	41,27	09.06.21	27,59	37,81	09.07.21	22,51	84,89	09.08.21	23,22	56,81	09.09.21	24,6	52,06
MW	10.01.21	22,43	44,52	10.02.21	22,83	42,98	10.03.21	21,43	39,42	10.04.21	21,67	53,93	10.05.21	27,18	43,31	10.06.21	26,77	43,48	10.07.21	24,53	65,1	10.08.21	23,46	59,53	10.09.21	24,45	69,38
MW	11.01.21	22,39	43,2	11.02.21	22,79	47,05	11.03.21	21,23	57,27	11.04.21	22,55	49,76	11.05.21	26,98	52,4	11.06.21	26,97	46,05	11.07.21	26,68	51,9	11.08.21	23,52	61	11.09.21	23,7	76,65
MW	12.01.21	22,2	45,13	12.02.21	22,41	44,23	12.03.21	21,4	55,22	12.04.21	21,57	46,71	12.05.21	22,56	66,69	12.06.21	23,35	60,62	12.07.21	26,03	64,47	12.08.21	25,56	51,44	12.09.21	22,61	74,1
MW	13.01.21	22,36	42,81	13.02.21	21,54	45,99	13.03.21	21,13	59,38	13.04.21	21,54	39,95	13.05.21	21,96	74,11	13.06.21	22,16	55,35	13.07.21	27,6	54,92	13.08.21	26,97	57,19	13.09.21	21,84	64,89
MW	14.01.21	22,36	43,03	14.02.21	21,19	47,02	14.03.21	21,09	59,31	14.04.21	21,53	41,62	14.05.21	21,98	64,25	14.06.21	25,5	47,16	14.07.21	25,56	68,56	14.08.21	25,76	55,59	14.09.21	22,94	55,27
MW	15.01.21	22,37	39,29	15.02.21	21,67	47,71	15.03.21	21,47	58,35	15.04.21	21,47	44,75	15.05.21	22,91	52,4	15.06.21	24,19	60,19	15.07.21	25,94	64,99	15.08.21	24,68	59,25	15.09.21	22,87	71,51
MW	16.01.21	22,28	37,53	16.02.21	21,3	62,89	16.03.21	21,34	58,86	16.04.21	21,67	43,26	16.05.21	22,46	55,11	16.06.21	26,3	44,88	16.07.21	27,41	66,71	16.08.21	23,27	62,86	16.09.21	22,61	69,52
MW	17.01.21	22,42	37,93	17.02.21	21,71	69,32	17.03.21	21,4	58,24	17.04.21	21,83	50,35	17.05.21	22,69	53,67	17.06.21	29,71	42,23	17.07.21	26,65	69,46	17.08.21	21,58	70,04	17.09.21	21,65	61,67
MW	18.01.21	22,31	35,22	18.02.21	21,57	65,87	18.03.21	21,72	53,61	18.04.21	21,39	59,22	18.05.21	21,85	56,53	18.06.21	30,9	38,38	18.07.21	26,62	56,78	18.08.21	22,29	65,23	18.09.21	21,58	61,54
MW	19.01.21	22,35	38,8	19.02.21	21,46	61,1	19.03.21	21,2	46,49	19.04.21	21,96	57,77	19.05.21	22,68	48,12	19.06.21	31,59	43,76	19.07.21	23,26	56,92	19.08.21	22,77	67,43	19.09.21	21,47	50,01
MW	20.01.21	22,65	39,5	20.02.21	21,71	57	20.03.21	21,44	41,35	20.04.21	22,73	45,56	20.05.21	22,49	49,58	20.06.21	30,94	49,1	20.07.21	22,6	60,73	20.08.21	22,71	72,92	20.09.21	21,12	50,82
MW	21.01.21	22,74	39,03	21.02.21	21,48	55,2	21.03.21	21,45	50,74	21.04.21	22,43	41,71	21.05.21	22,97	49,39	21.06.21	29,08	54,04	21.07.21	23,17	60,81	21.08.21	23,7	62,23	21.09.21	21,17	56,82
MW	22.01.21	22,47	45,04	22.02.21	21,5	53,32	22.03.21	21,71	40,49	22.04.21	21,57	45,08	22.05.21	22,16	53,61	22.06.21	24,64	66,07	22.07.21	23,77	67,33	22.08.21	22,49	73,42	22.09.21	21,48	61,27
MW	23.01.21	22,43	43,61	23.02.21	21,8	57,28	23.03.21	21,7	58,43	23.04.21	21,81	42,58	23.05.21	22,26	57,48	23.06.21	24,06	61,11	23.07.21	25,12	58,86	23.08.21	21,93	77,8	23.09.21	21,11	55,94
MW	24.01.21	22,42	43,82	24.02.21	22,06	62,01	24.03.21	21,91	52,97	24.04.21	21,66	43,45	24.05.21	23,44	46,4	24.06.21	23,37	65,69	24.07.21	27,37	50,19	24.08.21	22,95	54,73	24.09.21	21,6	62,85
MW	25.01.21	22,52	46,83	25.02.21	22	57,22	25.03.21	22,09	46,59	25.04.21	21,75	43,68	25.05.21	22,33	58,88	25.06.21	24,42	58,09	25.07.21	27,67	55,76	25.08.21	22,51	54,64	25.09.21	21,84	72,4
MW	26.01.21	22,6	42,36	26.02.21	21,73	58,75	26.03.21	22,01	52,38	26.04.21	21,61	38,91	26.05.21	21,87	51,37	26.06.21	25,59	47,32	26.07.21	26,94	65,83	26.08.21	21,76	67,47	26.09.21	23,39	61,31
MW	27.01.21	22,55	43,64	27.02.21	21,5	53,76	27.03.21	21,51	56,43	27.04.21	21,97	32,96	27.05.21	22,24	54,31	27.06.21	26,94	45,33	27.07.21	27,05	55,77	27.08.21	21,94	63,44	27.09.21	22,17	71,44
MW	28.01.21	22,38		28.02.21	21,21	54,84	28.03.21	21,91	48,05	28.04.21	22,33	35,32	28.05.21	22,28	57,04	28.06.21	28,22	44,55	28.07.21	25,09	58,38	28.08.21	22,06	70,7	28.09.21	21,6	68,44
MW	29.01.21	22,41	42,53				29.03.21	22,32	53,24	29.04.21	21,76	63,73	29.05.21	22,59	52,07	29.06.21	28,09	54,47	29.07.21	24,51	54,56	29.08.21	21,87	78,36	29.09.21	21,53	68,76
MW	30.01.21	22,37	44,02				30.03.21	23,34	47,69	30.04.21	21,53	67,72	30.05.21	23,21	40,25	30.06.21	23,73	81,86	30.07.21	26,55	50,77	30.08.21	21,77	82,09	30.09.21	21,27	51,56
MW	31.01.21	22,23	34,93				31.03.21	23,77	41,38				31.05.21	24,81	36,92				31.07.21	23,83	55,29	31.08.21	21,91	68,19			

Anhang 3: Protokoll des Versuchsansatzes

Tabelle 21: Protokoll des Versuchsansatzes mit den Reststoff-, Wasser- und Düngergaben.

			_		anges	trebte Näh	nrstoffgeh	alte		Düng	jergaben je Gefäl	ß	
OR-Nr	Behandlung	Boo	len	N	P	K	Mg	60% WHKmax	Reststoff	KAS	KH2PO4 0.5M*	MgSO4 0.5 I	M Wassergabe
		(g TM/Gefäß)	(g FM/Gefäß)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(ml/kg)	(g FM)	(mg)	(ml)	(ml)	(ml)
N0_1	Grunddüngung (P, K, Mg)	2697	3100	0	119	150	90	240	0	0	20,69	19,97	203,62
N0_2	Grunddüngung (P, K, Mg)	2697	3100	0	238	300	90	240	0	0	41,39	19,97	182,92
N100_1	KAS100% + Grunddüngung (P, K, Mg)	2697	3100	100	119	150	90	240	0	998,89	20,69	19,97	203,62
N100_2	KAS100% + Grunddüngung (P, K, Mg)	2697	3100	100	238	300	90	240	0	998,89	41,39	19,97	182,92
OR57	Rindermist	2697	3100	100	119	150	90	240	48,51	0	20,69	19,97	166,07
OR58	Rindergülle	2697	3100	100	119	150	90	240	85,91	0	20,69	19,97	125,95
OR55	Schweinegülle	2697	3100	100	119	150	90	240	215,78	0	20,69	19,97	-5,9
OR25	Leguminosengründünger (Luzerne)	2697	3100	100	119	150	90	240	17,18	0	20,69	19,97	202,23
OR30	Gemüseputzabfall	2697	3100	100	119	150	90	647	10,49	0	20,69	19,97	202,76
OR103	Grüngut	2697	3100	100	119	150	90	240	42,96	0	20,69	19,97	202,15
OR72	Grüngut-Kompost	2697	3100	100	119	150	90	240	49,6	0	20,69	19,97	184,32
OR106	Grüngut-Biokohle	2697	3100	100	119	150	90	240	43,9	0	20,69	19,97	203,22
OR40	Gärrest aus Mais, GPS, Getreide, unsepariert	2697	3100	100	119	150	90	240	70,05	0	20,69	19,97	138,96
OR41	Gärrest aus Mais, GPS, Getreide, separiert flüssig	2697	3100	100	119	150	90	240	75,9	0	20,69	19,97	131,81
OR42	Gärrest aus Mais, GPS, Getreide, separiert fest	2697	3100	100	119	150	90	240	48,96	0	20,69	19,97	163,62
N0_3	Grunddüngung (P, K, Mg)	2697	3100	0	119	150	90	240	0	0	20,69	19,97	204
N100_3	KAS100% + Grunddüngung (P, K, Mg)	2697	3100	100	119	150	90	240	0	998,89	20,69	19,97	204
HED	Humuserde als N-Düngerzugabe	2697	3100	67,1	119	150	90	240	10,8	0	20,69	19,97	200

Anmerkung: KAS (Kalkammonsalpeter): 0,270 mg N/mg, KH_2PO_4 (Kaliumhydrogenphosphat) [0.5M]: 0.5 mmol P/mL = 15.49 mg P/mL; 0.5 mmol K/mL = 19.55 mg K/mL, $MgSO_4$ (Magnesiumsulfat) [0.5M]: 0.5 mmol Mg/mL = 12.155 mg Mg/mL; 0.5 mmol S/mL = 16.04 mg S/mL.

TM (Trockenmasse), FM (Frischmasse), N0 (keine Düngung), N100 (100 % Kalkammonsalpeter), GPS (Ganzpflanzensilage), N (Stickstoff), P (Phosphor), K (Kalium), Mg (Magnesium), WHK max. (maximale Wasserhaltekapazität).

^{*} Im ersten Versuch erfolgte am 12.10.2020 eine Nachdüngung KH₂PO₄ (20.69 ml).

Anhang 4: Evapotranspiration

Tabelle 22: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der ersten Wachstumsphase bis zur ersten Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	04.06.	05.06.	06.06.	07.06.	08.06.	09.06.	10.06.	11.06.	12.06.	13.06.	14.06.	15.06.	16.06.	17.06.	18.06.	19.06.	20.06.	21.06.	22.06.	23.06.	24.06.
OR57	Rindermist	94	73	101	84	83	93	70	92	79	136	109	147	178	180	180	181	121	135	160	212	145
OR58	Rindergülle	96	75	88	84	87	93	77	92	89	136	134	154	183	200	197	181	159	137	208	243	161
OR55	Schweinegülle	85	73	93	84	91	93	91	92	104	136	145	165	178	211	203	185	186	142	248	234	164
OR25	Leguminosengründünger	87	73	94	84	97	96	82	92	92	136	135	151	178	203	198	181	138	132	204	211	149
OR30	Gemüseputzabfall	86	73	93	84	84	93	70	92	97	136	138	161	178	218	343	181	162	136	231	249	160
OR72	Kompost Grüngut	92	73	105	84	100	93	82	92	85	136	121	154	178	197	185	181	135	134	193	215	144
OR40	Gärrest unsepariert	92	73	100	84	98	93	97	92	95	136	141	170	178	222	213	181	167	138	248	260	166
OR41	Gärrest separiert flüssig	89	73	92	84	96	93	90	92	91	136	139	164	178	208	208	181	161	140	235	253	168
OR42	Gärrest separiert fest	91	73	97	84	94	93	95	92	97	136	145	165	178	225	215	181	155	139	240	248	176
N100_1	KAS100%	98	73	95	84	83	93	76	92	89	136	115	152	178	198	190	181	149	136	233	227	165
N0_1	KAS0%	88	73	95	84	97	93	86	92	112	136	150	155	178	216	203	181	159	137	228	236	168

OR Nr.	Organischer Reststoff	14.06.	15.06.	16.06.	17.06.	18.06.	19.06.	20.06.	21.06.	22.06.	23.06.	24.06.	25.06.	26.06.	27.06.	28.06.	29.06.	30.06.	01.07.	02.07.	03.07.	04.07.	05.07.	06.07.
OR103_1	Grüngut	50	77	93	86	82	71	41	63	44	75	69	77	115	57	99	55	79	85	55	79	91	87	81
OR106_1	Biokohle aus Grüngut	50	88	93	96	86	92	60	46	81	110	105	119	115	176	175	121	140	126	142	184	209	219	202
N100_2	KAS100%	50	73	92	83	85	72	63	46	81	112	99	117	113	165	176	113	126	163	145	203	212	232	228
N0_2	KAS0%	50	66	92	103	87	72	51	44	75	107	101	110	113	150	163	105	132	153	126	188	191	189	198

Tabelle 23: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der zweiten Wachstumsphase bis zur zweiten Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	25.06.	26.06.	27.06.	28.06.	29.06.	30.06.	01.07.	02.07.	03.07.	04.07.	05.07.	06.07.	07.07.	08.07.	09.07.	10.07.
OR57	Rindermist	110	115	115	164	104	115	143	100	151	172	178	168	135	156	110	76
OR58	Rindergülle	123	115	151	190	121	137	169	135	182	205	186	199	156	179	138	93
OR55	Schweinegülle	132	115	153	197	126	144	178	152	193	221	210	216	169	196	147	94
OR25	Leguminosengründünger	113	117	128	172	102	138	143	118	167	191	182	175	156	169	124	85
OR30	Gemüseputzabfall	119	115	145	186	110	138	166	129	181	210	212	202	153	188	135	99
OR72	Kompost Grüngut	116	117	131	178	109	126	144	116	159	180	181	166	143	157	115	77
OR40	Gärrest unsepariert	135	115	159	197	121	142	179	132	196	225	226	208	184	206	125	95
OR41	Gärrest separiert flüssig	132	115	161	199	122	141	171	137	196	228	220	218	185	209	148	100
OR42	Gärrest separiert fest	117	115	151	189	116	136	166	128	176	200	208	197	159	181	127	88
N100_1	KAS100%	132	115	169	227	135	150	189	166	218	232	249	241	212	244	185	126
N0_1	KAS0%	113	115	116	169	94	119	136	108	149	164	171	166	128	148	110	79

OR Nr.	Organischer Reststoff	07.07.	08.07.	09.07.	10.07.	11.07.	12.07.	13.07.	14.07.	15.07.	16.07.	17.07.	18.07.	19.07.	20.07.	21.07.	22.07.
OR103_1	Grüngut	51	54	38	40	82	105	65	77	93	43	68	54	79	77	80	83
OR106_1	Biokohle aus Grüngut	117	71	72	87	112	141	154	174	187	128	145	149	194	196	187	197
N100_2	KAS100%	117	65	64	60	123	147	95	161	190	88	136	124	273	253	249	272
N0_2	KAS0%	133	71	75	76	140	147	217	209	209	201	198	212	184	196	197	156

Tabelle 24: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der dritten Wachstumsphase bis zur dritten Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	11.07.	12.07.	13.07.	14.07.	15.07.	16.07.	17.07.	18.07.	19.07.	20.07.	21.07.	22.07.	23.07.	24.07.	25.07.	26.07.	27.07.
OR57	Rindermist	82	103	53	95	128	80	85	86	139	124	146	121	122	125	100	100	155
OR58	Rindergülle	82	103	66	97	128	88	85	97	139	132	146	124	126	128	100	100	157
OR55	Schweinegülle	82	103	68	105	128	99	85	104	139	150	150	140	138	141	100	100	199
OR25	Leguminosengründünger	82	98	74	114	128	99	85	101	139	162	146	156	148	153	150	150	122
OR30	Gemüseputzabfall	82	103	78	103	128	100	85	105	139	159	146	155	135	141	101	100	196
OR72	Kompost Grüngut	82	103	59	96	124	76	87	73	139	116	146	92	114	105	104	100	117
OR40	Gärrest unsepariert	82	103	89	113	128	114	85	115	139	178	146	176	142	154	100	100	209
OR41	Gärrest separiert flüssig	82	103	71	112	128	109	85	109	139	163	146	159	138	147	100	100	202
OR42	Gärrest separiert fest	82	103	69	105	128	97	85	99	139	137	146	129	123	131	100	100	172
N100_1	KAS100%	82	85	139	150	177	129	128	137	175	217	177	192	182	191	150	150	228
N0_1	KAS0%	82	85	52	96	128	75	87	78	139	106	146	104	110	117	101	100	121

OR Nr.	Organischer Reststoff	28.07.	29.07.	30.07.	31.07.	01.08.	02.08.	03.08.	04.08.	05.08.	06.08.	07.08.	08.08.	09.08.	10.08.	11.08.	12.08.	13.08.
OR57	Rindermist	110	110	181	130	140	142	101	120	120	130	170	130	130	240	170	164	122
OR58	Rindergülle	112	110	172	130	140	137	84	120	120	130	162	130	130	233	163	154	112
OR55	Schweinegülle	110	110	225	150	160	162	86	140	140	150	181	150	150	260	190	174	122
OR25	Leguminosengründünger	150	150	166	160	170	172	108	160	160	170	178	170	170	248	190	174	132
OR30	Gemüseputzabfall	110	110	222	140	150	152	127	144	140	160	162	150	150	262	202	184	132
OR72	Kompost Grüngut	112	110	149	120	130	132	50	120	100	110	135	110	110	204	141	134	102
OR40	Gärrest unsepariert	110	110	249	160	170	182	104	152	150	160	198	160	160	247	190	174	122
OR41	Gärrest separiert flüssig	110	110	236	160	170	172	74	140	140	150	179	140	140	258	180	164	122
OR42	Gärrest separiert fest	110	110	202	140	160	162	72	140	140	150	135	140	140	236	180	164	122
N100_1	KAS100%	150	150	260	180	200	222	155	190	180	190	245	190	190	294	220	204	142
N0_1	KAS0%	110	110	142	120	130	132	94	110	110	120	163	110	110	246	160	154	122

OR Nr.	Organischer Reststoff	23.07.	24.07.	25.07.	26.07.	27.07.	28.07.	29.07.	30.07.	31.07.	01.08.	02.08.	03.08.	04.08.	05.08.	06.08.	07.08.	08.08.	09.08.
OR103_1	Grüngut	58	63	50	50	82	70	70	92	82	68	82	38	70	70	80	71	80	80
OR106_1	Biokohle aus Grüngut	91	80	50	50	116	80	78	172	120	130	132	99	120	120	130	176	130	130
N100_2	KAS100%	114	91	100	100	115	110	110	220	153	163	163	149	170	170	180	283	197	197
N0_2	KAS0%	71	65	50	50	126	70	70	158	87	113	113	119	103	103	113	175	113	113

OR Nr.	Organischer Reststoff	10.08.	11.08.	12.08.	13.08.	14.08.	15.08.	16.08.	17.08.	18.08.	19.08.	20.08.	21.08.	22.08.	23.08.	24.08.	25.08.	26.08.
OR103_1	Grüngut	104	90	90	90	96	83	97	96	80	55	60	85	80	80	60	60	60
OR106_1	Biokohle aus Grüngut	245	180	190	190	135	156	188	165	167	116	118	172	120	120	194	150	150
N100_2	KAS100%	312	230	230	230	249	222	261	216	233	167	178	224	197	197	160	160	160
N0_2	KAS0%	231	163	163	163	144	145	183	154	155	99	109	159	163	142	95	127	127

Tabelle 25: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der vierten Wachstumsphase bis zur vierten Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	14.08.	15.08.	16.08.	17.08.	18.08.	19.08.	20.08.	21.08.	22.08.	23.08.	24.08.	25.08.	26.08.	27.08.	28.08.	29.08.	30.08.	31.08.
OR57	Rindermist	94	110	108	46	110	100	94	18	80	80	94	90	90	60	95	80	80	146
OR58	Rindergülle	105	110	106	62	110	100	90	21	80	77	105	100	100	60	80	90	90	110
OR55	Schweinegülle	96	110	108	52	111	100	93	41	80	80	121	90	90	60	140	100	100	123
OR25	Leguminosengründünger	110	110	110	61	110	100	90	53	80	79	126	100	100	60	143	90	90	171
OR30	Gemüseputzabfall	69	110	110	62	114	100	98	32	82	80	133	90	90	60	159	90	90	157
OR72	Kompost Grüngut	118	110	110	63	110	100	97	11	80	80	68	70	70	60	100	82	80	103
OR40	Gärrest unsepariert	89	110	110	43	110	100	94	28	90	90	80	80	80	60	151	80	80	164
OR41	Gärrest separiert flüssig	89	110	106	35	110	100	90	3	80	80	70	80	80	60	98	80	80	120
OR42	Gärrest separiert fest	84	110	109	49	110	100	88	12	80	80	98	90	90	60	106	80	80	134
N100_1	KAS100%	93	110	110	46	110	100	96	39	80	80	122	100	100	60	111	80	80	133
N0_1	KAS0%	98	110	108	59	110	100	100	27	90	90	86	80	80	60	110	70	70	126

OR Nr.	Organischer Reststoff	01.09.	02.09.	03.09.	04.09.	05.09.	06.09.	07.09.	08.09.	09.09.	10.09.	11.09.	12.09.	13.09.	14.09.	15.09.	16.09.	17.09.	18.09.
OR57	Rindermist	110	110	100	96	98	96	93	100	100	100	149	120	120	107	110	110	110	230
OR58	Rindergülle	90	90	80	132	96	96	89	90	90	90	164	110	110	119	113	110	110	230
OR55	Schweinegülle	110	110	80	132	96	96	109	100	100	100	170	120	120	122	130	130	130	240
OR25	Leguminosengründünger	110	110	80	142	96	96	116	100	100	100	181	120	120	143	120	120	110	230
OR30	Gemüseputzabfall	110	110	100	130	96	96	117	100	100	100	189	120	120	136	123	120	110	230
OR72	Kompost Grüngut	80	80	80	123	96	96	76	101	100	100	124	120	120	102	110	110	110	230
OR40	Gärrest unsepariert	110	110	90	99	96	96	90	100	100	100	145	120	120	120	120	120	110	230
OR41	Gärrest separiert flüssig	90	90	80	114	96	96	76	100	100	100	124	120	120	87	102	100	100	230
OR42	Gärrest separiert fest	100	100	90	106	96	96	92	100	100	100	145	120	120	113	120	120	110	230
N100_1	KAS100%	100	100	90	96	98	96	77	90	90	90	141	110	110	103	110	110	110	230
N0_1	KAS0%	80	80	80	143	96	96	78	100	100	100	127	120	120	86	110	110	110	230

OR Nr.	Organischer Reststoff	27.08.	28.08.	29.08.	30.08.	31.08.	01.09.	02.09.	03.09.	04.09.	05.09.	06.09.	07.09.	08.09.	09.09.	10.09.	11.09.	12.09.	13.09.
OR103_1	Grüngut	60	35	60	60	53	60	60	60	46	96	83	13	60	60	60	52	82	82
OR106_1	Biokohle aus Grüngut	60	60	70	70	79	60	60	60	93	96	96	13	50	50	50	192	70	70
N100_2	KAS100%	60	56	93	93	65	60	60	60	80	95	89	15	56	50	50	164	70	70
N0_2	KAS0%	60	47	93	93	63	60	60	60	59	97	79	21	50	50	50	145	70	70

OR Nr.	Organischer Reststoff	14.09.	15.09.	16.09.	17.09.	18.09.	19.09.	20.09.	21.09.	22.09.	23.09.	24.09.	25.09.	26.09.	27.09.	28.09.	29.09.	30.09.
OR103_1	Grüngut	42	60	60	70	230	0	0	99	100	100	100	39	50	50	50	50	84
OR106_1	Biokohle aus Grüngut	143	100	100	100	250	0	0	156	100	100	100	60	50	50	50	50	173
N100_2	KAS100%	120	100	100	100	250	0	0	103	117	117	117	38	50	50	50	50	117
N0_2	KAS0%	114	83	83	83	233	0	0	108	100	100	100	90	50	50	50	50	111

Tabelle 26: Evapotranspiration des ersten Versuchs in der fünften Wachstumsphase bis zur fünften Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	19.09.	20.09.	21.09.	22.09.	23.09.	24.09.	25.09.	26.09.	27.09.	28.09.	29.09.	30.09.	01.10.	02.10.	03.10.	04.10.	05.10.	06.10.	07.10.
OR57	Rindermist	0	0	88	80	80	80	46	50	50	50	50	71	50	50	50	50	50	50	155
OR58	Rindergülle	0	0	79	80	80	80	47	50	50	50	50	42	50	50	50	50	50	50	117
OR55	Schweinegülle	0	0	61	80	80	80	47	50	50	50	50	52	50	50	50	50	50	50	137
OR25	Leguminosengründünger	0	0	75	70	70	70	74	50	50	50	50	72	50	50	50	50	50	50	160
OR30	Gemüseputzabfall	0	0	84	70	70	70	56	50	50	50	50	33	50	50	50	50	50	50	133
OR72	Kompost Grüngut	0	0	72	100	100	100	0	50	50	50	50	99	50	50	50	50	50	50	164
OR40	Gärrest unsepariert	0	0	74	80	80	80	32	50	50	50	50	66	50	50	50	50	50	50	146
OR41	Gärrest separiert flüssig	0	0	58	80	80	80	49	50	50	50	50	72	50	50	50	50	50	50	149
OR42	Gärrest separiert fest	0	0	75	80	80	80	48	50	50	50	50	45	50	50	50	50	50	50	121
N100_1	KAS100%	0	0	43	50	50	50	63	50	50	50	50	29	50	50	50	50	50	50	66
N0_1	KAS0%	0	0	43	50	50	50	64	50	50	50	50	47	50	50	50	50	50	50	112

OR Nr.	Organischer Reststoff	08.10.	09.10.	10.10.	11.10.	12.10.	13.10.	14.10.	15.10.	16.10.	17.10.	18.10.	19.10.	20.10.	21.10.	22.10.	23.10.	24.10.	25.10.
OR57	Rindermist	60	60	60	60	81	60	69	62	60	60	60	60	60	69	60	60	60	60
OR58	Rindergülle	60	60	60	60	81	60	34	60	60	60	60	60	60	48	60	60	60	60
OR55	Schweinegülle	60	60	60	60	81	60	52	60	60	60	60	60	60	66	60	60	60	60
OR25	Leguminosengründünger	60	60	60	60	81	60	91	60	60	60	60	60	60	94	60	60	60	60
OR30	Gemüseputzabfall	60	60	60	60	81	60	63	60	60	60	60	60	60	79	60	60	60	60
OR72	Kompost Grüngut	60	60	60	60	81	60	62	60	60	60	60	60	60	70	60	60	60	60
OR40	Gärrest unsepariert	60	60	60	60	81	60	62	60	60	60	60	60	60	84	60	60	60	60
OR41	Gärrest separiert flüssig	60	60	60	60	81	60	62	60	60	60	60	60	60	74	60	60	60	60
OR42	Gärrest separiert fest	60	60	60	60	81	60	56	60	60	60	60	60	60	61	60	60	60	60
N100_1	KAS100%	60	60	60	60	81	60	11	60	60	60	60	60	60	9	48	60	60	60
N0_1	KAS0%	60	60	60	60	81	60	59	60	60	60	60	60	60	54	60	60	60	60

OR Nr.	Organischer Reststoff	26.10.	27.10.	28.10.	29.10.	30.10.	31.10.	01.11.	02.11.	03.11.	04.11.	05.11.	06.11.	07.11.	08.11.	09.11.	10.11.	11.11.	12.11.	
OR57	Rindermist	60	60	52	58	58	58	58	58	0	99	50	50	50	50	50	50	50	50	
OR58	Rindergülle	60	60	36	58	58	58	58	58	0	81	50	50	50	50	50	50	50	50	
OR55	Schweinegülle	60	60	60	59	58	58	58	58	0	99	50	50	50	50	50	50	50	50	
OR25	Leguminosengründünger	60	60	89	60	58	58	58	58	0	135	50	50	50	50	50	50	50	50	
OR30	Gemüseputzabfall	60	60	83	58	58	58	58	58	0	129	50						50	50	
OR72	Kompost Grüngut	60	60	49	59	58	58	58	58	0	87	50	50	50	50	50	50	50	50	
OR40	Gärrest unsepariert	60	60	66	58	58	58	58	58	0	111	50	50	50	50	50	50	50	50	
OR41	Gärrest separiert flüssig	60	60	59	58	58	58	58	58	0	107	50	50	50		50	50	50	50	
OR42	Gärrest separiert fest	60	60	53	58	58	58	58	58	0	91	51	50			50		50	50	
	KAS100%	60	60	22	58	58	58	58	58	0		50						50	50	
N0_1	KAS0%	60	60	45	58	58	58	58	58	0	74	50	50	50	50	50	50	50	50	
OR Nr.	Organischer Reststoff	01.10.	02.10.	03.10.	04.10.	05.10.	06.10.	07.10.	08.10.	09.10.	10.10.	11.10.	12.10.	13.10.	14.10.	15.10.	16.10.		18.10.	19.10.
OR103_1	Grüngut	50	50	50	50	50	50	0	50	50	50	50		50		50		50	50	50
OR106_1	Biokohle aus Grüngut	50	50	50	50	50	50	30	50	50	50	50		50		50		50	50	50
	KAS100%	57	50	50	50	50	50	-26	50	50	50	50		50		50		50	50	50
N0_2	KAS0%	50	50	50	50	50	50	-34	53	50	50	50	71	50	-24	50	50	50	50	50
																				•
	Organischer Reststoff	20.10.				24.10.			27.10.						02.11.				06.11.	
	Grüngut	50	60	50	50	50	50	50	50	86	58	58			58	0	0,	50	50	
	Biokohle aus Grüngut	50	116	50	50	50	50	50	50	140	58	58			58	0	100	50	50	
	KAS100%	50	2	50	50	50	50	50	50	42	57	57	57	57	57	0		50	50	
N0_2	KAS0%	50	6	50	50	50	50	50	50	41	57	57	57	57	57	0	52	50	50	
	_																			1
			08.11.		10.11.										20.11.				24.11.	
	Grüngut	50	50	50	50	50	50	48	0	0	200	0	120	0	1-/	0	Ů	179	0	
	Biokohle aus Grüngut	50	50		50	50	50	113	0	0	200	0		_		0		203	0	
N100_2	KAS100%	50	50	50	50	50	50	25	0	0		0				0		180	0	
N0 2	KAS0%	50	50	50	50	50	50	16	0	0	200	0	120	0	83	0	0	162	1	i

Tabelle 27: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der ersten Wachstumsphase bis zur ersten Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	09.02.	10.02.	11.02.	12.02.	13.02.	14.02.	15.02.	16.02.	17.02.	18.02.	19.02.	20.02.	21.02.	22.02.	23.02.	24.02.	25.02.	26.02.
HED	Humuserde als N-Dünger	203	99	74	166	104	150	126	130	130	130	186	140	140	140	250	160	160	160
N100_3	KAS100%	133	100	68	146	104	150	126	130	130	130	204	150	150	150	289	200	200	200
N0 3	KAS0%	152	104	72	163	104	150	147	140	140	140	187	150	150	150	275	190	190	190

Tabelle 28: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der zweiten Wachstumsphase bis zur zweiten Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	27.02.	28.02.	01.03.	02.03.	03.03.	04.03.	05.03.	06.03.	07.03.	08.03.	09.03.	10.03.	11.03.	12.03.	13.03.	14.03.	15.03.	16.03.
HED	Humuserde als N-Dünger	52	78	7	70	70	50	98	77	70	70	90	166	100	100	100	100	100	48
N100_3	KAS100%	52	78	73	100	100	80	195	120	120	120	130	276	150	150	150	150	150	198
N0_3	KAS0%	52	88	13	80	80	70	121	83	80	80	100	188	100	100	100	100	100	182

OR Nr.	Organischer Reststoff	17.03.	18.03.	19.03.	20.03.	21.03.	22.03.	23.03.	24.03.	25.03.	26.03.
HED	Humuserde als N-Dünger	100	100	87	100	100	100	113	100	100	110
N100_3	KAS100%	150	150	238	180	180	180	252	140	180	190
N0_3	KAS0%	110	110	103	110	110	110	130	110	120	130

Tabelle 29: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der dritten Wachstumsphase bis zur dritten Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	27.03.	28.03.	29.03.	30.03.	31.03.	01.04.	02.04.	03.04.	04.04.	05.04.	06.04.	07.04.	08.04.	09.04.	10.04.	11.04.	12.04.	13.04.
HED	Humuserde als N-Dünger	50	50	54	50	50	103	50	50	50	50	50	50	50	137	80	80	23	50
N100_3	KAS100%	50	50	143	80	80	97	90	90	90	90	90	90	90	91	100	100	69	105
N0_3	KAS0%	50	50	53	50	50	91	60	60	60	60	60	60	60	110	90	90	31	70

OR Nr.	Organischer Reststoff	14.04.	15.04.	16.04.	17.04.	18.04.	19.04.	20.04.	21.04.	22.04.	23.04.	24.04.	25.04.	26.04.	27.04.	28.04.	29.04.	30.04.	01.05.
HED	Humuserde als N-Dünger	50	50	153	90	90	90	-6	60	60	139	90	90	90	90	86	100	18	60
N100_3	KAS100%	100	100	111	100	100	100	48	100	100	144	112	110	110	110	111	110	24	80
N0_3	KAS0%	70	70	98	94	90	90	21	70	70	114	90	90	90	90	72	80	53	60

OR Nr.	Organischer Reststoff	02.05.	03.05.	04.05.	05.05.	06.05.	07.05.	08.05.	09.05.	10.05.	11.05.	12.05.	13.05.	14.05.	15.05.	16.05.	17.05.	18.05.	19.05.
HED	Humuserde als N-Dünger	60	60	92	78	60	93	80	80	80	180	48	100	100	100	100	100	-47	60
N100_3	KAS100%	80	80	85	118	90	67	100	100	100	200	21	100	100	100	100	100	-5	70
N0_3	KAS0%	60	60	97	110	80	50	80	80	80	180	60	100	100	100	100	100	-6	80

OR Nr.	Organischer Reststoff	20.05.	21.05.	22.05.	23.05.	24.05.	25.05.	26.05.
HED	Humuserde als N-Dünger	60	92	80	80	80	80	80
N100_3	KAS100%	70	115	90	90	90	90	90
N0_3	KAS0%	80	115	90	90	90	90	90

Tabelle 30: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der vierten Wachstumsphase bis zur vierten Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	27.05.	28.05.	29.05.	30.05.	31.05.	01.06.	02.06.	03.06.	04.06.	05.06.	06.06.	07.06.	08.06.	09.06.	10.06.	11.06.	12.06.	13.06.
HED	Humuserde als N-Dünger	100	113	100	100	100	100	120	37	110	110	110	150	110	70	110	100	90	90
N100_3	KAS100%	100	33	70	70	70	70	90	109	110	110	130	150	110	62	110	100	90	90
N0_3	KAS0%	100	86	90	90	90	90	90	86	100	100	100	150	100	146	100	100	100	100

OR Nr.	Organischer Reststoff	14.06.	15.06.	16.06.	17.06.	18.06.	19.06.	20.06.	21.06.	22.06.	23.06.	24.06.	25.06.	26.06.	27.06.	28.06.	29.06.	30.06.	01.07.
HED	Humuserde als N-Dünger	90	4	60	60	110	110	110	170	174	70	100	0	150	150	150	160	100	-31
N100_3	KAS100%	90	-12	50	50	100	100	100	160	185	70	100	0	140	140	140	150	100	16
N0_3	KAS0%	100	34	80	80	130	130	130	209	118	70	100	0	150	150	150	160	100	12

OR Nr.	Organischer Reststoff	02.07.	03.07.	04.07.	05.07.	06.07.	07.07.	08.07.	09.07.	10.07.	11.07.	12.07.	13.07.	14.07.	15.07.	16.07.	17.07.	18.07.	19.07.
HED	Humuserde als N-Dünger	50	100	150	100	84	110	110	110	110	110	110	37	90	100	140	140	140	140
N100_3	KAS100%	40	100	150	100	149	130	130	130	130	130	130	-23	90	100	140	140	140	140
N0_3	KAS0%	50	100	150	100	138	120	120	120	120	120	120	18	90	100	140	140	140	140

Tabelle 31: Evapotranspiration des zweiten Versuchs in der fünften Wachstumsphase bis zur fünften Ernte in g.

OR Nr.	Organischer Reststoff	20.07.	21.07.	22.07.	23.07.	24.07.	25.07.	26.07.	27.07.	28.07.	29.07.	30.07.	31.07.	01.08.	02.08.	03.08.	04.08.	05.08.	06.08.
HED	Humuserde als N-Dünger	0	73	70	50	70	70	70	50	60	60	60	60	60	90	90	200	-51	90
N100_3	KAS100%	0	69	70	50	70	70	70	64	70	70	70	70	70	80	80	200	-31	80
N0_3	KAS0%	0	85	70	50	70	70	70	70	80	80	80	80	80	70	70	200	-92	72

OR Nr.	Organischer Reststoff	07.08.	08.08.	09.08.	10.08.	11.08.	12.08.	13.08.	14.08.	15.08.	16.08.	17.08.	18.08.	19.08.	20.08.	21.08.	22.08.	23.08.	24.08.
HED	Humuserde als N-Dünger	90	90	10	90	90	-16	50	50	50	50	50	158	80	80	80	80	80	-50
N100_3	KAS100%	80	80	20	80	80	52	70	70	70	70	70	60	60	60	60	60	60	53
N0_3	KAS0%	60	60	20	70	70	60	60	60	60	60	60	116	80	80	80	80	80	-37

OR Nr.	Organischer Reststoff	25.08.	26.08.	27.08.	28.08.	29.08.	30.08.	31.08.
HED	Humuserde als N-Dünger	50	50	50	100	10	50	6
N100_3	KAS100%	60	60	60	120	10	60	25
N0_3	KAS0%	50	50	50	100	10	50	57

Anhang 5: Trockenmasse, N-Konzentration, N-Akkumulation und düngerinduzierte N-Akkumulation im Spross der biozyklischen Humuserde-Variante als Bodensubstrat (HEB) des Stickstoffversuchs 2021.

Die Düngevariante HEB war Teil des N-Versuchs 2021. Der Versuchsaufbau wie auch die Versuchsdurchführung entspricht Kapitel 2.1 und 2.2. Den Gefäßen wurden keine 3100 g Frischmasse (FM) bzw. 2697 g Trockenmasse (TM) Standardboden hinzugefügt mit einer spezifischen Menge des organischen Reststoffes entsprechend des angestrebten N-Gehalts von 269,7 mg N Gefäß-1, sondern 2400 g FM biozyklische Humuserde als Boden in die Gefäße gefüllt. Die 2400 g FM entsprechen 1608 g TM und 40,2 g N Gefäß-1. Die Mg-,P- und K-Gaben entsprechen den in Kapitel 2.2.1 beschriebenen Mengen.

Tabelle 32: Mittlere Sprosstrockenmasseerträge und N-Konzentrationen im Spross der Düngevariante Humuserde als Bodensubstrat des N-Versuchs 2021.

Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung (n=5) der fünf Schnitte sowie die Summe aus den fünf Schnitten der TM und die durchschnittliche N-Konzentration.

			Sprosstro	ckenmasse				N-	· Konzentrati	on im Spross	8	
_	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	5. Schnitt	Summe	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	5. Schnitt	Mittelwert
			[g/G	efäß]					[%T	M]		
	3,9±0,9	$7,1\pm1,7$	8,3±3,2	$4,6\pm0,5$	3,8±0,9	27,8±1,3	5±1,1	3,4±1	1±0,3	1,7±0,3	1,9±0,1	2,6±0,1

Tabelle 33: Mittlere N-Akkumulation der Variante Humuserde als Bodensubstrat des N-Versuchs 2021.

Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung (n=5) der fünf Schnitte sowie die Summe aus den fünf Schnitten.

	N	-Akkumulat	tion im Spros	S	
1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	5. Schnitt	Summe
		[mg/C	Gefäß]		
201,2±73,7	227,2±11,5	88,7±57,3	78,5±14,5	71,1±17,1	$666,7\pm62,7$

Anhang 6: Trockenmasse, P-Konzentration, P-Akkumulation und düngerinduzierte P-Akkumulation im Spross des Phosphorversuchs 2021.

Der Phosphorversuch 2021 fand gleichzeitig mit dem N-Versuch 2021 in derselben Gewächshauskabine unter gleichen Bedingungen, gleichem Versuchsaufbau und gleicher -durchführung statt. Die wesentlichen Unterschiede in der Methodik werden hier dargestellt. Auch hier wurde eine Variante biozyklischer Humuserde als Dünger (HED) und biozyklischer Humuserde als Bodensubstrat (HEB) integriert. Zum Vergleich der Humuserde-Daten wurden hier noch weitere Düngevarianten dargestellt: Eine Nullkontrolle (TSP 0), Triplesuperphosphat (TSP 100), Schweinegülle (OR35) und ein unseparierter Gärrest aus Mais, Ganzpflanzensilage und Getreide (entspricht OR40 aus dem N-Versuch 2020). Die chemischen Eigenschaften von OR35 Schweinegülle befinden ich in Anhang 1. Die Schnitttermine unterschieden sich von denen des N-Versuchs 2021 und sind aus Tabelle 34 und 35 zu entnehmen. Die P-Düngemenge entsprach 25 mg P kg-1 TM Boden (67,4 mg P Gefäß-1) aus organischem Reststoff oder Triplesuperphosphat. Die Mengen der organischen Reststoffe, die dem Boden zugefügt wurden, ergeben sich aus Anhang 1. Durch einen Bezugsfehler ergab sich für die Humuserde-Variante als Dünger eine P-Düngemenge von 170,85 mg P Gefäß-1, was einer Menge von 20,4g FM entsprach. Der Variante Humuserde als Bodensubstrat wurden keine 3100 g Frischmasse (FM) bzw. 2697 g Trockenmasse (TM) Standardboden hinzugefügt mit einer spezifischen Menge des organischen Reststoffes entsprechend des angestrebten Phosphor-Gehalt von 67,4 mg P Gefäß⁻¹, sondern 2400g FM biozyklische Humuserde als Boden in die Gefäße gefüllt. Laut Verpackungsangabe enthält die biozyklische Humuserde ca. 1,25 % P₂O₅ in der TM. Die 2400 g FM entsprechen 1608 g TM und 20,1 g P Gefäß-1. Der angestrebte N-Gehalt betrug 100 mg N TM-1 Boden. Anhand der Nährstoffzusammensetzung der Reststoffe wurde der Bedarf an N mit einer 0,5 M Ammoniumnitrat (NH₄NO₃)-Lösung ausgeglichen. Außerdem wurden pro Gefäß 10,3 ml einer 0,5 M Kaliumsulfat (K₂SO₄)-Lösung, 19,97 ml einer 0,5 M Magnesiumsulfat (MgSO₄)-Lösung gedüngt. Um Mangelerscheinungen der nicht untersuchten Nährstoffe zu vermeiden, wurde regelmäßig nachgedüngt. Die Bestimmung der P-Konzentration der oberirdischen Biomasse erfolgte nach VDLUFA Methodenbuch Band III, 10.6.1.

Tabelle 34: Mittlere Sprosstrockenmasseerträge und P-Gehalte im Spross des Phosphorversuchs 2021.

Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung (n=5) der fünf Schnitte sowie die Summe aus den fünf Schnitten der TM und der durchschnittliche P-Gehalt.

				S	prosstrockemas	ise					P-G	ehalt im Spross	i	
	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	5. Schnitt	6. Schnitt	7. Schnitt	8. Schnitt	Summe	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	Mittelwert
	2426.02.21	1719.03.21	0608.04.21	26./27.04.21	25./26.05.21	28./29.06.21	03.08.21	08.09.21		2426.02.21	1719.03.21	0608.04.21	26./27.04.21	
				[g/G	efäß]							[mg/g TM]		
TSP_0	4,4±0,6	4,4±0,9	4,1±0,5	3,6±0,4	5,2±0,6	4,1±0,8	4,6±1	4±1,3	34,5±3,3	1,2±0,2	1,6±0,1	1,8±0,2	1,5±0,1	1,5±0,1
TSP_100	6,6±1,2	6,4±1,2	5,9±0,9	4±0,6	7,7±0,3	6,5±0,7	5,4±0,5	4,4±1,4	47±5	2,1±0,1	1,7±0,1	1,8±0,1	2,4±0,1	2,0±0,1
Schweinegülle (LK Vechta)	$6,4\pm0,8$	$5,9\pm1,2$	$6,1\pm0,6$	$3,9\pm0,3$	$7,7\pm0,5$	$6,9\pm0,8$	$6,3\pm0,6$	$5,4\pm0,9$	$48,6\pm3,3$	$2,1\pm0,1$	$1,6\pm0,1$	1,7±0	$2,7\pm0,3$	$2,0\pm0,1$
Gärrest (LK Stendal)	$5,9\pm0,9$	$5,6\pm0,9$	$5,7\pm0,5$	$3,9\pm0,3$	$7,6\pm0,7$	$6,6\pm0,5$	$6,6\pm0,4$	$4,7\pm0,6$	$46,5\pm1,8$	$2\pm0,1$	$1,9\pm0$	2±0	$2,4\pm0,2$	$2,1\pm0,1$
Humuserde als P-Düngerzugabe	$4,3\pm0,7$	$4,6\pm0,7$	$4,7\pm0,3$	$3,8\pm0,1$	$6,2\pm0,4$	$5,1\pm0,4$	$4,7\pm0,9$	$4,1\pm1,1$	$37,5\pm2,6$	$1,4\pm0,2$	$1,6\pm0$	$1,8\pm0,2$	$1,8\pm0,2$	$1,6\pm0,1$
Humuserde als P-liefernder Boden	$3,9\pm0,7$	5±0,9	$5,8\pm1,3$	$6,3\pm1,1$	$9,2\pm1,3$	$8,3\pm0,5$	$6,9\pm1,3$	$6,6\pm1,5$	52±5,3	3,2±0	$3,3\pm0,2$	$2,9\pm0$	$2,8\pm0,1$	$3,1\pm0,1$

Tabelle 35: Mittlere P-Akkumulation und düngerinduzierte P-Akkumulation im Spross des Phosphorversuchs 2021.

Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung (n=5) der fünf Schnitte sowie die Summe aus den fünf Schnitten.

		P-Akl	kumulation im	Spross			Düngerinduzie	rte P-Akkumul	ation im Spross	
	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	Summe	1. Schnitt	2. Schnitt	3. Schnitt	4. Schnitt	Summe
	2426.02.21	1719.03.21	0608.04.21	26./27.04.21		2426.02.21	1719.03.21	0608.04.21	26./27.04.21	
		[mg P	/Gefäß]				[mg P	/Gefäß]		
TSP_0	$5,3\pm0,8$	$6,9\pm1$	$7,6\pm0,7$	$5,5\pm0,6$	$25,1\pm2$	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
TSP_100	$13,7\pm2,3$	$10,6\pm1,6$	$10,7\pm1,5$	$9,4\pm1$	$44,5\pm5,5$	$8,5\pm2,5$	$3,8\pm1$	$3,1\pm1,2$	4±1,4	$19,3\pm 5$
Schweinegülle (LK Vechta)	$13,4\pm1,8$	$9,6\pm1,7$	$10,7\pm1,1$	$10,3\pm0,4$	$44 \pm 4,1$	$8,2\pm2,3$	$2,7\pm1$	$3,1\pm0,9$	$4,8\pm0,6$	18,8±4
Gärrest (LK Stendal)	11,9±1,5	$10,7\pm1,6$	11,3±1	$9,3\pm0,3$	$43,2\pm3,3$	$6,6\pm1,5$	$3,8\pm1,3$	$3,7\pm1,3$	$3,8\pm0,7$	18±3
Humuserde als P-Düngerzugabe	$5,9\pm1,3$	$7,4\pm1,1$	$8,6\pm1$	$6,7\pm0,6$	$28,6\pm3,4$	$0,6\pm2$	$0,5\pm1$	$1,1\pm1,3$	1,2±1	$3,5\pm4,8$
Humuserde als P-liefernder Boden	$12,6\pm2,2$	$16,7\pm2,5$	$16,7\pm3,9$	$17,5\pm2,7$	$63,5\pm10,1$					

Anhang 7: Visuelle Beurteilung des Pflanzenwachstums der biozyklischen Humuserde-Variante als Bodensubstrat (HEB) des Stickstoffversuchs 2021



Abbildung 17: Nullkontrolle (N0_3), mineralische Kontrolle (N100_3), biozyklische Humuserde als Düngerzugabe (HED) und biozyklische Humuserde als Bodensubstrat (HEB).

Tag 64 nach Versuchsansatz (Block 3, zweiter Aufwuchs).



Abbildung 18: Nullkontrolle (N0_3), mineralische Kontrolle (N100_3), biozyklische Humuserde als Düngerzugabe (HED) und biozyklische Humuserde als Bodensubstrat (HEB).

Tag 179 nach Versuchsansatz (Block 3, vierter Aufwuchs).



Abbildung 19: Tag 77 nach Versuchsansatz (Block 2, dritter Aufwuchs). Biozyklische Humuserde als Bodensubstrat (HEB) rechts.

Eigenständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst habe und sämtliche Quellen, einschließlich Internetquellen, die unverändert oder abgewandelt wiedergegeben werden, insbesondere Quellen für Texte, Grafiken, Tabellen und Bilder, als solche kenntlich gemacht habe.

Ich versichere, dass ich die vorliegende Abschlussarbeit noch nicht für andere Prüfungen eingereicht habe.

Mir ist bekannt, dass bei Verstößen gegen diese Grundsätze ein Verfahren wegen Täuschungsversuchs bzw. Täuschung gemäß der fachspezifischen Prüfungsordnung und/oder der Fächerübergreifenden Satzung zur Regelung von Zulassung, Studium und Prüfung der Humboldt-Universität zu Berlin (ZSP-HU) eingeleitet wird.

1. School

Ort, Datum: Berlin, 14.03.2023 Unterschrift