

Aus der Professur Pflanzenbau
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

Phosphor-Düngewirkung von Biogasgülle
- Ein Beitrag zur Sicherung einer nachhaltigen Bioenergieproduktion -

Dissertation

zur

Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Agrarwissenschaften (doctor agriculturae (Dr. agr.))

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

der Universität Rostock

vorgelegt von
M.Sc. Silvia Bachmann
aus Rostock

Gutachter

1. Gutachter

PD Dr. habil. Bettina Eichler-Löbermann
Professur Pflanzenbau
Universität Rostock

2. Gutachter

Prof. Dr. Heribert Insam
Institut für Mikrobiologie
Universität Innsbruck

3. Gutachter

PD Dr. habil. Kurt Möller
Institut für Kulturpflanzenwissenschaften
Universität Hohenheim

Datum der Einreichung: 25. August 2012

Datum der Verteidigung: 22. März 2013

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungs- und Begriffsverzeichnis.....	iii
Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis.....	vi
1 Einleitung	1
2 Stand der Wissenschaft	2
2.1 Bedeutung und Verhalten von Phosphor im Agroökosystem.....	2
2.2 Die Biogasproduktion und ihre Rückstände als Nährstoff-Quelle	7
2.2.1 Prozessbiologie, Anlagenbestand und Substratinput.....	7
2.2.2 Eigenschaften und Düngewirkung von Biogasgülle.....	9
3 Zielstellung und Hypothesen.....	15
4 Material und Methoden.....	17
4.1 Auswahl der Biogasanlagen und Probenahme	17
4.2 Anlage der Gefäßversuche	19
4.2.1 Gefäßversuch 1	19
4.2.2 Gefäßversuch 2.....	21
4.3 Anlage und Durchführung des Praxisversuches	24
4.3.1 Beschreibung der Versuchsfläche und der Standorteigenschaften.....	24
4.3.2 Geprüfte Varianten und Versuchsanlage.....	25
4.3.3 Agrotechnische Maßnahmen und Probennahme.....	27
4.4 Laboranalysen.....	29
4.4.1 Analyse der Biogasgülle.....	29
4.4.2 Nährstoffbestimmung in der Pflanze.....	31
4.4.3 Bestimmung der chemischen Parameter im Boden.....	31
4.4.4 Bestimmung der biologischen Parameter im Boden	32
4.5 Statistische Auswertung.....	34
5 Ergebnisse	37
5.1 Zusammensetzung von Biogasgülle und Löslichkeit des enthaltenen Phosphors	37
5.1.1 Effekt des Vergärungsprozesses	37

5.1.2	Vergleich verschiedener Biogasgüllen	42
5.2	Ergebnisse aus Gefäßversuch 1	47
5.2.1	Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngereigenschaften von Biogasgüllen - Pflanzenparameter.....	47
5.2.2	Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngereigenschaften von Biogasgüllen - chemische und biologische Bodenparameter.....	49
5.2.3	Vergleich der Düngewirkung verschiedener Biogasgüllen - Pflanzenparameter	56
5.2.4	Vergleich der Düngewirkung verschiedener Biogasgüllen - chemische und biologische Bodenparameter.....	58
5.3	Ergebnisse aus Gefäßversuch 2.....	67
5.3.1	Wirkung von Biogasgülle in Abhängigkeit der Bodenart - Pflanzenparameter.....	67
5.3.2	Wirkung von Biogasgülle in Abhängigkeit der Bodenart - chemische und biologische Bodenparameter.....	70
5.4	Ergebnisse des Praxisversuches.....	73
5.4.1	Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngereigenschaften von Biogasgüllen - Pflanzenparameter.....	73
5.4.2	Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngereigenschaften von Biogasgüllen - chemische und biologische Bodenparameter.....	77
6	Diskussion	85
6.1	Eigenschaften und Phosphor-Löslichkeit der untersuchten Biogasgüllen.....	85
6.2	Eignung von Biogasgüllen als Nährstoff-Quelle für Pflanzen.....	90
6.3	Wirkung von Biogasgüllen auf die Phosphor-Verfügbarkeit im Boden.....	99
6.4	Wirkung von Biogasgüllen auf biologische Parameter des Phosphor-Kreislaufes	104
7	Zusammenfassung und Schlussfolgerung.....	114
8	Literaturverzeichnis.....	119
	Thesen zur Dissertationsschrift	130
	Erklärung	134
	Danksagung.....	135
	Anhang.....	136

Abkürzungs- und Begriffsverzeichnis

a	Jahr
ADP	Adenosindiphosphat
ANOVA	Analysis of Variance
ASG	Ausgangsgemisch der Biogasanlage
B	Bestimmtheitsmaß
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BBCH	Entwicklungsstadien der Pflanze, nach <u>B</u> Biologischer Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, <u>B</u> Bundessortenamt und <u>C</u> Chemischer Industrie
BGG	Biogasgülle, Rückstand aus der Biogasanlage
Corg	organisch gebundener Kohlenstoff
DH-Aktivität	Deyhydrogenase-Aktivität
DH _{korrr}	korrigierte Deyhydrogenase-Aktivität
DNS	Desoxiribonucleinsäure
DüV	Düngeverordnung
EEG	Gesetz zur Förderung Erneuerbarer Energien (<u>E</u> rneuerbares <u>E</u> nergien <u>G</u> esetz)
E. coli	Escherichia coli
FM	Frischmasse
Gesamt-Po	Gesamtgehalt an organisch gebundenem Phosphor
H ₂ O-P	wasserlöslicher Phosphor in den organischen Düngemitteln, bestimmt mittels der P-Fraktionierung nach Dou <i>et al.</i> (2000)
H ₂ SO ₄ -P	mit 1 M Schwefelsäure extrahierbarer Phosphor im organischen Düngemittel (nach Dou <i>et al.</i> 2000) oder im Boden (nach Hedley <i>et al.</i> 1982)
Harz-P	mit Anionen-Austauscher-Harz extrahierbarer Phosphor im Boden, bestimmt mittels P-Fraktionierung nach Hedley <i>et al.</i> (1982)
ICP	Induktionsgekoppeltes Plasmaemissionsspektrometer
k.A.	keine Angabe
Kdl	doppellaktatlöslicher Kalium-Gehalt im Boden
LUFÄ	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt
Ls3	mittel sandiger Lehm
Mgdl	doppellaktatlöslicher Magnesium-Gehalt im Boden
n	Anzahl
n.n.	nicht nachweisbar
NADP	Nicotinamid-Adenin-Dinukleotid-Phosphat
NaHCO ₃ -P	mit 0,5 M Natriumhydrogencarbonat-Lösung extrahierbarer Phosphor im organischen Düngemittel (nach Dou <i>et al.</i> 2000) oder im Boden (nach Hedley <i>et al.</i> 1982)
NaOH-P	mit 0,1 M Natriumhydroxid-Lösung extrahierbarer Phosphor im organischen Düngemittel (nach Dou <i>et al.</i> 2000) oder im Boden (nach Hedley <i>et al.</i> 1982)
Nawaro	nachwachsende Rohstoffe
NMR	Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy
OBS	organische Bodensubstanz
OM	organische Masse
OS	organische Substanz
OS _{appl}	Menge an applizierter organische Substanz
Pase	Phosphatase
Pdl	doppellaktatlöslicher Phosphor

ΔPdl	Veränderung des Gehaltes an doppelaktalöslichem Phosphor im Boden gegenüber dem Versuchsbeginn
Pi	anorganisch gebundener Phosphor
Pmic	mikrobiell gebundener Phosphor
pNP	p-Nitrophenol
Po	organisch gebundener Phosphor
Gesamt-P	Gesamtgehalt an Phosphor
Pw	wasserlöslicher Phosphor im Boden, bestimmt nach Van der Paauw (1971)
r	Korrelationskoeffizient
Residual-P	nicht extrahierbarer Phosphor im organischen Dünger oder im Boden
s%	Variationskoeffizient
Sl2	schwach lehmiger Sand
Sl4	stark lehmiger Sand
TM	Trockenmasse
TPF	Triphenylformazan
TS	Trockensubstanzgehalt
TSP	Triple-Superphosphat
XANES	X-Ray Adsorption Near-Edge Spectroscopy

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Einsatzhäufigkeit verschiedener Ausgangssubstrate in 413 bundesweit untersuchten landwirtschaftlichen Biogasanlagen (übernommen aus Gemmecke <i>et al.</i> 2009).....	9
Abbildung 2: Schematische Darstellung der Versuchsanlage.....	27
Abbildung 3: Schematische Darstellung des Ablaufes der durchgeführten P-Fraktionierung in den Substraten.....	30
Abbildung 4: Aufteilung der Daten aus Gefäßversuch 1 um den Effekt des Vergärungsprozesses beziehungsweise von verschiedenen Biogasgüllen zu analysieren und darzustellen.....	34
Abbildung 5: Einfluss des Vergärungsprozesses auf den prozentualen Anteil der P-Fraktionen am Gesamt-P in den geprüften Biogasanlagen in den Jahren 2009 und 2010.....	40
Abbildung 6: Einfluss des Vergärungsprozesses auf den Anteil des organisch gebundenen P am Gesamt-P in den geprüften Anlagen in den Jahren 2009 und 2010.....	42
Abbildung 7: Anteil der P-Fraktionen unterschiedlicher Löslichkeit am Gesamt-P in verschiedenen Biogasgüllen.....	45
Abbildung 8: Anteil des organisch gebundenem P am Gesamt-P in verschiedenen Biogasgüllen.....	46
Abbildung 9: Zusammenhang zwischen DH- und alkalischer Pase-Aktivität (a), pH-Wert des Bodens und alkalischer Pase-Aktivität (b) sowie DH-Aktivität und mikrobiell gebundenem P (c) über alle Düngevarianten im 8-wöchigen Gefäßversuch nach dem Anbau von Mais und Amarant (Pearson Korrelationskoeffizient r).....	55
Abbildung 10: Korrelationen (Pearson Korrelationskoeffizient, r) zwischen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zufuhr und der N-Aufnahme (a) sowie zwischen dem Anteil des $\text{NH}_4\text{-N}$ am Gesamt-N und der N-Aufnahme (b) nach der Applikation der Rindergülle und verschiedener Biogasgüllen.....	58
Abbildung 11: Wirkung von Amarant und Mais auf die Hedley-Fraktionen des Bodens im Durchschnitt der Düngevarianten nach einer 8-wöchigen Vegetationsperiode im Gefäßversuch mit einem P-armen lehmigen Sand.....	63
Abbildung 12: Zusammenhang zwischen DH- und alkalischer Pase-Aktivität (a) sowie zwischen dem pH-Wert des Bodens und der alkalischen Pase-Aktivität (b) über alle Düngevarianten im 8-wöchigen Gefäßversuch nach dem Anbau von Amarant und Mais (Pearson Korrelationskoeffizient r).....	66
Abbildung 13: Erträge des Maises in Abhängigkeit des Erntetermins und der Düngung im 3-jährigen Praxisversuch mit einem schwach lehmigen Sand.....	74
Abbildung 14: P-Aufnahme von Mais in Abhängigkeit des Erntetermins und der Düngung im 3-jährigen Praxisversuch mit einem schwach lehmigen Sand.....	75
Abbildung 15: N-Aufnahme von Mais in Abhängigkeit des Erntetermins und der Düngung im 3-jährigen Praxisversuch mit einem schwach lehmigen Sand.....	76

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Systematik der in landwirtschaftlichen Biogasanlagen eingesetzten Substrate (übernommen aus Severin 2008).	8
Tabelle 2: Literaturüberblick über die Zusammensetzung verschiedener Biogasgülle aus Praxisanlagen in Abhängigkeit des Ausgangssubstrates.	12
Tabelle 3: Übersicht der untersuchten Substrate und Substratmischungen, der Charakteristik des Vergärungsprozesses und der entsprechenden Bezeichnung in der vorliegenden Arbeit.....	18
Tabelle 4: Charakteristik des in Gefäßversuch 1 genutzten Bodens sowie die entsprechende Gehaltsklasse zu Versuchsbeginn.	19
Tabelle 5: Düngevarianten und applizierte Substrat- und Nährstoffmengen im Gefäßversuch 1.....	20
Tabelle 6: Charakteristik der in Gefäßversuch 2 geprüften Böden sowie die entsprechende Gehaltsklasse zu Versuchsbeginn.	22
Tabelle 7: Im Gefäßversuch 2 geprüfte Düngevarianten sowie applizierte Substrat- und Nährstoffmengen (Bachmann <i>et al.</i> 2011).	22
Tabelle 8: Nährstoffgehalte und Charakteristika des Bodens vor Beginn des Praxisversuches in Abhängigkeit der künftigen Düngevarianten.....	24
Tabelle 9: Monatsmittel der Lufttemperatur und monatliche Niederschlagshöhe sowie kumulierte Niederschlagshöhe in den Vegetationsperioden 2009 bis 2011.	25
Tabelle 10: Langjähriges Mittel (1966 bis 1990) der Temperatur und des Niederschlages am Versuchsstandort.....	25
Tabelle 11: Mit dem Ausgangsgemisch und der entsprechenden Biogasgülle ausgebrachte Nährstoffmengen* in den Versuchsjahren 2009, 2010 und 2011 (in kg ha ⁻¹).	26
Tabelle 12: Agrotechnische Maßnahmen und Zeitpunkte der Probenahme im Praxisversuch während der Untersuchungsperiode 2009 bis 2011.....	28
Tabelle 13: Effekt des Vergärungsprozesses auf die Zusammensetzung von Biogasgülle (in % der FM).	38
Tabelle 14: Zusammensetzung verschiedener Biogasgülle (in % der FM).	44
Tabelle 15: Wirkung unvergorener und vergorener Substrate aus Biogasanlagen auf den Ertrag und die Nährstoffaufnahme von Mais und Amarant im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand.	48
Tabelle 16: Wirkung unvergorener und vergorener Substrate aus Biogasanlagen auf die P-Pools des Bodens, den Gesamt-N-Gehalt, den pH-Wert und den Gehalt an organischer Bodensubstanz im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand in Abhängigkeit der Fruchtart.....	50
Tabelle 17: Die Hedley-Fractionen des Bodens in Abhängigkeit der Düngung und der Fruchtarten im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand.	52
Tabelle 18: Wirkung unvergorener und vergorener Substrate aus Biogasanlagen auf die DH-Aktivität, die Aktivität der sauren und alkalischen Pase und den Gehalt an mikrobiell gebundenem P im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand.	53

Tabelle 19: Wirkung verschiedener Biogasgülle auf den Ertrag sowie die Nährstoffaufnahme von Mais und Amaranth im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P armen Sand.	56
Tabelle 20: Einfluss verschiedener Biogasgülle auf die P-Pools des Bodens, den Gesamt-N, den pH-Wert und den Gehalt an organischer Bodensubstanz im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand nach dem Anbau von Amaranth und Mais.	59
Tabelle 21: Vereinfachte P-Bilanz im 8-wöchigen Gefäßversuch nach der Applikation verschiedener Biogasgülle.	60
Tabelle 22: Hedley-Fractionen des Bodens bei besonderer Berücksichtigung verschiedener Biogasgülle in Kombination mit Amaranth und Mais im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand.	62
Tabelle 23: Wirkung verschiedener Biogasgülle auf die DH-Aktivität, die Aktivität der sauren und alkalischen Pase und den mikrobiell gebundenen P im Boden im 8-wöchigen Gefäßversuch nach dem Anbau von Mais und Amaranth auf einem P-armen Sand.	64
Tabelle 24: Einfluss der Düngung, der Fruchtart und der Bodenart sowie ihrer Wechselwirkung auf Pflanzen- und Bodenparameter im 8-wöchigen Gefäßversuch.	68
Tabelle 25: Einfluss der Düngung auf den Ertrag sowie die P- und N-Aufnahme von Mais und Amaranth im 8-wöchigen Gefäßversuch in Abhängigkeit der Bodenart (Bachmann <i>et al.</i> 2011).	69
Tabelle 26: Einfluss der Düngung auf den pflanzenverfügbaren P-Gehalt, den Gesamt-P und N-Gehalt, den Gehalt an organischer Bodensubstanz und den pH-Wert des Bodens in Abhängigkeit der Fruchtart und der Bodenart im 8-wöchigen Gefäßversuch (Bachmann <i>et al.</i> 2011).	70
Tabelle 27: Einfluss der Düngung auf die DH-Aktivität und den mikrobiell gebundenen P nach dem Anbau von Mais und Amaranth im 8 wöchigen Gefäßversuch in Abhängigkeit der Bodenart (Bachmann <i>et al.</i> 2011).	72
Tabelle 28: Einfluss der Düngung und des Versuchsjahres sowie ihrer Wechselwirkung auf den Ertrag und die N- und P-Aufnahme von Mais zum Zeitpunkt der Zwischenernte und der Ernte im 3-jährigen Praxisversuch.	73
Tabelle 29: Vereinfachte P-Bilanz ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im 3-jährigen Praxisversuch nach der Applikation verschiedener Dünger.	77
Tabelle 30: Einfluss der Düngung und des Probenahmetermins auf die leichtlöslichen P-Pools des Bodens, den Gehalt an organischer Bodensubstanz und den pH-Wert im 3-jährigen Praxisversuch.	78
Tabelle 31: Entwicklung der Pw- und Pdl-Gehalte in Abhängigkeit der Düngung und des Probenahmetermins in den Vegetationsperioden 2009, 2010 und 2011.	80
Tabelle 32: Entwicklung des Boden-pH und des Gehaltes an organischer Bodensubstanz in Abhängigkeit des Probenahmetermins und der Düngung in den Vegetationsperioden 2009, 2010 und 2011.	81
Tabelle 33: Einfluss der Düngung und des Probenahmetermins sowie ihrer Wechselwirkung auf die Enzymaktivität im Boden im 2. und 3. Jahr des Praxisversuches.	82

Tabelle 34: Entwicklung der DH-Aktivität sowie der sauren und alkalischen Pase-Aktivität im Boden in Abhängigkeit des Probenahmetermins und der Düngung im Praxisversuch im Jahr 2010 und 2011.....	83
Tabelle 35: Korrelationsmatrix (Pearson-Korrelationskoeffizient r) für die im Feldversuch gemessenen Bodenparameter im Durchschnitt der Düngevarianten und der Versuchsjahre.....	84
Tabelle 36: Verhältnis zwischen DH-Aktivität und Menge an applizierter organischer Substanz ($DH_{\text{korrr}}:OS_{\text{appl}}$) in den organisch gedüngten Varianten von Gefäßversuch 1 nach dem Anbau von Mais.....	106
Tabelle 37: Verhältnis zwischen alkalischer Pase-Aktivität und DH-Aktivität ($aPase:DH$) in Abhängigkeit der Düngung und der Fruchtart in Gefäßversuch 1.....	111

1 Einleitung

Die Biogasproduktion hat in den vergangenen Jahren insbesondere für landwirtschaftliche Betriebe an Bedeutung gewonnen. Sie kann einen Beitrag zur Erzeugung erneuerbarer Energie, zum Ersatz fossiler Brennstoffe und zur Einsparung von Treibhausgasemissionen leisten und stellt eine zusätzliche Einkommensquelle für die Landwirtschaft dar. Vor allem im ländlichen Raum trägt sie damit zur Wertschöpfung und Sicherung der lokalen Energieversorgung bei. Die Förderung der Biogasproduktion ist daher auch ein erklärtes Ziel der Politik.

Der Forderung nach einer Erhöhung des Anteils an Biomasse an der Energieerzeugung steht aber eine Verknappung der dafür notwendigen Ressourcen wie Nährstoffe, Wasser und fruchtbarer Boden gegenüber. Das betrifft vor allem das für die Pflanzenernährung relevante Element Phosphor (P). Die heute üblichen mineralischen P-Düngemittel werden aus Rohphosphaten hergestellt, die im Tage- oder Tiefbau abgebaut werden. Aktuelle Studien gehen davon aus, dass die unter vertretbaren ökonomischen und technologischen Aufwand erschließbaren Rohphosphat-Reserven in etwa 100 Jahren erschöpft sein werden (Jasinski 2010; Dawson und Hilton 2011). Um langfristig eine ertragreiche Biomasse- und Bioenergieproduktion gewährleisten zu können, muss deshalb effizient mit der Ressource P umgegangen werden. Das bedeutet nicht nur die gezielte Wiederverwertung der bei der Bioenergieproduktion anfallenden Rückstände, sondern auch eine möglichst vollständige Ausnutzung des darin enthaltenen P durch die Pflanze sicherzustellen.

Es wird geschätzt, dass bei der Biogasproduktion in Deutschland jährlich Rückstände (Biogasgüllen) in Höhe von 65,5 Millionen m³ anfallen, was einer Menge von etwa 390 000 t Stickstoff, 74 000 t Phosphor und 331 500 t Kalium entspricht (Möller und Müller 2012). Die Verfügbarkeit des N und die Eignung von Biogasgüllen als N-Quelle für Pflanzen wurden bereits mehrfach untersucht (Arthurson 2009). Forschungsbedarf besteht aber noch hinsichtlich der Löslichkeit des in Biogasgüllen enthaltenen P, der Wirkung des Vergärungsprozesses auf die P-Löslichkeit und der Ausnutzung des in Biogasgüllen enthaltenen P durch die Pflanze. Ferner ist der Effekt von Biogasgüllen auf Bodenmikroorganismen und die P-Verfügbarkeit im Boden nur unzureichend untersucht. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich daher mit der P-Löslichkeit in Biogasgüllen sowie ihrer Wirkung auf die P-Versorgung der Pflanze und auf chemische und biologische Parameter des P-Kreislaufes im Boden.

2 Stand der Wissenschaft

2.1 Bedeutung und Verhalten von Phosphor im Agroökosystem

Der Nährstoff P spielt im Stoffwechsel der Pflanze als Bestandteil von Nukleinsäuren, energieliefernden Verbindungen und Co-Enzymen wie ADP und NADP eine lebenswichtige Rolle. Darüber hinaus erfüllt P in Form von Phospholipiden als Bestandteil von Zellmembranen eine wichtige Funktion (Shen *et al.* 2011). Mit der Abfuhr der Ernteprodukte wird der in die oberirdische Biomasse der Pflanzen aufgenommene P der Fläche entzogen. Um auf Dauer eine ertragreiche Biomasse- und Bioenergieproduktion zu gewährleisten und die Ertragsfähigkeit des Bodens zu erhalten, muss der entzogene P auf die Fläche zurückgeführt werden. Eine der wichtigsten P-Quellen stellen mineralische P Dünger dar, die durch den Tagebau von Rohphosphat und anschließendem Aufschluss mit Schwefel- oder Phosphorsäure gewonnen werden. Rohphosphat-Lagerstätten kommen in bedeutendem Umfang nur in wenigen Ländern wie Marokko, China, Südafrika und den USA vor, wohingegen die EU, mit Ausnahme geringer Mengen in Finnland, über keine eigenen Rohphosphat-Lagerstätten verfügt (Dawson und Hilton 2011). Studien aus den USA gehen davon aus, dass die unter vertretbaren technologischen und ökonomischen Aufwand erschließbaren Rohphosphat-Reserven bei 16 000 Millionen Tonnen (Mt) liegen und noch circa 100 Jahre reichen werden (Jasinski 2010; Dawson und Hilton 2011). Eine Studie des International Fertilizer Development Center vom September 2010 kam zu dem Schluss, dass die vorhandenen P-Reserven mit 60 000 Mt weit höher liegen und bei gleichbleibendem Verbrauch 300-400 Jahre reichen werden (van Kauwenbergh 2010). Im Gegensatz zu der in der Studie von van Kauwenbergh (2010) getroffenen Annahme, ist jedoch nicht mit einem gleichbleibenden Verbrauch an P-Düngemitteln zu rechnen. Vielmehr ist in den nächsten Jahren von einer Zunahme des Bedarfes an mineralischen P-Düngern um 3-4 % pro Jahr auszugehen (Smit *et al.* 2009; Cordell *et al.* 2010). Die Autoren nehmen weiterhin an, dass auch die Erzeugung von Energiepflanzen für die Bioenergieproduktion einen erheblichen Anteil daran hat. Die Studie schätzt den Verbrauch an P-Düngern allein für die Bio-Kraftstoffproduktion in 2007-2008 auf 0,34 Mt P pro Jahr, was derzeit etwa 2 % des weltweiten P-Dünger-Verbrauchs entspricht. Wenn mit der Bioenergie 10 % des weltweiten Kraftstoff- und 10 % des Energieverbrauchs gedeckt werden sollen, würden jährlich 5 Mt P von den Flächen durch Energiepflanzen entzogen werden, was etwa 30 % des momentanen weltweiten P-Verbrauchs entspricht (Smit *et al.* 2009). Die Rückführung der bei der Bioenergieproduktion anfallenden Rückstände und die Schließung der Stoffkreisläufe nimmt daher eine Schlüsselstellung für den Ressourcenschutz und die Nachhaltigkeit in der Bioenergieproduktion

ein. Neben einer Rückführung sollte darüber hinaus eine möglichst vollständige Ausnutzung des in den Rückständen enthaltenen P durch die Pflanze erreicht werden.

Die Pflanze kann P nur als gelöstes Anion aus der Bodenlösung aufnehmen (Hinsinger 2001). Zugeführtes P wird in Böden aber schnell sorbiert, ausgefällt oder in die mikrobielle Biomasse und organische Verbindungen eingebaut und steht damit innerhalb kürzester Zeit der Pflanze nicht mehr direkt zur Verfügung (Helal und Dressler 1989; Shen *et al.* 2011). So wird **anorganischer P** unspezifisch an positiv geladene Oberflächen der Aluminium- und Eisen-Oxide/Hydroxide, der Tonminerale oder der organischen Bodensubstanz sorbiert oder fällt mit mehrwertigen Kationen in der Bodenlösung wie Eisen (Fe), Aluminium (Al), Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) zu Salzen aus (Shen *et al.* 2011). Da die Sorptions- und Fällungsprozesse unter anderem vom pH-Wert des Bodens abhängig sind, kann unspezifisch sorbierter beziehungsweise mit mehrwertigen Kationen ausgefallener P durch Veränderungen im pH-Wert des Bodens leicht wieder in Lösung gehen. Darüber hinaus kann sorbierter oder ausgefallener P durch die Entleerung des P in der Bodenlösung nachgeliefert oder durch konkurrierende anorganische oder organische Anionen wie HCO_3^- , SO_4^{2-} , OH^- und Huminsäuren von seinen Bindungsplätzen verdrängt werden (Hinsinger 2001).

Metalloxide und Tonminerale weisen allerdings eine stärkere Affinität zu P als zu anderen anorganischen oder organischen Liganden auf (Hinsinger 2001). P kann deshalb in Böden auch spezifisch, also unabhängig von deren Ladung, an Bodenaustauscher gebunden werden. Zusätzlich erfolgt die spezifische Bindung von P über Fe- und Al-Brücken an die eigentlich negativ geladenen Humin- und Fulvosäuren der organischen Bodensubstanz (Scheffer und Schachtschabel 1998). **Organischer P**, wie er beispielsweise durch die Applikation organischer Dünger zugeführt wird, unterliegt ähnlichen Sorptionsprozessen beziehungsweise Fällungs- und Lösungsmechanismen wie anorganischer P. In Wirtschaftsdüngern nehmen organische P-Verbindungen zwischen 15 und 70 % des Gesamt-P ein (Dou *et al.* 2000; Ajiboye *et al.* 2004). In Wirtschaftsdüngern enthaltene organische P-Verbindungen sind zum Beispiel Phospholipide, Nukleinsäuren und Inositolphosphate, darunter vor allem Inositolhexakisphosphat (Phytinsäure) (Turner und Leytem 2004, Ajiboye und Akrinremi 2007). In Böden fallen Inositolphosphate mit mehrwertigen Kationen wie Ca, Mg, Fe und Al zu schwer löslichen Verbindungen aus oder werden an Tonminerale sorbiert (Turner *et al.* 2002). Phospholipide und Nukleinsäuren können in Böden ebenfalls wasserunlösliche Salze bilden (von Ulrich und Benzler 1955). Damit konkurrieren organische P-Verbindungen mit anorganischem P um die gleichen Bindungsplätze im Boden, wodurch anorganisches P mobilisiert werden kann (Anderson *et al.* 1974; Evans 1985). Organischer P ist nicht direkt für die Pflanze verfügbar, sondern muss erst in eine anorganische

Form überführt werden. Eine wichtige Rolle bei der Hydrolyse von organischem P spielen Enzyme wie die Phosphatasen welche von Bodenmikroorganismen aber auch von Pflanzen ausgeschieden werden können (Feder 1973; Kaleeswari 2007; Shen *et al.* 2011).

Bodenmikroorganismen spielen generell eine entscheidende Rolle für die P-Verfügbarkeit im Boden und die P-Versorgung der Pflanze. Durch ihre Aktivität können Bodenmikroorganismen P aus organischen und anorganischen Verbindungen freisetzen und zur Erhöhung des pflanzenverfügbaren P beitragen. Andererseits kann der pflanzenverfügbare P-Pool durch den Einbau von P in die mikrobielle Biomasse zeitweise entleert werden. Die Aktivität von Bodenmikroorganismen wird durch die Zufuhr organischer Dünger beeinflusst. In Feldversuchen von Eichler-Löbermann *et al.* (2007) führte die Zufuhr von Rinderfestmist und Kompost zu einer Verdopplung der mikrobiellen Aktivität im Boden gegenüber der ungedüngten Kontrolle. Auch Parham *et al.* (2002) wiesen in mehrjährigen Feldversuchen eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität nach der Düngung mit Rinderfestmist nach. Kallenbach und Grandy (2011) konnten anhand der Analyse von über 300 Artikeln zeigen, dass sich die mikrobielle Biomasse durch die Zufuhr organischer Dünger um durchschnittlich 36 % gegenüber der mineralischen Düngung erhöht. Laut den Autoren ist die Wirkung organischer Dünger auf die Bodenmikroorganismen dabei in erster Linie von deren Zusammensetzung und der Applikationsmenge abhängig. So wirkt sich Rinderfestmist anscheinend grundsätzlich positiver auf die mikrobielle Biomasse im Boden aus als Hühnermist, Schweinemist oder Pflanzenrückstände (Kallenbach und Grandy 2001). In Feldversuchen von Liu *et al.* (2009) erhöhte sich die mikrobielle Biomasse mit steigender Applikationsmenge, wobei sich die Zufuhr von Schweinefestmist positiver auswirkte als die direkte Einarbeitung von Reisstroh. Die unterschiedliche Wirkung verschiedener organischer Dünger auf Bodenmikroorganismen ist durch Unterschiede im C:N-Verhältnis, dem N- und dem Ammonium-N-Gehalt (NH₄-N) sowie dem Gehalt und der Abbaubarkeit der organischen Substanz zu erklären (Kallenbach und Grandy 2011). Organische Dünger mit einem hohen Anteil leicht abbaubarer Verbindungen (Zucker, Proteine) können besser von Mikroorganismen genutzt werden als solche mit einem hohen Gehalt an Lignin, Hemicellulose und Cellulose (Valenzuela-Solano und Crohn 2006). Hohe Gehalte an Polyphenolen, NH₄-N oder Harnstoff können sich hemmend auf Bodenmikroorganismen und die Enzymaktivität im Boden auswirken (Northup *et al.* 1998; Kanchikerimath und Sing 2001; Cayuela *et al.* 2009). Bezüglich der Wirkung organischer Dünger auf das Bodenleben spielen neben der stofflichen Zusammensetzung aber auch die Bodenart, der pH-Wert des Bodens, der Gehalt an organischer Bodensubstanz und die

Bewirtschaftungshistorie eine Rolle (Frey 2007; Oberson *et al.* 2010; Kallenbach und Grandy 2011).

So unterschiedlich sich organische Dünger auf die Bodenmikroorganismen auswirken, so verschieden sind auch die Folgen für den verfügbaren P-Gehalt im Boden. Leytem *et al.* (2005) konnten nachweisen, dass die P-Verfügbarkeit in mit organischen Düngern behandelten Böden stark von der C-Zufuhr und dem C:P-Verhältnis ($r = -0,74$) abhängt. Auch in Inkubationsversuchen von Azees und Van Averbek (2010) führte die Applikation organischer Dünger mit engem C:P-Verhältnis wie Hühnermist (C:P 20:1) zu einer Mineralisation von P und zu einer Erhöhung des leicht löslichen P im Boden, wohingegen eine verstärkte P-Immobilisation nach der Zufuhr von Rinder- und Ziegenmist (C:P 40:1 beziehungsweise 60:1) nachweisbar war. Dies wird auch bestätigt durch Gefäßversuche von Garg und Bahl (2008), wo sich Hühnerfestmist positiver auf den Olsen-P-Gehalt des Bodens auswirkte als Gründünger oder Ernterückstände. Griffin *et al.* (2003) stellten fest, dass sich die Zufuhr von Hühnerfestmist positiver auf den Mehlich3-P-Gehalt des Bodens auswirkte als Rinderfestmist. In Versuchen von Kashem *et al.* (2004) führte die Applikation von Schweinefestmist zu einer stärkeren Erhöhung des wasserlöslichen P (H_2O -P) im Boden als die Applikation von Rinderfestmist oder Klärschlamm. Insbesondere nach der Zufuhr von Rinderfestmist konnte eine Abnahme der H_2O - und der $NaHCO_3$ -P-Fraktion und eine Zunahme des NaOH-P über die Inkubationszeit von 16 Wochen nachgewiesen werden, was die Autoren auf eine P-Immobilisation durch Bodenmikroorganismen zurückführten. Sobald die Mikroorganismen absterben, kann P aus der mikrobiellen Biomasse aber leicht wieder freigesetzt werden. Mikroorganismen stellen damit sowohl eine Senke als auch eine Quelle von leicht verfügbarem P dar und der Einbau des P in die mikrobielle Biomasse schützt leicht lösliches P vor Fixierung oder Auswaschung (Brookes 2001).

Neben ihrer Wirkung auf die Bodenmikroorganismen kann die mit organischen Düngern zugeführte organische Substanz auch direkt Einfluss auf die P-Sorption im Boden nehmen. Die negativ geladenen Carboxyl- und Hydroxylgruppen der organischen Substanz konkurrieren mit P um Bindungsplätze oder führen zu einer Komplexbildung von Al-Hydroxiden was die P-Verfügbarkeit in Böden verbessern kann (Brookes 2001; Potarzycki *et al.* 2004; Shen *et al.* 2011). Andererseits können durch die Zufuhr von organischer Substanz oder von Al- und Fe-Ionen mit Wirtschaftsdüngern neue Bindungsstellen für P erzeugt werden (Sample *et al.* 1980; Azees und Van Averbek 2010).

Sowohl die Ausnutzung des applizierten P als auch die Transformation und Verteilung von Dünger-P im Boden hängt von der Bodenart und der kultivierten Fruchtart ab. Böden mit

einer feinen Textur, das heißt mit einem hohen Ton-Gehalt, weisen in der Regel eine größere sorptive Oberfläche auf und können P stärker binden als beispielsweise grob texturierte Böden wie Sand. So wird auf tonigen Böden eine höhere P-Zufuhr benötigt als auf sandigen Böden um den leicht bio- und pflanzenverfügbaren P-Pool aufrecht zu erhalten (Zheng *et al.* 2003; Kumaragamage *et al.* 2011). Durch diese Eigenschaften wiederum weisen tonhaltige Böden aber generell auch höhere Nährstoffgehalte und ein größeres Nährstoffnachlieferungsvermögen als sandige Böden auf (Scheffer und Schachtschabel 1998, Ehlert *et al.* 2003). Darüber hinaus können auch die Fruchtarten durch Anpassung der Wurzelmorphologie oder durch die Ausscheidung von organischen und anorganischen Verbindungen wie Zuckern, organischen Säuren, Phosphatasen, H^+ - oder OH^-/HCO_3^- -Ionen, die chemisch-biologischen Prozesse in der Rhizosphäre und damit die P-Verfügbarkeit in Böden beeinflussen (Hinsinger 2001; Shen *et al.* 2011). Die Intensität als auch die Zusammensetzung der Wurzelausscheidungen hängen von der Pflanzenart, von deren Alter und vom Ernährungszustand ab (Föhse *et al.* 1988; Schilling *et al.* 2000; Ryan und Delhaize 2001). Die Fruchtarten unterscheiden sich somit in ihrer Fähigkeit P aus dem Boden oder Düngern anzueignen. Fruchtarten mit einer hohen P-Aneignungseffizienz sind zum Beispiel die Weiße Lupine (*Lupinus albus*), die Ackerbohne (*Vicia faba*), Raps (*Brassica napus*), Buchweizen (*Fagopyrum esculentum*), Ölrettich (*Raphanus sativus*) und Einjähriges Weidelgras (*Lolium multiflorum*) (Zhang *et al.* 1997; Zhu *et al.* 2002; Eichler *et al.* 2003; Nurruzzaman *et al.* 2006).

2.2 Die Biogasproduktion und ihre Rückstände als Nährstoff-Quelle

2.2.1 Prozessbiologie, Anlagenbestand und Substratinput

Bei der Biogasproduktion wird, während eines mehrstufigen anaeroben Prozesses (Vergärungsprozess), die im eingesetzten Substrat enthaltene leicht abbaubare organische Substanz durch Mikroorganismen abgebaut und in Methan (CH_4), Kohlendioxid (CO_2) und Wasser (H_2O) umgewandelt. Die während der Vergärung stattfindenden Um- und Abbauprozesse laufen in 4 Phasen ab (Hydrolyse, Acidogenese, Acetogenese, Methanogenese), in der verschiedene Bakteriengruppen aktiv sind (Weiland 2010). Während der Hydrolyse (Verflüssigungsphase) werden komplexe organische Verbindungen (Polysaccharide, Proteine, Fette) durch Cellulasen, Xylanasen, Amylasen, Lipasen und Proteasen in kurzkettige Monomere und Dimere (Zucker, Aminosäuren, Fettsäuren) zerlegt. In der anschließenden Phase der Acidogenese entstehen aus den vorliegenden Verbindungen organische Säuren, Alkohole, Wasserstoff (H_2) und CO_2 , welche während der Acetogenese zu Essigsäure umgesetzt werden. Letztendlich wird in der Methanogenese CH_4 , CO_2 und H_2O erzeugt (Weiland 2010; FNR 2011). In der Regel läuft dieser Vergärungsprozess in landwirtschaftlichen Biogasanlagen im mesophilen Temperaturbereich, das heißt bei einer Prozesstemperatur zwischen 37-43 °C ab (Gemmecke *et al.* 2009).

Das entstandene Biogas kann vielfältig genutzt werden. Bei modernen Biogasanlagen wird heutzutage durch Kraft-Wärme-Kopplung Strom und Wärme erzeugt (Weiland 2006). Der Strom wird ins bestehende Stromnetz eingespeist, wohingegen die anfallende Wärme hauptsächlich zur Aufrechterhaltung der Prozesstemperatur und zur Heizung landwirtschaftlicher Gebäude verwendet wird. Daneben kann Biogas, nach einer entsprechenden Aufbereitung (Biomethan), auch direkt ins Erdgasnetz eingespeist werden, was eine Nutzung des Biogases an Standorten mit ganzjährig hohem Wärmebedarf oder als Kraftstoff im Transportsektor ermöglicht (FNR 2011).

Der Anlagenbestand ist in Deutschland, nicht zuletzt auch auf Grund der Vergütung des mittels der Biogasproduktion erzeugten und eingespeisten Stroms durch das Gesetz zur Förderung Erneuerbarer Energien (EEG), gestiegen. Mit etwa 7000 laufenden Biogasanlagen und einer installierten elektrischen Leistung von etwa 2700 MW im Jahr 2011 ist Deutschland führend auf dem Gebiet der Biogasproduktion (Fachverband Biogas 2011). Die Biogasbranche leistete damit in Deutschland 2011 einen Beitrag von 11,9 % an der Wärme- und von 14,4 % an der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien (BMU 2012).

Für die Biogasproduktion können nahezu alle organischen Substanzen mit einem geringen Lignifizierungsgrad eingesetzt werden (Weiland 2006). Dazu zählen insbesondere

Wirtschaftsdünger wie Rinder-, Schweine-, oder Hühnergülle beziehungsweise Festmist, aber auch nachwachsende Rohstoffe (Energiepflanzen) wie Silomais, Gras- oder Ganzpflanzensilagen und Ernterückstände. Zudem können verschiedene pflanzliche oder tierische Reststoffe (Reststoffe aus der Futter- oder Lebensmittelverarbeitung, Biotonne, Schlachtabfälle, Fette, Speisereste) durch den Vergärungsprozess in Biogas umgesetzt werden (Severin 2008).

Tabelle 1: Systematik der in landwirtschaftlichen Biogasanlagen eingesetzten Substrate (übernommen aus Severin 2008).

Basissubstrate		Ko-Substrate			
Wirtschaftsdünger	Nachwachsende Rohstoffe	pflanzliche Reststoffe	tierische Reststoffe	sonstige organische Reststoffe	
Rindergülle	Silomais	Reststoffe aus: Biotonne Futtermittelverarbeitung Lebensmittelverarbeitung	Schlachtabfälle	Glycerin	
Schweinegülle	Grassilage		Fette	Alkohol	
Hühnergülle	Rübenblattsilage		Speisereste	etc.	
Festmist	Getreide-				
	Ganzpflanzensilage Ernterückstände Grasschnitt				

Zwar kommt ein breites Spektrum an Ausgangssubstraten für die Biogasproduktion in Frage, eine bundesweite Datenerhebung an über 400 repräsentativen landwirtschaftlichen Biogasanlagen zeigt aber, dass am häufigsten Maissilage und Rindergülle eingesetzt wird (Gemmecke *et al.* 2009) (Abbildung 1). Über 85 % der von Gemmecke *et al.* (2009) untersuchten Anlagen setzen Wirtschaftsdünger ein, während nur etwa 15 % ohne Wirtschaftsdünger als Substratbasis arbeiten. Dabei dominierte bei den in Deutschland betriebenen landwirtschaftlichen Biogasanlagen die Ko-Fermentation, bei der Wirtschaftsdünger gemeinsam mit Ko-Substraten wie zum Beispiel Ernterückständen, nachwachsenden Rohstoffen oder organischen Reststoffen vergoren werden (Weiland 2006; Weiland 2010).

Auf Grund des häufigen Einsatzes von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen gelangen diese nicht mehr direkt sondern vergoren auf landwirtschaftliche Flächen. Der Einsatz von Ko-Substraten und die während des Vergärungsprozesses stattfindenden Abbauprozesse wirken sich aber auf die Zusammensetzung und die Eigenschaften der Güllen aus. Auf Grund des breiten Spektrums an Ausgangssubstraten und an Substratmischungen können sich zudem auch Biogasgüllen untereinander hinsichtlich ihrer Eigenschaften und Zusammensetzung deutlich unterscheiden. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit aber auch die Schwierigkeit, Biogasgüllen im Hinblick auf ihre Düngewirkung zu bewerten.

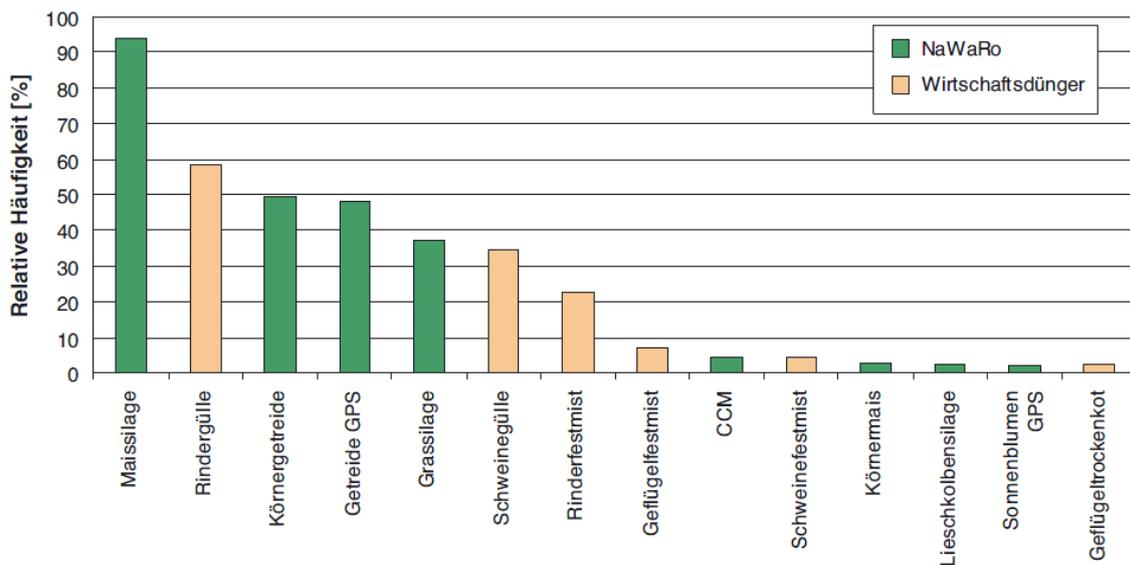


Abbildung 1: Einsatzhäufigkeit verschiedener Ausgangssubstrate in 413 bundesweit untersuchten landwirtschaftlichen Biogasanlagen (übernommen aus Gemmecke *et al.* 2009).

2.2.2 Eigenschaften und Düngewirkung von Biogasgüllen

Im Allgemeinen führt der teilweise Abbau der im Ausgangssubstrat enthaltenen organischen Verbindungen sowohl zu einer Reduktion der Trockensubstanz-Gehalte um 30-50 % als auch zu einer Reduktion der Gehalte an organischer Substanz um 8-40 % (Field *et al.* 1984; Asmus *et al.* 1988; Mokry und Bockholt 2008). Der Abbaugrad der organischen Substanz hängt dabei von verschiedenen Faktoren wie der Verweilzeit, der Prozessführung und dem verwendeten Ausgangssubstrat ab. Generell ist in Biogasgüllen mit einem Trockensubstanz-Gehalt von 3-7 % in der Frischmasse zu rechnen (Tabelle 2). Im Vergleich zu unbehandelten Güllen weisen Biogasgüllen in der Regel deutlich geringere Trockensubstanz-Gehalte auf (Kluge *et al.* 2008). Allerdings hängt dies wesentlich vom eingesetzten Ko-Substrat ab. Während sich durch den Einsatz von Weizenschlempe oder Molke der Trockensubstanz-Gehalt der Biogasgülle weiter verringert, können nach dem Einsatz von Ko-Substraten wie Bioabfall, Energiepflanzen, Trester, Treber oder Extraktionsschrot höhere Trockensubstanz-Gehalte in Biogasgüllen als in unbehandelten Güllen vorliegen (Pötsch *et al.* 2004).

Auf Grund des Abbaus der organischen Substanz und dem Entweichen von C in Form von CO₂ und CH₄ ist davon auszugehen, dass mit Biogasgüllen weniger organische Substanz auf die Fläche zurückgeführt wird als mit unvergorenen Güllen (Asmus *et al.* 1988). Andererseits werden während des Vergärungsprozesses nur die leicht bis mäßig verfügbaren organischen Verbindungen wie Zucker, Proteine, Hemicellulosen und Cellulosen abgebaut (El-Shinnawi *et al.* 1989b; Marcato *et al.* 2009; Schievano *et al.* 2009), während die für die Humusreproduktion notwendigen hochmolekularen Verbindungen (Lignin) erhalten bleiben (Roschke 2003). Es wird

deshalb davon ausgegangen, dass Biogasgülle eine vergleichbare Humusreproduktionsleistung aufweisen wie unbehandelte Gülle (Reinhold und Zorn 2008). Bisher konnten auch weder in Inkubations- noch in Feldversuchen Unterschiede bezüglich des Gehaltes an organischer Bodensubstanz nach der Düngung mit vergorenen und unvergorenen Gülle nachgewiesen werden (Ernst *et al.* 2008; Elste *et al.* 2010b). Andererseits kann die Applikation von Biogasgülle Auswirkungen auf das Bodenleben haben. In Labor- und Feldversuchen wurde ein Rückgang der Regenwurmabundanz und der mikrobiellen Biomasse in Zusammenhang mit einer Biogasgülle-Applikation festgestellt (Elfstrand *et al.* 2007; Ernst *et al.* 2008; Sensel und Wragge 2008; Bermejo *et al.* 2010a; Elste *et al.* 2010b).

Mit dem Abbau der organischen Substanz durch den Vergärungsprozess ist auch eine Mineralisation der darin enthaltenen Nährstoffe verbunden. So wurde beispielsweise ein Anstieg des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes um bis zu 50 % durch die Vergärung nachgewiesen (Field *et al.* 1984; Asmus *et al.* 1988; Masse *et al.* 2007; Möller *et al.* 2008). Der $\text{NH}_4\text{-N}$ nimmt daher in Biogasgülle in der Regel einen Anteil von über 50 % des Gesamt-N ein (Tabelle 2). Da der Vergärungsprozess nicht zu einer Veränderung des Gesamt-N aber zum Verlust von C führt, kommt es zudem zu einer Einengung des C:N-Verhältnisses in den Biogasgülle auf 5-10:1 (Sensel und Ellmer 2007; Kluge *et al.* 2008; Arthurson 2009).

Als Folge der höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte wurden bereits in zahlreichen Gefäß- und Feldversuchen höhere N-Aufnahmen beziehungsweise höhere Erträge nach der Düngung mit vergorenen Gülle als nach der Düngung mit unbehandelten Gülle festgestellt (Koriath *et al.* 1985; Asmus *et al.* 1988; Ruback *et al.* 1996; deBoer 2008; Kocar 2008; Bougnom *et al.* 2012). Andererseits ist auf Grund der hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte auch mit einem verstärkten Verlust von N in Form von NH_3 bei der Ausbringung zu rechnen, weshalb der höhere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt von Biogasgülle nicht notwendiger Weise in höhere N-Aufnahmen oder höhere Erträge umgesetzt wird (Pötsch *et al.* 2004; Loria *et al.* 2007; Chantigny *et al.* 2008; Möller *et al.* 2008). In Feldversuchen von Bermejo *et al.* (2010b) wurden sogar Mindererträge von Sorghum nach der Applikation von Biogasgülle gegenüber unvergorener Gülle festgestellt. Gegenüber mineralischen N-Düngern waren Biogasgülle hinsichtlich ihrer N-Wirkung in der Regel unterlegen (Odlare 2005; Sensel und Wragge 2008; Quakernak *et al.* 2010).

Wie auch beim N führt der Vergärungsprozess nicht zu Verlusten von P und K (Peretzki und Müller 2005). Der Gesamt-P-Gehalt in Biogasgülle liegt in der Regel zwischen 0,04 und 0,08 % der Frischmasse (Tabelle 2) und ist auch vergleichbar mit dem P-Gehalt unbehandelter Gülle (Kluge *et al.* 2008). Bei Verwendung P-arter Ko-Substrate wie Fettabfällen und

Speiseresten kann der P-Gehalt auch deutlich niedriger sein als in unbehandelten Gülle (Zethner *et al.* 2002). Auf Grund des Abbaus der organischen Substanz während der Vergärung kann von einer Mineralisation des P und einer besseren P-Wirkung von Biogasgülle ausgegangen werden (Roschke 2003). Andererseits wurde in Untersuchungen von Güngör *et al.* (2007) und Güngör und Karthikeyan (2008) eine Verringerung des leicht löslichen P-Gehaltes und eine Bildung schwer löslicher P-Verbindungen durch den Vergärungsprozess festgestellt. Im Gegensatz zur N-Wirkung liegen bisher kaum umfassende Untersuchungen zur Wirkung von Biogasgülle auf die P-Aufnahme von Fruchtarten und die P-Verfügbarkeit im Boden vor.

Der Vergärungsprozess geht zudem in der Regel mit einer Erhöhung des pH-Wertes in der Biogasgülle einher. Das ist auf die Entstehung von Ammoniumcarbonat ($(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$) und die Umwandlung von CO_3^{2-} und 2H^+ zu H_2O und CO_2 während der Vergärung zurückzuführen (Möller und Müller 2012). So ermittelten beispielsweise Möller *et al.* (2008) eine Erhöhung des pH-Wertes durch die Vergärung von Rindergülle um 0,8 Einheiten. Field *et al.* (1984) wiesen eine pH-Erhöhung durch die Vergärung von Rinder- und Schweinefestmist um 1,7 beziehungsweise 0,9 Einheiten nach, wobei die Vergärung von Hühnerfestmist sogar in einer Erhöhung des pH-Wertes um bis zu 3,1 Einheiten resultierte. Relativ unabhängig vom eingesetzten Substrat kann bei Biogasgülle aber von einem pH-Wert um 8 ausgegangen werden, welcher damit in der Regel auch deutlich höher liegt als in unbehandelten Gülle (Kluge *et al.* 2008) (Tabelle 2). Der Kalkungseffekt von Biogasgülle ist dennoch als gering einzuschätzen. Kalkulationen von Kluge *et al.* (2008) zeigen, dass insbesondere bei praxisüblichen Applikationsmengen von $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ FM nur etwa 1 dt ha^{-1} an CaO ausgebracht wird. Auch in Versuchen von Loria und Sawyer (2005) und Elste *et al.* (2010b) konnte kein Unterschied im Boden-pH zwischen vergorenen und unvergorenen Gülle festgestellt werden.

Tabelle 2: Literaturüberblick über die Zusammensetzung verschiedener Biogasgüllen aus Praxisanlagen in Abhängigkeit des Ausgangssubstrates.

Ausgangssubstrat		TS	OS	N	NH ₄ -N	NH ₄ -N: N	P	K	Mg	pH	Quelle
Wirtschaftsdünger und Nawaro		% der FM	% der TM	% der FM							
		Rindergülle + Nawaro (n= 137)	7,3	72,3	0,46	0,26	0,56	0,08	0,44	0,06	8,3
	Schweinegülle + Nawaro (n= 31)	5,6	71,8	0,46	0,31	0,67	0,08	0,35	0,05	8,3	(Kluge <i>et al.</i> 2008)
	Verschiedene* + Nawaro (n= 34)	7,0	74,5	0,53	0,31	0,58	0,08	0,40	0,04	8,3	(Kluge <i>et al.</i> 2008)
	Rindergülle ^o (n= 47)	4,2	k.A.	0,26	0,13	0,50	0,04	0,27	0,04	8,0	(Pötsch <i>et al.</i> 2004)
	Schweinegülle ^o (n= 16)	3,0	k.A.	0,37	0,22	0,59	0,06	0,19	0,03	8,0	(Pötsch <i>et al.</i> 2004)
	Rinder+Schweinegülle (n= 11)	3,3	k.A.	0,32	0,18	0,56	0,05	0,24	0,03	8,1	(Pötsch <i>et al.</i> 2004)
	nur Nawaro (viehlos) (n= 21)	6,5	73,4	0,44	0,25	0,57	0,06	0,41	0,03	8,2	(Kluge <i>et al.</i> 2008)
mit organ. Reststoffen	Bioabfälle + Güllen (n= 26)	6,1	68,9	0,48	0,29	0,60	0,08	0,32	0,04	8,3	(Kluge <i>et al.</i> 2008)
	Schweinegülle+ Speisereste, Fettabscheiderückstände (n= 1)	2,7	k.A.	0,50	0,36	0,72	0,04	0,20	k.A.	8,2	(Zethner <i>et al.</i> 2002)
	Speisereste, Fettabscheiderückstände +Schweinegülle (n=1)	3,3	k.A.	0,40	0,24	0,60	0,04	0,15	k.A.	7,3	(Zethner <i>et al.</i> 2002)
	Rinderfestmist+ Speisereste (n=1)	4,2	k.A.	0,24	0,11	0,45	0,04	0,05	k.A.	8,1	(Zethner <i>et al.</i> 2002)
	Rindergülle (Ø 1639)	7,5	k.A.	0,32	0,14	0,43	0,06	0,38	0,05	7,4	(Pötsch <i>et al.</i> 2004)
	Schweinegülle (Ø 51)	4,1	k.A.	0,44	0,31	0,70	0,15	0,26	0,07	7,7	(Pötsch <i>et al.</i> 2004)

* Rind+Schwein, Geflügel, Schafe; ^o mit und ohne Ko-Substrat; n= Anzahl geprüfter Anlagen

Nawaro = nachwachsende Rohstoffe, k.A.= keine Angabe

TS = Trockensubstanz, OS = organische Substanz

Für einen fachgerechten Einsatz von Biogasgülle im Pflanzenbau muss neben der Nährstoffwirkung auch eine mögliche schädliche Wirkung von Biogasgülle durch darin enthaltene anorganische und organische Schadstoffe oder Pathogene berücksichtigt werden. Eine Ausbringung von Biogasgülle kann nur dann zugelassen und als nachhaltig erachtet werden, wenn dies keine negativen Effekte auf den Boden hat. Eine Belastung von Biogasgülle mit Schwermetallen hängt dabei weniger von der Prozessführung sondern vielmehr von den verwendeten Ausgangssubstraten ab. Werden hauptsächlich Wirtschaftsdünger und Energiepflanzen sowie Rückstände aus der landwirtschaftlichen Produktion oder Trester, Gemüseabfälle, Schlempe, Speisereste, Grüngut und Rasenschnitt eingesetzt, sind die Biogasgülle bezüglich ihrer Belastung mit Schwermetallen als unbedenklich einzustufen (Zethner *et al.* 2002; Peretzki und Müller 2005). Zu beachten sind, wie im unbehandelten Äquivalent auch, die eventuell hohen Gehalte an Kupfer und Zink in Biogasgülle auf der Basis von Schweinegülle die vor allem von der Fütterung her rühren (Peretzki und Müller 2005; Sensel und Wragge 2008). Darüber hinaus können einige Ko-Substrate wie Fettabfälle relativ hohe Blei-Gehalte aufweisen (Zethner *et al.* 2002; Pötsch *et al.* 2004). Bei der Ausbringung solcher Biogasgülle ist insbesondere auf die in der Bioabfallverordnung (BioAbfV) geregelten Schwermetallgehalte und -frachten zu achten. Da die Düngerverordnung (DüV) die Ausbringungsmengen von organischen Düngemitteln beschränkt, werden die Grenzfrachten der BioAbfV in der Regel nicht erreicht (Roschke 2003; Peretzki und Müller 2005; Kluge *et al.* 2008). Quellen für organische Schadstoffe in Biogasgülle wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Biphenyle oder Dioxine und Furane können Lösungsmittel, Industriereiniger, Reste von Pflanzenschutzmitteln oder Medikamenten sein, die in die Ausgangssubstrate gelangen (Peretzki und Müller 2005). In den von Zethner *et al.* (2002) untersuchten Biogasgülle war die Belastung mit polychlorierten Biphenylen, Hexachlorbenzol, Dioxinen, Furanen und chlorierten Kohlenwasserstoffen gering bis nicht nachweisbar. Nur bei Biogasgülle aus Fett- und Speiseabfällen wurde von den Autoren eine geringfügige Belastung mit Benzopyren festgestellt. Unsicherheit besteht noch darüber, wie sich der Vergärungsprozess auf im Ausgangssubstrat vorhandene Antibiotika auswirkt (Peretzki und Müller 2005; Sensel und Wragge 2008).

Der Vergärungsprozess kann aber die Keimfähigkeit sowohl von Unkraut- und Kulturpflanzensamen als auch die Pathogenität von pflanzlichen und tierischen Schädlingen beeinflussen. Insbesondere durch das gehäufte Auftreten von Botulismus in Rinderbeständen geriet die Biogasproduktion als Förderer des toxinbildenden *Clostridium botulinum* in den Focus der Diskussion. In neuesten Studien von Breves (2011) konnte der Erreger aber in keiner der

untersuchten Praxisbiogasanlagen nachgewiesen werden. Gemäß den Angaben des Autors konnte auch eine Anreicherung entsprechender Keime während des Vergärungsprozesses nicht festgestellt werden. Knie *et al.* (2011) wiesen sogar eine Reduktion tierseuchenhygienisch relevanter Keime wie *Salmonella senftenberg*, *Escherichia coli*, Fäkalstreptokokken, Parvo-Viren, *Clostridium perfringens* und *Campylobacter jejuni* nach 21 tägiger Vergärung unter mesophilen Prozessbedingungen nach. Goberna *et al.* (2011) stellten fest, dass *Salmonella* spp. und *E. coli* während des Vergärungsprozesses unschädlich gemacht wurden, während eine bemerkenswert hohe Zahl an koloniebildenden Einheiten von *Listeria* überlebte. Die Sporen pilzlicher Pflanzenschädlinge wie *Tilletia caries*, *Tilletia controversa*, *Ustilago maydis*, *Fusarium* spp. und *Sclerotinia sclerotiorum* verloren bereits nach kurzer Verweilzeit im Fermenter ihre Keimfähigkeit (Leonhardt *et al.* 2010). Pötsch *et al.* (2004) wiesen durch die Vergärung zudem einen nahezu vollständigen Verlust der Keimfähigkeit der Samen des Stumpfblättrigen Ampfers (*Rumex obtusifolius*) nach. In Versuchen von Schrade *et al.* (2003) sank die Keimfähigkeit der Samen von Winterweizen (*Triticum aestivum*), Raps (*Brassica napus*), Ackerfuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*), Ackersenf (*Sinapis arvensis*), Tomate (*Lycopersicon esculentum*), Weißem Gänsefuß (*Chenopodium album*) und Stumpfblättrigen Ampfer (*Rumex obtusifolius*) nach einer 3-wöchigen Exposition in einer mesophilen Biogasanlage auf 0 %.

3 Zielstellung und Hypothesen

Die Biogasproduktion greift in den Stoff- und Energiekreislauf landwirtschaftlicher Betriebe ein. Ein Großteil der bei Tierproduktion anfallenden Wirtschaftsdünger gelangt nicht mehr direkt als Düngemittel auf das Feld, sondern wird zuvor zur Energieerzeugung in Biogasanlagen eingesetzt. Der Vergärungsprozess führt dabei zur Veränderung der Substrateigenschaften indem er sich auf die Verfügbarkeit von Nährstoffen oder den Gehalt und die Qualität der organischen Substanz auswirkt. Durch den Einsatz von Energiepflanzen oder organischen Reststoffen in Biogasanlagen fallen zudem neuartige Rückstände an, die in ihrer Wirkung auf Pflanze und Boden bisher kaum untersucht sind. Dabei können sich Biogasgülle vielfältig auf den P-Kreislauf des Bodens auswirken. Zum einen kann durch die Zufuhr anorganischer und organischer P-Verbindungen unterschiedlicher Löslichkeit die P-Verfügbarkeit in Böden direkt beeinflusst werden. Zum anderen können sich Biogasgülle, auf Grund der enthaltenen Nährstoffe und der organischen Substanz, auf Bodenmikroorganismen auswirken und somit indirekt Einfluss auf den P-Kreislauf des Bodens nehmen.

Übergeordnetes Ziel der Arbeit war es daher, Rückstände aus der Biogasproduktion hinsichtlich (I) der Löslichkeit des darin enthaltenen P zu untersuchen und ihre (II) Eignung als P-Quelle im Pflanzenbau zu bewerten. Weiterhin sollte die (III) Auswirkung von Biogasgülle auf die P-Pools des Bodens, mit Berücksichtigung des mikrobiellen Anteils am P-Kreislauf, dargestellt werden.

Um die P-Wirkung von Biogasgülle zu verstehen und umfassend beurteilen zu können, sollten insbesondere folgende Aspekte und Fragen berücksichtigt werden:

- i. Wie wirkt sich der Vergärungsprozess auf die Löslichkeit des in Biogasgülle enthaltenen P aus und welche Folgen hat dies für die P-Ernährung der Pflanze und den P-Kreislauf des Bodens?
- ii. Inwieweit unterscheiden sich verschiedene Biogasgülle hinsichtlich der Löslichkeit des enthaltenen P und in ihrer Wirkung auf Pflanze und Boden?
- iii. Wie sind Biogasgülle hinsichtlich ihrer P-Löslichkeit und P-Wirkung im Vergleich zu unbehandelten Wirtschaftsdüngern zu beurteilen?

Um den Effekt des Vergärungsprozesses auf die P-Löslichkeit in Biogasgülle zu untersuchen, wurden in Praxisbiogasanlagen eingesetzte Substrate vor und nach der Vergärung mit verschiedenen Lösungsmitteln extrahiert. Anschließend wurde ihre Wirkung auf die P-

Versorgung der Pflanze sowie auf chemische und biologische Parameter des P-Kreislaufes im Gefäßversuch und einem 3-jährigen Praxisversuch geprüft. Um den vielfältigen Substrateinsatz in Biogasanlagen zu berücksichtigen, wurden Biogasgülle aus verschiedenen Praxisanlagen entnommen und hinsichtlich ihrer P-Löslichkeit verglichen. In Gefäßversuchen wurde ihre P-Wirkung auch im Vergleich zu einem herkömmlichen Wirtschaftsdünger untersucht. In den Versuchen wurden grundsätzlich auch eine P-freie Kontrolle und eine Variante mit mineralischer P-Düngung angelegt. Da sich auch die Wahl der Fruchtart oder die vorherrschenden Bodeneigenschaften auf die Düngewirkung von Biogasgülle auswirken können, wurden in den Gefäßversuchen verschiedene Pflanzen- und Bodenarten berücksichtigt. Zusätzlich zu den Parametern des P-Kreislaufes wurden in den Versuchen auch die N-Versorgung der Fruchtarten sowie der N-Gehalt des Bodens erfasst. Der Nährstoff N spielt eine wichtige Rolle für das Pflanzenwachstum und die Mikroorganismenaktivität im Boden und sollte daher bei der Beurteilung der P-Düngewirkung von Biogasgülle ebenfalls berücksichtigt werden.

Auf Basis der bisherigen Erkenntnisse und der Literaturrecherche wurden folgende Hypothesen formuliert:

Hypothese 1:

Die während des Vergärungsprozesses ablaufenden chemisch-biologischen Veränderungen wirken sich auf die Löslichkeit des im Rückstand enthaltenen P aus. Auch der unterschiedliche Substrateinsatz in den Biogasanlagen führt zu Biogasgülle die sich hinsichtlich ihrer P-Gehalte und der P-Löslichkeit unterscheiden.

Hypothese 2:

Grundsätzlich wird die P-Ernährung der Pflanzen durch die Zufuhr von Biogasgülle positiv beeinflusst. Die mit den Biogasgülle ausgebrachten P-Mengen führen dabei auch zur Erhöhung der leicht verfügbaren P-Pools im Boden. Die P-Ausnutzung aus Biogasgülle hängt dabei nicht nur maßgeblich von Boden- oder Pflanzeigenschaften, sondern auch von den verwendeten Ausgangssubstraten ab.

Hypothese 3:

Die Aktivität von Mikroorganismen im Boden wird durch die Applikation verschiedener Biogasgülle beeinflusst, was wiederum Folgen für die P-Pools im Boden hat. Es kann dabei sowohl zur Mobilisierung schwerer verfügbarer P-Verbindungen durch Mikroorganismen kommen, als auch zur zeitweisen Festlegung von P durch mikrobielle Immobilisationsprozesse.

4 Material und Methoden

4.1 Auswahl der Biogasanlagen und Probenahme

Um den Einfluss des Vergärungsprozesses auf die Zusammensetzung und die P-Löslichkeit in GülLEN zu untersuchen, wurden in 3 Praxisanlagen Proben der Ausgangsgemische (ASG) und des entsprechenden Rückstandes nach der Vergärung (BiogasgülLE, BGG) entnommen. Die Proben wurden hinsichtlich des Gehaltes an Trockensubstanz, organischer Substanz und Nährstoffen sowie hinsichtlich der Löslichkeit des darin enthaltenen P analysiert. Es wurden Anlagen beprobt die, wie in landwirtschaftlichen Biogasanlagen üblich (siehe Kapitel 2.2.1), hauptsächlich Wirtschaftsdünger zusammen mit Ko-Substraten vergären (Ko-Fermentation). So wurden Anlagen ausgewählt, die RindergülLE und Maissilage (ASG RIND, BGG RIND), SchweinegülLE und Maissilage (ASG SCHWEIN, BGG SCHWEIN) beziehungsweise Rinder- und SchweinegülLE mit Futterresten und Getreideschrot (ASG RIND+SCHWEIN, BGG RIND+SCHWEIN) als Substrate für die Biogasproduktion einsetzen (Tabelle 3). Die Proben der Ausgangsgemische wurden direkt nach dem Anmischen aus dem Mischbehälter entnommen. Die Proben der BiogasgülLEN wurden vom Überlauf ins Endlager entnommen. Aus den genannten Anlagen wurden zudem die unbehandelte RindergülLE und die unbehandelte SchweinegülLE beprobt. Damit sollte erfasst werden, wie sich herkömmliche GülLEN, deren Zusammensetzung und Düngewirkung weitestgehend bekannt ist, durch die Zufuhr von Ko-Substraten und die anschließende Vergärung verändern.

Um ein möglichst breites Substratspektrum abzudecken und die Zusammensetzung und P-Löslichkeit in verschiedenen BiogasgülLEN zu vergleichen, wurden zusätzlich zur BGG RIND, SCHWEIN und RIND+SCHWEIN weitere BiogasgülLEN aus Anlagen die nur Energiepflanzen (BGG NAWARO I, BGG NAWARO II, BGG NAWARO III) oder tierische Reststoffe (BGG NAHRUNGSREST) vergären, untersucht. Die genaue Mischung der geprüften Substrate, die Charakteristika des Vergärungsprozesses sowie die entsprechende Bezeichnung in der vorliegenden Arbeit sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Da alle Proben aus Praxisanlagen entnommen wurden, wo der Vergärungsprozess natürlichen Schwankungen unterliegt, wurden alle Anlagen (außer BGG NAWARO I) wiederholt, das heißt im Frühjahr 2009 und 2010 beprobt. Die BGG NAWARO I konnte nur einmalig beprobt werden, da die Anlage kurz darauf auf Grund technischer Störungen langfristig außer Betrieb war. Die Proben wurden schnellstmöglich im Labor hinsichtlich ihrer grundlegenden Nährstoffzusammensetzung analysiert und bis zur Analyse im Kühlschrank bei 4 °C aufbewahrt.

Auf eine Analyse der Schwermetallgehalte in den Biogasgüllen wurde, auf Grund der nicht zu erwartenden Belastung landwirtschaftlicher Biogasgüllen (Kapitel 2.2.2), verzichtet. Für die Bestimmung der P-Löslichkeit wurde eine Teilprobe abgenommen, bei -20 °C tiefgefroren und anschließend gefriergetrocknet. Ausgewählte Proben aus dem Jahr 2009 wurden auch im Gefäßversuch 1 hinsichtlich ihrer Wirkung auf Pflanzen und Bodenparameter untersucht.

Tabelle 3: Übersicht der untersuchten Substrate und Substratmischungen, der Charakteristik des Vergärungsprozesses und der entsprechenden Bezeichnung in der vorliegenden Arbeit.

Substratmischung/ Ration pro Tag	Zustand/Gärprozess	Bezeichnung
Rindergülle	unbehandelt	Rindergülle
Rindergülle 15 m ³ + Maissilage 1 t + Getreidekorn 0,2 t	unvergoren	ASG RIND
	vergoren, Nassfermentation, mesophil, 34 d*	BGG RIND
Schweinegülle	unbehandelt	Schweinegülle
Schweinegülle 83 m ³ + Maissilage 6.2 t	unvergoren	ASG SCHWEIN
	vergoren, Nassfermentation, mesophil, 28 d	BGG SCHWEIN
Rindergülle 40 m ³ Schweinegülle 20 m ³ Futterreste 400 kg Getreideschrot 100 kg	unvergoren	ASG RIND+SCHWEIN
	vergoren, Nassfermentation, mesophil, 21 d	BGG RIND+SCHWEIN
Rindergülle 45 m ³ Maissilage 27 t	vergoren, Nassfermentation, mesophil, 40 d	BGG RIND II
Maissilage 160 t Roggen-GPS ^o 20 t Grassilage 20 t Getreideschrot 10 t	vergoren, Trockenfermentation, thermophil, 20 d	BGG NAWARO I
Maissilage 31 t + Roggenkorn 2 t	vergoren, Trockenfermentation, mesophil, 20 d	BBG NAWARO II
Maissilage (nach Bedarf)	vergoren, Trockenfermentation, mesophil, 25 d	BBG NAWARO III
Nahrungsmittelabfälle 136 t	hygienisiert (70 °C), vergoren, Nassfermentation, mesophil, 56 d	BBG NAHRUNGSREST

ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle, * Verweilzeit in Tagen, ° Ganzpflanzensilage

4.2 Anlage der Gefäßversuche

4.2.1 Gefäßversuch 1

Der Gefäßversuch 1 wurde durchgeführt um (I) den Einfluss des Vergärungsprozesses sowie (II) den Effekt von verschiedenen Biogasgülle auf die P-Versorgung der Pflanze und den P-Kreislauf des Bodens zu untersuchen. Für den Versuch wurde ein mittel lehmiger Sand (Sl3, Bodentyp Parabraunerde) von einem langjährigen Feldversuch ohne P-Zufuhr von der Versuchsstation der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät entnommen. Mit einem doppellaktatlöslichen P-Gehalt (Pdl) von 23 mg kg⁻¹ wies der Boden einen niedrigen P-Versorgungszustand auf (Schweder und Kape 2004) (Tabelle 4). Der gesiebte und luftgetrocknete Boden wurde in Pflanzgefäße mit einem Fassungsvermögen von 6 kg eingewogen (Höhe 21 cm, Durchmesser 19,5 cm).

Tabelle 4: Charakteristik des in Gefäßversuch 1 genutzten Bodens sowie die entsprechende Gehaltsklasse zu Versuchsbeginn.

Parameter	Einheit	Gehalt	Parameter	Einheit	Gehalt
Pdl		23,8 (A)*	Harz-P [^]		12,8
Kdl	mg kg ⁻¹	99,0 (C)	NaHCO ₃ -P		57,3
Mgdl		158 (E)	NaHCO ₃ -Pi		21,1
Gesamt-N		990	NaHCO ₃ -Po		36,2
OBS	% d. TS	2,36	NaOH-P	mg kg ⁻¹	264
pH-Wert		5,6 (B)	NaOH-Pi		134
Sand		67,3	NaOH-Po		130
Schluff	%	23,2	H ₂ SO ₄ -P		73,5
Ton		9,50	Residual-P		143
			Gesamt-Po		166

* Gehaltsklassen nach LUFA-MV (Schweder und Kape 2004)

Pdl, Kdl, Mgdl = doppellaktatlöslicher/s P, K, Mg; OBS= Gehalt an organischer Bodensubstanz

[^]Hedley-Fractionen des Bodens, Pi = anorganischer P; Po = organischer P

Um den Effekt des Vergärungsprozesses auf die P-Düngewirkung erfassen zu können, wurden das Ausgangsgemisch und der entsprechende Rückstand nach der Vergärung (Biogasgülle) als P-Quelle eingesetzt. Dabei handelte es sich zum einen um das Ausgangsgemisch und die Biogasgülle der Anlage die Rindergülle mit Maissilage einsetzt (ASG RIND, BGG RIND) und zum anderen um das Ausgangsgemisch und die Biogasgülle der Anlage die Schweinegülle und Maissilage vergärt (ASG SCHWEIN, BGG SCHWEIN) (Tabelle 3). Die Ausgangsgemische und die Biogasgülle wurden im Jahr 2009 aus Praxisbiogasanlagen in Mecklenburg-Vorpommern entnommen und hinsichtlich ihrer Nährstoffzusammensetzung untersucht. Für den Gefäßversuch wurde die Aufwandmenge der Ausgangsgemische und der entsprechenden Biogasgülle so kalkuliert, dass jeweils 200 beziehungsweise 400 mg P pro Gefäß ausgebracht wurden. Als Kontrolle dienten eine Variante ohne P-Zufuhr (NK) sowie eine Variante mit

Triple-Superphosphat (TSP) als leichtlösliche mineralische P-Quelle (NPK). Um darüber hinaus verschiedene Biogasgülle hinsichtlich ihrer Düngewirkung zu vergleichen, wurden zusätzlich zu den genannten Varianten auch die in Kapitel 4.1 beschriebenen Biogasgülle auf der Basis von Energiepflanzen (BGG NAWARO II, BGG NAWARO III) und tierischen Reststoffen (BGG NAHRUNGSREST) als P-Quelle eingesetzt (Tabelle 3, Tabelle 5). Als Vergleich diente weiterhin eine Variante mit der unbehandelten Rindergülle. Letztgenannte Substrate wurden in einer Aufwandmenge von 200 mg P pro Gefäß appliziert. Die Zufuhr an N (als NH_4NO_3) und K (als KCl) in den mineralisch gedüngten Varianten wurde der durchschnittlichen Nährstoffzufuhr in den organisch gedüngten Varianten (ohne BGG NAHRUNGSREST) angepasst (Tabelle 5). Obwohl mit den Ausgangsgemischen und den Biogasgülle auch Mg zugeführt wurde (Tabelle A-9), fand eine zusätzliche Düngung von Mg in den NK und der NPK-Varianten auf Grund der sehr hohen Gehalte an doppellaktlöslichen Mg (Mgdl) im Boden nicht statt (Tabelle 4). Um einem N-Mangel in den organisch gedüngten Varianten vorzubeugen, erhielten jedoch alle Gefäße eine Grunddüngung von 0,3 g N als NH_4NO_3 .

Tabelle 5: Düngevarianten und applizierte Substrat- und Nährstoffmengen im Gefäßversuch 1.

Substrat	P	FM	TM	OS	C	N	$\text{NH}_4\text{-N}$	K	pH
g Gefäß ⁻¹									
NK	-	-	-	-	-	1,31	0,30	0,66	
NPK	0,20	-	-	-	-	1,31	0,30	0,66	
Rindergülle	0,20	333	31,1	25,8	13,4	1,53	0,70	0,70	8,0
ASG RIND	0,20	286	34,6	30,1	15,0	1,34	0,54	0,57	6,6
BGG RIND	0,20	286	21,8	16,9	8,81	1,40	0,70	0,69	8,0
ASG SCHWEIN	0,20	250	20,5	17,6	8,78	1,28	0,80	0,58	6,4
BGG SCHWEIN	0,20	286	11,8	8,90	4,63	1,31	1,00	0,57	8,2
BGG NAWARO II	0,20	250	16,5	12,7	6,65	1,50	0,90	0,95	8,3
BGG NAWARO III	0,20	125	14,1	10,7	5,64	0,80	0,37	0,59	8,4
BGG NAHRUNGSREST	0,20	588	17,8	11,1	k.A.	3,00	2,65	1,00	8,0
NPK	0,40	-	-	-	-	2,67	0,60	1,20	
ASG RIND	0,40	571	69,2	60,2	30,0	2,69	1,08	1,14	6,6
BGG RIND	0,40	571	43,6	33,8	17,6	2,80	1,40	1,37	8,0
ASG SCHWEIN	0,40	500	41,0	35,2	17,6	2,55	1,60	1,15	6,4
BGG SCHWEIN	0,40	571	23,6	17,8	9,26	2,63	2,00	1,14	8,2

ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle, FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, OS = organische Substanz

Die Ausgangsgemische und die Biogasgülle wurden sofort nach der Applikation in den Boden eingearbeitet um $\text{NH}_4\text{-N}$ -Verluste zu vermeiden. Auf Grund ihrer unterschiedlichen Zusammensetzung wurden mit den Ausgangsgemischen und den verschiedenen Biogasgülle unterschiedliche Mengen an Frischmasse, Trockenmasse, organischer Substanz, N und insbesondere $\text{NH}_4\text{-N}$ ausgebracht. Die BGG NAHRUNGSREST wies nur einen sehr geringen P-Gehalt auf, was sich im Vergleich zu den anderen Biogasgülle in einer nahezu doppelt so hohen

Aufwandmenge und einer daraus resultierenden doppelt so hohen N-Zufuhr widerspiegelte. Im Gegensatz dazu wurde mit der BGG NAWARO III vergleichsweise wenig N zugeführt (Tabelle 5). Um einem N-Defizit gegenüber den übrigen Varianten vorzubeugen, erfolgte in dieser Variante eine N-Ausgleichsdüngung mit 0,5 g N als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Als Fruchtarten wurden Mais (*Zea mays*-Ronaldino) und Amarant (*Amaranthus caudatus* – Bärnkrafft) für 8 Wochen kultiviert. Amarant wurde als Testfruchtart ausgewählt, da er sich durch eine kurzfristig hohe P-Aufnahme auszeichnet (Gupta und Thimba 1992) und durch seine hohe Biomasseproduktion als Substrat für Biogasanlagen geeignet ist. Mais wird auf Grund seines hohen Methanertrages häufig als Substrat in Biogasanlagen eingesetzt und eignet sich durch sein sicheres Auflaufen und schnelles Wachstum gut für Gefäßversuche. Um die Anzahl der Faktorstufenkombinationen einzugrenzen, wurde die P-Stufe von 400 mg P Gefäß⁻¹ nur in Kombination mit Mais geprüft. Alle Varianten wurden in 4-facher Wiederholung angelegt. Nach dem Auflaufen wurden die Gefäße in einem Käfig platziert, wo sie natürlichen Witterungsbedingungen ausgesetzt waren. Die Wasserzufuhr erfolgte mit destilliertem Wasser. Durchgesickertes Wasser wurde in Behältern unter jedem Gefäß aufgefangen und zurückgeführt um Nährstoffverluste durch Auswaschung zu vermeiden. Am Ende des Versuches wurde die oberirdische Biomasse geerntet und Bodenproben entnommen. Die Bodenproben wurden für die chemische Analyse luftgetrocknet und gesiebt. Eine Teilprobe wurde bis zur Analyse mikrobieller Parameter bei -20 °C im Tiefkühlschrank gelagert.

4.2.2 Gefäßversuch 2

Ziel des Versuches war die Validierung der in Gefäßversuch 1 erzielten Ergebnisse unter der besonderen Berücksichtigung verschiedener Bodenarten. Hierfür wurde die Düngewirkung der bereits in Gefäßversuch 1 geprüften BGG RIND in Kombination mit einem lehmigen Sand (Sl4) und einem sandigen Lehm (Ls3) untersucht. Die BGG RIND wurde zudem mit der entsprechenden unbehandelten Rindergülle verglichen. Der Gefäßversuch leistet damit auch einen Beitrag dazu, den Effekt eines zunehmenden Ersatzes von unbehandelten Güllen durch den entsprechenden Rückstand aus der Biogasproduktion auf die P-Versorgung der Pflanze und den P-Kreislauf des Bodens abzuschätzen. Der lehmige Sand wurde von einem Versuchsfeld der Versuchsstation der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock entnommen, welches einer langjährigen ökologischen Bewirtschaftung unterlag. Der sandige Lehm stammte von einem Versuchsfeld des Institutes für Ökologischen Landbau in Trenthorst. Beide Böden sind dem Typ der Parabraunerden zuzuordnen und waren gekennzeichnet durch einen niedrigen Gehalt an pflanzenverfügbaren P (Tabelle 6).

Tabelle 6: Charakteristik der in Gefäßversuch 2 geprüften Böden sowie die entsprechende Gehaltsklasse zu Versuchsbeginn.

	Einheit	Lehmiger Sand (Sl4)	Sandiger Lehm (Ls3)
Pdl		46,0 (B)*	33,0 (B)
Kdl	mg kg ⁻¹	38,0 (A)	87,0 (B)
Mgdl		225 (E)	185 (D)
Gesamt-N		877	1243
OBS	% der TS	2,85	4,23
pH-Wert		7,0 (D)	5,8 (C)
Sand		55,5	46,0
Schluff	%	31,6	31,3
Ton		12,9	22,7

* Gehaltsklassen nach LUFA-MV (Schweder und Kape 2004)

Pdl, Kdl, Mgdl = doppellaktatlöslicher/s P, K, Mg; OBS= Gehalt an organischer Bodensubstanz

Die gesiebten und luftgetrockneten Böden wurden in Pflanzengefäße mit einem Fassungsvermögen von 6 kg eingewogen (Höhe 21 cm, Durchmesser 19,5 cm). Als P-Dünger wurden die Rindergülle und die BGG RIND verwendet (Tabelle 3). Beide Substrate wurden für den Versuch frisch aus der Anlage entnommen und hinsichtlich ihres Nährstoffgehaltes analysiert. Als Kontrolle diente eine Variante ohne P-Düngung (NK) und eine Variante mit leicht löslichen mineralischen P in Form von TSP (NPK). Die beiden organischen Dünger als auch das TSP wurden in einer Menge appliziert die 200 mg P pro Gefäß entsprach (Tabelle 7).

Tabelle 7: Im Gefäßversuch 2 geprüfte Düngevarianten sowie applizierte Substrat- und Nährstoffmengen (Bachmann *et al.* 2011).

Parameter	Einheit	Rindergülle	BGG RIND	NPK	NK
FM		255	241	-	-
TM		23,7	19,6	-	-
OS		19,2	15,2	-	-
C	g Gefäß ⁻¹	10,4	7,72	-	-
N		1,17	1,21	1,19	1,19
NH ₄ -N		0,59	0,60	0,27	0,27
P		0,20	0,20	0,20	-
K		0,80	0,80	0,80	0,80
pH		7,4	7,7		

BGG = Biogasgülle, FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, OS = organische Substanz

Die Zufuhr von N (als NH₄NO₃) und K (als KCl) in den mineralisch gedüngten Varianten (NK, NPK) wurde der durchschnittlichen Nährstoffzufuhr in den organisch gedüngten Varianten angepasst. Eine zusätzliche Mg-Düngung in den mineralisch gedüngten Varianten erfolgte auf Grund hoher Gehalte an Mgdl in den Versuchsböden nicht. Auf Grund der niedrigen Gehalte an doppellaktatlöslichem K (Kdl) in den Versuchsböden erhielten alle Gefäße jedoch eine zusätzliche Gabe von 0,31 g K Gefäß⁻¹ in Form von KCl. Alle Dünger wurden sofort nach der Applikation in den Boden eingearbeitet um NH₄-N Verluste insbesondere bei der Rindergülle und der BGG RIND zu vermeiden. Als Testfruchtarten wurden

wiederum Mais (*Zea mays*-Ronaldino) und Amarant (*Amaranthus caudatus*- Bärnkrafft) kultiviert. Alle Varianten wurden in 4-facher Wiederholung angelegt und nach einer Wachstumszeit von 8 Wochen geerntet. Die Gefäße wurden ab der zweiten Woche nach der Keimung in einem Käfig platziert und damit natürlichen Witterungsbedingungen ausgesetzt. Die Wasserzufuhr erfolgte mit destilliertem Wasser. Durchgesickertes Wasser wurde in Behältern unter jedem Gefäß aufgefangen und zurückgeführt um Nährstoffverluste durch Auswaschung zu vermeiden. Nach Versuchsende wurden die oberirdische Biomasse geerntet und Bodenproben aus den Pflanzgefäßen entnommen. Die Bodenproben wurden für die chemische Analyse luftgetrocknet und gesiebt. Eine Teilprobe wurde bis zur Analyse mikrobieller Parameter bei -20 °C im Tiefkühlschrank gelagert.

4.3 Anlage und Durchführung des Praxisversuches

4.3.1 Beschreibung der Versuchsfläche und der Standorteigenschaften

Ziel des Praxisversuches war es, die Auswirkung des Vergärungsprozesses und des wiederholten, längerfristigen Einsatzes von Biogasgülle auf Pflanzen- und Bodenparameter zu untersuchen. Der Versuch wurde in Zusammenarbeit mit einem Landwirtschaftsbetrieb angelegt und befand sich in der Nähe der Stadt Stavenhagen im Landkreis Mecklenburgische Seenplatte, Mecklenburg-Vorpommern, bei 53°42' nördlicher Breite und 12°53' westlicher Länge auf 50 m über Normalnull. Das Klima in der Region ist geprägt durch einen mittleren Jahresniederschlag von 550 mm und einer mittleren Jahrestemperatur von 8,1 °C (DWD, 2012). Die Versuchsfläche wies eine Größe von 1,2 ha auf und wurde erst seit September 2008 von dem Landwirtschaftsbetrieb bewirtschaftet. Entsprechend den Angaben des Vorbesitzers wurde auf der Fläche seit 1995 weder eine Gülledüngung noch eine Düngung mit Biogasgülle durchgeführt. Der vorherrschende Bodentyp in der Region ist die Parabraunerde. Bei der Bodenart handelte es sich nach eigenen Untersuchungen um einen schwach lehmigen Sand (Sl2). Vor Versuchsbeginn wies die Versuchsfläche mit einem durchschnittlichen Pdl-Gehalt (Pdl) von 43,6 mg kg⁻¹ einen niedrigen P-Status auf. Während der Kdl-Gehalt im optimalen Bereich lag, wies die Fläche eine Unterversorgung mit Mg auf. Auch der pH-Wert des Bodens lag in einem suboptimalen Bereich (Tabelle 8).

Tabelle 8: Nährstoffgehalte und Charakteristika des Bodens vor Beginn des Praxisversuches in Abhängigkeit der künftigen Düngevarianten.

Parameter	Einheit	ASG RIND	BGG RIND	NK	Mittel
Pw		10,8	10,5	10,5	10,6
Pdl	mg kg ⁻¹	41,9	45,9	43,1	43,6 (B)*
Kdl		78,9	99,6	95,5	91,3 (C)
Mgdl		12,5	12,5	12,5	12,5 (A)
OBS	% der TS	2,43	2,46	2,46	2,45
pH		4,5	4,4	4,4	4,4 (A)
Sand					73,6
Schluff	%				20,2
Ton					6,10

ASG= Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle, Pw = wasserlöslicher P-Gehalt, Pdl, Kdl, Mgdl = doppelaktatlöslicher/s P, K, Mg; OBS= Gehalt an organischer Bodensubstanz

* Gehaltsklassen nach LUFÄ-MV (Schweder und Kape 2004)

Der Versuch wurde über eine Dauer von 3 Jahren durchgeführt. Die mittleren monatlichen Temperaturen und Niederschlagshöhen für die Vegetationsperioden (April-September) in 2009, 2010 und 2011 sind in Tabelle 9 dargestellt. Zum Vergleich sind die langjährigen Mittel der Lufttemperatur und des Niederschlags in Tabelle 10 dargestellt.

Tabelle 9: Monatsmittel der Lufttemperatur und monatliche Niederschlagshöhe sowie kumulierte Niederschlagshöhe in den Vegetationsperioden 2009 bis 2011.

Monat	Temperatur °C*			Niederschlag mm [^]					
	2009 Mittel	2010 Mittel	2011 Mittel	2009		2010		2011	
				Summe	kum.	Summe	kum.	Summe	kum.
April	11	8,1	11	1,6	1,6	15	15	21	21
Mai	13	9,9	13	51	52	103	118	40	61
Juni	14	16	17	45	97	48	166	71	132
Juli	18	21	17	30	127	44	210	297	429
August	19	17	17	31	158	174	384	60	489
September	15	13	15	24	182	53	437	21	510

* Wetterstation Teterow, ^ Wetterstation Stavenhagen, Quelle: Deutscher Wetterdienst, WESTE-Abfrage 2011
kum. = kumuliert

Tabelle 10: Langjähriges Mittel (1966 bis 1990) der Temperatur und des Niederschlages am Versuchsstandort.

	April	Mai	Juni	Juli	August	September
Temperatur (°C)	6,7	12	15	17	17	13
Niederschlag (mm)	39	51	66	57	54	46

* Wetterstation Teterow, ^ Wetterstation Stavenhagen : Quelle: Deutscher Wetterdienst (DWD, 2012)

4.3.2 Geprüfte Varianten und Versuchsanlage

Für die P-Düngung wurde, wie auch in den Gefäßversuchen, das Ausgangsgemisch (ASG RIND) und die Biogasgülle (BGG RIND) aus der betriebseigenen Biogasanlage in der Rindergülle, 0,2 t Getreidekorn und 1 t Maissilage für 34 Tage unter mesophilen Bedingungen fermentiert werden, eingesetzt (Tabelle 3). Als Kontrolle diente eine mineralische Düngung ohne P-Zufuhr (NK). Das ASG RIND und die BGG RIND wurden in den Versuchsjahren 2009, 2010 und 2011 in einer praxisüblichen Menge von 30 m³ ha⁻¹ zur Testfruchtart Mais (*Zea mays*- DKC 2971) appliziert. Dabei wurde die Düngergabe auf 10 m³ nach der Ernte und auf 20 m³ vor der Aussaat aufgeteilt. Durch die entsprechend durchgeführte Düngung wurden mit beiden Substraten zwischen 19 und 25 kg P ha⁻¹ a⁻¹ ausgebracht (Tabelle 11). Die N und K Düngung in der Kontrolle in Form von Kalkammonsalpeter und 60er Kali (granuliert) erfolgte von Hand und wurde der ausgebrachten Nährstoffmenge in den organisch gedüngten Varianten angepasst. Zusätzlich erfolgte eine Düngung der gesamten Versuchsfläche mit 70 kg N ha⁻¹ in Form von Kalkammonsalpeter im Frühjahr nach der Aussaat. Auf die praxisübliche Unterfußdüngung mit Di-Ammonphosphat wurde zugunsten der P freien Kontrolle (NK) verzichtet.

Tabelle 11: Mit dem Ausgangsgemisch und der entsprechenden Biogasgülle ausgebrachte Nährstoffmengen* in den Versuchsjahren 2009, 2010 und 2011 (in kg ha⁻¹).

	September 2008		April 2009		Summe 2009	
	ASG RIND	BGG RIND	ASG RIND	BGG RIND	ASG RIND	BGG RIND
TM	1000	760	2280	1500	3280	2260
OS	850 [^]	585 [^]	1974	1145	2824	1730
N	41	51	96	102	137	153
NH ₄ -N	19	26	38	50	57	76
P	6,0	9,0	12	12	19	21
K	20	31	41	44	60	75
Mg	6,0	8,0	12	12	18	21
pH	k.A.	k.A.	7,5	8,6		
	September 2009		April 2010		Summe 2010	
	ASG RIND	BGG RIND	ASG RIND	BGG RIND	ASG RIND	BGG RIND
TM	1130	720	1978	1580	3108	2300
OS	988	552	1664	1214	2652	1766
N	46	46	90	102	136	148
NH ₄ -N	18	21	42	52	60	73
P	7,0	8,0	12	12	19	20
K	22	26	42	48	64	74
Mg	7,0	9,0	16	18	23	27
pH	6,8	8,1	6,1	7,7		
	September 2010		April 2011		Summe 2011	
	ASG RIND	BGG RIND	ASG RIND	BGG RIND	ASG RIND	BGG RIND
TM	1120	530	2240	1440	3360	1970
OS	924	385	1862	1107	2786	1492
N	47	37	102	96	149	133
NH ₄ -N	19	21	44	50	63	71
P	10	7,0	15	15	25	22
K	29	29	47	51	76	80
Mg	8,0	7,0	15	16	23	23
pH	6,1	7,6	6,7	8,1		

*Analysen durch LUFA-Rostock, [^]Angaben zur OS geschätzt anhand der durchschnittlichen OS-Gehalte in der TM der nachfolgenden Beprobungen (OS in % der TM: ASG RIND = 85, BGG RIND = 77)

ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle

TM = Trockenmasse, OS = organische Substanz

Der Versuch wurde in Form von zwei übereinander liegenden kontrollierten Anbauvergleichen angelegt (Abbildung 2). Diese Anlageform hat zum einen den Vorteil, dass alle Prüfglieder in beide Richtungen wiederholt wurden und auftretende Bodenunterschiede ebenfalls in beide Richtungen berücksichtigt werden konnten. Zum anderen lagen dadurch alle Prüfglieder eines Blocks dicht beieinander, wodurch Bodenunterschiede innerhalb eines Blocks möglichst gering gehalten wurden. Die Ausbringung des Ausgangsgemisches und der Biogasgülle erfolgte mit einem Gülleverteiler (Prallteller) mit einer Arbeitsbreite von 21 m. Beide organischen Dünger wurden zur Vermeidung von NH₄-N-Verlusten direkt nach der Ausbringung in den Boden eingearbeitet. In jeder Variante wurde eine Messparzelle mit einer Größe von 20 m² (Länge x Breite = 5 x 4 m) angelegt, von der alle Boden- und Pflanzenproben entnommen wurden. Durch die Art der Versuchsanlage ergab sich zudem eine Variante in der das ASG RIND und die BGG RIND zusammen appliziert wurden. Diese Variante wurde nicht in die Versuchsauswertung einbezogen.

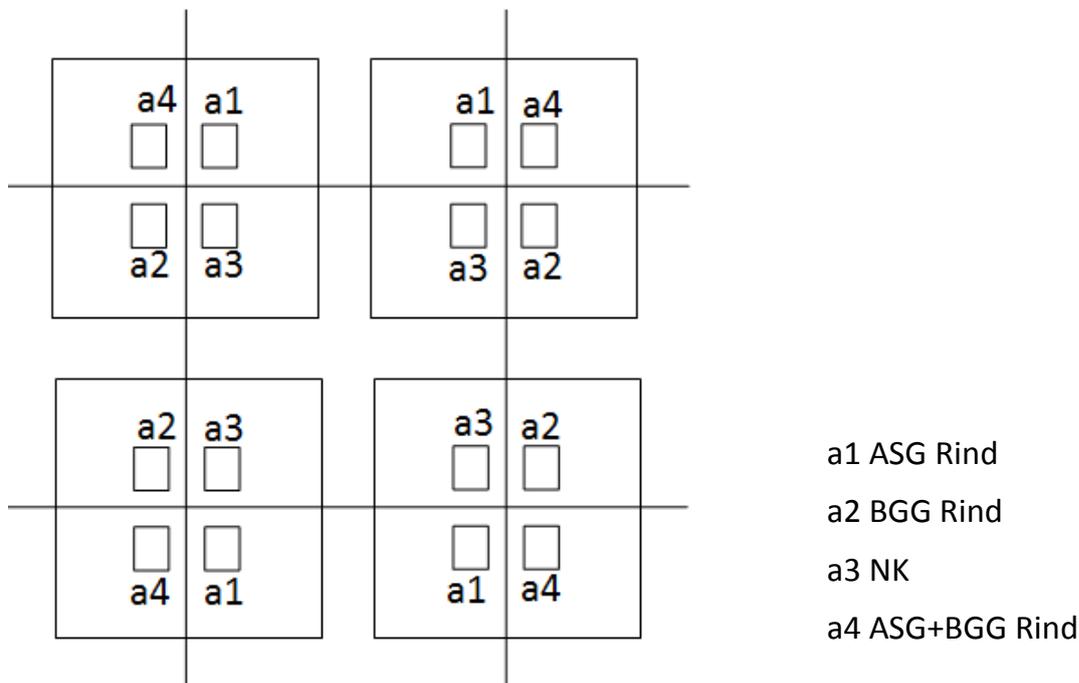


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Versuchsanlage.

4.3.3 Agrotechnische Maßnahmen und Probennahme

Die erste Beprobung der Versuchsfläche fand vor der Herbstausbringung der Dünger am 05. September 2008 statt. Anschließend erfolgte, neben der variantenspezifischen Ausbringung der Dünger, aufgrund des sehr niedrigen pH-Wertes auf der Versuchsfläche sowohl im September 2008 als auch im September 2009 eine Kalkung mit Carbokalk. Zur Aufbesserung des Mg-Gehaltes der Versuchsfläche erfolgte zudem im Frühjahr 2009 und 2011 eine Düngung mit Kieserit. Anschließend wurden jeweils vor der Ausbringung der Dünger im April (0) und 2, 4, 12 und 21 Wochen nach der Applikation der Dünger Bodenproben in einer Tiefe von 0-30 cm entnommen. Zweimal jährlich wurden Pflanzenproben entnommen. Die erste Probenahme (Zwischenernte) erfolgte 12 Wochen nach der Aussaat während der Jugendentwicklung. Die Ernte erfolgte etwa 21 Wochen nach der Aussaat mit dem Erreichen der Siloreife (Tabelle 12). Während der Jugendentwicklung stellt die Maispflanze, auf Grund eines hohen Nährstoffbedarfes und eines gleichzeitig relativ schwach entwickelten Wurzelsystems, höchste Ansprüche an die Nährstoffversorgung. Mögliche Unterschiede in der Nährstoffbereitstellung zwischen den Varianten können zu diesem Zeitpunkt deshalb besonders deutlich werden. Der Pflanzenschutz erfolgte praxisüblich und wird hier nicht im Einzelnen dargelegt.

Tabelle 12: Agrotechnische Maßnahmen und Zeitpunkte der Probenahme im Praxisversuch während der Untersuchungsperiode 2009 bis 2011.

Termin	Agrotechnische Maßnahme	Beschreibung	Probennahme
05.08.2008			Bodenproben
16.09.2008	BGG-Düngung	10 m ³ ha ⁻¹ ASG RIND / BGG RIND, NK entsprechend	
17.09.2008	Kalkung	Carbokalk, 30 dt ha ⁻¹	
01.04.2009	Mg-S-Düngung	Kieserit 25/20, 3 dt ha ⁻¹	
20.04.2009			Bodenproben
21.04.2009	BGG-Düngung	20 m ³ ha ⁻¹ ASG RIND / BGG RIND, NK entsprechend	
24.04.2009	Aussaat	Mais DKC 2971, 8,5 Pflanzen pro m ²	
02.05.2009	N-Düngung	Kalkammonsalpeter, 50 kg ha ⁻¹ N, gesamte Versuchsfläche	
08.05.2009			Bodenproben
20.06.2009	N-Düngung	Kalkammonsalpeter, 20 kg ha ⁻¹ N, gesamte Versuchsfläche	
20.07.2009			Zwischenernte, BBCH 33, Bodenproben
14.09.2009			Ernte, BBCH 83, Bodenproben
20.09.2009	BGG-Düngung	10 m ³ ha ⁻¹ ASG RIND / BGG RIND, NK entsprechend	
14.10.2009	Kalkung	Carbokalk, 30 dt ha ⁻¹	
18.04.2010			Bodenproben
24.04.2010	BGG-Düngung	20 m ³ ha ⁻¹ ASG RIND / BGG RIND, NK entsprechend	
28.04.2010	Aussaat	Mais DKC 2971, 8,5 Pflanzen pro m ² mit Unterfußdüngung von Perlkalkstickstoff 1,8 dt ha ⁻¹ (=36 kg ha ⁻¹ N)	
08.05.2010			Bodenproben
14.05.2010	N-Düngung	Kalkammonsalpeter, 40 kg ha ⁻¹ N, gesamte Versuchsfläche	
19.07.2010			Zwischenernte, BBCH 53, Bodenproben
16.09.2010			Ernte, BBCH 83 Bodenproben
01.10.2010	BGG-Düngung	10 m ³ ha ⁻¹ ASG RIND / BGG RIND, NK entsprechend	
15.04.2011			Bodenproben
20.04.2011	BGG-Düngung	20 m ³ ha ⁻¹ ASG RIND / BGG RIND, NK entsprechend	
26.04.2011	Aussaat	Mais DKC 2971, 8,5 Pflanzen pro m ² , mit Unterfußdüngung von Perlkalkstickstoff 1,8 dt ha ⁻¹ (=36 kg ha ⁻¹ N)	
29.04.2011	Mg-S-Düngung	Kieserit 25/20, 1,7 dt ha ⁻¹	
30.04.2011	N-Düngung	Kalkammonsalpeter, 40 kg ha ⁻¹ N	
07.05.2011			Bodenproben
15.07.2011			Zwischenernte, BBCH 51, Bodenproben
21.09.2011			Ernte, BBCH 85, Bodenproben

ASG= Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle

4.4 Laboranalysen

4.4.1 Analyse der Biogasgüllen

Zur Bestimmung der Zusammensetzung und P-Löslichkeit wurden jeweils Parallelproben eines jeden Substrates analysiert. Der Trockensubstanzgehalt (TS) wurde durch Trocknen des Frischmaterials im Ofen bei 60 °C für 7 Tage und anschließendem Nachtrocknen für 24 Stunden bei 105 °C ermittelt. Zur Bestimmung der organischen Substanz (OS) wurden 2 g des ofengetrockneten und gemahlten Materials im Muffelofen bei 550 °C verascht. In der Asche wurde nach einem Aufschluss mit 20 %iger HCl und Anfärbung des Filtrates mit einem Vanadat-Molybdat-Gemisch der Gesamt-P-Gehalt photometrisch bestimmt. Im gleichen Filtrat wurde mittels Flammenphotometer (ELEX 6361, Eppendorf) zusätzlich der K- und Ca-Gehalt bestimmt. Der Mg-Gehalt im Filtrat wurde spektralphotometrisch mittels EPOS-Analyser (EPOS 5060, Eppendorf) ermittelt. Unter Verwendung eines Elementaranalysators (Vario EL, Elementar Analysesysteme, Hanau) wurde der C-Gehalt im ofengetrockneten Material ermittelt. Der Gesamt-N-Gehalt wurde im frischen Material mittels Kjeldahl-Aufschluss bestimmt. Zur Ermittlung des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes wurden 20 g des frischen Materials in 500 ml Kolben überführt und mit destilliertem Wasser auf 500 ml aufgefüllt und geschüttelt (LUFA, 1954). Der $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehalt im Überstand wurde mittels Kjeldahl-Apparatur titrimetrisch bestimmt. Der pH-Wert wurde nach DIN EN 12176 in frischem Material gemessen.

Für die Analyse der P-Löslichkeit und des organischen P-Gehaltes in den Substraten wurde entsprechend den Angaben von Dou *et al.* (2000) verfahren (Abbildung 3). Hierfür wurden die Substrate gefriergetrocknet und gemahlen. 0,3 g des Substrates wurden in 50 ml Zentrifugenröhrchen eingewogen und mit immer stärkeren Extraktionsmitteln behandelt. Im ersten Extraktionsschritt wurde das Substrat mit 30 ml destillierten Wassers für 16 h auf einem Horizontalschüttler bei 180 U min⁻¹ geschüttelt. Anschließend wurden die Proben für 20 min bei 3000 U min⁻¹ zentrifugiert und der Überstand in einen 100 ml Kolben dekantiert. Die Probe wurde erneut mit 30 ml destillierten Wassers versetzt, kurz aufgeschüttelt, zentrifugiert und in den gleichen Kolben abdekantiert. Im zweiten Extraktionsschritt wurde der Rückstand mit 30 ml 0,5 M NaHCO_3 -Lösung (pH 8,5) für 16 h geschüttelt und anschließend wie oben beschrieben verfahren. Als nächst stärkere Extraktionsmittel wurden 0,1 M NaOH und 1 M H_2SO_4 verwendet. Nach dem Auffüllen der Kolben auf 100 ml mit dem entsprechenden Extraktionsmittel wurde ein Aliquot jeder Fraktion für die Bestimmung des Gesamt-P-Gehaltes und des molybdat-reaktiven P-Gehaltes abgenommen. Der Gesamt-P-Gehalt (ICP-P) in allen Extrakten wurde mittels Induktionsgekoppeltem Plasmaemissionsspektrometer (ICP) (ICP-OES

Jobin Yvon 238, Ultrac Instrument S.A. GmbH, Grasbrunn) bestimmt. Der Residual-P-Gehalt wurde aus der Differenz zwischen dem Gesamt-P-Gehalt der Gülle-Probe und dem Gehalt an extrahierbarem P ermittelt. Zusätzlich wurde in allen Extrakten der molybdat-reaktive-P, welcher im Folgenden als anorganischer P-Gehalt (P_i) bezeichnet wird, mittels Molybdat-Blaufärbung nach Brookes (Schinner *et al.* 1991) gemessen. Aus der Differenz zwischen dem ICP-P-Gehalt und dem anorganischen P-Gehalt in jeder Fraktion wurde der organische P-Gehalt (P_o) (=molybdat-unreaktiver-P) berechnet. Die Summe des organischen P-Gehaltes aus jeder Fraktion wird als Gesamt- P_o bezeichnet.

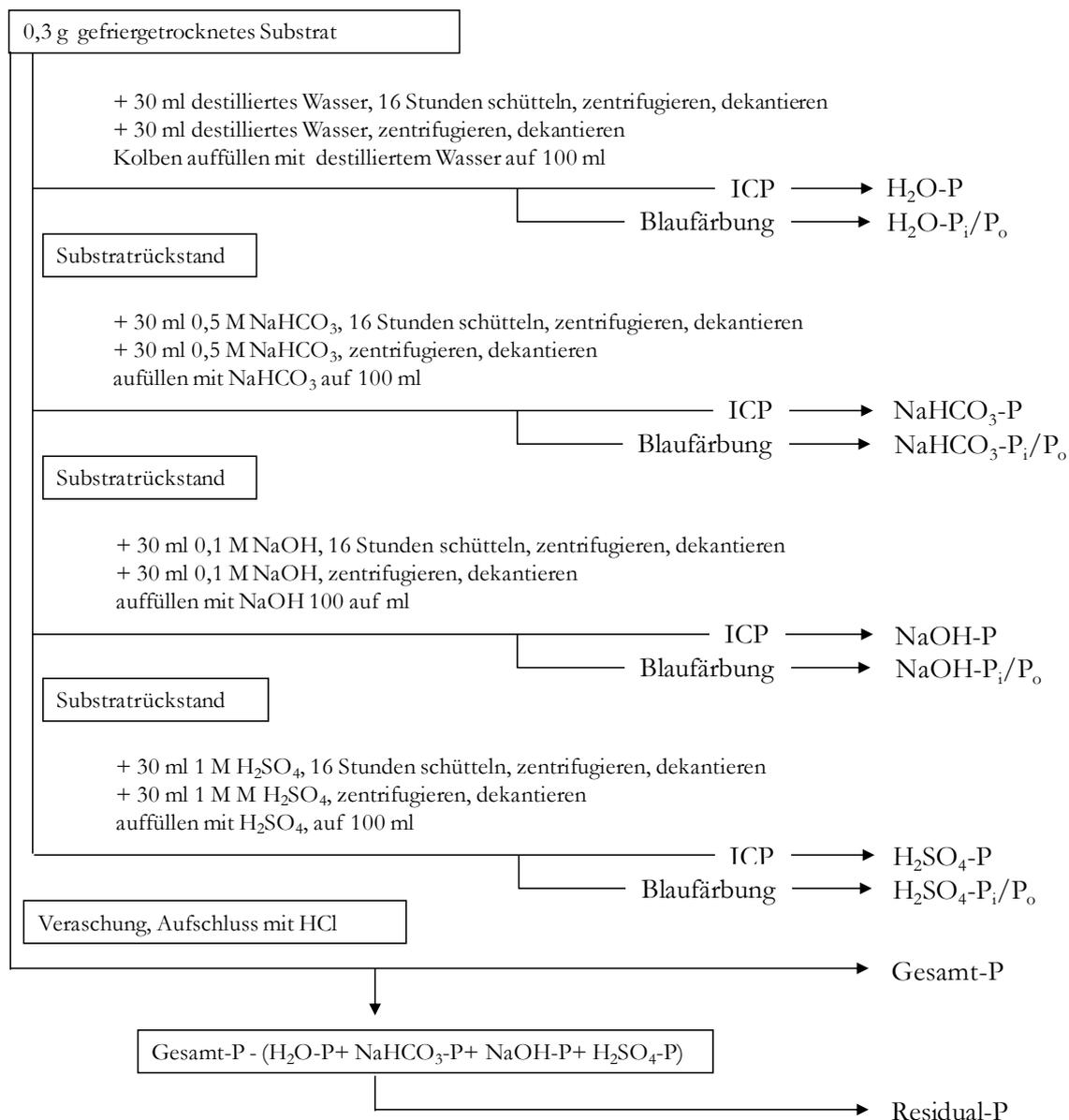


Abbildung 3: Schematische Darstellung des Ablaufes der durchgeführten P-Fraktionierung in den Substraten.

4.4.2 Nährstoffbestimmung in der Pflanze

Das aus den Gefäßversuchen und dem Praxisversuch stammende Pflanzenmaterial wurde im Ofen bei 60 °C für 5 Tage bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, durch Rückwaage der Trockensubstanzgehalt bestimmt und der Trockenmasse-Ertrag (TM) berechnet. Das getrocknete Material wurde für die Laboranalyse gemahlen. Zur Bestimmung des Nährstoffgehaltes wurde das Pflanzenmaterial im Muffelofen bei 550 °C verascht und anschließend mit 20%iger HCl aufgeschlossen. Die Bestimmung der P-, K-, Mg- und Ca-Gehalte im Extrakt erfolgte wie unter Kapitel 4.4.1 beschrieben. Der Gesamt-N-Gehalt wurde im getrockneten Material mittels Kjeldahl-Aufschluss bestimmt. Die Nährstoffaufnahme durch die Pflanze wurde durch Multiplikation des TM-Ertrages mit der Nährstoffkonzentration berechnet. Die Ausnutzung des applizierten P (P-Ausnutzung) wurde aus der P-Aufnahme in der mit P gedüngten Variante, korrigiert um die P-Aufnahme in der Kontrolle, berechnet. Dieser Wert wurde ins Verhältnis zur P-Zufuhr gesetzt.

$$\text{P-Ausnutzung (\%)} = \frac{(\text{P-Aufnahme}_D - \text{P-Aufnahme}_K)}{\text{P-Zufuhr}} \times 100$$

P-Aufnahme_D = gedüngte Variante, mg Gefäß⁻¹

P-Aufnahme_K = Kontrolle (NK), mg Gefäß⁻¹

P-Zufuhr, mg Gefäß⁻¹

4.4.3 Bestimmung der chemischen Parameter im Boden

Zur Bestimmung der chemischen Parameter im Boden wurden die luftgetrockneten Bodenproben auf <2 mm gesiebt. Der wasserlösliche P-Gehalt (P_w) im Boden wurde bestimmt nach Van der Paauw (1971). Für die Analyse des doppelaktatlöslichen P (P_{dl}) wurde die von Blume *et al.* (2000) beschriebene Methode angewendet. Der Gesamt-P-Gehalt (Gesamt-P) des Bodens wurde ermittelt indem 0,5 g gemörserter (< 0,01 mm) Boden mit 6 ml konzentrierter HCl und 2 ml konzentrierter HNO₃ in der Mikrowelle (MDS 200 CEM GmbH Kamp-Linfort) aufgeschlossen wurden. Der P-Gehalt im Extrakt wurde mittels ICP gemessen. Der Gesamt-N-Gehalt (Gesamt-N) wurde per Titration nach Aufschluss von 1 g gemörserter Boden in einer Kjeldahl-Apparatur bestimmt. Der pH-Wert des Bodens wurde im 0,01 M CaCl₂-Extrakt gemessen (Blume *et al.* 2000). Der Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS) wurde mittels Glühverlust im Muffelofen bei 550 °C bestimmt.

Um die P-Formen unterschiedlicher Pflanzen- und Bioverfügbarkeit im Boden zu charakterisieren, wurde die P-Fraktionierung nach Hedley *et al.* (1982) angewendet. Dieses Verfahren ist vergleichbar mit der in Kapitel 4.4.1 beschriebenen Methode zur Bestimmung der P-Löslichkeit in den Biogasgüllen. Es handelt sich ebenfalls um ein sequentielles

Fraktionierungs-Verfahren, bei dem durch Verwendung immer stärkerer Extraktionsmittel zunächst labile und anschließend stabil gebundene P- Formen extrahiert werden. Hierfür wurden 0,5 g lufttrockenen, gemörserten Bodens in 50 ml Zentrifugenbecher eingewogen und mit 30 ml Reinstwasser sowie einem Anionen-Austauscher-Harz (in Strip-Form) versetzt. Die Harz-Strips (Anion-exchange membrane, 125*125 mm Strips, VWR International Ltd, Poole, BH151TD England) wurden vor dem Gebrauch 2 h in 2 l 0,5 M NaHCO₃-Lösung gewaschen, um eine Beladung mit HCO₃-Ionen zu erreichen. Am Harz erfolgt der Anionen-Austausch zwischen gelöstem beziehungsweise schwach sorbiertem P und den HCO₃-Ionen. Für die Dauer von 16 Stunden wurden die Proben auf einem Horizontalschüttler bei 180 U min⁻¹ geschüttelt. Anschließend wurden die Strips aus den Zentrifugenröhrchen entnommen und anhaftende Bodenteilchen mit Reinstwasser zurück ins Röhrchen gespült, um Bodenverluste zu vermeiden. Am Strip adsorbiertes P wurde mit 1 M HCl abgespült und über Trichter mit Filter in 50 ml Kolben aufgefangen. Die Kolben wurden mit 1 M HCl bis zur Eichmarke aufgefüllt und ein Aliquot für die Bestimmung des P-Gehaltes am ICP in 20 ml ICP-Röhrchen überführt und bis zur Analyse eingefroren. Die noch in den Zentrifugenröhrchen enthaltene Bodenlösung wurde bei 3500 U min⁻¹ (1700 g) für 20 Minuten zentrifugiert, dekantiert und verworfen, da als unwahrscheinlich eingeschätzt wurde, dass sich in dieser Lösung noch P befindet. Anschließend wurde der Bodenrückstand wie in Kapitel 4.4.1 beschrieben mit 30 ml 0,5 M NaHCO₃ (pH 8,5), 0,1 M NaOH und 1 M H₂SO₄ extrahiert. Die nach der Extraktion verbliebenen P-Formen im Boden wurden als Residual-P bezeichnet. Der P-Gehalt in den einzelnen Fraktionen wurde mittels ICP bestimmt (ICP-P). Der Residual-P-Gehalt wurde aus der Differenz zwischen dem Gesamt-P-Gehalt in der Bodenprobe und dem Gehalt an extrahierbaren P ermittelt (siehe Kapitel 4.4.1). Der anorganische P-Anteil in der NaHCO₃-P (NaHCO₃-Pi) und NaOH-P-Fraktion (NaOH-Pi) wurde spektralphotometrisch mittels Molybdat-Blaufärbung nach Brookes *et al.* (Schinner *et al.* 1991) bestimmt. Aus der Differenz zwischen dem ICP-P-Gehalt in der jeweiligen Fraktion und dem mittels Molybdat-Blaufärbung bestimmten P-Gehalten wurde der organische P-Anteil in der NaHCO₃-P- und NaOH-P-Fraktion berechnet (NaHCO₃-Po, NaOH-Po). Aus der Summe des NaHCO₃-Po und NaOH-Po wurde der Gesamtgehalt an organischem P (Gesamt-Po) berechnet.

4.4.4 Bestimmung der biologischen Parameter im Boden

Für die Analyse biologischer Bodenparameter wurden die tiefgefrorenen Bodenproben aus den Gefäßversuchen im Kühlschrank langsam aufgetaut und vor der Analyse für 24 Stunden bei Raumtemperatur inkubiert. Die Analyse der bodenbiologischen Parameter im Praxisversuch wurde an frischen Proben durchgeführt. Die Dehydrogenase-Aktivität (DH-Aktivität), als ein

Maß der mikrobiellen Aktivität, wurde mit leichten Modifikationen, wie in Schinner *et al.* (1991) beschrieben, bestimmt. Es wurde 1 g Boden mit einer 0,8 % Triphenyltetrazoliumchlorid-Lösung (TTC) versetzt und für 24 Stunden bei 37 °C inkubiert. Anschließend wurde das Stoffwechselprodukt Triphenylformazan (TPF) nach der Extraktion mit Aceton photometrisch bei 546 nm gemessen. Die Aktivität der sauren und alkalischen Phosphatase (saure Pase, alkalische Pase) wurde nach Inkubation von 1 g Boden mit p-Nitrophenylphosphat für 1 Stunde bei einem pH-Wert von 6,5 (saure Pase) bzw. 11,0 (alkalische Pase) und anschließender photometrischer Messung des mit 1 M CaCl₂ und 0,5 M NaOH extrahierten p-Nitrophenols (pNP) bei einer Wellenlänge von 400 nm bestimmt (Schinner *et al.* 1991). Der Gehalt an mikrobiell gebundenen P (P_{mic}) wurde ermittelt, indem 7,5 g Boden für 24 Stunden mit Chloroform begast (fumigiert) und der während dieser Zeit freigesetzte P mit 100 ml 0,5 M NaHCO₃-Lösung (pH 8,5) extrahiert wurde. Eine 2. Teilprobe wurde nur mit 0,5 M NaHCO₃ extrahiert (nicht fumigiert), während eine 3. Teilprobe mit einer P-Additionslösung (P-Addition) versetzt wurde die 0,125 mg P 100 ml⁻¹ enthielt. Der P-Gehalt in den Extrakten wurde mittels Molybdat-Blaufärbung nach Brookes *et al.* bestimmt. Aus der Differenz zwischen dem P-Gehalt des fumigierten und des nicht fumigierten Bodens wurde der P_{mic} berechnet. Korrigiert wurden die Werte um die Re-Sorption des durch die Fumigation freigesetzten P im Boden (P-Addition) sowie um den Extraktionsfaktor von 0,4 (Schinner *et al.* 1991).

Zudem wurde das Verhältnis zwischen DH-Aktivität und der Menge an applizierter organischer Substanz berechnet. Hierfür wurde zunächst die DH-Aktivität in der NPK-Variante von der DH-Aktivität in den organisch gedüngten Varianten subtrahiert. Das diente dazu, den durch die Nährstoffzufuhr (N, P, K) hervorgerufenen Effekt auf die mikrobielle Aktivität vom Effekt der mit den Ausgangsgemischen und Biogasgüllen zugeführten organischen Substanz zu trennen. Die so ermittelte korrigierte DH-Aktivität (DH_{korrr}) für die organisch gedüngten Varianten wurde ins Verhältnis zur Menge an applizierter organischer Substanz gesetzt.

$$DH_{\text{korrr}}: OS_{\text{appl.}} (\mu\text{g TPF mg}^{-1} \text{ OS}) = \frac{(DH_{\text{OD}} - DH_{\text{NPK}})}{OS_{\text{appl.}}}$$

DH_{OD} = Dehydrogenase-Aktivität in den organisch gedüngten Varianten, $\mu\text{g TPF g}^{-1} \text{ TM}$

OS_{appl.} = Menge an applizierter organischer Substanz, $\text{mg g}^{-1} \text{ TM}$

Das Verhältnis der alkalischen Pase-Aktivität zur DH-Aktivität wurde berechnet, indem die Ergebnisse zu DH-Aktivität auf eine Inkubationszeit von einer Stunde bezogen wurden. Anschließend wurde die alkalische Pase-Aktivität durch die DH-Aktivität dividiert.

4.5 Statistische Auswertung

Die beschreibende Statistik wie die Berechnung der Mittelwerte und Standardabweichungen erfolgte mit MS Office Excel 2007. Um den Effekt der Prüffaktoren auf die Prüfmerkmale zu erfassen, wurden ein- oder mehrfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) mit SPSS (PASW-Statistics) Version 18 durchgeführt. Vor der Durchführung der Varianzanalyse wurde die Normalverteilung der Residuen mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test geprüft.

In Gefäßversuch 1 wurde der Effekt des Vergärungsprozesses auf die P-Düngewirkung von Biogasgülle geprüft und verschiedene Biogasgülle hinsichtlich ihrer P-Wirkung verglichen. Hierfür wurden das Ausgangsgemisch, der entsprechende Rückstand nach der Vergärung und verschiedene Biogasgülle in Aufwandmengen von 200 beziehungsweise 400 mg P Gefäß⁻¹ zu Mais und Amaranth gedüngt. Das führte zu einer sehr hohen Anzahl an Faktorstufenkombinationen (25). Um die Ergebnisse übersichtlicher darzustellen und leichter erfassen zu können, wurden die gewonnenen Daten aufgeteilt. Zum einen wurde die Wirkung des Vergärungsprozesses auf Pflanzen- und Bodenparameter statistisch ausgewertet und dargestellt, indem die Düngestufen NK, NPK, ASG RIND, BGG RIND, ASG SCHWEIN und BGG SCHWEIN in die ANOVA aufgenommen wurden (Abbildung 4).

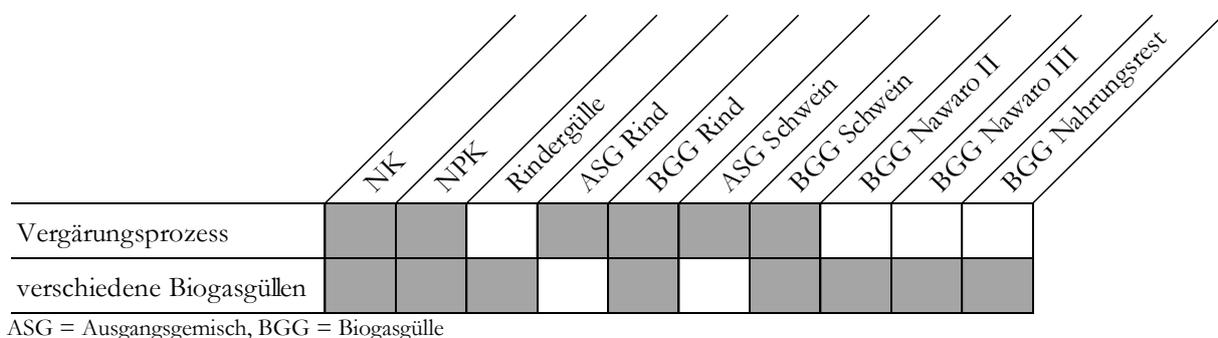


Abbildung 4: Aufteilung der Daten aus Gefäßversuch 1 um den Effekt des Vergärungsprozesses beziehungsweise von verschiedenen Biogasgülle zu analysieren und darzustellen.

Die entsprechenden Daten wurden für beide Fruchtarten getrennt mit einer einfaktoriellen ANOVA ausgewertet. Im Varianzmodell wurde die Düngung als Prüffaktor und die Wiederholung als Zufallsfaktor berücksichtigt. Bei Mais wurde die zusätzliche P-Stufe (400 mg P Gefäß⁻¹) als weitere Prüffaktorstufe im einfaktoriellen Modell verrechnet. Lag ein signifikanter Faktoreffekt vor, wurden die Unterschiede zwischen den Mittelwerten mit dem Duncan-Test ermittelt ($\alpha \leq 0,05$). Signifikant verschiedene Mittelwerte wurden mit verschiedenen Kleinbuchstaben gekennzeichnet.

Zum anderen wurden für die Bestimmung des P-Düngeeffektes verschiedener Biogasgülle die Dünge­stufen NK, NPK, Rindergülle, BGG RIND, BGG SCHWEIN, BGG NAWARO II, BGG NAWARO II und BGG NAHRUNGSREST in die varianzanalytische Auswertung einbezogen. Wiederum wurde für die Fruchtarten Amarant und Mais jeweils eine einfaktorielle ANOVA mit dem Prüffaktor Düngung und dem Zufallsfaktor Wiederholung im Varianzmodell gerechnet. Bei signifikantem Düngeeffekt wurden die Unterschiede zwischen den Mittelwerten mittels Duncan-Test auf dem Fehlerniveau von 5 % ermittelt. Signifikant verschiedene Mittelwerte wurden mit verschiedenen Kleinbuchstaben gekennzeichnet. Um darüber hinaus Unterschiede zwischen den beiden Fruchtarten zu analysieren, wurde ein T-Test für unabhängige Stichproben angewendet. Vor Verwendung des T-Tests wurde die Voraussetzung der Varianzhomogenität geprüft. Signifikant verschiedene Mittelwerte zwischen den Fruchtarten wurden durch verschiedene Großbuchstaben gekennzeichnet.

Für den Gefäßversuch 2 wurden die Einzelwirkungen der Prüffaktoren Düngung, Fruchtart und Bodenart auf Pflanzen- und Bodenparameter geprüft. Darüber hinaus wurden im dreifaktoriellen Varianzmodell auch die Interaktionseffekte der Prüffaktoren getestet. Die Wiederholung wurde als Zufallsfaktor in der ANOVA berücksichtigt. Im Anschluss an die dreifaktorielle ANOVA wurden die Daten nach Frucht- und Bodenart aufgeteilt um die Wirkung der Düngung auf den jeweiligen Stufen der beiden Prüffaktoren darzustellen. Signifikante Unterschiede zwischen den Dünge­stufen wurden mittels Duncan-Test auf dem Fehlerniveau von 5 % ermittelt und mit verschiedenen Kleinbuchstaben gekennzeichnet. Signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten wurden durch verschiedene Großbuchstaben gekennzeichnet.

Im Feldversuch wurden der Effekt der Düngung und des Versuchsjahres sowie die Wechselwirkung beider Faktoren auf die Pflanzenparameter zum Zeitpunkt der Zwischenernte und zur Ernte mittels einer zweifaktoriellen ANOVA getestet. Dem Varianzmodell wurde das Modell einer 2 faktoriellen Blockanlage zu Grunde gelegt. Der Blockeffekt wurde im Varianzmodell als Zufallsfaktor berücksichtigt. Anschließend wurden die Daten aufgeteilt und die Wirkung der Düngung für die einzelnen Versuchsjahre analysiert. Signifikante Unterschiede zwischen den Dünge­stufen wurden mittels Duncan-Test ($\alpha \leq 0,05$) ermittelt und durch verschiedene Kleinbuchstaben gekennzeichnet. Die zu verschiedenen Probenahmeterminen gemessenen Bodenparameter wurden für jedes Versuchsjahr einzeln ausgewertet. Damit ergab sich ein zweifaktorielles Varianzmodell in dem die Prüffaktoren Düngung und Probenahmetermin sowie die Wechselwirkung zwischen beiden Faktoren aufgenommen wurden. Der Blockeffekt wurde als Zufallsfaktor berücksichtigt.

Korrelationsanalysen zwischen ausgewählten Prüfmerkmalen wurden sowohl für die Ergebnisse der Gefäßversuche als auch für den Feldversuch mittels Berechnung des Pearson-Korrelationskoeffizienten r mit SPSS (PASW-Statistics) Version 18 durchgeführt. Das Bestimmtheitsmaß (B) wurde aus dem Quadrat des Pearson'schen Korrelationskoeffizienten r berechnet ($B=r^2$) und im Text häufig in % angegeben (r^2*100).

5 Ergebnisse

5.1 Zusammensetzung von Biogasgülle und Löslichkeit des enthaltenen Phosphors

5.1.1 Effekt des Vergärungsprozesses

In drei ausgewählten Praxisbiogasanlagen die hauptsächlich Gülle zusammen mit Ko-Substraten vergären, wurden das Ausgangsgemisch und der entsprechende Rückstand nach der Vergärung (Biogasgülle) im Frühjahr 2009 und 2010 hinsichtlich der Nährstoffzusammensetzung und P-Löslichkeit untersucht. Zudem wurden auch die unbehandelten Gülle beprobt um den Effekt einer Ko-Substratzufuhr auf die Nährstoffzusammensetzung und P-Löslichkeit zu erfassen. Durch den Vergärungsprozess wurde der Gesamt-Nährstoffgehalt (in Bezug auf die Frischmasse) kaum beeinflusst. Demgegenüber führte der Vergärungsprozess zu einer Verringerung des Trockensubstanzgehaltes, des Gehaltes an organischer Substanz und des C-Gehaltes sowie zu einem Anstieg des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes und des pH-Wertes. Der Abbau der organischen Substanz war dabei im Mittel höher für die BGG SCHWEIN (53 %) als für die BGG RIND (36 %) und die BGG RIND+SCHWEIN (34 %). Der Abbau der organischen Substanz während des Vergärungsprozesses führte in den geprüften Anlagen sowohl zu einer Einengung des C:N als auch des C:P-Verhältnisses. Der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt erhöhte sich gegenüber dem Ausgangsgemisch für die BGG RIND um 28 %, die BGG SCHWEIN um 14 % und die BGG RIND+SCHWEIN um 9,8 %. Der pH-Wert war nach der Vergärung in allen Biogasgülle erhöht. Im Vergleich zur unbehandelten Gülle war der Gehalt an Trockensubstanz und organischer Substanz in der entsprechenden Biogasgülle geringer. Bezüglich des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes und des pH-Wertes unterschied sich die Biogasgülle aber nicht wesentlich von der entsprechenden unbehandelten Gülle (Tabelle 13).

Tabelle 13: Effekt des Vergärungsprozesses auf die Zusammensetzung von Biogasgüllen (in % der FM).

Jahr	Substrat	TS	OS	C	N	NH ₄ -N	P	K	pH	C:N	C:P
2009	Rindergülle	9,33	7,73	4,02	0,46	0,21* (46)	0,06	0,21	8,0	8,74	67,0
	ASG RIND	12,1	10,5	5,25	0,47	0,19* (40)	0,07	0,20	6,6	11,2	75,0
	BGG RIND	7,63	5,91 (44)	3,08	0,49	0,25* (51)	0,07	0,24	8,0	6,28	44,0
2010	Rindergülle	8,59	6,95	3,86	0,45	0,23 (51)	0,05	0,22	7,4	8,58	70,0
	ASG RIND	9,89	8,32	4,68	0,45	0,21 (47)	0,06	0,21	6,1	10,4	81,3
	BGG RIND	7,90	6,07 (27)	3,32	0,51	0,26 (51)	0,06	0,24	7,7	6,51	47,7
2009	ASG SCHWEIN	8,20	7,03	3,51	0,51	0,32* (63)	0,08	0,23	6,4	6,88	43,9
	BGG SCHWEIN	4,16	3,11 (55)	1,62	0,46	0,35* (76)	0,07	0,20	8,1	3,52	23,1
2010	Schweinegülle	4,86	3,75	2,30	0,51	0,37 (73)	0,08	0,27	7,9	4,51	27,3
	ASG SCHWEIN	6,59	5,37	3,15	0,50	0,34 (68)	0,07	0,27	7,0	6,30	41,4
	BGG SCHWEIN	3,78	2,66 (50)	1,85	0,54	0,41 (76)	0,07	0,29	8,1	3,42	19,2
2009	ASG RIND+SCHWEIN	6,61	4,92	2,57	0,45	0,28* (62)	0,06	0,22	7,8	5,71	42,8
	BGG RIND+SCHWEIN	5,41	3,73 (24)	1,96	0,43	0,29* (67)	0,07	0,20	7,9	4,56	28,0
2010	ASG RIND+SCHWEIN	8,34	6,61	3,72	0,42	0,25 (60)	0,05	0,26	7,2	8,86	56,6
	BGG RIND+SCHWEIN	5,35	3,73 (44)	2,30	0,43	0,29 (67)	0,06	0,25	7,9	5,35	29,9

* Untersuchung durch LUFA-Rostock, ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle

TS = Trockensubstanzgehalt, OS = Organische Substanz, in Klammern: Abbaugrad der OS in % gegenüber dem ASG, bzw. Anteil des NH₄-N am Gesamt-N in %

Um den Einfluss des Vergärungsprozesses auf die Löslichkeit des P zu untersuchen, wurden die Ausgangsgemische und die Biogasgüllen schrittweise mit immer stärkeren Extraktionsmitteln, von destilliertem Wasser über 0,5 M NaHCO_3 (pH 8,5) und 0,1 M NaOH bis hin zu 1 M H_2SO_4 extrahiert. Der nicht extrahierbare Anteil am Gesamt-P wurde als Residual-P bezeichnet.

In allen 3 unabhängig voneinander arbeitenden Praxisanlagen wurde im Jahr 2009 eine deutliche Abnahme des wasserlöslichen P-Gehaltes (H_2O -P) durch den Vergärungsprozess festgestellt. Während die H_2O -P-Fraktion in den Ausgangsgemischen nahezu einheitlich einen Anteil von 74 % am Gesamt-P einnahm, lag dieser nach der Vergärung bei unter 55 %. Bei der BGG RIND nahm der H_2O -P-Anteil um circa 23 % durch den Vergärungsprozess ab. Die BGG RIND wies damit auch einen geringeren H_2O -P-Anteil auf als die unbehandelte Rindergülle. Noch deutlicher trat diese Reduktion bei der BGG SCHWEIN und der BGG RIND+SCHWEIN auf. Hier verringerte sich der H_2O -P-Anteil in Folge des Vergärungsprozesses um 35 % (BGG SCHWEIN) beziehungsweise um 31 % (BGG RIND+SCHWEIN) (Abbildung 5). Demgegenüber erhöhte sich in allen Anlagen der NaHCO_3 -lösliche P durch den Vergärungsprozess. Während die NaHCO_3 -P-Fraktion in den Ausgangsgemischen nur etwa einen Anteil von 10 % des Gesamt-P einnahm, lag der Anteil dieser Fraktion nach der Vergärung zwischen 24 und 37 %. Der Anteil des NaHCO_3 -P am Gesamt-P erhöhte sich mit 24 und 28 % am deutlichsten bei der BGG SCHWEIN und der BGG RIND+SCHWEIN. In der BGG RIND erhöhte sich der NaHCO_3 -P-Anteil um 14 % und lag damit noch über dem NaHCO_3 -P-Gehalt der unbehandelten Rindergülle.

Der NaOH extrahierbare P nahm sowohl in den Ausgangsgemischen als auch in den Biogasgüllen mit etwa 5-10 % nur einen geringen Anteil am Gesamt-P ein. Durch den Vergärungsprozess wurde der NaOH-P-Anteil geringfügig reduziert. Auch die H_2SO_4 -P-Fraktion nahm in den Substraten mit 3-11 % nur einen geringen Anteil am Gesamt-P ein. Allerdings stieg der H_2SO_4 -lösliche P-Anteil am Gesamt-P durch den Vergärungsprozess. Die deutlichste Zunahme war mit 6,2 % in der BGG SCHWEIN zu verzeichnen. Der insgesamt extrahierbare P-Anteil lag in den geprüften Substraten im Jahr 2009 bei über 90 %.

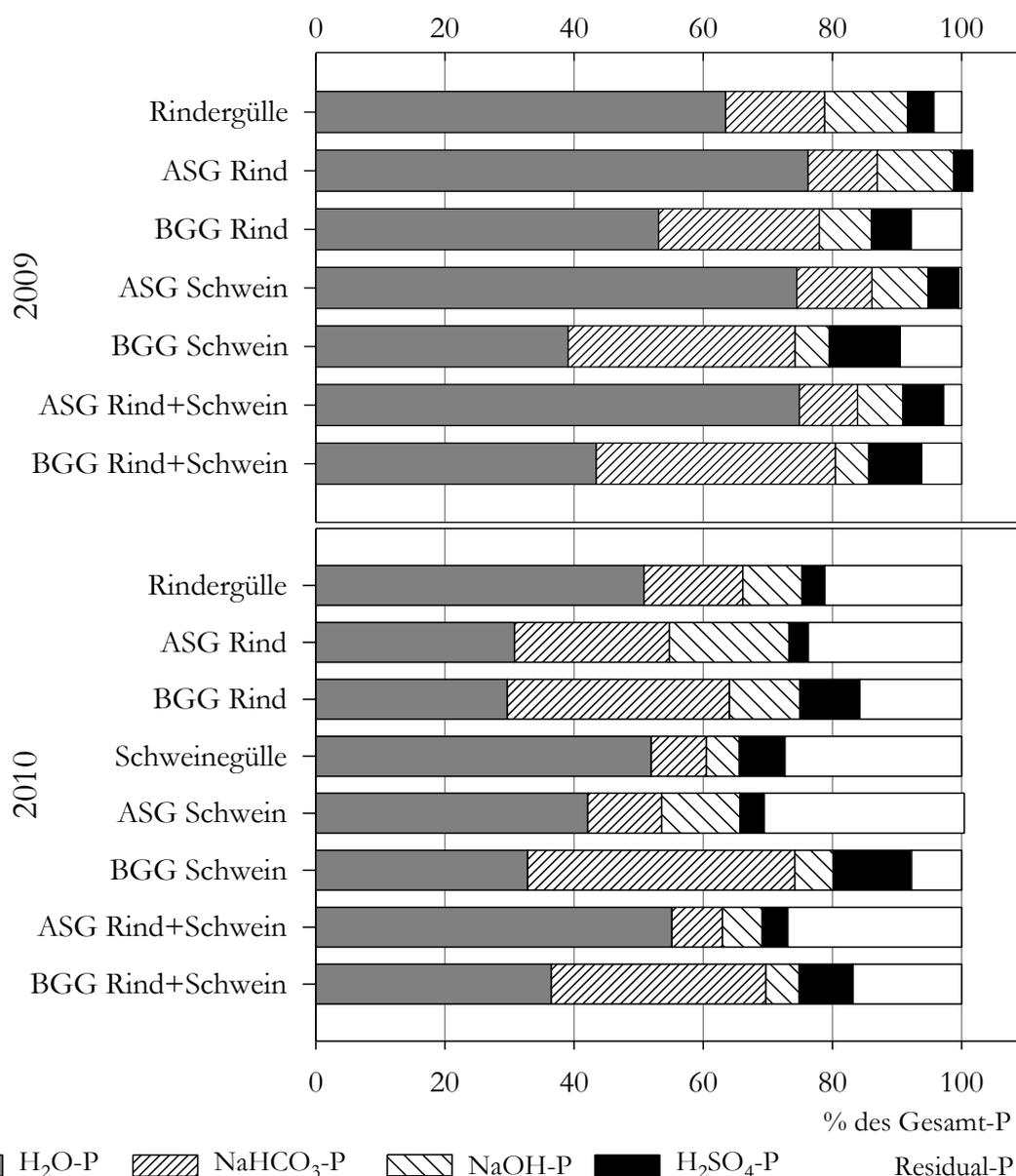


Abbildung 5: Einfluss des Vergärungsprozesses auf den prozentualen Anteil der P-Fractionen am Gesamt-P in den geprüften Biogasanlagen in den Jahren 2009 und 2010.

ASG = Ausgangsgemisch; BGG = Biogasgülle

Eine wiederholte Beprobung der ausgewählten Biogasanlagen im Jahr 2010 bestätigte grundsätzlich die im Jahr 2009 festgestellte Wirkung des Vergärungsprozesses. Der H₂O-P-Anteil in den Ausgangsgemischen war im Frühjahr 2010 mit 30-55 % des Gesamt-P allerdings geringer als im Jahr 2009. Durch die Vergärung konnte, wenn auch weniger deutlich ausgeprägt, wiederum eine Verringerung des H₂O-P-Anteils festgestellt werden. In der BGG SCHWEIN betrug die Verringerung 9,3 % und in der BGG RIND+SCHWEIN 19 %. Für die BGG RIND konnte keine Verringerung des H₂O-P-Anteils durch die Vergärung festgestellt werden. Anders als in 2009 führte die Zufuhr von Ko-Substraten zur Rinder- oder Schweinegülle in 2010 zu einer Verringerung des H₂O-P-Anteils im Ausgangsgemisch. Generell lagen aber in beiden Jahren

durch die Zufuhr von Ko-Fermenten und/oder die Vergärung in den Biogasgülle geringere Anteile an $\text{H}_2\text{O-P}$ vor als in den unbehandelten Gülle.

Wie auch im Jahr 2009 erhöhte sich der $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ -Anteil durch den Vergärungsprozess deutlich. Die Zunahme war wiederum am höchsten bei der BGG SCHWEIN und der BGG RIND+SCHWEIN, in denen der $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ -Anteil um 30 beziehungsweise 25 % gegenüber dem Ausgangsgemisch anstieg. In der BGG RIND stieg der $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ Anteil durch die Vergärung vergleichbar zum Vorjahr um etwa 10 %. Der Einfluss des Vergärungsprozesses auf den NaOH- und H_2SO_4 -löslichen P-Anteil wies im Jahr 2010 eine gleiche und teilweise noch deutlichere Tendenz als im Jahr 2009 auf. Der NaOH-P -Anteil verringerte sich durch die Vergärung um bis zu 7,6 % (BGG RIND), wohingegen der Anteil des H_2SO_4 -löslichen P um bis zu 15,9 % (BGG SCHWEIN) anstieg (Abbildung 5). Gegenüber dem Vorjahr wurde mit der sequentiellen Fraktionierung in 2010 jedoch generell weniger P extrahiert. Der Anteil des extrahierbaren P am Gesamt-P lag minimal bei 70 % und maximal bei 90 %.

Mit der sequentiellen P-Fraktionierung konnte auch der Effekt des Vergärungsprozesses auf den organisch gebundenen P (Po) nachvollzogen werden. Lag der Anteil des Gesamt-Po am Gesamt-P im Jahr 2009 in den Ausgangsgemischen zwischen 18 und 30 %, verringerte sich dieser in den Biogasgülle auf 10-15 % (Abbildung 6). Die deutlichste Verringerung des organischen P-Anteils trat mit 15,9 % in der BGG RIND auf, gefolgt von der BGG SCHWEIN und der BGG RIND+SCHWEIN mit jeweils 7,6 und 9,0 %. Die Abnahme des organisch gebundenen P durch die Vergärung bestätigte sich, wenn auch weniger deutlich, nach einer erneuten Beprobung der Anlagen im Frühjahr 2010. Die Ausgangsgemische wiesen in 2010 mit 11-21 % generell einen etwas geringeren Anteil des Gesamt-Po am Gesamt-P auf als in 2009. Durch die Vergärung verringerte sich der Anteil des Gesamt-Po um 3,4 % in der BGG RIND, um 4,0 % in der BGG SCHWEIN und um 2,2 % in der BGG RIND+SCHWEIN (Abbildung 6). Darüber hinaus wurde in beiden Jahren sowohl in den Ausgangsgemischen als auch in den Biogasgülle organisch gebundener P in der $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$ -Fraktion gefunden, welcher bis zu 50 % des $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$ ausmachte. Es deutete sich sogar eine geringfügige Erhöhung des $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-Po}$ -Anteils am Gesamt-P durch den Vergärungsprozess insbesondere am Beispiel der BGG RIND an (2009: +1,1 %; 2010: +3,6 %). Durch die Analysen beider Jahre konnte darüber hinaus festgestellt werden, dass die Zufuhr von Ko-Substraten zur unbehandelten Rinder- oder Schweinegülle zu einer Erhöhung des Gesamt-Po-Anteils im Ausgangsgemisch führt. Durch die Mineralisierung des organisch gebundenen P während des Vergärungsprozesses sank der Gesamt-Po-Anteil in den Biogasgülle unter das Niveau (2009) der unbehandelten Gülle oder verblieb auf einem dem der unbehandelten Gülle vergleichbarem Niveau (2010) (Abbildung 6).

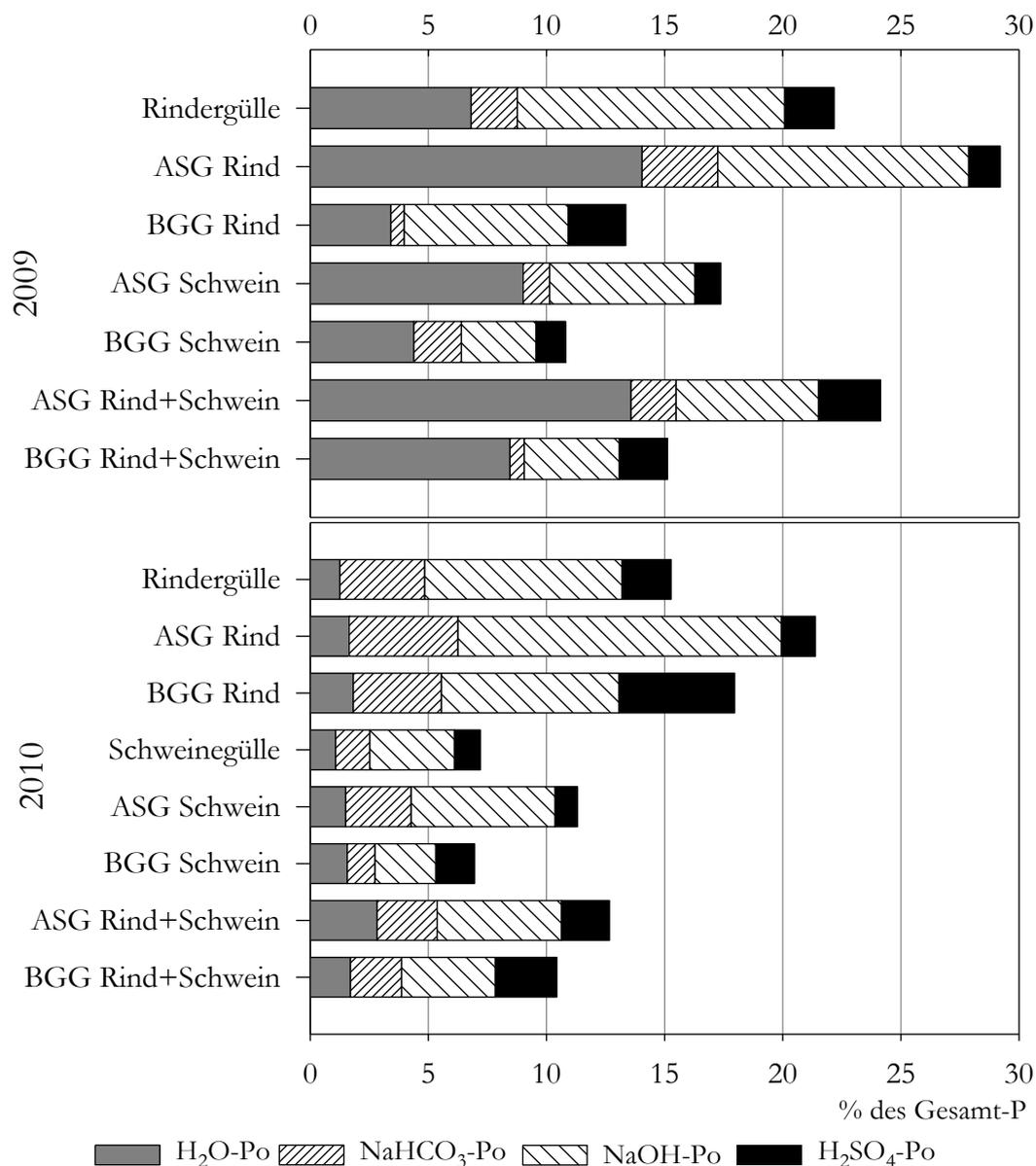


Abbildung 6: Einfluss des Vergärungsprozesses auf den Anteil des organisch gebundenen P am Gesamt-P in den geprüften Anlagen in den Jahren 2009 und 2010.

ASG = Ausgangsgemisch; BGG = Biogasgülle

5.1.2 Vergleich verschiedener Biogasgüllen

Um verschiedene Biogasgüllen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung und P-Löslichkeit zu vergleichen, wurden die in Kapitel 5.1.1 beschriebenen Biogasgüllen RIND, SCHWEIN und RIND+SCHWEIN mit weiteren Biogasgüllen auf der Basis von Gülle (BGG RIND II), Energiepflanzen (BGG NAWARO I, BGG NAWARO II, BGG NAWARO III) oder tierischen Reststoffen (BGG NAHRUNGSREST) verglichen. Die verschiedenen Biogasgüllen unterschieden sich vor allem hinsichtlich der Gehalte an Trockensubstanz, organischer Substanz, C und K. Der Gehalt an organischer Substanz lag in den verschiedenen Biogasgüllen zwischen 3 und 8 % der Frischmasse, mit besonders niedrigen Gehalten in der BGG NAHRUNGSREST und höheren

Gehalten in den Biogasgüllen auf der Basis von Energiepflanzen. Dabei schwankten die Gehalte an organischer Substanz bei einigen Biogasgüllen zwischen den Prüfjahren deutlich. Die Gesamt-N-Gehalte variierten zwischen verschiedenen Biogasgüllen und den beiden Prüfjahren weniger und lagen durchschnittlich bei 0,53 % in der Frischmasse. Biogasgüllen aus tierischen Exkrementen wiesen mit etwa 0,46 % etwas geringere N-Gehalte auf als Biogasgüllen aus Energiepflanzen mit 0,60 % N. Wesentlich deutlicher als der Gesamt-N-Gehalt schwankte der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil am Gesamt-N, welcher zwischen 45 und 76 % lag. Einen besonders hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil am Gesamt-N wiesen die BGG SCHWEIN und die BGG NAHRUNGSREST auf. Die P-Gehalte waren in den verschiedenen Biogasgüllen ähnlich, und lagen bei durchschnittlich 0,08 %. Höhere P-Gehalte wiesen die BGG NAWARO I und die BGG NAWARO III auf, wobei bei der BGG NAWARO III deutliche Unterschiede zwischen den beiden Prüfjahren auftraten. Die pH-Werte aller geprüften Biogasgüllen lagen mit durchschnittlich 8,0 im alkalischen Bereich (Tabelle 14).

Tabelle 14: Zusammensetzung verschiedener Biogasgüllen (in % der FM).

Jahr	Substrat	TS	OS	C	N	NH ₄ -N	P	K	pH	C:N	C:P
2009	BGG Rind	7,63	5,91	3,08	0,48	0,25* (52)	0,07	0,24	8,0	6,42	44,0
2010		7,90	6,07	3,32	0,51	0,26 (51)	0,06	0,24	7,7	6,51	55,3
2009	BGG Rind II	6,58	5,40	2,77	0,42	k.A.	0,06	0,24	k.A.	6,59	46,2
2009	BGG Schwein	4,16	3,11	1,62	0,46	0,35* (76)	0,06	0,20	8,1	3,52	27,0
2010		3,78	2,66	1,85	0,54	0,41 (75)	0,07	0,29	8,1	3,42	26,4
2009	BGG Rind+Schwein	5,41	3,73	1,96	0,43	0,29* (67)	0,06	0,20	7,9	4,56	32,7
2010		5,35	3,73	2,30	0,43	0,29 (67)	0,06	0,25	7,9	5,35	38,3
2008	BGG Nawaro I	12,4	9,61	k.A.	0,64*	0,29* (45)	0,13	0,47	8,9	-	-
2009	BGG Nawaro II	6,61	5,06	2,66	0,60	0,38* (63)	0,08	0,38	8,3	4,43	33,3
2010		9,95	8,33	4,23	0,62	0,28 (45)	0,09	0,41	7,9	6,82	47,0
2009	BGG Nawaro III	11,3	8,54	4,51	0,64	0,30* (47)	0,16	0,47	8,4	7,00	28,2
2010		14,4	12,6	6,82	0,53	0,25 (47)	0,09	0,47	6,6	12,9	75,7
2009	BGG Nahrungsrest	3,03^	1,88	k.A.	0,51^	0,45^ (88)	0,04^	0,17^	8,0	-	-
2010		2,75	1,34	1,21	0,55	0,42 (76)	0,06	0,15	8,1	2,20	20,2
	Mittelwert	7,23	5,57	3,03	0,53	0,32	0,08	0,30	8,00	5,81	39,5
	s	3,61	3,23	1,56	0,08	0,07	0,03	0,12	0,49	2,73	15,4
	s%	49,9	58,0	51,5	15,1	21,9	37,5	40,0	6,12	47,0	38,8

* Untersuchung durch LUFA-Rostock, ^Werte zur Verfügung gestellt vom Anlagenbetreiber,

BGG = Biogasgülle, TS = Trockensubstanzgehalt, OS = Organische Substanz, in Klammern: Abbaugrad der OS in % gegenüber dem ASG, bzw. Anteil des NH₄-N am N-total in %

5.1 Zusammensetzung von Biogasgüllen und Löslichkeit des enthaltenen Phosphors

Die Löslichkeit des P war, mit Ausnahme der BGG NAHRUNGSREST, in den verschiedenen Biogasgüllen erstaunlich ähnlich und variierte stärker zwischen den Probenahmejahren. In 2009 nahm der H₂O-lösliche P in den verschiedenen Biogasgüllen einen Anteil von 40-50 % am Gesamt-P ein. In 2010 wurden mit etwa 30 % etwas geringere H₂O-P-Anteile am Gesamt-P gemessen (außer BGG Nawaro III). Der Anteil der NaHCO₃-P Fraktion schwankte je nach Art der Biogasgülle und Probenahmejahr zwischen 6 und 40 % (Abbildung 7). Beachtenswert war jedoch, dass beide Fraktionen zusammen (H₂O+NaHCO₃) in den Biogasgüllen, relativ unabhängig von der Art der Biogasgülle und vom Probenahmejahr, etwa 70 % des Gesamt-P einnahmen (Ausnahme BGG NAHRUNGSREST)(Abbildung 7).

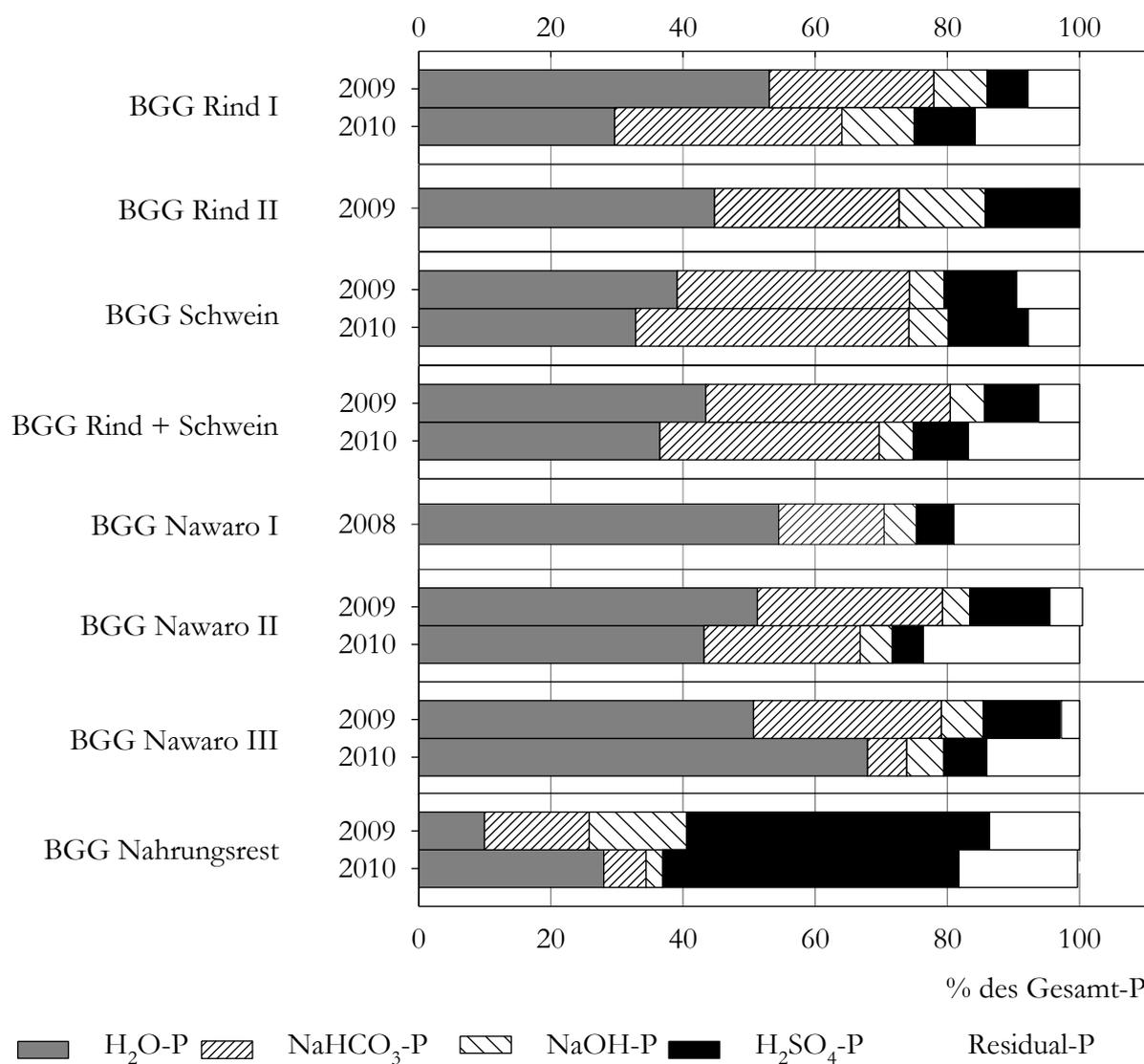


Abbildung 7: Anteil der P-Fractionen unterschiedlicher Löslichkeit am Gesamt-P in verschiedenen Biogasgüllen.

BGG = Biogasgülle

Eine Ausnahme zu den bisher getroffenen Aussagen stellte die BGG NAHRUNGSREST dar. Zwar schwankte zwischen den Untersuchungsjahren der H_2O - und NaHCO_3 -P-Anteil deutlich, beide Fraktionen nahmen aber mit weniger als 35 % einen vergleichbar geringen Anteil am Gesamt-P ein. Demgegenüber dominierte in beiden Jahren die H_2SO_4 -P-Fraktion mit einem Anteil von 45 % am Gesamt-P. Der Anteil an H_2SO_4 -löslichen P war in den übrigen Biogasgülle mit bis zu 12 % in beiden Probenahmejahren wesentlich geringer.

Der Anteil an organisch gebundenem P variierte deutlich zwischen den Biogasgülle und zwischen den Probenahmejahren und lag zwischen <5,0 und 24 %. Die größten Pools an organischem P wiesen dabei die H_2O -P und die NaOH-P-Fraktion auf. Darüber hinaus wurde auch organisch gebundener P in der H_2SO_4 -P-Fraktion nachgewiesen, der einen Anteil von bis zu 50 % am H_2SO_4 -P beziehungsweise von bis zu 5 % am Gesamt-P einnahm (Abbildung 8).

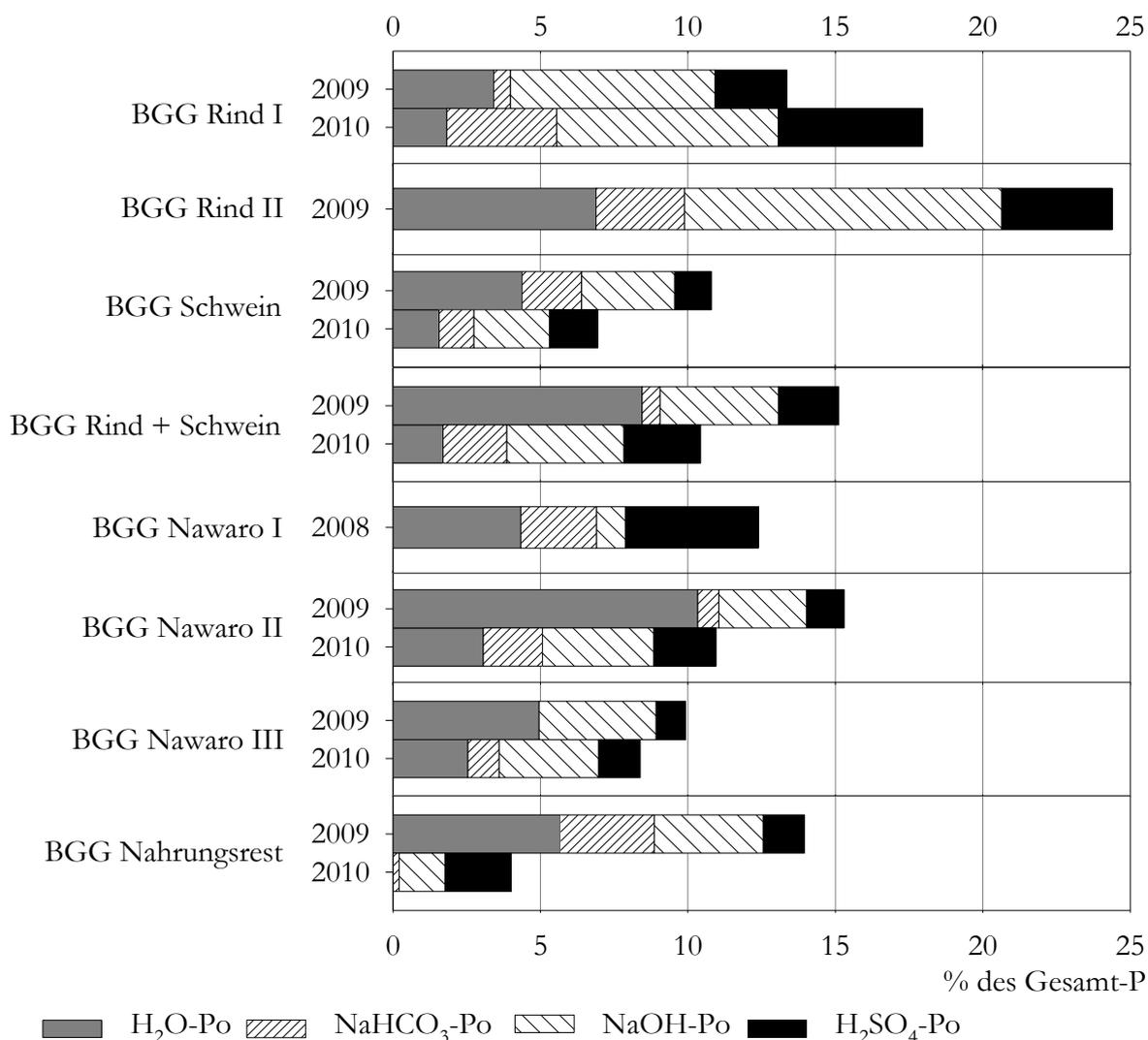


Abbildung 8: Anteil des organisch gebundenem P am Gesamt-P in verschiedenen Biogasgülle.

BGG = Biogasgülle

5.2 Ergebnisse aus Gefäßversuch 1

Um (I) den Effekt des Vergärungsprozesses auf die P-Ernährung der Pflanze und den P-Kreislauf des Bodens zu untersuchen, wurden das Ausgangsgemisch und die Biogasgülle der Anlagen die Rindergülle mit Maissilage (ASG RIND, BGG RIND) und die Schweinegülle mit Maissilage (ASG SCHWEIN, BGG SCHWEIN) vergären, im Gefäßversuch miteinander verglichen. Da Effekte des Vergärungsprozesses möglicherweise erst bei hohen Aufwandmengen auftreten, wurden die Substrate bei Mais in zwei P-Stufen (200/400 mg P Gefäß⁻¹) geprüft. Weiterhin wurde (II) die P-Düngewirkung verschiedener Biogasgülle verglichen, indem die Wirkung der Biogasgülle RIND und SCHWEIN weiteren Biogasgülle auf der Basis von Energiepflanzen und Nahrungsmittelabfällen gegenüber gestellt wurden. Da Biogasgülle zu den organischen Düngern zählen, wurden die Biogasgülle zudem in ihrer Wirkung nicht nur mit einer mineralischen P-Quelle sondern auch mit einer unbehandelten Rindergülle verglichen. Auf Grund der hohen Anzahl an Varianten wurden die Daten des Versuches zur besseren Übersichtlichkeit und Verständlichkeit gesplittet und getrennt statistisch ausgewertet (siehe auch Kapitel 4.5). Sie werden im Folgenden auch in separaten Kapiteln dargestellt.

5.2.1 Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngeigenschaften von Biogasgülle - Pflanzenparameter

Bei beiden Fruchtarten wirkte sich die Düngung hoch signifikant auf den Ertrag und die P- und N-Aufnahme aus. Der **TM-Ertrag** von Amarant erhöhte sich durch die P-Zufuhr mit den Ausgangsgemischen und den Biogasgülle um durchschnittlich 70 % gegenüber der P-freien Kontrolle. Die Biogasgülle unterschieden sich bezüglich ihrer Ertragswirkung auf Amarant nicht signifikant von den Ausgangsgemischen und waren vergleichbar mit der mineralischen NPK-Düngung oder dieser überlegen. Auch bei Mais führte die P-Düngung auf einem Level von 200 mg P Gefäß⁻¹ zu einer signifikanten Ertragssteigerung gegenüber der NK-Variante. Dabei erhöhte sich der TM-Ertrag von Mais mehr nach der Zufuhr der BGG RIND als nach der Zufuhr des unvergorenen Ausgangsgemisches. Für die BGG SCHWEIN konnte ein vergleichbarer Effekt des Vergärungsprozesses auf den Ertrag nicht festgestellt werden. Eine Steigerung der Aufwandmenge auf 400 mg P Gefäß⁻¹ führte zu keiner weiteren Steigerung der Erträge, bestätigte aber die positive Wirkung der Vergärung des ASG RIND auf den Ertrag von Mais (Tabelle 15).

Die **P-Aufnahme** erhöhte sich bei beiden Fruchtarten durch die P-Düngung ebenfalls signifikant gegenüber der P-freien Kontrolle, unabhängig davon, ob P in mineralischer Form, mit den Ausgangsgemischen oder durch die Biogasgülle zugeführt wurde. Die Ausgangsgemische und die Biogasgülle waren dabei in ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme vergleichbar. Durch eine

Steigerung der P-Aufwandmenge auf 400 mg P Gefäß⁻¹ erhöhte sich die P-Aufnahme von Mais geringfügig, wobei auch hier ein Effekt der Vergärung auf die P-Aufnahme nicht festgestellt werden konnte (Tabelle 15).

Tabelle 15: Wirkung unvergorener und vergorener Substrate aus Biogasanlagen auf den Ertrag und die Nährstoffaufnahme von Mais und Amarant im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand.

Düngung	P-Stufe mg Gefäß ⁻¹	TM-Ertrag g Gefäß ⁻¹	P-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹ , (%)	N-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹
Amarant		<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> ≤0,001
NK		25,9 a	83,4 a	937 b
NPK		38,0 b	143 b (71)	1221 d
ASG RIND	200	39,5 bc	206 c (147)	591 a
BBG RIND		47,9 cd	220 c (164)	821 b
ASG SCHWEIN		46,9 cd	205 c (145)	810 b
BGG SCHWEIN		48,9 d	199 c (138)	1063 c
Mais		<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> ≤0,001
NK		47,8 a	66,0 a	1244 d
NPK		84,9 e	112 bc (70)	1384 e
ASG RIND	200	56,1 b	98,7 b (50)	587 a
BGG RIND		71,9 cd	114 bc (73)	892 b
ASG SCHWEIN		74,5 cd	116 cd (76)	877 b
BGG SCHWEIN		79,4 de	117 cd (78)	1154 cd
NPK		69,6 c	149 f (126)	1862 f
ASG RIND	400	56,3 b	129 de (95)	639 a
BGG RIND		69,1 c	136 ef (106)	1027 c
ASG SCHWEIN		68,4 c	130 de (96)	1111 cd
BGG SCHWEIN		71,1 c	130 de (97)	1374 e

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA und anschließenden Mittelwertvergleich (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte,

ASG= Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle, in Klammern: Erhöhung der P-Aufnahme gegenüber NK in Prozent

Im Gegensatz zur P-Aufnahme wurde die **N-Aufnahme** sowohl bei Amarant als auch bei Mais deutlich durch die Vergärung beeinflusst. Bei beiden Fruchtarten lagen höhere N-Aufnahmen nach der Zufuhr der Biogasgülle als nach der Zufuhr des entsprechenden Ausgangsgemisches vor. Der Effekt der Vergärung auf die N-Aufnahme hing dabei von der Fruchtart und vom Ausgangssubstrat ab. Bei Amarant führte die Vergärung des ASG RIND zu einer Steigerung der N-Aufnahme um 38 % und die des ASG SCHWEIN zu einer Steigerung um 31 %. Bei Mais erhöhte sich die N-Aufnahme durch die Vergärung des ASG RIND (+52 %) deutlicher als durch die Vergärung des ASG SCHWEIN (+31 %) (Stufe 200 mg P Gefäß⁻¹). Eine Verdopplung der Aufwandmenge führte zu einer weiteren Steigerung der N-Aufnahmen und bestätigte die positive Wirkung des Vergärungsprozesses auf die N-Versorgung von Mais. Wiederum erhöhte sich die N-Aufnahme durch die Vergärung stärker beim ASG RIND (+61 %) als beim ASG SCHWEIN (+24 %). Trotz des positiven Effektes des Vergärungsprozesses auf die

N-Wirkung, blieben die Biogasgülle generell in ihrer Wirkung auf die N-Aufnahme hinter der mineralischen NPK-Düngung zurück.

5.2.2 Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngeeigenschaften von Biogasgülle - chemische und biologische Bodenparameter

Die chemischen Parameter des Bodens wie Pw, Pdl, Gesamt-P, pH und die organische Bodensubstanz wurden signifikant durch die Düngung beeinflusst. Zu Versuchsende lagen bei Amarant die höchsten **Pw- und Pdl-Gehalte** in der NPK-Variante vor. Die Düngung mit den Ausgangsgemischen und den Biogasgülle führte im Vergleich zur NPK-Variante zu geringeren Pw- und Pdl-Gehalten, die sich auch nicht von der Kontrolle (NK) unterschieden. Dies kann in Zusammenhang mit den hohen P-Aufnahmen in diesen Varianten stehen (siehe Kapitel 5.2.1). Im Vergleich zum Ausgangsgemisch führte die Applikation der entsprechenden Biogasgülle zu geringfügig, aber nicht signifikant höheren Pw und Pdl-Gehalten. Bei Mais resultierte die P-Düngung generell in einer Erhöhung der Pw- und Pdl-Gehalte gegenüber der Kontrolle, unabhängig davon ob mineralisches P, das Ausgangsgemisch oder die Biogasgülle appliziert wurden. Wie bei Amarant war auch bei Mais der Pw- und Pdl-Gehalt des Bodens durch die Applikation der Biogasgülle geringfügig (nicht signifikant) gegenüber dem Ausgangsgemisch erhöht. Die Steigerung der Aufwandmenge führte zu einer weiteren Erhöhung des Pw- und Pdl-Gehaltes des Bodens. Dabei bestätigte sich, insbesondere in der Variante BGG SCHWEIN, der leicht positive Effekt des Vergärungsprozesses auf das leicht verfügbare P (Pw, Pdl, Tabelle 16).

Der Einfluss der Düngung auf den **Gesamt-P-Gehalt** des Bodens war weniger deutlich ausgeprägt. Bei Amarant war kein signifikanter Einfluss der Düngung auf den Gesamt-P-Gehalt nachweisbar. Bei Mais führte nur die Steigerung der Aufwandmenge zu etwas höheren Gesamt-P-Gehalten im Boden. Unterschiede bezüglich des Gesamt-P-Gehaltes zwischen den Ausgangsgemischen und der entsprechenden Biogasgülle waren ebenfalls nicht nachweisbar. Der **Gesamt-N-Gehalt** des Bodens war zu Versuchsende in den mit Biogasgülle gedüngten Varianten geringer als in den mit den Ausgangsgemischen gedüngten Varianten, wobei signifikante Unterschiede nur bei Mais in der Stufe 400 mg Gefäß⁻¹ nachgewiesen werden konnten. Diese Unterschiede lassen sich durch die höhere N-Aufnahme nach der Biogasgülle-Düngung erklären (Tabelle 16).

Tabelle 16: Wirkung unvergorener und vergorener Substrate aus Biogasanlagen auf die P-Pools des Bodens, den Gesamt-N-Gehalt, den pH-Wert und den Gehalt an organischer Bodensubstanz im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand in Abhängigkeit der Fruchtart.

Düngung	P-Stufe mg Gefäß ⁻¹	Pw	Pdl	Gesamt-P mg kg ⁻¹	Gesamt-N	pH	OBS %
Amarant		<i>p=0,034</i>	<i>p=0,001</i>	<i>p=0,060</i>	<i>p=0,156</i>	<i>p=0,001</i>	<i>p=0,001</i>
NK		7,16 a	23,9 a	525 a	1011 a	4,69 a	2,56 a
NPK		10,8 c	29,8 b	546 a	908 a	4,84 ab	2,50 a
ASG RIND	200	7,96 ab	23,4 a	534 a	1155 a	5,14 c	2,80 c
BGG RIND		8,74 abc	25,0 a	517 a	984 a	4,96 b	2,68 b
ASG SCHWEIN		8,30 ab	23,9 a	516 a	1005 a	4,98 bc	2,70 bc
BGG SCHWEIN		9,35 bc	25,3 a	554 a	914 a	4,86 ab	2,60 ab
Mais		<i>p≤0,001</i>	<i>p≤0,001</i>	<i>p=0,006</i>	<i>p≤0,001</i>	<i>p≤0,001</i>	<i>p≤0,001</i>
NK		6,37 a	26,3 a	534 ab	877 ab	5,41 b	2,45 a
NPK		10,9 bc	34,5 bc	569 abc	834 a	5,34 b	2,49 a
ASG RIND	200	10,8 bc	34,3 bc	568 abc	1000 c	5,85 ef	2,68 bcd
BGG RIND		12,5 cd	38,7 c	564 ab	948 bc	5,82 ef	2,76 cd
ASG SCHWEIN		10,6 b	33,1 b	569 abc	944 bc	5,65 cd	2,68 bcd
BGG SCHWEIN		11,1 bc	34,1 bc	577 bcd	909 ab	5,61 c	2,60 abc
NPK		14,1 de	46,5 d	593 bcd	1021 c	5,15 a	2,54 ab
ASG RIND	400	16,0 e	52,1 e	615 d	1224 e	6,10 h	3,16 e
BGG RIND		16,6 ef	52,4 e	575 bcd	1024 c	5,95 fg	2,82 d
ASG SCHWEIN		16,4 ef	54,5 ef	607 cd	1130 d	5,77 de	2,79 d
BGG SCHWEIN		18,8 f	58,1 f	583 bcd	990 c	6,01 gh	2,74 cd

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA und anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$), unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte

ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle

Pw = wasserlöslicher P, Pdl = doppellaktatlöslicher P, OBS = organische Bodensubstanz

Der **pH-Wert** des Bodens unterlag, in Abhängigkeit der Fruchtart, deutlichen Veränderungen nach der Applikation der verschiedenen Düngemittel. Bei Amarant lag der höchste pH-Wert nach der Düngung mit dem ASG RIND vor. Die Zufuhr der BGG RIND führte im Vergleich dazu zu einem signifikant geringeren pH-Wert des Bodens. Auch die Vergärung des ASG SCHWEIN führte, wenn auch nicht signifikant, zu einer Verringerung des pH-Wertes. Bei Mais führte die Düngung mit den Ausgangsgemischen oder den Biogasgülle generell zu einer Erhöhung des pH-Wertes gegenüber den mineralisch gedüngten Varianten. Unterschiede zwischen dem Ausgangsgemisch und der entsprechenden Biogasgülle bezüglich des Boden-pH konnten bei Mais aber nur bei hohen Aufwandmengen festgestellt werden. Die festgestellten Effekte waren allerdings gegenläufig. Während die Zufuhr der BGG RIND zu einer Verringerung des pH-Wertes führte, lag nach der Applikation der BGG SCHWEIN ein höher pH-Wert im Boden als nach der Applikation des entsprechenden Ausgangsgemisches vor.

Zu Versuchsende lagen nach der Zufuhr der Ausgangsgemische und der Biogasgülle sowohl bei Amarant als auch bei Mais um bis zu 12 % höhere Gehalte an **organischer Bodensubstanz** als nach der mineralischen Düngung (NK, NPK) vor. Während sich das ASG SCHWEIN und die BGG SCHWEIN nicht bezüglich ihrer Wirkung auf den Gehalt an organischer

Bodensubstanz unterschieden, war dieser, sowohl bei Amarant als auch bei Mais (Stufe 400 mg P Gefäß⁻¹), nach der Düngung mit der BGG RIND um bis zu 10 % geringer als nach der Düngung mit dem ASG RIND.

Da sich die durch den Vergärungsprozess hervorgerufenen Veränderungen in der P-Löslichkeit und der Nährstoffzusammensetzung nicht nur auf die leicht löslichen P-Pools wie den P_w und den P_{dl} auswirken, sondern möglicherweise auch Veränderungen in den schwerer verfügbaren P-Fractionen oder den organischen P-Pools des Bodens hervorrufen können, wurde die Hedley-Fraktionierung durchgeführt (Hedley *et al.* 1982). Damit wurden neben dem labilen, leicht bioverfügbaren Harz- und NaHCO₃-P auch moderat bis schwer verfügbare anorganische und organische P-Fractionen (NaOH-P, H₂SO₄-P, Residual-P) bestimmt. Bei Amarant konnte kein signifikanter Effekt der Düngung auf die Hedley-Fractionen des Bodens festgestellt werden. Nur bei Mais lag ein signifikanter Düngeeffekt vor, wobei insbesondere die leicht bis mäßig verfügbaren P-Fractionen wie das Harz-P, das NaHCO₃-P und das NaOH-Pi beeinflusst wurden. Effekte der Düngung auf die stabilen und kurzfristig kaum verfügbaren H₂SO₄-P oder Residual-P-Fractionen traten auch bei hohen Aufwandmengen nicht auf.

Die Unterschiede in den leicht bis mäßig verfügbaren Hedley-Fractionen bei Mais waren mehr auf die Steigerung der P-Zufuhr als auf die unterschiedlichen Düngemittel zurückzuführen. Bezüglich des Harz-P-Gehaltes konnten auf der Stufe 200 mg P Gefäß⁻¹ keine signifikanten Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten festgestellt werden. Die Verdopplung der P-Zufuhr führte dagegen zu einer signifikanten Steigerung des Harz-P-Gehaltes um durchschnittlich 46 %, wobei die Steigerung höher war für das ASG SCHWEIN und die BGG SCHWEIN als für das ASG RIND und die BGG RIND. Beim NaHCO₃-P-Pool wurde der organische P-Anteil stärker durch die Düngung beeinflusst als der mineralische P-Anteil. Unerwarteter Weise wurden in der Stufe 200 mg P Gefäß⁻¹ geringere Gehalte an NaHCO₃-Po nach der Applikation des ASG RIND als nach der Applikation der BGG RIND festgestellt. Dieser Effekt bestätigte sich, wenn auch nicht signifikant, für die BGG RIND in der Stufe 400 mg P Gefäß⁻¹.

Tabelle 17: Die Hedley-Fractionen des Bodens in Abhängigkeit der Düngung und der Fruchtarten im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand.

Düngung	P- Stufe mg Gefäß ⁻¹	Harz-P	NaHCO ₃ - P	NaHCO ₃ - Pi	NaHCO ₃ - Po	NaOH-P	NaOH-Pi	NaOH-Po	H ₂ SO ₄ -P	Residual-P	Gesamt-Po
mg kg ⁻¹											
Amarant		<i>p=0,182</i>	<i>p=0,532</i>	<i>p=0,319</i>	<i>p=0,698</i>	<i>p=0,706</i>	<i>p=0,338</i>	<i>p=0,611</i>	<i>p=0,210</i>	<i>p=0,298</i>	<i>p=0,738</i>
NK		14,8 a	53,3 a	15,9 a	37,7 a	280 a	139 a	141 a	74,8 a	102 a	178 a
NPK		17,5 a	67,1 a	18,2 a	49,0 a	279 a	135 a	144 a	80,4 a	96,1 a	193 a
ASG RIND	200	14,6 a	67,3 a	16,7 a	50,6 a	276 a	130 a	147 a	77,5 a	98,0 a	197 a
BGG RIND		14,8 a	59,7 a	12,5 a	43,1 a	275 a	134 a	141 a	72,5 a	95,2 a	184 a
ASG SCHWEIN		12,3 a	57,4 a	15,3 a	42,0 a	276 a	129 a	147 a	73,1 a	97,5 a	189 a
BGG SCHWEIN		12,7 a	61,8 a	18,2 a	43,7 a	284 a	137 a	147 a	81,0 a	114 a	191 a
Mais		<i>p≤0,001</i>	<i>p=0,002</i>	<i>p=0,182</i>	<i>p=0,010</i>	<i>p=0,067</i>	<i>p=0,041</i>	<i>p=0,430</i>	<i>p=0,099</i>	<i>p=0,443</i>	<i>p=0,124</i>
NK		16,5 a	53,3 a	15,4 a	37,9 ab	264 a	129 a	135 a	74,1 a	125 a	173 a
NPK		18,4 a	57,8 ab	19,9 a	38,8 ab	271 a	137 ab	134 a	69,5 a	152 a	168 a
ASG RIND	200	17,6 a	51,4 a	24,2 a	27,1 a	269 a	131 a	138 a	78,1 a	152 a	166 a
BGG RIND		20,4 ab	63,7 ab	17,1 a	46,7 bc	261 a	135 ab	141 a	76,2 a	142 a	188 a
ASG SCHWEIN		18,9 a	64,0 ab	20,6 a	43,4 bc	264 a	136 ab	128 a	75,2 a	147 a	171 a
BGG SCHWEIN		17,5 a	55,5 a	21,6 a	33,9 ab	269 a	132 ab	132 a	71,4 a	163 a	166 a
NPK		28,0 cd	68,7 bc	22,4 a	46,3 bc	275 a	141 b	130 a	83,2 a	132 a	167 a
ASG RIND		24,0 bc	68,5 bc	23,3 a	45,2 bc	280 a	134 ab	138 a	77,3 a	165 a	191 a
BGG RIND	400	24,2 bc	63,7 ab	23,0 a	39,3 ab	278 a	134 ab	141 a	65,2 a	169 a	174 a
ASG SCHWEIN		30,1 d	78,4 c	22,0 a	57,2 c	284 a	143 b	141 a	70,5 a	145 a	198 a
BGG SCHWEIN		29,5 d	62,2 ab	22,0 a	37,4 ab	286 a	143 b	143 a	74,7 a	131 a	180 a

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA und anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte, ASG = Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle, Pi = anorganischer P, Po = organischer P

Die Düngung wirkte sich zudem hoch signifikant auf die biologischen Parameter des Bodens wie die DH-Aktivität, die Aktivität der sauren und alkalischen Pase und den Gehalt an Pmic aus. Im Gegensatz zu den chemischen Bodenparametern, waren bezüglich der **DH-Aktivität** deutliche Unterschiede zwischen den Ausgangsgemischen und den entsprechenden Biogasgüllen feststellbar. Die Zufuhr der Ausgangsgemische führte zu einer signifikanten Erhöhung der DH-Aktivität gegenüber der NK und der NPK-Variante. Nach der Zufuhr der entsprechenden Biogasgülle lag bei Amaranth eine um 40 (RIND) beziehungsweise 47 % (SCHWEIN) geringere DH-Aktivität im Vergleich zum Ausgangsgemisch vor. Ähnliche Ergebnisse waren bei Mais zu verzeichnen, wo die DH-Aktivität in den mit Biogasgülle gedüngten Varianten um 29 (RIND) beziehungsweise 36 % (SCHWEIN) geringer war als nach der Zufuhr des Ausgangsgemisches. Die durch die Vergärung hervorgerufene Verringerung der mikrobiellen Aktivität im Boden bestätigte sich auch in der Stufe 400 mg P Gefäß⁻¹. Damit waren beide Biogasgüllen in ihrer Wirkung auf die mikrobielle Aktivität eher vergleichbar mit der mineralischen NPK-Düngung (Stufe 200 mg P Gefäß⁻¹) (Tabelle 18).

Tabelle 18: Wirkung unvergorener und vergorener Substrate aus Biogasanlagen auf die DH-Aktivität, die Aktivität der sauren und alkalischen Pase und den Gehalt an mikrobiell gebundenem P im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand.

Düngung	P-Stufe mg Gefäß ⁻¹	DH-Aktivität µg TPF g ⁻¹ TM, (%)	saure Pase µg pNP g ⁻¹ TM, (%)	alkalische Pase	Pmic mg kg ⁻¹
Amarant		<i>p=0,003</i>	<i>p=0,031</i>	<i>p≤0,001</i>	<i>p=0,608</i>
NK		11,9 a	157 a	23,2 a	2,08 a
NPK		38,4 ab	180 ab	23,1 a	3,12 a
ASG RIND	200	74,5 d	201 b	39,5 c	3,22 a
BGG RIND		44,5 bc (40)	165 a	28,1 a (29)	5,45 a
ASG SCHWEIN		69,2 cd	202 b	33,8 b	4,27 a
BGG SCHWEIN		36,3 ab (47)	170 ab	26,1 a (23)	3,87 a
Mais		<i>p≤0,001</i>	<i>p=0,003</i>	<i>p≤0,001</i>	<i>p≤0,001</i>
NK		29,3 a	184 a	24,4 a	3,17 a
NPK		82,2 bc	198 ab	25,1 a	6,03 a
ASG RIND	200	125 cde	211 abcd	53,3 cd	9,28 bc
BGG RIND		88,9 c (29)	212 abcd	47,2 bcd (11)	6,54 ab
ASG SCHWEIN		154 e	236 d	56,4 d	11,24 cd
BGG SCHWEIN		98,6 cd (36)	209 abcd	42,4 b (25)	5,38 a
NPK		40,0 ab	186 a	21,5 a	4,43 a
ASG RIND	400	201 f	230 cd	82,6 f	9,26 bc
BGG RIND		89,3 c (55)	202 abc	45,2 bc (45)	6,54 ab
ASG SCHWEIN		141 de	227 bcd	67,3 e	13,2 d
BGG SCHWEIN		88,5 c (37)	186 a	53,5 cd (21)	6,76 ab

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA und des anschließenden Mittelwertvergleichs (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte, ASG = Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle, DH-Aktivität = Dehydrogenase-Aktivität, Pase = Phosphataseaktivität, in Klammern: Veränderung in % gegenüber dem ASG

Ebenso deutlich wie bei der DH-Aktivität machte sich der Effekt des Vergärungsprozesses bei der **alkalischen Pase-Aktivität** bemerkbar. Im Allgemeinen war die alkalische Pase-Aktivität nach der Applikation der Ausgangsgemische am höchsten. Durch die Zufuhr der Biogasgülle verringerte sich die alkalische Pase-Aktivität im Vergleich zum entsprechenden Ausgangsgemisch signifikant um 29 (RIND) beziehungsweise 23 % (SCHWEIN) bei Amarant und um 11 (RIND) beziehungsweise 25 % (SCHWEIN) bei Mais. Bei einer Steigerung der Aufwandmenge bestätigte sich die durch die Vergärung hervorgerufene Abnahme der Enzymaktivität (Tabelle 18). Ein enger Zusammenhang zwischen der DH-Aktivität und der alkalischen Pase wurde auch durch die Ergebnisse der Korrelationsanalyse festgestellt (Abbildung 9). Die Ergebnisse zeigen, dass mit einer steigenden DH-Aktivität auch die Aktivität der alkalischen Pase zunimmt. Darüber hinaus können bis zu 58 % der Variation ($B=0,58$) der alkalischen Pase-Aktivität auch durch düngungsbedingte Veränderungen im pH-Wert des Bodens erklärt werden. Je höher der pH-Wert des Bodens zu Versuchsende war, desto höher war auch die Aktivität der alkalischen Pase (Abbildung 9). Der Effekt des Vergärungsprozesses auf die **saure Pase-Aktivität** war weniger deutlich ausgeprägt als bei den anderen Enzymen. Bei Amarant zeigte sich eine Abnahme der sauren Pase-Aktivität um 17 (RIND) beziehungsweise 16 % (SCHWEIN) durch die Vergärung. Bei Mais wurden entsprechende Unterschiede bezüglich der sauren Pase-Aktivität nur bei hohen Aufwandmengen deutlich. Hierbei führte die Applikation der Biogasgülle zu einer Abnahme der sauren Pase-Aktivität gegenüber dem entsprechenden Ausgangsgemisch um 12 (RIND) beziehungsweise 18 % (SCHWEIN) (Tabelle 18).

Die **Pmic-Gehalte** waren mit $2-11 \text{ mg kg}^{-1}$ generell niedrig und ein signifikanter Düngeeffekt konnte nur nach dem Anbau von Mais nachgewiesen werden. Bei Amarant war in einigen Proben mikrobiell gebundener P nicht nachweisbar, weshalb hier für einige Varianten nur 3 Wiederholungen in die Auswertung einbezogen werden konnten. Bei Mais lagen die höchsten Gehalte an Pmic nach der Zufuhr der Ausgangsgemische vor, während nach der Applikation der entsprechenden Biogasgülle geringere Pmic-Gehalte festgestellt wurden. Insbesondere bei der BGG SCHWEIN nahm der Pmic-Gehalt im Vergleich zum Ausgangsgemisch in beiden P-Stufen signifikant um zirka 50 % ab (Tabelle 18). Die durch die Düngung hervorgerufenen Unterschiede im Pmic-Gehalt waren somit vergleichbar mit dem Effekt der Düngung auf die DH-Aktivität und der Aktivität der sauren und alkalischen Pase. Ein Zusammenhang zwischen der DH-Aktivität und dem Pmic-Gehalt wurde auch durch die Korrelationsanalyse bestätigt (Abbildung 9).

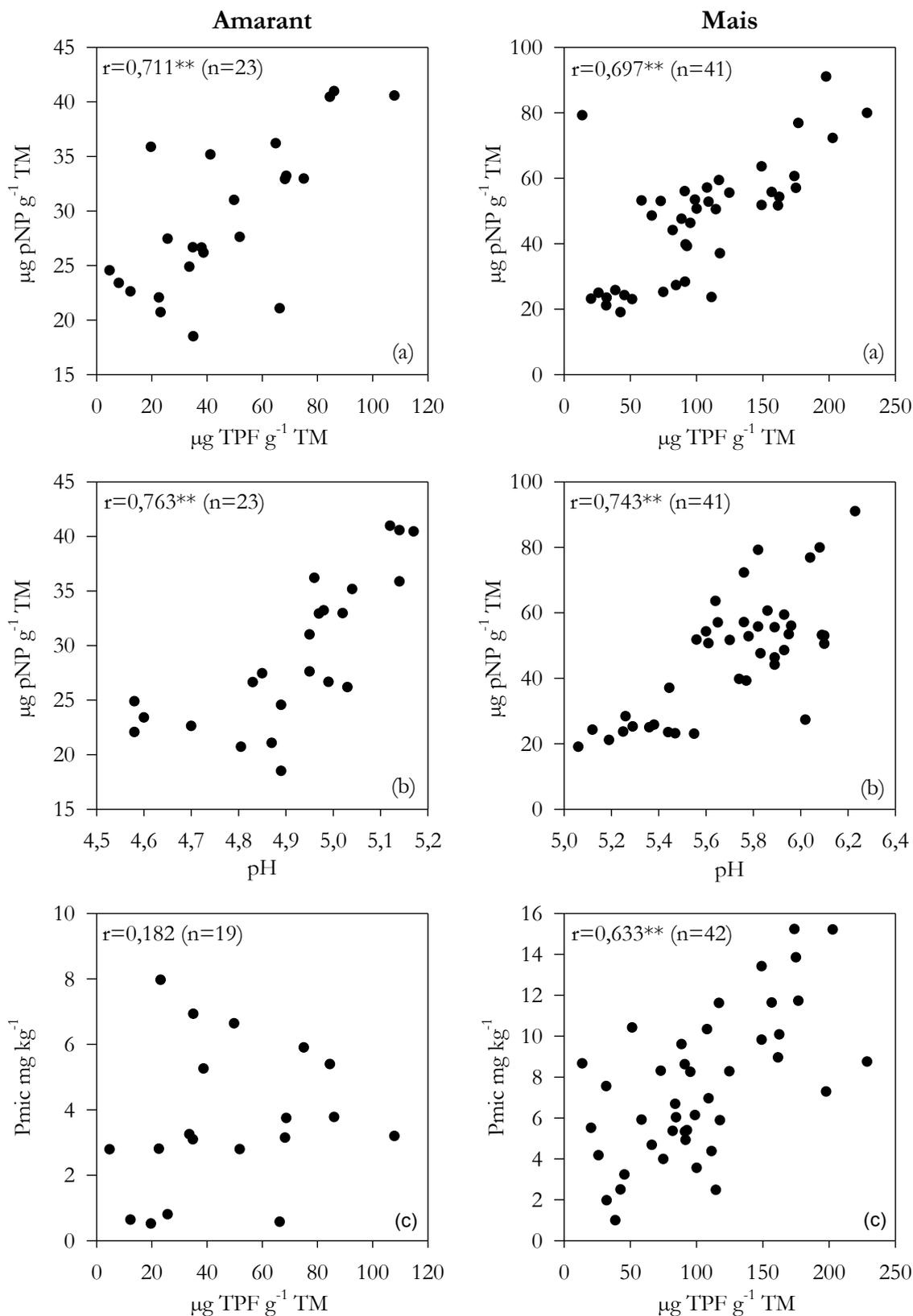


Abbildung 9: Zusammenhang zwischen DH- und alkalischer Pase-Aktivität (a), pH-Wert des Bodens und alkalischer Pase-Aktivität (b) sowie DH-Aktivität und mikrobiell gebundenem P (c) über alle Düngewarianten im 8-wöchigen Gefäßversuch nach dem Anbau von Mais und Amaranth (Pearson Korrelationskoeffizient r).

*** $p \leq 0,001$, ** $p \leq 0,001$, * $p \leq 0,05$

5.2.3 Vergleich der Düngewirkung verschiedener Biogasgülle - Pflanzenparameter

Um die Wirkung von verschiedenen Biogasgülle auf die Ertragsbildung und die P-Versorgung der Pflanze zu untersuchen, wurden die BGG RIND und die BGG SCHWEIN mit weiteren Biogasgülle auf der Basis von Energiepflanzen (Nawaro II, Nawaro III) und tierischen Reststoffen (BGG NAHRUNGSREST) aber auch mit einer unbehandelten Rindergülle verglichen. Die Düngung wirkte sich bei beiden Fruchtarten signifikant auf alle gemessenen Pflanzenparameter aus. Bei Amarant führte die Applikation der verschiedenen Biogasgülle zu einer signifikanten Erhöhung der **TM-Erträge** gegenüber der P-freien Kontrolle um bis zu 89 %. Die verschiedenen Biogasgülle waren bezüglich ihrer Ertragswirkung untereinander vergleichbar und unterschieden sich nicht von NPK-Variante oder waren dieser sogar überlegen. Darüber hinaus war auch die Ertragswirkung der Biogasgülle mit der unbehandelten Rindergülle vergleichbar (Tabelle 19).

Tabelle 19: Wirkung verschiedener Biogasgülle auf den Ertrag sowie die Nährstoffaufnahme von Mais und Amarant im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P armen Sand.

Düngung	TM-Ertrag g Gefäß ⁻¹	P-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹	N-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹
Amarant	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> =0,001
NK	25,9 a	83,4 a	937 bc
NPK	38,0 b	143 b (71)	1221 d
Rindergülle	47,2 c	220 c (164)	752 a
BGG RIND	47,9 c	220 c (164)	821 ab
BGG SCHWEIN	49,0 c	199 c (138)	1063 cd
BGG NAWARO II	41,0 bc	199 c (138)	909 abc
BGG NAWARO III	44,9 bc	205 c (146)	981 bc
Mittel	42,1 A	183 B	945 A
Mais	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> ≤0,001
NK	47,8 a	66,0 a	1244 de
NPK	84,9 d	112 bc (70)	1384 e
Rindergülle	66,0 b	102 b (55)	769 a
BGG RIND	71,9 bc	114 bc (73)	892 ab
BGG SCHWEIN	79,4 cd	117 bc (78)	1154 d
BGG NAWARO II	74,6 bcd	113 bc (72)	985 bc
BGG NAWARO III	85,3 d	127 c (92)	1101 cd
BGG NAHRUNGSREST	44,4 a	67,0 a (1,6)	909 ab
Mittel	69,3 B	102 A	1051 B

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Kleinbuchstaben innerhalb einer Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten, verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten
BGG = Biogasgülle, in Klammern = Steigerung der P-Aufnahme in % zur Kontrolle (NK), TM-Ertrag = Trockenmasseertrag

Da Amarant nach der Applikation der BGG NAHRUNGSREST möglicherweise auf Grund der hohen Applikationsmengen nicht aufblüht, können Ergebnisse zu dieser Variante nur für Mais angegeben werden. Mit Ausnahme der BGG NAHRUNGSREST führte die Applikation der verschiedenen Biogasgülle auch bei Mais zu einer signifikanten Erhöhung der TM-Erträge

gegenüber der P-freien Kontrolle um bis zu 78 %. Die Ertragswirkung der verschiedenen Güllen war bei Mais aber differenzierter als bei Amaranth. So wurden signifikant höhere Erträge mit der BGG NAWARO III erzielt als mit der BGG RIND. Darüber hinaus waren die BGG SCHWEIN und die BGG NAWARO III der unbehandelten Rindergülle hinsichtlich ihrer Ertragswirkung überlegen. Die BGG NAHRUNGSREST unterschied sich in ihrer Ertragswirkung nicht von der P-freien Kontrolle und erzielte auch im Vergleich zu den anderen Biogasgüllen niedrigere Erträge. Mais lief in dieser Variante aber sehr ungleichmäßig auf und die Erträge schwankten mit minimal 20 und maximal 64 g Gefäß⁻¹ stark.

Bei beiden Fruchtarten wirkte sich die Düngung mit den Biogasgüllen positiv auf die **P-Aufnahme** (Ausnahme BGG NAHRUNGSREST) aus. Die P-Aufnahme erhöhte sich bei Amaranth um bis zu 164 % und bei Mais um bis zu 92,5 % gegenüber der P-freien Kontrolle. Generell waren die Biogasgüllen, trotz unterschiedlicher Ausgangssubstrate und Prozessbedingungen, bezüglich ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme vergleichbar und unterschieden sich auch nicht von der unbehandelten Rindergülle. Die P-Wirkung der Biogasgüllen war zudem vergleichbar mit einer mineralischen P-Düngung, oder dieser, wie bei Amaranth, überlegen. In Zusammenhang mit den geringeren TM-Erträgen wurde mit der BGG NAHRUNGSREST die geringste P-Aufnahme erzielt. Die P-Aufnahme in dieser Variante schwankte mit minimal 35,3 und maximal 104 mg Gefäß⁻¹ ebenfalls deutlich (Tabelle 19).

Wesentlich differenzierter als auf die P-Aufnahme wirkten sich die verschiedenen Düngevarianten auf die **N-Aufnahme** der Fruchtarten aus. Bei Amaranth lag die höchste N-Aufnahme in der NPK-Variante vor. Eine ebenso hohe N-Aufnahme konnte nur mit der BGG SCHWEIN erreicht werden. Alle anderen Biogasgüllen waren in ihrer N-Wirkung der mineralischen NPK-Düngung unterlegen. Mit den Biogasgüllen wurden jedoch tendenziell höhere N-Aufnahmen als mit der unbehandelten Rindergülle erreicht. Bei Mais lag ebenfalls die höchste N-Aufnahme in der NPK-Variante vor, wobei eine vergleichbar hohe N-Aufnahme mit keiner der Biogasgüllen erreicht werden konnte. Die Biogasgüllen unterschieden sich aber in ihrer Wirkung auf die N-Aufnahme untereinander. So wurden höhere N-Aufnahmen mit der BGG SCHWEIN und der BGG NAWARO III als mit der BGG RIND, BGG NAWARO II und BGG NAHRUNGSREST erzielt. Wie bei Amaranth waren die Biogasgüllen zudem der unbehandelten Rindergülle in ihrer N-Wirkung überlegen (Tabelle 19). Da mit den verschiedenen Güllen nahezu gleiche Mengen an Gesamt-N ausgebracht wurden (Tabelle 5), stehen die Unterschiede in der N-Aufnahme vermutlich in Zusammenhang mit der Menge an applizierten NH₄-N beziehungsweise dem NH₄-N:Gesamt-N-Verhältnis in den Güllen. Dies wird auch durch die Korrelationsanalyse bestätigt (ohne BGG NAHRUNGSREST) (Abbildung 10). Diese zeigt, dass die N-Aufnahme der

Fruchtarten umso höher war, je höher die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zufuhr beziehungsweise je enger das $\text{NH}_4\text{-N}$:Gesamt-N-Verhältnis in der Gülle war. Die BGG NAHRUNGSREST wurde auf Grund des ungleichmäßigen Pflanzenwachstums nicht in die Korrelationsanalyse einbezogen.

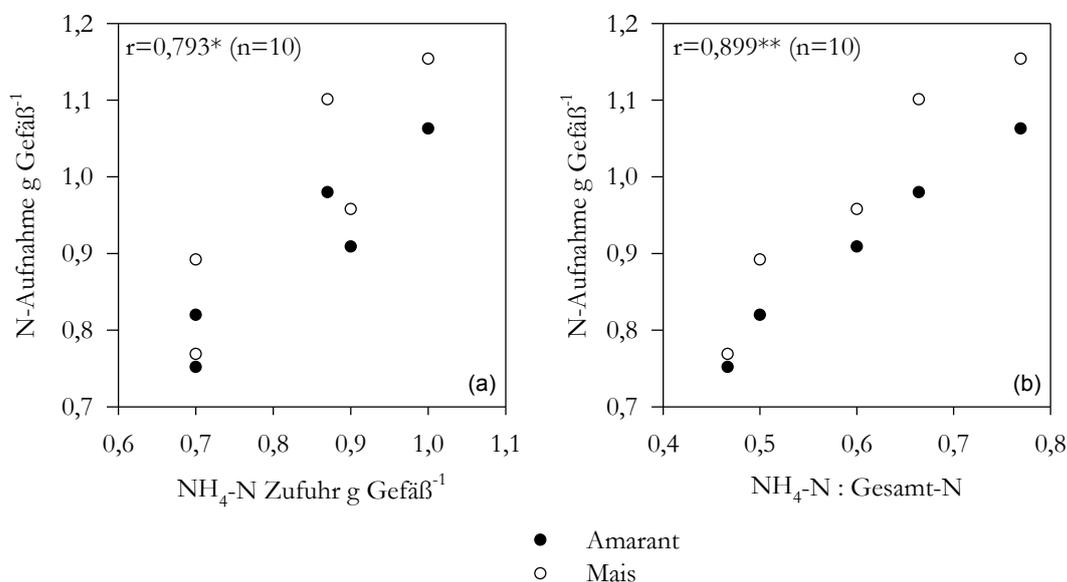


Abbildung 10: Korrelationen (Pearson Korrelationskoeffizient, r) zwischen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zufuhr und der N-Aufnahme (a) sowie zwischen dem Anteil des $\text{NH}_4\text{-N}$ am Gesamt-N und der N-Aufnahme (b) nach der Applikation der Rindergülle und verschiedener Biogasgülle.

*** $p \leq 0,001$, ** $p \leq 0,001$, * $p \leq 0,05$

Auch die beiden Fruchtarten unterschieden sich bezüglich des TM-Ertrages sowie der P- und N-Aufnahme. Amaranth nahm nahezu doppelt so viel P auf wie Mais und reagierte auch auf die P-Zufuhr mit einer deutlicheren Steigerung der P-Aufnahme (Tabelle 19). Amaranth nutzte (abzüglich der P-Aufnahme in der Kontrolle), rein rechnerisch, dadurch zwischen 51 und 62 % des mit den Biogasgülle applizierten P, wohingegen Mais nur 24-30 % des applizierten P ausnutzte. Zur genauen Berechnung der P-Ausnutzung siehe auch Kapitel 4.4.2

5.2.4 Vergleich der Düngewirkung verschiedener Biogasgülle - chemische und biologische Bodenparameter

Bei Berücksichtigung der verschiedenen Biogasgülle in der statistischen Auswertung konnte ein signifikanter Einfluss der Düngung auf die leicht pflanzenverfügbaren **Pw und Pdl-Pools**, nicht aber auf den Gesamt-P-Gehalt des Bodens festgestellt werden. In Kombination mit Amaranth führte die Zufuhr des mineralischen P, der BGG NAWARO II und der BGG NAWARO III zu einer signifikanten Steigerung des Pdl-Gehaltes gegenüber der P-freien Kontrolle. Der Pw-Gehalt veränderte sich gegenüber der P-freien Kontrolle nicht durch die P-Zufuhr (Tabelle 20).

Tabelle 20: Einfluss verschiedener Biogasgülle auf die P-Pools des Bodens, den Gesamt-N, den pH-Wert und den Gehalt an organischer Bodensubstanz im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand nach dem Anbau von Amaranth und Mais.

Düngung	Pw	Pdl	Gesamt-P mg kg ⁻¹	Gesamt-N	pH	OBS %
Amarant	<i>p=0,129</i>	<i>p=0,001</i>	<i>p=0,566</i>	<i>p=0,671</i>	<i>p=0,026</i>	<i>p≤0,001</i>
NK	7,16 a	23,9 a	525 a	1011 a	4,69 ab	2,56 a
NPK	10,8 a	29,8 cd	546 a	908 a	4,84 abc	2,50 a
Rindergülle	9,32 a	25,4 ab	543 a	1033 a	5,12 c	2,84 d
BGG RIND	8,74 a	25,0 ab	517 a	984 a	4,96 abc	2,68 bc
BGG SCHWEIN	9,35 a	25,3 ab	554 a	914 a	4,86 abc	2,61 ab
BGG NAWARO II	8,29 a	31,6 d	556 a	997 a	5,00 bc	2,77 cd
BGG NAWARO III	8,54 a	27,2 bc	537 a	1041 a	4,64 a	2,59 ab
Mittel	8,97 A	26,6 A	539 A	985 B	4,87 A	2,64 A
Mais	<i>p≤0,001</i>	<i>p≤0,001</i>	<i>p=0,317</i>	<i>p≤0,001</i>	<i>p≤0,001</i>	<i>p≤0,001</i>
NK	6,37 a	26,3 a	534 a	877 b	5,41 bc	2,45 a
NPK	10,4 cd	34,5 bc	569 a	834 a	5,34 ab	2,49 ab
Rindergülle	11,9 d	37,2 bc	570 a	968 e	5,86 e	2,75 d
BGG RIND	12,5 d	38,7 c	564 a	948 cde	5,82e	2,76 d
BGG SCHWEIN	11,1 d	34,1 bc	577 a	909 bc	5,61 d	2,61 bc
BGG NAWARO II	12,1 d	38,3 c	569 a	956 de	5,57 cd	2,70 cd
BGG NAWARO III	8,84 b	32,3 b	565 a	916 bcd	5,16 a	2,59 abc
BGG NAHRUNGSREST	9,44 bc	48,9 d	565 a	966 e	5,94 e	2,50 ab
Mittel	10,4 B	36,3 B	564 B	923 A	5,59 B	2,61 A

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Kleinbuchstaben innerhalb einer Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten, verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten

BGG = Biogasgülle, Pw = wasserlöslicher P-Gehalt, Pdl = doppelaktatlöslicher P-Gehalt, OBS = organische Bodensubstanz

Bei Mais führte die Düngung mit allen Gülle zu einer Erhöhung des Pw-Gehaltes im Boden um bis zu 96 % gegenüber der NK-Variante. Die Biogasgülle RIND, SCHWEIN und NAWARO II waren in ihrer Wirkung auf den Pw-Gehalt sowohl untereinander als auch mit der mineralischen P-Düngung und der unbehandelten Rindergülle vergleichbar. Die Biogasgülle NAWARO III und NAHRUNGSREST hinterließen im Vergleich dazu geringere Pw-Gehalte. Auch der Pdl-Gehalt war durch die P-Zufuhr zu Versuchsende signifikant gegenüber der P-freien Kontrolle erhöht. Mit Ausnahme der BGG NAHRUNGSREST unterschieden sich die verschiedenen Biogasgülle hierbei kaum voneinander und waren auch vergleichbar mit der Wirkung der unbehandelten Rindergülle und der mineralischen P-Düngung. Nach der Zufuhr der BGG NAHRUNGSREST lagen die höchsten Pdl-Gehalte vor, was möglicherweise auf die niedrige P-Aufnahme in dieser Variante zurückzuführen ist.

Die angebauten Fruchtarten wirkten sich ebenfalls auf die P-Gehalte im Boden aus. Im Durchschnitt lagen nach dem Anbau von Amaranth geringere Gehalte an Pw und Pdl im Boden vor als nach dem Anbau von Mais. Die vereinfachte P-Bilanz (P-Zufuhr – P-Aufnahme) verdeutlicht, dass Amaranth sogar teilweise mehr P in die oberirdische Biomasse aufnahm als mit den P-Düngern appliziert wurde (Tabelle 21). Wird auch ein P-Entzug durch die Wurzel bedacht,

ist von einer deutlich negativen P-Bilanz bei Amarant auszugehen. Interessanter Weise lagen dennoch nach dem Anbau von Amarant vergleichbare Gehalte an Pdl vor wie zu Versuchsbeginn (Δ Pdl). Demgegenüber war die P-Bilanz von Mais deutlich positiv, was sich nicht nur in erhöhten Pw- und Pdl-Gehalten gegenüber Amarant sondern auch gegenüber dem Pdl-Gehalt vor Versuchsbeginn widerspiegelte.

Tabelle 21: Vereinfachte P-Bilanz im 8-wöchigen Gefäßversuch nach der Applikation verschiedener Biogasgülle.

Düngung	P-Bilanz mg Gefäß ⁻¹	P-Bilanz mg kg ⁻¹	Δ Pdl mg kg ⁻¹
Amarant			
NK	-96,3	-16,5	+0,10
NPK	+57,2	+9,50	+5,97
Rindergülle	-20,3	-3,38	+1,61
BGG RIND	-20,5	-3,40	+1,15
BGG SCHWEIN	+1,10	+0,18	+1,45
BGG NAWARO II	+1,50	+0,25	+7,82
BGG NAWARO III	-5,40	-0,90	+3,38
Mais			
NK	-66,0	-11,0	+2,53
NPK	+88,1	+14,7	+10,7
Rindergülle	+97,6	+16,3	+13,4
BGG RIND	+86,0	+14,3	+14,9
BGG SCHWEIN	+82,6	+13,7	+10,3
BGG NAWARO II	+86,6	+14,4	+14,5
BGG NAWARO III	+73,0	+12,2	+8,54
BGG NAHUNRGREST	+122	+20,4	+25,1

BGG = Biogasgülle; Δ Pdl= Veränderung des Gehaltes an doppellaktatlöslichen P im Vergleich zu Versuchsbeginn

Ein signifikanter Einfluss der Düngung auf den **Gesamt-N-Gehalt** des Bodens konnte nur in Kombination mit Mais nachgewiesen werden. Generell lagen in den mit Gülle gedüngten Varianten höhere Gehalte an Gesamt-N im Boden vor als in den mineralisch gedüngten Varianten (Tabelle 20). Dies kann durch die niedrigere N-Aufnahme in den mit Gülle gedüngten Varianten begründet werden.

Die verschiedenen Düngevarianten führten darüber hinaus zu Veränderungen im **pH-Wert** des Bodens, wobei diese Effekte deutlicher ausgeprägt waren in Kombination mit Mais als mit Amarant. Generell lagen bei Mais nach der Zufuhr der Gülle (Ausnahme BGG NAWARO III) signifikant höhere pH-Werte als nach der mineralischen Düngung (NK, NPK) vor. Die Varianten Rindergülle und BGG RIND wiesen dabei die höchsten pH-Werte auf, während die pH-Wirkung der Biogasgülle SCHWEIN und NAWARO II deutlich darunter lag. Der niedrige pH-Wert der bei beiden Fruchtarten nach der Applikation der BGG NAWARO III auftrat, kann in Zusammenhang mit der zusätzlichen mineralischen N-Düngung in Form von $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ stehen, die notwendig war um die N-Zufuhr zu den übrigen Düngevarianten auszugleichen. Auffällig

war, dass Amarant im Durchschnitt einen um 0,72 Einheiten niedrigeren pH-Wert im Boden hinterließ als Mais. Auch der Gehalt an **organischer Bodensubstanz** wurde signifikant durch die Düngung beeinflusst. Bei beiden Fruchtarten führte die Applikation der unbehandelten Rindergülle, der BGG RIND und der BGG NAWARO II zu einer signifikanten Erhöhung des Gehaltes an organischer Bodensubstanz gegenüber den mineralisch gedüngten Varianten um durchschnittlich 10 %. Dies kann auf die höhere Menge an applizierter organischer Substanz mit diesen Substraten zurückgeführt werden (Tabelle 5). Die übrigen Biogasgülle unterschieden sich in ihrer Wirkung auf den Gehalt an organischer Bodensubstanz nicht von der mineralischen NPK-Düngung. Die Fruchtarten hatten keinen Effekt auf den Gehalt an organischer Bodensubstanz (Tabelle 20).

Zusätzlich zu den Standardmethoden der Bodenuntersuchung wurden auch weitere P-Fractionen des Bodens mit der **Hedley-Fraktionierung** erfasst. Bei Amarant lag ein signifikanter Effekt der Düngung auf die Hedley-Fractionen des Bodens nicht vor. Bei Mais war ein Effekt der Düngung, insbesondere auf die leicht bis mäßig verfügbare $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$, $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ und NaOH-P -Fraktion des Bodens nachweisbar. Dabei lagen die höchsten Gehalte an $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ und NaOH-Pi nach der Zufuhr der BGG NAHRUNGSREST vor. Die übrigen Biogasgülle unterschieden sich in ihrer Wirkung auf die Hedley-Fractionen des Bodens kaum voneinander. Die Ergebnisse bestätigen damit die Resultate des Pdl, welches ebenfalls in der Variante BGG NAHRUNGSREST deutlich erhöht war. Die stabilen, schwerer löslichen P-Fractionen wie das $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$ und des Residual-P wurden durch die Düngung mit den verschiedenen Biogasgülle nicht nachweislich beeinflusst (Tabelle 22). Die kultivierten Fruchtarten hatten einen wesentlich stärkeren Effekt auf die Hedley-Fractionen des Bodens als die Düngung. Nach dem Anbau von Amarant lagen signifikant geringere Gehalte an leicht pflanzenverfügbaren Harz- und $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ vor als nach dem Anbau von Mais, was durch die hohe P-Aufnahme von Amarant erklärt werden kann. Dies stimmt auch mit den Ergebnissen der Pw- und Pdl-Analyse überein. Darüber hinaus konnte festgestellt werden, dass Amarant die eigentlich kurzfristig schwer pflanzenverfügbare Residual-P-Fraktion wesentlich stärker verringerte als Mais. So lagen zu Versuchsende nach dem Anbau von Amarant durchschnittlich $37,3 \text{ mg kg}^{-1}$ weniger Residual-P vor als nach dem Anbau von Mais (Abbildung 11). Im Vergleich zu Versuchsbeginn (Tabelle 4) verringerte sich der Residual-P nach dem Anbau von Amarant um $35,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

Tabelle 22: Hedley-Fractionen des Bodens bei besonderer Berücksichtigung verschiedener Biogasgülle in Kombination mit Amaranth und Mais im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem P-armen Sand.

Düngung	Harz-P	NaHCO ₃ -P	NaHCO ₃ - Pi	NaHCO ₃ - Po	NaOH-P	NaOH- Pi	NaOH- Po	H ₂ SO ₄ -P	Residual-P	Gesamt-Po
	mg kg ⁻¹									
Amarant	<i>p=0,407</i>	<i>p=0,261</i>	<i>p=0,137</i>	<i>p=0,684</i>	<i>p=0,865</i>	<i>p=0,752</i>	<i>p=0,501</i>	<i>p=0,115</i>	<i>p=0,544</i>	<i>p=0,682</i>
NK	14,8 a	53,6 a	15,9 a	37,7 a	280 a	139 a	141 a	74,8 a	102 a	178 a
NPK	17,5 a	67,1 a	18,2 a	49,0 a	279 a	135 a	144 a	80,4 a	103 a	193 a
Rindergülle	18,0 a	68,2 a	18,0 a	50,3 a	272 a	132 a	140 a	64,3 a	124 a	190 a
BGG RIND	14,8 a	59,7 a	12,5 a	43,1 a	275 a	134 a	141 a	72,5 a	95,2 a	184 a
BGG SCHWEIN	12,7 a	61,8 a	18,2 a	43,7 a	284 a	137 a	148 a	81,0 a	114 a	191 a
BGG NAWARO II	18,1 a	50,6 a	13,1 a	37,6 a	284 a	142 a	141 a	65,5 a	138 a	179 a
BGG NAWARO III	14,4 a	64,7 a	19,2 a	45,5 a	285 a	138 a	147 a	96,4 a	83,3 a	193 a
Mais	<i>p=0,140</i>	<i>p=0,002</i>	<i>p=0,022</i>	<i>p=0,024</i>	<i>p=0,900</i>	<i>p=0,010</i>	<i>p=0,958</i>	<i>p=0,563</i>	<i>p=0,235</i>	<i>p=0,175</i>
NK	16,5 a	53,3 ab	15,4 a	37,9 ab	264 a	129 a	135 a	74,1 a	125 a	173 a
NPK	18,4 a	57,8 ab	19,9 abcd	38,8 abc	271 a	137 abc	134 a	69,5 a	152 a	168 a
Rindergülle	20,2 a	48,2 a	18,2 abc	30,0 a	268 a	132 ab	131 a	73,4 a	160 a	161 a
BGG RIND	20,4 a	63,7 b	17,1 ab	46,7 bc	261 a	136 ab	141 a	76,2 a	142 a	188 a
BGG SCHWEIN	17,5 a	55,5 ab	21,6 abcd	33,9 a	269 a	132 ab	132 a	71,4 a	164 a	166 a
BGG NAWARO II	21,4 a	62,5 b	23,0 bcd	39,5 abc	276 a	138 bc	138 a	77,6 a	132 a	178 a
BGG NAWARO III	19,6 a	63,5 b	23,4 cd	40,2 abc	273 a	135 ab	138 a	73,6 a	158 a	178 a
BGG NAHRUNGSREST	19,4 a	74,0 c	24,5 d	50,5 c	276 a	144 c	132 a	71,5 a	131 a	177 a

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte
BGG = Biogasgülle

Demgegenüber führte der Anbau von Mais zu signifikant geringeren Gehalten an organisch gebundenen P als der Anbau von Amarant (NaOH-Po, Gesamt-Po; Abbildung 11). Der Vergleich mit den Po-Fractionen vor Versuchsbeginn (Tabelle 4) zeigt, dass es bei Amarant zu einer Erhöhung des Po kam, während durch den Anbau von Mais die Po-Gehalte nahezu auf dem Niveau vor Versuchsbeginn verblieben.

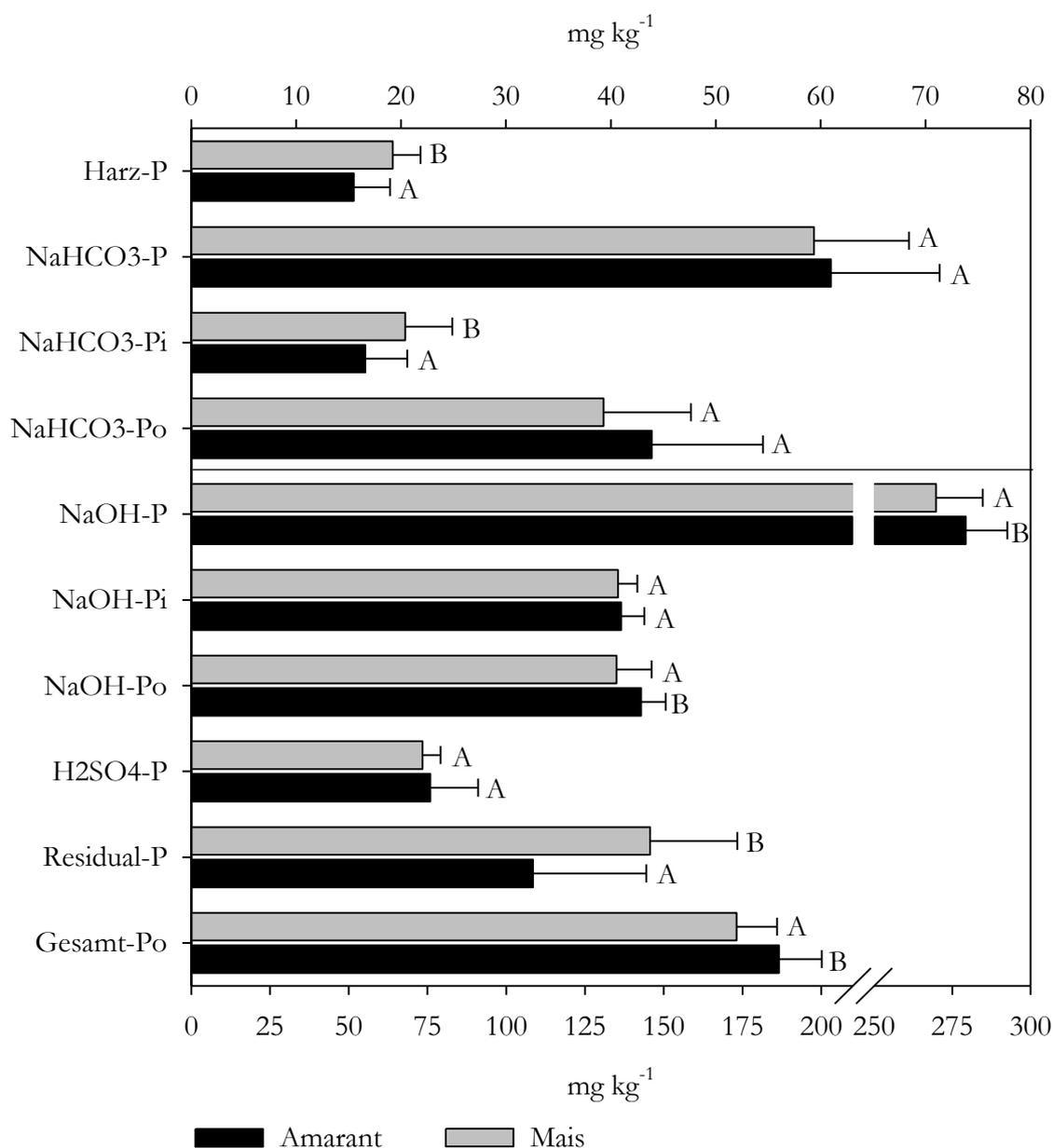


Abbildung 11: Wirkung von Amarant und Mais auf die Hedley-Fractionen des Bodens im Durchschnitt der Düngevarianten nach einer 8-wöchigen Vegetationsperiode im Gefäßversuch mit einem P-armen lehmigen Sand.

Unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten

Die analysierten biologischen Bodenparameter wurden ebenfalls signifikant durch die Düngung beeinflusst. Die **DH-Aktivität** erhöhte sich bereits durch die Zufuhr des mineralischen P um 214 % (Amarant) bis 220 % (Mais) gegenüber der P-freien Kontrolle. Die Düngung mit den Biogasgülle führte nicht zu einer weiteren Erhöhung der DH-Aktivität gegenüber der NPK-Variante, obwohl damit organische Substanz zugeführt wurde. Bei Mais lag nach der Applikation der BGG NAHRUNGSREST sogar eine signifikant geringere mikrobielle Aktivität als in der NPK-Variante vor (Tabelle 23). Im Gegensatz dazu wurde durch die Zufuhr der unbehandelten Rindergülle bei Amarant und teilweise auch bei Mais eine deutliche Steigerung der DH-Aktivität gegenüber der NPK-Variante und den Biogasgülle erreicht. Die Biogasgülle untereinander unterschieden sich bezüglich ihrer Wirkung auf die DH-Aktivität kaum, obwohl mit den verschiedenen Biogasgülle unterschiedliche Mengen an organischer Substanz zugeführt wurden.

Tabelle 23: Wirkung verschiedener Biogasgülle auf die DH-Aktivität, die Aktivität der sauren und alkalischen Pase und den mikrobiell gebundenen P im Boden im 8-wöchigen Gefäßversuch nach dem Anbau von Mais und Amarant auf einem P-armen Sand.

Düngung	DH-Aktivität µg TPF g ⁻¹ TM	saure Pase µg pNP g ⁻¹ TM	alkalische Pase µg pNP g ⁻¹ TM	Pmic mg kg ⁻¹
Amarant	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> =0,199	<i>p</i> ≤0,001	
NK	11,9 a	157 a	23,2 a	2,08
NPK	38,4 bc	180 a	23,1 a	3,12
Rindergülle	66,6 d	191 a	37,3 c	4,49
BGG RIND	44,5 c	165 a	28,1 b	5,45
BGG SCHWEIN	36,3 bc	170 a	26,1 ab	3,87
BGG NAWARO II	22,2 ab	166 a	34,7 c	n.n.
BGG NAWARO III	27,0 ab	161 a	21,9 a	n.n.
Mittel	35,6 A	170 A	27,7 A	3,8
Mais	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> =0,002	<i>p</i> ≤0,001	<i>p</i> =0,004
NK	29,3 a	184 ab	24,4 a	3,17 a
NPK	82,2 b	198 bc	25,1 a	6,03 b
Rindergülle	112 c	210 c	50,5 d	6,63 b
BGG RIND	88,9 b	212 c	47,2 cd	6,55 b
BGG SCHWEIN	98,6 bc	209 c	42,4 bc	5,38 b
BGG NAWARO II	83,4 b	211 c	41,6 bc	5,05 ab
BGG NAWARO III	100 bc	199 bc	29,3 a	6,09 b
BGG NAHRUNGSREST	39,2 a	162 a	39,2 b	3,03 a
Mittel	79,1 B	198 B	37,3 B	5,24

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Kleinbuchstaben innerhalb einer Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten, verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten

BGG = Biogasgülle; n.n. = nicht nachweisbar, DH-Aktivität = Dehydrogenase-Aktivität; Pase = Phosphatase-Aktivität, Pmic = mikrobiell gebundener P

Die **alkalische Pase-Aktivität** war bei beiden Fruchtarten in der NK- und NPK-Variante am niedrigsten und erhöhte sich durch die Zufuhr der verschiedenen Gülle. Die Gülle unterschieden sich dabei in ihrer Wirkung auf die alkalische Pase-Aktivität. Höhere Aktivitäten lagen generell nach der Applikation der Rindergülle vor, wohingegen die geringste

alkalische Pase-Aktivität in der Variante BGG NAWARO III gemessen wurde. Wie die Ergebnisse der Korrelationsanalyse zeigen, stand die alkalische Pase-Aktivität sowohl in Zusammenhang mit der DH-Aktivität als auch mit dem pH-Wert des Bodens. Unterschiede in der alkalischen Pase-Aktivität zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten können zu etwa 20 % durch deren Effekt auf die DH-Aktivität und zu etwa 50 % durch deren Effekt auf den pH-Wert des Bodens erklärt werden (Abbildung 12). Die **saure Pase-Aktivität** wurde nur in Kombination mit Mais signifikant durch die Düngung beeinflusst. Im Allgemeinen wurde, mit Ausnahme der BGG NAHRUNGSREST, eine höhere Aktivität der sauren Pase in den mit P gedüngten Varianten als in der P-freien Kontrolle gemessen. Die verschiedenen Güllen waren in ihrer Wirkung auf die saure Pase-Aktivität vergleichbar, nur die BGG NAHRUNGSREST führte zu einer signifikant geringeren Aktivität. Die **Pmic-Gehalte** waren grundsätzlich sehr niedrig und für einige Biogasgülle-Varianten bei Amarant nicht nachweisbar, weshalb für Amarant keine statistische Analyse durchgeführt wurde. Für Mais konnte demgegenüber ein signifikanter Effekt der Düngung auf den Pmic festgestellt werden. Dabei führte die P-Düngung zu einem Anstieg des Pmic-Gehaltes, unabhängig davon ob mineralisches P, Rindergülle oder Biogasgülle appliziert wurde. Nur in der Variante BGG NAHRUNGSREST lagen wiederum wesentlich geringere Werte vor. Auch die beiden kultivierten Fruchtarten unterschieden sich deutlich bezüglich ihrer Wirkung auf die biologischen Parameter des P-Kreislaufes. Im Durchschnitt lag nach dem Anbau von Amarant sowohl eine signifikant geringere DH-Aktivität als auch eine signifikant geringere Aktivität der alkalischen und sauren Pase vor als nach dem Anbau von Mais (Tabelle 23).

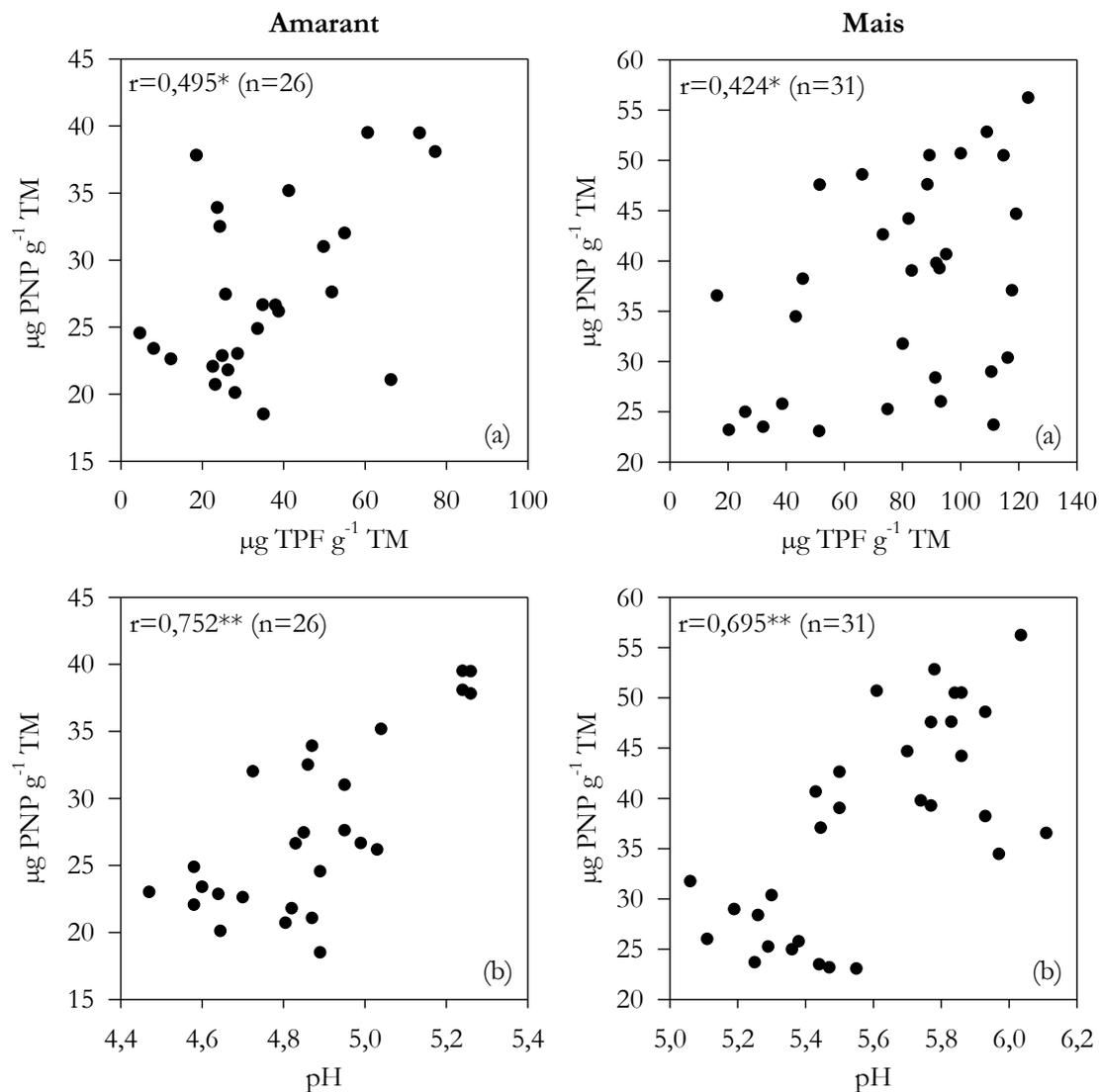


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen DH- und alkalischer Pase-Aktivität (a) sowie zwischen dem pH-Wert des Bodens und der alkalischen Pase-Aktivität (b) über alle Düngemittelvarianten im 8-wöchigen Gefäßversuch nach dem Anbau von Amaranth und Mais (Pearson Korrelationskoeffizient r).

*** $p \leq 0,001$, ** $p \leq 0,001$, * $p \leq 0,05$

5.3 Ergebnisse aus Gefäßversuch 2

Um die Ergebnisse aus Gefäßversuch 1 zu validieren wurde erneut die BGG RIND in ihrer Wirkung auf Pflanzen- und Bodenparameter in Kombination mit den Fruchtarten Amaranth und Mais und 2 Bodenarten untersucht. Zum Vergleich wurden die entsprechende unbehandelte Rindergülle und eine leicht lösliche mineralische P-Quelle (NPK) verwendet. Als Kontrolle diente eine Variante ohne P-Zufuhr (NK).

Die Ergebnisse der 3-faktoriellen Varianzanalyse zeigen, dass die geprüften Faktoren Düngung, Fruchtart und Bodenart einen hoch signifikanten Einfluss auf alle gemessenen Pflanzen- und Bodenparameter hatten. Wechselwirkungen zwischen Düngung und Bodenart traten insbesondere bezüglich des TM-Ertrages und der N-Aufnahme sowie bezüglich der leicht löslichen P-Pools des Bodens, dem pH-Wert und der DH-Aktivität auf. Auch die kultivierten Fruchtarten reagierten in Abhängigkeit der Bodenart unterschiedlich bezüglich aller gemessenen Pflanzenparameter, der P-Pools des Bodens sowie der mikrobiellen Parameter (Tabelle 24).

5.3.1 Wirkung von Biogasgülle in Abhängigkeit der Bodenart - Pflanzenparameter

Bei Amaranth führten die Düngevarianten NK, NPK und BGG RIND auf beiden Böden zu vergleichbar hohen **TM-Erträgen**. Die Düngung mit der unbehandelten Rindergülle resultierte demgegenüber in geringeren Erträgen. Bei Mais war die Ertragswirkung der verschiedenen Dünger abhängig von der Bodenart. In Kombination mit dem Sand führte nur die NPK-Variante zu einer signifikanten Erhöhung des Ertrages gegenüber der P-freien Kontrolle. Mit der BGG RIND und der Rindergülle konnte keine Ertragssteigerung gegenüber der P-freien Kontrolle erreicht werden. In Kombination mit dem Lehm wurden mit beiden organischen Düngern bis zu 90 % höhere Erträge als mit der NK-Variante erzielt und ein mit der mineralischen NPK-Düngung vergleichbares Ertragsniveau erreicht (Tabelle 25).

Die **P-Aufnahme** wurde signifikant durch die Interaktion aller 3 Prüffaktoren beeinflusst. Bei Mais erhöhte sich die P-Aufnahme auf dem Sand durch die Zufuhr der Rindergülle um 40 % und durch die Zufuhr der BGG RIND um 53 % gegenüber der Kontrolle. Die beiden organischen Dünger unterschieden sich dabei weder untereinander noch von der mineralischen P-Quelle in ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme. In Kombination mit dem Lehm wurde die P-Aufnahme von Mais nicht durch die Düngung beeinflusst. Die P-Aufnahme von Amaranth erhöhte sich demgegenüber auf beiden Böden deutlich im Vergleich zur P-freien Kontrolle wenn Rindergülle (Sand +56 %; Lehm +34 %) oder die BGG RIND (Sand +62 %; Lehm +64%) appliziert wurden.

Tabelle 24: Einfluss der Düngung, der Fruchtart und der Bodenart sowie ihrer Wechselwirkung auf Pflanzen- und Bodenparameter im 8-wöchigen Gefäßversuch.

Parameter	Varianzursache							Wiederholung
	Düngung	Fruchtart	Bodenart	Düngung x Fruchtart	Düngung x Boden	Fruchtart x Boden	Düngung x Fruchtart x Boden	
Pflanzenparameter								
TM-Ertrag	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	0,055	0,297
P-Aufnahme	<0,001	<0,001	0,739	0,005	0,402	<0,001	0,037	0,420
N-Aufnahme	<0,001	0,318	0,085	0,584	0,016	0,001	0,244	0,732
Chemische Bodenparameter								
Pw	<0,001	<0,001	0,080	<0,001	0,010	<0,001	0,018	0,210
Pdl	<0,001	<0,001	<0,001	0,010	<0,001	<0,001	0,295	0,797
Gesamt-P	<0,001	<0,001	<0,001	0,552	0,208	<0,001	0,015	0,231
Gesamt-N	<0,001	0,652	<0,001	0,055	0,642	0,782	0,185	0,536
OBS	<0,001	0,007	<0,001	0,711	0,132	<0,001	0,135	0,850
pH	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,919	0,096	0,018
Biologische Bodenparameter								
DH-Aktivität	<0,001	<0,001	<0,001	0,365	0,001	<0,001	0,066	0,284
Pmic	<0,001	<0,001	<0,001	0,654	0,626	0,001	0,881	0,026

Ergebnisse der 3-faktoriellen Varianzanalyse und des F-Test (p -Werte, $\alpha \leq 0,05$)

Pw = wasserlösliches P, Pdl = doppellaktatlösliches P, OBS = organische Bodensubstanz, DH-Aktivität = Dehydrogenase-Aktivität, Pmic = mikrobiell gebundener P

Die beiden organischen Dünger unterschieden sich in ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme von Amarant nicht und waren vergleichbar mit einer leichtlöslichen mineralischen P-Quelle oder dieser sogar überlegen. Im Durchschnitt wies Amarant mit 156 mg Gefäß⁻¹ eine deutlich höhere P-Aufnahme auf als Mais mit 88,4 mg Gefäß⁻¹. Die Steigerung der P-Aufnahme durch die P-Düngung war zudem ausgeprägter auf dem Sand (+53 %) als auf dem Lehm (+35 %). Die **N-Aufnahme** war, unabhängig von der Frucht- und Bodenart, in den organisch gedüngten Varianten deutlich niedriger als in den mineralisch gedüngten Varianten (NK, NPK). Die BGG RIND führte dabei zu einer höheren N-Aufnahme als die unbehandelte Rindergülle, wobei signifikante Unterschiede nur für Amarant in Kombination mit dem Lehm nachgewiesen werden konnten (Tabelle 25).

Tabelle 25: Einfluss der Düngung auf den Ertrag sowie die P- und N-Aufnahme von Mais und Amarant im 8-wöchigen Gefäßversuch in Abhängigkeit der Bodenart (Bachmann *et al.* 2011).

Fruchtart/Bodenart	Düngung	TM-Ertrag g Gefäß ⁻¹	P-Aufnahme	N-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹
Mais				
Sand	NK	48,6 a	54,9 a	856 b
	Rindergülle	49,2 a	77,2 b (41)	349 a
	BGG RIND	59,0 a	84,0 b (53)	451 a
	NPK	73,2 b	85,7 b (56)	913 b
Lehm	NK	34,0 a	90,3 a	825 b
	Rindergülle	60,5 b	109 a (21)	434 a
	BGG RIND	64,8 b	110 a (22)	512 a
	NPK	70,1 b	96,7 a (7,0)	900 b
Mittelwert		57,4 B	88,4 A	654 A
Amarant				
Sand	NK	44,1 b	124 a	919 b
	Rindergülle	33,2 a	194 c (56)	446 a
	BGG RIND	40,3 b	201 c (62)	477 a
	NPK	44,8 b	164 b (32)	978 c
Lehm	NK	28,6 b	102 a	850 c
	Rindergülle	23,1 a	137 ab (34)	363 a
	BGG RIND	31,3 bc	167 b (64)	489 b
	NPK	35,2 c	161 b (58)	826 c
Mittelwert		35,1 A	156 B	668 A

Verschiedene Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte für die jeweilige Fruchtart- und Bodenart in Abhängigkeit der Düngung (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten, BGG = Biogasgülle, in Klammern: Prozentuale Erhöhung der P-Aufnahme gegenüber der Kontrolle

5.3.2 Wirkung von Biogasgülle in Abhängigkeit der Bodenart - chemische und biologische Bodenparameter

Zum Zeitpunkt der Ernte waren alle P-Pools des Bodens (Pw, Pdl, Gesamt-P) durch die P-Zufuhr erhöht. Der **Pw-Gehalt** des Bodens wurde dabei signifikant durch die Interaktion der drei Prüffaktoren Düngung, Fruchtart und Bodenart ($p \leq 0,018$, Tabelle 24) beeinflusst. In Kombination mit dem Sand führte die BGG RIND zu höheren Pw-Gehalten als die unbehandelte Rindergülle und war vergleichbar mit der mineralischen P-Düngung. Beim Lehm lagen nach der Applikation der beiden Güllen signifikant geringere Pw-Gehalte als nach der mineralischen P-Düngung vor (Tabelle 26). Gleiches galt für die **Pdl-Gehalte** im Boden, welche in den Varianten Rindergülle und Biogasgülle RIND generell geringer waren als in der NKP-Variante (Ausnahme: Amarant auf Lehm). Die beiden Güllen unterschieden sich bezüglich ihrer Wirkung auf den Pdl-Gehalt des Bodens nicht. Der Anbau von Amarant führte grundsätzlich zu geringeren Gehalten an Pw, Pdl und Gesamt-P als der Anbau von Mais (Tabelle 26).

Tabelle 26: Einfluss der Düngung auf den pflanzenverfügbaren P-Gehalt, den Gesamt-P und N-Gehalt, den Gehalt an organischer Bodensubstanz und den pH-Wert des Bodens in Abhängigkeit der Fruchtart und der Bodenart im 8-wöchigen Gefäßversuch (Bachmann et al. 2011).

Fruchtart/ Bodenart	Düngung	Pw	Pdl	Gesamt-P mg kg ⁻¹	Gesamt-N	OBS %	pH
Mais							
Sand	NK	6,13 a	44,6 a	477 a	906 a	2,77 a	6,99 a
	Rindergülle	9,52 b	54,4 b	527 b	1055 b	2,93 b	7,12 b
	BGG RIND	10,9 c	54,5 b	522 b	1031 b	2,91 b	7,09 b
	NPK	11,2 c	60,0 c	517 b	905 a	2,81 a	6,96 a
Lehm	NK	5,85 a	26,6 a	512 a	1279 ab	4,16 a	5,63 a
	Rindergülle	8,40 b	33,0 b	527 ab	1366 bc	4,46 b	5,87 b
	BGG RIND	8,43 b	34,0 b	532 b	1413 c	4,44 b	6,01 b
	NPK	9,20 c	36,3 c	546 b	1219 a	4,18 a	5,72 a
Mittelwert		8,65 A	42,9 B	516 B	1152 A	3,63 B	6,42 B
Amarant							
Sand	NK	5,40 a	38,2 a	458 a	888 a	2,73 a	6,71 a
	Rindergülle	5,75 ab	43,5 b	461 a	1056 b	3,01 c	7,17 b
	BGG RIND	6,60 bc	43,2 b	487 a	1035 b	2,94 c	7,14 b
	NPK	7,48 c	50,2 c	479 a	926 a	2,82 b	6,80 a
Lehm	NK	6,16 a	25,4 a	513 a	1251 a	4,08 a	5,43 a
	Rindergülle	7,57 b	31,0 b	546 c	1433 c	4,33 b	6,03 b
	BGG RIND	7,03 b	28,9 b	531 b	1353 b	4,27 b	6,01 b
	NPK	8,65 c	30,3 b	564 c	1271 a	4,12 a	5,44 a
Mittelwert		6,80 A	36,3 A	503 A	1147 A	3,54 A	6,34 A

Verschiedene Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte für die jeweilige Fruchtart- und Bodenart in Abhängigkeit der Düngung (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten

BGG = Biogasgülle, Pw= wasserlöslicher P, Pdl= doppellaktatlöslicher P, OBS= organische Bodensubstanz

Unabhängig von der Frucht- und der Bodenart lagen zu Versuchsende die höchsten **Gesamt-N-Gehalte** in den mit Rindergülle und mit BGG RIND gedüngten Varianten vor. Dies

ist auf die niedrigeren N-Aufnahmen in diesen Varianten zurückzuführen (Tabelle 25). Die **Gehalte an organischer Bodensubstanz** waren nach der Zufuhr beider Güllen signifikant um bis zu 10 % gegenüber den mineralisch gedüngten Varianten erhöht. Obwohl mit der BGG RIND weniger organische Substanz appliziert wurde, veränderte sich der Gehalt an organischer Bodensubstanz im Vergleich zur Rindergülle nicht. Auch der **pH-Wert** des Bodens war generell höher nach der Zufuhr der beiden Güllen als nach der mineralischen Düngung. Die pH-Wirkung der Rindergülle und der BGG RIND war vergleichbar, variierte aber in Abhängigkeit der Fruchtart und der Bodenart (Tabelle 24). So war die pH-Wirkung der Güllen auf dem Lehm stärker ausgeprägt als auf dem Sand und bei Amarant deutlicher als bei Mais. Der Anbau von Amarant führte insbesondere in den mineralisch gedüngten Varianten zu einer deutlichen Verringerung des Boden-pH, während dieser durch die organische Düngung abgepuffert wurde.

Die Faktoren Düngung, Fruchtart und Bodenart wirkten sich zudem signifikant auf die biologischen Bodenparameter aus (Tabelle 24). Im Allgemeinen erhöhte sich die **DH-Aktivität** durch die Zufuhr der Rinder- und der Biogasgülle gegenüber der P-freien Kontrolle. Im Vergleich zur Rindergülle war die DH-Aktivität nach der Zufuhr der Biogasgülle jedoch um bis zu 31 % geringer und eher vergleichbar mit der Wirkung einer mineralischen NPK-Düngung. Der **Pmic-Gehalt** wurde nur auf dem Lehm signifikant durch die Düngung beeinflusst. Dennoch lagen in beiden Böden höhere Gehalte an Pmic in den organisch gedüngten Varianten als in den mineralisch gedüngten Varianten vor. Im Gegensatz zur DH-Aktivität konnten jedoch keine Unterschiede bezüglich des Pmic zwischen den Güllen festgestellt werden (Tabelle 27). Die DH-Aktivität und der Pmic waren zu Versuchsende generell auf dem Lehm höher als auf dem Sand und nach dem Anbau von Mais höher als nach dem Anbau von Amarant.

Tabelle 27: Einfluss der Düngung auf die DH-Aktivität und den mikrobiell gebundenen P nach dem Anbau von Mais und Amarant im 8 wöchigen Gefäßversuch in Abhängigkeit der Bodenart (Bachmann *et al.* 2011).

Fruchtart	Düngung	DH-Aktivität $\mu\text{g TPF g}^{-1} \text{ TM}$	Pmic mg kg^{-1}
Mais			
Sand	NK	126 a	10,3 a
	Rindergülle	186 b	14,5 a
	BGG RIND	127 a (31 %)	12,1 a
	NPK	169 ab	9,78 a
Lehm	NK	189 a	18,7 a
	Rindergülle	373 c	20,4 b
	BGG RIND	318 b (14 %)	22,7 b
	NPK	239 ab	16,6 a
Mittelwert		218 B	16,4 B
Amarant			
Sand	NK	138 a	8,40 a
	Rindergülle	203 c	11,2 a
	BGG RIND	166 b (18 %)	12,1 a
	NPK	129 a	7,69 a
Lehm	NK	114 a	9,28 a
	Rindergülle	235 c	14,5 b
	BGG RIND	174 b (25 %)	15,6 b
	NPK	131 ab	9,46 a
Mittelwert		162 A	11,2 A

Verschiedene Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte für die jeweilige Fruchtart- und Bodenart in Abhängigkeit der Düngung (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten

BGG = Biogasgülle, DH = Dehydrogenase-Aktivität, Pmic = mikrobiell gebundener P

In Klammern: Prozentuale Verringerung der DH-Aktivität gegenüber der unbehandelten Rindergülle

5.4 Ergebnisse des Praxisversuches

5.4.1 Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngeeigenschaften von Biogasgülle - Pflanzenparameter

Im Praxisversuch wurden über 3 Jahre die Folgen der Vergärung für die Ertrags- sowie die N- und P-Wirkung von Gülle untersucht. Hierfür wurden das bereits in den Gefäßversuchen geprüfte ASG RIND und die BGG RIND als Dünger eingesetzt. Beide Substrate wurden in gleichen Aufwandmengen von $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgebracht, wodurch die gleiche Menge an P auf die Fläche gelangte. Mit der Biogasgülle wurden jedoch circa 20 % mehr $\text{NH}_4\text{-N}$ pro ha appliziert als mit dem Ausgangsgemisch. Im Gegensatz dazu verringerte sich durch die Biogasgülle-Düngung die Zufuhr an organischer Substanz im Laufe der 3 Jahre um circa 60 % (Tabelle 11). Als Kontrolle diente eine Variante ohne P aber mit mineralischer N- und K-Zufuhr. Der Effekt des Vergärungsprozesses auf die Pflanzenentwicklung wurde sowohl zum Zeitpunkt der Jugendentwicklung des Mais und damit zum Zeitpunkt des höchsten Nährstoffbedarfes als auch zum Zeitpunkt der Ernte nach Erreichen der Siloreife untersucht.

Die Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse in Tabelle 28 zeigen einen signifikanten Einfluss der Düngung und des Versuchsjahres auf alle gemessenen Pflanzenparameter. Darüber hinaus wurden der TM-Ertrag und die N-Aufnahme zum Zeitpunkt der Zwischenernte signifikant durch die Wechselwirkung zwischen Düngung und Versuchsjahr beeinflusst.

Tabelle 28: Einfluss der Düngung und des Versuchsjahres sowie ihrer Wechselwirkung auf den Ertrag und die N- und P-Aufnahme von Mais zum Zeitpunkt der Zwischenernte und der Ernte im 3-jährigen Praxisversuch.

Varianzursache	TM-Ertrag dt ha ⁻¹		N-Aufnahme kg ha ⁻¹		P-Aufnahme kg ha ⁻¹	
	ZwErnte	Ernte	ZwErnte	Ernte	ZwErnte	Ernte
Düngung	0,030	0,001	0,005	0,028	0,030	0,003
Jahr	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Düngung*Jahr	0,014	0,311	0,030	0,030	0,315	0,135
Block	0,236	0,255	0,777	0,592	0,464	0,029
Düngung						
ASG RIND	45,1 b	176 b	110,1 b	241 b	13,7 b	44,3 b
BGG RIND	44,5 b	165 b	108,0 b	227 ab	13,0 ab	41,4 b
NK	40,0 a	151 a	94,1 a	209 a	11,8 a	33,8 a
Jahr						
2009	15,0 a	111 a	47,7 a	145 a	4,23 a	20,2 a
2010	47,0 b	167 b	117,7 b	278 c	13,2 b	45,4 b
2011	67,6 c	215 c	146,8 c	253 b	20,6 c	53,8 c

Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse mit F-Test und anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$), unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte
ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle, ZwErnte = Zwischenernte

Im Durchschnitt der 3 Versuchsjahre wurden, sowohl zum Zeitpunkt der Zwischenernte als auch der Ernte, höhere Erträge sowie P und N-Aufnahmen durch die Zufuhr des Ausgangsgemisches und der Biogasgülle erzielt als in der P-freien Kontrolle (NK). Das Ausgangsgemisch und die Biogasgülle unterschieden sich in ihrer Wirkung auf die analysierten Pflanzenparameter nicht. Im Durchschnitt der Düngevarianten stieg der Ertrag sowie die P- und N-Aufnahme von 2009 bis 2011 stetig an. Während mit 111 dt ha⁻¹ in 2009 die geringsten Erträge vorlagen, wurden in 2011 mit 215 dt ha⁻¹ nahezu doppelt so hohe Erträge erzielt (Tabelle 28).

Bei Betrachtung der Versuchsjahre im Einzelnen wurde deutlich, dass signifikante Unterschiede im Ertrag und der P- und N-Aufnahme zwischen den Düngevarianten in den ersten beiden Versuchsjahren (2009 und 2010) hauptsächlich zum Zeitpunkt der Zwischenernte nachweisbar waren, während sich diese Effekte bis zur Ernte verwuchsen. Im Gegensatz dazu waren in 2011 keine düngungsbedingten Unterschiede zum Zeitpunkt der Zwischenernte feststellbar, wobei zur Ernte signifikante Unterschiede bezüglich der gemessenen Pflanzenparameter auftraten. Zum Zeitpunkt der Zwischenernte lagen im Jahr 2009 um 57 % und im Jahr 2010 um 25 % höhere **TM-Erträge** nach der Zufuhr der Biogasgülle gegenüber der Kontrolle vor (Abbildung 13).

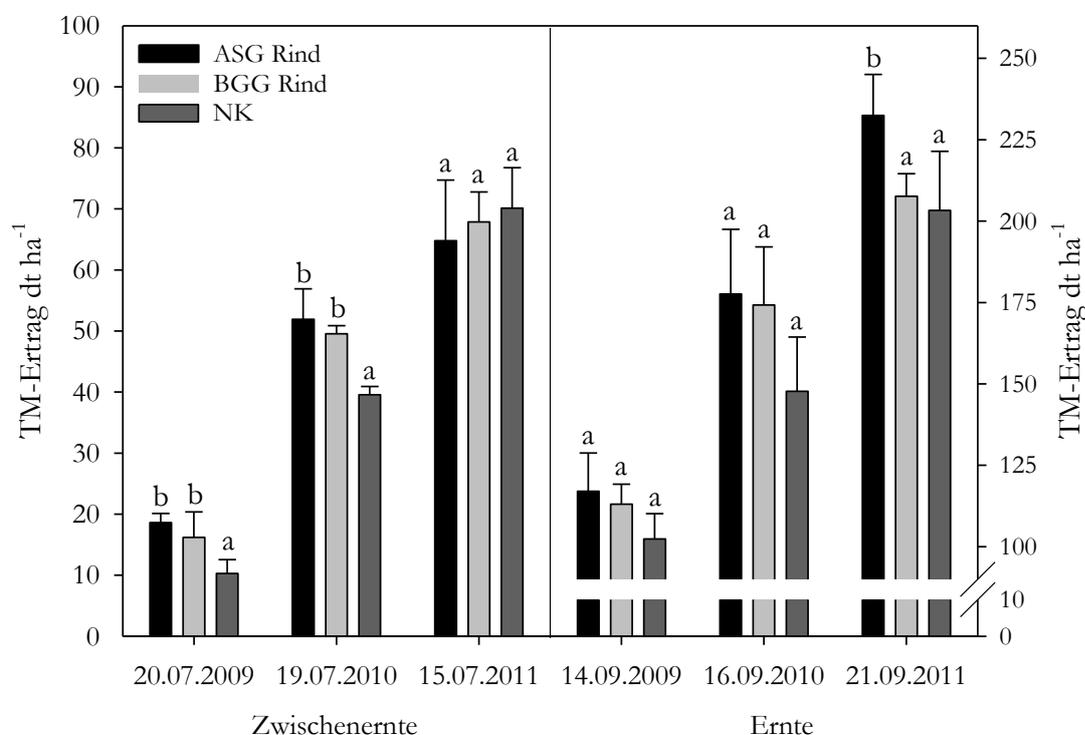


Abbildung 13: Erträge des Maises in Abhängigkeit des Erntetermins und der Düngung im 3-jährigen Praxisversuch mit einem schwach lehmigen Sand.

Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte am jeweiligen Probenahmetermin (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$), ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle

Bis zur Ernte im September 2009 und 2010 verwachsen sich die Ertragsunterschiede im Vergleich zur NK-Variante wieder. Während die Ergebnisse aus den Jahren 2009 und 2010 auf eine vergleichbare Ertragswirkung von Ausgangsgemisch und Biogasgülle hindeuteten, blieb zur Ernte in 2011 die Ertragswirkung der Biogasgülle hinter dem Ausgangsgemisch zurück und unterschied sich nicht von der P-freien Kontrolle (Abbildung 13).

Wie auch bei den TM-Erträgen waren Unterschiede in der **P-Aufnahme** in den ersten beiden Versuchsjahren hauptsächlich zur Zwischenernte feststellbar. Hierbei führte die Zufuhr der Biogasgülle zu einer Erhöhung der P-Aufnahme gegenüber der Kontrolle um 55 % in 2009 und um 17 % in 2010. Zur Zwischenernte 2010 war die P-Aufnahme nach der Applikation der Biogasgülle aber geringer als nach der Applikation des Ausgangsgemisches. Zum Zeitpunkt der Ernte in 2009 und 2010 deuteten sich zwar höhere P-Aufnahmen durch die Zufuhr des Ausgangsgemisches und der Biogasgülle an, signifikante Unterschiede zur P-freien Kontrolle waren aber erst zur Ernte nach 3 Versuchsjahren nachweisbar (Abbildung 14). Dabei wurden mit dem Ausgangsgemisch und der Biogasgülle um 48 beziehungsweise 25 % höhere P-Aufnahmen als in der P-freien Kontrolle erreicht, wobei sich beide Substrate nicht signifikant in ihrer P-Wirkung unterschieden.

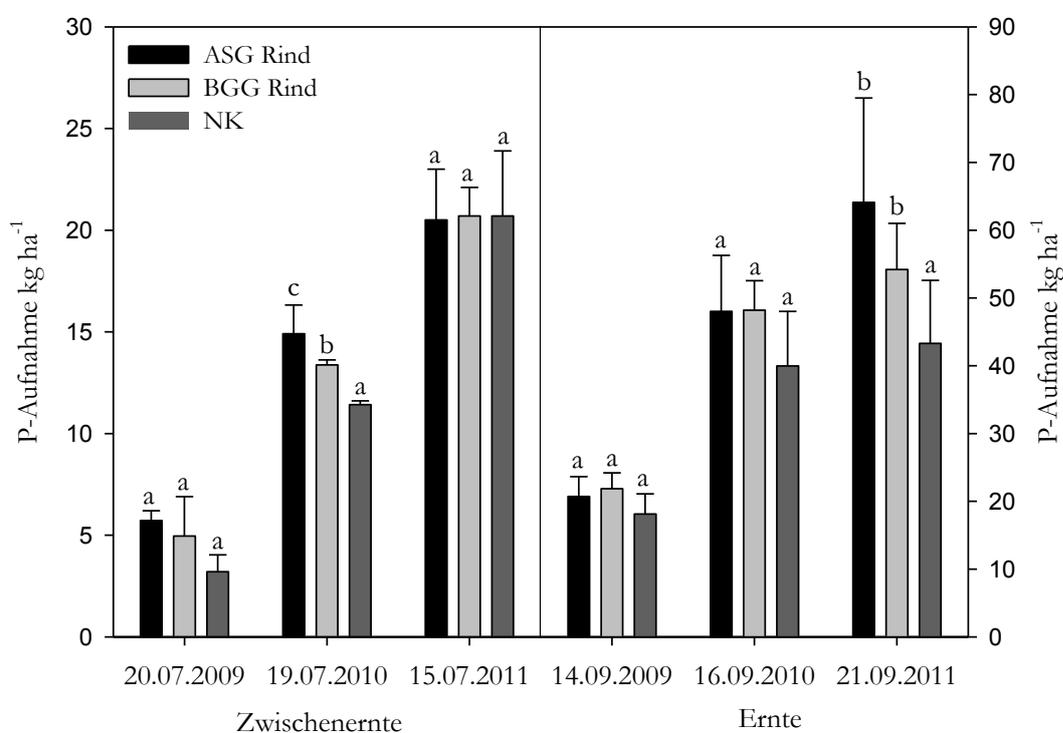


Abbildung 14: P-Aufnahme von Mais in Abhängigkeit des Erntetermins und der Düngung im 3-jährigen Praxisversuch mit einem schwach lehmigen Sand.

Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte am jeweiligen Probenahmetermin (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$), ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle

Nicht nur die TM-Erträge und die P-Aufnahme wurden in den ersten beiden Versuchsjahren hauptsächlich zum Zeitpunkt der Zwischenernte beeinflusst, sondern auch die **N-Aufnahme**. Die N-Aufnahme in der NK-Variante war zur Zwischenernte 2009 um bis zu 67 % und in 2010 um bis zu 31 % geringer als in den Varianten mit Ausgangsgemisch oder Biogasgülle. Signifikante Unterschiede in der N-Aufnahme zum Zeitpunkt der Ernte waren nur im 3. Versuchsjahr nachweisbar. Vergleichbar zur P-Aufnahme, lagen höhere N-Aufnahmen in den mit Ausgangsgemisch oder Biogasgülle gedüngten Varianten vor als in der Kontrolle. Anders als im Gefäßversuch konnte im Feld jedoch zu keinem Zeitpunkt ein signifikanter Unterschied in der N-Aufnahme zwischen dem Ausgangsgemisch und der Biogasgülle nachgewiesen werden (Abbildung 15).

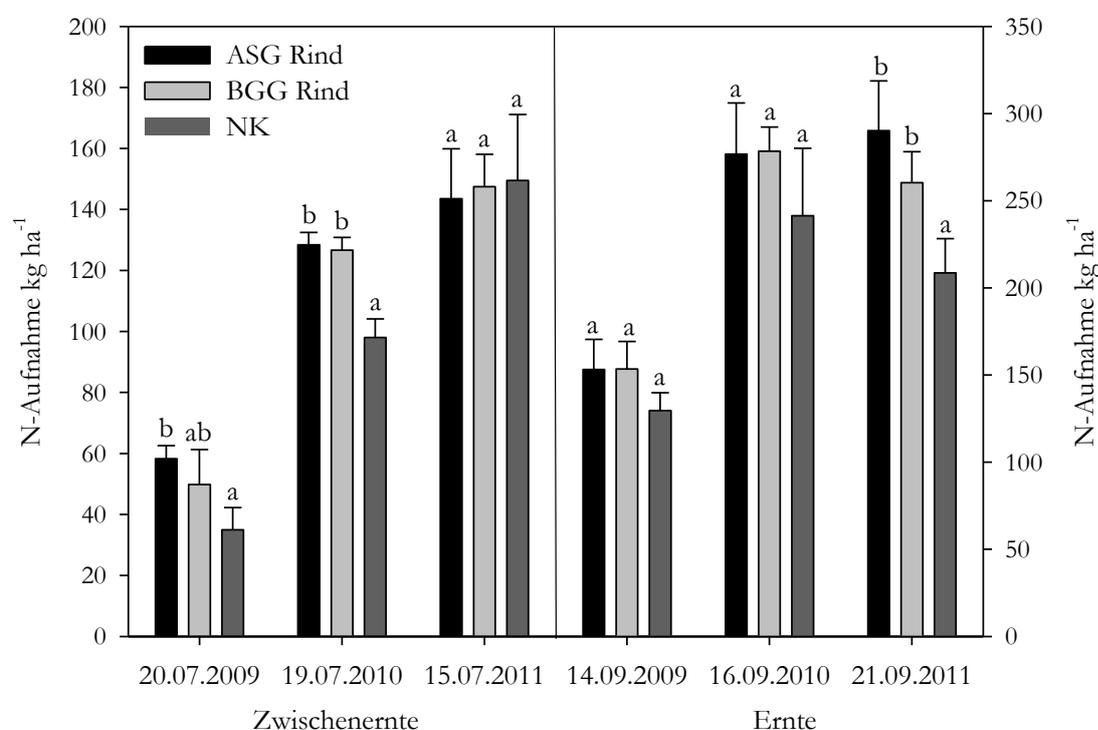


Abbildung 15: N-Aufnahme von Mais in Abhängigkeit des Erntetermins und der Düngung im 3-jährigen Praxisversuch mit einem schwach lehmigen Sand.

Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte am jeweiligen Probenahmetermin (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$), ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle

Anhand der in Tabelle 29 dargestellten vereinfachten Nährstoffbilanz (P-Zufuhr – P-Abfuhr) wird deutlich, dass im Durchschnitt der drei Versuchsjahre sowohl mit dem Ausgangsgemisch als auch mit der Biogasgülle $21 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgebracht wurden. Mit der oberirdischen Biomasse wurden zwischen 34 und $44 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entzogen, was zu einer deutlich negativen P-Bilanz in allen Varianten führte. Während im ersten Versuchsjahr mit einem niedrigen Ertragsniveau die P-Bilanz noch ausgeglichen war, verdeutlichen die Ergebnisse aus

den ertragsreichen Jahren 2010 und 2011, dass die P-Zufuhr mittels dem Ausgangsgemisch und der Biogasgülle in einer praxisüblichen Aufwandmenge nicht ausreichte um den P-Bedarf von Mais zu decken.

Tabelle 29: Vereinfachte P-Bilanz ($\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im 3-jährigen Praxisversuch nach der Applikation verschiedener Dünger.

	ASG RIND	BGG RIND	NK
Versuchsjahr 1: Oktober 2008-September 2009			
P-Zufuhr	19	21	0
P-Abfuhr	22	22	18
P-Bilanz	-3,0	-1,0	-18
Versuchsjahr 2: Oktober 2009-September 2010			
P-Zufuhr	19	20	0
P-Abfuhr	48	48	40
P-Bilanz	-29	-28	-40
Versuchsjahr 3: Oktober 2010-September 2011			
P-Zufuhr	25	22	0
P-Abfuhr	64	54	43
P-Bilanz	-39	-32	-43
P-Bilanz im Durchschnitt der 3 Versuchsjahre			
P-Zufuhr	21	21	0
P-Abfuhr	44	41	34
P-Bilanz	-23	-20	-34
P-Ausnutzung %	49	36	-

ASG= Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle

5.4.2 Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngeeigenschaften von Biogasgülle - chemische und biologische Bodenparameter

Neben den Pflanzenparametern wurde auch der Effekt einer mehrjährigen Applikation von Biogasgülle auf die Entwicklung chemischer Bodenparameter im Vergleich zum unvergorenen Ausgangsgemisch untersucht. Die Bodenproben wurden an 4 Terminen während der Vegetationsperiode, das heißt vor (0), 2, 12 und 21 Wochen nach der Ausbringung der Dünger, entnommen. Im Durchschnitt der Probenahmeterminen hatte die Düngung in allen 3 Versuchsjahren einen signifikanten Einfluss auf den Pdl-Gehalt des Bodens. Darüber hinaus hatte die Düngung in den Jahren 2009 und 2011 auch einen signifikanten Effekt auf den Pw-Gehalt und den pH-Wert des Bodens. Der Gehalt an organischer Bodensubstanz wurde demgegenüber in keinem der Versuchsjahre durch die Düngung beeinflusst. Neben dem Faktor Düngung war auch der Zeitpunkt der Probenahme besonders im Jahr 2009 und 2011 ausschlaggebend für die Höhe der Pw- und Pdl-Gehalte im Boden. Ein Effekt des Probenahmetermins konnte zudem in 2009 auf den pH-Wert und in 2011 auf den Gehalt an organischer Bodensubstanz festgestellt werden. Eine signifikante Wechselwirkung zwischen

Düngung und dem Probenahmetermin bestand für keinen der untersuchten chemischen Bodenparameter (Tabelle 30).

Tabelle 30: Einfluss der Düngung und des Probenahmetermins auf die leichtlöslichen P-Pools des Bodens, den Gehalt an organischer Bodensubstanz und den pH-Wert im 3-jährigen Praxisversuch.

Parameter	Jahr	Varianzursache			
		Düngung	Termin	Düngung x Termin	Block
Pw	2009	0,005	0,002	0,671	<0,001
	2010	0,120	0,117	0,446	<0,001
	2011	0,001	<0,001	0,739	<0,001
Pdl	2009	0,033	0,002	0,807	<0,001
	2010	0,035	0,167	0,876	<0,001
	2011	0,035	0,004	0,889	<0,001
Δ Pdl	2009	0,446	0,002	0,808	0,001
	2010	0,123	0,146	0,858	0,055
	2011	0,048	0,001	0,824	0,017
pH	2009	0,026	0,021	0,686	0,428
	2010	0,973	0,318	0,115	0,001
	2011	0,037	0,419	0,509	0,139
OBS	2009	0,715	0,842	0,220	<0,001
	2010	0,083	0,553	0,902	0,012
	2011	0,291	0,016	0,856	<0,001

Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse und des F-Tests (p-Werte).

Pw = wasserlöslicher P-Gehalt, Pdl = doppelaktatlöslicher P-Gehalt des Bodens

Da der Pdl-Gehalt vor Versuchsbeginn zwischen den einzelnen Varianten schwankte und, wenn auch nicht signifikant, geringfügig höhere Gehalte in der künftigen Biogasgülle-Variante vorlagen (Tabelle 8), wurden alle Ergebnisse bezüglich des Pdl zusätzlich um die Anfangswerte vom September 2008 korrigiert (Δ Pdl). Damit sollte vermieden werden, dass sich die höheren Pdl-Gehalte auch nach Versuchsbeginn in der Biogasgülle-Variante fortsetzten und im Mittel der Probenahmetermine einen Effekt hervorrufen der im Grunde nicht durch die differenzierte Düngung sondern durch die räumliche Variation des Pdl vor Versuchsbeginn bedingt war. Nach der Korrektur der in 2009, 2010 und 2011 gemessenen Pdl-Gehalte, zeigte sich, dass die Düngung nur im 3. Versuchsjahr einen signifikanten Effekt auf den Pdl-Gehalt hatte. Ein Effekt des Probenahmetermins war demgegenüber in 2009 und 2011 in gleicher Weise nachweisbar wie bei den unkorrigierten Pdl-Werten. Zur Beurteilung des Effektes des Vergärungsprozesses auf den pflanzenverfügbaren P-Gehalt des Bodens werden im Folgenden die Δ Pdl-Werte als maßgeblich angesehen. Auch die Kdl-Gehalte schwankten vor Versuchsbeginn im September 2008 deutlich, mit wesentlich höheren Werten in der Variante ASG RIND (Tabelle 8). Da sich die Kdl-Gehalte in den einzelnen Varianten jedoch bereits im April 2009 besser aneinander angleichen (Gropp 2012), beliebt dies bei der Beurteilung der Ertrags- und P-Wirkung der beiden Substrate unberücksichtigt.

Zusätzlich zum Effekt der Prüffaktoren Düngung und Probenahmetermin trat insbesondere in Bezug auf die leicht löslichen P-Pools des Bodens und dem Gehalt an organischer Bodensubstanz in allen Versuchsjahren ein deutlicher Blockeffekt, bedingt durch die räumliche Variabilität dieser Parameter bereits vor Versuchsbeginn, auf (Tabelle 30). Im September 2008 streuten die Pw-Gehalte um $4,10 \text{ mg kg}^{-1}$ ($s\% = 38$), die Pdl-Gehalte um $10,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ($s\% = 25$) und die Gehalte an organischer Bodensubstanz um $0,17 \%$ ($s\% = 6,3$) zwischen den Blocks. Die Streuung innerhalb der Blocks betrug durchschnittlich für den Pw $1,00 \text{ mg kg}^{-1}$ ($s\%=9,4$), für den Pdl $4,46 \text{ mg kg}^{-1}$ ($s\% = 10,3$) und für den Gehalt an organischer Bodensubstanz $0,11 \%$ ($s\% = 4,5$).

Bei Betrachtung der Ergebnisse im Einzelnen zeigte sich, dass an keinem der Probenahmetermine ein Effekt der Düngung auf die leicht löslichen P-Pools des Bodens nachweisbar war. Deutliche Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten bezüglich der **Pw- und Δ Pdl-Gehalte** traten nur im Durchschnitt der Probenahmetermine und vor allem im 3. Versuchsjahr auf (Tabelle 31). Hierbei wurden um 19% höhere Gehalte an Pw nach der Applikation des Ausgangsgemisches beziehungsweise der Biogasgülle nachgewiesen als in der P-freien Kontrolle. Die Δ Pdl-Gehalte waren gegenüber der Kontrolle im 3. Versuchsjahr um durchschnittlich 45% durch die Zufuhr des Ausgangsgemisches und um 30% durch die Zufuhr der Biogasgülle erhöht. Auch nach mehrjähriger Applikation unterschieden sich das Ausgangsgemisch und die entsprechende Biogasgülle nicht signifikant hinsichtlich ihrer Wirkung auf die leicht löslichen P-Pools des Bodens. Demgegenüber unterschieden sich die Pw- und Pdl-Gehalte in den Jahren 2009 und 2011 signifikant zwischen den einzelnen Probenahmeterminen. Dabei verhielten sich der Pw und der Pdl nicht unbedingt gleichgerichtet. Während der Pw-Gehalt im Juli 2009 signifikant am niedrigsten war, stieg der Pdl-Gehalt von April auf Mai deutlich an und verlief während der restlichen Untersuchungsperiode auf konstantem Niveau. Zu Beginn der Untersuchungsperiode 2011 lagen die Gehalte an Pw und Pdl auf einem hohen Niveau und fielen bis zum Ende der Untersuchungsperiode deutlich ab.

Tabelle 31: Entwicklung der Pw- und Pdl-Gehalte in Abhängigkeit der Düngung und des Probenahmetermins in den Vegetationsperioden 2009, 2010 und 2011.

Jahr	Düngung	Probenahmetermin/ Wochen nach Ausbringung				Mittel	Δ Pdl Mittel
		April 0	Mai 2	Juli 12	September 21		
Pw (mg kg⁻¹)							
2009	ASG RIND	12,8 a ^A	12,2 a ^A	11,7 a ^A	13,2 a ^A	12,5 a	
	BGG RIND	15,4 a ^B	14,3 a ^B	11,6 a ^A	14,6 a ^B	14,0 b	
	NK	13,6 a ^A	11,8 a ^A	10,7 a ^A	12,5 a ^A	12,1 a	
	Mittel	13,9 B	12,7 B	11,3 A	13,4 B		
2010	ASG RIND	13,8 a ^A	14,4 a ^A	13,7 a ^A	17,0 a ^B	14,7 a	
	BGG RIND	12,5 a ^A	14,7 a ^A	15,6 a ^A	15,4 a ^A	14,6 a	
	NK	13,4 a ^A	13,1 a ^A	12,9 a ^A	13,7 a ^A	13,3 a	
	Mittel	13,2 A	14,1 A	14,1 A	15,4 A		
2011	ASG RIND	13,2 a ^A	15,7 a ^B	15,6 a ^B	12,8 a ^A	14,3 b	
	BGG RIND	12,7 a ^A	17,2 a ^B	15,0 a ^{AB}	12,3 a ^A	14,3 b	
	NK	11,6 a ^{AB}	13,8 a ^B	12,1 a ^{AB}	10,6 a ^A	12,0 a	
	Mittel	12,5 A	15,6 B	14,2 B	11,9 A		
Pdl (mg kg⁻¹)							
2009	ASG RIND	41,3 a ^A	52,4 a ^A	55,2 a ^A	51,4 a ^A	50,1 a	8,26 a
	BGG RIND	49,2 a ^A	63,6 a ^B	58,6 a ^B	57,2 a ^B	57,1 b	11,3 a
	NK	43,0 a ^A	51,0 a ^B	55,0 a ^{BC}	56,4 a ^C	51,3 a	8,20 a
	Mittel	44,5 A	55,7 B	56,3 B	55,0 B		
2010	ASG RIND	57,6 a ^A	62,4 a ^A	61,0 a ^A	56,1 a ^A	59,3 ab	17,4 a
	BGG RIND	62,2 a ^A	64,6 a ^A	63,2 a ^A	57,9 a ^A	62,0 b	16,1 a
	NK	55,0 a ^A	55,8 a ^A	59,4 a ^A	55,9 a ^A	56,5 a	13,4 a
	Mittel	58,3 A	61,0 A	61,2 A	56,6 A		
2011	ASG RIND	60,6 a ^A	61,9 a ^A	53,8 a ^A	57,8 a ^A	58,5 ab	16,7 b
	BGG RIND	66,5 a ^B	63,2 a ^{AB}	56,0 a ^A	57,4 a ^A	60,8 b	14,9 ab
	NK	61,5 a ^A	54,4 a ^A	49,6 a ^A	53,2 a ^A	54,7 a	11,5 a
	Mittel	62,9 C	59,9 BC	53,1 A	56,1 AB		

Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte zwischen den Düngungsvarianten, unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte zwischen verschiedenen Probenahmeterminen (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$)

ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle, Pw = wasserlöslicher P, Pdl = doppelaktatlöslicher P

Signifikante düngungsbedingte Unterschiede bezüglich des **pH-Wertes** des Bodens traten ebenfalls nur im Durchschnitt der Probenahmeterminen auf. Sowohl in 2009 als auch in 2011 war der pH-Wert des Bodens nach der Zufuhr der Biogasgülle signifikant niedriger als in der NK-Variante und der Variante mit dem Ausgangsgemisch. Der Probenahmetermin hatte besonders im Jahr 2009 einen deutlichen Einfluss auf den pH-Wert des Bodens, mit höheren Werten im Juli und September als im April und Mai. Generell stieg der pH-Wert des Bodens, bedingt durch die Kalkung, von 4,3 vor Versuchsbeginn (September 2008, Tabelle 8) auf durchschnittlich 5,3 im Jahr 2011 an (Tabelle 32).

Düngungsbedingte Unterschiede bezüglich des Gehaltes an **organischer Bodensubstanz** konnten während der drei Versuchsjahre nicht festgestellt werden. Auch im Bezug zum Ausgangswert vor Versuchsbeginn (2,43 %) war der Gehalt an organischer Substanz im Boden im Jahr 2011 kaum verändert. In 2011 traten jedoch Unterschiede im Gehalt an organischer

Bodensubstanz zwischen den einzelnen Probenahmeterminen auf, mit höheren Gehalten im Mai und Juli als im April und September (Tabelle 32).

Tabelle 32: Entwicklung des Boden-pH und des Gehaltes an organischer Bodensubstanz in Abhängigkeit des Probenahmetermins und der Düngung in den Vegetationsperioden 2009, 2010 und 2011.

Jahr	Variante	Probenahmetermin/ Wochen nach Ausbringung				Mittel
		April 0	Mai 2	Juli 12	September 21	
pH-Wert						
2009	ASG RIND	5,08 a ^A	4,73 a ^A	5,36 a ^A	5,17 ab ^A	5,08 b
	BGG RIND	4,35 a ^A	4,52 a ^A	5,18 a ^A	4,46 a ^A	4,62 a
	NK	4,88 a ^A	4,67 a ^A	5,28 a ^A	5,33 b ^A	5,04 b
	Mittel	4,77 A	4,64 A	5,27 B	4,98 AB	
2010	ASG RIND	4,93 a ^A	5,46 a ^A	5,55 a ^A	5,00 a ^A	5,24 a
	BGG RIND	5,46 a ^A	5,37 a ^A	5,15 a ^A	4,98 a ^A	5,24 a
	NK	5,12 a ^A	5,22 a ^A	5,32 a ^A	5,39 a ^A	5,26 a
	Mittel	5,17 A	5,35 A	5,34 A	5,12 A	
2011	ASG RIND	5,41 a ^A	5,54 a ^A	5,30 a ^A	5,30 a ^A	5,39 b
	BGG RIND	5,21 a ^A	5,01 a ^A	5,00 a ^A	5,16 a ^A	5,07 a
	NK	5,54 a ^A	5,00 a ^A	5,40 a ^A	5,37 a ^A	5,33 b
	Mittel	5,39 A	5,18 A	5,23 A	5,28 A	
OBS %						
2009	ASG RIND	2,51 a ^A	2,50 a ^A	2,61 a ^A	2,61 a ^A	2,56 a
	BGG RIND	2,56 a ^A	2,55 a ^A	2,50 a ^A	2,54 a ^A	2,54 a
	NK	2,53 a ^A	2,59 a ^A	2,57 a ^A	2,52 a ^A	2,55 a
	Mittel	2,53 A	2,54 A	2,56 A	2,56 A	
2010	ASG RIND	2,52 a ^A	2,56 a ^A	2,53 a ^A	2,48 a ^A	2,52 a
	BGG RIND	2,45 a ^A	2,47 a ^A	2,47 a ^A	2,42 a ^A	2,45 a
	NK	2,47 a ^A	2,54 a ^A	2,44 a ^A	2,41 a ^A	2,47 a
	Mittel	2,48 A	2,52 A	2,48 A	2,44 A	
2011	ASG RIND	2,41 a ^{AB}	2,50 a ^B	2,54 a ^B	2,31 a ^A	2,44 a
	BGG RIND	2,42 a ^A	2,41 a ^A	2,48 a ^A	2,37 a ^A	2,42 a
	NK	2,34 a ^A	2,34 a ^A	2,49 a	2,31 a ^A	2,37 a
	Mittel	2,39 A	2,41 AB	2,50 B	2,33 A	

Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte zwischen den Düngungsvarianten, unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte zwischen verschiedenen Probenahmeterminen (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$)

ASG = Ausgangsgemisch Biogasgülle, BGG = Biogasgülle, OBS = organische Bodensubstanz

Neben den chemischen Bodenparametern wurde für die Versuchsjahre 2010 und 2011 zusätzlich die DH-Aktivität und die Aktivität der sauren und alkalischen Pase untersucht, da sich die Vergärung in beiden Gefäßversuchen innerhalb von 8 Wochen deutlich auf diese Parameter auswirkte. Um zu prüfen, ob die in den Gefäßversuchen festgestellten Effekte auch längerfristig nach der Applikation von Biogasgülle noch nachweisbar sind, wurde im Feldversuch die Auswirkung des unvergorenen Ausgangsgemisches und der entsprechenden Biogasgülle auf die Enzymaktivität im Boden 0, 2, 4, 12 und 21 Wochen nach der Düngung erfasst.

In beiden Versuchsjahren konnte ein hoch signifikanter Effekt der Düngung sowohl auf die DH-Aktivität als auch auf die Aktivität der sauren und alkalischen Pase nachgewiesen werden. Signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmeterminen wurden insbesondere für die saure Pase-Aktivität gefunden. Wechselwirkungen zwischen der Düngung und dem Probenahmetermin lagen nicht vor (Tabelle 33).

Tabelle 33: Einfluss der Düngung und des Probenahmetermins sowie ihrer Wechselwirkung auf die Enzymaktivität im Boden im 2. und 3. Jahr des Praxisversuches.

Parameter	Jahr	Varianzursache			
		Düngung	Termin	Düngung x Termin	Block
DH-Aktivität	2010	<0,001	0,410	0,744	<0,001
	2011	<0,001	0,617	0,952	0,007
saure Pase	2010	0,015	<0,001	0,754	<0,001
	2011	<0,001	<0,001	0,606	<0,001
alkalische Pase	2010	0,002	0,007	0,945	0,003
	2011	<0,001	0,397	0,999	0,002

Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse und des F-Test (p-Werte).
DH-Aktivität = Dehydrogenase-Aktivität, Pase = Phosphatase-Aktivität

Generell konnte im Durchschnitt der Probenahmetermine sowohl in 2010 als auch in 2011 die signifikant höchste **DH-Aktivität** nach der Applikation des Ausgangsgemisches nachgewiesen werden. Nach der Zufuhr der Biogasgülle war die DH-Aktivität im Vergleich zum Ausgangsgemisch um etwa 50 % geringer und unterschied sich auch nicht von der mineralischen NK-Düngung. Bei Betrachtung der Probenahmetermine im Einzelnen wird der fördernde Effekt des Ausgangsgemisches auf die Bodenmikroorganismen verdeutlicht. Bereits 2 Wochen nach der Ausbringung der Dünger in 2010 wurde eine deutlich höhere DH-Aktivität in der mit dem Ausgangsgemisch gedüngten Variante festgestellt, während die Mikroorganismen nicht auf die Applikation der Biogasgülle oder des mineralischen N und K reagierten. Vier Wochen nach der Ausbringung sank die mikrobielle Aktivität in der mit Ausgangssubstrat gedüngten Variante wieder etwas ab, verblieb aber bis zum Ende der Vegetationsperiode auf einem, im Vergleich zu den anderen Düngungsvarianten, höherem Niveau. Im Jahr 2011 war bereits 2 Wochen nach der Ausbringung die DH-Aktivität in der Variante mit dem Ausgangsgemisch durchgehend signifikant höher als in der Variante mit der Biogasgülle oder mit der mineralischen NK-Düngung. Anders als bei den chemischen Parametern waren jedoch Unterschiede zwischen den Probenahmeterminen bezüglich der mikrobiellen Aktivität weder in 2010 noch in 2011 nachweisbar (Tabelle 34).

Tabelle 34: Entwicklung der DH-Aktivität sowie der sauren und alkalischen Pase-Aktivität im Boden in Abhängigkeit des Probenahmetermins und der Düngung im Praxisversuch im Jahr 2010 und 2011.

Jahr	Variante	Probenahmetermin/Wochen nach Ausbringung					Mittel
		April 0	Mai 1 2	Mai 2 4	Juli 12	September 21	
DH-Aktivität ($\mu\text{g TPF g}^{-1}\text{ TM}$)							
2010	ASG RIND	18,3 a ^A	31,3 b ^B	24,2 a ^A	23,0 a ^A	23,1 a ^A	24,0 b
	BGG RIND	11,7 a ^A	13,0 a ^A	9,58 a ^A	10,1 a ^A	11,7 a ^A	11,2 a
	NK	13,4 a ^A	13,4 a ^A	12,0 a ^A	11,6 a ^A	13,9 a ^A	12,8 a
	Mittel	14,5 A	19,3 A	15,2 A	14,9 A	16,2 A	
2011	ASG RIND	22,4 a ^A	26,9 b ^A	27,5 b ^A	25,5 b ^A	30,0 b ^A	26,5 b
	BGG RIND	12,5 a ^A	13,1 a ^A	14,3 a ^A	11,4 a ^A	14,6 a ^A	13,2 a
	NK	13,4 a ^A	11,3 a ^A	11,6 a ^A	13,7 a ^A	14,4 a ^A	12,9 a
	Mittel	16,1 A	17,1 A	17,8 A	16,9 A	19,7 A	
saure Pase ($\mu\text{g pNP g}^{-1}\text{ TM}$)							
2010	ASG RIND	133 a ^A	215 a ^B	199 a ^B	206 a ^B	142 a ^A	179 b
	BGG RIND	122 a ^A	175 a ^B	186 a ^B	189 a ^B	123 a ^A	159 a
	NK	149 a ^A	203 a ^B	202 a ^B	207 a ^B	121 a ^A	176 b
	Mittel	134 A	197 B	196 B	201 B	129 A	
2011	ASG RIND	196 a ^A	213 b ^{AB}	222 a ^{BC}	239 b ^{CD}	249 b ^D	224 c
	BGG RIND	167 a ^A	182 a ^{AB}	210 a ^C	192 a ^{BC}	213 a ^C	193 a
	NK	192 a ^A	197 ab ^{AB}	211 a ^{BC}	217 ab ^{CD}	231 ab ^D	210 b
	Mittel	185 A	197 A	214 B	216 B	231 C	
alkalische Pase ($\mu\text{g pNP g}^{-1}\text{ TM}$)							
2010	ASG RIND	23,4 a ^A	46,3 a ^A	56,7 a ^A	55,2 a ^A	34,5 a ^A	43,2 b
	BGG RIND	13,0 a ^A	27,0 a ^C	24,4 a ^{BC}	37,8 a ^D	20,1 a ^B	24,5 a
	NK	13,3 a ^A	25,4 a ^B	27,9 a ^B	37,1 a ^C	26,9 a ^B	26,1 a
	Mittel	16,6 A	32,9 B	36,3 BC	43,6 C	27,2 AB	
2011	ASG RIND	32,9 a ^A	40,5 a ^A	46,0 a ^A	45,6 a ^A	53,4 a ^A	43,5 b
	BGG RIND	17,2 a ^A	19,4 a ^{AB}	23,2 a ^{ABC}	27,4 a ^{BC}	27,9 a ^C	23,0 a
	NK	19,9 a ^A	20,4 a ^A	22,4 a ^{AB}	28,1 a ^B	27,0 a ^B	23,6 a
	Mittel	23,3 A	26,8 A	30,6 A	33,7 A	35,8 A	

unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte zwischen den Düngungsvarianten, unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte zwischen verschiedenen Probenahmeterminen, Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$

ASG= Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle, DH = Dehydrogenase-Aktivität, Pase = Phosphatase-Aktivität

Die **alkalische Pase-Aktivität** verhielt sich in beiden Versuchsjahren ähnlich wie die DH-Aktivität. Im Durchschnitt der Probenahmetermine lag sowohl in 2010 als auch in 2011 die signifikant höchste alkalische Pase-Aktivität nach der Applikation des Ausgangsgemisches vor. Die Biogasgülle-Düngung führte zu einer um circa 50 % geringeren Aktivität der alkalischen Pase und unterschied sich in ihrer Wirkung nicht von der NK-Variante. Auf Grund der hohen Streuung der Werte konnten jedoch in beiden Jahren an den einzelnen Probenahmeterminen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten nachgewiesen werden. Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmeterminen waren nur in 2010 feststellbar, mit den höchsten Aktivitäten im Juli. Die **Aktivität der sauren Pase** war im Durchschnitt der Probenahmetermine in beiden Versuchsjahren nach der Zufuhr der Biogasgülle am geringsten. Das Ausgangsgemisch und die NK-Düngung führten zu einer höheren sauren Pase-Aktivität.

Während in 2010 an den einzelnen Probenahmeterminen keine signifikanten Unterschiede bezüglich der sauren Phosphatase-Aktivität nachweisbar waren, zeichneten sich in 2011 die beschriebenen Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten auch an den einzelnen Probenahmeterminen ab. Für die saure Pase-Aktivität wurden auch in beiden Jahren Unterschiede zwischen den Probenahmeterminen gefunden. Während der Verlauf der sauren Pase in 2010 durch einen Anstieg zu Vegetationsbeginn und einem Abfall gegen Vegetationsende gekennzeichnet war, stieg sie in 2011 bis zum Ende der Vegetationsperiode an.

Der offensichtlich enge Zusammenhang zwischen der DH- und der alkalischen Pase-Aktivität wird auch durch die Korrelationsanalyse bestätigt (Tabelle 35). Darüber hinaus bestätigen die Ergebnisse den bereits im Gefäßversuch festgestellten Zusammenhang zwischen der Aktivität der alkalischen Pase und dem pH-Wert des Bodens. So können etwa 25 % der Variation ($B=0,25$) der alkalischen Pase-Aktivität durch den pH-Wert des Bodens erklärt werden. Die Gehalte an Pw und Pdl standen nicht in einem engen (linearen) Zusammenhang mit der Pase-Aktivität. Obwohl biologische Bodenparameter häufig durch Umweltbedingungen wie Temperatur, Niederschlag oder Bodenfeuchte beeinflusst werden, konnte für den hier vorliegenden Versuch nur ein sehr geringer Zusammenhang zwischen der DH-Aktivität und dem Trockensubstanzgehalt des Bodens ermittelt werden.

Tabelle 35: Korrelationsmatrix (Pearson-Korrelationskoeffizient r) für die im Feldversuch gemessenen Bodenparameter im Durchschnitt der Düngevarianten und der Versuchsjahre.

	DH-Aktivität	saure Pase	alkalische Pase	Pdl	Pw	pH	OBS	TS
DH-Aktivität	1							
saure Pase	0,315**	1						
alkalische Pase	0,718**	0,431**	1					
Pdl	-0,361**	-0,226*	-0,309**	1				
Pw	-0,318**	-0,117	0,216*	0,781**	1			
pH	0,482**	0,180*	0,503**	-0,246**	0,455**	1		
OBS	0,057	0,097	0,020	0,375**	0,375**	-0,080	1	
TS	-0,194*	0,076	0,154	0,150	0,107	-0,029	0,068	1

* $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$

DH-Aktivität = Dehydrogenase-Aktivität, Pase = Phosphatase-Aktivität, Pdl = doppelaktatlöslicher P, Pw = wasserlöslicher P, OBS = organische Bodensubstanz, TS = Trockensubstanz

6 Diskussion

6.1 Eigenschaften und Phosphor-Löslichkeit der untersuchten Biogasgülle

Um den Effekt des Vergärungsprozesses auf die Löslichkeit des in Biogasgülle enthaltenen P zu ermitteln, wurden Proben aus 3 Praxisbiogasanlagen vor und nach der Vergärung in 2 aufeinander folgenden Jahren untersucht. Zudem wurden Biogasgülle aus verschiedenen Anlagen hinsichtlich der P-Löslichkeit verglichen (Tabelle 3). Zunächst wurden die Ausgangsgemische und die verschiedenen Biogasgülle aber bezüglich ihrer grundlegenden Zusammensetzung charakterisiert, um auch eine Einordnung in die internationale Literatur zu ermöglichen. Durch den Vergärungsprozess kam es in den untersuchten Anlagen zu einem Abbau der organischen Substanz um 35-53 %. Das entspricht Größenordnungen, die auch in Untersuchungen von Asmus *et al.* (1988) und Field *et al.* (1984) ermittelt wurden. Dabei war der Abbau der organischen Substanz höher für die BGG SCHWEIN als für die BGG RIND, was auf den höheren Anteil an leicht abbaubarer organischer Substanz bereits in unbehandelten Schweinegülle zurückgeführt werden könnte (Moral *et al.* 2005). Daneben kann der Abbaugrad der organischen Substanz in Biogasanlagen auch von weiteren Prozessparametern wie der Temperatur und der Verweilzeit abhängen. Wie mehrfach in der Literatur angegeben (unter anderem Arthurson 2009), veränderten sich auch in den eigenen Untersuchungen die Gehalte an Gesamt-N, -P und -K durch den Vergärungsprozess nicht. Demgegenüber wurde ein Anstieg des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes um bis zu 28 % und eine Erhöhung des pH-Wertes um bis zu 1,7 Einheiten durch die Vergärung festgestellt, was sich ebenfalls mit den Angaben in der Literatur deckt (Field *et al.* 1984; Asmus *et al.* 1988; Masse *et al.* 2007; Möller *et al.* 2008). Auch die in den verschiedenen Biogasgülle ermittelten Gehalte an organischer Substanz, N, $\text{NH}_4\text{-N}$, P und K sowie der pH-Wert lagen in den aus der Literatur bekannten Bereichen (Tabelle 2, Zethner *et al.* 2002; Pötsch *et al.* 2004; Kluge *et al.* 2008). Die Ergebnisse zeigen damit, dass die für die vorliegende Arbeit verwendeten Substrate typische landwirtschaftliche Biogasanlagen und darin anfallende Rückstände repräsentieren. Nur für die Biogasgülle auf der Basis von Schweinegülle (BGG SCHWEIN, BGG RIND+SCHWEIN) hätten höhere Gehalte an P erwartet werden können, da Monogastrier kaum in der Lage sind Phytin zu verdauen. Dadurch können bereits unbehandelte Schweinegülle mit 0,16 % einen nahezu doppelt so hohen P-Gehalt in der Frischmasse aufweisen wie Rindergülle (Milchvieh) (Schweder und Kape 2004). Die geringeren P-Gehalte in der BGG SCHWEIN sind entsprechend den Angaben der Betreiber auf eine P reduzierte Fütterung beziehungsweise den Phytase-Einsatz in der Fütterung zurückzuführen.

Im Gegensatz zur Nährstoffzusammensetzung war die Löslichkeit des in verschiedenen Biogasgülle enthaltenen P sowie die Veränderung der P-Löslichkeit durch den Vergärungsprozesses bisher kaum Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Kenntnisse über die P-Löslichkeit in Biogasgülle können aber dazu beitragen, die Verfügbarkeit des P für Pflanzen abzuschätzen und ihre Wirkung auf die P-Löslichkeit im Boden besser zu verstehen. Zur Bestimmung der P-Löslichkeit in den Substraten wurde P mit immer stärkeren Extraktionsmitteln von H₂O über 0,5 M NaHCO₃ und 0,1 M NaOH bis hin zu 1 M H₂SO₄ sequentiell extrahiert. Dieses Verfahren wurde bereits mehrfach für die Abschätzung der P-Löslichkeit in Wirtschaftsdüngern oder agroindustriellen Nebenprodukten angewendet (Dou *et al.* 2000; Sharpley und Moyer 2000; Ajiboye *et al.* 2004; Kruse *et al.* 2010). Anders als im Boden liegt P in Wirtschaftsdüngern hauptsächlich in Verbindung mit Ca- und Mg-Ionen vor (Turner und Leytem 2004). Die H₂O- und die NaHCO₃-P Fraktion repräsentieren dabei das labile, leicht lösliche P (Dou *et al.* 2000). P liegt in diesen Fraktionen hauptsächlich als Dicalciumphosphat-Dihydrat (CaHPO₄*2 H₂O) oder als Struvit (MgNH₄PO₄*6 H₂O) vor. Des Weiteren wurde auch Variszit (AlPO₄*2 H₂O) oder an Calciumcarbonat (CaCO₃) sorbiertes P in diesen Fraktionen identifiziert (Ajiboye und Akrinremi 2007). Zudem enthalten die leicht löslichen Fraktionen labile organische P-Verbindungen wie Phospholipide, DNS und einfache Phosphatmonoester (Turner und Leytem 2004). Im Gegensatz dazu werden mit der NaOH-P und der H₂SO₄/HCl-P-Fraktion¹ eher schwer lösliche P-Verbindungen mit voraussichtlich geringer Mobilität im Boden extrahiert (Turner und Leytem 2004). In der NaOH-P-Fraktion von Wirtschaftsdüngern dominiert der organisch gebundene P in Form von Phytinsäure oder Phosphatidsäure, aber auch β-Glycerophosphat und Pyrophosphat konnten identifiziert werden (Ajiboye und Akrinremi 2007). In der H₂SO₄/HCl-P-Fraktion liegt der P aller Wahrscheinlichkeit nach hauptsächlich in komplexen Verbindungen mit Ca, zum Beispiel als wenig lösliches Hydroxylapatit (Ca₅(PO₄)₂OH) oder als organisches P in Form von Phytinsäure beziehungsweise Ca-Phytat, vor (Turner und Leytem 2004; Ajiboye und Akrinremi 2007; Kruse *et al.* 2010).

Der Vergärungsprozess führte in den 3 unabhängig voneinander arbeitenden Praxisanlagen zu einer Verringerung des H₂O-löslichen P-Anteils um bis zu 35 %. Gleichzeitig erhöhten sich der NaHCO₃- und der H₂SO₄-lösliche P-Anteil am Gesamt-P. Bisher wurde angenommen, dass es durch den Vergärungsprozess zu einer Mineralisation des organisch gebundenen P und damit zu einer Verbesserung der P-Verfügbarkeit durch den Vergärungsprozess kommt (Roschke 2003). Die vorliegenden Ergebnisse decken sich jedoch mit neueren Analysen von Güngör *et al.* (2007), wo ebenfalls eine Verringerung des H₂O-löslichen P

¹ Für die Bestimmung des säurelöslichen P wird in der Literatur entweder H₂SO₄ oder HCl verwendet

von 38 % im Ausgangsgemisch auf 24 % des Gesamt-P in der Biogasgülle nachgewiesen wurde. Weiterhin konnte in Praxisanlagen, welche hauptsächlich Rindergülle vergären, eine Reduktion des H₂O-löslichen P durch den Vergärungsprozess um 15-25 % festgestellt werden (Güngör und Karthikeyan 2005a). Die Autoren begründen dies mit dem Abbau der organischen Substanz während des Vergärungsprozesses der nicht nur mit einer Mineralisation von P sondern auch von Ca-, Mg- und Al-Ionen einhergeht, welche wiederum mit P zu schwerer löslichen Verbindungen ausfallen können. Dass der Anteil des H₂O-P am Gesamt-P insbesondere in 2009 bei der Vergärung des ASG SCHWEIN stärker reduziert wurde als bei der Vergärung des ASG RIND könnte daher auf den stärkeren Abbau der organischen Substanz bei der Anlage SCHWEIN zurückgeführt werden. Da es sich bei beiden Anlagen aber um Praxisanlagen handelte, kann nicht abschließend geklärt werden, ob die festgestellten Differenzen auf die verwendeten Ausgangssubstrate oder anlagenspezifische Unterschiede in der Prozessführung zurückzuführen sind. Durch die Ausfällung des P in Zusammenhang mit dem Vergärungsprozess kam es zwar zu einer Verschiebung des H₂O-P hin zum NaHCO₃-löslichen P. Beide Fraktionen zusammen (H₂O+NaHCO₃-P) nahmen aber sowohl vor als auch nach dem Vergärungsprozess noch etwa einen Anteil von 70 % am Gesamt-P ein, weshalb von einer guten Pflanzenverfügbarkeit des in Biogasgülle enthaltenen P ausgegangen werden kann. Bezüglich des Anteils an H₂O+NaHCO₃-P unterschieden sich die BGG RIND und die BGG SCHWEIN auch nicht von der unbehandelten Rinder- oder Schweinegülle.

Der festgestellte Anstieg des Anteils an H₂SO₄-löslichem P deutet darauf hin, dass P durch den Vergärungsprozesses, wenn auch nur zu einem geringen Anteil, zu komplexen, schwach löslichen Ca-P-Verbindungen ausfällt. Diese Annahme bestätigen auch XANES-basierte Analysen von Güngör *et al.* (2007). Während in der entsprechenden Studie vor der Vergärung 57 % des P als Dicalciumphosphat und 43 % des P als Struvit vorlagen, wurden nach der Vergärung 73 % des P als Struvit und 21 % des P als schwer lösliches Hydroxylapatit identifiziert. Letzteres war vor der Vergärung nicht nachweisbar. Dass es sich dabei nicht nur um mineralische P-Verbindungen handelt, zeigen die Ergebnisse zum H₂SO₄-Po. Der H₂SO₄-Po nahm in den geprüften Biogasgülle bis zu 50 % des H₂SO₄-P ein und stieg, insbesondere in der BGG RIND, durch den Vergärungsprozess an. Während bei Böden häufig davon ausgegangen wird, dass die säurelösliche Fraktion nur anorganisches P enthält, konnte in Wirtschaftsdüngern bereits mehrfach organischer P in der H₂SO₄/HCl-P-Fraktion nachgewiesen werden. He *et al.* (2006) wiesen vor allem in Proben von Hühnerfestmist hohe Gehalte an organischen P in der HCl-Fraktion nach. In den von He *et al.* (2003) untersuchten Schweinegülle lagen circa 29 % des P in der HCl-P-Fraktion in organischer Form vor. Negassa *et al.* (2010) fanden in Proben

agroindustrieller Nebenprodukte sogar höhere Gehalte an $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-Po}$ als an $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-Pi}$. Dass der Anteil des $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-Po}$ durch den Vergärungsprozess insbesondere in 2010 anstieg, obwohl generell eine Abnahme des Gesamtgehaltes an organischen P nachweisbar war, ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass Phytin mit dem freigesetzten Ca Komplexe bilden kann und zu Ca-Phytat ausfällt (Ajiboye und Akrinremi 2007). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die zur Bestimmung des anorganischen P verwendete Molybdat-Blau-Methode sehr komplexe anorganische P-Verbindungen nicht erfasst, woraus eine Überschätzung des organischen P-Anteils besonders in den stabilen P-Fractionen resultieren kann. Verschiedene Untersuchungen mit Bodenextrakten haben gezeigt, dass die Molybdat-Blau-Reagenzien beispielsweise mit Polyphosphaten und Pyrophosphaten nicht reagieren (Turner und Leytem 2004; Condron und Newman 2011). Daher ist es schwierig mit spektrometrischen Methoden komplexe anorganische und organische P-Verbindungen zu unterscheiden (Negassa *et al.* 2010).

Beim Vergleich der verschiedenen Biogasgülle zeigte sich, dass diese sich hinsichtlich der Löslichkeit des enthaltenen P ähneln (Ausnahme BGG NAHRUNGSREST). Die H_2O - und $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ -Fraktion nahmen in den verschiedenen Biogasgülle und in beiden Prüfjahren zusammen einen Anteil von etwa 70 % am Gesamt-P ein, was auf einen hohen Anteil an labilen, leicht bioverfügbaren P in Biogasgülle hindeutet. Vergleichbar hohe Anteile an leicht löslichen P wurden auch in anderen Untersuchungen mit Wirtschaftsdüngern festgestellt. Untersuchungen von Ajiboye *et al.* (2004) zeigen, dass in Schweine- und Rinderfestmist 30-40 % des Gesamt-P in H_2O extrahierbarer Form vorliegen. In von Dou *et al.* (2000) untersuchten Rindergülle lagen sogar bis zu 70 % des Gesamt-P in der H_2O -P und 14 % des Gesamt-P in der $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ Fraktion vor. Qian und Schoenau (2000) fanden bis zu 74 % des Gesamt-P in Schweinegülle in leicht löslicher, mit Austauschharz extrahierbarer Form vor. Die vorliegenden Ergebnisse decken sich zudem sehr gut mit Untersuchungen von Güngör und Karthikeyan (2005a), bei denen der Anteil an H_2O -löslichen P in Biogasgülle verschiedener Praxisanlagen 45-70 % betrug. Im Gegensatz dazu wies die BGG NAHRUNGSREST nur einen geringen Anteil an H_2O - und $\text{NaHCO}_3\text{-löslichen}$ P aber einen hohen Anteil an $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$ auf, was andeutet, dass P in diesem Rückstand hauptsächlich in stabiler, Ca-gebundener Form vorliegt. Dadurch ist der P in Biogasgülle aus Nahrungsmittelabfällen möglicherweise weniger anfällig für den Oberflächenabfluss aber auch weniger verfügbar für die Pflanze. Einen ähnlich hohen Anteil an stabil gebundenem P wiesen Ajiboye *et al.* (2004) in vergorenem Klärschlamm nach, wo 40 % des Gesamt-P mit NaOH und 42 % des Gesamt-P mit HCl extrahiert wurden. Die Autoren führten das auf die hohen Fe-, Al- und Ca-Gehalte im Klärschlamm und deren Freisetzung durch die Vergärung zurück. Höhere Ca-Gehalte (Tabelle A-9) oder ein engeres Ca:P-Verhältnis als die

übrigen geprüften Biogasgülle wies die in dieser Arbeit untersuchte BGG NAHRUNGSREST jedoch nicht auf (Tabelle 14).

Generell dominierte der anorganische P in den untersuchten Biogasgülle, wohingegen der organische P nur einen Anteil von 5-24 % am Gesamt-P einnahm. Die Ergebnisse liegen aber in einem von Dou *et al.* (2000) ermittelten Bereich, wo mittels Fraktionierung ein Anteil des organischen P am Gesamt-P von 14-20 % in Rinder- und Hühnermist nachgewiesen wurde. Ajiboye *et al.* (2004) dagegen wiesen einen etwas höheren Anteil des organischen P von 29-45 % am Gesamt-P für verschiedene Wirtschaftsdünger nach. Eventuell auftretende geringere Gehalte an organisch gebundenem P in Biogasgülle sind im Wesentlichen auf dessen Mineralisation während des Vergärungsprozesses zurückzuführen. Grundsätzlich kann die P-Extraktion mittels alkalischer Reagenzien oder die Zufuhr der sauren Molybdat-Blau-Reagenzien zur Bestimmung des anorganischen P aber auch zu einer Hydrolyse organischer P-Verbindungen und zu einer Unterschätzung der organischen P-Pools in Gülle geführt haben (Turner und Leytem 2004; Condron und Newman 2011).

Teilweise schwankte insbesondere der Anteil an H₂O-extrahierbaren P in den untersuchten Ausgangsgemischen und Biogasgülle zwischen den beiden Probenahmeterminen deutlich (Abbildung 5, 6). Bereits die Trockensubstanz- und Nährstoffgehalte sowie die Gehalte an organischer Substanz können sich zwischen verschiedenen Probenahmeterminen auf Grund einer veränderten Zusammensetzung der Ausgangssubstrate, Schwankungen in der Prozesstemperatur oder in der Intensität des Vergärungsprozesses deutlich unterscheiden (Sensel und Wragge 2008; Möller *et al.* 2010). Zeitreihenanalysen von Kluge *et al.* (2008) zeigen, dass die N, NH₄-N und K-Gehalte in Biogasgülle Schwankungen von 10-15 % um den Mittelwert unterliegen. Weitaus höhere Schwankungen von 20-25 % um den Mittelwert können bei den Nährstoffen P, Mg und Ca auftreten (Kluge *et al.* 2008). Entsprechend kann auch die P-Löslichkeit in Biogasgülle schwanken. Insbesondere Faktoren wie der Gehalt an verfügbaren Ca- und Mg-Ionen, der pH-Wert und die variierende Mineralisationsleistung der Mikroorganismen können die P-Löslichkeit in Biogasgülle beeinflussen (Güngör und Karthikeyan 2005b). So fanden auch Güngör und Karthikeyan (2008) in verschiedenen Praxisanlagen zwischen 3 Probenahmeterminen deutliche Schwankungen im Gehalt an leicht löslichen P.

6.2 Eignung von Biogasgüllen als Nährstoff-Quelle für Pflanzen

Inwiefern mit Biogasgüllen applizierter P durch die Pflanze genutzt werden kann, wurde in 2 Gefäßversuchen und 1 Praxisversuch untersucht. Die Gefäßversuche hatten vorrangig das Ziel, die grundlegende Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Eignung von Biogasgüllen als P-Quelle zu untersuchen und verschiedene Biogasgüllen hinsichtlich ihrer P-Wirkung unter kontrollierten Bedingungen zu vergleichen. Darüber hinaus wurden die Biogasgüllen in ihrer Wirkung auf die Pflanze einer unbehandelten Rindergülle gegenüber gestellt, um die Folgen eines zunehmenden Ersatzes von Wirtschaftsdüngern durch Biogasgüllen abzuschätzen.

Unter den Kurzzeitbedingungen der Gefäßversuche führte die Zufuhr von Biogasgüllen generell zu einer Erhöhung der P-Aufnahme gegenüber der P-freien Kontrolle. Dabei unterschieden sich die Biogasgüllen weder vom unvergorenen Ausgangsgemisch noch untereinander (Ausnahme: BGG NAHRUNGSREST) in ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme von Mais oder Amarant. Mit Ausnahme der BGG NAHRUNGSREST waren die Biogasgüllen in ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme zudem vergleichbar mit der unbehandelten Rindergülle und einer leicht löslichen mineralischen P-Quelle (TSP). Die Ergebnisse zeigen damit, dass vor allem Biogasgüllen aus landwirtschaftlichen Substraten eine schnell verfügbare P-Quelle, auch für Fruchtarten mit einem hohen P-Bedarf wie Amarant darstellen. Das deckt sich mit den Ergebnissen zur P-Fraktionierung, wo ein hoher Anteil an leicht pflanzenverfügbaren P ($\text{H}_2\text{O}+\text{NaHCO}_3\text{-P}$) in den Biogasgüllen festgestellt wurde. Auch die durch den Vergärungsprozess hervorgerufene Abnahme des H_2O -löslichen P in der Biogasgülle hatte keinen Effekt auf die P-Aufnahme der Fruchtarten, was mit der gleichzeitigen Erhöhung des NaHCO_3 -löslichen P-Anteils zu begründen ist, welcher ebenfalls als leicht pflanzenverfügbar angesehen werden kann (Dou *et al.* 2000). Zudem betrug die Ausnutzung des mit den Biogasgüllen applizierten P in den Gefäßversuchen bis zu 30 % für Mais und 68 % für Amarant und lag damit innerhalb des in den Ausgangsgemischen und Biogasgüllen enthaltenen Anteils an leicht verfügbaren P ($\text{H}_2\text{O}+\text{NaHCO}_3\text{-P}$). Die P-Ausnutzung beschreibt die P-Aufnahme der Fruchtarten im Verhältnis zur P-Zufuhr, korrigiert um die P-Aufnahme in der P-freien Kontrolle (siehe Kapitel 4.4.2).

In beiden Gefäßversuchen waren, in Kombination mit Amarant, die Rinder- und Biogasgüllen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme einer mineralischen P-Düngung sogar überlegen. Biogasgüllen liefern nicht nur P, sondern können sich auch durch die Zufuhr anderer Makro- und Mikronährstoffe auf den Ertrag und die Nährstoffaufnahme auswirken (siehe Anhang, Tabelle A-12, A-13). Zudem können Biogasgüllen durch ihren Gehalt an

organischer Substanz die P-Verfügbarkeit im Boden beeinflussen. Durch die Zufuhr organischer Substanz können beispielsweise Sorptionsstellen für P blockiert werden, was zu einer besseren Verfügbarkeit des applizierten P im Boden führt (Zhang und Mackenzie 1997; Brookes 2001). Darüber hinaus können organische Dünger das Pflanzenwachstum und damit die Nährstoffaufnahme durch Beeinflussung physikalischer Bodenparameter verbessern. Versuche von Leroy *et al.* (2008) zeigen, dass sich organische Dünger bereits innerhalb kurzer Zeit auf physikalische Bodenparameter auswirken können. In Feldversuchen von Garg *et al.* (2005) konnte in Zusammenhang mit einer Biogasgülle-Applikation nicht nur eine Erhöhung der Weizenerträge sondern auch eine Verbesserung der bodenphysikalischen Eigenschaften, wie die Verringerung der Lagerungsdichte und die Erhöhung der Wasserhaltekapazität, nachgewiesen werden.

Die geringere P-Aufnahme nach der Zufuhr der BGG NAHRUNGSREST im Vergleich zu den übrigen Biogasgülle wurde möglicherweise durch den darin enthaltenen hohen Anteil an H_2SO_4 -P hervorgerufen (siehe Kapitel 6.1). Das H_2SO_4 -extrahierbare P in Wirtschaftsdüngern wird als stabiles, Ca-gebundenes P mit geringer Mobilität im Boden angesehen (Turner und Leytem 2004). Andererseits zeigen die hohen Gehalte an doppellaktat- und NaHCO_3 -löslichem P im Boden, dass zu Versuchsende leicht verfügbarer P in dieser Variante für die Pflanze zur Verfügung stand (Tabelle 20, Tabelle 22, siehe auch Kapitel 6.3). Grundsätzlich hängt die Verfügbarkeit der in Gülle enthaltenen P-Formen im Boden stark von dessen pH-Wert ab. So können beispielsweise komplexe Ca-P-Verbindungen auf Böden mit niedrigem pH-Wert in Lösung gehen, wohingegen Al-gebundenes P unter neutralen bis alkalischen pH-Bedingungen im Boden verfügbar ist (Ajiboye und Akrinremi 2007). Bei einem pH-Wert des im Gefäßversuch verwendeten Bodens von 5,6 (Tabelle 4) kann somit davon ausgegangen werden, dass zumindest ein Teil des in der BGG NAHRUNGSREST enthaltenen Ca-P in Lösung ging, wobei die Freisetzung möglicherweise nicht schnell genug erfolgte um von der Pflanze innerhalb der Versuchszeit von 8 Wochen aufgenommen zu werden. Wahrscheinlich spielte im vorliegenden Versuch aber auch das ungleichmäßige Auflaufen und Wachstum der Maispflanzen, bedingt durch die hohen Aufwandmengen, eine Rolle für die durchschnittlich geringeren P-Aufnahmen in der Variante BGG NAHRUNGSREST.

Einen größeren Einfluss als der Vergärungsprozess oder die Art der Biogasgülle auf die P-Aufnahme der Fruchtarten schienen der P-Status des Bodens und die Bodenart zu haben. So erhöhte sich die P-Aufnahme im Vergleich zur P-freien Kontrolle (NK) nach der Zufuhr der Biogasgülle deutlicher auf dem lehmigen Sand aus Gefäßversuch 1 (+100 %; ohne BGG NAHRUNGSREST) als auf dem lehmigen Sand aus Gefäßversuch 2 (+50 %). Dies hing sehr wahrscheinlich mit dem geringeren Pdl-Gehalt des in Gefäßversuch 1 verwendeten Bodens

(32 mg kg⁻¹) gegenüber des in Gefäßversuch 2 verwendeten Bodens (46 mg kg⁻¹) zusammen. Die Bedeutung des P-Status des Bodens für die Effektivität einer P-Düngung wird auch bestätigt durch einen Literaturüberblick von Valkama *et al.* (2009). Die Autoren konnten zeigen, dass verschiedene Fruchtarten auf grob texturierten Böden mit geringem P-Status stärker auf eine P-Düngung reagieren als auf Böden mit mittlerem und hohem P-Status. Auch Oberson *et al.* (2010) konnten in Gefäßversuchen nachweisen, dass die P-Aufnahme aus Wirtschaftsdüngern höher ist, je geringer der anfängliche P-Status des Bodens war. In Kombination mit der Fruchtart Mais zeigen die Ergebnisse aus Gefäßversuch 2 zudem, dass die positive Wirkung von Rinder- und Biogasgüllen auf die P-Aufnahme auf Sandböden (+54 % gegenüber NK) ausgeprägter ist als auf Lehmböden (+14 % gegenüber NK), obwohl der Lehmboden einen geringen anfänglichen Gehalt an Pdl aufwies (Sl: 46,0 mg kg⁻¹; Ls: 33,0 mg kg⁻¹). Dass der P-Düngeeffekt deutlicher ausgeprägt ist auf grob texturierten Böden als auf tonhaltigen Böden bestätigen auch Untersuchungen von Valkama *et al.* (2009). Dies ist damit zu begründen, dass tonhaltige Böden durch ihre höheren Gesamt-P-Gehalte und die höhere P-Pufferkapazität über ein besseres Nachlieferungsvermögen für P verfügen (Scheffer und Schachtschabel 1998; Ehlert *et al.* 2003).

Zusätzlich zur P-Aufnahme wurde in den vorliegenden Gefäßversuchen auch die N-, K-, Mg- und Ca-Aufnahme der Fruchtarten untersucht, da es sich bei den geprüften Substraten um Mehrnährstoffdünger handelt. Neben P können sich somit weitere Makro- und Mikronährstoffe entscheidend auf das Pflanzenwachstum auswirken. Die folgenden Ausführungen konzentrieren sich hauptsächlich auf die N-Wirkung von Biogasgüllen. Der Effekt der verschiedenen Dünger auf die K-, Mg- und Ca-Aufnahme und -Verfügbarkeit im Boden wurde ergänzend im Anhang dargestellt (Kapitel A-2, A-3). Die N-Aufnahme der Fruchtarten wurde, im Gegensatz zur P-Aufnahme, deutlich durch den Vergärungsprozess und die verschiedenen Biogasgüllen beeinflusst. Die Zufuhr der Biogasgülle führte unter Gefäßbedingungen zu einer Steigerung der N-Aufnahme um durchschnittlich 38 % gegenüber dem entsprechenden unvergorenen Ausgangsgemisch. Dies ist sehr wahrscheinlich auf die um bis zu 30 % höheren NH₄-N-Gehalte beziehungsweise das engere NH₄-N:Gesamt-N Verhältnis in den Biogasgüllen zurückzuführen (Tabelle 13). Insbesondere in der Variante BGG RIND lagen bei Mais dadurch zu Versuchsende auch höhere Erträge und P-Aufnahmen vor. Auch die unterschiedliche Wirkung der verschiedenen Biogasgüllen auf die N-Aufnahme von Mais und Amarant kann zu großen Teilen durch deren NH₄-N:Gesamt-N Verhältnis erklärt werden (Abbildung 10). So wies die BGG RIND mit dem weitesten NH₄-N:Gesamt-N-Verhältnis auch die geringste N-Aufnahme im Vergleich zu den anderen Biogasgüllen auf. Eine höhere N-Aufnahme und höhere Erträge durch die Zufuhr vergorener Rinder- und Schweinegüllen gegenüber unvergorenen Güllen auf Grund

höherer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte wurde in Gefäßversuchen bereits mehrfach nachgewiesen (Koriath *et al.* 1985; Asmus *et al.* 1988; deBoer 2008). Eine differenzierte N- und Ertragswirkung verschiedener Biogasgülle bestätigen darüber hinaus Untersuchungen von Sensel und Wragge (2008). Die Autoren stellten fest, dass Biogasgülle auf der Basis von Festmist+Energiepflanzen den geringsten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil am Gesamt-N aufwiesen, wodurch auch die geringsten Kornerträge bei Sommerweizen erzielt wurden, während Biogasgülle auf der Basis von Rindergülle+Energiepflanzen oder auf der alleinigen Basis von Energiepflanzen mit einem $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil von 80 % am Gesamt-N die höchsten Kornerträge erreichten.

Neben den unterschiedlichen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalten in unvergorenen und vergorenen Substraten sowie in den verschiedenen Biogasgülle kann aber auch die N-Immobilisation durch Bodenmikroorganismen eine entscheidende Rolle bei der N-Aufnahme der Fruchtarten gespielt haben. Die festgestellte geringere mikrobielle Aktivität nach der Applikation der Biogasgülle gegenüber den Ausgangsgemischen (siehe auch 6.4) könnte zu einem zeitweisen geringeren Einbau von N in die mikrobielle Biomasse und folglich zu einer besseren N-Versorgung der Fruchtarten geführt haben. Eine reduzierte N-Immobilisation als ein wesentlicher Faktor für die teilweise beobachtete höhere N-Effizienz von Biogasgülle stimmt auch überein mit Schlussfolgerungen von Möller *et al.* (2008) und deBoer (2008). Ernst *et al.* (2008) konnten in Inkubationsversuchen in Zusammenhang mit einer verringerten mikrobiellen Aktivität nach der Düngung mit vergorener Rindergülle auch geringere Gehalte an mikrobiell gebundenen N gegenüber einer unbehandelten Rindergülle nachweisen.

Neben der direkten Wirkung des Vergärungsprozesses und der verschiedenen Biogasgülle auf das Pflanzenwachstum wurde in der vorliegenden Arbeit zusätzlich der Ersatz herkömmlicher unbehandelter Gülle durch die entsprechende ko-fermentierte Biogasgülle berücksichtigt. Hierfür wurde in beiden Gefäßversuchen die BGG RIND, welche nach der Ko-Fermentation von Rindergülle+Maissilage+Getreidekorn verbleibt, mit der entsprechenden unbehandelten Rindergülle verglichen. Entgegen der weit verbreiteten Meinung zeigte sich, dass die BGG RIND einen ähnlichen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt beziehungsweise $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil am Gesamt-N aufwies wie die unbehandelte Rindergülle. Dies lässt sich auf die Zufuhr $\text{NH}_4\text{-N}$ armer Ko-Substrate zur Rindergülle zurückführen, wodurch der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt im Ausgangsgemisch absank (Tabelle 13). Laut Reinhold und Zorn (2008) weisen Maissilagen mit etwa 0,04 % nur einen geringen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt in der Frischmasse auf. Durch die anschließende Vergärung stieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt zwar wieder deutlich an, erreichte aber nur das Niveau der unbehandelten Rindergülle (Tabelle 13). Dass sich ko-fermentierte Rindergülle nicht unbedingt von unbehandelten Rindergülle bezüglich des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes unterscheiden, belegen auch

Untersuchungen von Pötsch *et al.* (2004). Im Durchschnitt 47 beprobter Anlagen fanden die Autoren in Rinderbiogasgülle nur eine Erhöhung des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes von 5 % gegenüber unbehandelten Rindergülle. Obwohl die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteile in der BGG RIND mit der unbehandelten Rindergülle vergleichbar waren, traten, wenn auch weniger deutlich ausgeprägt, in beiden Gefäßversuchen höhere N-Aufnahmen nach der Zufuhr der Biogasgülle auf. Dies unterstreicht die Bedeutung einer möglicherweise kurzfristig geringeren N-Immobilisation nach einer Biogasgülle-Zufuhr für die N-Versorgung der Fruchtarten.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen somit, dass der Vergärungsprozess, sei es durch die Erhöhung des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes oder einer geringeren N-Immobilisation, grundsätzlich das Potential hat, die N-Effizienz von Gülle zu verbessern. Berücksichtigt man allerdings den Einsatz von Ko-Substraten, wie es in den meisten landwirtschaftlichen Praxisanlagen üblich ist, tritt ein höher $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt und eine bessere N-Wirkung der ko-fermentierten Gülle gegenüber der unbehandelten Gülle nicht zwangsläufig oder nur in abgeschwächter Form auf. In zukünftigen Untersuchungen sollte daher verstärkt der Einsatz von Ko-Substraten sowie deren Mischungsverhältnis mit der Gülle berücksichtigt werden. Beispielsweise kann durch die Zufuhr $\text{NH}_4\text{-N}$ -armer Ko-Substrate trotz des Vergärungsprozesses der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt unter dem einer unbehandelten Gülle liegen, wohingegen durch $\text{NH}_4\text{-N}$ -reiche Ko-Substrate der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil in Biogasgülle gegenüber unbehandelten Gülle weiter erhöht und die N-Verfügbarkeit weiter verbessert werden kann. Ein hoher Eintrag von N in Biogasgülle würde sich beispielsweise durch die Verwendung von Getreideschrot oder Grassilage ergeben (Sensel und Ellmer 2007). Überlegungen von Möller *et al.* (2010) gehen sogar soweit, dass durch einen mehr an den Pflanzenbedarf angepassten Substrat- und Ko-Substrateinsatz in Biogasanlagen das Nährstoffmanagement von Biogasgülle weiter verbessert werden könnte. Die Autoren weisen darauf hin, dass durch den Einsatz von N- beziehungsweise $\text{NH}_4\text{-N}$ -reichen Ko-Substraten im Herbst und Winter Biogasgülle mit hoher N-Wirkung für den Düngeeinsatz im Frühjahr erzeugt werden könnten, während durch den Einsatz von N- oder $\text{NH}_4\text{-N}$ -armen Ko-Substraten im Frühjahr und Sommer Biogasgülle mit geringeren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalten für den Düngeeinsatz im Herbst bereit gestellt würden.

Zusätzlich zu den Gefäßversuchen wurde im Praxisversuch die Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Düngeeigenschaften von Biogasgülle geprüft und die Entwicklung der Pflanzen- und Bodenparameter nach einer mehrjährigen Biogasgülle-Applikation verfolgt. Hierfür wurden das bereits im Gefäßversuch untersuchte ASG RIND und die BGG RIND untereinander, aber auch mit einer P-freien Kontrolle (NK) verglichen. Die im Praxisversuch erzielten Silomaiserträge lagen mit durchschnittlich 164 dt TM ha⁻¹ auf einem für Mecklenburg-

Vorpommern üblichen Niveau, wo zwischen 2008 und 2010 Erträge in der Höhe von 116 dt TM ha⁻¹ erzielt wurden (LU-MV 2009; LU-MV 2011). Im vorliegenden Versuch stiegen sowohl die Erträge als auch die P- und N-Aufnahmen von 2009 über 2010 bis 2011 deutlich an. Da in allen 3 Versuchsjahren die gleiche Sorte angebaut wurde, lassen sich die geringen Erträge, P- und N-Aufnahmen des Mais in 2009 nicht auf einen Sorteneffekt, sondern in erster Linie auf die geringen Niederschläge zurückführen. Das Jahr 2009 war mit insgesamt 182 mm Niederschlag von April bis Ende September das niederschlagärmste der 3 Versuchsjahre (Tabelle 9). Insbesondere in der Zeit von Mitte Juli bis Ende August stellt Mais hohe Ansprüche an die Wasserversorgung und reagiert auf Wassermangel mit Ertragsdepressionen (Zscheischler *et al.* 1999). Daneben kann auch der niedrige pH-Wert von 4,8 zu Beginn der Vegetationsperiode 2009 (Tabelle 32) eine Rolle für die geringen Maiserträge gespielt haben. Für den Maisanbau sind, je nach Bodenart, pH-Bereiche zwischen 5,3-6,8 anzustreben (Zscheischler *et al.* 1999). Neben Schädigungen der Wurzel oder Veränderungen in der Wurzelmorphologie (Islam *et al.* 1980), kann P-, K- oder Mg-Mangel die Folge zu niedriger pH-Werte sein. Zusätzlich wird bei pH-Werten von <5 vermehrt Al aus Al-Hydroxiden freigesetzt, wodurch auch eine gewisse Al-Toxizität eine Rolle gespielt haben könnte (Scheffer und Schachtschabel 1998).

Unterschiede im Pflanzenwachstum zwischen den Düngungsvarianten zeigten sich während der ersten beiden Versuchsjahre vor allem zum Zeitpunkt der Zwischenernte. Düngungsbedingte Unterschiede zum Zeitpunkt der Ernte waren erst im 3. Versuchsjahr feststellbar. Während der Jugendentwicklung stellt die Maispflanze auf Grund ihres schlechten Aneignungsvermögens einen hohen Anspruch an die Nährstoffversorgung (Zscheischler *et al.* 1999), weshalb Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten hauptsächlich zum Zeitpunkt der Zwischenernte auftraten. Mit zunehmendem Wachstum der Maispflanze und -wurzel wird auch ein größeres Bodenvolumen erschlossen, was insbesondere auf Grund der Immobilität von P im Boden bedeutsam ist. Anders als im Gefäßversuch konnte generell keine höhere N-Aufnahme nach der Zufuhr der Biogasgülle im Vergleich zum Ausgangsgemisch festgestellt werden, obwohl mit der Biogasgülle durchschnittlich etwa 20 % mehr NH₄-N appliziert wurde. Das ist in erster Linie mit der zusätzlichen mineralischen N-Düngung von 70 kg N ha⁻¹ auf der gesamten Versuchsfläche zu begründen, wodurch eine langsame Freisetzung des organisch gebundenen N im Ausgangsgemisch überbrückt werden kann. Durch die längere Vegetationsperiode im Feld hat der organisch gebundene N im unvergorenen Gemisch zudem genügend Zeit mineralisiert zu werden (Möller *et al.* 2008, Möller und Müller 2012). Letzteres ist ein wesentlicher Grund, warum Unterschiede zwischen unvergorenen und vergorenen Gülle im Hinblick auf die N-Aufnahme hauptsächlich in Gefäßversuchen deutlich werden (Koriath *et al.* 1985; Asmus *et al.* 1988;

deBoer 2008), aber weniger in Feldversuchen (Loria *et al.* 2007). Unter Feldbedingungen traten entsprechende Unterschiede nur bei Fruchtarten mit hohem N-Bedarf wie Winter- und Sommerweizen oder bei Fruchtarten mit kurzer Vegetationszeit wie Sommerweizen beziehungsweise bei frühen Schnitten von Grasland auf (Rubaek *et al.* 1996; Möller *et al.* 2008).

Die P-Aufnahme erhöhte sich auch unter Feldbedingungen durch die Zufuhr des Ausgangsgemisches und der Biogasgülle gegenüber der P-freien Kontrolle, was die Eignung von Biogasgülle als gut verfügbare P-Quelle für Pflanzen bestätigt. Anders als im Gefäßversuch wurden jedoch Unterschiede durch die Vergärung festgestellt. Zur Zwischenernte 2010 war die P-Aufnahme in der Variante mit der Biogasgülle signifikant geringer als in der Variante mit dem Ausgangsgemisch. Dieser Effekt war, wenn auch nicht statistisch gesichert, ebenfalls zur Zwischenernte 2009 und zur Ernte in 2011 erkennbar. Unerwarteter Weise wurden zudem signifikant geringere Silomais-Erträge nach der Düngung mit der Biogasgülle im Vergleich zum Ausgangsgemisch zur Ernte 2011 festgestellt. Warum der Ertrag in der Biogasgülle-Variante im 3. Versuchsjahr hinter dem Ausgangsgemisch zurückblieb und sich nicht von der NK-Variante unterschied, kann für den vorliegenden Versuch nicht abschließend geklärt werden. Oftmals wird eine begrenzte Ertragswirkung von Biogasgülle auf eine verstärkte N-Volatilisation auf Grund der hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte zurückgeführt (Pötsch *et al.* 2004; Loria *et al.* 2007; Chantigny *et al.* 2008; Möller *et al.* 2008; Bermejo *et al.* 2010b). Obwohl die beiden organischen Dünger sofort nach der Applikation eingearbeitet wurden, ließ sich dieser Effekt möglicherweise nicht komplett vermeiden. Zusätzlich könnte auch eine verstärkte Auswaschung von Nährstoffen wie N und K in der mit Biogasgülle gedüngten Variante eine Rolle gespielt haben. In Auswaschungsversuchen wiesen Goberna *et al.* (2011) einen stärkeren Verlust von Nitrat bei mit Biogasgülle gedüngten Böden nach als bei Böden die mit unvergorener Gülle gedüngt wurden. Dies führten die Autoren auf den höheren Anteil an mineralischen N in der Biogasgülle zurück, während der N in der unvergorenen Gülle überwiegend in organischer Form vorliegt und so besser vor Auswaschung geschützt ist. Die Vermutung, dass im eigenen Versuch eine verstärkte Nährstoffauswaschung die Ursache für die geringeren Erträge in der mit Biogasgülle gedüngten Variante in 2011 war, wird gestützt durch die sehr hohen Niederschläge in diesem Zeitraum (Tabelle 9). Jedoch lassen weder die N- und P-Aufnahmen noch die Gehalte an leicht pflanzenverfügbarem P im Boden eindeutige Rückschlüsse zu. Auch anhand der K-Aufnahme lassen sich die Ertragsunterschiede nicht abschließend erklären (Gropp 2012). Nur die DH-Aktivität war in der Biogasgülle-Variante während der gesamten Vegetationsperiode deutlich verringert, was die Ertragsfähigkeit des Bodens eingeschränkt haben könnte (Kapitel 6.4). Letztendlich verdeutlichen die Ergebnisse die Notwendigkeit, Feldversuche über einen vergleichsweise längeren Zeitraum durchzuführen um

den Effekt des Vergärungsprozesses beziehungsweise einer dauerhaften Biogasgülle-Applikation auf die Ertragsentwicklung besser beurteilen zu können.

Bei Betrachtung der P-Bilanz wird deutlich, dass diese, bei praxisüblichen Ausbringungsmengen der BGG RIND von $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und bei hohen Erträgen des Maises wie in 2010 und 2011, negativ wird (Tabelle 29). Die Ausbringung von Biogasgülle auf der Basis von Wirtschaftsdüngern unterliegt der Düngeverordnung (DüV) und ist damit auf eine Menge von $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (bei Ackerland) begrenzt. Dies limitiert gleichzeitig auch die mögliche P-Zufuhr. Enthält die Biogasgülle tierische Wirtschaftsdünger, wird nur dieser Anteil auf die N-Obergrenze angerechnet (Wendland 2009). Legt man einen Rindergülle-Anteil von 93 % in der Substratmischung und einen N-Gehalt in der Rindergülle von 0,45 % in der Frischmasse (Tabelle 13) zu Grunde, hätten in dem vorliegenden Versuch bei Ausschöpfung der maximal erlaubten Ausbringungsmenge etwa $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an Biogasgülle ausgebracht werden dürfen. Unter Berücksichtigung der in Tabelle 11 dargestellten Nährstoffzusammensetzung wären mit der Biogasgülle damit maximal $30 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf die Fläche gelangt. Die Ergebnisse zeigen damit, dass Biogasgülle zwar eine leicht verfügbare P-Quelle für Pflanzen darstellen und dazu beitragen können mineralische P-Düngemittel zu ersetzen. Insbesondere bei hohen Erträgen reicht aber die Biogasgülle-Zufuhr allein nicht aus um den P-Bedarf von Mais vollständig zu decken. Bei einer Düngung mit Biogasgülle, die auf einem hohen Anteil an Rindergülle basieren, ist somit ein Überschuss an P nicht zu erwarten, aber es müssen weitere Maßnahmen zur Deckung des P-Bedarfes ergriffen werden.

Dass die P-Düngung mit Biogasgülle in praxisüblichen Aufwandmengen in der Regel nicht ausreicht um den P-Entzug der Fruchtarten zu kompensieren, bestätigen auch Ergebnisse von Möller und Stinner (2010) und Odlare (2005). Das lässt sich mit dem niedrigen P-Gehalten beziehungsweise dem weiten N:P-Verhältnis in Biogasgülle, vor allem mit einem hohen Anteil an Rindergülle im Ausgangsgemisch, zu begründen. Eine Möglichkeit um diese P-Lücke zu schließen, besteht in der gezielten Verwendung P reicher Inputsubstrate (Möller und Stinner 2010). Entsprechend den Kalkulationen der Autoren wäre der P-Gehalt vieler landwirtschaftlicher Substrate dennoch nicht ausreichend und ein Ausgleich der P-Bilanz nur möglich, wenn Substrate mit sehr engem N:P-Verhältnis wie Klärschlamm zugekauft würden. Zur Optimierung des Nährstoffmanagements in Zusammenhang mit der Biogasproduktion bietet sich darüber hinaus die Fest-Flüssig-Separation der dabei anfallenden Rückstände an. Durch die mechanische Trennung mittels Pressschnecken oder Zentrifugen, entsteht eine Flüssigphase, die bis zu 83 % des Gesamt-N enthält, während sich bis zu 80 % des Gesamt-P in der Festphase wiederfindet (Field *et al.* 1984). Nach Angaben von Bauer *et al.* (2009) können durch die

Separation feste und gut transportfähige Rückstände erzeugt werden, die bis zu 2 kg P m^{-3} enthalten. Zur Pflanzenverfügbarkeit des in separierten Biogasgüllen befindlichen P besteht aber weiterer Forschungsbedarf.

6.3 Wirkung von Biogasgülle auf die Phosphor-Verfügbarkeit im Boden

Da P im Boden nur zu einem geringen Teil in leicht pflanzenverfügbarer Form vorliegt, ist zur Beurteilung der P-Wirkung von Biogasgülle nicht nur ihr Effekt auf die P-Versorgung der Pflanze sondern auf den pflanzenverfügbaren P-Gehalt im Boden entscheidend. Durch die Zufuhr anorganischer und organischer P-Verbindungen unterschiedlicher Löslichkeit und organischer Substanz können Biogasgülle Einfluss auf die P-Verfügbarkeit im Boden nehmen. In den Gefäßversuchen und dem Praxisversuch wurden daher die Wirkung vergorener und unvergorener Substrate sowie verschiedener Biogasgülle auf den Pw-, Pdl- und Pmic-Pool und auf die Hedley-Fractionen des Bodens untersucht.

Generell zeigen die vorliegenden Ergebnisse, dass sich eine Düngung mit Biogasgülle positiv auf den leicht verfügbaren P-Pool des Bodens auswirkt. So wurde in beiden Gefäßversuchen eine Erhöhung des Pw- und Pdl-Gehaltes im Boden nach der Düngung mit Biogasgülle gegenüber der P-freien Kontrolle festgestellt. Eine Verdopplung der Aufwandmenge führte nahezu zu einer Verdopplung des Pw-, Pdl-, Harz-P- und NaHCO₃-P-Gehaltes. Dabei war es für die Wirkung auf die P-Pools des Bodens unerheblich, ob es sich um unvergorene oder vergorene Substrate handelte oder welche Art der Biogasgülle ausgebracht wurde. Zudem waren die Biogasgülle in ihrer Wirkung auf das leicht verfügbare P im Boden auch mit einer herkömmlichen Rindergülle vergleichbar.

Im Gegensatz zu den eigenen Ergebnissen wurde in der Literatur häufig eine unterschiedliche Wirkung verschiedener organischer Dünger auf die P-Pools des Bodens nachgewiesen, welche im Wesentlichen von der Löslichkeit des enthaltenen P, dem C-Gehalt oder dem C:P-Verhältnis im Dünger abhing (Kashem *et al.* 2004; Leytem *et al.* 2005; Kumaragamage *et al.* 2011). So führte in Inkubationsversuchen die Applikation organischer Substrate mit engem C:P-Verhältnis wie Hühnermist (C:P 20:1) zu einer Erhöhung des leicht löslichen P im Boden, während sich dieser kurz nach der Zufuhr von Rinder- und Ziegenmist (C:P 40:1 beziehungsweise 60:1) verringerte (Griffin *et al.* 2003; Garg und Bahl 2008; Azees und Van Averbek 2010). In Versuchen von Kumaragamage *et al.* (2011) wirkte sich Schweinegülle positiver auf den leicht pflanzenverfügbaren P im Boden aus als Rinderfestmist, was die Autoren auf die höhere Löslichkeit des in der Schweinegülle enthaltenen P zurück führten. Dass in den eigenen Gefäßversuchen trotz teilweise deutlicher Unterschiede in der C-Zufuhr (4,6-15,0 g Gefäß⁻¹) oder dem C:P-Verhältnis (20:1-81:1) in den Substraten keine Unterschiede in den P-Pools des Bodens nachweisbar waren, kann auf die hohen Gehalte an leicht löslichem P in den Substraten, die geringen P-Applikationsmengen und/oder dem zusätzlichen Anbau der

Fruchtarten zurückzuführen sein. In vielen Inkubationsstudien wurden höhere Mengen an P, von 50-82,5 mg kg⁻¹ (Leytem *et al.* 2005; Kumaragamage *et al.* 2011) oder sogar 100-600 mg kg⁻¹ (Griffin *et al.* 2003; Kashem *et al.* 2004) ausgebracht, was den Nachweis signifikanter Unterschiede in den P-Pools zwischen verschiedenen Varianten erleichtert. Zudem könnten geringfügige Unterschiede in der P-Verfügbarkeit einzelner Substrate auch durch die P-Aufnahme oder die P-Mobilisierungsleistung der Pflanze ausgeglichen worden sein. Die geringeren Gehalte an Residual-P nach dem Anbau von Amarant deuten beispielsweise auf eine Mobilisierung schwer verfügbaren P hin. Zwar wird die Residual-P-Fraktion, da sie nicht mittels der verwendeten Lösungsmittel extrahierbar ist, als stabil und kurzfristig nicht pflanzenverfügbar angesehen (Hedley *et al.* 1982; Condon und Newman 2011). Durch pflanzliche Mobilisierungsmechanismen wie die verstärkte Ausscheidung von Citrat und Succinat konnte in Gefäßversuchen aber bereits mehrfach eine Verringerung schwerer verfügbarer P-Fraktionen (H₂SO₄-P, Residual-P) festgestellt werden (Kamh *et al.* 1999; Nurruzzaman *et al.* 2006; Bachmann und Eichler-Löbermann 2010). Über die Ausscheidung von organischen Säuren durch Amarant liegen bisher allerdings keine Untersuchungen vor. Möglicherweise hat aber die Verringerung des Boden-pH nach dem Anbau von Amarant zur Freisetzung von P aus der Residual-P-Fraktion beigetragen. Im Gegensatz zu Amarant führte der Anbau von Mais zu einer Mobilisation von P aus organischen Verbindungen, was sich anhand geringerer Gehalte an NaOH-P_o und Gesamt-P_o im Boden zeigte (Abbildung 11). Eine stärkere Verringerung des organischen P-Pools durch Mais steht in Einklang mit der deutlich höheren sauren und alkalischen Pase-Aktivität im Vergleich zu Amarant (Tabelle 23). Auch Gefäßversuche von Eichler *et al.* (2004) bestätigen eine hohe Aktivität der sauren und alkalischen Pase nach dem Anbau von Mais. Eine effiziente Nutzung des NaOH-P_o durch eine verstärkte Ausscheidung von Phosphatasen wurde auch für Buchweizen nachgewiesen (Amman und Amberger 1989).

Auf Böden mit einer hohen mikrobiellen Aktivität waren die Rinder- oder Biogasgülle in ihrer Wirkung auf die leicht verfügbaren P-Pools der mineralischen P-Düngung aber unterlegen. So wurden in Gefäßversuch 2, insbesondere auf dem sandigen Lehm, geringere Gehalte an P_w und P_{dl} nach der Düngung mit der Rinder- und Biogasgülle gemessen als nach der Düngung mit mineralischem P (NPK). Loria und Sawyer (2005) wiesen in Inkubationsversuchen ebenfalls geringere Gehalte an leichtlöslichen P nach der Düngung mit Biogasgülle als nach einer mineralischen NPK-Düngung nach und führten dies auf den höheren Anteil an organisch gebundenem P in der Gülle zurück. Zusätzlich können auch die höheren Gehalte an P_{mic} in den mit Rinder- und Biogasgülle gedüngten Varianten in Gefäßversuch 2 eine Rolle gespielt haben, denn Mikroorganismen können durch ihre Aktivität den pflanzenverfügbaren P-Pool im Boden

nicht nur erhöhen sondern auch entleeren. Weder organischer noch mikrobiell gebundener P wird mit dem P_w oder P_{dl} erfasst, da durch Standardmethoden der Bodenuntersuchung mit photometrischer P-Bestimmung nur Orthophosphat-Ionen detektiert werden. Dennoch kann mikrobiell gebundener P als leicht pflanzenverfügbar betrachtet werden, da die mikrobielle Biomasse zügig umgesetzt wird und der darin enthaltene P der Pflanze schnell wieder zur Verfügung steht (Brookes 2001), auch wenn die Versuchszeit von 8 Wochen möglicherweise nicht ausreichte um das mikrobiell gebundene P wieder zu re-mineralisieren. Auch Untersuchungen von Steffens *et al.* (2010) bestätigen, dass organischer P durchaus leicht verfügbar für die Pflanze sein kann, aber durch herkömmliche Methoden der P-Analytik nicht erfasst wird, was zu einer Unterschätzung des leicht bioverfügbaren P auf organisch gedüngten Flächen führt.

Es ist davon auszugehen, dass auch unabhängig vom C:P-Verhältnis im Substrat, vor allem auf Böden mit einer hohen mikrobiellen Aktivität eine Immobilisation von Dünger-P auftritt. So konnten Oberson *et al.* (2010) anhand von Gefäßversuchen zeigen, dass sich durch frisch zugeführtes Gülle-P der P_{mic} -Gehalt auf langfristig organisch gedüngten Böden mehr erhöhte als auf Böden die langfristig mineralisch gedüngt wurden. Das würde auch erklären, warum die in den eigenen Untersuchungen festgestellten P-Immobilisationseffekte deutlicher in Gefäßversuch 2 als in Gefäßversuch 1 auftraten und ausgeprägter waren auf dem Lehm als auf dem Sand. So lagen die in Gefäßversuch 1 gemessene DH-Aktivität und der Gehalt an P_{mic} mit 11-154 $\mu\text{g TPF g}^{-1}\text{ TM}$ und 7-13 mg kg^{-1} deutlich unter den in Gefäßversuch 2 gemessenen Werten (114-373 $\mu\text{g TPF g}^{-1}\text{ TM}$ und 7-25 mg kg^{-1}). Die ermittelten P_{mic} -Gehalte sind zwar generell relativ niedrig, aber dennoch vergleichbar mit Ergebnissen aus Gefäßversuchen von Helal und Dressler (1989) und Oberson *et al.* (2010), in deren Untersuchungen P_{mic} -Gehalte zwischen 7,5-13,3 mg kg^{-1} beziehungsweise 5-16 mg kg^{-1} gemessen wurden. Dass sich die in den Gefäßversuchen verwendeten Böden hinsichtlich der mikrobiellen Aktivität und des Gehaltes an P_{mic} unterschieden, kann auf die Bodenart, den Nährstoffstatus oder die vorhergehende Bewirtschaftung zurückgeführt werden (Frey 2007; Oberson *et al.* 2010). Der lehmige Sand aus Gefäßversuch 2 entstammte dem Ah-Horizont eines Feldversuches mit langjähriger organischer Düngung und wies sowohl höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz und einen höheren pH-Wert auf als der lehmige Sand aus Gefäßversuch 1, der langjährig ungedüngten Parzellen eines Feldversuches entnommen wurde. Böden die kontinuierlich ökologisch bewirtschaftet oder langjährig organisch gedüngt wurden, weisen generell höhere Enzymaktivitäten und Gehalte an P_{mic} sowie eine höhere mikrobielle Biomasse auf, als Böden mit mineralischer P-Düngung oder ohne P-Düngung (Goyal *et al.* 1993; Oberson *et al.* 2010). Auch Böden mit hohen Gehalten an

organischer Bodensubstanz, N und einem optimalem pH-Wert können eine höhere mikrobielle Biomasse und -Aktivität und damit ein höheres Immobilisationspotential aufweisen, als Böden mit geringem Nährstoffstatus und niedrigem pH (Frey 2007). Dadurch können auch Böden mit einem hohen Tongehalt stärker auf eine Zufuhr organischer Substanz reagieren als Sandböden (Höper und Kleefisch 2001; Kallenbach und Grandy 2011).

Im Praxisversuch wurde die Entwicklung des Gehaltes an pflanzenverfügbaren P (Pw, Pdl) nach der Ausbringung unvergorener und vergorener Substrate an mehreren Probenahmeterminen und über 3 Versuchsjahre verfolgt. Ein deutlicher Effekt der Düngung auf den Pw- und Pdl-Gehalt war jedoch erst im 3. Versuchsjahr und nur im Durchschnitt der Probenahmetermine nachweisbar. Die Ergebnisse bestätigen aber im Wesentlichen die im Gefäßversuch gewonnen Erkenntnisse. So führte die Düngung mit Biogasgülle zu einer Erhöhung des leicht pflanzenverfügbaren P-Gehaltes gegenüber der P-freien Kontrolle, unterschied sich aber in ihrer Wirkung nicht vom Ausgangsgemisch. Das zeigt, dass die durch die Vergärung hervorgerufenen Veränderungen der Substrateigenschaften zumindest mittelfristig keine Konsequenzen für die P-Verfügbarkeit im Boden haben.

Dass ein signifikanter Effekt der Düngung auf die Pw- und Pdl-Gehalte nicht an den einzelnen Probenahmeterminen nachweisbar war, ist auf die hohe Reststreuung, bedingt durch die kleinräumige Variabilität des P im Feld, zurückzuführen. Selbst in sich homogen wirkende Flächen können eine hohe kleinräumige Variabilität des P aufweisen. Das wird entweder direkt durch die Variation in der Textur, dem pH-Wert und dem Gehalt an organischer Bodensubstanz, oder indirekt durch den Einfluss chemischer und physikalischer Bodenparameter auf das Pflanzenwachstum und den damit verbundenen P-Entzug hervorgerufen (Mallarino und Joern 2005). Entsprechend den Angaben der Autoren können insbesondere bewirtschaftete Flächen auf Grund der Bodenbearbeitung oder einer ungleichmäßigen Düngerverteilung eine hohe kleinräumige Variabilität des P aufweisen. Ergebnisse von Raun *et al.* (1998) zeigen, dass die Mehlich-3 P-Gehalte innerhalb vom <1,5 m um bis zu 20 mg kg⁻¹ variieren können. Im eigenen Versuch variierten die Pw- und Pdl-Gehalte innerhalb eines Blocks vor Versuchsbeginn um durchschnittlich 1,0 beziehungsweise 4,5 mg kg⁻¹ (s% = 9,4 beziehungsweise 10,3). Das ist im Vergleich zur Literatur zwar relativ niedrig, aber in Zusammenhang mit der Applikationsmenge von etwa 5,7 mg P kg⁻¹ a⁻¹, war ein signifikanter Effekt der Düngung nur bei einem entsprechend hohen Stichprobenumfang und längerer Versuchsdauer nachweisbar.

Neben einer räumlichen Variabilität unterlagen die Parameter des P-Kreislaufes im vorliegenden Praxisversuch auch einer zeitlichen Variabilität. Der beobachtete Anstieg des Pdl-Gehaltes im Mai 2009 ist möglicherweise auf die Kalkung im Herbst 2008 und die anschließende

Einstellung des neuen chemischen Gleichgewichtes zurückzuführen. Auch der Anstieg des Pw- und Pdl-Gehaltes während der 3-jährigen Versuchszeit ist vermutlich, trotz teilweise negativer P-Bilanz, ebenfalls auf die Kalkung zurückzuführen. Die Kalkung war aber aufgrund des niedrigen Ausgangs-pH-Wertes von 4,3 notwendig (Tabelle 8). Ab einem pH-Wert <6 nimmt die P-Sorption in Böden auf Grund eines zunehmenden Anteils an positiv geladenen Austauscheroberflächen stark zu, was eine sachgerechte Beurteilung der Wirkung von Biogasgülle auf den leicht löslichen P-Pool erschwert hätte. Hinzu kommt, dass bei einem so niedrigen pH-Wert auch das Wachstum des Maises beeinträchtigt worden wäre (Kapitel 6.2). Die deutliche Abnahme der Pw- und Pdl-Gehalte zum Ende der Vegetationsperiode 2011 ist demgegenüber wahrscheinlich auf das überdurchschnittlich starke Wachstum und die damit verbundene hohe P-Aufnahme des Maises zurückzuführen. Die Schwankungen des leichtlöslichen P und des pH-Wertes könnten aber auch durch Veränderungen in der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur hervorgerufen worden sein. Bezüglich der Wirkung von Bodenfeuchte und -temperatur auf den leicht löslichen P-Gehalt liegen in der Literatur jedoch widersprüchliche Ergebnisse vor. Während Song und Ketterings (2010) höhere Gehalte an Mehlich-3-extrahierbarem P in trockenen und warmen Monaten nachwiesen, ermittelten Chen *et al.* (2003) die höchsten Gehalte an H₂O-löslichen P unter kühlen und feuchten Witterungsbedingungen. Auch der pH-Wert kann durch Veränderungen im Temperatur- und Feuchteregime des Bodens beeinflusst werden, wobei in der Regel mit geringeren pH-Werten während warmer, trockener Perioden zu rechnen ist (Song und Ketterings 2010; Bougnom *et al.* 2012). Auf Grund der saisonalen Schwankungen diverser chemischer und biologischer Bodenparameter wiesen auch Liu *et al.* (2009) auf die Bedeutung mehrerer Probennahmetermine hin um die Wirkung einer Düngung im Feld umfassend beurteilen zu können. Allerdings ist bei den eigenen Untersuchungen davon auszugehen, dass Feuchte-, oder Temperaturschwankungen bei der Probenahmetiefe von 0-30 cm nicht so stark auftraten, wie es bei einer geringeren Probenahmetiefe (0-10 cm) der Fall gewesen wäre. Dadurch ist anzunehmen, dass die beobachteten zeitlichen Schwankungen im Pw- und Pdl-Gehalt und dem pH-Wert des Bodens hauptsächlich durch die Kalkungsmaßnahmen und die P-Aufnahme der Pflanze hervorgerufen wurden.

6.4 Wirkung von Biogasgülle auf biologische Parameter des Phosphor-Kreislaufes

Bodenmikroorganismen spielen bei den P-Umsetzungen im Boden eine wichtige Rolle und stellen somit einen wesentlichen Aspekt der Bodenfruchtbarkeit dar (Helal und Dressler 1989; Brookes 2001; Joergensen und Emmerling 2006). Durch ihre Aktivität tragen sie zur Mobilisation und Immobilisation von Nährstoffen bei und beeinflussen so ihre Verfügbarkeit für die Pflanze (Bünemann *et al.* 2006). Biogasgülle unterscheiden sich deutlich bezüglich ihres Gehaltes an organischer Substanz und können sich dadurch auf den mikrobiellen Anteil am P-Kreislauf auswirken. Aus diesem Grund wurden in den Gefäß- und Feldversuchen wesentliche biologische Parameter des P-Kreislaufes wie die DH-Aktivität, die Aktivität der sauren und alkalischen Phosphatase und der mikrobiell gebundene P in Zusammenhang mit einer Biogasgülle-Applikation untersucht.

Sowohl unter Gefäß- als auch unter Praxisbedingungen wirkten sich die verschiedenen Düngevarianten deutlicher auf die biologischen als auf die chemischen Parameter des P-Kreislaufes aus. Die Bodenmikroorganismen stellen einen lebenden und stoffwechselaktiven Bestandteil des Bodens dar und reagieren dadurch generell schneller auf Veränderungen in ihrer Umgebung als zum Beispiel die organische Bodensubstanz oder die Gesamt-Gehalte an C, N und P (Arthurson 2009, Brookes 2001; Watts *et al.* 2010). Insbesondere Dehydrogenasen können, da sie als Enzym im Atmungsstoffwechsel sämtlicher lebender Mikroorganismen eine Rolle spielen, als sensibler Indikator für Veränderungen im Nährstoff- und Kohlenstoffumsatz des Bodens angesehen werden. Die DH-Aktivität wird deshalb auch als ein generelles Maß der mikrobiellen Stoffwechselaktivität betrachtet (Dunger und Fiedler 1997). Die in den Gefäßversuchen gemessene DH-Aktivität stimmt in ihrer Größenordnung mit anderen Gefäß- und Inkubationsversuchen überein (Goyal *et al.* 1993; Albiach *et al.* 2000), wobei diese mit 11-154 $\mu\text{g TPF g}^{-1}\text{ TM}$ in Gefäßversuch 1 wesentlich geringer war als in Gefäßversuch 2 mit 114-373 $\mu\text{g TPF g}^{-1}\text{ TM}$. Dies kann auf die unterschiedlichen Eigenschaften und die Bewirtschaftungshistorie der verwendeten Böden zurückgeführt werden (siehe Kapitel 6.3). Im Praxisversuch wurde mit 10-31 $\mu\text{g TPF g}^{-1}\text{ TM}$ eine wesentlich geringere DH-Aktivität gemessen als in den Gefäßversuchen. Das ist damit zu begründen, dass unter Gefäßbedingungen, auf Grund der vollständigen Durchwurzelung, hauptsächlich Rhizosphärenboden erfasst wird, welcher durch die Bereitstellung von Wurzelexsudaten (zum Beispiel Zucker) generell eine höhere Enzymaktivität aufweist (Ai *et al.* 2012). Vergleichbare Ergebnisse mit 8-33 beziehungsweise 50-96 $\mu\text{g TPF g}^{-1}\text{ TM}$ (nach 24 h) wurden aber auch in anderen Feldversuchen

auf Sandböden ermittelt (Kanchikerimath und Sing 2001; Kautz *et al.* 2004; Eichler-Löbermann *et al.* 2007).

Die DH-Aktivität wurde deutlich durch die Vergärung oder die Applikation der verschiedenen Biogasgülle beeinflusst. So wurde im Gefäßversuch 1 eine um durchschnittlich 40 % geringere mikrobielle Aktivität nach der Zufuhr der Biogasgülle als nach der Zufuhr des entsprechenden unvergorenen Ausgangsgemisches festgestellt. Sogar im Vergleich zur unbehandelten Rindergülle war die BGG RIND bezüglich ihrer Wirkung auf die mikrobielle Aktivität in beiden Gefäßversuchen unterlegen. Auch die Ergebnisse des Praxisversuches aus 2010 und 2011 bestätigen die Verringerung der mikrobiellen Aktivität nach der Düngung mit Biogasgülle im Vergleich zum unvergorenen Ausgangsgemisch. Durch die mehrfache Probenahme liefert der Praxisversuch zudem Erkenntnisse über die Gefäßversuche hinaus, da die Entwicklung der biologischen Bodenparameter im Verlauf zweier Vegetationsperioden verfolgt werden konnte. So zeigte sich insbesondere in 2010 ein sprunghafter Anstieg der DH-Aktivität 2 Wochen nach der Applikation des Ausgangsgemisches und ein anschließender Abfall auf ein deutlich niedrigeres, von der NK und der Biogasgülle nicht signifikant unterscheidbares Niveau. Das deutet auf ein schnelles Wachstum der Mikroorganismen durch die Zufuhr von frischem, leicht verfügbarem organischen Material hin, gefolgt von einem Wachstumsrückgang nach dem dieses aufgebraucht war. Im Gegensatz dazu führte die Zufuhr der Biogasgülle nicht zu einer Stimulation der Mikroorganismen. In 2011, also bereits nach 3-jähriger Versuchszeit, konnte an jedem der 4 Probenahmeterminen eine signifikant geringere DH-Aktivität nach der Düngung mit der Biogasgülle als nach der Düngung mit dem Ausgangsgemisch festgestellt werden. Dies zeigt, dass sich die durch die Vergärung hervorgerufenen Veränderungen der Substrateigenschaften zeitnah und anhaltend auf die Mikroorganismenaktivität im Boden auswirken.

Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen auch Resultate von Elfstrand *et al.* (2007), wo in Feldversuchen nach der Düngung mit vergorenem Klee gras eine geringere mikrobielle Aktivität und mikrobielle Biomasse im Boden vorlag als nach der direkten Einarbeitung von Klee gras als Gründünger. Auch in Inkubationsversuchen von Ernst *et al.* (2008) wurde eine geringere mikrobielle Aktivität nach der Applikation von Rindergülle im Vergleich zur ko-fermentierten Gülle nachgewiesen. Neben Mikroorganismen wird in der Literatur auch vermehrt auf eine Veränderung der Regenwurmabundanz durch die Applikation von Biogasgülle hingewiesen. Häufig wurde dabei ein Rückgang der Regenwurmabundanz nach der Ausbringung von Biogasgülle gegenüber der ungedüngten Kontrolle (Sensel und Wragge 2008) oder unbehandelten Wirtschaftsdüngern festgestellt (Ernst *et al.* 2008; Bermejo *et al.* 2010a; Elste *et al.* 2010b).

Da die Aktivität von Bodenorganismen im Wesentlichen von der Zufuhr an verfügbaren organischem C und N abhängt (Bünemann *et al.* 2006), kann die verringerte Stimulation der Mikroorganismenaktivität in den eigenen Untersuchungen auf die geringere Zufuhr an organischer Substanz mit der Biogasgülle zurückgeführt werden. Im Zuge des Abbaus organischer Verbindungen während des Vergärungsprozesses wurde in Gefäßversuch 1 mit den Biogasgülle durchschnittlich 56 % weniger organische Substanz ausgebracht als mit den Ausgangsgemischen. Im Praxisversuch gelangte während der 3 Versuchsjahre mit der Biogasgülle 60 % weniger organische Substanz auf die Fläche als mit dem Ausgangsgemisch. Neben der Quantität kann aber auch die Qualität der organischen Substanz eine entscheidende Rolle bezüglich der Unterschiede in der DH-Aktivität zwischen den unvergorenen und vergorenen Substraten gespielt haben. Diese Vermutung wird bestätigt, betrachtet man die DH-Aktivität im Verhältnis zur Menge an applizierter organischer Substanz. Dieses Verhältnis wurde für den Gefäßversuch 1 berechnet, indem zunächst die DH-Aktivität in der NPK-Variante von der DH-Aktivität in den organisch gedüngten Varianten subtrahiert (DH_{korrr}) und anschließend ins Verhältnis zur Menge an applizierter organischer Substanz (OS_{appl}) gesetzt wurde (siehe Kapitel 4.4.4). Die Ergebnisse sind exemplarisch für Mais in Tabelle 36 dargestellt und zeigen, dass 1 mg der mit der Biogasgülle applizierten organischen Substanz weniger zur Stimulation der mikrobiellen Aktivität zu Versuchsende beitrug als 1 mg der mit dem Ausgangsgemisch oder mit der Rindergülle applizierten organischen Substanz. Die Berechnung des Verhältnisses $DH_{\text{korrr}}:OS_{\text{appl}}$ für Amarant entfiel, da bereits die DH_{korrr} für die meisten mit Biogasgülle gedüngten Varianten negativ war.

Tabelle 36: Verhältnis zwischen DH-Aktivität und Menge an applizierter organischer Substanz ($DH_{\text{korrr}}:OS_{\text{appl}}$) in den organisch gedüngten Varianten von Gefäßversuch 1 nach dem Anbau von Mais.

Düngung	P-Stufe (mg Gefäß ⁻¹)	
	200	400
	μg TPF mg ⁻¹ OS _{appl}	
Rindergülle	6,93	
ASG RIND	8,47	15,6
BGG RIND	2,34	8,79
ASG SCHWEIN	24,4	17,2
BGG SCHWEIN	10,9	16,4
BGG NAWARO II	0,57	
BGG NAWARO III	10,0	
BGG NAHRUNGSREST	-	

DH_{korrr} = Dehydrogenase-Aktivität in den organisch gedüngten Varianten korrigiert um die Aktivität in der NPK-Variante
 OS_{appl} = Menge an applizierter organischer Substanz in mg Gefäß⁻¹
ASG = Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle

Bei der Interpretation des Verhältnisses $DH_{\text{korrr}}:OS_{\text{appl}}$ sollte bedacht werden, dass die DH-Aktivität nach der 8-wöchigen Versuchszeit gemessen wurde, während der es auch schon zu

einem Abbau der applizierten organischen Substanz in unterschiedlichem Umfang gekommen sein kann. Dennoch deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die mit der Biogasgülle zugeführte organische Substanz schlechter von Mikroorganismen genutzt werden kann als die mit dem Ausgangsgemisch oder der Rindergülle zugeführte organische Substanz. Das resultiert aus der Zersetzung des leicht abbaubaren Anteils der organischen Substanz während des Vergärungsprozesses, wodurch überwiegend stabile, schwer zersetzbare Verbindungen in der Biogasgülle zurück bleiben (El-Shinnawi *et al.* 1989a; El-Shinnawi *et al.* 1989b; Marcato *et al.* 2009). NMR-Analysen unvergorener und vergorener Schweinegülle zeigen, dass nach der Vergärung hauptsächlich Carboxyl-C-, aromatische-C- und aliphatische-C-Verbindungen vorliegen und die organische Substanz in Biogasgülle deshalb eine ähnlich hohe biologische Stabilität wie Kompost aufweist (Schievano *et al.* 2009). Auch Inkubationsversuche von Asmus *et al.* (1988) und Marcato *et al.* (2009) zeigen, dass die Mineralisation des mit vergorener Schweinegülle applizierten organischen C langsamer abläuft und geringer ausfällt als bei unvergorener Schweinegülle. In Feldversuchen von Kautz und Rauber (2007) konnte kein Anstieg der β -Glucosidase-Aktivität nach der Applikation von vergorener Schweinegülle oder vergorenen Energiepflanzen unter Feldbedingungen nachgewiesen werden, was ebenfalls darauf hindeutet, dass die organische Substanz in Biogasgülle kurzfristig nicht von Mikroorganismen als C- und Energiequelle genutzt werden kann. Glucosidasen spielen eine bedeutende Rolle beim Abbau organischer C-Verbindungen zu Zuckern, welche wiederum eine wichtige Energiequelle für Mikroorganismen darstellen (Acosta-Martinez und Tabatabai 2000).

Ein weiterer Grund für die unterschiedliche Wirkung unvergorener und vergorener Gülle auf die Mikroorganismenaktivität im Boden könnte auch ihr unterschiedlicher Keimgehalt sein. Durch die Hygienisierung während des Vergärungsprozesses weisen vergorene Gülle beispielsweise weniger koloniebildende Einheiten von *Salmonella*, *E. coli*, *Clostridium* und *Camylobacter* auf als unvergorene Gülle (Goberna *et al.* 2011; Knie *et al.* 2011). Nach 1-monatiger Inkubation steriler Böden mit unvergorener oder vergorener Gülle wurde in den Böden mit der vergorenen Gülle somit auch eine geringere Zahl an *Salmonella* und *E. coli* nachgewiesen als in den Böden mit der unvergorenen Gülle (Goberna *et al.* 2011). Die Ergebnisse der Autoren zeigen zudem, dass in Gülle enthaltene Pathogene im sterilen Boden nur kurz (< 12 Wochen) überleben und in natürlichen Böden durch die bodenbürtige Mikrofauna zusätzlich unterdrückt werden. Dies und die Ergebnisse aus dem eigenen Feldversuch, wo eine geringere Mikroorganismen-Aktivität in der Biogasgülle-Variante auch noch 21 Wochen nach der Ausbringung feststellbar war, lassen vermuten, dass die Menge und die Qualität der in der

Biogasgülle enthaltenen organischen Substanz die Hauptgründe für die Veränderungen im Bodenleben sind.

Anhand der Ergebnisse aus den Gefäßversuchen wird zudem deutlich, dass sich auch verschiedene Biogasgülle hinsichtlich ihrer Eignung als C- und Energiequelle für Mikroorganismen unterscheiden. Obwohl mit der BGG SCHWEIN in Gefäßversuch 1 wesentlich weniger organische Substanz ausgebracht wurde als mit der BGG RIND, lagen zu Versuchsende vergleichbare DH-Aktivitäten vor. Das Verhältnis $DH_{\text{kon}}:OS_{\text{appl}}$ zeigt sehr deutlich, dass 1 mg der mit der BGG SCHWEIN zugeführten organischen Substanz die mikrobielle Aktivität mehr stimulierte als 1 mg der mit der BGG RIND zugeführten organischen Substanz (Tabelle 36). Das lässt sich auf die unterschiedliche Qualität der organischen Substanz bereits in den unbehandelten Gülle zurückführen. So weisen unbehandelte Schweinegülle einen höheren Anteil an H_2O -löslichen und damit leicht verfügbaren C auf als Rindergülle (Morvan und Nicolardot 2009). Weiterführende Inkubationsversuche der Autoren zeigen darüber hinaus, dass der in Rindergülle enthaltenen organische C innerhalb von 107 Tagen langsamer mineralisiert wurde als der in Schweinegülle enthaltene C ($337 \text{ mg C g}^{-1} \text{ Corg}$ der Rindergülle versus $443 \text{ mg C g}^{-1} \text{ Corg}$ bei Schweinegülle). Darüber hinaus lag nach der Applikation der BGG NAHRUNGSREST eine geringere DH-Aktivität im Boden vor als in der NPK-Variante, obwohl damit sogar mehr organische Substanz zugeführt wurde als mit der BGG SCHWEIN. Daraus kann geschlossen werden, dass die in der BGG NAHRUNGSREST enthaltene organische Substanz nicht nutzbar für Mikroorganismen war und/oder die DH-Aktivität durch die hohen applizierten Nährstoffmengen mit dieser Biogasgülle gehemmt wurde. Eine Hemmung der DH-Aktivität durch hohe Dünger- und Nährstoffgaben wurde unter anderem in Feldversuchen von Kanchikerimath und Sing (2001) nachgewiesen. Auch Cayuela *et al.* (2009) konnten zeigen, dass hohe Mengen an $NH_4\text{-N}$ die aus Wirtschaftsdüngern freigesetzt werden, kurzfristig einen negativen Effekt auf das Wachstum von Mikroorganismen haben können. Bisher liegen keine vergleichenden Untersuchungen zur Qualität der organischen Substanz in verschiedenen Biogasgülle, insbesondere auf der Basis von Energiepflanzen und Nahrungsmittelabfällen, vor. Solche Untersuchungen könnten jedoch dazu beitragen den Effekt von Biogasgülle auf die Bodenbiologie und die Humusproduktion besser abschätzen zu können.

Die unterschiedliche Quantität und Qualität der organischen Substanz in den Ausgangsgemischen, Rinder- und Biogasgülle hatte zwar Folgen für die mikrobielle Aktivität im Boden, wirkte sich aber kaum auf den Gesamtgehalt an organischer Bodensubstanz aus. Vor allem im Praxisversuch konnte auch nach 3-jähriger Versuchszeit kein Unterschied zwischen dem Ausgangsgemisch und der Biogasgülle hinsichtlich des Gehaltes an organischer Bodensubstanz

festgestellt werden. Dabei wurden mit dem Ausgangsgemisch während der 3 Versuchsjahre insgesamt 3274 kg ha⁻¹ mehr organische Substanz ausgebracht als mit der Biogasgülle. Durch die höhere mikrobielle Aktivität und dem daraus resultierenden verstärkten Abbau der zugeführten organischen Substanz glich sich dieser Unterschied möglicherweise aber wieder aus. Auch Elste *et al.* (2010a) konnten nach 3-jährigen Feldversuchen keinen Unterschied im Gehalt an organischen C im Bodens zwischen unvergorener und vergorener Gülle feststellen. Allerdings reagiert die organische Bodensubstanz, anders als Bodenmikroorganismen, auch wesentlich langsamer auf Dünge- oder Management bedingte Veränderungen (Brookes 2001), weshalb vermutlich längerfristige Versuche notwendig sind um die Folgen der Vergärung für den Gehalt an organischer Bodensubstanz abschließend abschätzen zu können. In weiteren Untersuchungen sollte nicht nur der Einfluss unvergorener und vergorener Gülle auf den Gesamtgehalt sondern auch auf die Qualität der organischen Bodensubstanz berücksichtigt werden. Durch ihre Aktivität tragen Mikroorganismen nicht nur zur Mobilisation von Nährstoffen und zum Streuabbau sondern auch zur Bildung neuer, bodeneigener organischer Verbindungen bei. Von Mikroorganismen gebildete Polysaccharide unterscheiden sich beispielsweise deutlich von pflanzlichen Polysacchariden, denn sie sind wesentlich stabiler und komplexer und wirken sich positiv auf die Aggregatstabilität und das Nährstoffspeicher- und Wasserhaltevermögen von Böden aus (Anderson 1991; Overstreet und DeJong-Huges 2009).

Neben der DH-Aktivität wurde auch die Aktivität der alkalischen Pase deutlich durch die Düngung beeinflusst. Phosphatasen sind im P-Kreislauf des Bodens und für die P-Ernährung der Pflanze von Bedeutung, da sie P aus organischen P-Verbindungen freisetzen und in eine für die Pflanze verfügbare Form überführen (Dunger und Fiedler 1997; Shen *et al.* 2011). Im Gefäßversuch wurde eine alkalische Pase-Aktivität zwischen 20-40 µg pNP g⁻¹ TM gemessen, was auch vergleichbar ist mit Ergebnissen aus anderen Gefäßversuchen die ähnliche Böden verwendeten (Eichler *et al.* 2004; Krey *et al.* 2011). Die Größenordnung der sauren und alkalischen Pase im Praxisversuch waren vergleichbar mit den Ergebnissen aus dem Gefäßversuch und stimmen auch mit Ergebnissen aus Feldversuchen von Parham *et al.* (2002) überein, wo Aktivitäten der sauren und alkalischen Pase zwischen 200-400 mg pNP kg⁻¹ TM und 20-80 mg pNP kg⁻¹ TM festgestellt wurden. Acosta-Martinez und Tabatabai (2000) wiesen unter Feldbedingungen in Abhängigkeit des pH-Wertes Aktivitäten der sauren Pase zwischen 120-240 mg pNP kg⁻¹ TM und Aktivitäten der alkalischen Pase zwischen 20-140 mg pNP kg⁻¹ TM nach.

Sowohl im Gefäß- als auch im Praxisversuch verringerte sich übereinstimmend mit der DH-Aktivität, die alkalische Pase-Aktivität nach der Zufuhr der Biogasgülle gegenüber dem

entsprechenden unvergorenen Ausgangsgemisch. Dass eine Verringerung der DH-Aktivität auch gleichzeitig in einer Abnahme der alkalischen Pase-Aktivität resultiert, kann damit begründet werden, dass alkalische Pasen Exo-Enzyme sind, die hauptsächlich von Mikroorganismen gebildet werden (Kaleeswari 2007). Der Umfang ihrer Synthese und Ausscheidung ist daher vermutlich an die mikrobielle Aktivität beziehungsweise die Populationsgröße gekoppelt. Diese Vermutung wird auch bestätigt durch Untersuchungen von Garg und Bahl (2008) wo eine Steigerung der Pase-Aktivität hauptsächlich mit einem Anstieg der mikrobiellen Biomasse in Zusammenhang gebracht wird. Auch in Untersuchungen von Albiach *et al.* (2000) wurde festgestellt, dass die DH-Aktivität eng mit der Aktivität weiterer Enzyme des Nährstoffkreislaufes, unter anderem der alkalischen Pase-Aktivität, korreliert ist. Feldversuche von Parham *et al.* (2002) zeigen, dass eine organische Düngung auf Grund ihrer positiven Wirkung auf Bodenmikroorganismen die Pase-Aktivität mehr stimuliert als mineralische Düngemittel. Die durch die Vergärung hervorgerufenen Veränderungen in der Substratzusammensetzung wirken sich somit nicht nur auf die mikrobielle Aktivität, sondern auch auf die Synthese und Ausscheidung weiterer Enzyme aus, was wiederum Folgen für den P-Umsatz im Boden haben kann.

Der Vergleich verschiedener Biogasgüllen verdeutlicht zudem, dass die beobachteten Unterschiede in der alkalischen Pase-Aktivität nicht nur mit der DH-Aktivität, sondern auch mit ihrem Effekt auf den pH-Wert des Bodens zusammenhängen können. So war die Aktivität der alkalischen Pase umso niedriger, je niedriger der pH-Wert des Bodens nach der Düngung war (Abbildung 12). Verschiedene Studien bestätigen, dass Pasen sensibel auf den pH-Wert des Bodens reagieren. So konnte in mehrjährigen Feldversuchen nachgewiesen werden, dass die alkalische Pase-Aktivität positiv korreliert mit dem pH-Wert im Boden ist, also beispielsweise durch eine Kalkung ansteigt (Acosta-Martinez und Tabatabai 2000; Enkeler und Tabatabai 2003). Generell ist der Kalkungseffekt von Biogasgüllen als gering einzuschätzen (Kluge *et al.* 2008). Wie die Gefäßversuche und der Praxisversuch zeigen, können sich Biogasgüllen dennoch, vermutlich auf Grund ihres Gehaltes an $\text{NH}_4\text{-N}$, auf den pH-Wert des Bodens auswirken. Denn durch eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -reiche Ernährung scheiden Pflanzen, zum Ausgleich des Kationen-Anionen-Verhältnisses, vermehrt H^+ -Ionen aus (Schilling *et al.* 2000). Das könnte auch erklären, warum im Praxisversuch ein geringerer pH-Wert des Bodens nach der Zufuhr der Biogasgülle als nach der Zufuhr des Ausgangsgemisches festgestellt wurde.

Grundsätzlich wird die Pase-Aktivität auch durch den Gehalt an leichtlöslichem P im Boden reguliert, wobei ein inverser Zusammenhang zwischen der Pase-Aktivität und der P-Verfügbarkeit im Boden besteht (Helal und Dressler 1989; Olander und Vitousek 2000; Yadav

und Tarafdar 2001). Das heißt, mit zunehmender P-Konzentration im Boden sinkt in der Regel die Pase-Aktivität, während bei P-Mangel verstärkt Pasen produziert werden. Im Gegensatz dazu schien im vorliegenden Gefäßversuch 1 die P-Konzentration im Boden für die absolute Größenordnung der Pase-Aktivität aber eher eine untergeordnete Rolle gespielt zu haben. Denn in den NK-Varianten, also unter P-Mangel, stieg die alkalische Pase-Aktivität nicht an, sondern war teilweise sogar geringer als in den mit P gedüngten Varianten. Dies lässt sich vermutlich durch die geringe mikrobielle Aktivität in den NK-Varianten von Mais und Amarant erklären, was die Synthese und damit die Aktivität der alkalischen Pase zu Versuchsende begrenzte. Diese Annahme wird bestätigt, betrachtet man die alkalischen Pase-Aktivität im Verhältnis zur DH-Aktivität (aPase:DH). Zur Berechnung des Verhältnisses aPase:DH siehe Kapitel 4.4.4. Die Aktivität der alkalischen Pase in Bezug zur DH-Aktivität verdeutlicht, dass die Mikroorganismen in den NK-Varianten zwar eine geringe Stoffwechselaktivität aufwiesen, aber im Verhältnis dazu eine hohe Pase-Aktivität vorlag (Tabelle 37). Die Ergebnisse deuten damit auf einen P-Mangel und eine entsprechende Reaktion der Mikroorganismen-Population in der NK-Variante hin, verdeutlichen aber auch, dass für die Interpretation der Pase-Aktivitäten in Zusammenhang mit einer organischen Düngung die Aktivität der Mikroorganismen berücksichtigt werden muss.

Tabelle 37: Verhältnis zwischen alkalischer Pase-Aktivität und DH-Aktivität (aPase:DH) in Abhängigkeit der Düngung und der Fruchtart in Gefäßversuch 1.

Düngung	Amarant µg pNP	Mais µg ⁻¹ TPF
NK	46,6	20,0
NPK	14,4	7,33
Rindergülle	13,4	10,9
BGG RIND	15,1	12,7
BGG SCHWEIN	17,2	10,3
BGG NAWARO II	37,6	12,0
BGG NAWARO III	19,5	7,02
BGG NAHRUNGSREST	-	24,0

BGG = Biogasgülle

Eine höhere Pase-Aktivität kann auf ein höheres Mineralisationspotential für organische P-Verbindungen hinweisen. Dies zeigte sich am Beispiel von Mais in Gefäßversuch 1. Hier resultierte die höhere Pase-Aktivität gegenüber Amarant in einer Verringerung des organisch gebundenen P (Kapitel 6.3). Vermutlich lassen sich dadurch auch die geringeren Gehalte an NaHCO₃-Po in der Variante mit dem ASG RIND als in der Variante mit der BGG RIND erklären. Ansonsten wirkten sich die Veränderungen in der Pase-Aktivität in den einzelnen Düngevarianten in den Gefäß- und Praxisversuchen aber kaum auf die leicht verfügbaren P-Pools des Bodens oder die P-Aufnahme der Pflanze aus. Generell wird ein direkter Zusammenhang zwischen der Pase-Aktivität und dem Pflanzenwachstum beziehungsweise dem

leicht löslichen P-Gehalten im Boden nur selten festgestellt (McKenzie *et al.* 1995; Shen *et al.* 2011). Das ist zum einen damit zu begründen, dass auf Grund hoher Pase-Aktivitäten mineralisiertes P schnell wieder in die mikrobielle Biomasse eingebaut wird und dadurch weder im leichtverfügbaren anorganischen P-Pool des Bodens noch in der Pflanze nachweisbar ist (McKenzie *et al.* 1995). Zum anderen werden Exo-Enzyme wie Phosphatasen oder Phytasen im Boden an Tonminerale oder die organische Bodensubstanz sorbiert, wodurch sie zwar potentiell aktiv bleiben und vor Abbau geschützt sind, aber im Boden nicht mobil sind (Naidja *et al.* 2000; Kaleeswari 2007; Giaveno *et al.* 2010). Insbesondere saure Phosphatasen weisen eine geringe Mobilität im Boden auf, da sie hauptsächlich mit der Wurzelzellwand assoziiert sind (Kaleeswari 2007).

Mikrobielle Prozesse im Boden werden zudem durch Veränderungen der Umweltbedingungen wie Niederschlag, Bodenfeuchte und Temperatur beeinflusst (Chen *et al.* 2003; Voroney 2007; Liu *et al.* 2009). So konnten beispielsweise Kautz (2005) in Feldversuchen im Juli eine nahezu doppelt so hohe DH-Aktivität nachweisen wie im März oder April. Auch Watts *et al.* (2010) wiesen in Feldversuchen eine nahezu doppelt so hohe mikrobielle Aktivität in den Sommer- als in den Wintermonaten nach, was im Wesentlichen in Zusammenhang mit der höheren Temperatur im Sommer stand. Im eigenen Versuch schien die Witterung kaum einen Einfluss auf die Mikroorganismen gehabt zu haben, denn es traten keine signifikanten Unterschiede in der DH-Aktivität oder der alkalischen Pase-Aktivität zwischen den Probenahmeterminen im Durchschnitt der Dünger auf. Vermutlich sind die Schwankungen in der Bodentemperatur und -feuchte bei einer Probenahmetiefe von 0-30 cm nicht deutlich genug ausgeprägt um saisonal bedingte Unterschiede in der DH-Aktivität hervorzurufen. Zwar ist generell davon auszugehen, dass Mikroorganismen hauptsächlich in den oberen Bodenschichten von 0-10 cm vorkommen (Frey 2007), eine tiefergehende Beprobung wird aber insbesondere auf Ackerstandorten empfohlen, da durch das Unterpflügen von Ernterückständen oder organischen Düngern in der Unterkrume mit höheren Enzymaktivitäten zu rechnen ist als in der Oberkrume (Dunger und Fiedler 1997). So fanden beispielsweise auch Parham *et al.* (2002) für organisch gedüngte Böden eine höhere Enzymaktivität in 20-30 cm Bodentiefe als im Oberboden (10-20 cm). Weiterhin weisen vor allem Exo-Enzyme wie alkalische Pasen eine geringe saisonale Variation auf, da sie durch ihre Interaktion mit Tonmineralen oder organischer Substanz im Boden stabilisiert werden können, wodurch ihre Aktivität nicht notwendiger Weise mit der aktuellen mikrobiellen Biomasse im Boden korreliert sein muss (Elfstrand *et al.* 2007). Dass demgegenüber die saure Pase-Aktivität im Praxisversuch deutliche Veränderungen über die Zeit zeigte, kann damit zusammenhängen, dass dieser Parameter nicht nur durch Mikroorganismen

sondern auch durch das Pflanzenwachstum beeinflusst wird. Der Anstieg und Abfall der sauren Pase-Aktivität im Jahresverlauf kann somit mit dem Wachstum der Pflanze einhergehen. Pflanzen beginnen bereits sehr früh, das heißt sobald die Wurzeln zum Vorschein kommen, mit der Ausscheidung von sauren Pasen, wobei die saure Pase-Aktivität mit zunehmendem Alter der Pflanze auf Grund des sich entwickelnden Wurzelsystems und der Erhöhung der Wurzeloberfläche ansteigt (Yadav und Tarafdar 2001).

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Bei der Biogasproduktion fallen Rückstände (Biogasgüllen) an, die auf Grund ihres Gehaltes an N, P, K und organischer Substanz eine wichtige Nährstoff- und Humusquelle für den Pflanzenbau darstellen können. Während bereits zahlreiche Studien hinsichtlich der N-Wirkung von Biogasgüllen vorliegen, wurde der Effekt von Biogasgüllen auf die P-Versorgung der Pflanze und die P-Verfügbarkeit im Boden bisher kaum untersucht. Vor dem Hintergrund begrenzter mineralischer P-Reserven und der Notwendigkeit P aus alternativen Quellen effizient zu nutzen, sind Kenntnisse über die P-Düngewirkung von Biogasgüllen unabdingbar.

Ziel der Arbeit war es daher, Rückstände aus der Biogasproduktion hinsichtlich (I) der Löslichkeit des darin enthaltenen P zu untersuchen und ihre (II) Eignung als P-Quelle im Pflanzenbau zu bewerten. Weiterhin sollte die (III) Auswirkung von Biogasgüllen auf die P-Pools des Bodens, mit besonderer Berücksichtigung des mikrobiellen Anteils am P-Kreislauf, dargestellt werden. Für eine umfassende Bearbeitung der Zielstellung wurden verschiedene Aspekte und Fragen berücksichtigt:

- i. Wie wirkt sich der Vergärungsprozess auf die Löslichkeit des in Biogasgüllen enthaltenen P aus und welche Folgen hat dies für die P-Ernährung der Pflanze und den P-Kreislauf des Bodens?
- ii. Inwieweit unterscheiden sich verschiedene Biogasgüllen hinsichtlich der Löslichkeit des enthaltenen P und in ihrer Wirkung auf Pflanze und Boden?
- iii. Wie sind Biogasgüllen hinsichtlich ihrer P-Löslichkeit und P-Düngewirkung im Vergleich zu herkömmlichen Wirtschaftsdüngern zu beurteilen?

Hierfür wurden Proben aus Praxisanlagen vor (Ausgangsgemisch, ASG) und nach der Vergärung (Biogasgülle, BGG) entnommen. Es wurden Anlagen ausgewählt, die hauptsächlich Rindergülle (ASG RIND, BGG RIND) und/oder Schweinegülle (ASG SCHWEIN, BGG SCHWEIN; ASG RIND+SCHWEIN, BGG RIND+SCHWEIN) zusammen mit Ko-Substraten wie Maissilage vergären. Zusätzlich zu den Ausgangsgemischen und den Biogasgüllen wurde auch die unbehandelte Rinder- oder Schweinegülle beprobt. Um ein möglichst breites Substratspektrum abzudecken, wurden zudem Anlagen beprobt, die nur Energiepflanzen (BGG NAWARO I, BGG NAWARO II, BGG NAWARO III) oder tierische Reststoffe (BGG NAHRUNGSREST) vergären. Die Proben wurden hinsichtlich ihres Gesamtgehaltes an Nährstoffen und organischer Substanz untersucht. Zur Bestimmung der P-Löslichkeit wurden die Proben nach Dou *et al.* (2000) schrittweise mit immer stärkeren Lösungsmitteln extrahiert (H₂O; 0,5 M NaHCO₃; 0,1 M NaOH;

1 M H₂SO₄). Anschließend wurden die analysierten Substrate in 2 Gefäßversuchen und einem 3-jährigen Praxisversuch hinsichtlich ihrer pflanzenbaulichen Wirkung geprüft. In den Gefäßversuchen wurde die P-Düngewirkung der Substrate in Kombination mit 2 Fruchtarten (*Amarant *Amaranthus cruentus* L.*, Mais *Zea mays* L.) und 2 Bodenarten (lehmgiger Sand, sandiger Lehm) getestet. Als Kontrolle dienten eine Variante ohne P-Düngung (NK) sowie eine Variante mit Triple-Superphosphat (NPK). Die verschiedenen P-Dünger wurden in einer Aufwandmenge von 33 mg P kg⁻¹ Boden appliziert. Im Praxisversuch beschränkten sich die Varianten auf die P-freie Kontrolle (NK), das ASG RIND und die BGG RIND, welche in einer Aufwandmenge von 20 m³ ha⁻¹ im Frühjahr und 10 m³ ha⁻¹ im Herbst ausgebracht wurden. Der Focus lag in diesem Versuch auf der Entwicklung der Pflanzen- und Bodenparameter während der Vegetationsperiode von Mais in Zusammenhang mit einer mehrjährigen Biogasgülle-Applikation.

Die wichtigsten Ergebnisse der Arbeit können wie folgt zusammengefasst werden: Der Vergärungsprozess veränderte den Gesamt-P-Gehalt in der Biogasgülle nicht, wirkte sich aber deutlich auf die Löslichkeit des darin enthaltenen P aus. In 3 geprüften, unabhängig voneinander arbeitenden Praxisanlagen führte die Vergärung zu einer Verringerung des Anteils an H₂O-löslichen P am Gesamt-P um bis zu 35 %. Gleichzeitig wurde eine Erhöhung des NaHCO₃- und, in geringem Umfang, des H₂SO₄-extrahierbaren P-Anteils am Gesamt-P festgestellt. Da die H₂O-P und NaHCO₃-P-Fractionen als leicht löslich angesehen werden können, kann trotz der festgestellten Verschiebung vom H₂O-P zum NaHCO₃-P durch die Vergärung, von einer hohen Pflanzenverfügbarkeit des in Biogasgüllen enthaltenen P ausgegangen werden. Weiterhin wurde eine Abnahme des organischen P-Anteils am Gesamt-P durch den Vergärungsprozess um bis zu 16 % festgestellt.

Die verschiedenen Biogasgüllen unterschieden sich, mit Ausnahme des BGG NAHRUNGSREST, kaum hinsichtlich ihres Anteils an leicht löslichen P (H₂O+NaHCO₃-P). In beiden Prüffahren nahm der leicht lösliche P in den Biogasgüllen einen Anteil von 65-80 % am Gesamt-P ein. Nur in der BGG NAHRUNGSREST dominierte die schwer lösliche H₂SO₄-P-Fraktion mit einem Anteil von 40 % am Gesamt-P. Im Vergleich zur unbehandelten Rinder- oder Schweinegülle, wies die entsprechende ko-fermentierte Biogasgülle (BGG RIND, BGG SCHWEIN) einen geringeren Anteil an H₂O-P auf. Bezogen auf beide leicht pflanzenverfügbaren Fraktionen (H₂O+NaHCO₃-P) waren die Biogasgüllen jedoch vergleichbar mit den unbehandelten Güllen.

Die gute Verfügbarkeit des in den Biogasgüllen enthaltenen P spiegelte sich auch in der P-Aufnahme der Fruchtarten wieder. In den Gefäßversuchen und dem Praxisversuch führte die P-Zufuhr mit den Biogasgüllen zu einer Erhöhung der P-Aufnahme der Testfruchtarten gegenüber der P-freien Kontrolle. Unter Gefäßbedingungen waren die Biogasgüllen in ihrer

Wirkung auf die P-Aufnahme sogar vergleichbar mit der leicht löslichen mineralischen P-Quelle oder dieser, in Kombination mit Amarant, überlegen. Weder die durch den Vergärungsprozess hervorgerufenen Veränderungen in der P-Löslichkeit noch die Art der Biogasgülle (Ausnahme BGG NAHRUNGSREST) hatten einen Einfluss auf die P-Versorgung der Pflanze. Darüber hinaus war die P-Wirkung der Biogasgülle vergleichbar mit einer unbehandelten Rindergülle. Biogasgülle aus landwirtschaftlichen Substraten können somit als eine geeignete und gut verfügbare P-Quelle für Pflanzen angesehen werden.

Nur die BGG NAHRUNGSREST war, unter den Kurzzeitbedingungen des Gefäßversuches, den anderen Biogasgülle und der mineralischen P-Düngung hinsichtlich der Wirkung auf die P-Aufnahme unterlegen. Dies stand möglicherweise in Zusammenhang mit den hohen Gehalten an $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$ in der BGG NAHRUNGSREST. Andererseits deuteten die erhöhten Gehalte an leicht löslichem P im Boden (Pdl , $\text{NaHCO}_3\text{-P}$) zu Versuchsende darauf hin, dass das $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$, insbesondere bei saurer Bodenreaktion, schnell in Lösung geht, wobei die Freisetzung jedoch nicht schnell genug erfolgte um von der Pflanze innerhalb der Versuchszeit von 8 Wochen aufgenommen zu werden.

Da Biogasgülle neben P weitere wichtige Nährstoffe enthalten die das Pflanzenwachstum und damit die P-Wirkung beeinflussen können, wurde unter anderem auch die N-Versorgung der Fruchtarten erfasst. Im Gegensatz zur P-Aufnahme wurde die N-Aufnahme deutlich durch die Vergärung oder die Art der Biogasgülle beeinflusst, was sich insbesondere in den Gefäßversuchen zeigte. So erhöhte sich die N-Aufnahme nach der Zufuhr der Biogasgülle gegenüber dem unvergorenen Ausgangsgemisch. Dies hatte auch einen positiven Effekt auf den Ertrag von Mais.

Die verschiedenen Biogasgülle unterschieden sich ebenfalls in ihrer Wirkung auf die N-Aufnahme der Fruchtarten, welche umso höher war, je enger das $\text{NH}_4\text{-N}$:Gesamt-N-Verhältnis in der Biogasgülle war. Dennoch waren die geprüften Biogasgülle in ihrer N-Wirkung der mineralischen N-Düngung (NPK) unterlegen, stellten aber eine wirksamere N-Quelle als die unbehandelte Rindergülle dar. Da nicht alle Biogasgülle ein engeres $\text{NH}_4\text{-N}$:Gesamt-N-Verhältnis aufwiesen als die Rindergülle, konnte dies nicht allein auf eine bessere N-Verfügbarkeit in Biogasgülle zurückgeführt werden. Wahrscheinlich hat die festgestellte geringere mikrobielle Aktivität nach der Biogasgülle-Düngung zu einem zeitweise geringeren Einbau von N in die mikrobielle Biomasse und damit zu einer besseren N-Versorgung der Fruchtarten geführt.

Anhand der analysierten Bodenparameter zeigte sich, dass die P-Zufuhr mit den verschiedenen Substraten sowohl unter Gefäß- als auch unter Praxisbedingungen zur Erhöhung des Gehaltes an leicht pflanzenverfügbaren P (Pw, Pdl, Harz-P, NaHCO₃-P) im Boden beitrug. Dabei war es für die Wirkung auf die P-Pools unerheblich, ob es sich um unvergorene oder vergorene Substrate handelte oder welche Art der Biogasgülle ausgebracht wurde. Eine größere Rolle für die Wirkung von Biogasgülle auf die P-Pools des Bodens spielten die Bodenart und die Bewirtschaftungshistorie. Auf Böden, die eine hohe mikrobielle Aktivität aufwiesen, war die Biogasgülle-Düngung der mineralischen P-Düngung hinsichtlich der Wirkung auf den Pw- und Pdl-Gehalt des Bodens unterlegen. Dies stand in Zusammenhang mit höheren Gehalten an mikrobiell gebundenem P in den mit Biogasgülle gedüngten Varianten.

Wesentlich deutlicher als auf die P-Aufnahme oder die P-Pools des Bodens wirkten sich die Vergärung und die Art der Biogasgülle auf die Enzymaktivität im Boden aus. Sowohl unter Gefäß- als auch unter Praxisbedingungen lag nach der Zufuhr von Biogasgülle eine geringere Dehydrogenase-Aktivität vor als nach der Zufuhr des unvergorenen Ausgangsgemisches. Die Ergebnisse des Praxisversuches zeigten, dass es sich hierbei nicht nur um einen kurzfristigen Effekt handelt. Bereits nach 3-jähriger Versuchszeit und mehrmaliger Biogasgülle-Applikation konnte, an allen 4 Probenahmeterminen während der Vegetationsperiode von Mais, eine signifikant geringere Dehydrogenase-Aktivität gegenüber dem Ausgangsgemisch festgestellt werden. Die unterschiedliche Wirkung unvergorener und vergorener Substrate ist in erster Linie auf die Verringerung des Gehaltes an organischer Substanz durch den Vergärungsprozess zurückzuführen. Möglicherweise spielte aber auch die in der Literatur häufig festgestellte veränderte Qualität der in Biogasgülle enthaltenen organischen Substanz eine Rolle. Ein Effekt dieser durch den Vergärungsprozess hervorgerufenen Substratveränderungen auf den Gesamtgehalt an organischer Bodensubstanz ließ sich aber auch nach 3 Versuchsjahren unter Praxisbedingungen nicht feststellen.

Auch die verschiedenen Biogasgülle unterschieden sich in ihrer Wirkung auf die Dehydrogenase-Aktivität im Boden. Diese Unterschiede ließen sich nicht durch die mit den Biogasgülle zugeführten Mengen an organischer Substanz erklären, sondern wurden vielmehr durch das eingesetzte Ausgangssubstrat bestimmt. So förderte die BGG SCHWEIN die Aktivität von Bodenmikroorganismen mehr als die BGG RIND, obwohl mit der BGG SCHWEIN weniger organische Substanz appliziert wurde. Dies könnte auf die grundsätzlich bessere Abbaubarkeit der in Schweinegülle enthaltenen organischen Substanz zurückzuführen sein. Im Vergleich zur unbehandelten Rindergülle trugen die verschiedenen Biogasgülle aber generell weniger zur Stimulation der Mikroorganismenaktivität bei.

Sowohl unter Gefäß- als auch unter Praxisbedingungen hing die Dehydrogenase-Aktivität mit der Aktivität der alkalischen Phosphatase zusammen. Wie die Dehydrogenase-Aktivität verringerte sich auch die Aktivität der alkalischen Phosphatase nach der Zufuhr der Biogasgülle gegenüber dem unvergorenen Ausgangsgemisch. Auch die verschiedenen Biogasgülle unterschieden sich hinsichtlich ihrer Wirkung auf die alkalische Phosphatase-Aktivität, was nicht nur mit der Wirkung der Biogasgülle auf die Mikroorganismen-Aktivität sondern auch auf den pH-Wert des Bodens in Zusammenhang stand. Je höher der pH-Wert des Bodens nach der Düngung war, desto höher war auch die alkalische Phosphatase-Aktivität. Die Veränderungen in der Phosphatase-Aktivität weisen auf ein verändertes Mineralisierungspotential für organische P-Verbindungen hin, wirkten sich in den vorliegenden Untersuchungen jedoch nicht eindeutig auf die leicht verfügbaren P-Pools des Bodens oder die P-Aufnahme der Pflanze aus.

Abschließend kann festgestellt werden, dass die üblicherweise in landwirtschaftlichen Biogasanlagen anfallenden Rückstände eine geeignete P-Quelle für die Pflanzenproduktion darstellen. Auch der Ersatz von unbehandelten Rindergüllen durch die entsprechende kofermentierte Gülle spielt für die P-Ernährung der Pflanzen keine Rolle. Nur der Verlust von organischem Kohlenstoff und Energie in Form von Methan führt zu einer verringerten Zufuhr an organischer Substanz und kann sich bereits innerhalb kurzer Zeit durch eine fehlende Stimulation des Bodenlebens bemerkbar machen, was sich auch auf Enzyme des P-Kreislaufes auswirkt. In Langzeitversuchen (>5 Jahre) sollte zukünftig vor allem die Wirkung von Biogasgülle auf den Gehalt und die Qualität der organischen Bodensubstanz und daraus resultierende Bodenfruchtbarkeitsparameter wie Nährstoff- und Wasserspeichervermögen, Aggregatstabilität und Erosionsanfälligkeit untersucht werden.

8 Literaturverzeichnis

- Acosta-Martinez, V., Tabatabai, M. A. (2000): Enzyme activities in a limed agricultural soil. *Biol. of Fertil. Soils*, 31, S. 85–91.
- Ai, C., Liang, G., Sun, L., Wang, X., Zhou, W. (2012): Responses of extracellular enzyme activities and microbial community in both the rhizosphere and bulk soil to long-term fertilization practices in a fluvo-aquic soil. *Geoderma*, 173-174, S. 330–338.
- Ajiboye, B., Akrinremi, O. O., Racz, G. J. (2004): Laboratory characterization of phosphorus in fresh and oven-dried organic amendments. *J. Environ. Qual.*, 33, S. 1062–1069.
- Ajiboye, B., Akrinremi, O. O. (2007): Phosphorus speciation of sequential extracts of organic amendments using Nuclear Magnetic Resonance and X-ray Absorption Near-Edge Structure Spectroscopies. *J. Environ. Qual.*, 36, S. 1563–1576.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. (2000): Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Bioresour. Technol.*, 75, S. 43–48.
- Amman, C., Amberger, A. (1989): Phosphorus efficiency of buckwheat (*Fagopyron esculentum* Moench). *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 152, S. 181–189.
- Anderson, G., Williams, E. G., Moir, J. (1974): A comparison of the sorption of inorganic orthophosphate and inositol hexaphosphate by six acid soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 25, S. 52–62.
- Anderson, T. H. (1991): Bedeutung der Mikroorganismen für die Bildung von Aggregaten im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 154, S. 409–416.
- Arthurson, V. (2009): Closing the global energy and nutrient cycles through application of biogas residues to agricultural land: Potential benefits and drawbacks. Review. *Energies*, 2, S. 226–242.
- Asmus, F., Linke, B., Dunkel, H. (1988): Eigenschaften und Düngerwirkung von ausgefallter Gülle aus der Biogasgewinnung. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.*, 32, S. 527–532.
- Azees, J. O., Van Averbeke W. (2010): Fate of manure phosphorus in a weathered sandy clay loam soil amended with three animal manures. *Bioresour. Technol.*, 101, S. 6584–6588.
- Bachmann, S., Eichler-Löbermann, B. (2010): Soil phosphorus pools as affected by application of poultry litter ash in combination with catch crop cultivation. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 41, S. 1098–1111.
- Bachmann, S., Wentzel, S., Eichler-Löbermann, B. (2011): Co-digested dairy slurry as a phosphorus and nitrogen source for *Zea mays* L. and *Amaranthus cruentus* L. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 6, S. 908–915.
- Bauer, A., Mayr, H., Hopfner-Sixt, K., Amon, T. (2009): Detailed monitoring of two biogas plants and mechanical solid-liquid separation of fermentation residues. *J. Biotechnol.*, 142, S. 56–63.
- Bermejo, G., Krück, S., Ellmer, F. (2010a): Einfluss von Gärprodukten aus der Biogaserzeugung auf die Regenwurmpopulation eines sandigen Standortes. In: Märländer, B., Christen, O., Düker, A., et al. : Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften "Koexistenz Grüne Gentechnik". 53. Jahrestagung vom 28. bis 30. September 2010 in Hohenheim. Göttingen: Liddy Halm (22), S. 211–212.

- Bermejo, G., Theiß, M., Ellmer, F. (2010b): Einfluss der Düngung mit Gärprodukten aus der Biogaserzeugung auf Wachstum, Entwicklung und Ertrag von *Sorghum bicolor* var. sudanese. In: Märländer, B., Christen, O., Düker, A., *et al.*: Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften "Koexistenz Grüne Gentechnik". 53. Jahrestagung vom 28. bis 30. September 2010 in Hohenheim. Göttingen: Liddy Halm (22), S. 75–76.
- Blume, H., Deller, B., Leschber, R., Paetz, A., Schmidt, S., Wilke, B. M. (2000): Handbuch der Bodenuntersuchung. Terminologie, Verfahrensvorschriften und Datenblätter. Physikalische, chemische und biologische Untersuchungsverfahren. Gesetzliche Regelwerke. Weinheim: Wiley-VCH.
- Bougnom, B. P., Niederkofler, C., Knapp, B. A., Stimpfl, B. A., Insam, H. (2012): Residues from renewable energy production: Their value for fertilizing pastures. *Biomass Bioenerg.*, 39, S. 290–295.
- Breves, G. (2011): Untersuchungen zum mikrobiologischen Risikopotential von Gärsubstraten und Gärresten aus niedersächsischen Biogasanlagen. Tierärztliche Hochschule Hannover. URL: http://www.ml.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=1375&article_id=101070&_psmand=7 (22. 12. 2011).
- Brookes, P. (2001): The soil microbial biomass: Concept, measurement and applications in soil ecosystem research. *Microbes Environ.*, 16 (3), S. 131–140.
- BMU (2012): Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2011 - Grafiken und Tabellen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hg.). URL: http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_in_deutschland_graf_tab.pdf (05. 05. 2012).
- Bünemann, E. K., Schwenke, G. D., van Zwieten, L. (2006): Impact of agricultural inputs on soil organisms - a review. *Aust. J. Soil Res.*, 44 (4), S. 379–406.
- Cayuela, M. L., Sinicco, T., Mondini, C. (2009): Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Appl. Soil Ecol.*, 41, S. 118–127.
- Chantigny, M. H., Angers, D. A., Belanger, G., Rochette, P., Eriksen-Hamel, N., Bittmann, S. *et al.* (2008): Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquid swine manure. *Agron. J.*, 100 (5), S. 1303–1309.
- Chen, C. R., Condrón, L. M., Davis, M. R., Sherlock, R. R. (2003): Seasonal changes in soil phosphorus and associated microbial properties under adjacent grassland and forest in New Zealand. *Forest Ecol. Manag.*, 177, S. 539–557.
- Condrón, L. M., Newman, S. (2011): Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. *J. Soils Sed.*, 11, S. 830–840.
- Cordell, D., Neset, T. S., Drangert, J. O., Rosemarin, A., Schröder, J. J., Mavinic, D., Ashley, K. (2010): GPRI statement on global phosphorus scarcity. Global Phosphorus Research Initiative (GPRI). URL: http://phosphorusfutures.net/files/GPRI_Statement_response_IFDC_final.pdf (15. 12. 2011).
- Dawson, C. J., Hilton, J. (2011): Fertiliser availability in a resource limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus. *Food Policy*, 36, S. S14-S22.
- deBoer, H. C. (2008): Co-digestion of animal slurry can increase short-term nitrogen recovery by crops. *J. Environ. Qual.*, 37 (5), S. 1968–1973.
- DWD (2012): Download der Mittelwerte der Temperatur bezogen auf den aktuellen Standort, Download der Mittelwerte des Niederschlags bezogen auf den aktuellen Standort. Deutscher

- Wetterdienst (Hg.). URL: http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwww/Desktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten__kostenfrei%2Fausgabe__mittelwerte__akt__node.html%3F__nnn%3Dtrue (06. 07. 2012).
- Dou, Z., Toth, J. D., Galligan, D. T., Ramberg, C. F., Ferguson, J. D. (2000): Laboratory procedures for characterizing manure phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 29 (2), S. 508–514.
- Dunger, W., Fiedler, H. (1997): Methoden der Bodenbiologie: Mit 56 Tabellen. 2. Neubearb. Aufl. Jena: Fischer.
- Ehlert, P., Morel, C., Fotyma, M., Destain, J. P. (2003): Potential role of phosphate buffering capacity of soils in fertilizer management strategies fitted to environmental goals. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, S. 409–415.
- Eichler, B., Grüner, A., Vago, I. (2003): Untersuchungen zur Phosphataufnahme von Zwischenfrüchten bei unterschiedlicher P-Versorgung des Bodens. *Acta Agraria Debreceniensis*, 11, S. 7–14.
- Eichler, B., Caus, M., Schnug, E., Köppen, D. (2004): Soil acid and alkaline phosphatase activities in regulation to crop species and fungal treatment. *Landbauforschung Völkenrode*, 54 (1), S. 1–5.
- Eichler-Löbermann, B., Köhne, S., Köppen, D. (2007): Effect of organic, inorganic and combined organic and inorganic P fertilization on plant P uptake and soil P pools. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 170, S. 623–628.
- Elfstrand, S., Bath, B., Martensson, A. (2007): Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek. *Appl. Soil. Ecol.*, 36, S. 70–82.
- El-Shinnawi, M. M., El-Tahawy, B. S., El-Houssieni, M., Fahmy, S. S. (1989a): Changes in organic constituents of crop residues and poultry wastes during fermentation for biogas production. *Mircea J.*, 5, S. 475–486.
- El-Shinnawi, M. M., El-Tahawy, B. S., El-Shimi, S. A., Fahmy, S. S. (1989b): Fractionation of organic substances during anaerobic digestion of farm wastes for biogas generation. *World J. Microbiol. Biotechnol.*, 5 (1), S. 27–42.
- Elste, B., Rücknagel, J., Christen, O. (2010a): Wirkung von Biogasrückständen auf ausgewählte Bodenparameter am Standort Pfahlheim. In: Märländer, B., Christen, O., Düker, A., et al.: Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften "Koexistenz Grüne Gentechnik". 53. Jahrestagung vom 28. bis 30. September 2010 in Hohenheim. Göttingen: Liddy Halm (22), S. 205–206.
- Elste, B., Tischer, S., Christen, O. (2010b): Wirkung von Biogasrückständen auf die Abundanz und Biomasse von Lumbriciden. In: Märländer, B., Christen, O., Düker, A., et al.: Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften "Koexistenz Grüne Gentechnik". 53. Jahrestagung vom 28. bis 30. September 2010 in Hohenheim. Göttingen: Liddy Halm (22), S. 283–284.
- Enkeler, M., Tabatabai, M. A. (2003): Responses of phosphatases and arylsulfatase in soils to liming and tillage systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, S. 281–290.
- Ernst, G., Müller, A., Gohler, H., Emmerling, C. (2008): C and N turnover of fermented residues from biogas plants in soil in the presence of three different earthworm species (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*). *Soil Biol. Biochem.*, 40 (6), S. 1413–1420.

- Evans, A. (1985): The adsorption of inorganic phosphate by a sandy soil as influenced by dissolved organic compounds. *Soil Sci.*, 140, S. 251–255.
- FNR (2011): Biogas- Pflanzen, Rohstoffe, Produkte. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hg.). URL: http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_175-biogas_broschuere_dina5_nr_175.pdf (13. 12. 2011).
- Fachverband Biogas (2011): Biogas Branchenzahlen 2011. Fachverband Biogas (Hg.). URL: [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/\\$file/11-11-15_Biogas%20Branchenzahlen%202011.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen/$file/11-11-15_Biogas%20Branchenzahlen%202011.pdf) (12. 12. 2011).
- Feder, J. (1973): The Phosphatases. In: Griffith, E. J., Beeton, A., Spencer, Mitchell D. T.: Environmental phosphorus handbook. New York: Wiley, S. 475–497.
- Field, J. A., Caldwell, J. S., Jeyanayagam, S., Reneau, R. B., Kroontje, W., Collins, E. R. (1984): Fertilizer recovery from anaerobic digesters. *Trans. ASAE*, 27 (4), S. 1871–1876.
- Föhse, D., Claassen, N., Jungk, A. (1988): Phosphorus efficiency of plants- I External and internal P requirement and P uptake efficiency of different plant species. *Plant Soil*, 110, S. 101–109.
- Frey, S. D. (2007): Spatial distribution of soil organisms. In: Paul, E. A.: Soil microbiology, ecology, and biochemistry. 3. Aufl. Amsterdam: Acad. Press.
- Garg, R., Pathak, H., Das, D., Tomar, R. (2005): Use of flyash and biogas slurry for improving wheat yield and physical properties of soil. *Environ. Monit. Assess.*, 107, S. 1–9.
- Garg, S., Bahl, G. S. (2008): Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soils. *Bioresour. Technol.*, 99, S. 5773–5777.
- Gemmecke, B., Rieger, C., Weiland, P., Schröder, J. (2009): Biogasmessprogramm II: 61 Biogasanlagen im Vergleich. 1. Aufl. Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut; Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik. Hannover: Technische Informationsbibliothek u. Universitätsbibliothek.
- Giaveno, C., Celi, L., Richardson, A. E., Simpson, R. J., Barberis, E. (2010): Interaction of phytases with minerals and availability of substrate affect the hydrolysis of inositol phosphates. *Soil Biol. Biochem.*, 42, S. 491–498.
- Goberna, M., Podmirseg, S. M., Waldhuber, S., Knapp, B. A., Garcia, C., Insam, H. (2011): Pathogenic bacteria and mineral N in soils following the land spreading of biogas digestates and fresh manure. *Appl. Soil Ecol.*, 40, S. 18–25.
- Goyal, S., Mishra, M. M., Dhankar, S. S., Kapoor, K. K., Batra, R. (1993): Microbial biomass turnover and enzyme activities following the application of farmyard manure to field soils with and without previous long-term applications. *Biol. of Fertil. Soils*, 15, S. 60–64.
- Griffin, T. S., Honeycutt, C. W., He, Z. (2003): Changes in soil phosphorus from manure application. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67, S. 645–653.
- Gropp, M. (2012): persönliche Mitteilung.
- Güngör, K., Karthikeyan, K. G. (2005a): Influence of anaerobic digestion on dairy manure phosphorus extractability. *Trans. ASAE*, 48 (4), S. 1497–1507.
- Güngör, K., Karthikeyan, K. G. (2005b): Probable phosphorus solid phases and their stability in anaerobically digested dairy manure. *Trans. ASAE*, 48 (4), S. 1509–1520.
- Güngör, K., Jürgensen, A., Karthikeyan, K. G. (2007): Determination of phosphorus speciation in dairy manure using XRD and XANES Spectroscopy. *J. Environ. Qual.*, 36 (6), S. 1856–1863.

- Güngör, K., Karthikeyan, K. G. (2008): Phosphorus forms and extractability in dairy manure: A case study for Wisconsin on-farm anaerobic digesters. *Bioresour. Technol.*, 99, S. 425–436.
- Gupta, V. K., Thimba, D. (1992): Grain Amaranth: A promising crop for marginal areas of Kenya. *Food Rev. Int.*, 8, S. 51–69.
- 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. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 168, S. 439–446.
- He, Z., Honeycutt, C. W., Griffin, T. S. (2003): Comparative investigation of sequentially extracted P fractions in a sandy loam soil and swine manure. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 34, S. 1729–1742.
- He, Z., Fortuna, A. M., Senwo, Z. N., Tazisong, I. A., Honeycutt, C. W., Griffin, T. S. (2006): Hydrochloric fractions in Hedley fractionation may contain inorganic and organic phosphates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70, S. 893–899.
- Hedley, M. J., Stewart, J., Chauhan, B. S. (1982): Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, S. 970–976.
- Helal, M., Dressler, A. (1989): Mobilization and turnover of soil phosphorus in the rhizosphere. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 152, S. 175–180.
- Hinsinger, P. (2001): Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: A review. *Plant Soil*, 237, S. 173–195.
- Höper, H., Kleefisch, B. (2001): Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen: Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen (Arbeitshefte Boden, 4). Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Islam, A. K. M. S., Edwards, D. G., Ascher, C. J. (1980): pH optima for crop growth: Results of a flowing solution culture experiment with six species. *Plant Soil*, 54, S. 339–357.
- Jasinski, S. M. (2010): Phosphate rock. Mineral Commodity Summaries U.S. Geological Survey. URL: http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/mcs-2010-phosp.pdf (15. 12. 2011).
- Joergensen, R., Emmerling, C. (2006): Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass and diversity in agricultural soils: A review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 169, S. 295–309.
- Kaleeswari, R. K. (2007): Role of phosphatase enzymes in phosphorus nutrition of crops. *Agric. Reviews*, 28, S. 149–153.
- Kallenbach, C., Grandy, A. S. (2011): Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 144, S. 241–252.
- Kamh, M., Horst, W. J., Amer, F. H., Mostafa, H., Maier, P. (1999): Mobilization of soil and fertilizer phosphate by cover crops. *Plant Soil*, 211, S. 19–27.
- Kanchikerimath, M., Sing, D. (2001): Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize-wheat-cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambisol in a semiarid region of India. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 86, S. 155–162.
- Kashem, A., Akinremi, O. O., Racz, G. J. (2004): Phosphorus fractions in soil amended with organic and inorganic phosphorus sources. *Can. J. Soil Sci.*, 84, S. 83–90.

- Kautz, T., Wirth, S., Ellmer, F. (2004): Microbial activity in a sandy arable soil is governed by the fertilization regime. *Eur. J. Soil Biol.*, 40, S. 87–94.
- Kautz, T. (2005): Bodenökologische Wirkungen differenzierter organisch-mineralischer Düngung an verschiedenen Standorten. Dissertation Universität Berlin. 2. Aufl. Göttingen: Cuvillier.
- Kautz, T., Rauber, R. (2007): Effects of biogas slurry on yield of maize for silage and on soil microbial activity. In: Zikeli, S., Claupein, W., Dabbert, S., *et al.*: Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau "Zwischen Tradition und Globalisierung". 20. bis 23. März 2007 in Hohenheim. Berlin: Verlag Dr. Köster (1 und 2), S. 413–416.
- Kluge, R., Wagner, W., Mokry, M., Dederer, M., Messner, J. (2008): Inhaltsstoffe von Gärprodukten und Möglichkeiten zu ihrer geordneten landwirtschaftlichen Verwertung. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg. URL: https://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/show/1241517_11/ltz_Projektbericht%20Inhaltsstoffe%20von%20Gaerprodukten%20und%20Moeglichkeiten%20zu%20ihrer%20geordneten%20Verwertung.pdf (12. 08. 2011).
- Knie, A., Haumacher, R., Philipp, W., Martens, W., Böhm, R. (2011): Untersuchungen zur Seuchen- und Phytohygiene in Anaerobanlagen (Halb- bzw. großtechnische Anlagen). Institut für Tierhygiene Universität Hohenheim. URL: <http://www.digestaat.nl/DS3%20bohm.pdf> (22. 12. 2011).
- Kocar, G. (2008): Anaerobic Digesters: From waste to energy crops as an alternative energy source. *Energy Sources*, 30, S. 660–669.
- Koriath, H., Hermann, V., Vollmer, G. R., Franz, J. (1985): Nährstoffdynamik während der anaeroben Fermentation von Gülle und Wirkung auf den Ertrag und die Inhaltsstoffe von Mais im Gefäßversuch. *Arch. Acker- Pflanzbau Bodenkd.*, 29 (12), S. 741–747.
- Krey, T., Caus, M., Baum, C., Ruppel, S., Eichler-Löbermann, B. (2011): Interactive effects of plant growth-promoting rhizobacteria and organic fertilization on P nutrition of *Zea mays* L. and *Brassica napus* L. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 4, S. 602–613.
- Kruse, J., Negassa, W., Appathurai, N., Zuin, L., Leinweber, P. (2010): Phosphorus speciation in sequentially extracted agro-industrial by-products: Evidence from X-ray absorption near edge structure spectroscopy. *J. Environ. Qual.*, 39 (6), S. 2179–2184.
- Kumaragamage, D., Flaten, D., Akinremi, O. O., Sawka, C., Zvomuya, F. (2011): Soil test phosphorus changes and phosphorus runoff asses in incubated soils treated with livestock manures and synthetic fertilizer. *Can. J. Soil Sci.*, 91, S. 375–384.
- Leonhardt, C., Weinhappel, M., Gansberger, M., Brandtstetter, A., Schally, H., Pfundtner, E. (2010): Untersuchungen zur Verbreitungsgefahr von samenübertragbaren Krankheiten, Unkräutern und austriebsfähigen Pflanzenteilen mit Fermentationsendprodukten aus Biogasanlagen: Endbericht zum Forschungsprojekt 100296/2. URL: http://www.ages.at/uploads/media/100296_Endbericht_biogas_dafne_letztfassung.pdf (22. 12. 2011).
- Leroy, B. L. M., Herath, H. M. S. K., Sleutel, S., deNeve, S., Gabriels, D., Reheul, D., Moens, M. (2008): The quality of exogenous organic matter: Short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use Manag.*, 24 (2), S. 139–147.
- Leytem, A. B., Turner, B. L., Raboy, V., Peterson, K. L. (2005): Linking manure properties to soil phosphorus solubility. Nutrient Management and Water Quality-WERA. URL: http://isnap.oregonstate.edu/WERA_103/2005_Proceedings/Leytem%20Linking%20pg%20114.pdf (10. 07. 2012).

- Liu, M., Hu, F., Chen, X., Huang, Q., Jiao, J., Zhang, B., Li, H. (2009): Organic amendments with reduced chemical fertilizer promote soil microbial development and nutrient availability in a subtropical paddy field: The influence of quantity, type and application time of organic amendments. *Appl. Soil Ecol.*, 42, S. 166–175.
- Loria, E., Sawyer, J. (2005): Extrable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure. *Agron. J.*, 97, S. 879–885.
- Loria, E., Sawyer, J., Barker, D., Lundvall, J., Lorimor, J. (2007): Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production. *Agron. J.*, 99, S. 1119–1129.
- LUFA (1954): Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik. Die Untersuchung von Düngemitteln. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. 2. Aufl. Radebeul: Neumann.
- Mallarino, A. P., Beegle, D. B., Joern, B. C. (2005): Soil sampling methods for phosphorus - Spatial concerns: A SERA-17 Position Paper. URL: <http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/Sampling-P-Spatial%20Concerns.pdf> (11. 07. 2011).
- Marcato, C. E., Mohtar, R., Revel, J. C., Pouech, P., Hafidi, M., Guisresse, M. (2009): Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 63, S. 260–266.
- Masse, D. I., Croteau, F., Masse, L. (2007): The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. *Bioresour. Technol.*, 98 (15), S. 2819–2823.
- McKenzie, R. H., Dormaar, J. F., Schaalje, G. B., Stewart J. W. B. (1995): Chemical and biochemical changes in the rhizospheres of wheat and canola. *Can. J. Soil Sci.*, 75, S. 439–447.
- LU-MV (2009): Agrarbericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern: Berichtsjahr 2008. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern (Hg.). URL: http://service.mvnet.de/_php/download.php?datei_id=9690. (15. 11. 2011).
- LU-MV (2011): Agrarbericht des Landes Mecklenburg Vorpommern: Berichtsjahr 2009-2010. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern (Hg.). URL: http://www.landwirtschaft-mv.de/cms2/LFA_prod/LFA/content/de/Fachinformationen/Betriebswirtschaft/Allgemein/Agrarbericht_2011_des_Landes_Mecklenburg-Vorpommern/Agrarbericht%2b2011_Internet.pdf (14. 11. 2011).
- Mokry, M., Bockholt, K. (2008): Gärreste richtig beurteilen. *DLZ*, 3, S. 52–56.
- Möller, K., Stinner, W., Deuker, A., Leithold, G. (2008): Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.*, 82, S. 209–232.
- Möller, K., Rudolf, S., Müller, T. (2010): Substrate inputs, nutrient flows and nitrogen loss of two centralized biogas plants in southern Germany. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.*, 87, S. 307–325.
- Möller, K., Stinner, W. (2010): Effects of organic wastes digestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.*, 87, S. 395–413.
- Möller, K.; Müller, T. (2012): Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Eng. Life Sci.*, 12 (3), S. 242–257.
- Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M. D. (2005): Characterization of the organic matter pool in manures. *Bioresour. Technol.*, 96, S. 153–158.

- Morvan, T., Nicolardot, B. (2009): Role of organic fractions on C decomposition and N mineralization of animal wastes in soil. *Biol. of Fertil. Soils*, 45, S. 477–486.
- Naidja, A., Huang, P. M., Bollag, J. M. (2000): Enzyme-clay interactions and their impact on transformations of natural and anthropogenic organic compounds in soil. *J. Environ. Qual.*, 29, S. 677–691.
- Negassa, W., Michalik, D., Appathurai, N., Zuin, L., Leinweber, P. (2010): Phosphorus speciation in agro-industrial byproducts: Sequential fractionation, solution ^{31}P NMR, and P K- and L2,3-Edge XANES Spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.*, 44, S. 2092–2097.
- Northup, R. R., Dahlgren, R. A., McColl, J. G. (1998): Polyphenols as regulators of plant-litter-soil interactions in northern California's pygmy forest: A positive feedback? *Biogeochemistry*, 42, S. 189–220.
- Nuruzzaman, M., Lamers, H., Bolland, M. D. (2006): Distribution of carboxylates and acid phosphatase and depletion of different phosphorus fractions in the rhizosphere of a cereal and three grain legumes. *Plant Soil*, 281, S. 109–120.
- Oberson, A., Tagmann, H. U., Langmeier, M., Dubois, D., Mäder, P., Frossard, E. (2010): Fresh and residual phosphorus uptake by ryegrass from soils with different fertilization histories. *Plant Soil*, 334, S. 391–407.
- Odlare, M. (2005): Organic residues: A resource for arable soils. Dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Oehl, F., Oberson, A., Sinaj, S., Frossard, E. (2001): Organic Phosphorus mineralization using isotopic dilution techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65, S. 780–787.
- Olander, L. P., Vitousek, P. M. (2000): Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability. *Biogeochemistry*, 49, S. 175–190.
- Overstreet, L. F., DeJong-Huges, J. (2009): The importance of soil organic matter in cropping systems of the northern great plains. University of Minnesota. URL: <http://www.extension.umn.edu/distribution/cropsystems/M1273.html> (06. 06. 2012).
- Parham, J. A., Deng S. P., Raun, W. R., Johnson, G. V. (2002): Long-term cattle manure application in soil: I. Effect on soil phosphorus levels, microbial biomass C and dehydrogenase and phosphatase activities. *Biol. of Fertil. Soils*, 35 (5), S. 328–337.
- Peretzki, F., Müller, C. D. T. (2005): Düngerfabrik Biogasanlage: Wochenblatt-Serie "Biogas". Teil 9: Düngen mit Gärresten. *BLW*, 7, S. 42–44.
- Potarzycki, J., Gaj, R., Schnug, E. (2004): Phosphorus adsorption in soils after 20 years of organic (cattle slurry) and mineral (NPK) fertilization. *Landbauforschung Völkenrode*, 54, S. 13–20.
- Pötsch, E., Pfundtner, E., Resch, R., Much, P. (2004): Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringung von Gärresten aus Biogasanlagen. 10. Alpenländisches Expertenforum. URL: www.raumberg-gumpenstein.at/cms/index.php?option (12. 08. 2010).
- Qian, P., Schoenau J. J. (2000): Fractionation of P in soil as influenced by a single addition of liquid swine manure. *Can. J. Soil Sci.*, 80, S. 561–566.
- Quakernak, R., Techow, A., Herrmann, A., Pacholski, A., Taube, F., Kage, H. (2010): Leistungsfähigkeit verschiedener Biogas-Anbausysteme unter mineralischer und Gärrestdüngung in der Marsch Schleswig Holsteins. In: Märlander, B., Christen, O., Düker, A., et al.: Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften "Koexistenz Grüne Gentechnik". 53. Jahrestagung vom 28. bis 30. September 2010 in Hohenheim. Göttingen: Liddy Halm (22), S. 159–160.

- Raun, W. R., Solie, J. B., Johnson, G. V., Stone, M. L., Whitney, R. W., Lees, H. L. *et al.* (1998): Microvariability in soil test, plant nutrient and yield parameters in Bermudagrass. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, S. 683–690.
- Reinhold, G., Zorn, W. (2008): Eigenschaften und Humuswirkung von Biogasgülle. In: Gutser, R.; Kruse, M.; Schenkel, H., *et al.*: VDLUFA Schriftenreihe, Kongressband 2008 „Erhöhte Biomassenachfrage- eine neue Herausforderung für die Landwirtschaft“. 16. bis 19. September 2008 in Jena. Darmstadt: VDLUFA-Verlag (64), S. 405–409.
- Roschke, M. (2003): Verwertung der Gärrückstände. In: Ministerium für Landwirtschaft Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Leitfaden Biogas 2003. Potsdam, S. 29–33.
- Rubaek, G. H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B., Sommer, S. G. (1996): Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *J. Agric. Sci.*, 126, S. 481–492.
- Ryan, P. R., Delhaize, E. (2001): Function and mechanism of organic anion exudation from plant roots. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Molec. Biol.*, 52, S. 527–549.
- Sample, E. C., Soper, R. J., Racz, G. J. (1980): Reactions of phosphate fertilizer in soil. In: Khasawneh, F. E., Sample, E. C., Kamprath, E. J., *et al.*: "The role of phosphorus in agriculture" Proceedings of a symposium held 1-3 June 1976 at Muscle Shoals, Alabama. Madison, Wis.: ASA, S. 263–310.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde: 100 Tabellen. 14. Aufl. Stuttgart: Enke.
- Schievano, A., Adani, F., Tambone, F., D'Imporzano, G., Scaglia, B., Genevini, P. (2009): What is the digestate? In: Adani, F., Schievano, A., Boccasile, G.: Anaerobic Digestion - Opportunities for Agriculture and Environment: TIPOGRAF, S. 7–18.
- Schilling, G., Kerschberger, M., Kummer, K. F., Peschke, H. (2000): Pflanzenernährung und Düngung. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. (1991): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Berlin: Springer.
- Schrade, S., Pekrun, C., Oechsner, H., Claupein, W. (2003): Untersuchungen zum Einfluss der Biogasgärung auf die Keimfähigkeit von Unkraut- und Kulturpflanzen Samen unter besonderer Berücksichtigung des Stumpfblättrigen Ampfers (*Rumex obtusifolius* L.). In: Freyer, B.: Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung ökologischer Landbau "Ökologischer Landbau der Zukunft". 25. bis 26. Februar 2003 in Wien, S. 531–532.
- Schweder, P., Kape, H. (2004): Düngung: Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis. Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung. Ministerium für Ernährung Landwirtschaft Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern. URL: http://www.lms-beratung.de/upload/59/1117525829_15852_35576.pdf (18. 02. 2008).
- Sensel, K., Ellmer, F. (2007): Gärrückstände aus der Erzeugung von Biogas mit Energiepflanzen-Stoffkenngrößen und Variabilität. In: Herrmann, A., Taube F.: 50 Jahre Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften "Rückblick und Perspektiven für die Zukunft". 18. bis 20. September 2007 in Bonn. Kiel: Schmidt & Klaunig (50), S. 204–205.
- Sensel, K., Wragge, V. (2008): Abschlussbericht zu dem Verbundprojekt: Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen unter besonderer Berücksichtigung des Inputs substrates Energiepflanzen. Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte an der Humbolt-Universität zu Berlin (IASP). Berlin.

- Severin, K. (2008): Verwertung von Gärresten in der Landwirtschaft. Landwirtschaftskammer Niedersachsen. URL: http://www.nlt.de/pics/medien/1_1226671193/VTSeverinLWKNieders.pdf (12. 12. 2011).
- Sharpley, A., Moyer, B. (2000): Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual.*, 29, S. 1462–1469.
- Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X. *et al.* (2011): Phosphorus Dynamics- From Soil to plant: Update on phosphorus dynamics in the soil-plant continuum. *Plant Physiol.*, 156, S. 997–1005.
- Smit, A. L., Bindraban, P. S., Schröder, J. J., Conijn, J. G., van Meer, H. G. (2009): Phosphorus in agriculture: Global resources, trend and developments. Wageningen University Plant Research International. URL: <http://www.mvo.nl/Portals/0/duurzaamheid/biobrandstoffen/nieuws/2009/11/12571.pdf> (15. 12. 2011).
- Song, C., Ketterings, M. (2010): Impact of soil temperature and moisture on Mehlich-3 and Morgan soil test phosphorus. *Soil Sci.*, 175, S. 511–518.
- Steffens, D.; Leppin, T.; Luschin-Ebengreuth, N.; Yang, M.Z.; Schubert, S. (2010): Organic soil phosphorus considerably contributes to plant nutrition but is neglected by routine soil testing methods. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, S. 765-771.
- Turner, B. L., Paphazy, M. J., Haygarth, P. M., McKelvie, I. D. (2002): Inositol phosphates in the environment. *Philos. T. Roy. Soc. B*, 357, S. 449–469.
- Turner, B. L., Leytem, A. B. (2004): Phosphorus compounds in sequential extracts of animal manures: Chemical speciation and a novel fractionation procedure. *Environ. Sci. Technol.*, 38, S. 6101–6108.
- Ulrich, B., Benzler, J. H. (1955): Der organisch gebundene Phosphor im Boden - Eine Literaturübersicht. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.*, 70 (3), S.220-249.
- Valenzuela-Solano, C., Crohn, D. M. (2006): Are decomposition and N release from organic mulches determined mainly by their chemical composition? *Soil Biol. Biochem.*, 38, S. 377–384.
- Valkama, E., Uusitalo, R., Ylivainio, K., Virkajärvi, P., Turtola E. (2009): Phosphorus fertilization: A meta-analysis of 80 years of research in Finland. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 130, S. 75–85.
- Van der Paauw (1971): An effective water extraction method for the determination of plant-available soil phosphorus. *Plant Soil*, 34, S. 467–481.
- van Kauwenbergh, S. J. (2010): World phosphate rock reserves and resources. Muscle Shoals AL: International Fertilizer Development Center (IFDC).
- Voroney, R. P. (2007): The soil habitat. In: Paul, E. A.: Soil microbiology, ecology, and biochemistry. 3. Aufl. Amsterdam: Acad. Press.
- Watts, D. B., Torbert, H. A., Feng, Y., Prior, S. A. (2010): Soil microbial community dynamics as influenced by composted dairy manure, soil properties, and landscape position. *Soil Sci.*, 175, S. 474–486.
- Weiland, P. (2006): Biomass digestion in agriculture: A successful pathway for the energy production and waste treatment in Germany. *Eng. Life Sci.*, 6 (3), S. 302–309.
- Weiland, P. (2010): Biogas production: current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 85, S. 849–860.
- Wendland, M. (2009): Biogasgärreste- Einsatz von Gärresten aus der Biogasproduktion als Düngemittel. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie,

-
- Ökologischen Landbau und Bodenschutz. URL: <http://www.biogas-forum-bayern.de/publikationen/Biogasgaerrester.pdf>.
- Yadav, R. S., Tarafdar, J. C. (2001): Influence of organic and inorganic phosphorus supply on the maximum secretion of acid phosphatase by plants. *Biol. of Fertil. Soils*, 34, S. 140–143.
- Zethner, G., Pfundtner, E., Humer, J., Mayer, M. (2002): Qualität von Abfällen aus Biogasanlagen (Monographien / Umweltbundesamt, 160). Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit. Wien: Umweltbundesamt.
- Zhang, F. S., Ma, J., Cao, Y. P. (1997): Phosphorus deficiency enhances root exudation of low-molecular weight organic acids and utilization of sparingly soluble inorganic phosphates by radish (*Raghanus sativus* L.) and rape (*Brassica napus* L.) plants. *Plant Soil*, 196, S. 261–264.
- Zhang, T. Q., Mackenzie, A. F. (1997): Changes in soil phosphorus fractions under long-term corn monoculture. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, S. 485–493.
- Zheng, Z., Parent, L. E., MacLeod, J. A. (2003): Influence of soil texture on fertilizer and soil phosphorus transformations in Gleysolic soils. *Can. J. Soil Sci.*, 83 (4), S. 395–403.
- Zhu, Y. G., He, Y. Q., Smith, S. E., Smith, F. A. (2002): Buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench) has high capacity to take up phosphorus (P) from a Calcium (Ca)-bound source. *Plant Soil*, 239, S. 1–8.
- Zscheischler, J., Estler, M. C., Staudacher, W., Groß, F., Burgstaller, G., Streyll, H., Rechmann, T. (1999): Handbuch Mais: Umweltgerechter Anbau, Wirtschaftliche Verwertung. 4. Aufl. Frankfurt am Main: DLG-Verlags-GmbH.

Thesen zur Dissertationschrift

PHOSPHOR-DÜNGEWIRKUNG VON BIOGASÜLLEN - EIN BEITRAG ZUR SICHERUNG EINER NACHHALTIGEN BIOENERGIEPRODUKTION

vorgelegt von MSc. Silvia Bachmann

Thema und Zielstellung

1. Mit der steigenden Anzahl an Biogasanlagen fallen zunehmend Rückstände (Biogasgülle) an, die wegen ihres Gehaltes an pflanzenbaulich relevanten Nährstoffen (N, P, K) und organischer Substanz auf landwirtschaftliche Flächen zurückgeführt werden sollten. Um Biogasgülle möglichst effizient und bedarfsgerecht einzusetzen, müssen sie umfassend hinsichtlich ihrer Wirkung auf Pflanze und Boden bewertet werden.
2. Die Zusammensetzung von Biogasgülle und ihre Eignung als N-Quelle wurde bereits mehrfach untersucht. Oftmals wurde dabei eine bessere N-Wirkung von vergorenen Gülle im Vergleich zu unvergorenen Gülle festgestellt, was auf den Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte während der Vergärung zurückgeführt wird.
3. Die Eignung von Biogasgülle als P-Quelle für die Pflanze und ihre Auswirkung auf den P-Kreislauf des Bodens wurde bisher noch nicht ausreichend untersucht. Forschungsbedarf besteht vor allem hinsichtlich der Löslichkeit des in Biogasgülle enthaltenen P, ihrer Wirkung auf die P-Versorgung verschiedener Fruchtarten sowie die P-Pools des Bodens mit besonderer Berücksichtigung des mikrobiellen Anteils am P-Kreislauf.
4. Durch umfangreiche Laboranalysen von Ausgangsgemischen (ASG) und Biogasgülle (BGG) aus Biogasanlagen die Rinder- und/oder Schweinegülle mit Maissilage vergären, (ASG RIND, BGG RIND; ASG SCHWEIN, BGG SCHWEIN, ASG RIND+SCHWEIN; BGG RIND+SCHWEIN) wurde die Wirkung des Vergärungsprozesses auf die Zusammensetzung von Biogasgülle und die Löslichkeit des darin enthaltenen P ermittelt.
5. Die unter 4. genannten Biogasgülle wurden mit weiteren Biogasgülle aus Energiepflanzen oder tierischen Reststoffen (BBG NAWARO I; BGG NAWARO II, BGG NAWARO III, BGG NAHRUNGSREST) verglichen, wodurch ein breites Spektrum an Ausgangssubstraten für die Biogasproduktion berücksichtigt und die P-Verfügbarkeit aus diesen neuartigen Düngern erfasst wurde.
6. Anhand zweier Gefäßversuche wurde die Wirkung unvergorener und vergorener Substrate sowie verschiedener Biogasgülle auf die P-Ernährung der Pflanze und auf chemisch-

biologische Parameter des P-Kreislaufes im Boden im Vergleich zu einer P-freien Kontrolle (NK) und Triple-Superphosphat (NPK) sowie in Kombination mit 2 Fruchtarten (*Amaranthus caudatus*, *Zea mays*) und 2 Bodenarten (Sl3, Ls3) untersucht. Der Vergleich mit einer Rindergülle trug zudem dazu bei, den Effekt einer zunehmenden Substitution von unbehandelten Wirtschaftsdüngern durch Rückstände der Biogasproduktion auf Pflanze und Boden abzuschätzen.

7. Der 3-jährige Praxisversuch ermöglichte es, die Auswirkung des Vergärungsprozesses (ASG/BGG RIND) und des wiederholten, längerfristigen Einsatzes von Biogasgülle auf Pflanzen- und Bodenparameter unter Freilandbedingungen zu bewerten.

Forschungsergebnisse

8. Durch die Vergärung verändert sich die P-Löslichkeit im Ausgangsgemisch. Mit der sequentiellen P-Fraktionierung konnte eine Verringerung des Anteils an H₂O-löslichen P und eine Erhöhung des NaHCO₃-P- und des H₂SO₄-P-Anteils durch den Vergärungsprozess festgestellt werden.
9. Verschiedene Biogasgülle aus landwirtschaftlichen Substraten weisen einen vergleichbar hohen Anteil an leicht pflanzenverfügbaren P (H₂O+NaHCO₃-P) auf. Dabei liegt der überwiegende Teil des P in mineralischer Form vor.
10. Biogasgülle aus landwirtschaftlichen Substraten stellen ebenso wie TSP oder unbehandelte Gülle eine gut verfügbare P-Quelle dar. In den durchgeführten Gefäßversuchen und dem Praxisversuch führte die P-Zufuhr mit Biogasgülle zu einer Erhöhung der P-Aufnahme gegenüber der Kontrolle (NK). Wie anhand der Gefäßversuche ermittelt werden konnte, waren die Biogasgülle in ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme zudem vergleichbar mit einer unbehandelten Rindergülle und einer leicht löslichen mineralischen P-Quelle (TSP).
11. Die durch die Vergärung hervorgerufenen Veränderungen in der P-Löslichkeit wirken sich mittelfristig nicht auf die P-Versorgung der Fruchtarten aus. Sowohl im Gefäß- als auch im 3-jährigen Praxisversuch waren unvergorene und vergorene Substrate in ihrer Wirkung auf die P-Aufnahme vergleichbar.
12. Biogasgülle aus nicht-landwirtschaftlichen Substraten können sowohl bezüglich der Löslichkeit des enthaltenen P als auch bezüglich ihrer P-Düngewirkung von Biogasgülle aus landwirtschaftlichen Substraten abweichen. So wies die BGG NAHRUNGSREST einen hohen Anteil schwerer löslichen H₂SO₄-P auf und war im Gefäßversuch hinsichtlich der Wirkung auf die P-Aufnahme den anderen Biogasgülle unterlegen.

13. Die P-Zufuhr mit Biogasgülle kann zur Erhöhung des leicht pflanzenverfügbaren P (Pw, Pdl, Harz-P, NaHCO₃-P) im Boden führen. Insbesondere auf Böden mit hoher mikrobieller Aktivität kann es aber auch zur P-Immobilisation nach einer Ausbringung von Biogasgülle kommen. Dies zeigte sich im Gefäßversuch vor allem in Kombination mit dem sandigen Lehm anhand höherer Gehalte an mikrobiell gebundenem P und geringerer Gehalte an doppelaktatlöslichem P im Vergleich zur NPK-Variante.
14. Wie auch unbehandelte Wirtschaftsdünger liefern Biogasgülle neben P weitere Nährstoffe die das Pflanzenwachstum beeinflussen. Vor allem der Stickstoff (N) in Biogasgülle stellt einen wesentlichen Faktor für die Ertragsbildung dar.
15. Eine Verbesserung der N-Wirkung von Gülle durch den Vergärungsprozess konnte anhand der durchgeführten Gefäßversuche bestätigt werden. Dies ist nicht allein auf die höheren NH₄-N-Gehalte im Rückstand sondern auch auf eine geringere N-Immobilisation im Boden in Zusammenhang mit einer Biogasgülle-Applikation zurückzuführen. Der positive Effekt des Vergärungsprozesses auf die N-Wirkung tritt jedoch unter Praxisbedingungen auf Grund längerer Vegetationszeiten weniger deutlich auf.
16. Verschiedene Biogasgülle unterscheiden sich in ihrer Wirkung auf die N-Aufnahme der Pflanzen, welche wesentlich vom NH₄-N:Gesamt-N-Verhältnis in der Biogasgülle abhängt.
17. Im Vergleich zum unbehandelten Wirtschaftsdünger weist die ko-fermentierte Gülle nicht generell ein engeres NH₄-N:Gesamt-N-Verhältnis und eine bessere N-Wirkung auf. Das ist mit dem Einsatz NH₄-N armer Ko-Substrate wie Maissilage zu begründen.
18. Die mit Biogasgülle zugeführte organische Substanz trägt kaum zur Stimulation der Mikroorganismen-Aktivität im Boden bei. Sowohl unter Gefäß- als auch unter Praxisbedingungen blieben die Biogasgülle in ihrer Wirkung auf die Dehydrogenase-Aktivität im Boden hinter dem unvergorenen Ausgangssubstrat und der unbehandelten Rindergülle zurück. Im Praxisversuch war die Dehydrogenase-Aktivität nach 3 Versuchsjahren an 4 Probenahmetermen während der Vegetationsperiode von Mais nach der Zufuhr der Biogasgülle geringer als nach der Zufuhr des Ausgangsgemisches. Dies lässt sich durch die geringeren Gehalte an organischer Substanz und ihrer höheren Abbaustabilität im vergorenen Rückstand erklären.
19. Verschiedene Biogasgülle unterscheiden sich in ihrer Wirkung auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen. Dabei spielt neben der Menge auch die Qualität der damit zugeführten organischen Substanz eine Rolle, welche wesentlich vom eingesetzten Ausgangssubstrat abhängt. So förderte im Gefäßversuch die BGG SCHWEIN die

Dehydrogenase-Aktivität mehr als die BGG RIND obwohl mit der BGG RIND nahezu doppelt soviel organische Substanz zugeführt wurde.

20. Die Veränderung der Mikroorganismen-Aktivität in Zusammenhang mit einer Biogasgülle-Applikation hat auch Konsequenzen für die Aktivität weiterer Enzyme im Boden. Sowohl im Gefäß- als auch im Praxisversuch ging die Verringerung der Dehydrogenase-Aktivität mit einer Abnahme der alkalischen Phosphatase-Aktivität einher. Dies deutet auf eine beginnende Veränderung im mikrobiellen P-Umsatz hin.

Schlussfolgerungen

21. Die Biogasproduktion trägt zur Erzeugung erneuerbarer Energie bei und liefert zusätzlich Rückstände, die eine geeignete P-Quelle für den Pflanzenbau darstellen. Der Ersatz un behandelter Güllen durch ko-fermentierte Güllen ist für die P-Ernährung der Pflanze zunächst als unproblematisch anzusehen.
22. Die Nutzung von Biogasgülle n trägt aber weniger zu einem aktiven Bodenleben bei als un behandelte Wirtschaftsdünger, was sich sowohl auf den P-Umsatz aber auch auf den C-Umsatz im Boden auswirken kann. Folgen für die Humusqualität, Nährstoffspeicher- und Wasserhaltefähigkeit beziehungsweise Aggregatstabilität des Bodens müssen in Langzeitversuchen tiefergehend untersucht werden.
23. Für die Praxis empfiehlt es sich, den Zwischenfruchtanbau zu Gründüngungszwecken vermehrt in Biogasfruchtfolgen zu integrieren um die mikrobielle Aktivität und den Humusgehalt im Boden aufrecht zu erhalten und zum Erosionsschutz beizutragen.

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Doktorarbeit mit dem Titel:

„Phosphor-Düngewirkung von Biogasgülten - Ein Beitrag zur Sicherung einer nachhaltigen
Bioenergieproduktion“

selbstständig und nur unter Verwendung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt
habe.

Rostock, den 25.08.2012

Silvia Bachmann

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen der Landesgraduiertenförderung Mecklenburg-Vorpommern. Ich bedanke mich hiermit bei allen, die mich während der Entstehung dieser Arbeit unterstützt und begleitet haben. Mein besonderer Dank gilt PD Dr. Bettina Eichler-Löbermann die mir von der Antragstellung für das Stipendium bis zur Fertigstellung der Arbeit mit konstruktiven Diskussionen und ermutigenden Gesprächen zur Seite stand und immer hilfreiche Ratschläge für mich hatte. Zu großem Dank bin auch den Mitarbeitern im Labor, Frau Claus, Herrn Breuel und Frau Wego, verpflichtet, die mich bei den zahlreichen Laboranalysen unterstützt haben und auch für sonstige Nöte und Sorgen immer ein offenes Ohr hatten. Gleiches gilt für meine Mitstreiter Stefanie, Christine, Telse, Katja und Thomas mit denen ich immer fachliches und auch nicht fachliches diskutieren konnte und die dafür sorgten, dass der Spaß an der Sache nicht verloren ging oder zumindest immer wieder kam. Besonders möchte ich mich bei Katja, Christine und Ulrike für das kritische Lesen meiner Arbeit und den vielen hilfreichen Hinweisen bedanken.

Weiterhin danke ich Dr. Imre Vago und Prof. Janos Katai von der Universität Debrecen in Ungarn für ihre Unterstützung und Gastfreundschaft. Beide haben mir mehrere Aufenthalte an der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Debrecen ermöglicht und mir Laborpersonal- und Kapazität für die Analyse zahlreicher Proben sowie ihr Fachwissen zur Verfügung gestellt. Mein Dank gilt ferner den Landwirten und Biogasanlagenbetreibern, die mir Proben aus ihren Biogasanlagen zur Verfügung stellten und Einblick in ihren Betrieb gewährten. Insbesondere möchte ich mich an dieser Stelle bei dem Landwirtschaftsbetrieb bedanken, der auch die Versuchsfläche für den Praxisversuch bereit stellte und ohne dessen Hilfe die Anlage und Durchführung des Versuches nicht möglich gewesen wäre.

Meine Familie hat mich während meiner Ausbildung und der Promotionzeit immer unterstützt und ich danke Euch von ganzem Herzen dafür!

Anhang

A-1 Zusammensetzung von Biogasgüllen und Löslichkeit des darin enthaltenen Phosphors

A-1.1 Effekt des Vergärungsprozesses

Tabelle A-1 ICP-P-Gehalte in den einzelnen Fraktionen unterschiedlicher Löslichkeit vor und nach der Vergärung sowie in unbehandelten Gällen

Substrat	Jahr	H ₂ O-P	NaHCO ₃ -P	NaOH-P	H ₂ SO ₄ -P	Residual-P
		mg 100g ⁻¹ FM				
Rindergülle	2009	40,3±1,9	9,76±0,5	8,14±0,3	2,61±0,04	2,72±1,7
ASG RIND		54,0±1,0	7,57±0,3	8,36±0,2	2,09±0,02	n.n.
BGG RIND		37,6±1,4	17,6±1,8	5,71±<0,01	4,39±0,09	5,51±0,5
ASG SCHWEIN		73,4±3,8	11,5±0,4	8,54±0,02	4,71±0,7	0,42±4,9
BGG SCHWEIN		32,4±2,3	29,2±3,7	4,37±0,2	9,11±0,6	7,89±2,3
ASG RIND+SCHWEIN		58,5±2,3	7,03±0,5	5,50±0,4	4,94±0,2	2,16±3,3
BGG RIND+SCHWEIN	34,4±0,5	29,3±0,3	4,11±0,05	6,49±0,1	4,88±0,2	
Rindergülle	2010	28,0±0,2	8,44±0,2	5,07±0,3	1,95±0,06	11,7±2,5
ASG RIND		17,7±0,7	13,8±0,5	10,7±0,9	1,73±0,1	13,7±0,9
BGG RIND		20,6±0,5	23,9±0,8	7,59±0,2	6,44±0,2	11,0±1,2
Schweinegülle		43,9±1,8	7,20±0,7	4,31±0,2	5,96±0,3	23,1±1,9
ASG SCHWEIN		31,6±0,9	8,67±0,5	9,20±0,5	2,87±0,3	23,3±2,3
BGG SCHWEIN		31,7±1,6	40,0±5,0	5,75±0,7	11,7±0,9	7,37±5,2
ASG RIND+SCHWEIN	36,1±3,6	5,07±1,4	4,03±0,5	2,57±0,5	18,1±10	
BGG RIND+SCHWEIN	28,1±2,4	25,5±0,9	3,97±0,1	6,38±0,5	12,9±1,1	

ASG= Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle, FM= Frischmasse

± Standardabweichung

n.n.= nicht nachweisbar

A-1 Zusammensetzung von Biogasgülle und Löslichkeit des darin enthaltenen Phosphors

Tabelle A-2 Anteil der einzelnen ICP-P-Fractionen am Gesamt-P in vergorenen und unvergorenen Substraten und in unbehandelten Gülle

Substrat	Jahr	H ₂ O-P	NaHCO ₃ -P	NaOH-P	H ₂ SO ₄ -P	Residual-P
% des Gesamt-P						
Rindergülle		63,5	15,4	12,8	4,10	4,28
ASG RIND		76,3	10,7	11,8	2,96	n.n.
BGG RIND		53,1	24,9	8,06	6,20	7,77
ASG SCHWEIN	2009	74,5	11,6	8,67	4,78	0,42
BGG SCHWEIN		39,1	35,1	5,27	11,0	9,51
ASG RIND+SCHWEIN		74,9	9,00	7,03	6,32	2,76
BGG RIND+SCHWEIN		43,4	37,0	5,19	8,19	6,16
Rindergülle		50,8	15,3	9,19	3,54	21,2
ASG RIND		30,8	24,0	18,5	3,00	23,7
BGG RIND		29,7	34,4	10,9	9,26	15,8
Schweinegülle	2010	52,0	8,5	5,10	7,06	27,4
ASG SCHWEIN		42,1	11,4	12,1	3,78	31,0
BGG SCHWEIN		32,8	41,3	5,94	12,4	7,75
ASG RIND+SCHWEIN		55,2	7,81	6,17	3,95	26,9
BGG RIND+SCHWEIN		36,5	33,2	5,17	8,30	16,8

ASG= Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle

Tabelle A-3 Gehalt an organisch gebundenem P in den einzelnen Fraktionen unterschiedlicher Löslichkeit vor und nach der Vergärung sowie in unbehandelten Gülle

Substrat	Jahr	H ₂ O-Po	NaHCO ₃ - Po	NaOH-Po	H ₂ SO ₄ -Po	Gesamt-Po
mg 100 g ⁻¹ FM						
Rindergülle		4,33±2,3	1,25±0,3	7,19±0,4	1,33±0,2	14,1±2,5
ASG RIND		9,94±2,4	2,27±0,2	7,52±0,1	0,94±0,1	20,7±2,2
BGG RIND		2,42±0,4	0,40±0,05	4,91±0,03	1,73±0,01	9,46±0,5
ASG SCHWEIN	2009	8,88±1,4	1,11±0,7	6,06±0,2	1,08±0,1	17,1±2,0
BGG SCHWEIN		3,64±0,8	1,67 [^]	2,62±0,2	1,03±0,04	8,96±2,1
ASG RIND+SCHWEIN		10,6±1,0	1,49±0,5	4,70±0,3	2,06±0,1	18,9±0,1
BGG RIND+SCHWEIN		6,70±0,5	0,48±0,2	3,18±0,2	1,61±0,03	12,0±0,5
Rindergülle		2,29±0,7	1,98±0,1	4,60±0,3	1,14±0,05	10,0±0,7
ASG RIND		2,86±0,5	2,65±0,4	7,89±0,7	0,83±0,1	14,2±0,7
BGG RIND		2,63±0,4	2,59±0,7	5,22±0,2	3,41±0,2	13,9±1,0
Schweinegülle	2010	1,28±0,4	1,22±0,1	3,02±0,1	0,92±0,1	6,44±0,5
ASG SCHWEIN		2,03±0,9	2,10±0,4	4,61±0,2	0,72±0,2	9,46±0,4
BGG SCHWEIN		1,63±0,6	1,15±0,8	2,49±0,3	1,58±0,3	6,85±0,7
ASG RIND+SCHWEIN		4,32±0,3	1,66±0,3	3,44±0,5	1,32±0,2	10,7±1,1
BGG RIND+SCHWEIN		2,22±0,6	1,66±0,2	3,05±0,1	2,00±0,4	8,93±1,1

ASG= Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle, Po= organisch gebundener P

± Standardabweichung, ^ Bestimmung der Standardabweichung auf Grund fehlender Werte nicht möglich

A-1 Zusammensetzung von Biogasgülle und Löslichkeit des darin enthaltenen Phosphors

Tabelle A-4 Anteil des organisch gebundenen P am Gesamt-P in vergorenen und unvergorenen Substraten und in unbehandelten Gülle

Substrat	Jahr	H ₂ O-Po	NaHCO ₃ -Po	NaOH-Po	H ₂ SO ₄ -Po	Gesamt-Po
		% des Gesamt-P				
Rindergülle		6,81	1,96	11,3	2,09	22,2
ASG RIND		14,0	3,20	10,6	1,33	29,2
BGG RIND		3,42	0,56	6,94	2,44	13,4
ASG SCHWEIN	2009	9,01	1,12	6,15	1,10	17,4
BGG SCHWEIN		4,39	2,02	3,16	1,24	10,8
ASG RIND+SCHWEIN		13,6	1,91	6,02	2,63	24,1
BGG RIND+SCHWEIN		8,50	0,61	4,02	2,04	15,1
Rindergülle		1,26	3,58	8,35	2,08	15,3
ASG RIND		1,65	4,60	13,7	1,44	21,4
BGG RIND		1,83	3,72	7,51	4,90	18,0
Schweinegülle	2010	1,08	1,45	3,58	1,09	7,20
ASG SCHWEIN		1,51	2,77	6,09	0,95	11,3
BGG SCHWEIN		1,57	1,18	2,57	1,64	6,96
ASG RIND+SCHWEIN		2,84	2,53	5,27	2,02	12,7
BGG RIND+SCHWEIN		1,71	2,16	3,97	2,60	10,4

ASG= Ausgangsgemisch, BGG= Biogasgülle, Po=organisch gebundener P

A-2.1 Vergleich verschiedener Biogasgülle**Tabelle A-5 ICP-P-Gehalte in den einzelnen Fraktionen unterschiedlicher Löslichkeit in verschiedenen Biogasgülle**

Substrat	Jahr	H ₂ O-P	NaHCO ₃ -P	NaOH-P	H ₂ SO ₄ -P	Residual-P
		mg 100g ⁻¹ FM				
BGG RIND	2009	37,6±1,4	17,6±1,8	5,71±0,01	4,39±0,1	5,51±0,5
BGG RIND II		35,0±0,01	21,9±1,1	10,2±0,2	5,49±0,3	5,65±1,0
BGG SCHWEIN		32,4±2,3	29,2±3,7	4,37±0,2	9,11±0,6	7,89±2,3
BGG RIND+SCHWEIN		34,4±0,5	29,3±0,3	4,11±0,1	6,49±0,1	4,88±0,2
BGG NAWARO I	2008	61,3±14,5	17,9±1,6	5,51±0,2	6,40±0,01	21,3±16,3
BGG NAWARO II	2009	55,3 [^]	30,2±0,6	4,49±0,2	13,0±0,05	32,5 [^]
BGG NAWARO III		96,1±1,2	53,9±2,4	12,0±0,4	22,4±1,0	5,25±2,5
BGG NAHRUNGSREST		4,49±0,3	7,20±0,1	6,67±0,01	20,71±0,2	6,14±0,6
BGG RIND	2010	20,6±0,5	23,9±0,8	7,59±0,2	6,44±0,2	11,0±1,2
BGG SCHWEIN		31,7±1,6	40,0±5,0	5,75±0,7	11,7±0,8	7,37±5,2
BGG RIND+SCHWEIN		28,1±3,6	25,5±1,4	3,97±0,1	6,38±0,5	12,9±10
BGG NAWARO II		44,7±2,5	24,5±1,7	5,02±0,2	4,87±0,3	24,5±3,8
BGG NAWARO III		72,5±6,2	6,31±0,3	6,31±0,3	6,95±1,3	14,9±3,1
BGG NAHRUNGSREST		26,3±2,6	6,01±0,6	6,01±0,3	43,2±5,3	17,1±1,1

BGG= Biogasgülle, FM= Frischmasse

± Standardabweichung, ^ Bestimmung der Standardabweichung auf Grund fehlender Werte nicht möglich

A-1 Zusammensetzung von Biogasgüllen und Löslichkeit des darin enthaltenen Phosphors

Tabelle A-6 Anteil der einzelnen ICP-P-Fractionen am Gesamt-P in verschiedenen Biogasgüllen

Substrat	Jahr	% des Gesamt-P				
		H ₂ O-P	NaHCO ₃ -P	NaOH-P	H ₂ SO ₄ -P	Residual-P
BGG RIND	2009	53,1	24,9	8,06	6,20	7,77
BGG RIND II		44,7	28,0	13,0	7,02	7,22
BGG SCHWEIN		39,1	35,1	5,27	11,0	9,51
BGG RIND+SCHWEIN		43,4	37,0	5,19	8,19	6,16
BGG NAWARO I	2008	54,5	15,9	4,90	5,70	18,9
BGG NAWARO II	2009	51,3	28,0	4,17	12,1	4,94
BGG NAWARO III		50,7	28,4	6,32	11,8	2,77
BGG NAHRUNGSREST		9,95	15,8	14,8	45,8	13,6
BGG RIND	2010	29,7	34,4	10,9	9,26	15,8
BGG SCHWEIN		32,8	41,3	5,94	12,1	7,75
BGG RIND+SCHWEIN		36,5	33,2	5,17	8,30	16,8
BGG NAWARO II		43,2	23,6	4,85	4,70	23,6
BGG NAWARO III		67,9	5,92	5,58	6,54	14,0
BGG NAHRUNGSREST		28,0	6,39	2,56	44,8	17,9

BGG= Biogasgülle

Tabelle A-7 Gehalt an organisch gebundenem P in den einzelnen Fraktionen unterschiedlicher Löslichkeit in verschiedenen Biogasgüllen

Substrat	Jahr	mg 100g ⁻¹ FM				
		H ₂ O-Po	NaHCO ₃ -Po	NaOH-Po	H ₂ SO ₄ -Po	Gesamt-Po
BGG RIND	2009	2,42±0,4	0,40±0,05	4,91±0,03	1,73±0,01	9,46±0,5
BGG RIND II		5,39±0,1	2,35±0,7	8,42±0,1	2,92±0,4	19,8±1,0
BGG SCHWEIN		3,64±0,7	1,67 [^]	2,62±0,2	2,62±0,04	8,96±2,1
BGG RIND+SCHWEIN		6,70±0,5	0,48±0,2	3,18±0,2	1,61±0,03	12,0±0,5
BGG NAWARO I	2008	4,87±1,7	2,88±1,6	4,16±0,1	2,00±0,2	13,9±3,5
BGG NAWARO II	2009	11,1 [^]	0,77±0,3	3,21±0,2	1,38±0,1	16,5 [^]
BGG NAWARO III		9,40 [^]	n.n.	7,52±0,4	1,89±0,2	18,8 [^]
BGG NAHRUNGSREST		2,57±0,3	1,44±1,5	1,67±0,01	0,63±0,2	6,30±2,0
BGG RIND	2010	2,63±0,4	1,98±0,1	5,22±0,2	3,41±0,2	13,9±1,0
BGG SCHWEIN		1,63±0,6	1,15±0,8	2,49±0,3	1,58±0,3	6,85±0,7
BGG RIND+SCHWEIN		2,22±0,6	1,66±0,2	3,05±0,1	2,00±0,4	8,93±1,1
BGG NAWARO II		2,96±1,4	2,08±0,8	3,91±0,2	2,18±0,2	11,1±1,7
BGG NAWARO III		2,35±1,8	1,13±0,2	3,60±0,3	1,50±0,4	8,58±1,9
BGG NAHRUNGSREST		n.n.	0,20±0,1	1,46±0,1	2,19±1,9	3,85 [^]

BGG= Biogasgülle, FM= Frischmasse

± Standardabweichung, ^ Bestimmung der Standardabweichung auf Grund fehlender Werte nicht möglich

n.n. = nicht nachweisbar

Tabelle A-8 Anteil des organisch gebundenen P am Gesamt-P in verschiedenen Biogasgüllen

Substrat	Jahr	H ₂ O-Po	NaHCO ₃ -Po	NaOH-Po	H ₂ SO ₄ -Po	Gesamt-Po
BGG RIND	2009	3,42	0,56	6,94	2,44	13,4
BGG RIND II		6,89	3,00	10,8	3,76	24,4
BGG SCHWEIN		4,39	2,02	3,16	1,24	10,8
BGG RIND+SCHWEIN		8,46	0,61	4,02	2,04	15,1
BGG NAWARO I	2008	4,34	2,57	0,98	4,50	12,4
BGG NAWARO II	2009	10,3	0,72	2,97	1,28	15,3
BGG NAWARO III		4,96	n.n.	3,97	1,00	9,92
BGG NAHRUNGSREST		5,68	3,18	3,69	1,39	13,9
BGG RIND	2010	1,83	3,72	7,51	4,90	18,0
BGG SCHWEIN		1,57	1,18	2,57	1,64	6,96
BGG RIND+SCHWEIN		1,71	2,16	3,97	2,60	10,4
BGG NAWARO II		3,06	2,01	3,77	2,11	11,0
BGG NAWARO III		2,54	1,06	3,37	1,41	8,39
BGG NAHRUNGSREST		n.n.	0,21	1,56	2,24	4,01

BGG= Biogasgülle, Po= organisch gebundener P

n.n. = nicht nachweisbar

A-2 Ergebnisse aus Gefäßversuch 1

Tabelle A-9 Geprüfte Düngevarianten und applizierte Mengen an Mg und Ca im Gefäßversuch 1

Substrat	P	g 100g ⁻¹ FM		g Gefäß ⁻¹	
		Mg	Ca	Mg	Ca
NK	-			-	-
NPK (TSP)		-	12,1	-	0,12
Rindergülle		0,08	0,14	0,27	0,47
ASG RIND		0,08	0,15	0,23	0,43
BGG RIND		0,07	0,14	0,20	0,40
ASG SCHWEIN	0,20	0,06	0,09	0,15	0,23
BGG SCHWEIN		0,05	0,08	0,14	0,23
BGG NAWARO II		0,09	0,11	0,11	0,14
BGG NAWARO III		0,03	0,11	0,08	0,28
BGG NAHRUNGSREST		n.n.	0,05	-	0,30
<hr/>					
NPK					
ASG RIND				0,46	0,86
BGG RIND	0,40			0,40	0,80
ASG SCHWEIN				0,30	0,45
BGG SCHWEIN				0,29	0,46

ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle
FM = Frischmasse

Tabelle A-10 Wirkung vergorener und unvergorener Substrate aus Biogasanlagen auf die K-, Mg-, und Ca-Aufnahme von Mais und Amaranth im 8-wöchigen Gefäßversuch mit einem lehmigen Sand.

Düngung	P-Stufe mg Gefäß ⁻¹	K-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹	Mg-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹	Ca-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹
Amaranth		$p \leq 0,035$	$p \leq 0,002$	$p \leq 0,001$
NK		920,2 a	131 a	725 a
NPK		1076 ab	190 b	964 bc
ASG RIND	200	1195 b	202 bc	884 ab
BGG RIND		1300 b	246 c	1311 e
ASG SCHWEIN		1151 b	219 bc	1018 bc
BGG SCHWEIN		1180 b	235 bc	1135 cd
Mais		$p \leq 0,001$	$p \leq 0,001$	$p \leq 0,001$
NK		1212 b	161 b	257 bcd
NPK		1202 b	226 d	330 e
ASG RIND	200	1048 a	119 a	170 a
BGG RIND		1276 b	170 b	235 b
ASG SCHWEIN		1222 b	167 b	246 bc
BGG SCHWEIN		1329 b	187 bc	272 cd
NPK		1460 c	209 cd	381 f
ASG RIND	400	1524 cd	129 a	177 a
BGG RIND		1833 f	172 b	246 bc
ASG SCHWEIN		1608 de	164 b	257 bcd
BGG SCHWEIN		1690 e	180 b	284 d

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA und anschließenden Mittelwertvergleich (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte,
ASG = Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle

Tabelle A-11 Wirkung vergorener und unvergorener Substrate aus Biogasanlagen auf die doppellaktatlöslichen K- und Mg-Gehalte im Boden in Abhängigkeit der kultivierten Fruchtart im 8-wöchigen Gefäßversuch auf einem lehmigen Sand.

Düngung	P-Stufe mg Gefäß ⁻¹	Kdl	Mgdl mg 100 g ⁻¹
Amarant		$p \leq 0,048$	$p \leq 0,001$
NK		3,96 b	15,5 c
NPK		2,14 a	14,1 b
ASG RIND	200	1,83 a	14,1 b
BBG RIND		1,71 a	13,2 ab
ASG SCHWEIN		1,48 a	12,8 a
BGG SCHWEIN		1,31 a	12,5 a
Mais		$p \leq 0,001$	$p \leq 0,001$
NK		1,77 a	15,4 bcd
NPK		1,65 a	13,2 a
ASG RIND	200	2,46 bc	16,4 de
BGG RIND		2,11 ab	16,3 cde
ASG SCHWEIN		1,99 ab	14,9 bc
BGG SCHWEIN		1,79 a	14,3 ab
NPK		3,05 cd	17,9 fg
ASG RIND	400	4,51 e	19,9 h
BGG RIND		2,82 cd	18,4 g
ASG SCHWEIN		2,86 cd	16,8 def
BGG SCHWEIN		3,25 d	16,9 ef

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA und anschließenden Mittelwertvergleich (Duncan-Test $\alpha \leq 0,05$); unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte, ASG= Ausgangsgemisch, BGG = Biogasgülle, dl= doppellaktatlöslich

Tabelle A-12 Wirkung verschiedener Biogasgülle auf die K-, Mg-, und Ca-Aufnahme von Mais und Amarant im 8-wöchigen Gefäßversuch auf einem P armen Sand.

	K-Aufnahme	Mg-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹	Ca-Aufnahme
Amarant	$p \leq 0,002$	$p \leq 0,001$	$p \leq 0,001$
NK	920 a	131 a	725 a
NPK	1076 ab	190 b	964 bc
Rindergülle	1332 cd	241 c	1184 d
BGG RIND	1300 cd	246 c	1311 d
BGG SCHWEIN	1180 bcd	235 c	1135 cd
BGG NAWARO II	1132 abc	204 bc	918,8 ab
BGG NAWARO III	1393 d	185 b	875 ab
Mittel	1190 A	206 B	1016 B
Mais	$p \leq 0,031$	$p \leq 0,001$	$p \leq 0,001$
NK	1212 ab	161 bc	257 c
NPK	1202 ab	226 d	330 d
Rindergülle	1223 b	153 b	212 b
BGG RIND	1276 b	170 bc	235 bc
BGG SCHWEIN	1329 b	187 c	272 c
BGG NAWARO II	1236 b	187 c	272 c
BGG NAWARO III	1375 b	149 b	240 bc
BGG NAHRUNGSREST	1027 a	109 a	151 a
Mittel	1235 A	168 A	246 A

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Kleinbuchstaben innerhalb einer Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngesvarianten, verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten, BGG = Biogasgülle

Tabelle A-13 Wirkung verschiedener Biogasgülle auf die doppelaktatlöslichen K- und Mg-Gehalte in Abhängigkeit der Fruchtart im 8-wöchigen Gefäßversuch auf einem P armen Sand.

	Kdl	Mgdl
		mg 100 g ⁻¹
Amarant	$p \leq 0,029$	$p \leq 0,001$
NK	3,96 b	15,5 c
NPK	2,14 a	14,1 b
Rindergülle	1,73 a	13,9 b
BGG RIND	1,71 a	13,2 ab
BGG SCHWEIN	1,31 a	12,5 a
BGG NAWARO II	1,38 a	13,1 ab
BGG NAWARO III	3,10 ab	13,4 ab
Mittel	2,15 A	13,7 A
Mais	$p \leq 0,09$	$p \leq 0,003$
NK	1,77 a	15,4 bc
NPK	1,65 a	13,2 a
Rindergülle	2,29 a	16,5 c
BGG RIND	21,1 a	16,3 c
BGG SCHWEIN	1,79 a	14,3 ab
BGG NAWARO II	1,75 a	14,3 ab
BGG NAWARO III	2,61 a	14,4 ab
BGG NAHRUNGSREST	4,71 a	15,4 bc
Mittel	2,33 A	15,0 B

Ergebnisse der einfaktoriellen ANOVA mit anschließendem Mittelwertvergleich (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$), verschiedene Kleinbuchstaben innerhalb einer Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten, verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten
BGG = Biogasgülle, dl= doppelaktatlöslich

A-3 Ergebnisse aus Gefäßversuch 2

Tabelle A-14 Geprüfte Düngevarianten und applizierte Mengen an Mg und Ca im Gefäßversuch 2

Substrat	Mg g 100g ⁻¹ FM	Ca	Mg g Gefäß ⁻¹	Ca
NK			-	-
NPK (TSP)	-	12,1	-	0,12
Rindergülle	0,07	0,12	0,17	0,31
BGG RIND	0,07	0,12	0,17	0,30

BGG = Biogasgülle

FM = Frischmasse

Tabelle A-15 Einfluss der Düngung auf die K-, Mg-, und Ca-Aufnahme von Mais und Amarant im 8-wöchigen Gefäßversuch in Abhängigkeit der Bodenart

Fruchtart		K-Aufnahme	Mg-Aufnahme mg Gefäß ⁻¹	Ca-Aufnahme
Mais				
Sand	NK	971,2 a	158 b	241,8 c
	Rindergülle	912,2 a	108 a	120,3 a
	BGG RIND	965,3 a	141 ab	164,6 b
	NPK	883,3 a	197 c	289,0 c
Lehm	NK	1048 a	102 a	161,7 a
	Rindergülle	1251 b	108 ab	140,6 a
	BGG RIND	1257 b	124 b	156,4 a
	NPK	1208 b	155 c	222,5 b
Mittelwert		1062 A	136 A	187,1 A
Amarant				
Sand	NK	1129 a	254 b	1166 c
	Rindergülle	1054 a	139 a	518 a
	BGG RIND	1187 a	167 a	612 a
	NPK	1113 a	218 b	969 b
Lehm	NK	1113 b	143 b	781 c
	Rindergülle	927,9 a	96,9 a	443 a
	BGG RIND	1097 b	133 b	638 b
	NPK	1277 b	166 c	898 d
Mittelwert		1112 B	163 B	753 B

Verschiedene Kleinbuchstaben innerhalb einer Spalte kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten für die jeweilige Frucht- und Bodenart, verschiedene Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Fruchtarten (Duncan Test $\alpha \leq 0,05$)

BGG = Biogasgülle

Tabelle A-16 Einfluss der Düngung auf den doppellaktatlöslichen K- und Mg-Gehalt des Bodens in Abhängigkeit der Fruchtart und der Bodenart im 8-wöchigen Gefäßversuch

Fruchtart		Kdl	Mgdl
		mg 100g ⁻¹	
Mais			
Sand	NK	3,70 a	25,7 a
	Rindergülle	3,73 a	28,4 b
	BGG RIND	3,64 a	27,2 b
	NPK	3,76 a	24,6 a
Lehm	NK	4,97 a	21,4 a
	Rindergülle	5,07 a	23,4 b
	BGG RIND	4,96 a	21,6 a
	NPK	4,72 a	22,2 ab
Mittelwert		4,32 A	24,4 A
Amarant			
Sand	NK	3,85 a	24,1 a
	Rindergülle	4,18 a	28,2 b
	BGG RIND	3,74 a	27,7 b
	NPK	4,06 a	24,1 a
Lehm	NK	5,52 ab	21,2 a
	Rindergülle	6,65 c	23,4 b
	BGG RIND	5,84 b	22,5 a
	NPK	5,20 a	20,7 a
Mittelwert		4,88 B	24,1 A

Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikant verschiedene Mittelwerte für die jeweilige Fruchtart in Abhängigkeit der Düngung, Duncan Test $\alpha \leq 0,05$
 BGG = Biogasgülle