

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt

**Organo-Asche-Presslinge als
zukunftsorientiertes Düngemittel –
Produktionsoptimierung, ernährungskundliches
Potenzial und Machbarkeitsstudie**

Rasmus Michael Ettl

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan
für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München
zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Forstwissenschaften

(Dr. rer. silv.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. T. Knoke

Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. A. Göttlein

2. Prof. Dr. F.-J. Schröder

(Hochschule Weihenstephan-Triesdorf)

Die Dissertation wurde am 17.01.2012 bei der Technischen Universität München
eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für
Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 03.07.2012 angenommen.

Danksagung

Das abgeschlossene Projekt und die vorliegende Doktorarbeit wären ohne die physische und psychische Unterstützung einer Reihe von Menschen nicht durchführbar gewesen.

Besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Dr. Axel Göttlein, der mir bereits während und nach Abschluss meines Studiums das Vertrauen schenkte, eine Diplomarbeit und zwei Projekte zu bearbeiten.

Ebenso möchte ich mich bei der Fachagentur Nachwachsender Rohstoffe für die Finanzierung des Projektes (22011205) bedanken.

Darüber hinaus bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr. Dr. Reinhard Mosandl, Herrn Prof. Dr. Franz-Josef Schröder und dem Forstbetrieb Flossenbürg, in Person von Herrn Hubert Schlamming, für die Bereitstellung der Versuchsflächen.

Der Firma Dettendorfer-Wertstoff danke ich als Kooperationspartner für die Herstellung der diversen RIA-Pellets.

Besonders bedanken möchte ich mich bei meinen beiden Doktorandenkollegen Michael Kohlpaintner und Michael Kutscher für ihre einzigartig engagierte Mitarbeit und ihre „diversen Spontaneinsätze“ inner- und außerhalb des Fachgebietes.

Daneben gilt größter Dank dem „Cobrierteam“ Dominik Christophel „Bummi“ und Evi Bayer, geb. Kutscher, den Hilfskräften Elisabeth Neubauer und Maria Egginger, die neben ihrer hervorragenden Mitarbeit auch noch eine Bachelorarbeit im Rahmen dieses Projektes schrieb.

Mein Dank gilt auch allen wissenschaftlichen Mitarbeitern des Fachgebietes.

Schließlich richtet sich mein Dank auch an die Mitarbeiter im Labor, allen voran Christine Pfab und Rita Heibl, die sich mit viel Geduld und großer Zuverlässigkeit der Präparation von RIA-Pellets, Aufbereitung von Bodenproben und der chemischen Analyse von Sickerwasser und Bodenproben widmeten.

Weiterer Dank gilt Heike Hubel, Wolfgang Petrik und Susanne Schreckenber.

Wertvolle und zuverlässige Unterstützung bei den verwaltungstechnischen Aufgaben leisteten auch die drei Sekretärinnen Renate Burkhardt, Sibylle Kiefer und Maren Reimers.

Zuletzt möchte ich mich bei meiner Familie für die außergewöhnliche Unterstützung bedanken. In gleichem Maße danke ich meiner damaligen Lebensgefährtin Diane Erfurth, seit August 2009 meiner Frau Diane Ettl, für ihre großartige Geduld und Rücksicht während der Gesamtdauer dieses Projektes.

Ihr widme ich diese Arbeit.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	2
Inhaltsverzeichnis	4
1 Hintergrund	8
2 Laborversuche	12
2.1 Allgemeine chemische Analytik.....	12
2.2 Vorversuch mit RIA-Tabletten	14
2.2.1 Material und Methoden	14
2.2.2 Ergebnisse.....	14
2.3 Beregnungsversuch bei ständiger Befeuchtung	17
2.3.1 Material und Methoden	17
2.3.2 Ergebnisse.....	19
2.3.2.1 Nährelementgehalte der untersuchten Varianten	19
2.3.2.2 pH-Wert-Entwicklung	20
2.3.2.3 Konzentrationsverläufe	21
2.4 Beregnungsversuch mit Austrocknungsintervallen	23
2.4.1 Material und Methoden	23
2.4.1.1 Untersuchte Varianten zur Kompensation des Nährstoffentzuges in Wäldern.....	23
2.4.1.2 Versuchsdurchführung und chemische Analytik.....	25

2.4.2 Ergebnisse.....	28
2.4.2.1 Nährelementgehalte der Varianten	28
2.4.2.2 pH-Entwicklung	30
2.4.2.3 Konzentrationsverläufe	32
2.4.2.4 Berechnung der Frachtenprozente und -raten.....	37
3 Freilandversuche.....	40
3.1 Variantenversuch – Universitätswald bei Landshut	40
3.1.1 Geologie und Lage der Versuchsflächen	40
3.1.2 Material und Methoden	44
3.1.2.1 Varianten und Versuchsdesign	44
3.1.2.2 Sickerwasseranalytik	45
3.1.2.3 Boden- und Humusprobenanalytik.....	45
3.1.2.4 Schwierigkeiten bei der Ausführung des Variantenversuches.....	46
3.1.3 Ergebnisse.....	50
3.1.3.1 Nährelementgehalte und Ausbringungsmengen der Varianten.....	50
3.1.3.2 Sickerwasseruntersuchungen des Variantenversuches.....	53
3.1.3.3 Auf die Kontrollfläche normierten Sickerwasseruntersuchungen des Variantenversuches.....	60
3.1.3.4 Bodenchemische Untersuchungen des Variantenversuches	67
<i>3.1.3.4.1 Kationenaustauschkapazität.....</i>	<i>67</i>
<i>3.1.3.4.2 Nährelementgehalte im Humus</i>	<i>72</i>
3.1.3.5 Auswirkungen der Varianten auf epigäisch aktive Insekten und Gliederfüßer.....	76

3.2 Praxisversuch – Flossenbürg..... 84

3.2.1 Geologie und Lage der Versuchsflächen	84
3.2.2 Material und Methoden	86
3.2.2.1 Sickerwasseranalytik	87
3.2.2.2 Boden- und Humusprobenanalytik.....	87
3.2.3 Ergebnisse.....	88
3.2.3.1 Nährelementgehalte und Ausbringungsmenge von RIA 6/4.....	88
3.2.3.2 Sickerwasseruntersuchung des Praxisversuches in Flossenbürg	89
3.2.3.3 Bodenchemische Untersuchungen des Praxisversuches	96
3.2.3.3.1 Kationenaustauschkapazität.....	96
3.2.3.3.2 Nährelementgehalte im Humus	98

3.3 Landwirtschaftliche Versuchsfläche – Zurnhausen 100

3.3.1 Geologie und Lage der Versuchsfläche	100
3.3.2 Material und Methoden	100
3.3.2.1 Varianten und Versuchsdesign	100
3.3.2.2 Sickerwasseranalytik	104
3.3.2.3 Boden- und Pflanzenproben.....	104
3.3.3 Ergebnisse.....	105
3.3.3.1 Nährelementgehalte und Ausbringungsmenge der Varianten	105
3.3.3.2 Sickerwasseruntersuchungen der landwirtschaftlichen Versuchsfläche	108
3.3.3.3 Bodenchemische Untersuchungen der landwirtschaftlichen Versuchsfläche	110
3.3.3.4 Nährelementgehalte und Erträge der Biomasse auf der landwirtschaftlichen Versuchsfläche.....	113

4 Diskussion.....	116
Zusammenfassung und Ausblick.....	125
Literaturverzeichnis	127
Tabellen– und Abbildungsverzeichnis.....	137
Anhang.....	144
Erklärung	161

1 Hintergrund

Durch die Klimaerwärmung und die Verknappung fossiler Brennstoffe gewinnt Holz als nachwachsender und CO₂-neutraler Rohstoff zunehmend an Bedeutung.

So ist es ein Ziel der bayerischen Staatsregierung, festgelegt im „Klimaprogramm 2020“ vom November 2007, bis 2020 den Anteil regenerativer Energien am Primärverbrauch von derzeit 8 % auf 16 % zu erhöhen (BAYERISCHE STAATSREGIERUNG, 2008). Dabei soll der Anteil der Biomasse am Primärenergieverbrauch auf 8 % gesteigert werden.

Im Zeitraum von 1998 bis 2007 konnte der Biomasseanteil bereits von drei auf fünf Prozent gesteigert werden, über die Hälfte davon durch Holz. In Bayern wurden im Jahr 2007 rund 2,4 Mio. t_{atro} Energieholz (2,0 Mio. t_{atro} Scheitholz und 0,4 Mio. t_{atro} Waldhackgut) bereitgestellt (StMELF, 2008).

Unterstellt man mittlere Aschegehalte für Scheitholz von 0,6 % (HARTMANN et al., 1999) und für Waldhackgut mit Rinde von 1,7 % (OBERNBERGER, 1994), so fielen allein in Bayern im Jahr 2007 18.800 t Asche an.

Solange es sich bei diesen Aschen um Brennraumaschen aus der Verbrennung von unbehandeltem Holz handelt und sie als solche gekennzeichnet sind, dürfen diese in den Wald zurückgeführt werden (DüMV, 2008). Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit sollte dann aber die Asche zentral in großen Mengen anfallen, was eigentlich nur bei mit Hackschnitzeln betriebenen Heizkraftwerken der Fall ist. Der Einsatz von Waldhackgut in privaten Feuerungsstätten ist ohnehin sehr gering (in Deutschland ca. 1 % (StMELF, 2008)). Bei einem Rostascheanteil von 60 % - 90 % fielen in Bayern 2007 somit zwischen 4.000 und 6.000 t Rostaschen in Biomasse(heiz)kraftwerken an.

Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass in den nächsten Jahren vermehrt Waldrestholz genutzt werden wird und damit auch größere Aschemengen anfallen werden.

Mit der verstärkten Nutzung des Schlagabraumes steigt auch der Export von Nährstoffen aus dem Wald (STAAF u. OLSSON, 1991; OLSSON et al., 1993; SVERDRUP u. ROSÉN, 1998). Ein damals übliches Verfahren des Entastens mit der Motorsäge oder sogar Entrinden im Bestand tritt in Folge des erhöhten Maschineneinsatzes verstärkt in den Hintergrund. In der heutigen Zeit der hochmechanisierten Forstwirtschaft kommt es aus Gründen der Wirtschaftlichkeit oftmals zu einer Vollbaumernte. Dies ist oftmals nicht aber gleichzusetzen mit einer kompletten Entnahme der Biomasse aus dem Ökosystem,

sondern vielmehr zu sehen als eine Verlagerung der Biomasse auf Rückegassen. Die in den Kronenkompartimenten enthaltenen Nährstoffe werden in Reisigmatten konzentriert und sind für den bestehenden Bestand nur schwer nutzbar. Bereits eine Nutzung von Derbholz mit Rinde führt zu einem erheblichen Nährstoffverlust. Wichtig bei der Wahl der Nutzungsintensität ist aber eine differenzierte Betrachtungsweise. Als wichtigstes Entscheidungskriterium muss der Standort gelten. Auf nährstoffreichen Standorten könnte eine intensivere Nutzung im Sinne der Nachhaltigkeit betrieben werden. Das heißt aber auch im Umkehrschluss, dass auf nährstoffärmeren Standorten mit Einschränkungen der Biomassenutzung gerechnet werden muss. So sollten besonders auf solchen Standorten von einer Vollbaumnutzung abgesehen werden. Kann aus Forstschutzgründen (z.B. Borkenkäferkalamität) Kronenmaterial nicht flächig im Bestand verbleiben, muss über Nährstoffkompensation im Einzelfall nachgedacht werden.

Dieser Verlust an Nährstoffen könnte durch die Rückführung der aus der Verbrennung von Holz entstandenen Aschen kompensiert werden.

Unbehandelte Aschen sind aber aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften für eine Ausbringung in Wäldern jedoch kritisch zu betrachten (ZIMMERMANN u. BUNDT, 2000).

Die durch die hohen Verbrennungstemperaturen gebildeten Oxide, Hydroxide und Carbonate von Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium führen zu hohen pH-Werten der Asche von pH 12 bis 13 (ETIEGNI u. CAMPBELL, 1991; STEENARI et al., 1999; ULERY et al., 1993).

Hohe pH-Werte nach der Ausbringung wiederum verstärken im Waldboden die Umsetzungsprozesse der organischen Substanz mit nachfolgenden Nährstoffverlusten und Beeinträchtigung der Sickerwasserqualität ähnlich oder sogar noch stärker wie nach Kalkung (ROTHER, 1994; ROTHER, 1997; KREUTZER, 1994).

Diese hohen pH-Werte können auch erhöhte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser stickstoffreicher Böden bewirken (HÜTTL u. ZÖTTL, 1993; KREUTZER, 1995; HÖGBOM et al., 2001). Weitere Probleme ergeben sich aus der schnellen Löslichkeit der Inhaltsstoffe (FVA, 2002; HALLENBARTER, 2002; HOLZNER, 1999; JACOBSON u. GUSTAFSSON, 2001; SAARSALMI et al., 2001; WOLFF, 2004; ZIMMERMANN u. BUNDT, 2000; ZOLLNER et al., 1997) und der Belastung der Böden mit Schwermetallen (HOLZNER, 1999).

Zudem konnten negative Auswirkungen auf die Bodenvegetation nach Ascheausbringung durch hohe pH-Werte beobachtet werden (KELLNER u. WEIBULL, 1998; JACOBSON u. GUSTAFSSON, 2001; HALLENBARTER, 2002).

In Skandinavien werden deshalb Versuche zur Granulierung von Holzasche durch Befeuchtung mit anschließender Trocknung oder unter Verwendung von Dolomit durchgeführt.

Bei beiden Rückbringungsvarianten (unbehandelt oder granuliert) wurden die oben genannten negativen Eigenschaften der Holzasche zahlreich beobachtet und dokumentiert. Bei der maschinellen Ausbringung von Holzasche muss auch mit Staubentwicklung (HOLZNER, 1999) und aufgrund von Verunreinigungen durch Sand- und Steinbeimengung mit erheblichem Geräteverschleiß gerechnet werden (vgl. OBERNBERGER, 1995).

Neben all diesen negativen chemischen Eigenschaften haben aber Aschen auch einen hohen wirtschaftliche Wert. Neben Calcium besitzen Aschen auch hohe Gehalte an Magnesium, Kalium und Phosphor, einem weiteren wichtigen Pflanzennährelement (Ettl et al. 2009). Nach Ettl et al. (2007 b) und Lfl (2009) besitzen Grobaschen derzeit einen Gegenwert von 165.000 € an Nährelementen im Vergleich zu konventionellen Düngemitteln (GÖTTLEIN & Ettl, 2009).

In dieser Arbeit werden verschiedene Presslinge aus unbehandelter Holzasche und organischen Substanzen vorgestellt, die die oben genannten negativen Eigenschaften der Holzasche minimieren sollen. Zum Einordnen der Eigenschaften dieser Pellets wurden die Varianten kohlenaurer Magnesiumkalk, wie er bei einer typischen Waldkalkung verwendet wird, und eine Mischung aus 70 % Magnesiumkalk und 30 % Holzasche, die gemäß der Düngemittelverordnung ebenfalls als Düngemittel im Wald erlaubt ist, in diese Untersuchung aufgenommen.

In dieser Studie sollen folgende Fragestellungen untersucht werden:

- Welche Unterschiede ergeben sich durch die Verwendung bzw. Beimischung von Feuerraumasche im Vergleich zu einer herkömmlichen Waldkalkung?
- Welchen Einfluss hat die Mischung von Holzasche mit Rinde, Reisig oder Kalk auf die chemische Zusammensetzung, den pH-Wert der dadurch entstandenen Produkte und welche Konsequenzen ergeben sich hierbei in den Freilandversuchen?
- Inwieweit lassen sich die schnellen Freisetzungsraten der Nährelemente durch eine physikalische Behandlung der Asche senken?

2 Laborversuche

2.1 Allgemeine chemische Analytik

In den nachfolgenden Versuchen wurden die Varianten unter kontrollierten Bedingungen im Labor und im Freiland auf forst- und landwirtschaftlichen Versuchsflächen untersucht. Dabei wurden Sickerwasser und in den Freilandversuchen zusätzlich Bodenproben gewonnen. Da bei allen Versuchen die gleiche Analytik angewandt wurde, wird hier auf die chemische Untersuchung eingegangen. Abweichenden Methoden werden in den entsprechenden Kapiteln separat beschrieben.

Da in den diversen Versuchen jeweils unterschiedliche Presslinge verwendet wurden, können sich die Nährelemente, Einträge und Ausbringungsmengen trotz gleicher Ausgangsmaterialien unterscheiden (vgl. Tabellen 2, 5, 6, 9, 10, 15, 16, 19, 20).

Zur Bestimmung der Elementgehalte der Varianten an Ca (Calcium), Fe (Eisen), Mg (Magnesium), Mn (Mangan), K (Kalium), Cu (Kupfer), Na (Natrium), P (Phosphor), Al (Aluminium) und Zn (Zink) erfolgte die Messung nach Druckaufschluss mit HNO_3^- bei 165 °C am ICP-Atomemissionsspektrometer Optima 3000 DV der Firma Perkin Elmer.

Im Sickerwasser wurden die Konzentrationen an Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Zn, und Cu ebenfalls am ICP-Atomemissionsspektrometer gemessen.

Die Konzentrationen an Cl^- (Chlorid), NO_3^- (Nitrat), SO_4^{2-} (Sulfat), H_2PO_4^- (Phosphat) und NH_4^+ (Ammonium) wurden am Ionenchromatograph Dionex DX-120 bestimmt.

Zur Bestimmung der Gehalte an Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) im Humus wurden Teilmengen gemahlen und am Elementaranalysator CHN-1000 der Firma Leco analysiert.

Zur Ermittlung der Gesamtelementgehalte der Varianten und des Humuses an Ca, Fe, Mg, Mn, K, Cu, Na, P, Al und Zn erfolgte die Messung nach Druckaufschluss mit 65 % HNO_3^- bei 165 °C am ICP-Atomemissionsspektrometer Optima 3000 der Firma Perkin Elmer. Die Messung des DOC`s wurde am Messgerät der Firma Analytik Jena (multi N/C 2000) gemessen.

Die Bestimmung der austauschbaren Kationen (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na) mit 1 M BaCl_2 -Extraktionslösung erfolgte bei den ungemahlene Bodenproben am ICP-Atomemissionsspektrometer.

Die Messung des pH-Wertes erfolgte mittels einer Einstabelektrode.

Aufgrund der oftmals nur geringen Sickerwassermengen konnten häufig nicht alle Messungen durchgeführt werden. Daher wurde folgende Prioritätenliste bei den Analysen aufgestellt:

1. Bestimmung der Nährelementkonzentration am ICP-Atomemissionsspektrometer
2. Bestimmung der Nährelementkonzentrationen am Ionenchromatograph
3. Bestimmung des DOC`s
4. Bestimmung des pH-Wertes

2.2 Vorversuch mit RIA-Tabletten

2.2.1 Material und Methoden

In einem Vorversuch wurden verschiedene Mischungsverhältnisse aus Asche und Fichtenrinden hergestellt.

Die waldfrischen Rinden wurden zunächst bei 45 °C vorgetrocknet, geschreddert und erneut getrocknet. Die Asche wurde über ein 4 mm-Sieb homogenisiert. Es erfolgte die Herstellung verschiedener Asche/Rindenmischungen, welche mittels eines Stempels zu Tabletten gepresst wurden (Tabelle 1).

Um Auswirkungen des Wassergehaltes auf die Festigkeiten der Tabletten des gleichen Mischungsverhältnisses feststellen zu können, erfolgte die Pressung mit unterschiedlichen Wassergehaltsstufen. Ferner wurden die Festigkeit mittels eines Falltests aus 1,50 m Höhe untersucht und aus der Differenz aus Anfangs- und Endgewicht der Massenverlust bestimmt.

Die Bestimmung des organischen Kohlenstoffes und des Gesamtstickstoffes der Proben geschah am Elementaranalysator CHN-1000 der Firma LECO.

Zur pH-Bestimmung wurde je eine Tablette pro Variante in ein Glas mit 20 ml bidestilliertem Wasser gegeben. Am ersten und achten Tag wurde ein Aliquot des Überstandes für die pH-Bestimmung entnommen.

Am achten Tag erfolgte im Überstand die Bestimmung der Nährelemente (s. Kapitel 2.1). Hieraus wurden zur Abschätzung der Löslichkeit die in Tabelle 1 aufgeführten Kationensummen berechnet.

2.2.2 Ergebnisse

In Tabelle 1 sind wesentliche Eigenschaften der Rinden/Asche-Presslinge aus dem Vorversuch in Abhängigkeit von Mischungsverhältnis und Wassergehalt dargestellt.

Grün hinterlegte pH-Werte liegen unter dem im Deutschen Waldbodenbericht (1996) gemessenen Maximalwert in der Auflage bzw. im Ah-Horizont (pH 8,12).

Gelbe Zellen zeigen die Varianten, die zwischen diesem Maximalwert und dem pH-Wert von Kalk (pH 9,35), wie er für die Waldkalkung verwendet wird, liegen.

Bei rot hinterlegten Zellen lag der gemessene pH-Wert über dem pH-Wert eines Kalkes. In der Spalte der Massenverluste zeigen grün hinterlegte Zellen Massenverluste < 10 %, gelbe Zellen Massenverluste < 30 % und orange Zellen Massenverluste > 30 % nach der Durchführung des Falltestes.

Bei rot hinterlegten Varianten zerfiel die Probe entweder direkt nach der Pressung oder nach dem Falltest vollständig, was auf alle trockenen Proben (0 % Wassergehalt) zutraf.

Tabelle 1: pH-Wert und Stabilität der RIA-Tabletten im Vorversuch in Abhängigkeit von Mischungsverhältnis und Wassergehalt sowie die Summen der gelösten Kationen.

Rinde/Asche-Verhältnis [%]	Wassergehalt [%]	pH		Verlust [%]	Summe Kationen [mmol _c l ⁻¹]
		1. Tag	8. Tag		
		< pH 8,12		Massenverluste < 10 %	
		pH 8,12 - pH _{Kalk}		Massenverluste 10-30 %	
		> pH _{Kalk}		Massenverluste > 30 %	
				kompletter Zerfall der Probe	
Rinde/Asche-Verhältnis [%]	Wassergehalt [%]	1. Tag	8. Tag	Verlust [%]	Summe Kationen [mmol _c l ⁻¹]
100/0	0	4,98	5,56	100	2,22
	20	4,99	5,74	1,22	1,94
	40	5,02	5,97	26,25	1,56
	60	5,09	5,94	100	1,22
80/20	0	9,62	8,32	100	18,94
	20	9,31	7,98	0,98	17,55
	40	8,73	7,78	7,79	12,51
	60	8,90	7,87	60,29	11,48
60/40	0	10,69	10,31	100	18,31
	20	10,42	9,65	1,16	16,70
	40	9,98	9,16	5,95	15,17
	60	10,13	9,02	64,63	14,17
40/60	0	11,94	11,64	100	21,00
	20	10,94	10,88	57,14	20,19
	40	10,84	10,46	42,35	15,51
	60	11,16	10,86	44,32	15,21
20/80	0	12,16	11,91	100	28,44
	20	11,60	11,53	79,31	25,90
	40	12,01	11,68	80,22	24,26
	60	11,98	11,71	47,00	21,40
0/100	0	12,48	12,27	100	45,37
	20	12,43	12,20	2,63	33,63
	40	12,35	12,11	25,64	29,73
	60	12,33	12,14	1,12	30,44

Die pH-Werte am 1. Tag lagen im Bereich zwischen pH 4,98 bei reiner Rinde bzw. pH 12,48 bei reiner Asche. Während bei reiner Rinde der pH-Wert bis Tag 8 leicht anstieg, sanken bei allen Asche-Varianten die pH-Werte mit der Dauer des Versuches ab. Zu Versuchsbeginn hatten alle Varianten mit einem Ascheanteil > 20 % pH-Werte, die den eines reinen Kalkes deutlich überschritten. Nach 8 Tagen war dies noch für alle Varianten mit einem Ascheanteil > 60 % und für die trockeneren Varianten des Mischungsverhältnisses 60 % Rinde / 40 % Asche der Fall.

Wichtigste Einflussgröße auf die Stabilität der Presslinge war der Wassergehalt. Besonders stabile Presslinge entstanden für die Varianten 80 % Rinde / 20 % Asche und 60 % Rinde / 40 % Asche bei Wassergehalten von 20 % bzw. 40 %. Ein Wassergehalt von 20 % führte zu stabilen Presslingen bei reiner Rinde und reiner Asche. Reine Asche war bei 60 % Wassergehalt pressbar.

Die Summe der gelösten Kationen aus der reinen Rindenvariante war sehr gering. Bereits mit geringem Ascheanteil (Variante 80 % Rinde / 20 % Asche) stieg die Summe der gelösten Kationen um einen Faktor von ca. 10 an, mit dem erwartungsgemäß höchsten Wert bei reiner Asche. Die hohe Freisetzungsrates der Nährelemente aus der Asche brachte auch ZIMMERMANN et al. (2002) zu der Überlegung, Aschen vor einer Ausbringung auf Waldstandorte zu kompaktieren und dadurch die Freisetzung herabzusetzen.

Rinden/Asche-Presslinge sollten aus ökologischer Sicht einen möglichst naturnahen pH-Wert und eine geringe Freisetzungsrates der Inhaltsstoffe besitzen. Aus ökonomischer Sicht sind ein möglichst hoher Ascheanteil und eine hohe Stabilität der Presslinge anzustreben. Gemäß den Ergebnissen des Vorversuches stellen diesbezüglich Presslinge mit einem Rinden/Asche-Verhältnis von 60 % / 40 % und einem Wassergehalt von 20 % bis 40 % die interessanteste Variante dar.

2.3 Beregnungsversuch bei ständiger Befeuchtung

2.3.1 Material und Methoden

Basierend auf den Ergebnissen des Vorversuches wurden RIA-Pellets durch die Firma Kahl in Hamburg produziert und mit diesen Pellets ein weiteres Versuchsdesign konzipiert, wobei nun die verschiedenen Varianten nicht in ein mit bidestilliertem Wasser gefülltes Glas gelegt, sondern beregnet wurden.

Beregnungsdauer und Beregnungsmenge wurden nach Klimadaten der Klimastation Augsburg / Mühlhausen den natürlichen Verhältnissen angenähert.

Die Beregnungsmenge pro Variante von täglich 15 ml in 3 Stunden wurden mit zwei Schlauchpumpen der Firma ISMATEC zudosiert.

In dem Beregnungsversuch wurden vier Varianten in zehnfacher Wiederholung untersucht (Tabelle 2). Bei den Varianten handelte es sich um reine Feuerraumasche aus dem Biomasseheizwerk Reit im Winkl. Ferner wurden Pellets aus 60 % Rinde / 40 % Asche, sowohl unbehandelt als auch mit einer Oberflächenbehandlung mit Polyurethan bzw. Polyacryl untersucht.

Tabelle 2: Varianten, die im Beregnungsversuch getestet wurden.

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form	Besonderheit
RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
RIA Poly	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	PU-Beschichtung
RIA Polyacryl	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	Polyacryl-Beschichtung
Asche	Feuerraumasche	100	unbehandelt, gesiebt	---

Die Oberflächenbehandlung hatte das Ziel, die Nährstofffreisetzung der Pellets weiter zu verzögern. Diese Methode wird auch in der Düngemittelindustrie bei den sog. Depotdüngern angewendet.

Zur Oberflächenbehandlung wurden die Pellets kurz in unverdünnte Polyurethan- bzw. Polyacryldispersionen (Kremer Pigmente, München) getaucht und anschließend luftgetrocknet.

Der Beregnungsversuch dauerte 27 Tage. An jedem Tag erfolgte eine pH-Messung. Jeweils drei aufeinanderfolgende Beregnungstage wurden zu einer Mischprobe vereinigt, die auf gleiche Weise wie im Kapitel 2.1 beschrieben chemisch analysiert wurde.

2.3.2 Ergebnisse

2.3.2.1 Nährelementgehalte der untersuchten Varianten

Wie aus Tabelle 3 ersichtlich wird, besaß die Rostasche hohe Gehalte an Ca, K, Mg und P, während es durch den Verbrennungsprozess zu einem weitgehenden Verlust an Kohlenstoff und Stickstoff kommt. Die RIA-Varianten hatten aufgrund der Beimischung von Fichtenrinde deutlich höhere Gehalte an C und N, während die Gehalte der anderen Nährelemente entsprechend absanken.

Tabelle 3: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n=5).

	Element [mg g^{-1}]					
	C_{org}		N		P	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
RIA 6/4	316,27	43,48	2,97	0,33	5,27	0,99
RIA Poly	303,43	30,44	3,27	0,52	5,00	0,48
RIA Polyacryl	275,86	32,75	2,80	0,43	4,41	0,62
Asche	14,21	0,52	0,09	0,02	9,27	0,14
	K		Ca		Mg	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	RIA 6/4	23,04	4,13	117,14	17,77	17,74
RIA Poly	22,71	2,29	112,41	9,58	17,70	1,85
RIA Polyacryl	20,15	2,58	101,69	11,66	15,72	1,76
Asche	42,93	0,96	296,81	7,28	45,19	1,30
	S		Fe		Mn	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	RIA 6/4	1,14	0,09	7,22	1,32	3,37
RIA Poly	1,21	0,10	7,06	0,70	3,10	0,25
RIA Polyacryl	1,13	0,19	6,29	0,68	2,73	0,35
Asche	2,89	0,15	11,63	0,16	7,04	0,13

2.3.2.2 pH-Wert-Entwicklung

In Abbildung 1 ist der zeitliche Verlauf der pH-Wert-Entwicklung des Beregnungsversuches bei ständiger Befeuchtung dargestellt.

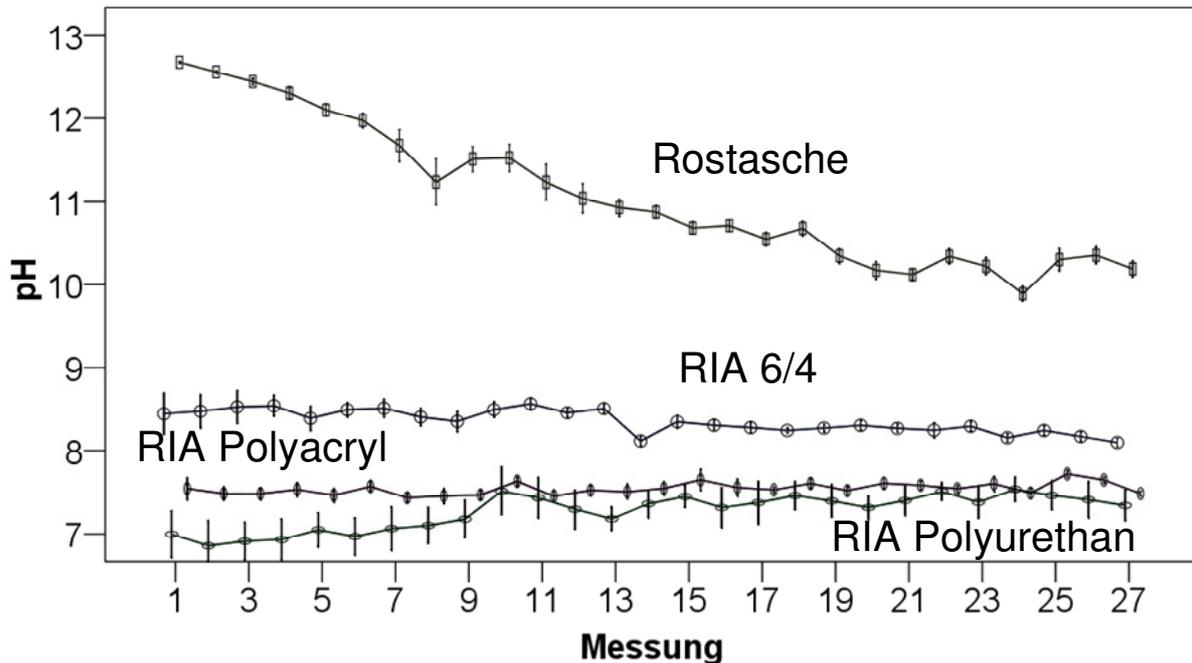


Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes. Gezeigt sind die Mittelwerte aus zehn Wiederholungen jeder Variante. Die Fehlerbalken entsprechen dem 95% Konfidenzintervalls.

Die Aschevariante zeigte mit einem Anfangs-pH von fast 13 die basischste Reaktion in dieser Versuchsreihe. Am Ende des Beregnungsversuches nach 27 Tagen lag der pH-Wert noch immer über pH 10. Durch die Herstellung von Rinden/Asche-Presslingen konnte der pH-Wert um fast 4 pH-Einheiten gesenkt werden. Zu Beginn des Versuches lag der pH-Wert bei etwa pH 8,5 und näherte sich gegen Versuchsende pH 8 an. Mit einer Oberflächenbehandlung konnte der pH-Wert noch weiter gesenkt werden. Mit Polyurethanüberzug zeigten die Pellets einen Initialwert unter pH 7, der Initialwert der mit Polyacryl beschichteten Pellets lag bei pH 7,5. Die beiden Oberflächenbehandlungen unterschieden sich zunächst nur zu Beginn des Versuches. Mit zunehmender Dauer des Beregnungsversuches wiesen beide Varianten ähnliche pH-Werte auf.

2.3.2.3 Konzentrationsverläufe

Abbildung 2 zeigt die Unterschiede in der Kationenfreisetzung am Beispiel von Ca, Mg und K. Über die Dauer von 27 Tagen wurden bei jeder Wiederholung insgesamt neun Mischproben analysiert.

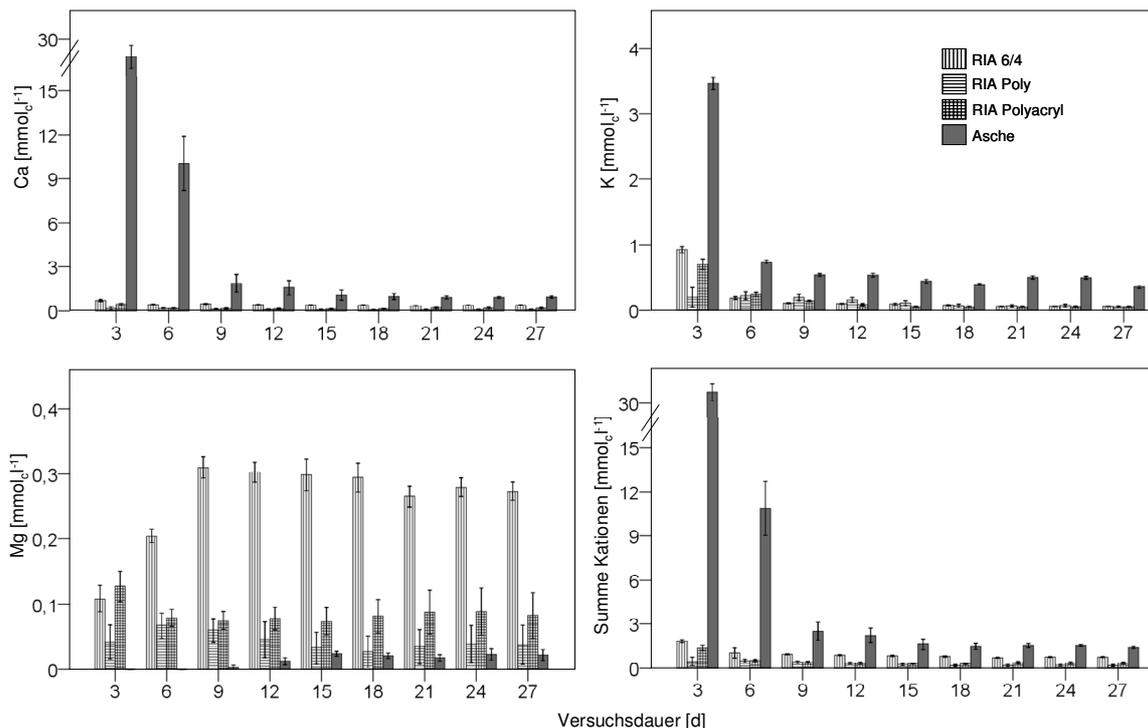


Abbildung 2: Darstellung der Löslichkeiten der verschiedenen Varianten am Beispiel von Ca, Mg, K und der Summe der gelösten Kationen. Die Fehlerbalken entsprechen dem 95 % Konfidenzintervall.

Für Ca war die Freisetzung reiner Asche 40-mal höher als für die RIA-Variante ohne Oberflächenbehandlung, obwohl der Gehalt an Ca in der Asche nur dreimal so hoch ist. Durch die Oberflächenbehandlungen konnte die Löslichkeit zudem weiter gesenkt werden. Ähnliches zeigte sich auch bei K, wobei hier die Oberflächenbehandlung nur für den ersten Messtermin eine Reduktion der Löslichkeit bewirkte.

Der Verlauf der Löslichkeitsraten von Mg war hingegen gegenläufig. Wie auch STEENARI et al. (1999) in einer Untersuchung zum Löslichkeitsverhalten von Holzasche fanden, zeigt Mg nur sehr niedrige Freisetzungsraten, obwohl die Gehalte an Mg in der Asche im Vergleich zu den RIA-Varianten wesentlich höher waren (Tabelle 3).

Erst nach 9 Tagen Beregnung konnte bei der reinen Aschenvariante Mg in der Lösung festgestellt werden. Rinden/Asche-Presslinge zeigten aufgrund des niedrigeren pH-Wertes eine deutlich höhere Freisetzung von Mg, welche durch die beiden Oberflächenbehandlungen ihrerseits wieder reduziert wurde. Hier war Polyurethan effektiver als Polyacryl.

Die Summe der gelösten Kationen war ebenfalls bei reiner Asche am höchsten, wobei sich jedoch im Vergleich zum Vorversuch Unterschiede bei den RIA-Pellets ergaben. Konnte im Vorversuch die Freisetzung der Kationen im Vergleich zur reinen Asche um ca. die Hälfte reduziert werden, erreichte man durch die maschinelle Pressung der Pellets eine deutliche Senkung der Summe der gelösten Kationen am ersten Messtermin um bis zu 95 %.



Rinden-Aschepresslinge besitzen im Vergleich zur reinen Asche deutlich moderate chemische Eigenschaften. Die Tablettenpressung reduzierten die Freisetzung von Ca, K und insgesamt die Summe der gelösten Kationen. Durch die Pelletierung konnten die chemischen Eigenschaften (pH-Wert, Löslichkeitsverhalten) weiter verbessert werden. Unter ständig feuchten Bedingungen bleibt das pH-Wertniveau der unbehandelten Asche über lange Zeit hoch. Ob sich dieses Verhalten auch bei wechselfeuchten Bedingungen bestätigen lässt, wurde in einem zweiten Beregnungsversuch mit Austrocknungsintervallen analysiert.

2.4 Berechnungsversuch mit Austrocknungsintervallen

2.4.1 Material und Methoden

2.4.1.1 Untersuchte Varianten zur Kompensation des Nährstoffentzuges in Wäldern

Um Aussagen über die Löslichkeit und Basizität der Varianten machen zu können, wurde ein Berechnungsversuch im Labor konzipiert und durchgeführt.

Die 7 Varianten sind in Tabelle 4 aufgelistet. Es handelte sich dabei um 4 verschiedene pelletierte Mischungen aus geschredderter Fichtenrinde bzw. kleingehäckselten Fichtenzweigen mit Nadeln (Reisig) und Asche.

Tabelle 4: Varianten, die im Berechnungsversuch getestet wurden.

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form	Besonderheit
RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
RIA Poly	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	PU-Beschichtung
RIA 4/6	Rinde, Feuerraumasche	40/60	gepresst	---
REIA 6/4	Reisig, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
Kalk	kohlensaurer Mg-Kalk	100	gemahlen	---
Kalk-Asche	kohlensaurer Mg-Kalk, Feuerraumasche	70/30	gemahlen, homogenisiert	---
Asche	Feuerraumasche	100	unbehandelt, gesiebt	---

Ferner wurden reiner Kalk, reine Asche und eine Mischung aus beiden verwendet. Bei der Asche handelte sich um eine Feuerraumasche aus der Verbrennung von naturbelassenem Holz aus dem Biomasseheizwerk Reit im Winkl. Die Asche entstammte einer Trockenlagerung und wurde auf 2 mm gesiebt.

Die Pelletvarianten wurden im Technikum der Firma Kahl in Hamburg hergestellt. Tabelle 5 gibt eine Übersicht über wichtige Parameter bei deren Herstellung.

Zudem wurde bei der Variante RIA Poly eine Oberflächenbehandlung mit Polyurethan durchgeführt, wie es auch bei den sog. Depotdüngern üblich ist. Dabei wurden die Pellets in eine unverdünnte Polyurethanlösung der Firma Kremer Pigmente (München) kurz eingetaucht, anschließend in einem Kühlraum (5 °C) getrocknet und ausgehärtet.

Tabelle 5: Technischen Daten der Pelletpresse und Eigenschaften der RIA / REIA-Formulierungen vor bzw. nach deren Pressung

Technische Daten der Presse	RIA 6/4	RIA 4/6	REIA 6/4
¹ Kollerzahl	2	2	2
² Drehzahl [U min ⁻¹]	112	112	112
³ Kollergeschwindigkeit [m s ⁻¹]	0,73	0,73	0,73
⁴ Matrize [mm]	175*20	175*24	175*24
⁵ Lochdurchmesser [mm]	6	6	6
Eigenschaften der RIA / REIA-Pellets			
Feuchte vor Pressung [%]	22,3	20	18,1
Feuchte nach Pressung [%]	19,8	18,5	13,4
Temperatur vor Pressung [°C]	20	24	32
Temperatur nach Pressung [°C]	66	65	78
Schüttgewicht vor Pressung [kg dm ⁻³]	0,40	0,55	0,33
Schüttgewicht nach Pressung [kg dm ⁻³]	0,53	0,69	0,63

Zur Veranschaulichung der einzelnen Bestandteile der Presse sind diese schematisch in Abbildung 3 dargestellt.

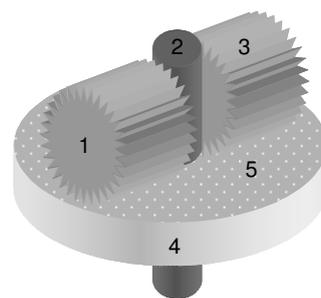


Abbildung 3: Flachmatrizenpresse

2.4.1.2 Versuchsdurchführung und chemische Analytik

Jede Variante wurde in fünffacher Wiederholung untersucht. Beregnungsdauer und Beregnungsmenge (bidestilliertes Wasser) wurden nach Klimadaten der Klimastation Augsburg / Mühlhausen den natürlichen Verhältnissen angenähert. Die Beregnung erfolgte jeweils am 1. und 4. Tag einer Woche, wobei die Wassermenge pro Variante von täglich 15 ml in 3 Stunden über Schlauchpumpen der Firma ISMATEC zudosiert wurde. An jede Pumpe konnten zehn Proben angeschlossen werden. Als Haltevorrichtung dienten Einwegfiltrationseinheiten Vacuflo PV 050/2 der Firma Whatman Schleicher & Schüll, bestehend aus einer Filterauflage mit einem darunter verschraubten Auffanggefäß (Abbildung 4).

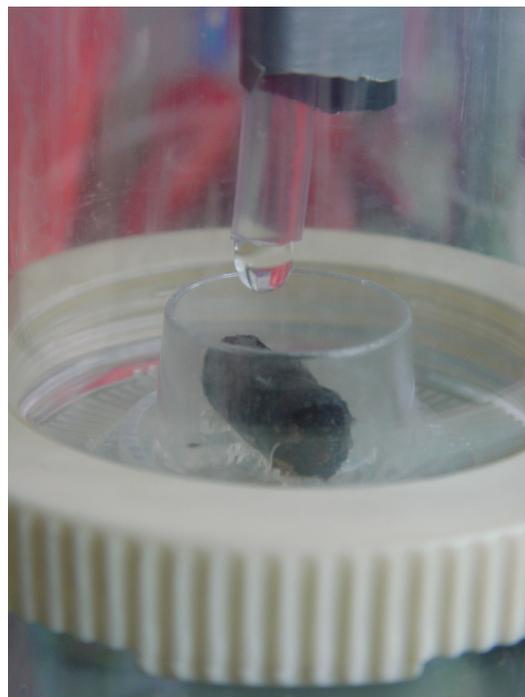


Abbildung 4: Auffanggefäß zur chemischen Analyse des Eluates

Das Auffanggefäß wurde nach jedem Beregnungsdurchgang gewechselt. Um eine Verschleppung von Feinmaterial bei den Varianten Kalk, Kalk-Asche und Asche in das zu analysierende Wasser zu vermeiden, wurden diese auf ein Schwarzbandfilterpapier gegeben.

Über eine Dauer von zwei Monaten wurden die Varianten untersucht. Die Einwaage an Probematerial pro Variante wurde dem Nährstoffentzug aus einem 100-jährigen Fichtenbestand bei vollständiger Derbholznutzung mit Rinde angepasst, wobei drei Düngungsmaßnahmen pro Umtriebszeit angenommen wurden. In diesem Ansatz wurden die Zwischennutzungen mitberücksichtigt. Die Biomassedaten stammten aus der Versuchsfläche Höglwald bei Augsburg (WEIS u. GÖTTLEIN, 2002). Als Bezugselement wurde Ca gewählt.

Für die chemische Analytik wurden jeweils 5 Teilmengen aus den produzierten Pelletmengen entnommen und anschließend aufbereitet. Die Variante Kalk-Asche wurde in einem Turbula-Mischer für 24 Stunden homogenisiert. An der homogenisierten Probe erfolgte eine Doppelbestimmung. Ebenso geschah dies bei der Kalk-Variante.

Die chemischen Analysen erfolgten wie in Kapitel 2.1 beschrieben.

Basierend auf den Ca-Gehalten und den berechneten Nährstoffentzügen bei einer Derbholznutzung mit Rinde sind in der Tabelle 6 die Ausbringungsmengen zur Kompensation des Ca-Entzuges einer Derbholznutzung mit Rinde dargestellt. Berechnet wurden diese für eine einmalige (I) bzw. dreimalige (II_a) Rückführung während einer Umtriebszeit und Umrechnung dieser Ausbringungsmenge auf die Grundfläche der Filtriereinrichtung (II_b). Berücksichtigt sind Zwischen- und Endnutzung. In dem Beregnungsversuch wurde der Fall II_b angenommen und dieser entspricht einer Kalkung mit ca. 2 t ha⁻¹.

Tabelle 6: Ausbringungsmengen zur Kompensation des Ca-Entzuges für Derbholznutzung mit Rinde bei einmaliger (I) bzw. dreimaliger (II_a) Gabe. Der Fall II_b entspricht der Umrechnung von Fall II_a auf die Grundfläche der Filtriereinrichtung.

Entzug an Ca: 1,47 t ha⁻¹			
Variante	I	II_a	II_b
	[t ha ⁻¹]	[t ha ⁻¹]	[mg A _{Filter} ⁻¹]
RIA 6/4	12,55	4,18	0,70
RIA Poly	13,06	4,36	0,72
RIA 4/6	7,61	2,54	0,42
REIA	10,28	3,43	0,57
Kalk	6,13	2,04	0,34
Kalk-Asche	5,76	1,92	0,32
Asche	4,95	1,65	0,27

Zur genauen Bestimmung der Berechnungsmenge wurden die Einwegfiltrationseinheiten jeweils vor bzw. nach der Berechnung gewogen. Diese Messung ermöglichte die Berechnung von Elementfrachten.

Im ersten Monat wurde jede Berechnungsprobe separat analysiert, im zweiten Monat ergaben zwei Berechnungstermine eine Mischprobe pro Wiederholung (Analytik s. Kapitel 2.1).

Die statistische Auswertung geschah mit SPSS 16. Zunächst wurden mit Hilfe des Kolomgorov-Smirnov-Tests die Messergebnisse auf ihre Normalverteilung getestet. Da diese im vorliegenden Fall nicht gegeben war, wurden die Signifikanztests mit parameterfreien Tests durchgeführt. Diese erfolgten mit dem Kruskal-Wallis-H-Test. Da dieser aber nur prinzipielle Unterschiede in den Varianten berechnet, wurde zur Berechnung des paarweisen Unterschiedes von Gruppen der Mann-Whitney-U-Test angewandt.

2.4.2 Ergebnisse

2.4.2.1 Nährelementgehalte der Varianten

Tabelle 7 zeigt die Nährelementgehalte der untersuchten Varianten. Die höchsten Gehalte an P, K, Cu, Ca, Al, Zn, Mn und Fe wurden bei der Variante Asche gemessen. Dementsprechend stiegen die Gehalte dieser Elemente bei den anderen Mischungen mit steigendem Ascheanteil. Die Varianten Kalk und Kalk-Asche besaßen die höchsten Mg-Gehalte. Da Kalk und Asche nahezu frei von N sind, stieg durch die Zugabe von organischem Material der Stickstoffgehalt in den Pellets, wobei hier die Variante REIA 6/4 die höchsten Gehalte aufwies. Der gemessene geringe Restkohlenstoffgehalt in der Variante Asche lässt sich auf nicht vollständig verbrannte organische Partikel zurückführen.

Tabelle 7: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n= 5 bzw. 2*); --- Gehalt unter der Nachweisgrenze

Variante	Element [mg g ⁻¹]					
	C _{org}		N		P	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
RIA 6/4	316,27	43,48	2,97	0,33	5,27	0,99
RIA Poly	303,43	30,44	3,27	0,52	5,00	0,48
RIA 4/6	175,32	7,17	1,97	0,11	7,47	0,35
REIA 6/4	269,90	47,91	4,88	0,59	6,58	0,64
Kalk*	---	---	---	---	0,27	0,05
Kalk-Asche*	---	---	---	---	3,33	0,63
Asche	14,21	0,52	0,09	0,02	9,27	0,14
Variante	K		Ca		Mg	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	RIA 6/4	23,04	4,13	117,14	17,77	17,74
RIA Poly	22,71	2,29	112,41	9,58	17,70	1,85
RIA 4/6	30,44	0,88	193,17	6,23	28,50	1,02
REIA 6/4	28,25	2,91	143,08	13,97	22,71	2,65
Kalk*	0,80	0,03	239,86	1,90	120,57	0,83
Kalk-Asche*	13,47	1,04	255,12	4,60	113,06	5,46
Asche	42,83	0,96	296,81	7,28	45,19	1,30
Variante	S		Fe		Al	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	RIA 6/4	1,14	0,09	7,22	1,32	9,20
RIA Poly	1,21	0,10	7,06	0,70	9,33	1,27
RIA 4/6	3,27	2,07	9,53	0,58	12,33	0,53
REIA 6/4	1,14	0,42	9,34	1,03	14,29	1,66
Kalk*	1,53	0,23	2,72	0,01	2,76	0,02
Kalk-Asche*	2,06	0,12	4,53	0,06	5,57	0,76
Asche	2,89	0,15	11,63	0,16	15,22	0,34
Variante	Cu		Mn		Zn	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	RIA 6/4	0,04	0,01	3,37	0,76	0,05
RIA Poly	0,04	<0,01	3,10	0,25	0,05	0,01
RIA 4/6	0,04	0,01	4,24	0,23	0,02	0,01
REIA 6/4	0,03	0,01	3,40	0,21	0,01	0,01
Kalk*	---	---	0,11	0,01	---	---
Kalk-Asche*	<0,01	0,01	1,54	0,20	---	---
Asche	0,11	<0,01	7,04	0,13	0,08	---

2.4.2.2 pH-Entwicklung

Im Beregnungsversuch zeigte die Aschevariante einen Anfangs-pH-Wert von fast 13 (Abbildung 5). Auch das Kalk/Asche-Gemisch erreichte in etwa dieses Niveau. Aufgrund der Acidität der Rinde konnte der hohe Ausgangs-pH-Wert der reinen Asche im Falle der RIA 6/4 um fast vier pH-Einheiten gesenkt werden. Durch die Oberflächenbehandlung mit Polyurethan gelang eine weitere Senkung.

Trotz des geringeren Ascheanteils unterschied sich die Variante REIA 6/4 von der Variante RIA 4/6 nicht wesentlich.

Zum Ende des zweimonatigen Beregnungsversuches hatten unter den pelletierten Varianten die Pellets RIA 4/6 mit einem gemittelten pH-Wert von 8,4 den niedrigsten pH-Wert. Die Variante RIA 6/4 wies mit pH 8,6 den höchsten Wert auf.

Im zeitlichen Verlauf schwankten die pH-Werte des Kalkes nur gering und hatten zum Ende des Beregnungsversuches einen pH-Wert von 8,02. Die Kalkvariante unterschied sich mit diesem Wert als Einzige signifikant von den restlichen Varianten.

Die deutlichste Veränderung in der pH-Entwicklung zeigten die Varianten Asche-Kalk und Asche. Von der ersten zur zweiten Messung sanken die stark basischen Initialwerte von fast 13 um drei pH-Einheiten.

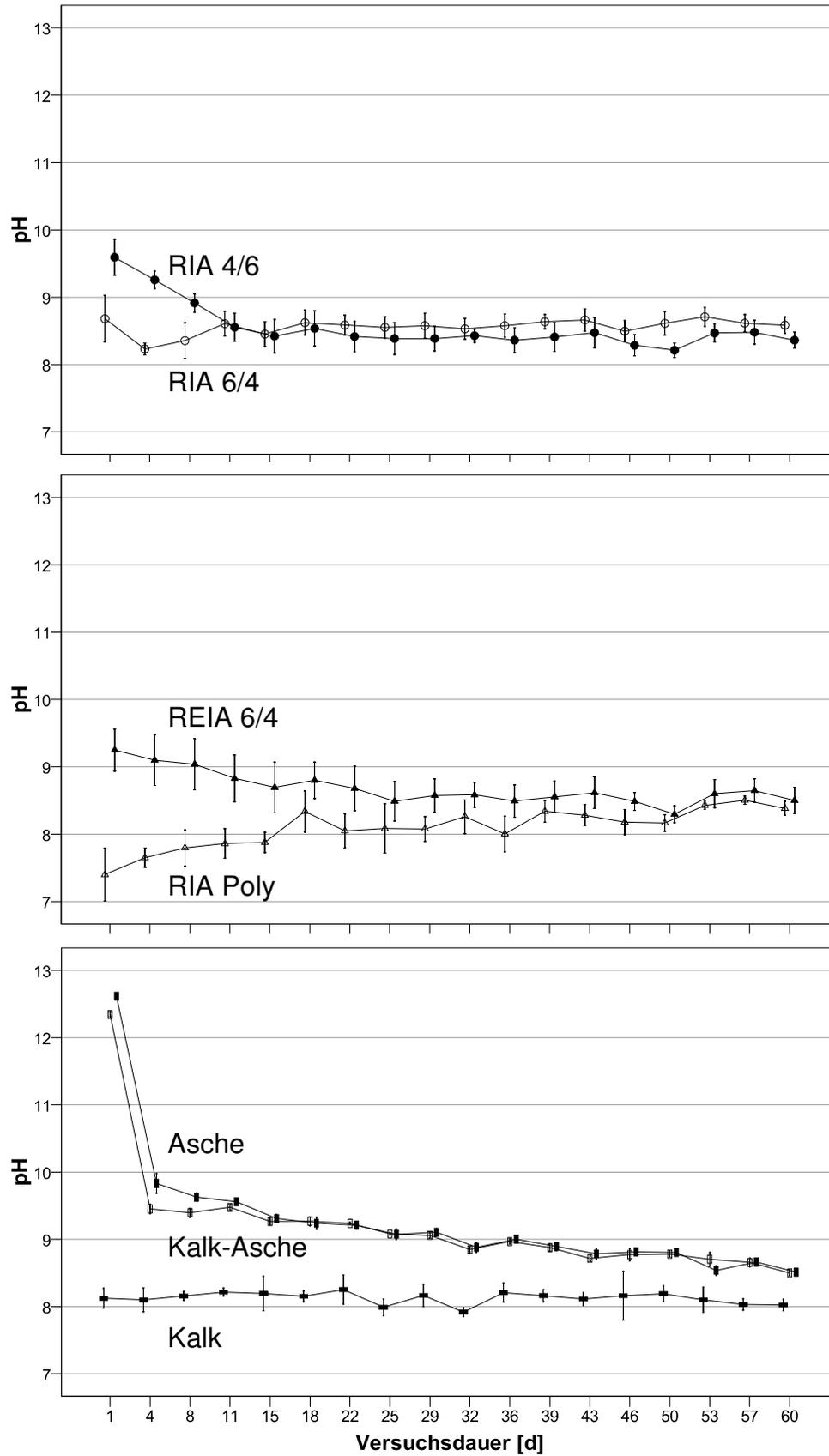


Abbildung 5: zeitliche Entwicklung des pH-Verlaufes, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

2.4.2.3 Konzentrationsverläufe

Die Abbildungen 6 bis 9 zeigen den zeitlichen Verlauf der Elementkonzentrationen von Ca, Mg, K und P im Beregnungseluat.

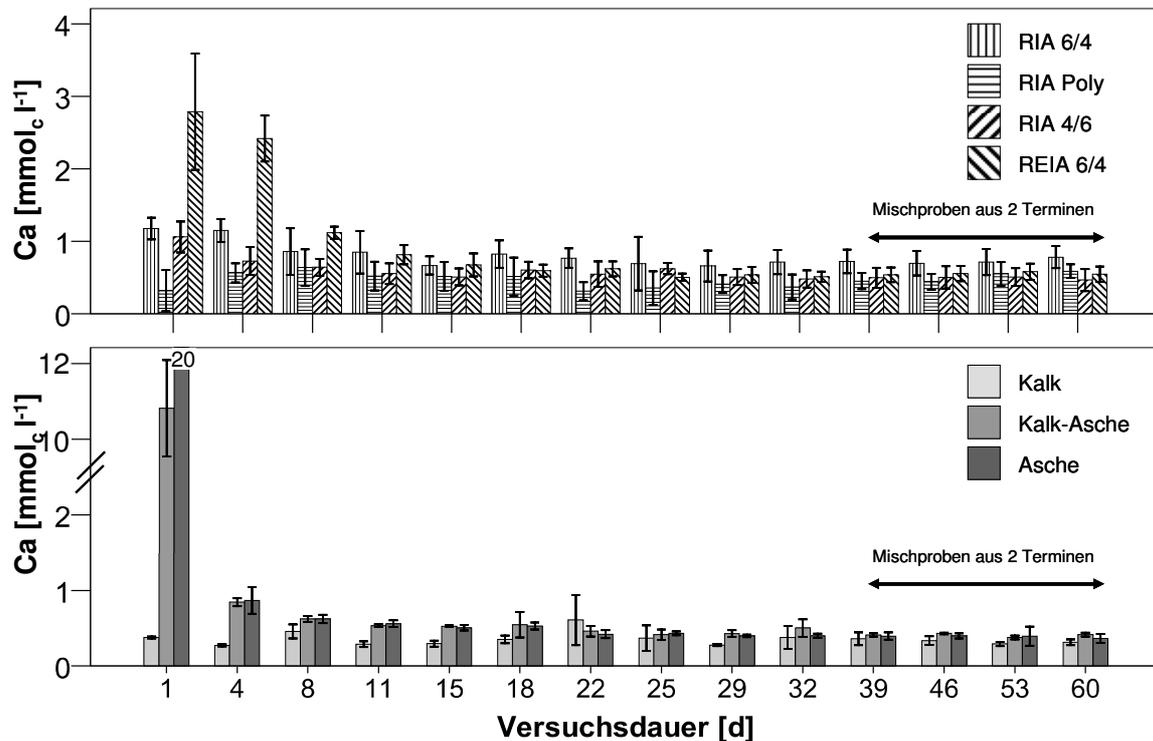


Abbildung 6: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Calcium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

Am ersten Tag lag die Konzentration an Ca bei der Aschevariante mit $20 \text{ mmol}_c \text{l}^{-1}$, ungefähr doppelt so hoch wie bei der Kalk-Asche-Variante. Die Variante REIA 6/4 wies mit ca. $2,5 \text{ mmol}_c \text{l}^{-1}$ die höchsten Konzentrationen aller Pelletvarianten auf und lag bis einschließlich der dritten Messung über den Konzentrationen der restlichen Pellet- und Kalkvarianten. Die Pelletvarianten RIA 6/4 und RIA 4/6 zeigten mit etwas über $1 \text{ mmol}_c \text{l}^{-1}$ deutlich niedrigere Konzentrationen.

Durch die PU-Beschichtung konnte die Konzentration an Ca unter das Konzentrationsniveau des reinen Kalkes ($0,38 \text{ mmol}_c \text{l}^{-1}$) gebracht werden. Bis einschließlich der dritten Messung lag die Variante REIA 6/4 noch über den Konzentrationen der restlichen Pellet- und Kalkvarianten.

Am Ende des Beregnungsversuches schwankten die Konzentrationen der Pelletvarianten zwischen $0,47 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ (RIA 4/6) und $0,78 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ (RIA 6/4).

Die stärksten Abnahmen über die Zeit konnten bei den Aschevarianten beobachtet werden. So sank die Anfangskonzentration bereits zum zweiten Messtermin bei reiner Asche von $20 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ bzw. bei Kalk-Asche von $10 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ auf unter $1 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$. Am Ende der Untersuchung hatte reine Asche eine Ca-Konzentration von $0,37 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$, die Kalk-Aschevariante lag bei $0,42 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$.

Die Konzentrationsschwankungen der Kalkvariante waren hingegen nur gering. Es konnte eine Abnahme von anfänglich $0,38 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ auf $0,31 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ festgestellt werden.

Die Löslichkeit von Mg (Abbildung 7) war nach der ersten Messung bei der Kalkvariante am höchsten und sank dann im Verlauf des Versuches ab. Aufgrund des stark basischen Anfangs-pH-Wertes der Kalk-Asche- und Aschevarianten und der hohen Konzentration an Ca war bei diesen beiden Varianten zum ersten Messtermin kein Mg nachweisbar. Erst nach dem deutlichen Abfall des pH-Wertes (vgl. Abbildung 5) und sinkenden Ca-Konzentrationen (Abbildung 6) stiegen die Mg-Konzentrationen an.

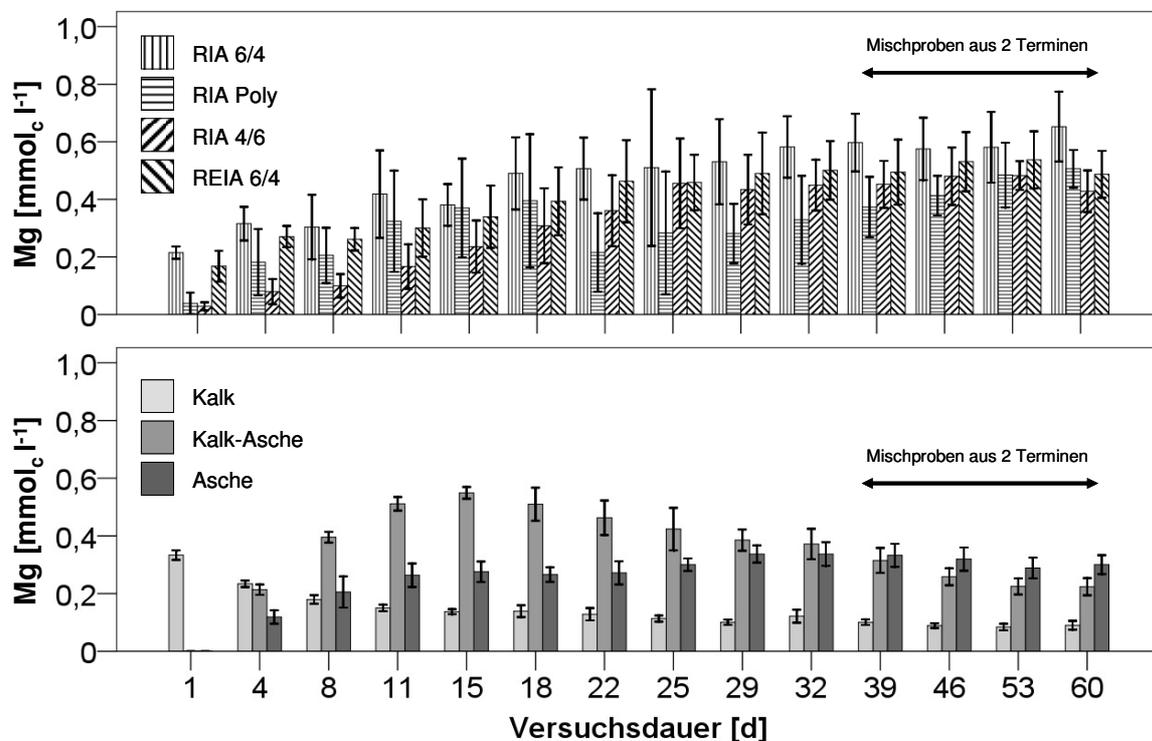


Abbildung 7: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Magnesium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

Bis zur zehnten Messung war die Mg-Löslichkeit der Kalk-Asche höher als die der Aschevariante. Bei den Varianten RIA 6/4, RIA 4/6 und REIA 6/4 stiegen die Konzentrationen von Mg bis etwa zum 29. Versuchstag, um dann im Weiteren mehr oder weniger konstant zu bleiben. Die Freisetzungsraten waren dabei an jedem Messtag in der Variante RIA 6/4 am höchsten. Durch die Oberflächenbehandlung der Variante RIA Poly konnte über die gesamte Versuchsdauer die Mg-Löslichkeit im Vergleich zu RIA 6/4 gesenkt werden. Dennoch wurde zu Versuchsende auch hier das Konzentrationsniveau der anderen Pelletvarianten erreicht, welches mit Werten zwischen 0,4 und 0,6 mmol_c l⁻¹ deutlich über dem Niveau der Varianten Asche und Kalk-Asche mit 0,3 bis 0,4 mmol_c l⁻¹ und dem des reinen Kalkes (0,1 mmol_c l⁻¹) lag.

Ähnlich wie bei Ca waren die Konzentrationsabnahmen an K bei den Kalk-Asche- und Aschevarianten nach den ersten beiden Messungen sehr deutlich (Abbildung 8). Zwischen den ersten beiden Messungen lag in beiden Fällen eine Abnahme um den Faktor 2,7 vor. Bei den unbehandelten Pelletvarianten lag der Faktor zwischen 1,4 (RIA 6/4) und 2,1 (REIA 6/4). Durch die Oberflächenbehandlung konnte bei der Variante RIA Poly die anfängliche Konzentrationsspitze sogar gänzlich unterdrückt werden.

Aufgrund des geringen K-Gehaltes im Kalk waren die Konzentrationen sehr niedrig. Am Versuchsende lagen alle Varianten mit Ausnahme des Kalkes im Bereich von 0,07 mmol_c l⁻¹ (RIA 4/6) bis 0,16 mmol_c l⁻¹ (RIA Poly).

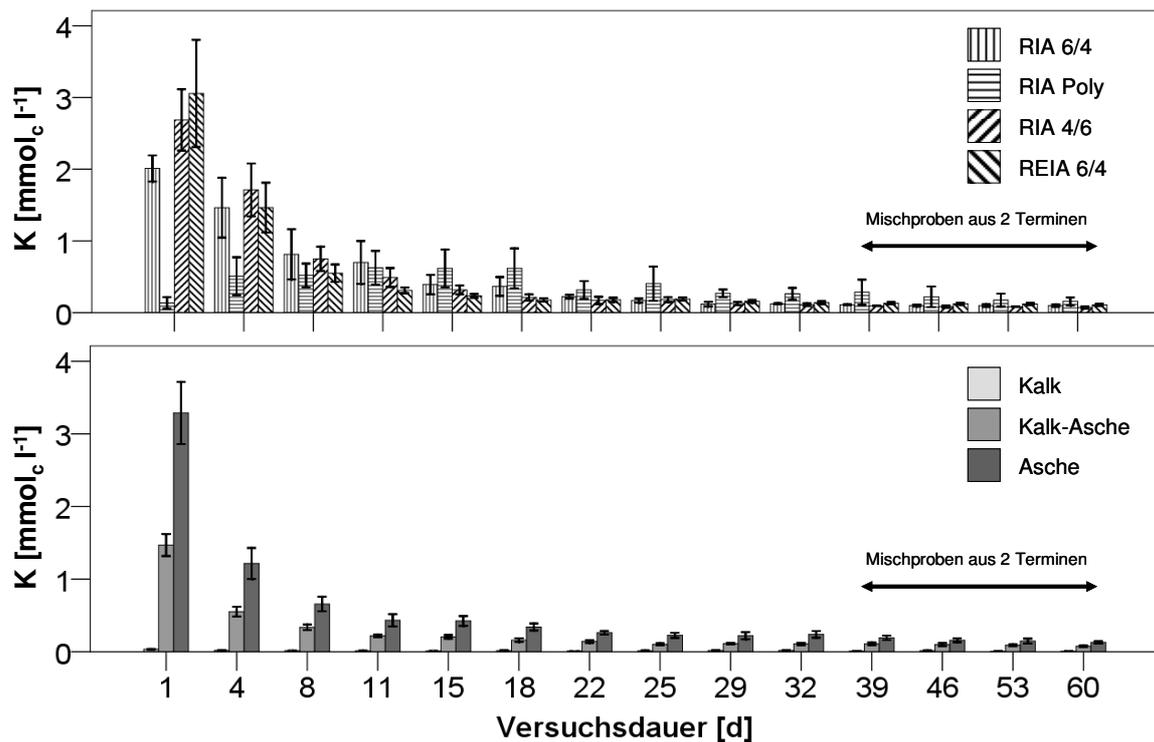


Abbildung 8: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Kalium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

Im Falle von Phosphor (Abbildung 9) stiegen die Konzentrationen bei den Pelletvarianten mit Ausnahme von RIA Poly von der ersten Messung auf die zweite Messung an und fielen anschließend wieder ab. Zum Ende des Versuches lagen die Konzentrationen der Pelletvarianten unter $0,02 \text{ mmol}_c \text{l}^{-1}$. Bei den Varianten Kalk-Asche und Asche stiegen die Konzentrationen leicht bis auf $0,02$ bzw. $0,01 \text{ mmol}_c \text{l}^{-1}$ an, wobei die Konzentration der Kalk-Asche-Variante stets über der der reinen Aschevariante lag. Bei der Kalkvariante konnte erwartungsgemäß über die gesamte Versuchsdauer keine Phosphatfreisetzung festgestellt werden.

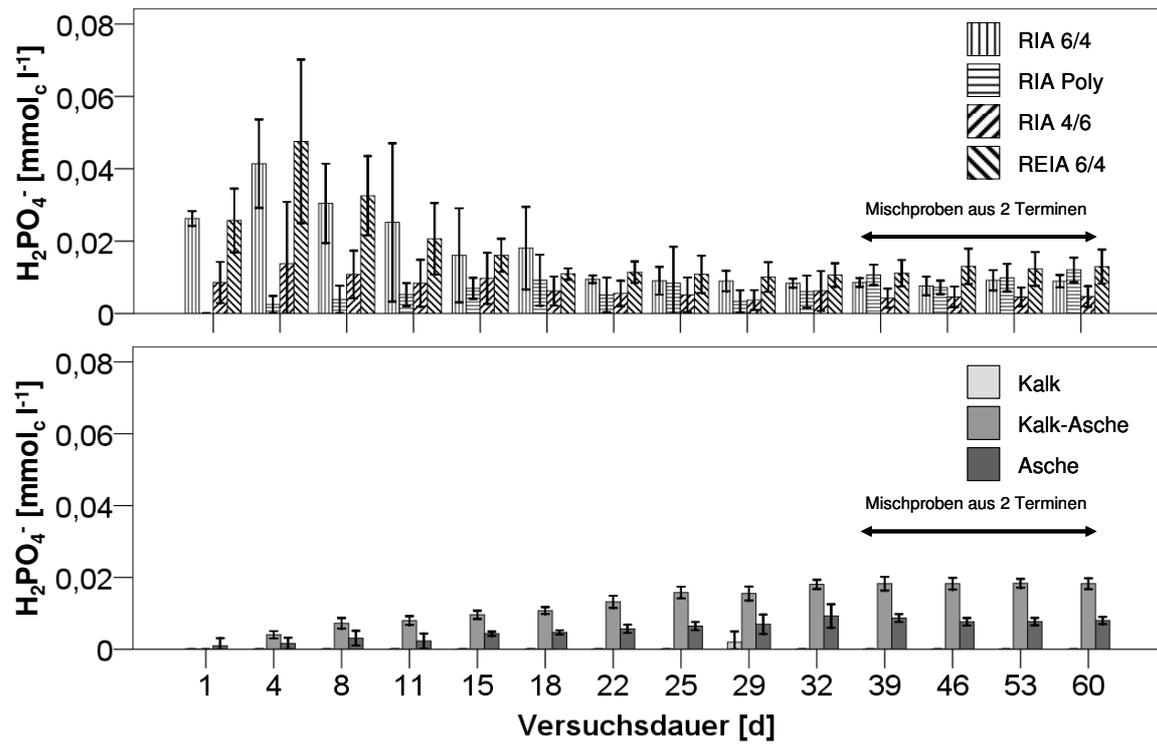


Abbildung 9: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Phosphat, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

2.4.2.4 Berechnung der Frachtenprozentage und -raten

Basierend auf den Ergebnissen von Tabelle 5 und 6 und den Abbildungen 6 – 9 sowie den jeweiligen Durchflussmengen wurden in der Tabelle 8 die kumulierten Frachtenprozentage für die untersuchten Nährelemente berechnet. Die Buchstaben in den Spalten der ersten und letzten Messung geben signifikante Unterschiede mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0,05$ an, wobei „a“ jeweils das Minimum anzeigt.

Wie bei den Ca-Konzentrationen (Abbildung 6) war bei den Frachtenprozentagen zu Beginn des Versuches kein signifikanter Unterschied zwischen RIA Poly und Kalk festzustellen. Bereits nach der ersten Messung waren bei der reinen Asche über 6 % des gesamten Ca-Vorrates in Lösung gegangen. Über 75 % der Gesamtfracht lösten sich bei der reinen Asche innerhalb der ersten beiden Messtermine. Bei den Pelletvarianten waren die Frachtenprozentage bei der Variante REIA 6/4 am höchsten. Trotz der hohen Gehalte an Ca lösten sich nur 1,64 % des Ca bei der Kalkvariante. Diese hatte somit die niedrigsten kumulierten Frachtenprozentage in dem 60-tägigen Beobachtungszeitraum. Waren zu Beginn des Versuches RIA 6/4 und RIA 4/6 statistisch gleich, so wies zum Ende die Variante RIA 4/6 niedrigere Löslichkeitsraten auf und war nun gleich mit der Variante RIA Poly. RIA 6/4 und REIA 6/4 hatten unter den Pelletvarianten die höchsten Werte. Zu Versuchsende bestand kein Unterschied zur Kalk-Asche-Variante.

Im Gegensatz zu K lagen die Frachten an Mg der Pelletvarianten über denen der Varianten Kalk, Kalk-Asche und Asche. Wie in Abbildung 7 aufgezeigt, war die Entwicklung der Frachtenprozentage bei der Asche im Vergleich zu Ca gegenläufig. Das geringste Frachtenprozent an gelöstem Mg besaß die Kalkvariante.

Trotz der sehr geringen K-Gehalte (Tabelle 7) im Kalk lösten sich über 37 % des darin enthaltenen Kaliums, so dass die zweithöchste Freisetzungsrage erreicht wurde. Die höchsten Frachtenprozentage hatte die Variante Kalk-Asche. Die Frachtenprozentage der Pelletvarianten lagen zwischen 18,51 (RIA Poly) und 26,44 (REIA 6/4).

Trotz der höchsten P-Gehalte war die Freisetzungsrage von $\text{PO}_4\text{-P}$ bei der Asche gering und zeigte keinen signifikanten Unterschied zu RIA Poly, RIA 4/6 und Kalk. Durch höhere Beimischung von organischer Substanz konnten die Frachtenprozentage bei RIA 6/4 und REIA 6/4 erhöht werden. Trotz der anfänglichen niedrigen Frachten bei der Kalk-Asche-Variante hatte diese Variante mit 7,71 % die höchsten Frachtenprozentage.

Die höchste freigesetzte Menge an Ca besaß die reine Asche, gefolgt von der Kalk-Asche-Variante. Mittlere freigesetzte Mengen ergaben sich bei den Varianten RIA 6/4, RIA 4/6

bzw. REIA 6/4. Bei den Varianten RIA Poly und Kalk waren die freigesetzten Mengen an Ca gering, wobei hier RIA Poly mit $3,11 \text{ mg g}^{-1}$ die geringste Freisetzung aufwies.

Bei Mg zeigten alle Varianten mit Ausnahme von RIA Poly und Kalk ähnliche Mengen. RIA Poly und Kalk zeigten erneut die geringsten Freisetzungsmengen. Trotz deutlich höherer Mg-Gehalte (Tabelle 7) im Kalk war hier die Freisetzungsmenge am geringsten.

Die freigesetzte Gesamtmenge an K war bei der reinen Asche mit $15,79 \text{ mg g}^{-1}$ am größten. Mittlere Mengen ergaben sich für die Pellet- bzw. Kalk-Asche-Varianten. Trotz der hohen Freisetzungsraten des reinen Kalkes war die Gesamtmenge an gelöstem K aufgrund der geringen K-Gehalte (Tabelle 7) sehr niedrig.

Ähnlich wie bei K löste sich beim reinen Kalk sehr wenig $\text{PO}_4\text{-P}$. Die übrigen Varianten zeigten vergleichbare Freisetzungsmengen. Durch die Oberflächenbehandlung wurde die freigesetzte Menge in etwa halbiert.



Die pH-Wertentwicklung bei Aschen hängt stark vom Feuchtigkeitsregime ab. Bei wechselfeuchten Bedingungen fällt der pH-Wert durch den Karbonatisierungseffekt schnell. Das Kalk-Asche-Gemisch verhielt sich bezüglich des pH-Wertes wie reine Asche. Die unbeschichteten Organo-Asche-Presslinge waren anfangs nur gering in Abhängigkeit der Ausgangsmaterialien und Massenanteilen über dem pH-Wert des reinen Kalkes. Am Ende näherten sich die pH-Wertniveaus an. Kalk-Aschen und Aschen besaßen die höchsten Freisetzungsraten an Ca und K. Die Pelletierungen zeigten erneut, dass die Nährelemente über einen längeren Zeitraum konstant und moderat abgegeben werden. Mit diesen Vorkenntnissen wurden Freilandversuchsflächen aufgebaut, um Auswirkungen der Ausbringung auf Sickerwasser, Boden und Fauna unter natürlichen Verhältnissen zu untersuchen.

Tabelle 8: Übersicht der berechneten kumulierten Frachtenprozente (kum%) und der gesamten freigesetzten Menge. Gleiche Buchstaben bedeuten keine signifikanten Unterschiede bei paarweisem Test mit Mann Whitney-U-Test ($p \leq 0,05$), hier nur berechnet für den ersten Messtag (schnelle Effekte), die Gesamtfracht (nach 60 Tagen) und die Gesamtmenge.

Variante	Element	Versuchsdauer [d]							Freigesetzte Gesamtmenge [mg g ⁻¹]
		1	4	8	15	22	29	60	
		Kumuliertes Frachtenprozent [kum%]							
	Ca								
RIA 6/4		0,38 ^b	0,75	1,02	1,49	1,98	2,34	4,41 ^c	5,24 ^{bc}
RIA Poly		0,11 ^a	0,29	0,50	0,84	1,11	1,35	2,78 ^b	3,11 ^a
RIA 4/6		0,35 ^b	0,59	0,79	1,15	1,52	1,87	3,32 ^b	6,42 ^{cd}
REIA 6/4		1,02 ^c	1,89	2,30	2,85	3,29	3,66	5,42 ^c	7,80 ^d
Kalk		0,10 ^a	0,17	0,29	0,44	0,68	0,85	1,64 ^a	3,93 ^{ab}
Kalk-Asche		2,62 ^d	2,84	2,99	3,25	3,50	3,72	4,69 ^c	11,98 ^e
Asche		6,55 ^e	6,83	7,02	7,36	7,66	7,92	9,07 ^d	26,91 ^f
	Mg								
RIA 6/4		0,28 ^d	0,68	1,06	2,05	3,27	4,40	11,22 ^e	2,01 ^c
RIA Poly		0,05 ^b	0,28	0,53	1,39	2,15	2,84	7,62 ^{cd}	1,35 ^b
RIA 4/6		0,04 ^b	0,15	0,28	0,83	1,71	2,87	8,41 ^{cd}	2,39 ^{cd}
REIA 6/4		0,24 ^d	0,61	0,96	1,88	3,05	4,34	10,57 ^{de}	2,42 ^{cd}
Kalk		0,11 ^c	0,18	0,24	0,32	0,41	0,47	0,74 ^a	0,89 ^a
Kalk-Asche		0 ^a	0,07	0,21	0,57	0,89	1,17	2,01 ^b	2,28 ^c
Asche		0 ^a	0,15	0,41	1,08	1,75	2,55	6,21 ^c	2,80 ^d
	K								
RIA 6/4		6,47 ^b	11,05	13,56	16,89	18,71	19,48	22,43 ^{ab}	5,18 ^c
RIA Poly		0,42 ^a	2,03	3,68	7,59	10,47	12,53	18,51 ^a	4,19 ^b
RIA 4/6		10,92 ^c	17,68	20,65	23,90	25,41	26,61	29,74 ^c	9,05 ^e
REIA 6/4		11,03 ^{cd}	16,20	18,13	20,12	21,36	22,57	26,44 ^{bc}	7,50 ^d
Kalk		5,42 ^b	8,14	10,20	13,77	17,63	22,20	37,21 ^{de}	0,30 ^a
Kalk-Asche		13,99 ^d	19,13	22,14	26,02	28,73	30,71	38,87 ^e	5,24 ^c
Asche		14,33 ^d	19,56	22,28	25,88	28,40	30,32	36,86 ^d	15,79 ^f
	PO₄-P								
RIA 6/4		0,30 ^c	0,76	1,09	1,53	1,84	2,01	2,87 ^b	0,15 ^c
RIA Poly		0 ^a	0,03	0,08	0,22	0,38	0,51	1,48 ^a	0,07 ^b
RIA 4/6		0,12 ^b	0,30	0,44	0,68	0,84	0,95	1,52 ^a	0,11 ^{bc}
REIA 6/4		0,32 ^c	0,89	1,28	1,74	2,02	2,28	3,62 ^b	0,24 ^{cd}
Kalk		0 ^a	0	0	0	0	0,80	0,80 ^a	0,002 ^a
Kalk-Asche		0 ^a	0,12	0,34	0,87	1,59	2,56	7,71 ^c	0,26 ^d
Asche		0,02 ^{ab}	0,04	0,09	0,19	0,36	0,58	1,80 ^a	0,17 ^c

3 Freilandversuche

3.1 Variantenversuch - Universitätswald bei Landshut

3.1.1 Geologie und Lage der Versuchsflächen

Um die Ergebnisse aus den Beregnungsversuchen im Freiland zu untersuchen, wurde ein Variantenversuch im Universitätswald der LMU aufgebaut. Die Abbildung 10 zeigt die räumliche Lage der forstlichen Versuchsflächen in der Nähe von Landshut.

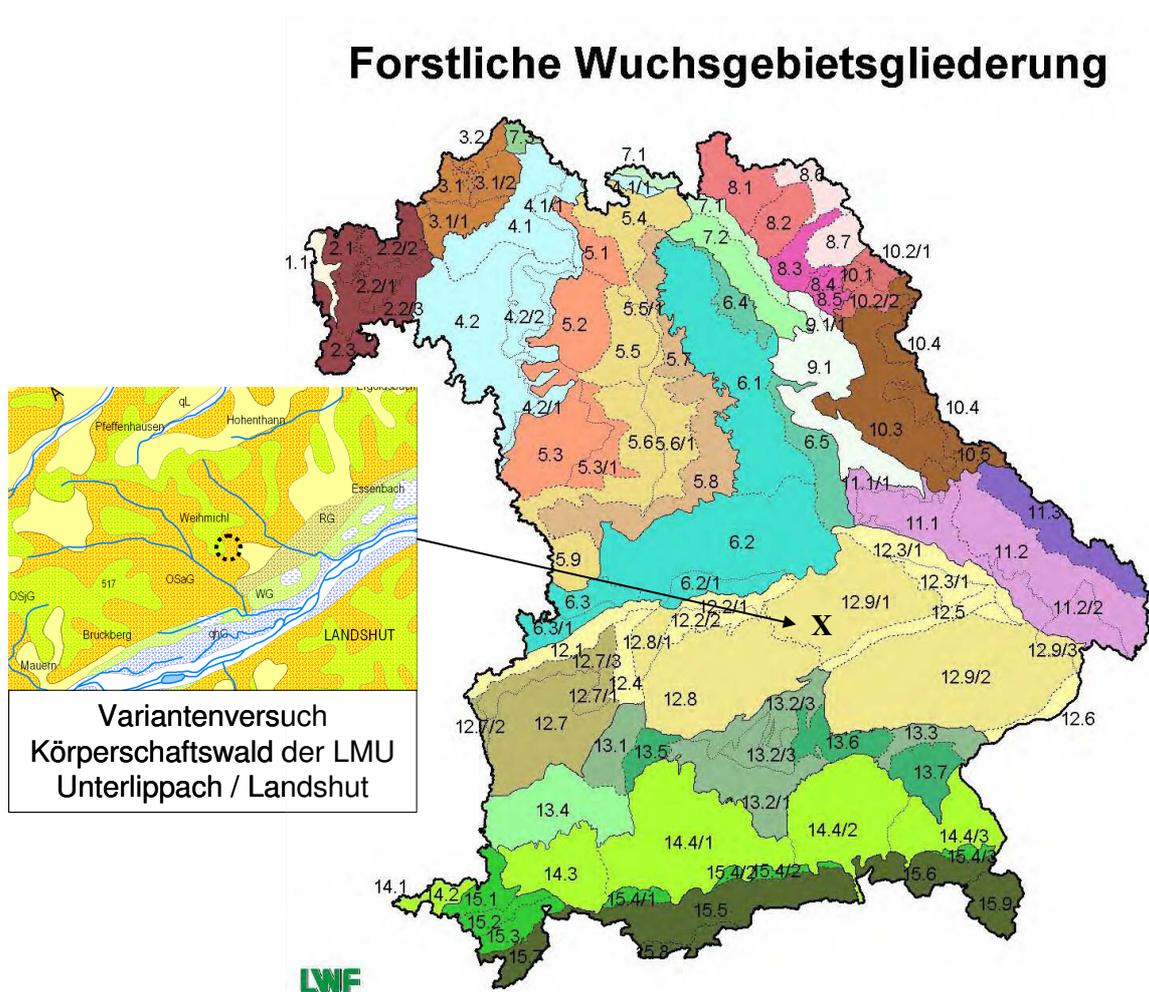


Abbildung 10: Lage der waldstandörtlichen Versuchsflächen (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT, 1998; KREUTZER und FOERST, 1978); [OSaG: Obere Süßwassermolasse, älterer Teil; OSjG: Obere Süßwassermolasse, jüngerer Teil]

Die Versuchsfläche des Variantenversuches bestand aus zwei Teilflächen. Beide Flächen befinden sich im Wuchsgebiet „Tertiäres Hügelland“ im Wuchsbezirk 12.9 „Niederbayerisches Tertiärhügelland“. Eine Versuchsfläche befand sich in der Abteilung Unterharttal (nachfolgend als „(nährstoff-) reiche Fläche“ bezeichnet) (Abbildung 11).

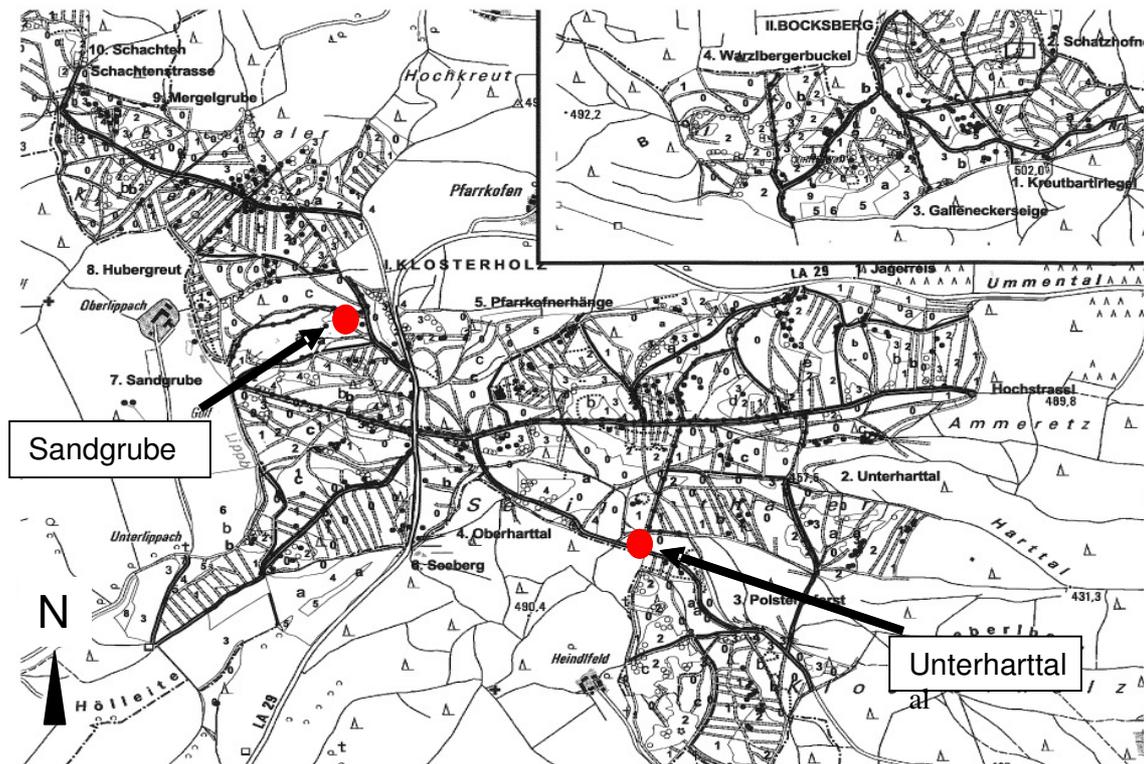


Abbildung 11: Lage der beiden Versuchsflächen im Körperschaftswald der Universität München bei Landshut (Ausschnitt aus der Forstbetriebskarte der Forstverwaltung der LMU)

Diese war ein 65-jähriger Fichtenbestand und lag bei ca. 490 m ü. N.N..

Abbildung 12 zeigt die BHD-Verteilung auf dieser Fläche. Der Bestand zeichnete sich dadurch aus, dass dieser ein relativ lichter Fichtenreinbestand war, aber im Gegensatz zu der anderen Versuchsfläche (Abbildung 13) stärkere Bäume stockten.

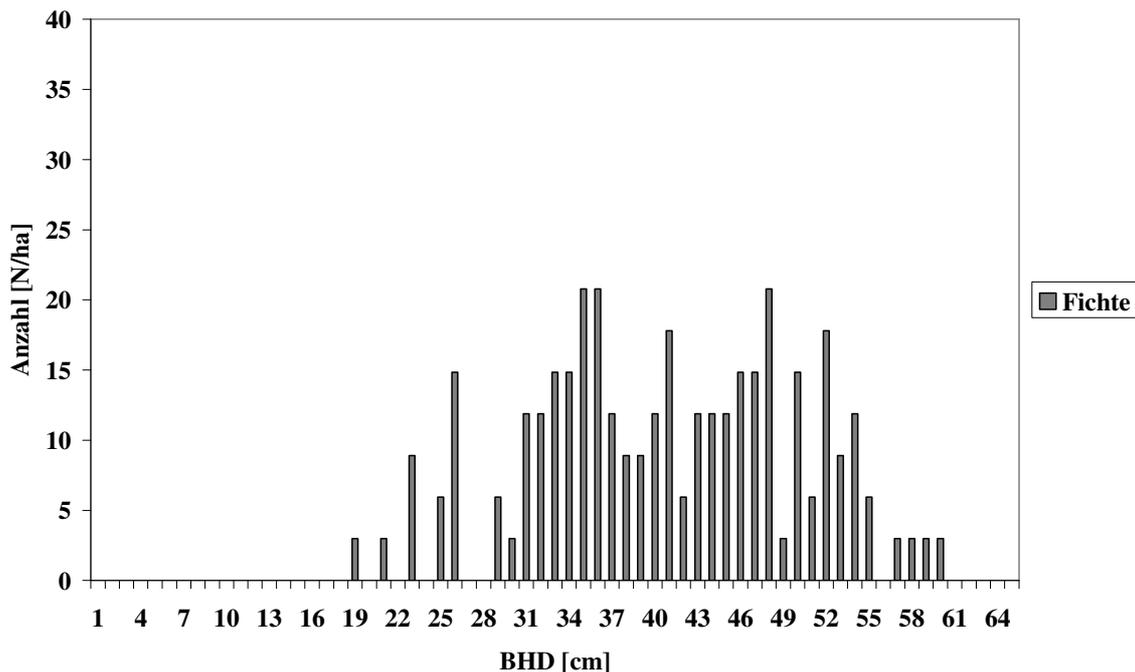


Abbildung 12: BHD-Verteilung auf der reichen Fläche des Variantenversuches

Das Ausgangsgestein für die Bodenbildung sind tertiäre Sedimente, Löss und Flugsande. Der daraus resultierende Bodentyp ist als eine (Para-) Braunerde anzusprechen. Dominierende Bodenart auf der Fläche im Unterharthtal ist frischer Schluff.

Die Baumschicht des Unterharthals ist dominiert von *Picea abies*. Einige wenige *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* und *Sorbus aucuparia* sind eingemischt.

In der Strauchschicht verjüngt sich aber auch *Quercus*. Sie wird jedoch von *Rubus fruticosus* und *Rubus idaeus* dominiert.

Die Krautschicht ist sehr vielgestaltig. *Impatiens parviflora*, *Oxalis acetosella*, *Dryopteris dilatata* oder *Mycelis muralis* sind nur einige Beispiele.

Die pnV (potentielle natürliche Vegetation) wurde hier aufgrund der Basen- und Stickstoffzeiger als Fraxino-Aceretum eingeschätzt.

Typisch für das tertiäre Hügelland ist, dass reiche und arme Standorte in unmittelbarer Nähe anzutreffen sind. Bei der anderen Versuchsfläche handelte sich um einen ca. 110-jährigen Kiefern-Fichten-Bestand mit Fichtennebenbestand und Altkiefern in der Abteilung Sandgrube (nachfolgend als „(nährstoff-) arme Fläche“ bezeichnet) (Abbildung 11).

Die Abbildung 13 zeigt die BHD-Verteilung auf der armen Fläche. Es wird ersichtlich, dass diese dichter steht und in der BHD-Verteilung schwächer ist, obwohl der Bestand deutlich älter als die reiche Fläche ist.

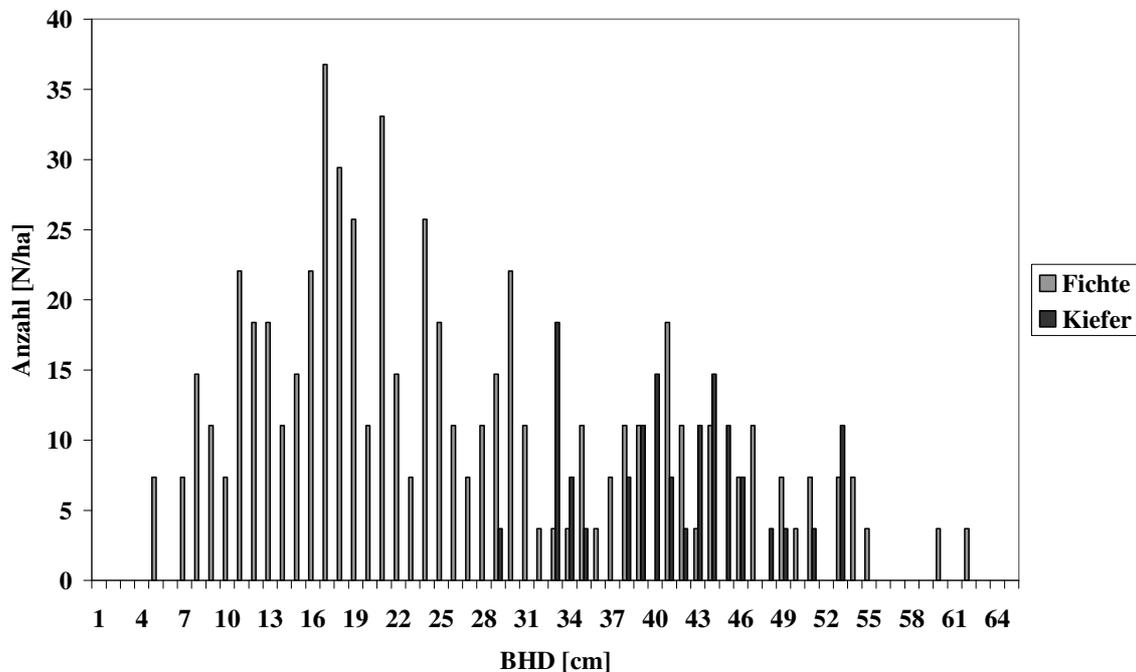


Abbildung 13: BHD-Verteilung auf der armen Fläche des Variantenversuches

Der Bodentyp entsprach auch einer (Para-) Braunerde mit Anzeichen von Podsolierung. Im Gegensatz zur reichen Fläche war die vorherrschende Bodenart mäßig frischer lehmiger Sand.

Die relativ arme Vegetation der armen Fläche besteht in der Baumschicht überwiegend aus *Picea abies* sowie *Pinus sylvestris* (in Form von Überhältern) und wenigen *Abies alba*. Große Teile der Krautschicht nehmen Moose oder *Vaccinium myrtillus* ein.

Die Strauchschicht fehlt komplett.

3.1.2 Material und Methoden

3.1.2.1 Varianten und Versuchsdesign

Wie in 3.1.1 beschrieben, wurden im Universitätswald zwei Versuchsflächen installiert, um die Auswirkungen der Ausbringungsvarianten auf einem gut und schlechten nährstoffversorgten Boden untersuchen zu können. Bei den Varianten handelte es sich um 4 pelletierte Varianten, eine Kalk- und eine Aschevariante sowie eine Mischung aus beiden (Tabelle 9). Bei der Asche handelte es sich wiederum um eine Feuerraumasche des Biomasseheizwerkes in Reit im Winkl.

Tabelle 9: Varianten, die im Variantenversuch ausgebracht wurden (*: diese Pellets wurden von Firma Kahl in Hamburg produziert (s. 2.3.1.1) und im Labor mit einer Oberflächenbehandlung versehen; **: diese Variante wurde von der Firma DüKa bereitgestellt; die restlichen gepressten Varianten produzierte die Firma Dettendorfer Wertstoff).

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form	Besonderheit
0-Variante	---	---	---	---
RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
RIA Poly*	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	PU-Beschichtung
RIA 4/6	Rinde, Feuerraumasche	40/60	gepresst	---
REIA 6/4	Reisig, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
Kalk**	kohlensaurer Mg-Kalk	100	gemahlen	---
Kalk-Asche	kohlensaurer Mg-Kalk, Feuerraumasche	70/30	gemahlen, homogenisiert	---
Asche	Feuerraumasche	100	unbehandelt, gesiebt	---

Auf den beiden Versuchsflächen wurden jeweils die 8 Varianten in fünffacher Wiederholung im Juni 2008 randomisiert ausgebracht. Die Ausbringung erfolgte händisch. Auf jeder Versuchsparzelle sind 1 Saugkerze (40 cm Bodentiefe; SPE20-50/5, PE/Nylon-Saugkerze, -800 hPa) und 4 Mikroaugwurzeln (in den Humus eingebaut; Rhizon Bodenfeuchte-Probenehmer, Typ SMS, -800 hPa) eingebaut worden.

3.1.2.2 Sickerwasseranalytik

Sickerwasserproben wurden monatlich gewonnen. Die Analytik wurde wie im Kapitel 2.1 beschrieben durchgeführt.

3.1.2.3 Boden- und Humusprobenanalytik

Im November 07 vor und 08 nach der Ausbringung erfolgten die Bodenprobenahmen. Dabei wurde der Humus mit einem 20*20 cm Stechzylinder, die Bodenstufe 0-5 cm mit einem 10*10 cm Stechzylinder, die Bodentiefe 5-20 cm und 20-40 cm jeweils mit einer 50 mm Rammkernsonde mit PVC-Kernhülse untersucht. Die Bodenproben wurden bei 45 °C getrocknet und durch ein 2 mm-Sieb gesiebt. Zur Bestimmung der Gehalte an C und N im Humus wurden Teilmengen gemahlen. Zur Ermittlung der Gesamtelementgehalte der Varianten und des Humuses an Ca, Fe, Mg, Mn, K, Cu, Na, P, Al und Zn erfolgte die Messung am ICP-Atomemissionsspektrometer. Dort erfolgte die Bestimmung der austauschbaren Kationen (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na).

Der pH-Wert der ungemahlene Bodenproben wurde in destilliertem Wasser mit einer Einstabglaselektrode bestimmt.

3.1.2.4 Schwierigkeiten bei der Ausführung des Variantenversuches

Wie in 3.1.2.1 beschrieben wurden zur Beprobung des Humusausflusses Mikroaugwurzeln verwendet. Diese wurden wegen ihrer geringen Beeinflussung des Humus beim Einbau, im Gegensatz zu herkömmlichen Gravitationslysimeter, favorisiert.

Da eine Mikroaugwurzel nicht genügend Wasser pro Messplatz gewinnen konnte, wurden vier Mikroaugwurzeln verbaut. Die Schlauchverbindungen bestanden zunächst aus vier Infusionsschläuchen der Firma Frohnhäuser. Diese Schlauchverbindungen hatten den Nachteil, dass das Totvolumen relativ hoch war und somit der angelegte Druck nicht ausreichte, um das Wasser zur Sammelflasche zu transportieren.

Anschließend wurde ein Schlauchsystem in Anlehnung an herkömmliche Saugkerzen verbaut. Das Totvolumen dieser Konstruktion konnte somit erheblich reduziert und Wasser gewonnen werden.

Das Hauptproblem mit dem Umgang der Mikroaugwurzeln liegt aber an der hohen Empfindlichkeit dieser Geräte. Winzige Bisse von Larven an einer Mikroaugwurzel reichten aus, um das komplette System zu deaktivieren (Abbildung 14).



Abbildung 14: Biss an einer Mikroaugwurzel

Zudem war in dem Beobachtungszeitraum die Mäusepopulation hoch. Zum Teil wurden sämtliche Einrichtungen, sowohl die der Mikroaugwurzeln als auch der Saugkerzen, beschädigt. Um den Verbiss an den Messinstrumenten reduzieren zu können, wurden Schlagfallen verwendet und Sitzstangen für Greifvögel erbaut. Ob diese Vorkehrungen für den Rückgang des Verbisses verantwortlich waren, kann nicht abschließend geklärt werden.

Weitere Probleme ergaben sich mit den Saugkerzen. Da auch Schwermetallanalytik angedacht war, wurde von denen am Fachgebiet üblich verwendeten Saugkerzen (Keramiksaugkerzen TYP SK 20) abgeraten, da diese als Absorber von Schwermetallen galten. Vielmehr wurden Nylonsaugkerzen (TYP SPE20-50/5) empfohlen. Diese sind bezüglich der Schwermetalle inert und geben diese sofort ab. Im Gegensatz zu den Keramikkerzen besitzen diese eine Plastikspitze und gewinnen das Wasser nur an der Mantelfläche (Abbildung 15). Das hatte zur Folge, dass bei Trockenheit oftmals die Saugkerzen „trocken“ liefen und kein Unterdruck angelegt werden konnte.



Abbildung 15: Schematischer Aufbau der verwendeten Saugkerzen
(links: Keramiksaugkerze, rechts: Nylonsaugkerze)
(Quelle: <http://www.ums-muc.de/produkte/saugkerzen/sk20.html>;
<http://www.ums-muc.de/produkte/saugkerzen/spe20.html>)

Unerklärlich war auch, obwohl nur in der Kerze Unterdruck angelegt wurde (bei älteren Modellen war in der kompletten Keramiksaugkerze incl. Schaft Unterdruck), dass der Schaft mit Wasser gefüllt war. Das Wasser stammte aber nicht aus Niederschlagswasser. Dies konnte im Labor nachgewiesen (Abbildung 16) werden.

Ebenso war die Durchflussrate der Nylonsaugkerzen gering. Diese haben zwar einen Lufteintrittspunkt bei 1000 hPa, aber die PE-Ummantelung nur einen Durchfluss bis 200 hPa (Internetseite www.ums-muc.de).



Abbildung 16: Nylonsaugkerzen, die mit Wasser im Schaft gefüllt waren

Neben den technischen Schwierigkeiten waren auch Schädigungen durch Mensch, wie z. B. Abschneiden der Schläuche, und Tier, wie z. B. Brechen von Wildschweinen auf einzelnen Teilflächen, zahlreich.

3.1.3 Ergebnisse

3.1.3.1 Nährelementgehalte und Ausbringungsmengen der Varianten

Die Tabelle 10 zeigt eine Übersicht der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten. Die Asche besaß signifikant die höchsten Gehalte an K, Ca, Fe, Al und Mn. Durch das Pelletieren mit organischer Substanz nahmen dementsprechend die Gehalte ab. Es gab keinen signifikanten Unterschied der Varianten RIA 6/4 und REIA 6/4 in den Gehalten an K, Ca und Mg, doch waren diese Gehalte in den REIA-Pellets stets höher.

Bei den Varianten Kalk bzw. Kalk-Asche waren die Gehalte an Mg am höchsten.

Die Ausbringungsmenge wurde einer Waldkalkung mit 3 t ha⁻¹ angeglichen. Als Bezugsэлеment wurde Ca gewählt.

Dementsprechend stiegen die Ausbringungsmengen pro Variante mit abnehmenden Ca-Gehalten (Tabelle 11).

Tabelle 10: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n= 3 bzw. 2*); --- Gehalt unter der Nachweisgrenze; hochgestellte Buchstaben geben signifikante Unterschiede bei Mittelwertvergleich nach ANOVA ($p \leq 0,05$).

Variante	Element [mg g^{-1}]					
	K		Ca		Mg	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
0-Variante	---	---	---	---	---	---
RIA 6/4	14,64 ^c	2,97	124,71 ^a	7,62	17,93 ^a	1,08
RIA Poly*	22,71 ^d	2,29	112,41 ^a	9,58	17,70 ^a	1,85
RIA 4/6	22,28 ^d	1,97	225,58 ^b	12,46	29,09 ^b	1,07
REIA 6/4	17,01 ^{cd}	1,80	158,24 ^a	16,06	20,89 ^{ab}	2,24
Kalk*	0,80 ^a	0,03	239,86 ^{bc}	1,90	120,57 ^d	0,83
Kalk-Asche	7,95 ^b	1,00	312,98 ^{cd}	22,77	101,73 ^d	9,33
Asche	42,15 ^e	2,08	454,43 ^d	15,87	51,09 ^c	2,84
Variante	S		Fe		Al	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	0-Variante	---	---	---	---	---
RIA 6/4	n.a	---	6,65 ^{abc}	2,97	5,53 ^{ab}	0,86
RIA Poly*	1,21	0,10	7,06 ^b	0,70	9,33 ^c	1,27
RIA 4/6	n.a	---	10,90 ^{bc}	3,74	7,96 ^{bc}	0,49
REIA 6/4	n.a	---	6,59 ^{ab}	0,78	6,28 ^{abc}	1,00
Kalk*	1,53	0,23	2,72 ^a	0,01	2,76 ^a	0,02
Kalk-Asche	n.a	---	3,87 ^a	0,51	3,33 ^a	0,39
Asche	n.a	---	12,21 ^c	1,06	14,48 ^d	0,53
Variante	Cu		Mn			
	MW	SD	MW	SD		
	0-Variante	---	---	---		
RIA 6/4	0,03 ^{ab}	<0,01	3,30 ^c	0,17		
RIA Poly*	0,04 ^b	<0,01	3,10 ^c	0,25		
RIA 4/6	0,06 ^b	<0,01	5,16 ^{bc}	0,37		
REIA 6/4	0,06 ^{abc}	0,04	3,80 ^{bc}	0,28		
Kalk	---	---	0,11 ^a	0,01		
Kalk-Asche	0,02 ^a	<0,01	2,16 ^c	0,23		
Asche	0,11 ^c	<0,01	10,04 ^d	0,32		

Tabelle 11: Äquivalente Bedarfsmengen zu einer Waldkalkung mit 3 t ha⁻¹ , berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) und den entsprechenden Einträgen pro Hektar.

Bedarfsmenge bei Annahme einer Kalkung mit 3 t ha⁻¹				
	(I)	(II)		
	[t ha⁻¹]	[kg Versuchsfläche⁻¹]		
0-Variante	---	---		
RIA 6/4	5,65	3,53		
RIA Poly	6,26	2,76		
RIA 4/6	3,12	1,95		
REIA 6/4	4,45	2,78		
Kalk	3	1,88		
Kalk-Asche	2,25	1,41		
Asche	1,55	0,97		

Eintrag [kg ha⁻¹]				
	K	Ca	Mg	Fe
0-Variante	---	---	---	---
RIA 6/4	82,65	704,13	101,24	37,55
RIA Poly	142,27	704,13	110,90	44,20
RIA 4/6	69,55	704,13	90,81	34,02
REIA 6/4	75,68	704,13	92,96	29,32
Kalk	2,39	704,13	361,70	8,15
Kalk-Asche	17,88	704,13	228,86	8,70
Asche	65,31	704,13	79,19	18,92

	Al	Cu	Mn
0-Variante	---	---	---
RIA 6/4	31,25	0,15	18,61
RIA Poly	25,46	0,24	19,44
RIA 4/6	24,85	0,18	16,12
REIA 6/4	27,96	0,27	16,90
Kalk*	8,28	---	0,34
Kalk-Asche	7,48	0,04	4,85
Asche	22,44	0,17	15,56

3.1.3.2 Sickerwasseruntersuchungen des Variantenversuches

In den Abbildungen 17 bis 20 sind die Sickerwasserkonzentrationen der verschiedenen Ionen und Elemente der beiden Versuchsflächen dargestellt. Die absoluten Zahlen befinden sich im Anhang. Die Vorzeichen geben signifikante Abweichungen der verschiedenen Varianten im Vergleich zur Kontrolle zum jeweiligen Messtermin (+/-: $p \leq 0,05$; +/+--: $p \leq 0,01$; +/+/-/: $p \leq 0,001$). Die statistische Auswertung erfolgte wie in Kapitel 2.4.1.2 beschrieben.

In der Regel weist die reiche Fläche höhere Konzentrationen an Ca und Mg sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden auf (Abbildung 17) auf. Auffallend sind die hohen Konzentrationen an Ca im Mineralboden der reichen Fläche bereits vor der Ausbringung. Zudem konnten im Gegensatz zur armen Fläche zum Ende des Versuches bei allen Varianten mit Ausnahme der Kalkvariante signifikant geringere Konzentrationen an Ca in der Humusschicht beobachtet werden.

Im Mineralboden führte die Ausbringung von RIA 6/4 und Kalk auf der reichen Fläche zu erhöhten Konzentrationen an Ca. Auf der armen Fläche ließ sich diese Erhöhung nur bei RIA Poly und Kalk nachweisen.

Deutlichere Veränderungen ergaben sich bei den Konzentrationen an Mg im Sickerwasser in beiden Messtiefen auf beiden Flächen.

Die stärksten Veränderungen wurden jeweils im 2. Quartal 2009 gemessen. Auf beiden Flächen hatte die Kalkvariante die höchsten Mg-Konzentrationen in der Humusauflage. Diese Konzentrationen unterschieden sich höchst signifikant von der Kontrolle. Es zeigte sich zudem eine stetig ansteigende Magnesiumkonzentration im Humus bei der Kalkvariante auf beiden Versuchsflächen.

Erstaunlich war, dass sich die unterschiedlichen Varianten auf die Mg-Konzentrationen der beiden Versuchsflächen unterschiedlich verhielten. Zum Ende des Versuches bewirkten alle Varianten mit Ausnahme von RIA 4/6 und REIA 6/4 eine noch sehr bis höchst signifikanten Anstieg der Mg-Konzentration im Humusausfluss der armen Fläche. Auf der reichen Fläche waren dort nur noch Unterschiede bei den Varianten Kalk und RIA 4/6 erkennbar.

Die Varianten RIA 6/4 und RIA Poly hatten im Gegensatz zur armen Fläche auf der reichen Fläche keine Auswirkungen.

Bewirkten die Varianten RIA Poly, RIA 4/6, Kalk, Kalk-Asche und Asche erhöhte Mg-Konzentrationen im Sickerwasser der Saugkerzen auf der armen Fläche, kam es nur auf der reichen Fläche bei der Variante RIA 6/4 zu einer Erhöhung.

Zudem konnte festgestellt werden, dass es mit Ausnahme von RIA Poly auf der armen Fläche und RIA 6/4 auf der reichen nur kurzzeitig zu Veränderungen kam.

Wie in den beiden Laborversuchen aufgezeigt, löst sich Kalium in den Pellet- und Aschevarianten leicht. Dieser Trend konnte auch bei diesen Sickerwasseruntersuchungen bei den Mikroaugwurzeln beider Flächen und den Saugkerzen der armen Fläche beobachtet werden (Abbildung 18).

Die Kaliumkonzentration ist im Mineralboden auf der armen Fläche höher. Zwar stieg auch die K-Konzentration der Kontrolle im Humus nach der Ausbringung, doch waren die Anstiege der Konzentrationen bei den anderen Varianten deutlicher.

Im 2. Quartal 09 waren diese Änderungen mit Ausnahmen der Kalk-Varianten signifikant bis höchst signifikant. Nur die Variante Kalk-Asche hatte zu diesem Zeitpunkt und später noch die Kalkvariante in der Humusschicht auf der armen Fläche signifikant geringere Konzentrationen.

Auf allen Untersuchungsflächen findet man Nitrat in unterschiedlich hohen Konzentrationen. Teilweise wird auf der reichen Fläche bereits vor der Ausbringung die Nitratkonzentration des gesetzlich vorgeschriebenen Trinkwassergrenzwertes (50 mg l^{-1}) überschritten. Besonders ersichtlich wird dies bei der Kalkvariante auf der reichen Fläche. Bis auf die Variante RIA Poly auf der armen Fläche, die zu einer signifikanten Erhöhung der Nitratkonzentrationen in beiden Messtiefen nach der Ausbringung führt, ist kein eindeutiger Trend erkennbar. Dies deutet auf die kleinstandörtliche Heterogenität der biologischen Aktivität und des Stoffhaushaltes hin.

Die DOC-Konzentrationen sind im Humus der reichen Fläche höher als auf der armen Fläche. Im Gegensatz dazu besitzt der Mineralboden der armen Fläche höhere Konzentrationen. Am Ende des Beobachtungszeitraumes konnten mit Ausnahme der Kalkvarianten und RIA 6/4 höhere DOC-Konzentrationen in der Humusaufgabe der armen Fläche beobachtet werden. Im Mineralboden beider Flächen konnten bis auf die Kalk-Asche-Varianten keine signifikanten Änderungen festgestellt werden.

Bei den Sulfatwerten fällt auf, dass diese nach der Ausbringung auf beiden Flächen und Messtiefen niedrig sind. Kleinstandörtliche Unterschiede ergaben sich bei den Varianten Kalk-Asche, RIA 4/6 und RIA Poly zu Beginn des Versuches im Mineralboden. Ansonsten zeigte sich, dass die Variante RIA Poly auf der armen Fläche zu signifikant höheren

Sulfatwerten führte. Auch zeigten die Kalkvarianten beider Flächen im 2. Quartal in der Humusaufgabe signifikante Unterschiede.

Bei Mangan findet man höhere Konzentrationen in der Humusaufgabe der reichen Fläche, aber geringe Konzentrationen im Mineralboden.

Die Varianten Asche, Kalk-Asche und Kalk führten auf beiden Flächen zum Ende des Versuches im Humus zu einer Abnahme der Mangankonzentrationen.

Im Gegensatz zur armen Fläche hatten alle anderen Varianten ähnliche Auswirkungen auf der reichen Fläche.

Anders verhielt sich dies im Mineralboden. Dort hatten die Varianten RIA 6/4, RIA Poly, Kalk und Kalk-Asche Einfluss auf die Zunahme der Mangankonzentration auf der armen Fläche.

Als einzige signifikante Änderung der Mangankonzentration konnte die Aschevariante im Mineralboden der reichen Fläche festgestellt werden.

Nach der Ausbringung kam es zu einem deutlichen Anstieg des pH-Wertes in der Humusschicht der reichen Fläche bei den Varianten Asche, Kalk-Asche und Kalk.

Änderungen zeigten sich auch bei den beiden Pelletvarianten REIA 6/4 und RIA Poly.

Auf der armen Fläche waren in der Humusschicht keine signifikanten Änderungen nach der Ausbringung eingetreten.

Im Mineralboden waren fast keine Effekte auf den pH-Wert zu beobachten. Die Werte schwankten vor der Ausbringung in gleicher Größenordnung wie nach der Ausbringung.

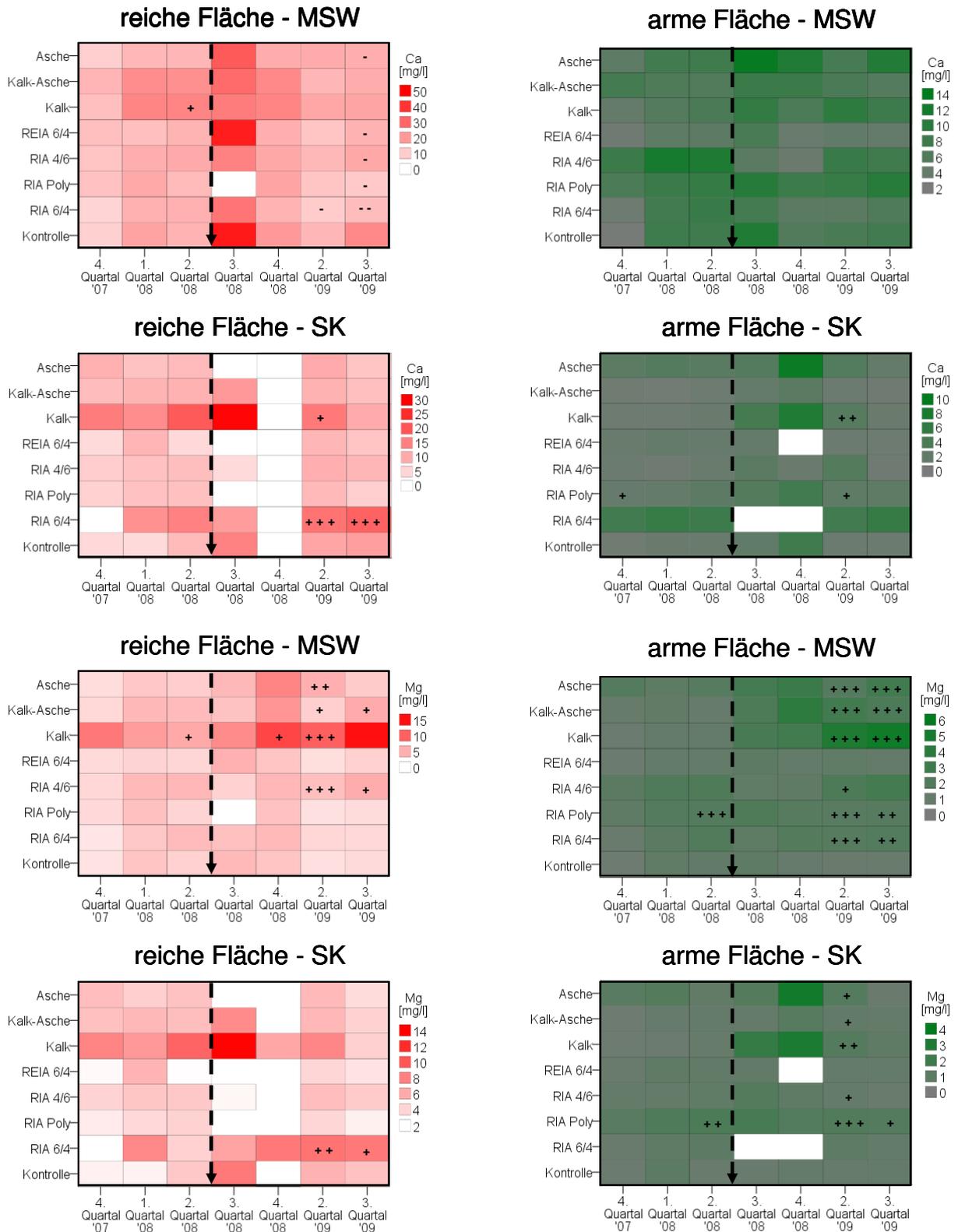


Abbildung 17: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen an Ca und Mg der Varianten, jeweils dargestellt in der Humusauflage (MSW) und in 40 cm Tiefe (SK). Der gestrichelte Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Ausbringung. Die Vorzeichen geben signifikante Unterschiede der Varianten zur Kontrolle zum entsprechenden Beprobungszeitpunkt (+/-: $p \leq 0,05$; ++/--: $p \leq 0,01$; +++/---: $p \leq 0,001$).

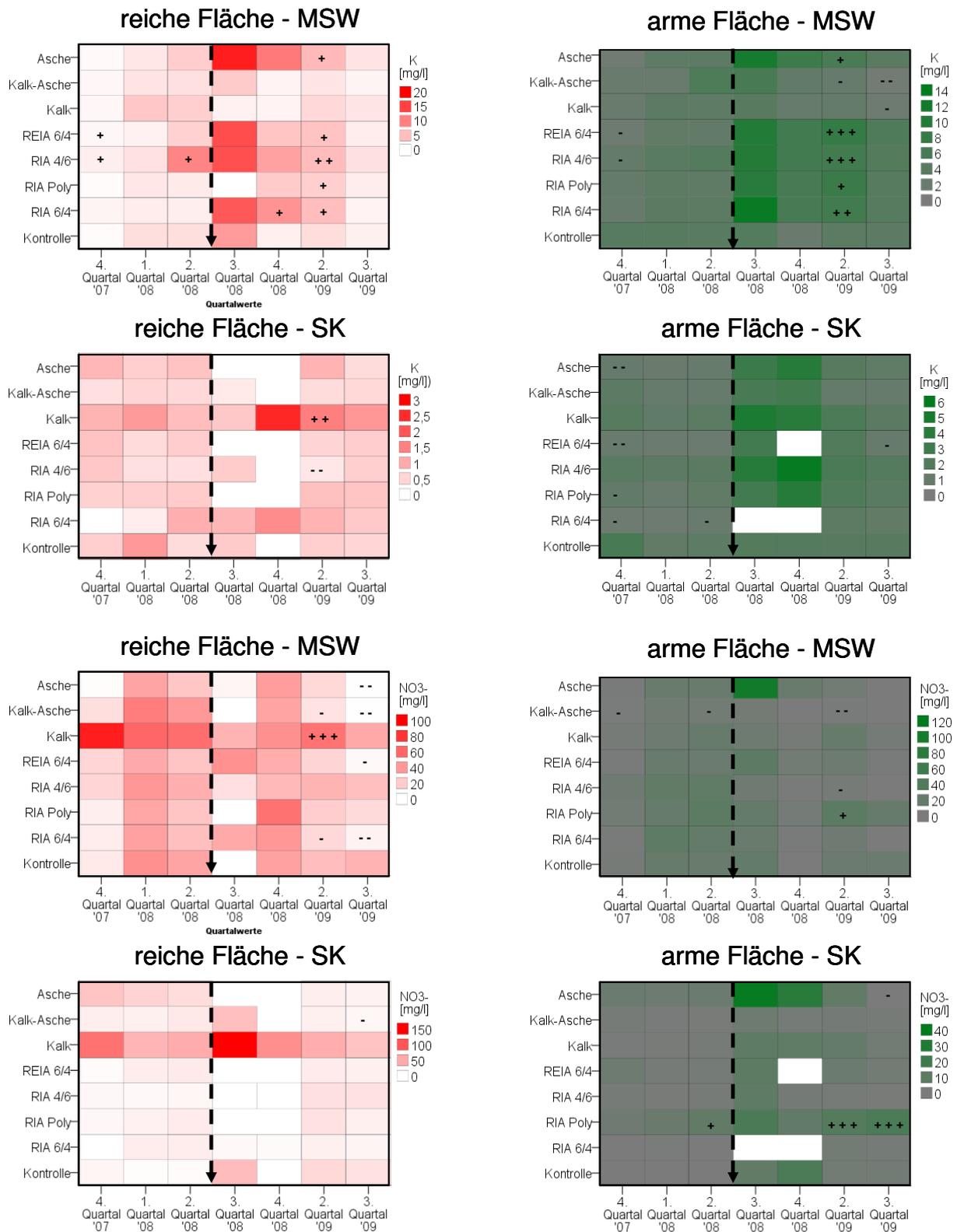


Abbildung 18: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen an K und NO₃⁻ der Varianten, jeweils dargestellt in der Humusauflage (MSW) und in 40 cm Tiefe (SK). Der gestrichelte Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Ausbringung. Die Vorzeichen geben signifikante Unterschiede der Varianten zur Kontrolle zum entsprechenden Beprobungszeitpunkt (+/-: p ≤ 0,05; ++/--: p ≤ 0,01; +++/---: p ≤ 0,001).

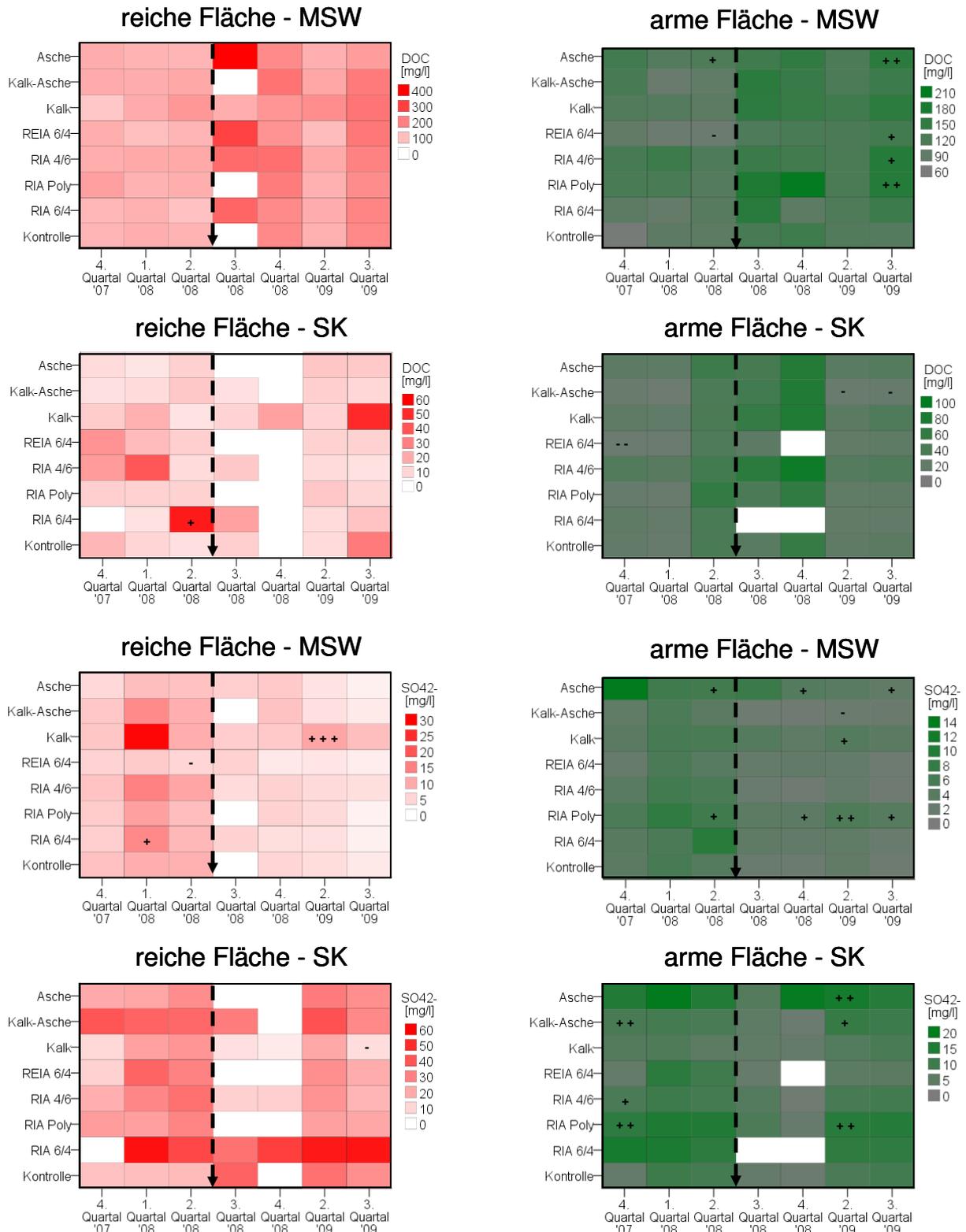


Abbildung 19: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen an DOC und SO₄²⁻ der Varianten, jeweils dargestellt in der Humusauflage (MSW) und in 40 cm Tiefe (SK). Der gestrichelte Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Ausbringung. Die Vorzeichen geben signifikante Unterschiede der Varianten zur Kontrolle zum entsprechenden Beprobungszeitpunkt (+/-: p ≤ 0,05; ++/--: p ≤ 0,01; +++/---: p ≤ 0,001).

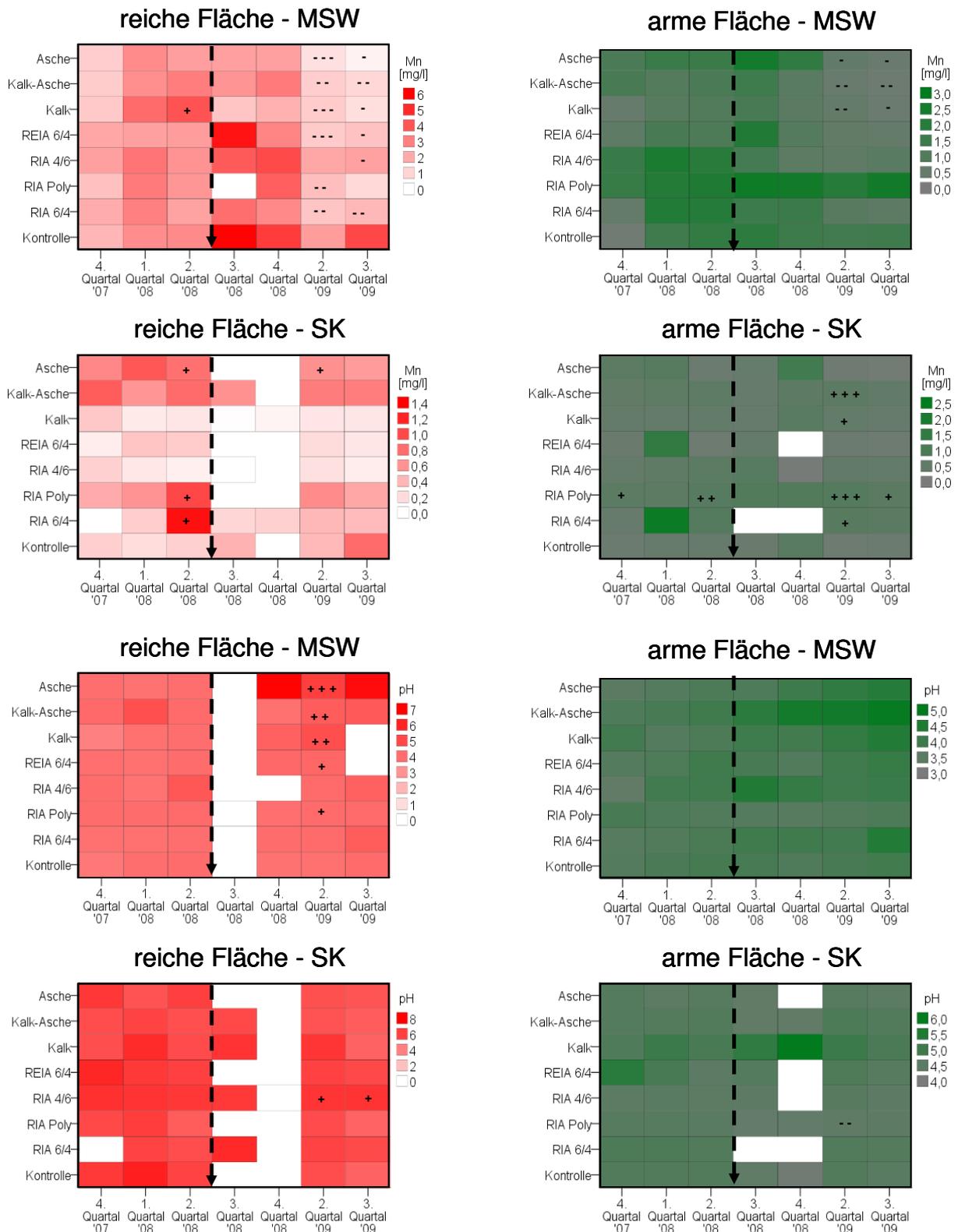


Abbildung 20: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen an Mn und pH der Varianten, jeweils dargestellt in der Humusauflage (MSW) und in 40 cm Tiefe (SK). Der gestrichelte Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Ausbringung. Die Vorzeichen geben signifikante Unterschiede der Varianten zur Kontrolle zum entsprechenden Beprobungszeitpunkt (+/-: $p \leq 0,05$; ++/--: $p \leq 0,01$; +++/---: $p \leq 0,001$).

3.1.3.3 Auf die Kontrollfläche normierten Sickerwasseruntersuchungen des Variantenversuches

Basierend auf den Ergebnissen der Sickerwasseruntersuchungen (Abbildungen 17 – 20) sind in den Abbildungen 21 bis 25 die auf die Kontrollflächen normierten Sickerwasserkonzentrationsverläufe dargestellt. Die Verläufe stellen die Substraktion aus den Mittelwerten der einzelnen Messterminen der unterschiedlichen Varianten und den Mittelwerte der Kontrollflächen dar. In die Berechnungen sind nur Messungen eingegangen, an denen Werte bei der Kontrollfläche vorlagen und eine Mittelwertbildung möglich war (somit blieben Werte in Klammern der Tabellen auf den Seiten 149 bis 160 unberücksichtigt). Daher sind Abweichungen in den Abbildungen 21 bis 24 und den Abbildungen 17 bis 20 möglich.

Nach der Ausbringung (3. Quartal 2008) sanken die Ca-Konzentrationen im Sickerwasser der Mikroaugwurzeln bei den Varianten, bei denen die Mittelwertbildung möglich war, zunächst (Abbildung 21). Ausnahme war hier die reine Asche auf der armen Fläche. Auf der reichen Fläche waren die Schwankungen zwischen den Varianten nur gering und verliefen in dem Untersuchungszeitraum ähnlich. Im 4. Quartal 2008 und 2. Quartal 2009 lagen die Varianten Kalk und Kalk-Asche auf reichen Flächen über dem Niveau der Kontrolle, jedoch hatten diese auch bereits im Vorlauf die höchsten Ca-Konzentrationen. Am Ende des Versuches waren die Konzentrationen niedriger als zu Versuchsbeginn. Auf der armen Fläche waren bei den Mikroaugwurzeln zunächst alle Ca-Konzentrationen höher als auf der Kontrollfläche. Zum Ende des Versuches sanken die Konzentrationen der Varianten RIA 6/4, RIA Poly und Kalk-Asche. In 40 cm Bodentiefe konnten keine starken Änderungen in Folge der Ausbringung festgestellt werden.

Bei den Mg-Konzentrationen konnten deutliche Änderungen der Ausbringung bei den Varianten Kalk, Kalk-Asche und Asche mit einem Konzentrationsanstieg im Humusausfluss beobachtet werden (Abbildung 21). Auf der armen Fläche waren die Effekte dieser Varianten bereits einem Messtermin (3. Quartal 2008) nach der Ausbringung feststellbar. Auf der reichen Fläche waren diese erst vor allem im 4. Quartal 2008 nachweisbar. Bis zum Ende des Versuches nahmen die Konzentrationen der Kalkvarianten stetig zu. Die restlichen pelletierten Varianten hatten nur sehr geringe Auswirkungen auf die Mg-Konzentrationen. Bei RIA 4/6 wurden die Anfangskonzentrationen überschritten. Im Sickerwasser in 40 cm Bodentiefe konnte zumindest kurz nach der Ausbringung ein leichter Anstieg der Konzentrationen bei den

Varianten Kalk, RIA Poly, REIA 6/4 und Asche beobachtet werden. Am Ende waren alle Konzentrationen auf ähnlich niedrigem Niveau.

Sehr deutliche Änderungen ergaben sich direkt nach der Ausbringung bei den K-Konzentrationen (Abbildung 22). Waren auf der armen Fläche alle Varianten unterhalb des Niveaus der Kontrolle so kam es in Folge der Ausbringung mit Ausnahme von Kalk und Kalk-Asche zu einer starken Erhöhung der K-Konzentrationen im Humusausfluss. Den kurzzeitig stärksten Konzentrationsanstieg hatte die Variante RIA 6/4, gefolgt von der reinen Asche. Diese bewirkte auf der reichen Fläche die größten Konzentrationsanstieg. Anschließend fielen die Konzentrationen auf beiden Versuchsflächen wieder. Am Ende lagen alle Varianten in Bereich der Kontrolle. Dieser zeitliche Gang konnte auch in 40 cm Bodentiefe beobachtet werden, wobei die deutlichsten Änderungen hier bei der Kalkvariante stattfanden.

Bei den Mn-Konzentrationen zeigte sich, dass es auf der reichen Fläche in den Mikroaugwurzeln kurz nach der Ausbringung zu einem Konzentrationsabfall kam (Abbildung 22). Anschließend stiegen diese in den darauffolgenden zwei Quartalsmessungen. Zum Ende des Versuches waren alle Konzentrationen deutlich unter dem Niveau der Kontrollfläche. Auf der armen Fläche bewirkte die Gabe der Variante nur geringe Auswirkungen. Nach der Ausbringung sorgten die Varianten Asche und REIA 6/4 für einen Konzentrationsanstieg. Anschließend sanken alle Konzentrationen, die zu Versuchsbeginn über dem Niveau der Kontrolle lagen, mit Ausnahme der RIA Poly-Variante, unter diesem Niveau. Auf das hohe Mn-Niveau der Variante RIA-Poly hatte die Gabe nur sehr geringe Auswirkungen. Im Sickerwasser des Mineralbodens waren auch aufgrund der Datengrundlage keine eindeutigen Effekte beobachtbar.

Die Ausbringung führte auf der armen Fläche im Humusausfluss mit Ausnahme von RIA Poly zu einer mehr oder weniger starken pH-Werterhöhung (Abbildung 23). Direkt nach der Ausbringung hatten die Varianten RIA 4/6 und Kalk-Asche den größten Einfluss. Mit einer zeitlichen Verzögerungen verliefen der pH-Wertverläufe von Kalk und Asche gleich. Der pH-Wertverlauf der pelletierten Varianten lag i.d.R. unterhalb dem Verlauf der unpelletierten Varianten. Kalk führte auch im Sickerwasser des Mineralbodens zumindest kurzfristig zu einer deutlichen pH-Werterhöhung. Am Ende des Untersuchungszeitraumes lagen die pH-Werte in 40 cm Bodentiefe auf ähnlichem Niveau wie zu Beginn des Versuches.

Bei den DOC-Konzentrationen kann davon ausgegangen werden, dass die zeitlichen Schwankungen systemimmanente Ursachen unterliegen (Abbildung 23). Wären die

Schwankungen auf die Ausbringung zurückzuführen, müssten die Varianten zu Beginn deutlich näher zusammenliegen.

Bezüglich der NO_3^- - und den SO_4^{2-} - Konzentrationen konnten keine eindeutigen Trends, die auf die Ausbringung schließen lassen, festgestellt werden (Abbildung 24).

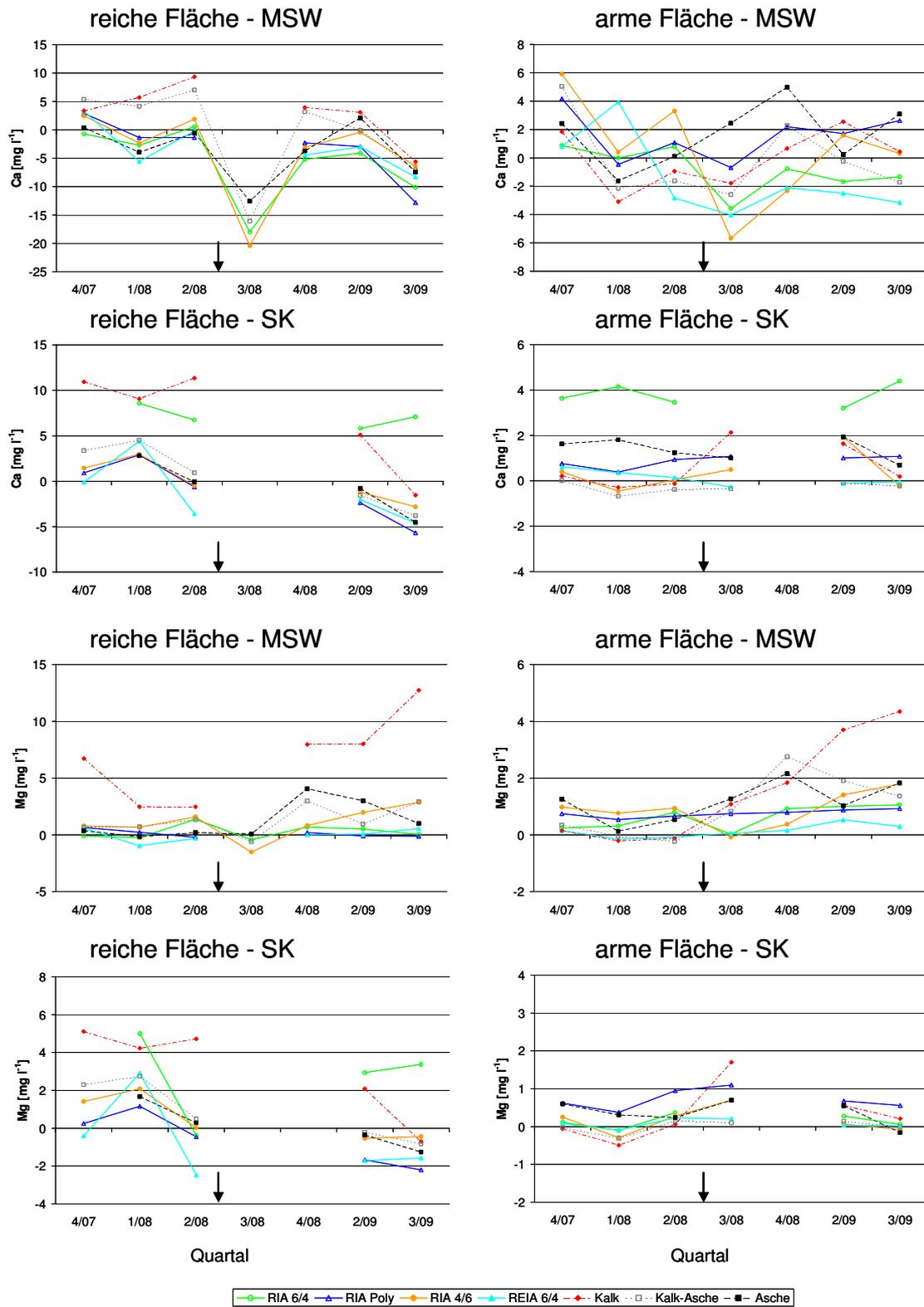


Abbildung 21: Auf die Kontrollfläche normierten Verläufe der Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Varianten an Ca und Mg in mg l⁻¹ in den Mikroaugwurzeln (MSW) und den Saugkerzen (SK) auf der reichen und armen Fläche. Der Pfeil gibt den Ausbringungszeitpunkt an.

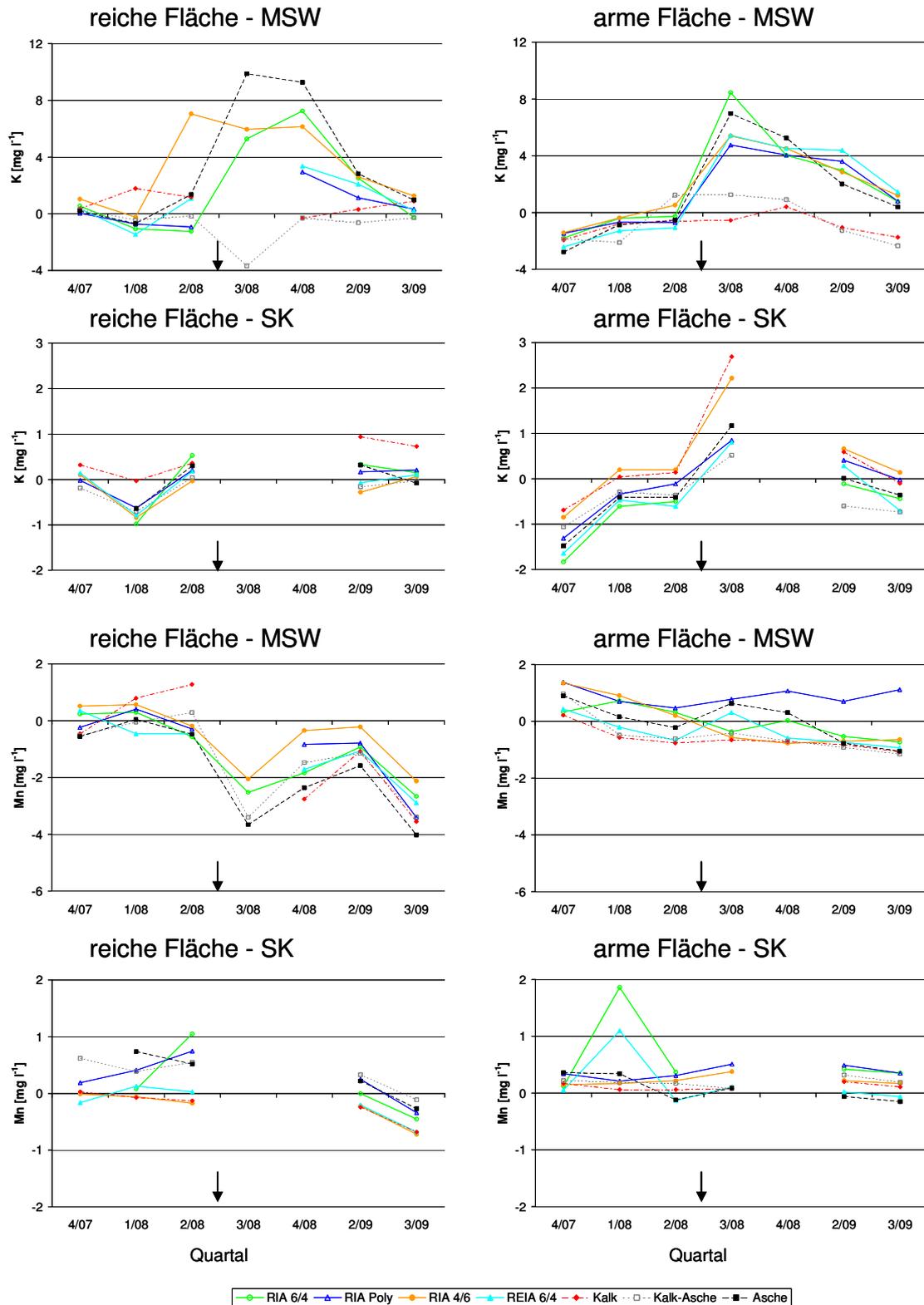


Abbildung 22: Auf die Kontrollfläche normierten Verläufe der Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Varianten an K und Mn in mg l⁻¹ in den Mikroaugurzeln (MSW) und den Saugkerzen (SK) auf der reichen und armen Fläche. Der Pfeil gibt den Ausbringungszeitpunkt an.

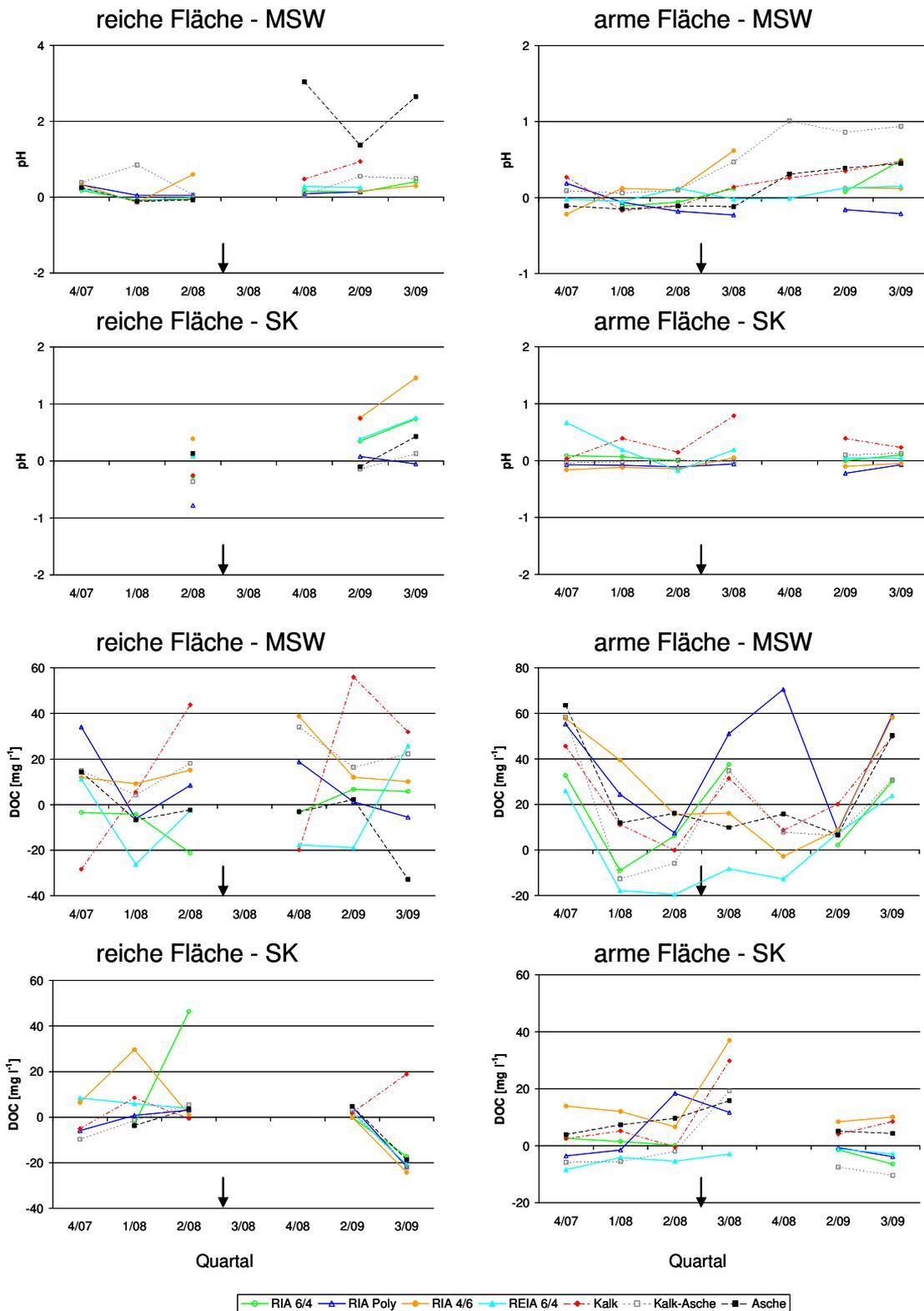


Abbildung 23: Auf die Kontrollfläche normierten Verläufe der Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Varianten an pH und DOC in mg l^{-1} in den Mikrosaugwurzeln (MSW) und den Saugkerzen (SK) auf der reichen und armen Fläche. Der Pfeil gibt den Ausbringungszeitpunkt an.

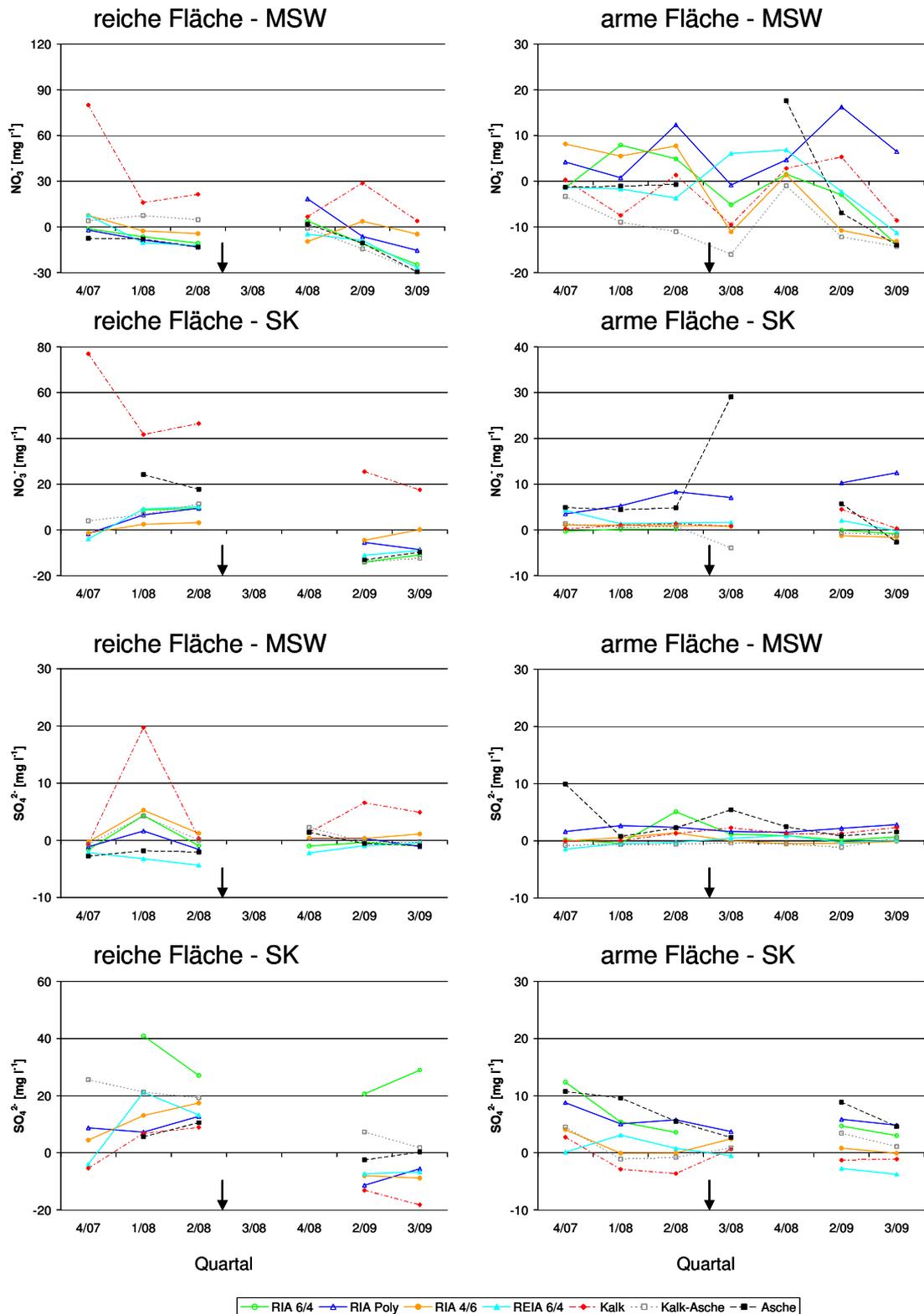


Abbildung 24: Auf die Kontrollfläche normierten Verläufe der Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Varianten an NO_3^- und SO_4^{2-} in mg l^{-1} in den Mikrosaugwurzeln (MSW) und den Saugkerzen (SK) auf der reichen und armen Fläche. Der Pfeil gibt den Ausbringungszeitpunkt an.

3.1.3.4 Bodenchemische Untersuchungen des Variantenversuches

3.1.3.4.1 Kationenaustauschkapazität

Da sich die beiden Flächen bezüglich ihrer bodenchemischen Veränderungen nach der Ausbringung der verschiedenen Varianten ähnlich waren, wird im Folgenden exemplarisch nur auf die reiche Fläche eingegangen. Die vollständigen Abbildungen befinden sich im Anhang.

In den Abbildungen 25 bis 28 sind die Auswirkungen der Ausbringung auf die Kationenaustauschkapazität auf der reichen Fläche dargestellt.

Wie zu erwarten war, zeigten sich die Effekte der Ausbringung vor allem in der Humusaufgabe und dem oberen Mineralboden (0-5 cm).

Nach der Ausbringung stiegen die austauschbaren Gehalte an Calcium. Dabei stiegen die Ca-Gehalte der gemahlten Varianten und bei RIA 4/6 mit dem höheren Aschegehalt deutlicher als bei den restlichen pelletierten Varianten.

Bei den austauschbaren Gehalten an Magnesium konnte beobachtet werden, dass die Gabe der Variante REIA 6/4 geringen Einfluss auf den austauschbaren Mg-Gehalt hatte. Bei den restlichen Varianten ergaben sich deutlichere Veränderungen. Bei den Varianten Kalk, Kalk-Asche und RIA 4/6 stiegen die Mg-Gehalte auffallend. Diese Veränderung war bei diesen Varianten sehr signifikant. Bei RIA 4/6 war dieser Unterschied auch noch in dem oberen Mineralboden nachweisbar.

Auch bei dem austauschbaren Gehalt an Kalium im Humus führte die Ausbringung mit Ausnahme von REIA 6/4, Kalk und Kalk-Asche zu einer Erhöhung. Die Varianten RIA Poly und RIA 4/6 hatten dabei die stärksten Veränderungen.

Die zum Teil auftretenden Veränderungen in den tieferen Bodenstufen sind eher auf standörtliche Bedingungen als auf Effekte der Ausbringung zurückzuführen, da sich auch bei der Kontrollvariante signifikante Änderungen ergaben.

Ähnliches zeigte sich bei auch Mn, Na und Fe.

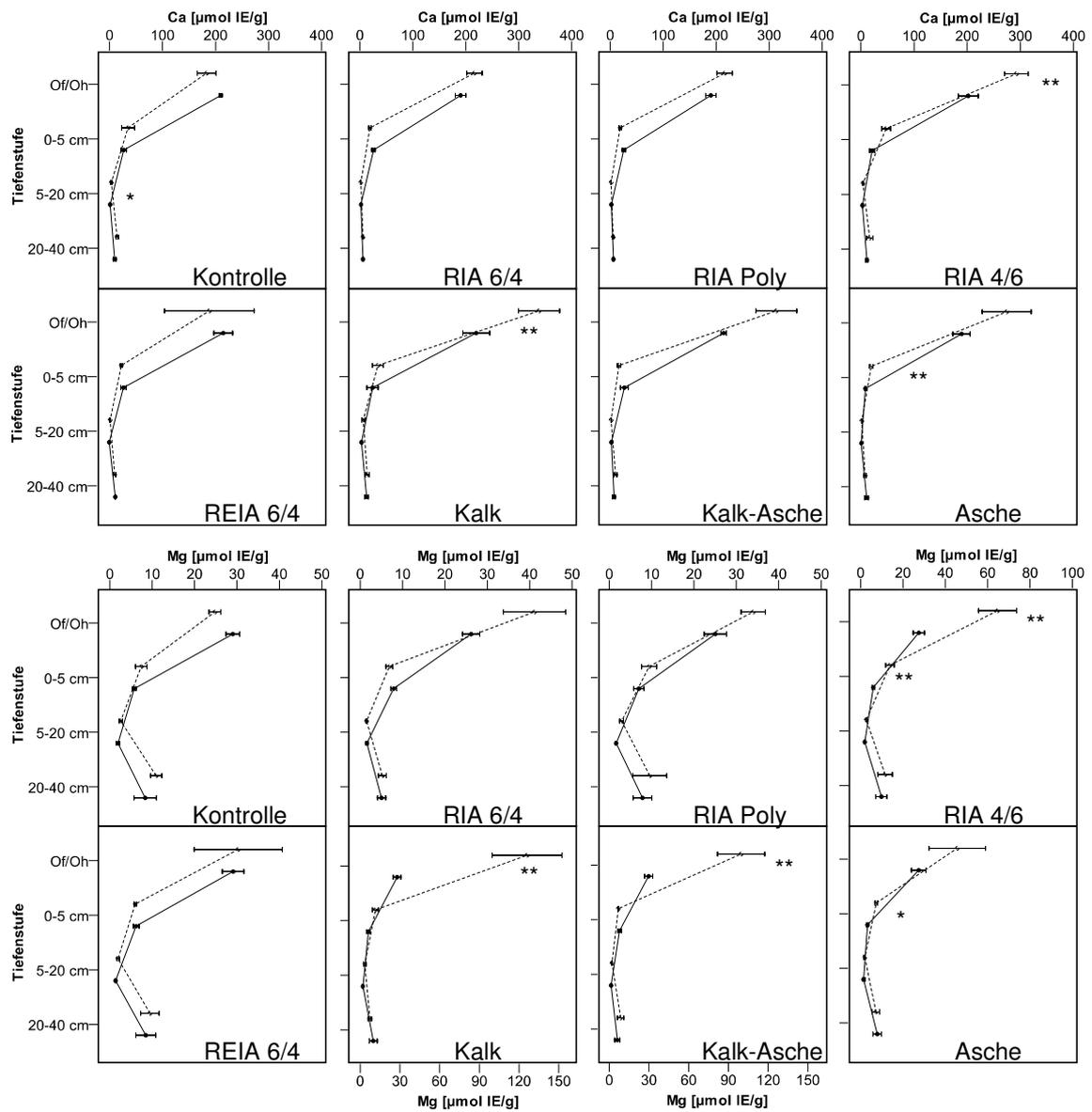


Abbildung 25: Veränderung der austauschbaren Gehalte an Ca und Mg auf der reichen Fläche in Abhängigkeit der Varianten, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (*: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,001$).**

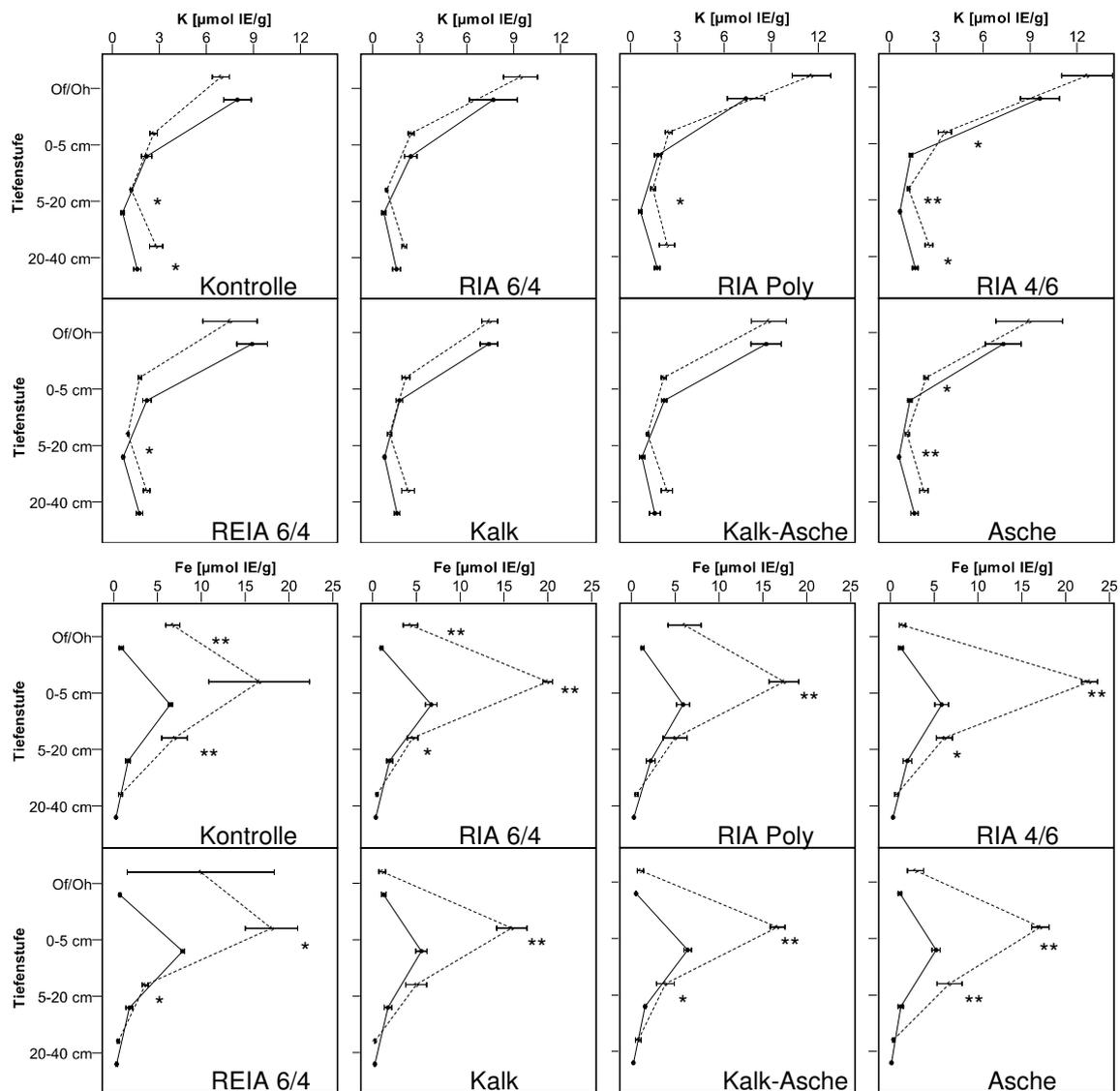


Abbildung 26: Veränderung der austauschbaren Gehalte an K und Fe auf der reichen Fläche in Abhängigkeit der Varianten, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (*: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,001$).**

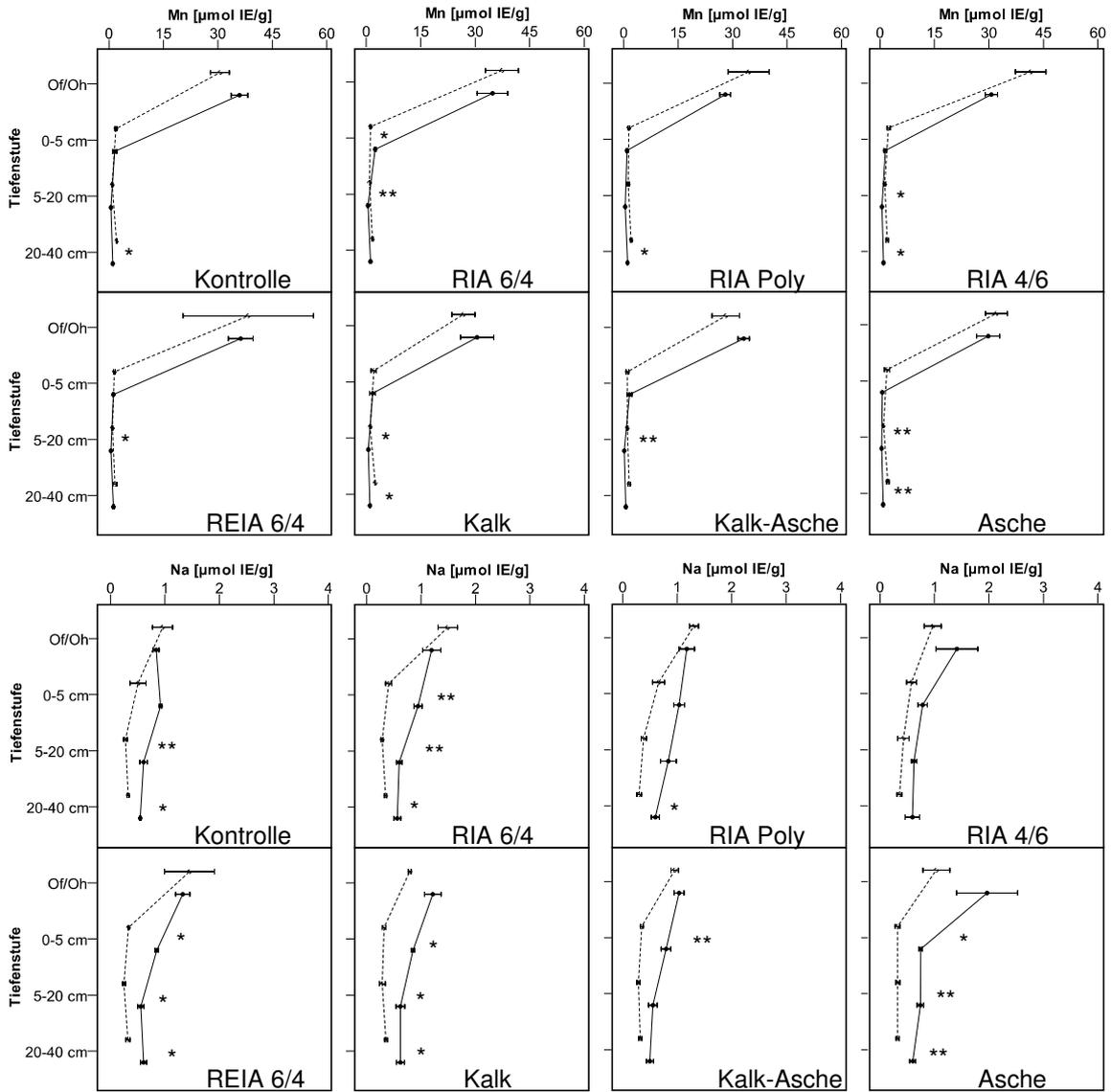


Abbildung 27: Veränderung der austauschbaren Gehalte an Mn und Na auf der reichen Fläche in Abhängigkeit der Varianten, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (*: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,001$).**

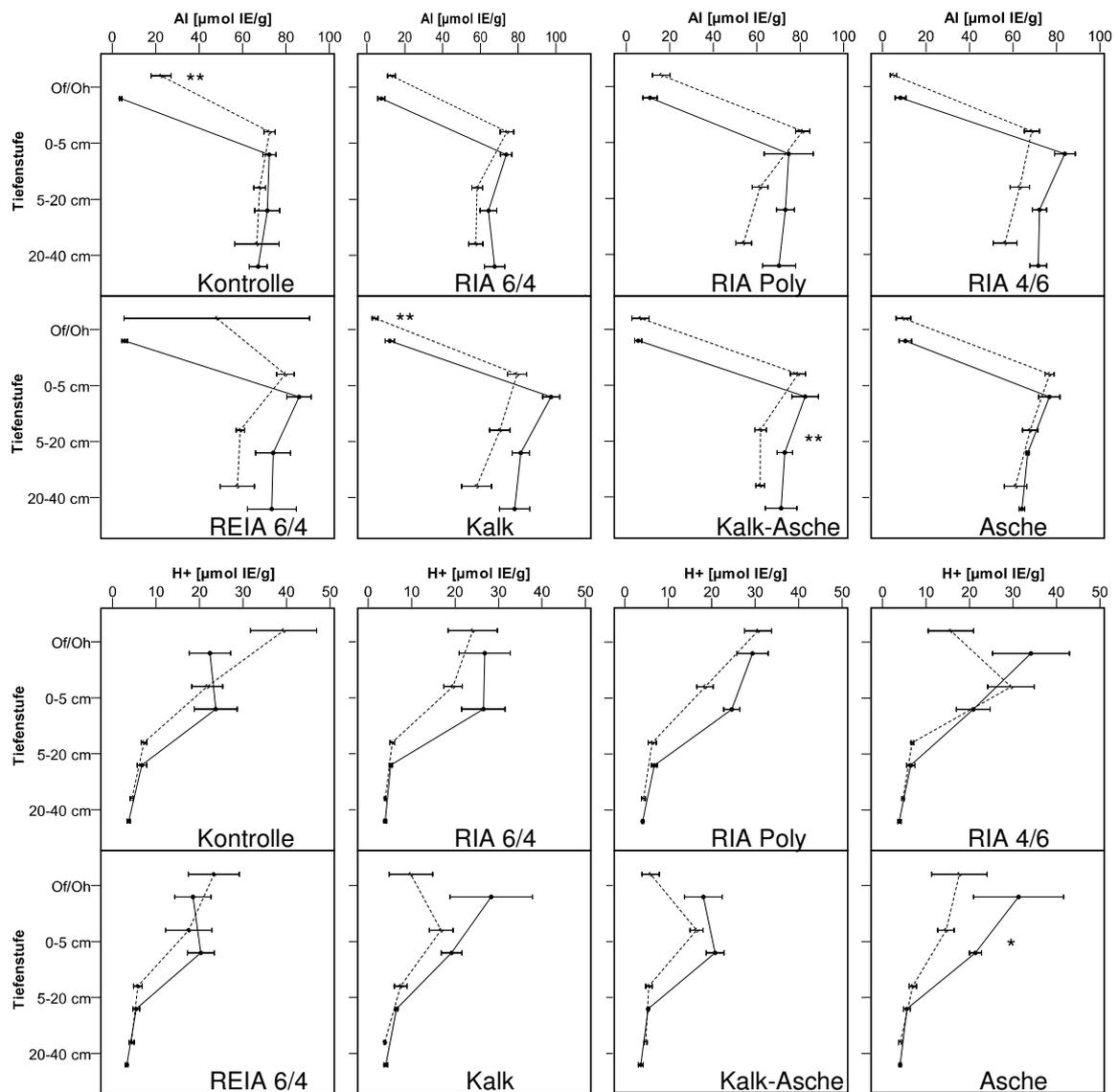


Abbildung 28: Veränderung der austauschbaren Gehalte an Al und H⁺ auf der reichen Fläche in Abhängigkeit der Varianten, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (*: p ≤ 0,05; **: p ≤ 0,01; *: p ≤ 0,001).**

3.1.3.4.2 Nährelementgehalte im Humus

In den Tabellen 12 und 13 sind die Nährelementgehalte im Humus vor und nach der Ausbringung dargestellt.

Orange bzw. hellgrüne Zellen zeigen Ab- bzw. Zunahmen der Gehalte auf einem Signifikanzniveau $p \leq 0,05$, rote bzw. dunkelgrüne Zellen Ab- bzw. Zunahme auf dem Niveau $p \leq 0,01$.

Bezüglich P ist zu sehen, dass die reiche Fläche etwas höhere Gehalte aufwies. Die einzelnen Versuchspartellen der Varianten unterschieden sich aber vor der Ausbringung nicht deutlich.

Auch durch die Ausbringung der Varianten wurde der Gehalt an P im Humus nicht erhöht. Bei Kalium war die Ausgangssituation ähnlich der wie bei P.

Führte die Ausbringung auf der reichen Fläche in der Tendenz zu einer Erhöhung der K-Gehalte im Humus, konnte auf der armen Fläche eine Abnahme beobachtet werden. Im Falle von der Kalk-Variante war diese sogar signifikant.

Die Ca-Gehalte waren auf der reichen Fläche vor der Ausbringung höher als die auf der armen Fläche. Auf der reichen Fläche stiegen die Gehalte bei den nicht pelletierten Varianten nach der Ausbringung deutlich. Bei Kalk kam es fast zu einer Verdopplung der Ca-Gehalte. Bei den pelletierten Varianten blieb mit Ausnahme der Variante RIA 4/6 mit dem höheren Aschegehalt dieser Effekt auf der reichen Fläche aus.

Die Reduktion der Ca-Gehalte bei RIA 6/4 auf dieser Fläche muss auf standörtliche Heterogenität zurückgeführt werden, da es auch bei der Kontrollvariante zu einer Abnahme kam. Auf der armen Fläche stiegen im Gegensatz zur reichen Fläche die Gehalte an Ca bei RIA 6/4 und RIA Poly. Bei den restlichen pelletierten Varianten sank der Gehalt leicht. Bei nicht pelletierten Varianten war die Änderung der Ca-Gehalte im Humus sehr deutlich. Hier war der Anstieg von $2,89 \text{ mg g}^{-1}$ auf $11,09 \text{ mg g}^{-1}$ durch die Gabe von Kalk signifikant.

Ähnliches wie bei Ca konnte auch für Mg nachgewiesen werden. Die Grundausrüstung war auf der reichen Fläche höher und durch die Ausbringung der Variante stiegen die Gehalte der Kalkvarianten deutlich. Gegensätzliche Auswirkungen hatte die Gabe von RIA Poly. Diese führte zu einem signifikanten Anstieg auf der reichen Fläche, auf der armen Fläche kam es hingegen zu einer Abnahme.

Die restlichen pelletierten Varianten hatten nur geringen Einfluss auf den Mg-Gehalt im Humus.

In Bezug auf Fe verhielten sich die Flächen konträr. Auf der reichen Fläche kam es im Laufe des Versuches mit Ausnahme von RIA 4/6 zu einem deutlichen Anstieg des Fe-Gehaltes im Humus. Im Gegensatz dazu sanken die Gehalte bei allen Varianten auf der armen Fläche.

Da sich auf beiden Flächen die Kontrollvariante nach der Ausbringung veränderte, müssen die Veränderungen der übrigen Varianten als flächenspezifischer und nicht behandlungsbedingter Effekt interpretiert werden. Dies gilt auch für die Elemente Mn, Zn und S.

Tabelle 12: Darstellung der Nährelementgehalte im Humus vor (v.d.A) und nach (n.d.A) der Ausbringung auf der reichen Fläche als Mittelwert (MW) mit einfachem Standardfehler (SE). Die unterschiedlichen Farben der Zellen geben Zu- bzw. Abnahmen der Gehalte auf unterschiedlichen Signifikanzniveaus.

	=		↑ p ≤ 0,05		↑ p ≤ 0,01		↓ p ≤ 0,05		↓ p ≤ 0,01			
	Element [mg g ⁻¹]											
	P				K				Ca			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	0,75	<0,01	0,69	0,03	1,50	0,19	2,29	0,38	5,87	0,34	3,93	0,25
RIA 6/4	0,75	0,03	0,73	0,05	1,72	0,27	2,25	0,35	5,45	0,28	3,52	0,88
RIA Poly	0,71	0,02	0,71	0,04	1,94	0,27	2,26	0,23	5,08	0,42	5,10	0,91
RIA 4/6	0,74	0,02	0,84	0,04	1,72	0,18	1,76	0,27	5,63	0,70	6,92	1,14
REIA 6/4	0,77	0,04	0,73	0,02	1,86	0,25	1,86	0,43	5,46	0,32	5,47	0,39
Kalk	0,72	0,01	0,67	0,01	2,01	0,26	2,11	0,24	5,67	0,53	10,45	3,49
Kalk-Asche	0,76	0,03	0,76	0,03	1,56	0,15	2,07	0,22	6,83	0,87	9,16	1,99
Asche	0,71	0,03	0,74	0,06	1,92	0,29	2,59	0,39	5,42	0,60	6,60	1,50
	Mg				Fe				Mn			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	0,88	0,07	1,21	0,20	3,75	0,26	6,30	1,08	2,14	0,31	0,98	0,07
RIA 6/4	0,93	0,13	1,06	0,27	3,90	0,84	5,58	1,07	1,82	0,18	1,04	0,36
RIA Poly	1,01	0,10	1,30	0,05	4,56	0,85	5,49	0,79	1,53	0,23	1,08	0,15
RIA 4/6	0,95	0,09	1,36	0,26	4,29	0,25	4,03	0,68	1,72	0,34	1,83	0,36
REIA 6/4	1,00	0,09	1,10	0,17	4,22	0,68	4,82	1,22	1,86	0,17	1,77	0,31
Kalk	1,11	0,15	4,22	1,75	4,80	0,64	5,56	0,76	1,75	0,30	1,75	0,40
Kalk-Asche	0,92	0,06	3,19	0,81	3,32	0,48	5,63	0,56	2,22	0,13	1,30	0,21
Asche	1,03	0,14	1,78	0,36	4,45	0,69	5,95	0,80	1,65	0,35	1,45	0,19
	Cu				Zn				S			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,01	0,04	0,16	1,59	0,07	1,48	<0,01
RIA 6/4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,04	0,09	1,56	0,11	1,58	<0,01
RIA Poly	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,04	0,09	1,52	0,09	1,53	<0,01
RIA 4/6	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	0,01	0,05	0,08	1,54	0,11	1,65	<0,01
REIA 6/4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,04	0,06	1,58	0,07	1,59	<0,01
Kalk	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,04	0,08	1,39	0,07	1,46	<0,01
Kalk-Asche	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,01	0,04	0,05	1,48	0,11	1,57	<0,01
Asche	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,05	0,11	1,51	0,10	1,45	<0,01

Tabelle 13: Darstellung der Nährelementgehalte des Humus vor (v.d.A) und nach (n.d.A) der Ausbringung auf der armen Fläche als Mittelwert (MW) mit einfachem Standardfehler (SE). Die unterschiedlichen Farben der Zellen geben Zu- bzw. Abnahmen der Gehalte auf unterschiedlichen Signifikanzniveaus.

=	↑ p ≤ 0,05		↑ p ≤ 0,01		↓ p ≤ 0,05		↓ p ≤ 0,01					
	Element [mg g ⁻¹]											
	P				K				Ca			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	0,60	0,05	0,53	0,02	1,51	0,25	1,08	0,05	3,04	0,58	2,73	0,40
RIA 6/4	0,53	0,03	0,62	0,03	2,08	0,36	1,67	0,22	2,62	0,42	3,83	0,90
RIA Poly	0,55	0,01	0,57	0,02	1,96	0,28	1,23	0,18	2,66	0,25	3,43	0,65
RIA 4/6	0,57	0,03	0,59	0,06	1,94	0,18	1,65	0,25	3,17	0,49	2,97	0,37
REIA 6/4	0,54	0,03	0,52	0,09	1,62	0,16	1,55	0,15	2,33	0,07	2,18	0,40
Kalk	0,53	0,02	0,53	0,02	1,40	0,12	0,95	0,05	2,89	0,31	11,09	3,56
Kalk-Asche	0,55	0,03	0,54	0,05	1,71	0,24	1,70	0,24	3,08	0,62	5,98	2,79
Asche	0,50	0,06	0,58	0,02	1,46	0,18	1,30	0,17	2,49	0,41	3,38	0,33
	Mg				Fe				Mn			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	0,60	0,02	0,46	0,03	3,71	0,73	2,45	0,11	0,66	0,18	0,59	0,18
RIA 6/4	0,75	0,12	0,92	0,11	4,71	0,69	3,82	0,63	0,60	0,15	0,78	0,21
RIA Poly	0,79	0,09	0,60	0,06	5,46	0,32	2,77	0,36	0,58	0,09	0,63	0,15
RIA 4/6	0,73	0,07	0,76	0,09	4,16	0,58	3,78	0,82	0,78	0,19	0,73	0,23
REIA 6/4	0,59	0,07	0,78	0,14	3,85	0,37	3,62	0,57	0,37	0,07	0,37	0,10
Kalk	0,53	0,03	4,85	1,77	3,18	0,21	2,45	0,15	0,53	0,13	0,59	0,17
Kalk-Asche	0,71	0,10	2,60	1,15	4,28	0,63	4,20	0,92	0,96	0,35	0,43	0,08
Asche	0,53	0,07	0,65	0,06	3,20	0,31	3,09	0,65	0,49	0,14	0,63	0,12
	Cu				Zn				S			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,04	0,13	1,51	0,24	1,59	<0,01
RIA 6/4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,04	0,17	1,37	0,12	1,52	<0,01
RIA Poly	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,04	0,14	1,52	0,11	1,88	<0,01
RIA 4/6	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,04	0,12	1,51	0,08	1,40	<0,01
REIA 6/4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,03	0,21	1,60	0,06	1,22	<0,01
Kalk	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,04	0,15	1,38	0,01	1,71	<0,01
Kalk-Asche	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,03	0,21	1,43	0,23	1,39	<0,01
Asche	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,04	0,03	1,10	0,19	1,65	<0,01

3.1.3.5 Auswirkungen der Varianten auf epigäisch aktive Insekten und Gliederfüßer

Diese Fragestellung wurde auch im Rahmen einer Bachelorarbeit von Maria Egginger (EGGINGER, 2009) bearbeitet. Im Nachfolgenden wird auf die wichtigsten Ergebnisse der Untersuchung eingegangen.

Um Auswirkungen der Varianten auf Bodenlebewesen machen zu können, wurde auf jeder der 80 Probeflächen Fangbecher nach Barber (Urinbecher der Firma Frohnhäuser mit passendem Deckel, Fassungsvermögen 100 ml) ebenerdig in den Boden eingegraben und zum Schutze vor fallendem Laub, wuchernden Pflanzen und vor allem Regen, mit einem Dach aus durchsichtigem Plexiglas versehen (Abbildung 29).

Eine Woche vor der Entnahme - und somit der Auszählung der Proben - wurden diese mit 25 ml fünfprozentiger Essigsäure gefüllt und geöffnet. In der dazwischen liegenden Zeit fielen Bodenlebewesen (während der Aktivitätsphase) zufällig in die Becher und wurden durch die Essigsäure zugleich konserviert.

Diese Methode wurde in Anlehnung an das Artenhandbuch der LWF (Landesanstalt für Wald und Forsten) ausgewählt (MÜLLER-KROEHLING et al., 2006). Die Tabelle 14 gibt eine Übersicht der Beprobungstermine.



Abbildung 29: Barberfalle mit Deckel unter Plexiglasdach

Die erste Beprobung am 14. Mai 2008 erfolgte vor der Ausbringung der Varianten, um einen Vergleich zwischen dem unbehandelten und dem ab dem 11. Juni präparierten Boden zu haben. Ab dem 19. Juni folgten Probenahmen zunächst alle zwei Wochen, um den kurzfristigen Effekt der verschiedenen Varianten zu erforschen. Anschließend wurde im vier Wochen Turnus beprobt, um den längerfristigen Effekt zu untersuchen und um eine Reduktion der Fangzahlen durch den kurzen Beprobungsturnus wie zu Beginn zu vermeiden.

Tabelle 14: Beprobungstermine und Ausbringung der Varianten

Beprobungstermin	Datum	Tage vor bzw. nach der Ausbringung
1	14.05.2008	-38
Ausbringung der Varianten	11.06.2008	0
2	19.06.2008	8
3	03.07.2008	22
4	17.07.2008	36
5	31.07.2008	50
6	03.09.2008	84
7	01.10.2008	112

Der Inhalt der Barberfallen wurde in ein Vakuum-Einwegfiltrationsgerät (125 ml, Vacuflo PV 050/2, Firma C. Schleicher & Schüll) über einem Schwarzrandfilter (Durchmesser 5cm, Firma C. Schleicher & Schüll) geleert. Die überflüssige Flüssigkeit wurde mittels einer Vakuumpumpe (VK-lite, Firma IBM) entfernt.

Anschließend konnten große Insekten ausgezählt werden. Bei Insekten, die nicht mit bloßem Auge erkennbar waren, wurde ein Viertel des Schwarzrandfilters abgedeckt, auf dem sich darauf befindlichen Insekten wurden mit Hilfe einer Stereolupe bei 32-facher Vergrößerung (Hersteller Carl Zeiss) gezählt. Die so gezählten Insekten wurden anschließend auf die Größe des Bechers umgerechnet und wie die anderen Insekten auf einen Quadratmeter hochgerechnet. Zur Bestimmung der Insekten dienten die Bestimmungsbücher von BÄHRMANN (2007) und CHINERY (2004). Bei dieser Untersuchung wurden folgende Tiergruppen ausgewertet:

- Milben (*Acari*)
- Springschwänze (*Collembola*)
- Spinnen (Araneae)
- Laufkäfer (*Carabidae*)
- Ameisen (*Formicidae*)

Da sich die Barberfallen in räumlicher Nähe befanden, kann davon ausgegangen werden, dass klimatische Faktoren die Fangzahlen nicht beeinflussten. Um den möglichen Einfluss des Lichtangebotes auszuschließen, wurden die Barberfallen eingemessen und mit Hilfe eines PAR-Messgerätes (Licor LI-1000) der Lichteinfall gemessen. Die Abbildung 30 zeigt die räumliche Lage der Barberfallen beider Flächen.

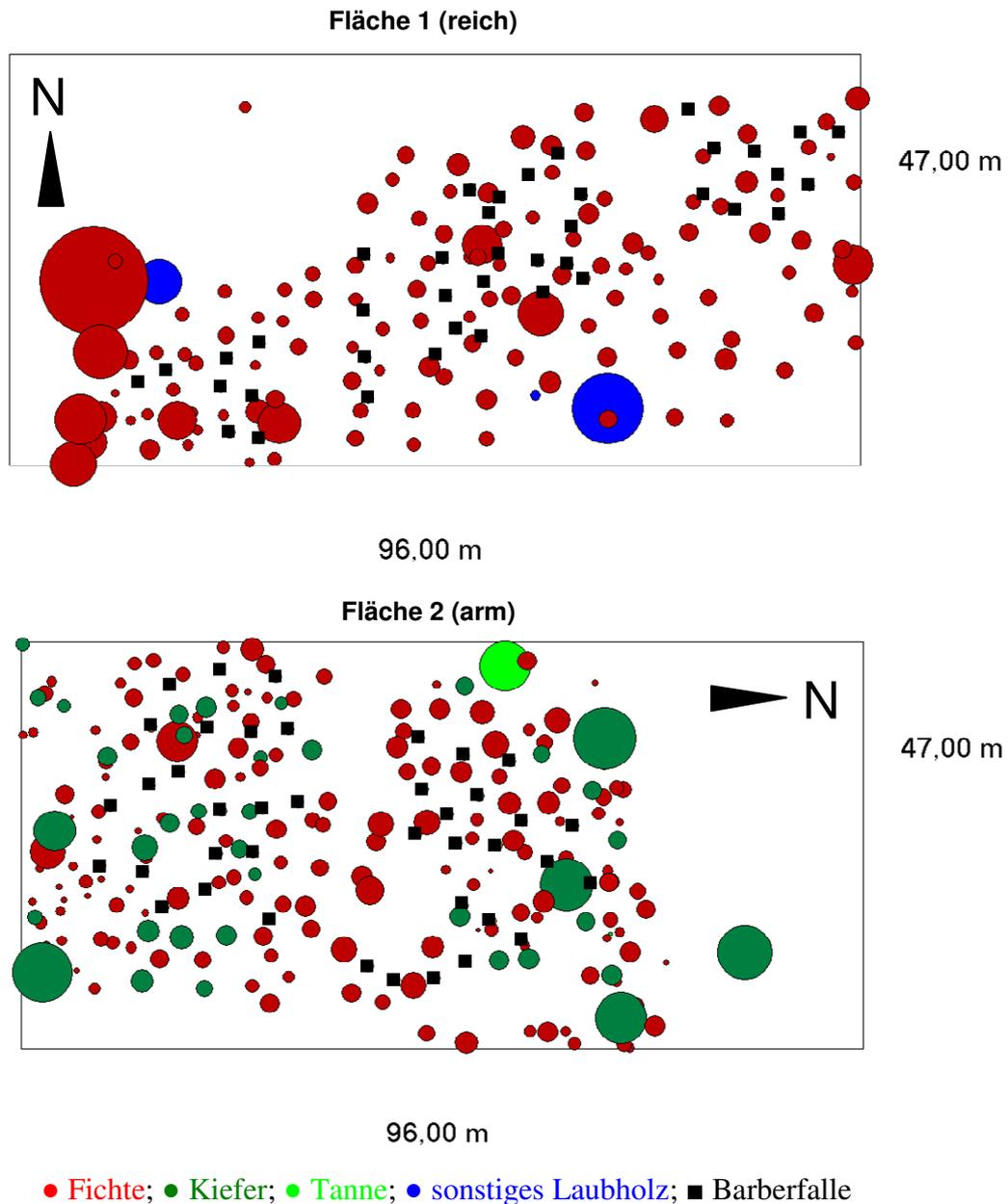


Abbildung 30: Lage der Barberfallen zu den Kronen der sich auf den beiden Flächen befindlichen Bäume. Die Kreise stellen den Hauptkronenraum dar.

Die Abbildung 31 zeigt das Ergebnis der relativen Helligkeit. Unter der relativen Helligkeit versteht man den Quotienten aus dem gemessenen Lichteinfall über der Barberfalle und dem dazugehörigen Referenzwert, der auf einer Freifläche gemessen wurde.

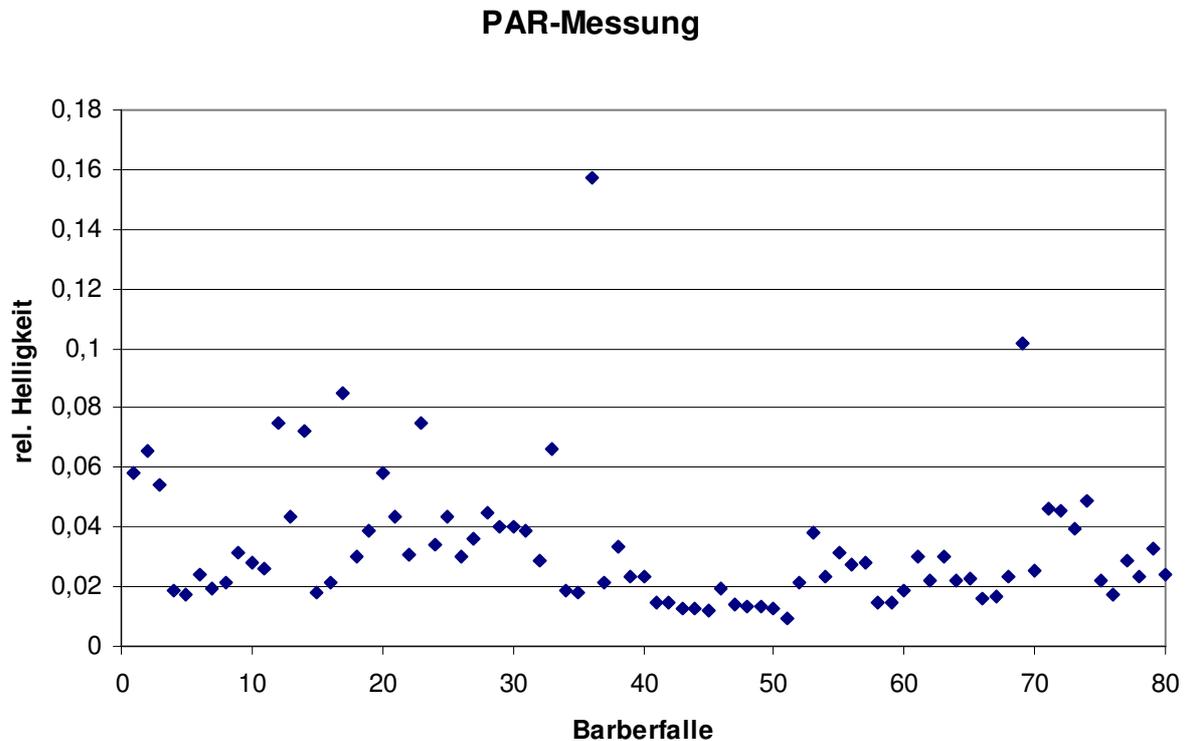


Abbildung 31: Relative Helligkeit über den 80 Barberfallen

Wie aus der Abbildung 31 ersichtlich wird, unterschieden sich die Barberfallen bezüglich des Lichteinfalls nur gering. Auch eine statistische Überprüfung konnte keinen Zusammenhang bestätigen.

In Abbildung 32 wird der zeitliche Verlauf der mittleren Fangzahlen der 0-Variante auf den beiden Versuchsflächen dargestellt. Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass während der Sommerzeit, vor allem im Juli, für die untersuchten Tiergruppen die höchsten Fangzahlen auf beiden Versuchsflächen vorliegen. Es fällt aber in diesem Zusammenhang auf, dass das Maximum der Fänge an Formicidae bereits im Juni erreicht wurde. Erst im September stieg die Anzahl der Fänge leicht an.

Insgesamt waren die Fänge auf der nährstoffreichen Fläche gegenüber der nährstoffarmen Fläche für Araneae um den Faktor 2, für Carabidae um den Faktor 2,5 und für Formicidae sogar um den Faktor 5 erhöht.

Bei den Acari und Collembolen waren die Unterschiede nicht so deutlich. Bei Acari lag der Faktor bei 1,5. Die Fangzahlen der Collembolen war auf beiden Versuchsflächen fast gleich.

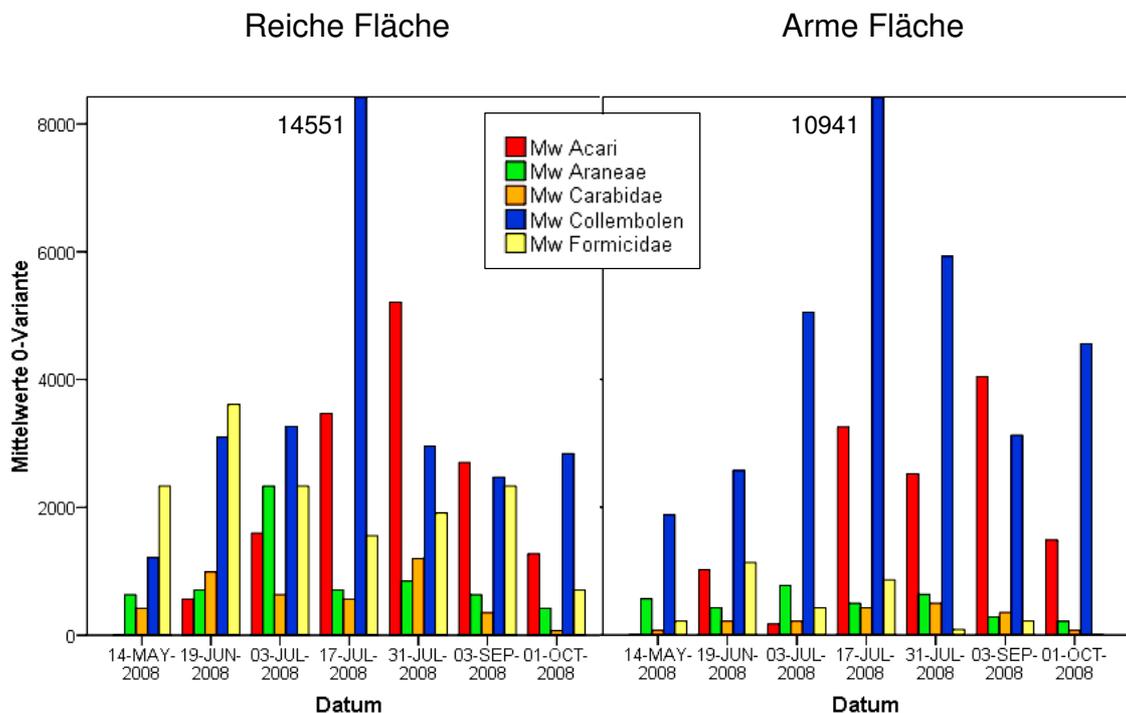


Abbildung 32: Mittelwerte der fünf Wiederholungen der 0-Variante je Beprobungstermin in $N\ m^{-2}$. Die Zahlen geben Werte > 8000 Individuen an.

Die Abbildung 33 zeigt das Ergebnis der auf die Kontrollvariante normierten Mittelwerte der untersuchten Varianten. Die Balken geben die über den gesamten Beobachtungszeitraum aufsummierten Fangzahlen an.

Grundsätzlich reagieren die Acari positiv auf die Ausbringung. Nur bei den Varianten RIA Poly und RIA 4/6 sind Abnahmen auf der armen Fläche zu verzeichnen. Die Ausbringung der Variante REIA 6/4 führte zu der stärksten Zunahme der Fangzahlen.

Bei den Araneae kann kein eindeutiger Einfluss der Ausbringung auf die Fangzahlen festgestellt werden. Hatten die Varianten RIA Poly, REIA 6/4, Kalk und Asche negative Einflüsse auf der reichen Fläche, war deren Ausbringung auf der armen Fläche positiv. Nur die Varianten RIA 6/4, RIA 4/6 und Kalk-Asche führten auf beiden Flächen zu einer Zunahme der Fangzahlen.

Auch die Fänge der Carabidae verhielten sich auf beiden Versuchsflächen recht unterschiedlich. Auf der reichen Fläche wiesen die Varianten RIA 6/4, RIA 4/6 und

Kalk-Asche negative normierte Fangsummen auf. Auf der armen Fläche führten die Varianten REIA 6/4 und Kalk zu diesem Ergebnis.

Auffallend sind auch die Fangsummen der Formicidae. Dort kam es zu einer deutlichen Differenzierung zwischen beiden Versuchsflächen. Auf der reichen Fläche war nach der Ausbringung das Fangergebnis stets negativ. Auf der armen Fläche hingegen war das Ergebnis stets positiv. Die geringsten Fangzahlen auf der reichen Fläche hatten die Varianten RIA Poly und Asche. Die Variante RIA Poly hatte auf der armen Fläche auch den geringsten positiven Einfluss auf die Fangsummen.

Die Individuenzahl der Collembolen stieg in Folge der Behandlung. Die stärksten Zunahmen konnten bei der reichen Fläche durch die Gabe von Kalk-Asche und auf der armen Fläche durch Asche beobachtet werden. Die Ausbringung von RIA 6/4 und RIA 4/6 führte zu gegenläufigen Ergebnissen. So hatte die Variante RIA 6/4 auf der reichen Fläche die zweithöchsten Fangsummen, auf der armen Fläche die niedrigsten. Ähnliches zeigte sich auch bei RIA 4/6, nur umgekehrt.

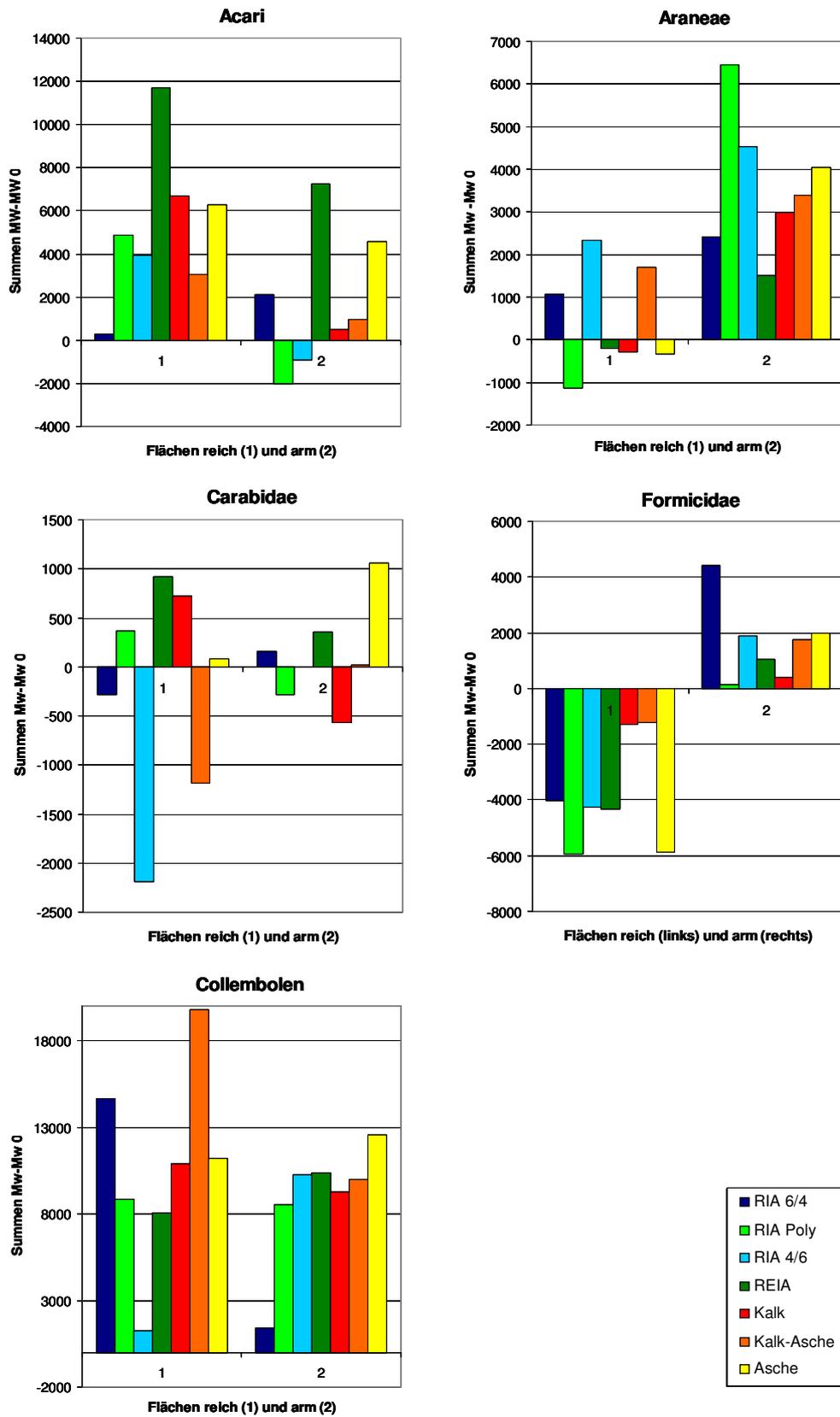


Abbildung 33: Summen der auf die Kontrolle normierten Fangzahlen. Die Farben entsprechen den sieben Varianten.

-  Die Auswirkungen der Folgen der Ausbringung wurde im Variantenversuches im Sickerwasser, im Boden und auf die Fauna untersucht. Vor allem im Oberboden konnten schnelle Effekte der Varianten beobachtet werden. Im Humusausfluss auf der armen Fläche konnte eine Ca-Konzentrationsabnahme bei allen Varianten festgestellt werden. Die Ausbringung erhöhte die Mg-Sickerwasserkonzentrationen im Humusausfluss, wobei hier besonders die nicht pelletierten Varianten betroffen sind. Die in den Laborversuchen hohe Löslichkeit an K konnte auch im Freiland nachvollzogen werden. Hier waren die Unterschiede zwischen Asche und pelletierten Varianten eher gering. Den Einfluss der hohen pH-Werte der Kalk-Asche und Asche waren auch im Humusausfluss ersichtlich. Auch die Kalkvariante führte im Gegensatz zu den pelletierten Varianten zu einer Erhöhung.
-  Bei der Kationenaustauschkapazität und Nährelementgehalte im Humus waren die Unterschiede zwischen pelletierten und nicht pelletierten Varianten nicht eindeutig.
-  Die Auswirkungen der verschiedenen Varianten auf die epigäisch aktiven Insekten konnte nicht abschließend geklärt werden, da oftmals gleiche Varianten auf beiden Flächen unterschiedliche Ergebnisse lieferten.
-  Um langfristige Aussagen der Ausbringung (in diesem Fall RIA 6/4) machen und die Großproduktion der Pellets austesten zu können, wurde eine Praxisversuchsfläche in Flossenbürg installiert.

3.2 Praxisversuch - Flossenbürg

3.2.1 Geologie und Lage der Versuchsflächen

Die Abbildung 34 zeigt die räumliche Lage der Versuchsfläche des Praxisversuches in Flossenbürg.

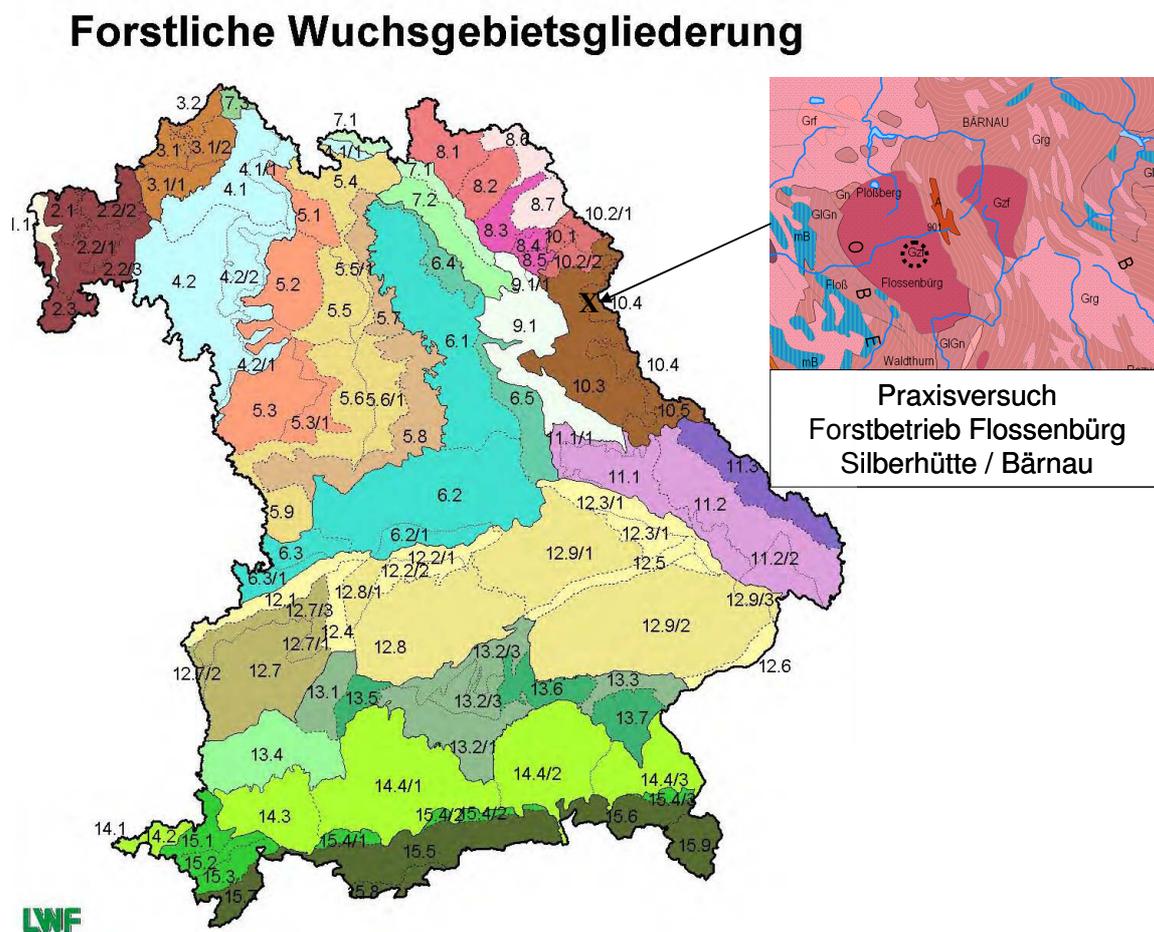


Abbildung 34: Lage der waldstandörtlichen Versuchsflächen des Praxisversuches (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT, 1998; KREUTER und FOERST, 1978) (Gzf: Zweiglimmergranit, fein- bis mittelkörnig, z.T. porphyrisch; Gn: Gneis ungegliedert)

Die Versuchsfläche des Praxisversuches befindet sich nordöstlich der Stadt Flossenbürg auf ca. 800 m ü. N.N.. Die Versuchsfläche liegt im Wuchsgebiet „Oberpfälzer Wald“ im Wuchsbezirk 10.4 „Innerer Oberpfälzer Wald“ (KREUTER & FOERST, 1978, Überarbeitung GULDER, 2001), Abteilung 4. Hochberg Distrikt 13. Rannenberg (Abbildung 35).

Bei der Versuchsfläche handelt es sich um einen meist geschlossenen 60-80 Jahre alten Fichtenbestand.

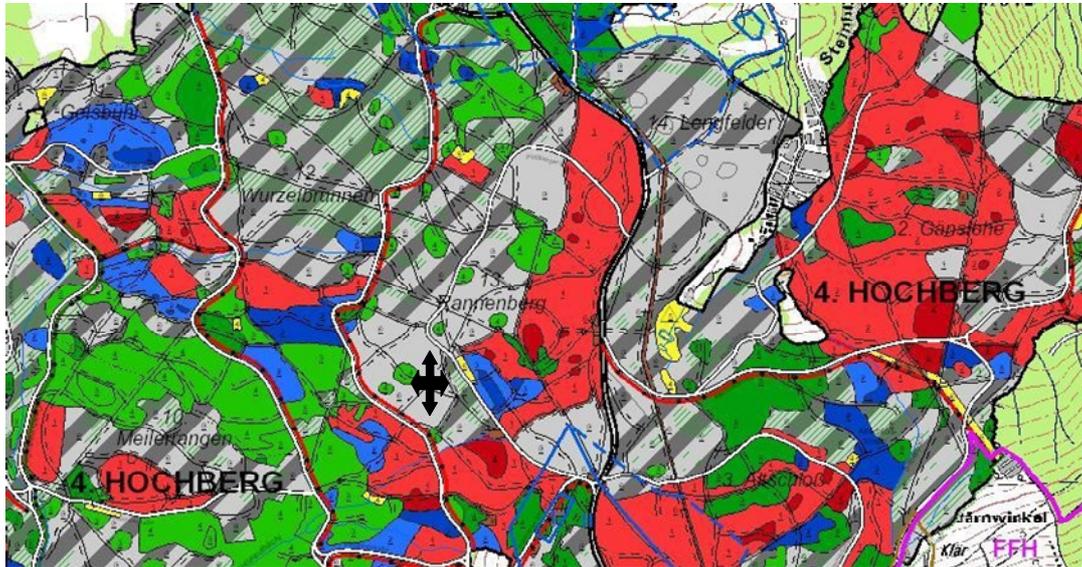


Abbildung 35: Lage der Versuchsfläche (Auszug aus der Forstbetriebskarte, Datengrundlage WebGif der Bayerischen Staatsforsten)

Die Abbildung 36 zeigt die BHD-Verteilung auf den vier Teilversuchsflächen. Der mittlere Durchmesser lag bei 26 cm.

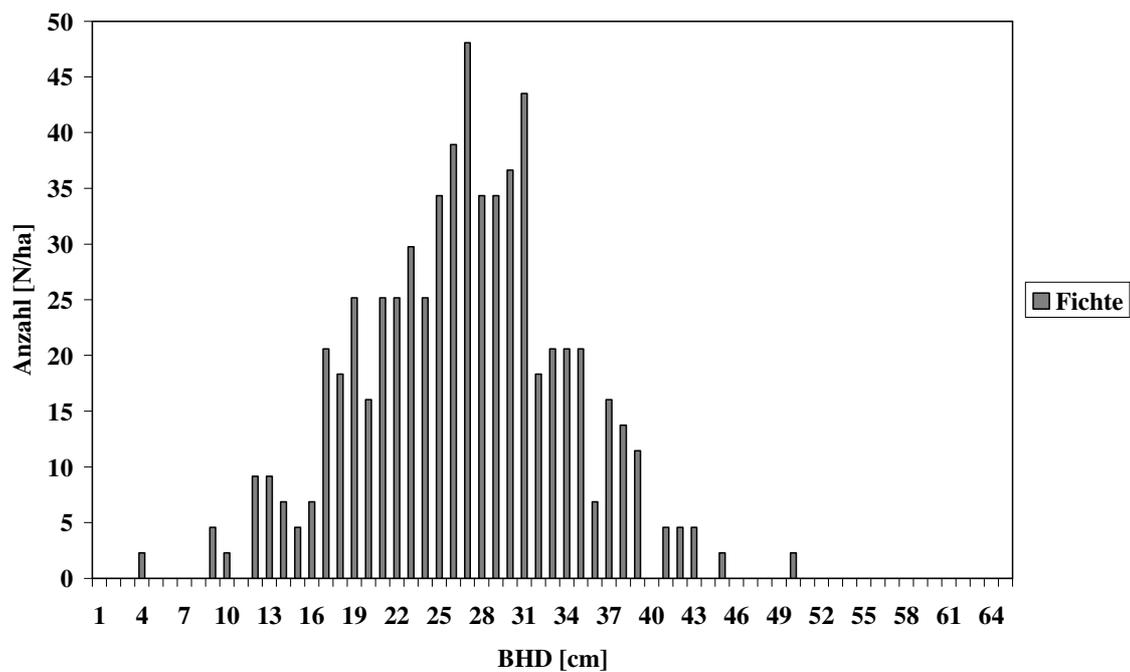


Abbildung 36: BHD-Verteilung auf der Versuchsfläche des Praxisversuches

Als Grundlage für die Beschreibung der Versuchsfläche dienten die Daten der nahegelegenen Waldklimastation Flossenbürg (Internetseite des AELF Tirschenreuth).

Das Klima wird einerseits durch die subkontinentale Lage und andererseits durch die höhenbedingt ansteigenden Niederschläge beeinflusst. Der durchschnittliche Niederschlag liegt bei 900 mm, wobei hier knapp die Hälfte als Schnee fällt.

Mit 5–6 °C Jahresdurchschnittstemperatur liegt Flossenbürg deutlich unter dem bayerischen Durchschnitt mit 8,5 °C. Als Ausgangsgestein für die Bodenbildung findet man Gneis. Hieraus resultieren Braunerde-Podsole mittlerer Entwicklungstiefe.

Die Böden weisen geringe Gehalte an Ca und Mg auf. Als Humusform findet man häufig mächtigen rohumusartigen Moder, der stellenweise schon in Rohhumus übergeht.

Durch das saure Ausgangsgestein, die hohen Niederschläge, die tiefen Temperaturen in Verbindung mit der sauren Fichtenstreu wird die Bodenversauerung begünstigt.

Als natürliche Waldgesellschaft ist ein Buchen-Tannen-Fichtenwald für den Oberpfälzer Wald typisch. Aufgrund des menschlichen Einflusses findet man aber nur Fichte.

Die Bodenvegetation bestand, falls vorhanden, aus Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*). Auffallend ist die sehr flächendeckende gute Verjüngung der Fichte. Die Versuchsfläche wurde vor ca. 20 Jahren gekalkt.

3.2.2 Material und Methoden

Die Versuchsfläche in Flossenbürg bestand aus vier Teilflächen, von denen jeweils zwei behandelt bzw. unbehandelt blieben. Auf den zwei behandelten Flächen wurde die Variante RIA 6/4 ausgebracht (Tabelle 15)

Tabelle 15: Varianten, die in Flossenbürg untersucht wurden.

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form
0-Variante	---	---	---
RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst

Um Unterschiede bei bodenchemischen Eigenschaften ausgleichen zu können, lagen die Teilflächen räumlich getrennt voneinander. Jede Fläche war 39*28 m groß und war untergliedert in einen Kern- und Randbereich.

Im Kernbereich, in dem die Sickerwasser- und Bodenuntersuchungen stattfanden, wurden 5 Saugkerzen (Keramiksaugkerzen SK 20, -600 hPa) und im Gegensatz zu den restlichen Freilandversuchsflächen 5 Humusgravitationslysimeter eingebaut.

Dies gründet darin, dass die Mikroaugwurzeln zusammen mit ihrem Schlauchsystem im Vergleich zu Gravitationslysimeter gegenüber äußeren Einwirkungen, z. B. fallenden Ästen, Mäusen, Insektenlarven o.ä., sehr empfindlich sind und somit eine intensive Betreuung erfordern. Aufgrund der Entfernung Flossenbürg – Freising war dies nicht zu bewerkstelligen und deshalb wurden Gravitationslysimeter gewählt.

Der Randbereich dient als Bereich, in dem für spätere Untersuchungen die Auswirkungen der Ausbringung auf die Biomasse, Bäume ohne größere Gefahr für die Messgeräte gefällt und beprobt werden können.

Am 06.08.2008 wurde die Variante 6/4 ausgebracht.

3.2.2.1 Sickerwasseranalytik

Sickerwasserproben wurden monatlich gewonnen (Methode s. Kap. 2.1).

3.2.2.2 Boden- und Humusprobenanalytik

Im März 08 vor und November 08 nach der Ausbringung erfolgten die Bodenprobenahmen. Dabei wurden der Humus mit einem 20*20 cm Stechzylinder, die Bodenstufe 0-5 cm mit einem 10*10 cm Stechzylinder, die Bodentiefe 5-20 cm und 20-40 cm jeweils mit einer 50 mm Rammkernsonde mit PVC-Kernhülse untersucht. Die Bodenproben wurden bei 45 °C getrocknet und durch ein 2 mm-Sieb gesiebt (chemische Analyse s. Kapitel 2.1).

3.2.3 Ergebnisse

3.2.3.1 Nährelementgehalte und Ausbringungsmenge von RIA 6/4

In Tabelle 16 sind die Nährelementgehalte der RIA 6/4-Variante dargestellt. Die Ausbringungsmenge kam einer praxisüblichen Kalkung mit 3 t ha⁻¹ gleich. Als Bezugselement wurde erneut Ca verwendet. In Tabelle 17 sind die entsprechenden Mengen und Einträge dargestellt. Die hier durchgeführte „Kalkung“ entsprach einer Ausbringungsmenge von 4,31 t ha⁻¹.

Tabelle 16: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Variante RIA 6/4 (n= 3); --- Gehalt unter der Nachweisgrenze

Element [mg g ⁻¹]						
Variante	K		Ca		Mg	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
RIA 6/4	16,81	1,15	136,30	12,14	21,97	0,22
Variante	S		Fe		Al	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
RIA 6/4	1,09	0,10	5,64	0,64	5,78	0,61
Variante	Cu		Mn		Zn	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
RIA 6/4	0,05	< 0,01	4,24	0,22	0,05	< 0,01

Tabelle 17: Äquivalente Bedarfsmenge zu einer Waldkalkung mit 3 t ha⁻¹, berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) und die entsprechenden Einträge pro Hektar

Bedarfsmenge bei Annahme einer Kalkung mit 3 t ha ⁻¹		
	(I) [t ha ⁻¹]	(II) [kg Versuchsfläche ⁻¹]
RIA 6/4	4,31	470,85

Eintrag [kg ha ⁻¹]				
	K	Ca	Mg	Fe
RIA 6/4	153,92	1495,44	201,22	51,65
	Al	Cu	Mn	Zn
RIA 6/4	52,94	0,44	38,85	0,49

3.2.3.2 Sickerwasseruntersuchung des Praxisversuches in Flossenbürg

In den Abbildung 37 bis 39 sind die Sickerwasseruntersuchungen von Mai 2008 bis Dezember 2009 dargestellt.

Die Linien zeigen die mittleren Konzentrationen mit einfachem Standardfehler. Mit Hilfe eines gemischten linearen Modells (GLM) wurde untersucht, ob die Ausbringung von RIA 6/4 über den gesamten Beobachtungszeitraum zu einer statistisch abgesicherten Abweichung gegenüber der Kontrolle führt. Da die vier Teilflächen räumlich voneinander getrennt lagen, wurde zudem der Einfluss der Lage bezüglich der Konzentrationsverläufe ermittelt. Das Ergebnis des Tests ist jeweils am oberen Rand der Diagramme dargestellt, wobei das erste Ergebnis den Einfluss der räumlichen Lage, das zweite den der Ausbringung wiedergibt. Die statistische Auswertung pro Messtermin wurde mit Hilfe des Wilcoxon-Testes überprüft. Die Sterne an den einzelnen Messterminen zeigen signifikante Abweichungen (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** : $p \leq 0,001$).

Um Unterschiede zwischen den Versuchsflächenpaaren bzw. um anschließend die Auswirkungen der Ausbringung nachzuvollziehen, wurde von der Gabe von RIA 6/4 ein Vorlauf von drei Probenahmeterminen durchgeführt.

Außer bei Nitrat gab es beim Vorlauf weder Unterschiede zwischen den Flächen noch den Varianten an den einzelnen Messterminen. Die Unterschiede konnten aber nur im Humuslysimeter festgestellt werden.

Bezüglich des Nitrates unterschieden sich bereits vor der Ausbringung die Flächenpaare signifikant. Dabei waren die Konzentrationen auf den später behandelten Flächen signifikant, aber unwesentlich erhöht.

Beim DOC zeigte sich ähnliches. Dort waren die Konzentrationen der Kontrollflächen am ersten Messtermin signifikant höher. Laut dem GLM waren aber die drei Messtermine statistisch nicht unterschiedlich.

Beim Ca wurden zu Beginn des Versuches sowohl im Humusausfluss als auch im Sickerwasser keine signifikanten Unterschiede der zwei Versuchsflächenpaare festgestellt. Nach der Ausbringung stiegen die Konzentrationen der Düngevariante im Humuslysimeter, später auch die der Kontrollflächen an. Signifikant höhere Konzentrationen konnten ab Mai 2009 im Humus beobachtet werden.

Im Sickerwasser ergaben sich während der gesamten Untersuchung keine statistischen Unterschiede. Am Ende deuteten sich aber steigende Ca-Konzentrationen an.

Wie beim Ca gab es auch bei der K-Konzentration keine signifikanten Unterschiede in der Vorlaufphase, wobei die Konzentrationen der Kontrollflächen in beiden Bodentiefen höher waren als auf den RIA-Flächen. Erst nach der Ausbringung stiegen die Konzentrationen im Humusausfluss und in dem Sickerwasser deutlich und waren im Humuslysimeter meist signifikant höher als die auf den Kontrollflächen.

Nach dem GLM war der Einfluss der Ausbringung über den Zeitverlauf ersichtlich und es ergab sich eine signifikante Erhöhung der K-Konzentrationen in beiden Bodentiefen in Folge der Gabe von RIA 6/4. Die Unterschiede nehmen zum Ende des Versuches aber wieder ab. Im Mittel liegt die Düngevariante über der Kontrollfläche.

Auch bei Mg-Konzentration ergaben sich vor der Ausbringung keine signifikanten Unterschiede. Nach der Ausbringung stiegen die Konzentrationen der RIA-Variante im Humusausfluss signifikant bis höchst signifikant zum Ende des Beobachtungszeitraumes. Das GLM bestätigte den Einfluss der Ausbringung als höchst signifikant. Im Sickerwasser zeigten sich wie im Humusausfluss keine Unterschiede. Im Gegensatz zum Humuslysimeter waren zunächst nach der Ausbringung keine Änderungen feststellbar.

Erst am Ende war der Unterschied zwischen beiden Versuchspaaren signifikant. Die Gabe von RIA 6/4 führte nach dem GLM zu einer signifikanten Erhöhung der Mg-Konzentrationen über den Zeitverlauf.

Beim Nitrat konnten bereits vor der Ausbringung auf den Versuchsflächenpaaren Unterschiede im Humusausfluss festgestellt werden. Diese Unterschiede waren signifikant bis sehr signifikant. Irritierend war bei dem Ergebnis des GLM das Ergebnis des sehr signifikanten Einflusses der Ausbringung.

Nach der Ausbringung war der im Vorlauf gegebene Einfluss der räumliche Lage nicht mehr signifikant. Das GLM zeigte hier einen sehr signifikanten Einfluss der Ausbringung auf die Erhöhung der Nitratkonzentrationen im Humuslysimeter. Nach der Ausbringung waren die Nitratkonzentrationen der behandelten Flächen meist höher als auf den Kontrollflächen. Signifikante Unterschiede ergaben sich aber erst gegen Ende des Untersuchungszeitraumes im Oktober und November 2009. Im Sickerwasser zeigte weder der Wilcoxon-Test noch das GLM signifikante Unterschiede an. Diese Konzentrationen sind relativ gering und ergaben keine Änderung durch die Ausbringung.

Beim Phosphat waren keine Unterschiede in der Vorlaufphase erkennbar. Die Konzentrationen an Phosphat im Sickerwasser waren sehr gering und unterhalb der Nachweisgrenze. Im Humusausfluss waren die P-Konzentrationen der Düngevarianten vor der Ausbringung geringer als auf der Kontrollfläche. Nach der Ausbringung ergaben sich zunächst keine Änderungen der Konzentrationen. Erst ab Oktober stiegen die Konzentrationen der RIA-Variante. Diese Erhöhung war sehr signifikant. Über den gesamten Zeitraum konnte aber kein Einfluss der Lage noch der Ausbringung nachgewiesen werden.

Wie beim Phosphat ergaben sich beim Sulfat keine Unterschiede vor der Ausbringung. Nur am ersten Messtermin nach der Ausbringung war die RIA-Variante im Humusausfluss signifikant höher. Anschließend gab es kaum Unterschiede zwischen beiden Varianten. Im Sickerwasser konnte ähnliches Verhalten beobachtet werden. Nach der Ausbringung waren die mittleren Konzentrationen auf den behandelten Flächen stets höher. Statistisch gesehen gab es aber im Sickerwasser weder im gesamten Beobachtungszeitraum noch zu einem Messtermin signifikante Unterschiede.

Auch beim Mangan konnten vor bzw. über den gesamten Zeitraum nach dem GLM keine Einflüsse der Lage und der Ausbringung in beiden Bodentiefen nachgewiesen werden. Nach der Ausbringung stiegen die Konzentrationen auf den behandelten Flächen zunächst an, fielen aber zum Ende der Zeitreihe ab und waren am Schluss unterhalb der Konzentrationen der Kontrollflächen. Dieser Unterschied war sogar signifikant.

Im Sickerwasser waren die Konzentrationen der später behandelten Flächen höher, aber nicht signifikant unterschiedlich. Nach der Ausbringung waren die Unterschiede nur sehr gering. Insgesamt waren die Mangankonzentrationen sowohl im Humuslysimeter als auch im Sickerwasser sehr gering und nahe der Nachweisgrenze.

Beim pH-Verlauf wurden im Vorlauf in beiden Stufen keine signifikanten Unterschiede beobachtet. Auch in dem Zeitraum wurde weder ein Einfluss der Lage noch der Ausbringung festgestellt. Nach der Ausbringung stiegen die pH-Werte im Humuslysimeter sofort und waren bis zum Ende der Untersuchung stets über denen der Kontrollvariante. Ab August 2008 und an den beiden letzten Messterminen waren diese Unterschiede signifikant bis sehr signifikant. Im Sickerwasser ergaben sich keine Auswirkungen auf den pH-Wert in Folge der Ausbringung.

Beim DOC war am ersten Messtermin die Kontrollfläche signifikant höher. Über den gesamten Zeitraum ergaben sich keine Änderungen aufgrund der räumlichen Lage und der Ausbringung. Einzig am vorletzten Messtermin war die Konzentration auf der Kontrollfläche im Humuslysimeter höchst signifikant erhöht. Im Sickerwasser konnten keine Änderungen im Laufe des Versuches nachgewiesen werden.

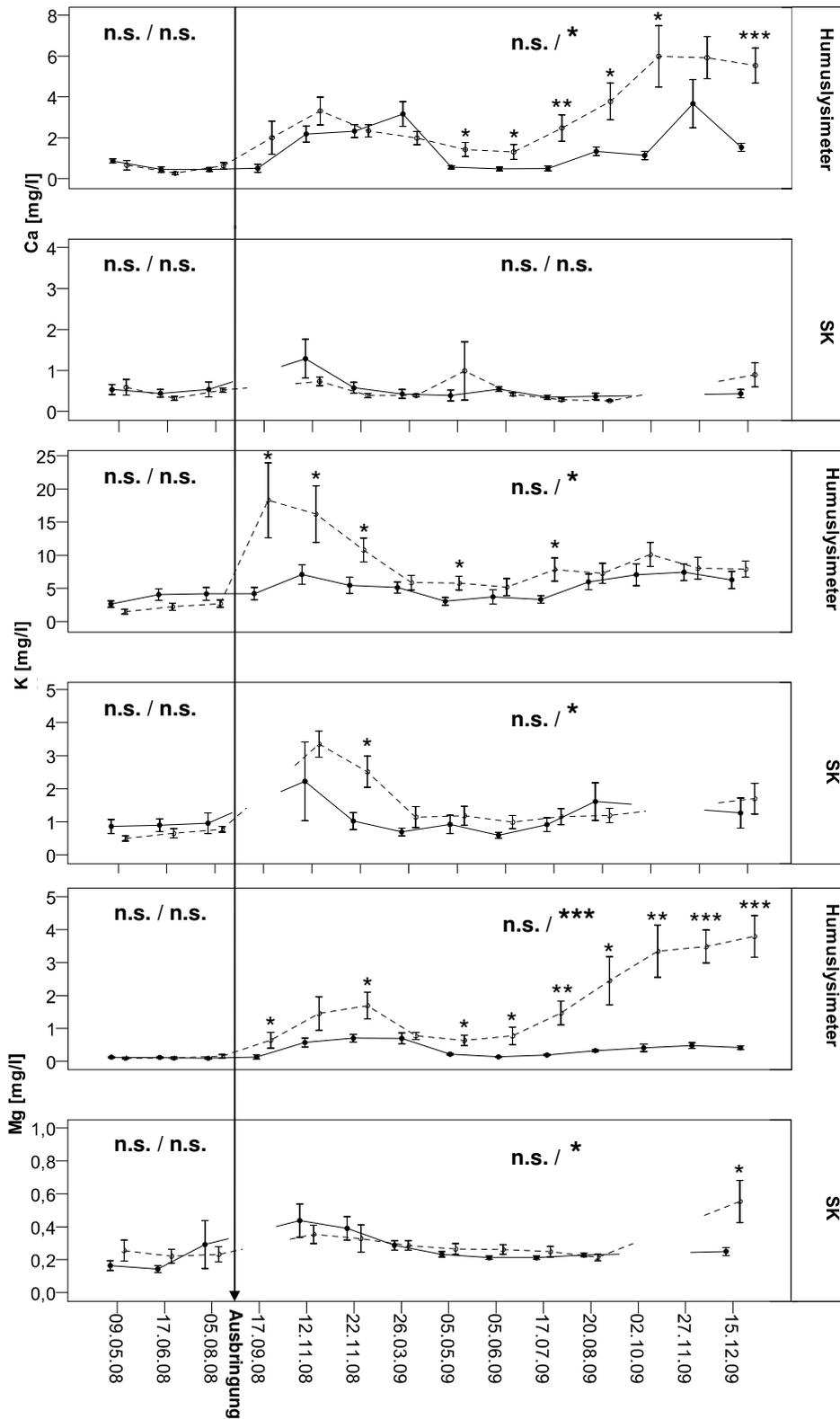


Abbildung 37: Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen (Ca, K, Mg) im Humusausfluss (Humuslysometer) und dem Sickerwasser in 40 cm (Saugkerze, SK) vor und nach der Ausbringung (— Kontrolle; - - - RIA 6/4). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (1. Signifikanztest: Einfluss der Lage; 2. Signifikanztest: Einfluss der Ausbringung; *: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,001$).**

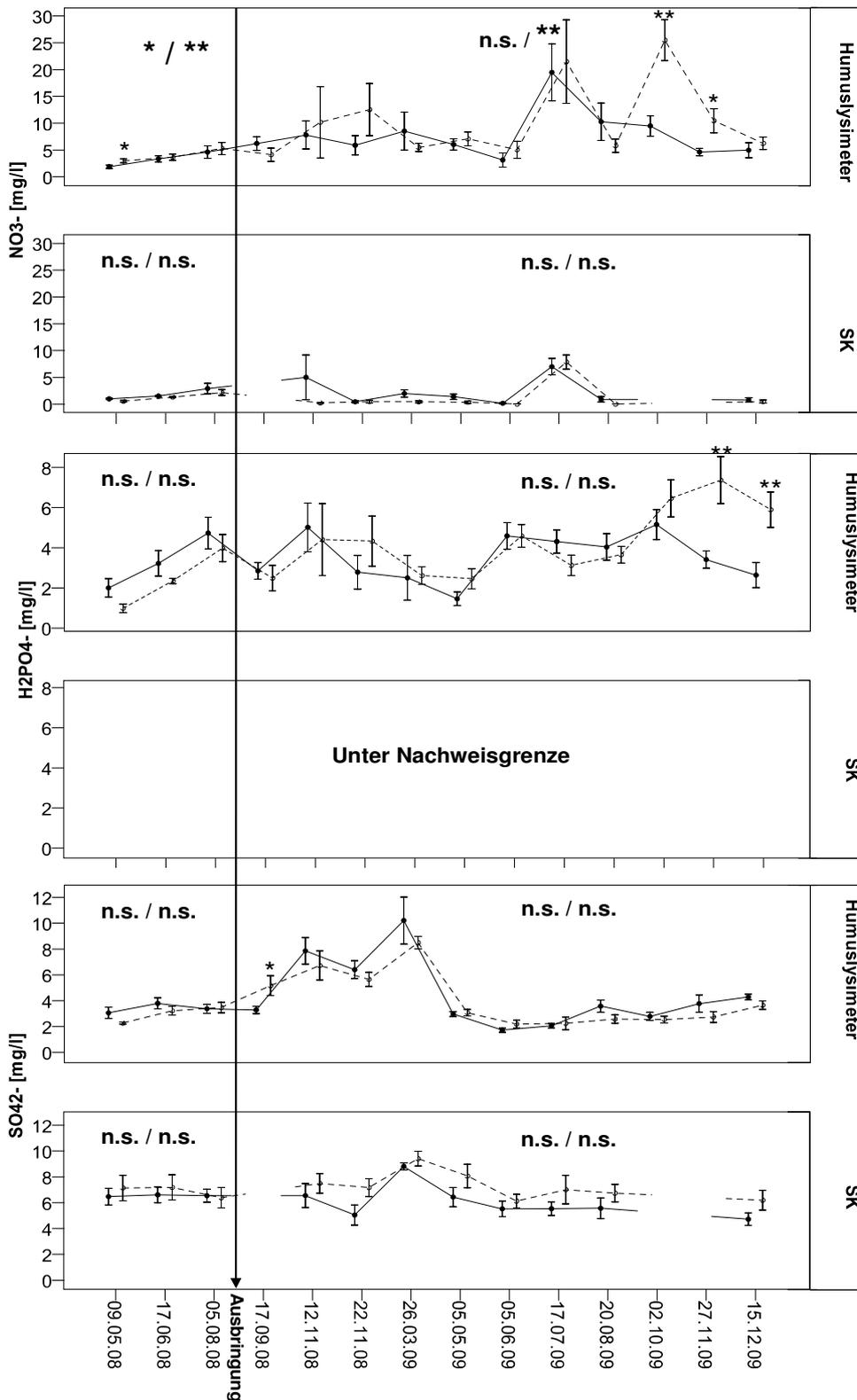


Abbildung 38: Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen (Nitrat, Hydrogenphosphat; Sulfat) im Humusausfluss (Humuslysimeter) und dem Sickerwasser in 40 cm (Saugkerze, SK) vor und nach der Ausbringung (— Kontrolle; - - - RIA 6/4). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (1. Signifikanztest: Einfluss der Lage; 2. Signifikanztest: Einfluss der Ausbringung; *: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; ***: $p \leq 0,001$).

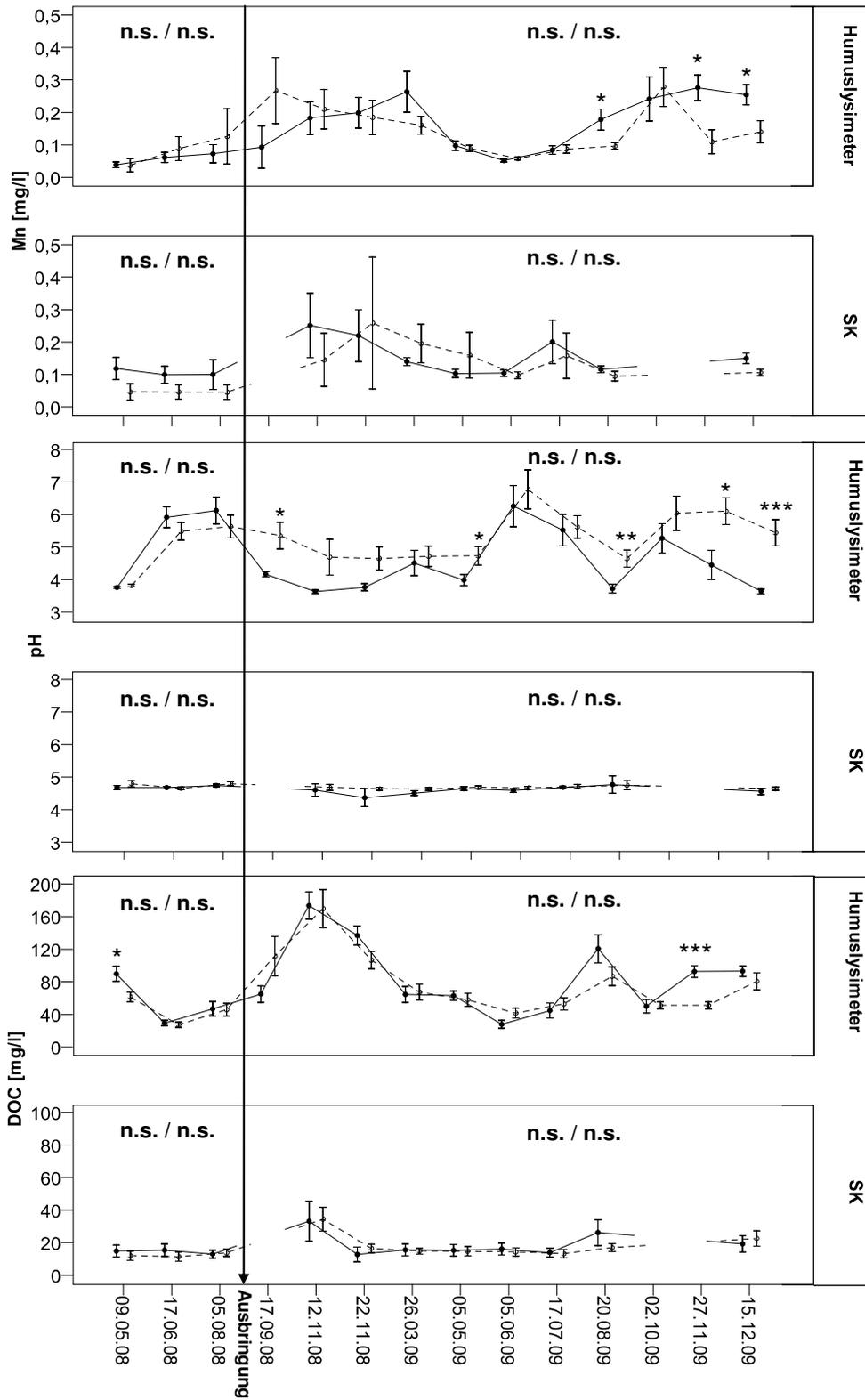


Abbildung 39: Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen (Mn, DOC) und dem pH-Verlauf im Humusausfluss (Humuslysimeter) und dem Sickerwasser in 40 cm (Saugkerze, SK) vor und nach der Ausbringung (— Kontrolle; - - - RIA 6/4). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (1. Signifikanztest: Einfluss der Lage; 2. Signifikanztest: Einfluss der Ausbringung; *: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,001$).**

3.2.3.3 Bodenchemische Untersuchungen des Praxisversuches

3.2.3.3.1 Kationenaustauschkapazität

Um mögliche Auswirkungen der RIA-Ausbringung erkennbar zu machen, wurden auf den vier Teilversuchsflächen vor der Ausbringung (März 2008) und nach der Ausbringung (November 2008) Bodenproben im Humus (Of/Oh) und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm) gewonnen.

In Abbildung 40 sind die Ergebnisse dieser Untersuchung dargestellt. Die Linien zeigen den Verlauf der Konzentration mit der Bodentiefe als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne verdeutlichen statistische Unterschiede auf den jeweiligen Signifikanzniveaus (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** : $p \leq 0,001$). Der statistische Unterschied bezieht sich dabei auf eine Änderung in Folge der Ausbringung in derselben Tiefenstufe.

Eine eindeutige Änderung durch die Ausbringung von RIA 6/4 ergab sich im Humus bei Mg. Dort wurde der ursprüngliche Ausgangswert von ca 15 auf 30 $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ erhöht.

Auch bei Ca kam es in der Humusaufgabe zu einer Erhöhung. Dies ist aber nicht eindeutig der Ausbringung zuzuschreiben, da es auch auf der Kontrollfläche zu einer Erhöhung kam.

Bei den H^+ -Ionen ergab sich bei der Messwiederholung eine deutliche Abnahme in der Humusaufgabe. Diese war auf der Kontrollfläche signifikant, auf der behandelten Fläche sehr signifikant. Im Schnitt sank die Belegung an H^+ -Ionen von ursprünglich 85 $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ auf 65 $\mu\text{mol IE g}^{-1}$.

Der signifikante Rückgang der Belegung an Mn nach der Ausbringung im Humus ist auf die pH-Werterhöhung zurückzuführen. Bei K zeigten sich nur geringe Änderungen. Diese sind aber saisonal bedingt, da es auch bei der Kontrollfläche zu signifikanten bis höchst signifikanten Änderungen kam. Ähnliches Verhalten konnte auch bei Natrium, Aluminium und Eisen beobachtet werden.

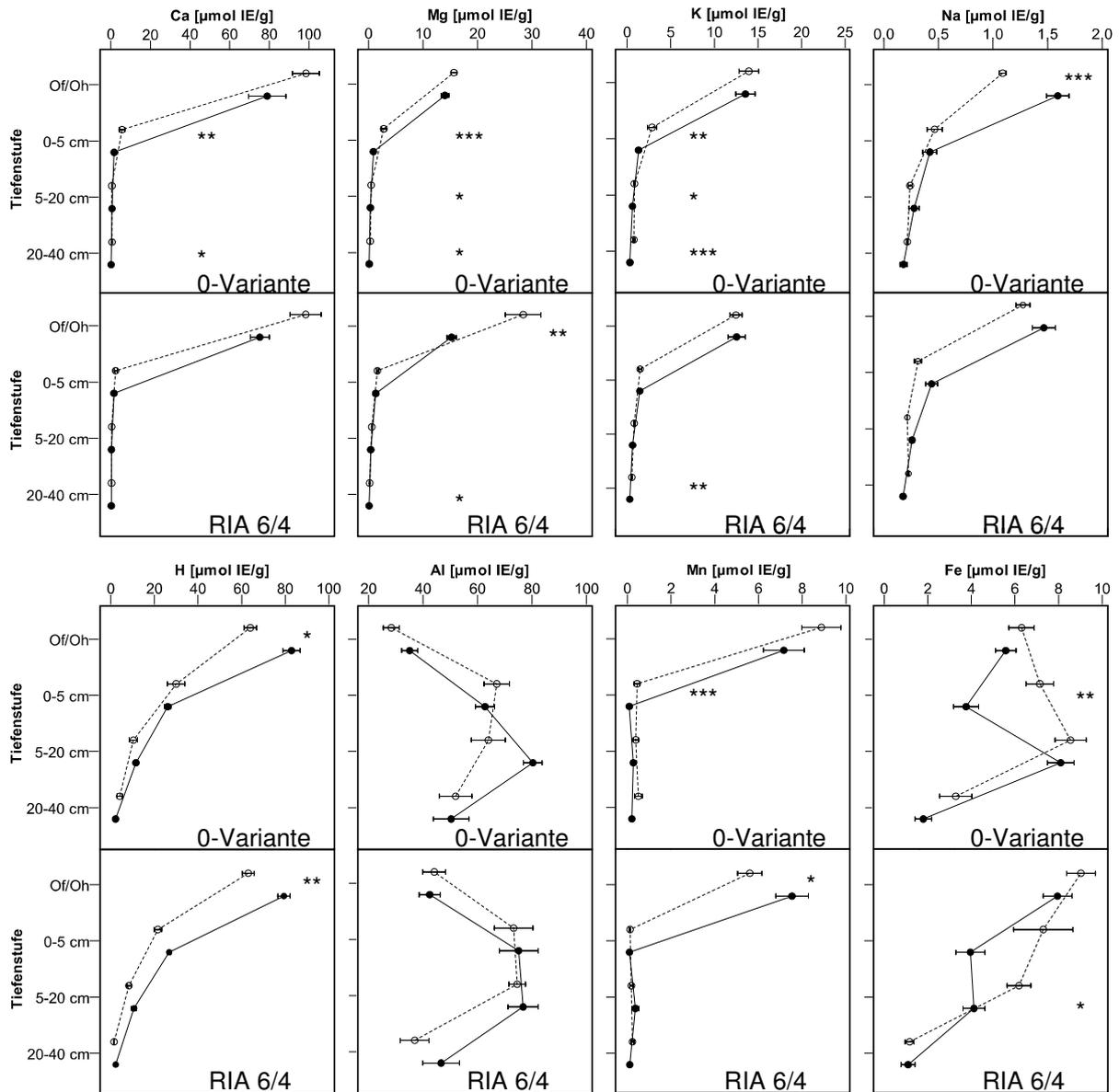


Abbildung 40: Austauschbare Nährelemente in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung) (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; * $p : \leq 0,001$).**

3.2.3.3.2 Nährelementgehalte im Humus

In der Tabelle 18 sind die Nährelementgehalte im Humus vor und nach der Ausbringung dargestellt. Orange bzw. hellgrüne Zellen zeigen Ab- bzw. Zunahmen der Gehalte auf einem Signifikanzniveau $p \leq 0,05$, rote bzw. dunkelgrüne Zellen Ab- bzw. Zunahme auf dem Niveau $p \leq 0,01$.

Die Ausbringung von RIA 6/4 führte bei dieser Untersuchung zu zwei sehr signifikanten Unterschieden. Nach der Ausbringung stieg der Gehalt an Mg von $0,47 \text{ mg g}^{-1}$ auf $0,64 \text{ mg g}^{-1}$. Bei Mn sank der Gehalt von $0,47 \text{ mg g}^{-1}$ auf $0,20 \text{ mg g}^{-1}$.

Tabelle 18: Darstellung der Nährelementgehalte im Humus vor (v.d.A) und nach (n.d.A) der Ausbringung auf der reichen Fläche als Mittelwert (MW) mit einfachem Standardfehler (SE). Die unterschiedlichen Farben der Zellen geben Zu- bzw. Abnahmen der Gehalte auf unterschiedlichen Signifikanzniveaus.

=	↑ $p \leq 0,05$		↑ $p \leq 0,01$		↓ $p \leq 0,05$		↓ $p \leq 0,01$					
Element [mg g^{-1}]												
	P				K				Ca			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	0,77	0,03	0,84	0,02	1,57	0,18	1,22	0,09	1,84	0,17	1,89	0,13
RIA 6/4	0,84	0,03	0,87	0,02	1,68	0,17	1,54	0,19	1,86	0,09	1,89	0,16
	Mg				Fe				Mn			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	0,38	0,01	0,42	0,01	2,81	0,17	2,99	0,18	0,38	0,01	0,27	0,03
RIA 6/4	0,47	0,03	0,64	0,04	3,59	0,31	4,03	0,31	0,47	0,03	0,20	0,01
	Cu				Zn				S			
	v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A		v.d.A		n.d.A	
	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,06	<0,01	0,06	<0,01	1,84	0,06	1,92	0,03
RIA 6/4	0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,06	<0,01	0,05	<0,01	1,92	0,05	1,95	0,04

-  Um langfristige Aussagen einer Ausbringung von RIA 6/4 treffen und die Großproduktion dieser Variante austesten zu können, wurde der Praxisversuch in Flossenbürg durchgeführt.
-  Nach der Ausbringung kam es direkt zu einem signifikanten Anstieg der K- und Mg- Konzentrationen im Humusausfluss. Betrachtet man den gesamten Zeitraum nach der Ausbringung unabhängig vom Messtermin so ergaben sich signifikanten Anstiege der Konzentrationen an Ca, K, Mg, NO_3^- . Bei K und Mg waren diese sogar im Mineralboden messbar.
-  Bei der Kationenaustauschkapazität kam es nur im Oberboden zu einer geringen Erhöhung an Ca und Mg. Bei K war kein Unterschied feststellbar. Bei Na, H^+ und Mn kam es zu einem Rückgang.
-  Im Humus nahm der Gehalt an Mg signifikant zu und der von Mn signifikant ab.

3.3 Landwirtschaftliche Versuchsfläche – Zurnhausen

3.3.1 Geologie und Lage der Versuchsfläche

Neben den forstlichen Standorten wurde im März 2008 eine landwirtschaftliche Versuchsfläche angelegt. Die Fläche befand sich in Zurnhausen, nahe Freising, und ist im Besitz des Versuchsbetriebes der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf. Tabelle 19 gibt eine kurze Beschreibung der Versuchsfläche wieder. Die Versuchsfläche liegt ebenfalls wie die Flächen des Variantenversuches im Tertiärenhügelland. Der vorherrschende Bodentyp sind nährstoffreiche Braunerden aus Lößlehm.

Tabelle 19: Beschreibung des Betriebes des Lehr- und Versuchsbetriebes Zurnhausen der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf. Daten entstammen der Beschreibung auf der Internetseite (<http://www.hswt.de/fh/fakultaet/le/lehr-und-versuchsbetrieb/betriebsbeschreibung.html>)

Lage	48° 24' N - 11° 43' O
Höhenlage (über NN)	483 m ü. N.N.
Durchschnittliche Niederschlagsmenge	794 mm
Durchschnittliche Jahrestemperatur	7,5 °C
Vorherrschende Bodenart	schluffiger Lehm

3.3.2 Material und Methoden

3.3.2.1 Varianten und Versuchsdesign

Auf der Versuchsfläche wurden folgende Varianten ausgebracht (Tabelle 20). Es handelt sich um 3 verschiedene pelletierte Mischungen aus geschredderter Fichtenrinde bzw. kleingehäckselten Fichtenzweigen mit Nadeln (Reisig) und Asche. Bei der Asche handelte sich erneut um die Feuerraumasche aus der Verbrennung von naturbelassenem Holz aus dem Biomasseheizwerk Reit im Winkl, wie sie auch auf den anderen Versuchsflächen verwendet wurde. Die Asche entstammte einer Trockenlagerung und wurde auf 4 mm Maschenweite gesiebt. Da die Versuchsfläche in den laufenden landwirtschaftlichen

Betrieb integriert wurde, wurde auf jeder Versuchsparzelle der konventionelle Dünger ausgebracht.

Tabelle 20: Übersicht der Varianten, die auf der landwirtschaftlichen Versuchsfläche Zurnhausen ausgebracht wurden.

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form	Bezeichnung
0-Variante	NK-Dünger	100	granuliert	Kontrolle
Dünger + RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	pelletiert	RIA 6/4
Dünger + RIA 4/6	Rinde, Feuerraumasche	40/60	pelletiert	RIA 4/6
Dünger + REIA 6/4	Reisig, Feuerraumasche	60/40	pelletiert	REIA 6/4
Dünger + Asche	Feuerraumasche	100	unbehandelt, gesiebt	Asche

Die Varianten wurden jeweils in sechsfacher Wiederholung ausgebracht. Das Versuchsdesign entsprach einem lateinischen Rechteck mit fünf Versuchsgliedern und sechs Wiederholungen (Abbildung 41).

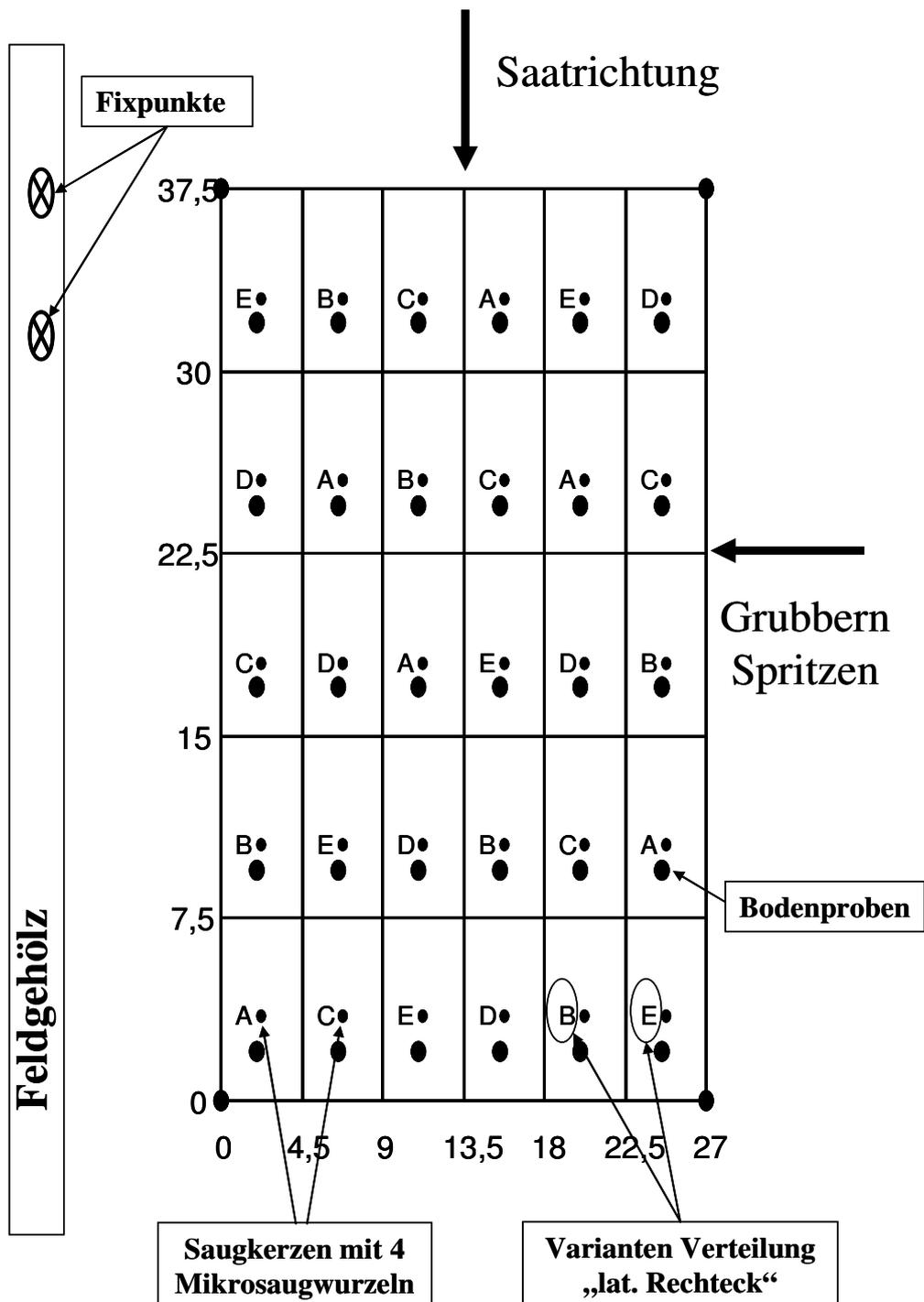


Abbildung 41: Aufbau und Verteilung der Varianten in einem lateinischen Rechteck mit sechs Wiederholungen (A: Kontrolle; B: RIA 6/4; C: RIA 4/6; D: REIA 6/4; E: Asche)

Pro Messplatz wurden vier Mikroaugwurzeln (5 cm Tiefe; Rhizon Bodenfeuchte-Probenehmer, Typ SMS, -800 hPa) und eine Saugkerze (40 cm Tiefe; Keramiksaugkerzen SK 20, -600 hPa) installiert (Abbildung 42) und anschließend wieder mit Boden abgedeckt.



Abbildung 42: Einbau der Saugkerze (40 cm) und der Mikroaugwurzeln (5 cm)

Ende April wurden die Varianten händisch ausgebracht und mit einer Kreiselegge in den Boden eingearbeitet.

Die Sickerwasserprobennahme erfolgte von März bis November monatlich.

Die Bodenproben wurden vor der Ausbringung der Varianten (Ende März 08) und vor Wintereinbruch (Ende November 2008) gewonnen.

Bodenproben wurden in den Tiefenstufen 0-10 cm (10*10 cm Stechzylinder), 10-20 cm und 20-40 cm (jeweils mit 50 mm Rammkernsonde mit PVC-Kernhülse) volumenbezogen gewonnen und chemisch analysiert.

Da die Fläche für verschiedene Arbeitsschritte (Grubbern, Sähen, Ernte) befahren wurde, musste diese teilweise geräumt werden. Diese Arbeitsschritte hatten zur Folge, dass zu Beginn des Versuches nur die Saugkerzen eingebaut wurden, da ein Ausbau der Mikroaugwurzeln aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften nicht möglich war.

Um die exakten Positionen der Saugkerzen wieder finden zu können, mussten zwei Punkte, die den landwirtschaftlichen Betrieb nicht einschränkten, als Fixpunkte gewählt werden. Mit Hilfe von Winkelspiegel und Maßband war das Einmessen der Versuchsfelder anschließend möglich. Ende November waren die Untersuchungen auf der landwirtschaftlichen Versuchsfläche abgeschlossen und die Fläche wurde komplett geräumt.

3.3.2.2 Sickerwasseranalytik

Sickerwasserproben wurden monatlich gewonnen. Neben den Elementen (s. Kapitel 2.1) wurden Im Sickerwasser wurden auch Pb, Cd, Cr und Ni am ICP-Atomemissionsspektrometer Optima 3000 der Firma Perkin Elmer ermittelt.

3.3.2.3 Boden- und Pflanzenproben

Die Bodenproben wurden bei 45 °C getrocknet und durch ein 2 mm-Sieb gesiebt (Analytik s. Kapitel 2.1). Ende September wurde der Mais mit einem Maishäcksler geerntet. Dieser beprobte pro Versuchsparzelle jeweils zwei Maisreihen mit 6 m Länge und entnahm automatisiert ein geschreddertes Aliquot pro Versuchsparzelle. Dieses wurde anschließend bei 45 °C getrocknet. Zur Ermittlung der Elementgehalte des Maises in Abhängigkeit der Varianten an B, Ca, Fe, Mg, Mn, K, Cu, Na, P, Al, Zn, S, Cd, Cr, Ni und As erfolgte die Messung nach Druckaufschluss mit 65 % HNO₃ bei 165 °C am ICP-Atomemissionsspektrometer der Firma Perkin Elmer. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in den Pflanzenproben sind am Elementaranalysator bestimmt worden.

3.3.3 Ergebnisse

3.3.3.1 Nährelementgehalte und Ausbringungsmenge der Varianten

Die Tabelle 21 gibt eine Übersicht der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten. Dabei wies die Variante Asche die höchsten Gehalte an P, K, Ca, Mg, Fe, Al, Cu und Mn auf. Als Konsequenz daraus stiegen diese Gehalte mit steigendem Ascheanteil in den Pellets. Die Kontrollvariante besaß die höchsten Gehalte an N und S. Aufgrund der hohen Verbrennungstemperaturen ist Asche nahezu frei an N. Durch die Zugabe von organischer Substanz stieg der Gehalt an N in den Pellets, wobei REIA 6/4 unter den pelletierten Varianten den höchsten Gehalt hatte. Zudem war der Gehalt an organischem Kohlenstoff bei der Variante REIA 6/4 am höchsten. Der gefundene geringe Anteil an organischem Kohlenstoff in der Asche lässt sich auf nicht vollständig verbrannte organische Partikel zurückführen.

Tabelle 21: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n= 3); --- Gehalt unter der Nachweisgrenze

	Element [mg g ⁻¹]					
	C _{org}		N		P	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
Kontrolle	19,14	1,22	220,97	19,15	---	---
RIA 6/4	254,47	8,99	3,00	0,07	3,63	0,48
RIA 4/6	165,37	4,05	1,61	0,05	5,90	0,09
REIA 6/4	280,07	1,66	4,94	0,09	4,05	0,31
Asche	30,90	1,15	0,40	0,11	9,83	0,27
	K		Ca		Mg	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	Kontrolle	5,75	1,51	67,65	23,17	18,37
RIA 6/4	18,92	2,43	93,78	10,55	15,85	2,09
RIA 4/6	27,09	0,6	153,18	2,74	25,14	1,05
REIA 6/4	16,6	0,77	97,38	2,04	15,73	0,57
Asche	57,32	11,76	239,47	1,41	38,72	1,34
	S		Fe		Al	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	Kontrolle	19,28	7,42	2,41	0,29	0,93
RIA 6/4	2,25	0,15	5,58	0,36	7,30	0,80
RIA 4/6	3,09	0,08	6,89	0,32	9,32	0,31
REIA 6/4	2,48	0,03	4,94	0,35	6,40	0,49
Asche	4,13	0,08	10,29	0,63	15,80	0,29
	Cu		Mn		Zn	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	Kontrolle	---	---	0,21	0,01	0,04
RIA 6/4	0,04	<0,01	3,60	0,46	0,08	<0,01
RIA 4/6	0,06	<0,01	3,45	0,10	0,05	<0,01
REIA 6/4	0,04	<0,01	2,33	0,17	0,04	<0,01
Asche	0,12	0,03	5,64	0,06	0,04	0,01

Als Annahme für die jeweilige Ausbringungsmenge der Variante wurde eine Erhaltungskalkung mit 1t CaO gewählt. Resultierend aus den Ca-Gehalten (Tabelle 21) sind in Tabelle 22 die Bedarfsmengen mit den dazugehörigen Einträgen pro Hektar berechnet.

Tabelle 22: Äquivalente Bedarfsmengen zu einer Erhaltungskalkung mit 1 t ha⁻¹ CaO, berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) und den entsprechenden Elementeinträgen pro Hektar

Bedarfsmenge an CaO / Ca: 1 t ha⁻¹ / 715 kg ha⁻¹			
	(I) [t ha⁻¹]	(II) [kg Versuchsfläche⁻¹]	
Kontrolle	---	---	
RIA 6/4	7,63	4,29	
RIA 4/6	4,67	2,63	
REIA	7,34	4,13	
Asche	2,99	1,68	

Eintrag [kg ha⁻¹]			
	C_{org}	N	P
Kontrolle			
RIA 6/4	1940,21	22,87	27,68
RIA 4/6	771,88	7,51	27,54
REIA 6/4	2056,34	36,27	29,74
Asche	92,26	1,19	29,35

	K	Ca	Mg
Kontrolle			
RIA 6/4	144,26	715,03	120,85
RIA 4/6	126,44	714,98	117,34
REIA 6/4	121,88	714,99	115,49
Asche	171,15	715,01	115,61

	S	Fe	Al
Kontrolle			
RIA 6/4	17,16	42,54	55,66
RIA 4/6	14,42	32,16	43,5
REIA 6/4	18,21	36,27	46,99
Asche	12,33	30,72	47,18

	Cu	Mn	Zn
Kontrolle			
RIA 6/4	0,3	27,45	0,61
RIA 4/6	0,28	16,1	0,23
REIA 6/4	0,29	17,11	0,29
Asche	0,36	16,84	0,12

Resultierend aus den höchsten Gehalten (Tabelle 21) waren die Einträge an P, K, und Cu bei der Aschevariante am höchsten. Aufgrund der höheren Bedarfsmengen bei den Organo-Asche-Presslinge waren die Einträge an Mg, S, Fe, und Zn am höchsten. Durch die Beimischung von organischer Substanz stiegen die Einträge an N, wobei die höchsten Werte bei der Variante REIA 6/4 erreicht wurden.

3.3.3.2 Sickerwasseruntersuchungen der landwirtschaftlichen Versuchsfläche

In Abbildung 43 sind die Konzentrationen an Nährelementen und die pH-Entwicklung im Sickerwasser in 5 cm und 40 cm Bodentiefe als Mittelwert mit einfachem Standardfehler dargestellt. Vor der Ausbringung wurde ein Initialwert nur bei den Saugkerzen ermittelt. Wie aus der Abbildung ersichtlich wird, ergeben sich nur geringe Unterschiede.

Die Variante RIA 6/4 besaß die höchste Anfangskonzentration an SO_4^{2-} .

Nach der Ausbringung konnten bei den ersten zwei Probenahmen Anstiege in 5 cm Bodentiefe bei Ca, K und Mg festgestellt werden. Hier besaß jeweils die Aschevariante die höchsten Konzentrationen.

Ein deutlich saisonaler Anstieg konnte auch beim NH_4^+ beobachtet werden.

Der Anstieg des pH-Wertes in dieser Bodentiefe war nur gering. Am deutlichsten stieg dieser bei der Variante RIA 4/6, die in diesem Vergleich auch den höchsten pH-Wert aufweisen konnte.

Bei der Probenahme am 07.08.2008 fielen die Konzentrationen an Ca, K, Mg, NO_3^- und SO_4^{2-} in beiden Tiefenstufen ab. Hierbei waren beim SO_4^{2-} die Varianten RIA 4/6, REIA 6/4 und Asche die Ausnahmen.

H_2PO_4^- und pH-Wert zeigten hingegen zu diesem Messtermin leichte Anstiege. Zum Ende des Messprogrammes stiegen die Konzentrationen an Ca, Mg, NO_3^- und SO_4^{2-} in 5 cm Bodentiefe. Auch der pH-Wert erhöhte sich bei den Varianten Kontrolle und RIA 6/4, die zum Ende den höchsten pH-Wert besaßen.

In 40 cm Bodentiefe fielen die Konzentrationen an Mg, NO_3^- , NH_4^+ und H_2PO_4^- . Der pH-Wert und SO_4^{2-} stiegen nur geringfügig.

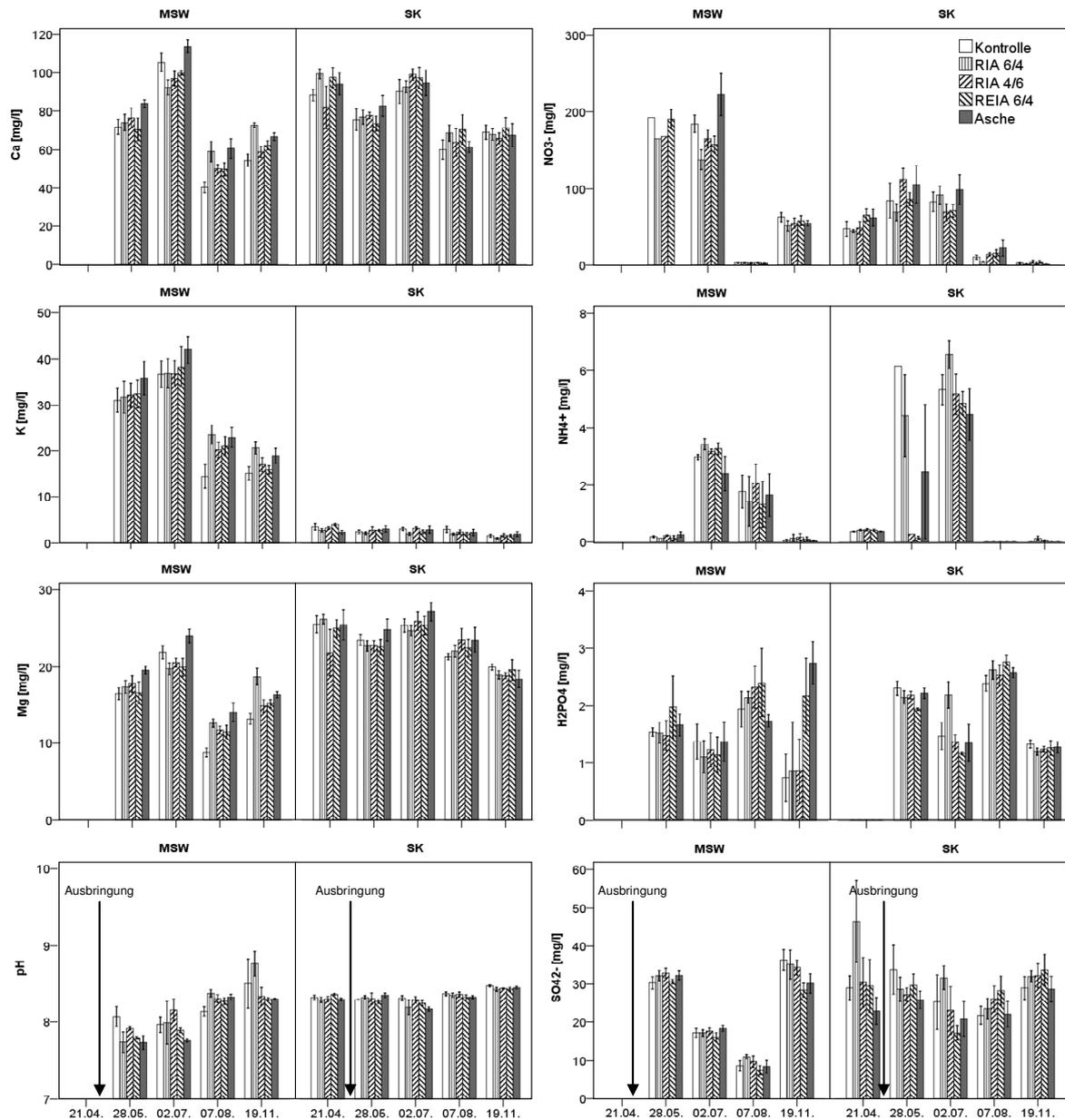


Abbildung 43: Konzentrationen an Nährelementen und Darstellung der pH-Entwicklung im Sickerwasser in 5 cm und 40 cm Bodentiefe; dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler des Mittelwertes (MSW: Mikrosaugwurzeln in 5 cm, SK: Saugkerze in 40 cm Bodentiefe).

3.3.3.3 Bodenchemische Untersuchungen der landwirtschaftlichen Versuchsfläche

Die Abbildung 44 zeigt die Gehalte an austauschbaren Ca, K und Mg vor und nach der Ausbringung. Als wichtiger Parameter des Ionenantagonismus ist das $(Ca+Mg)/K$ -Verhältnis aufgeführt.

Wie aus Abbildung 44 ersichtlich wird, ergeben sich in einem Zeitraum einer Vegetationsperiode hinsichtlich der oben aufgezeigten Gehalte an austauschbaren Nährelementen nur geringe Unterschiede.

Die Ergebnisse zeigen erhöhte Gehalte an Ca bei allen Varianten und Tiefenstufen nach der Ausbringung. Im Gegensatz dazu kam es zu einer geringen Abnahme an K in 0-10 cm Bodentiefe.

Mit Ausnahme von REIA 6/4 stieg der Gehalt an Mg in der Bodentiefe 0-10 cm. Hier zeigten die Varianten RIA 6/4 und RIA 4/6 die höchsten Werte. Bei der Aschevariante konnte auch ein leichter Anstieg in 10-20 cm Bodentiefe beobachtet werden.

Beim $(Ca+Mg)/K$ -Verhältnis ergaben sich bei den Beprobungszeitpunkten nur geringe Abweichungen. In der Bodentiefe 0-10 cm kam es zu einer leichten Verschiebung nach rechts, die sich aber in den unteren Bodentiefen mit Ausnahme von der Kontrollvariante nach links kehrte. Auffallend ist auch, dass die Gehalte zu Beginn des Versuches eine deutlich höhere Spreitung als zum Ende des Beprobungszeitraumes besaßen.

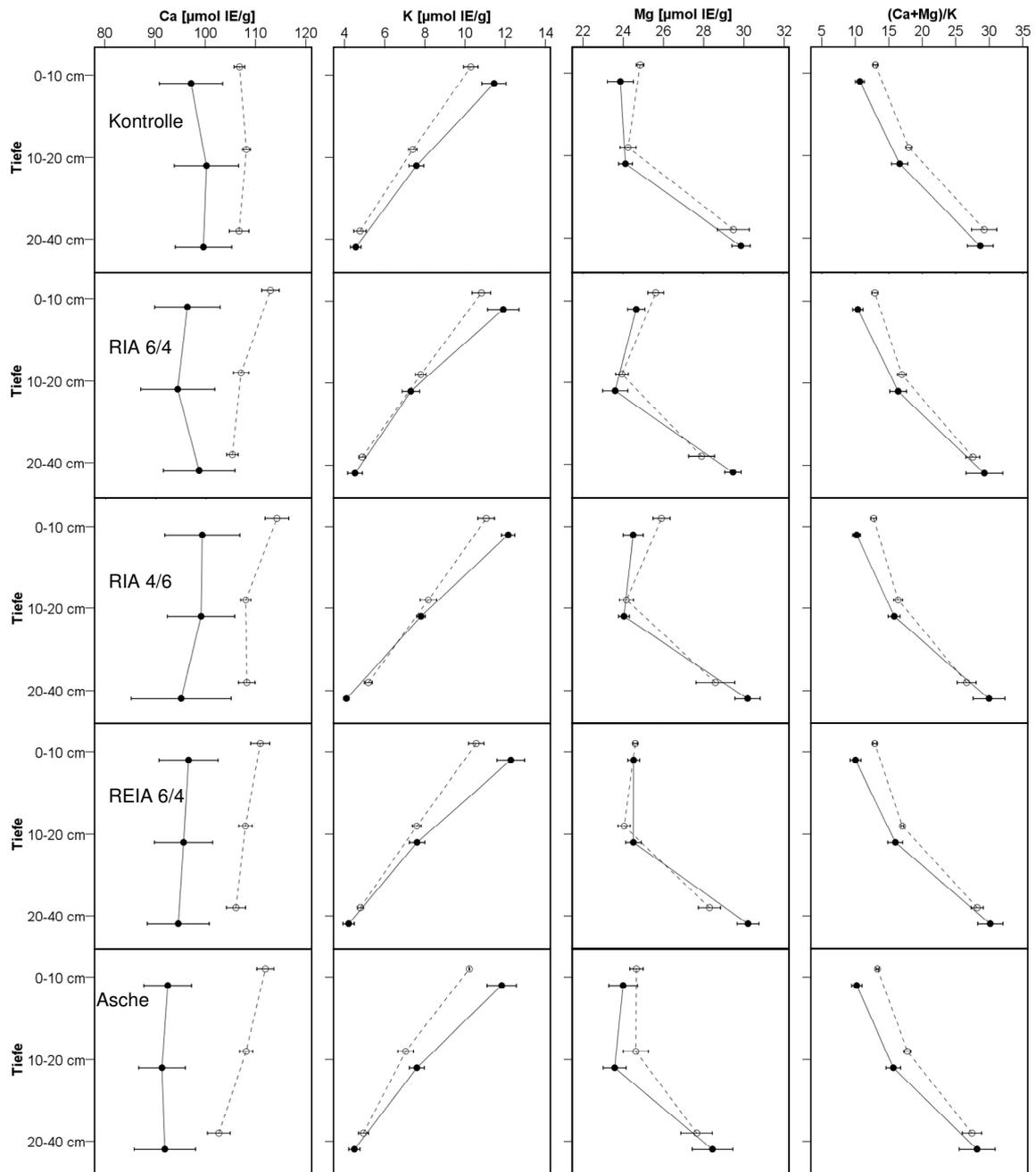


Abbildung 44: Austauschbare Nährelemente und des (Ca+Mg)/K-Verhältnis in den Bodenstufen 0-10 cm, 10-20 cm und 20-40 cm, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - nach der Ausbringung).

In der Tabelle 23 sind die Gehalte an C_{org} , N, C/N-Verhältnis sowie der pH-Wert der ungemahlenden Bodenproben in destilliertem Wasser dargestellt.

Getestet wurde, ob sich die Varianten jeweils vor bzw. nach der Ausbringung mittels Anova signifikant unterschieden. Dieser Test ergab, dass sowohl vor bzw. nach der Ausbringung keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen erkennbar waren.

Des Weiteren wurde untersucht, inwieweit sich die Ergebnisse vor bzw. nach der Ausbringung innerhalb einer Variante unterscheiden.

Die hochgestellten Buchstaben geben diese an, wobei „A“ das Minimum darstellt.

Sollten keine Unterschiede vorliegen, wurde auf die Buchstaben verzichtet.

Beim C_{org} kam es jeweils, mit Ausnahme der Asche-Variante, zu einer nicht signifikanten Reduktion der Gehalte in der Bodentiefe 0-10 cm.

Stiegen die Gehalte an C_{org} in der nachfolgenden Beprobungsstufe, so sanken diese bei den RIA-Varianten leicht.

Beim N kam es in allen Bodentiefen und Varianten am Ende des Beprobungszeitraumes zu einer teilweise sogar signifikanten Erhöhung.

Resultierend daraus nahm das C/N-Verhältnis zum Ende des Versuches durchgehend ab. Zwar unterschied es sich innerhalb der Varianten zu den Probezeitnahmen nicht, dennoch waren die Abnahmen zum Ende der Untersuchung innerhalb einer Variante signifikant. Von der Kontrollvariante abgesehen, stiegen die pH-Werte der anderen Varianten in der Bodentiefe 0-10 cm zwar leicht, aber dennoch signifikant. Im Gegensatz dazu sanken die pH-Werte in der untersten Bodentiefe.

Tabelle 23: Mittelwert der Gehalte an C_{org}, N sowie das C/N-Verhältnis und der pH-Wert, gemessen in dest. Wasser, in Abhängigkeit der Varianten und der Bodentiefe (v.d.A: vor der Ausbringung, zu Beginn des Versuches; n.d.A: nach der Ausbringung, am Ende des Untersuchungszeitraumes; große hochgestellte Buchstaben geben signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) innerhalb einer Variante vor bzw. nach der Ausbringung, fehlen die Buchstaben, so ergaben sich keine Unterschiede.)

Variante	Tiefenstufe	Element [mg g ⁻¹]				C/N		pH _{Wasser}	
		C _{org}		N		v.d.A	n.d.A	v.d.A	n.d.A
		v.d.A	n.d.A	v.d.A	n.d.A				
Kontrolle	0-10 cm	20,37	19,68	1,87 ^A	2,45 ^B	10,95 ^B	8,02 ^A	7,02	7,05
	10-20 cm	13,89	15,11	1,28 ^A	2,00 ^B	10,91 ^B	7,55 ^A	7,16	7,11
	20-40 cm	6,53	5,90	0,60 ^A	1,13 ^B	10,91 ^B	5,15 ^A	7,35	7,19
RIA 6/4	0-10 cm	21,97	20,00	2,04	2,45	10,81 ^B	8,16 ^A	7,02 ^A	7,27 ^B
	10-20 cm	16,48	15,67	1,53 ^A	2,04 ^B	10,80 ^B	7,68 ^A	7,17 ^B	7,02 ^A
	20-40 cm	6,38	5,54	0,61	1,00	10,61 ^B	5,59 ^A	7,28	7,19
RIA 4/6	0-10 cm	18,84	18,35	1,73 ^A	2,39 ^B	10,89 ^B	7,99 ^A	7,02 ^A	7,29 ^B
	10-20 cm	16,00	15,31	1,60 ^A	2,02 ^B	10,65 ^B	7,58 ^A	7,11	7,17
	20-40 cm	5,72	6,99	0,49 ^A	1,20 ^B	11,58 ^B	5,84 ^A	7,32	7,19
REIA 6/4	0-10 cm	20,03	19,62	1,87 ^A	2,36 ^B	10,77 ^B	8,31 ^A	7,01 ^A	7,17 ^B
	10-20 cm	16,31	16,84	1,61 ^A	2,17 ^B	10,37 ^B	7,81 ^A	7,15	7,17
	20-40	9,83	6,19	0,85	1,09	11,85 ^B	5,70 ^A	7,33	7,25
Asche	0-10 cm	17,04	18,97	1,62 ^A	2,35 ^B	10,54 ^B	8,06 ^A	6,97 ^A	7,27 ^B
	10-20 cm	13,96	15,91	1,33 ^A	2,09 ^B	10,51 ^B	7,61 ^A	7,10	7,07
	20-40 cm	9,25	6,51	0,89	1,14	10,66 ^B	5,60 ^A	7,30	7,17

3.3.3.4 Nährelementgehalte und Erträge der Biomasse auf der landwirtschaftlichen Versuchsfläche

Tabelle 24 gibt eine Übersicht des Ertrages bzw. der Nährelementgehalte des Maises.

Die hochgestellten Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede bzw. Gleichheit mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p \leq 0,05$ an, wobei im Fall von Ca „a“ das Minimum anzeigt. War bei den Varianten Varianzhomogenität gegeben, erfolgte die statistische Auswertung über ANOVA mittels des Tukey-Testes. Im anderen Fall wurde der Games and Howell`s Test (bei Al und Fe) angewandt.

Mit Ausnahme des Ca gab es bei den untersuchten Parametern keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten. Der Mais der Aschevariante brachte den höchsten, aber nicht signifikant unterschiedlichen Ertrag und besaß die höchsten Gehalte an C_{org}, N, Cd und Cr. Als Konsequenz daraus lagen die Werte der RIA 4/6-Variante über denen der anderen Pelletvarianten. Hingegen waren die Gehalte an Ca bei der Asche am geringsten und signifikant unterschiedlich zur Kontrollvariante. Diese hatte auch die höchsten Gehalte an K, Cu und Pb. Bei den Pelletvarianten war die Biomasseproduktion

der RIA 6/4-Variante am geringsten. Diese hatte hingegen die höchsten Gehalte an K, Ca, Mg und Zn. Bei Pb, Cd und Cr waren hier die Gehalte am niedrigsten.

Tabelle 24: Nährelementgehalte und Biomasseertrag des Maises. Die Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede nach Mittelwertvergleich mit ANOVA (bei Varianzhomogenität Tukey-Test $p \leq 0,05$; * keine Varianzhomogenität Games und Howell's Test $p \leq 0,05$).

Ertrag [$t_{\text{Mais}} \text{ ha}^{-1}$]		Element [mg g^{-1}]				
Variante		C_{org}	N	P	K	Ca
Kontrolle	11,37	430,00	7,63	2,45	12,91	2,05 ^{cd}
RIA 6/4	10,44	429,30	7,33	2,76	12,83	1,98 ^{ac}
RIA 4/6	11,39	430,40	7,85	2,73	11,46	1,58 ^{ab}
REIA 6/4	10,67	428,60	7,09	2,36	12,05	1,83 ^{bc}
Asche	12,56	430,90	8,17	2,61	11,07	1,47 ^{ab}
Variante		Mg	Mn	S	Fe*	Al*
Kontrolle		1,34	0,02	0,81	0,08	0,05
RIA 6/4		1,39	0,02	0,82	0,09	0,06
RIA 4/6		1,35	0,01	0,82	0,08	0,05
REIA 6/4		1,31	0,02	0,80	0,08	0,06
Asche		1,28	0,01	0,82	0,08	0,04
		Element [$\mu\text{g g}^{-1}$]				
Variante		Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
Kontrolle		15,10	3,48	6,39	1,84	7,78
RIA 6/4		16,18	3,18	3,95	1,91	7,60
RIA 4/6		15,90	3,16	6,29	2,00	8,31
REIA 6/4		14,13	3,26	5,37	1,96	7,65
Asche		14,60	3,04	5,84	2,09	8,38

-  Die Varianten RIA 6/4, RIA 4/6, REIA 6/4 und Asche wurden auf der landwirtschaftlichen Fläche äquivalent einer Erhaltungskalkung mit $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaO}$ ausgebracht.
-  Die landwirtschaftliche Versuchsfläche zeichnete sich durch hohe Konzentrationen an Ca, K und NO_3^- im Sickerwasser aus.
-  Zum Ende des Versuches stiegen durch die Ausbringung die Konzentrationen an Ca, K, Mg und H_2PO_4^- im Oberboden, wobei der Anstieg bei der Variante RIA 6/4 oftmals am größten war. In 40 cm Bodentiefe kam es zu keinen wesentlichen Änderungen.
-  Bei den austauschbaren Kationen Ca, K und Mg ergaben sich keine Änderung infolge der Ausbringung.
-  Durch die Ausbringung stieg der pH-Wert im Oberboden bei allen Varianten.
-  Asche führte zu einer Ertragssteigerung. Dagegen nahm mit steigendem Ascheanteil der Ca-Gehalt in der Biomasse ab. Bei den anderen Nährelementen kam es zu keinen statistischen Veränderungen.

4 Diskussion

In der vorliegenden Arbeit sollten die chemischen Eigenschaften von Asche bzw. modifizierten Ascheprodukten untersucht werden. Hierfür wurden Beregnungs- und Freilandversuche durchgeführt.

Im Rahmen dieser Untersuchung sollten die eingangs gestellten drei Fragen geklärt werden.

- Welche Unterschiede ergeben sich durch die Verwendung bzw. Beimischung von Feuerraumasche im Vergleich zu einer herkömmlichen Waldkalkung?

Neben den in der Literatur diskutierten positiven Effekten einer Kalkung, wie der Entsäuerung der Böden und des Sickerwassers, der Verringerung der Mobilität von Aluminium und anderer Schwermetalle, der Erhöhung des Angebotes an Ca und Mg und der Verbesserung der Humusqualität (WILPERT et al., 1993; HUBER, 1996; ZETZSCHWITZ, 1998), birgt eine Kalkung auch gewisse Risiken: In Abhängigkeit des Standortes, der Bestockung und vor allem des Stickstoffhaushaltes kann es zu einer verstärkten Belastung des Sickerwassers an Nitrat mit Humusschwund, Nährelementungleichgewichten und erhöhtem Risiko der Wurzelfäule kommen. Besonders in stickstoffgesättigten Waldökosystemen muss mit Nitratbelastungen gerechnet werden, bedingt durch die veränderten bodenchemischen Verhältnisse mit erhöhter Mineralisierung und Nitrifizierung von organisch gebundenem Stickstoff im Humus (KREUTZER, 1991; KREUTZER, 1995).

Bei Ascherückführungen (reine Asche oder Kalk/Asche-Gemische) sind aufgrund ihres sehr hohen pH-Wertes Risiken zu erwarten, die wahrscheinlich deutlich größer sind als diejenigen einer praxisüblichen Kalkung. Bei den vorgestellten Organo-Asche-Presslingen sollten die Risiken in etwa denjenigen einer Kalkung entsprechen. Im Hinblick auf ein ausgewogenes Nährelementangebot sollte die Ascherückführung jedoch einer Kalkung überlegen sein, da neben Ca und Mg auch die wichtigen Nährelemente K und P sowie Spurenelemente ausgebracht werden.

Neben den anorganischen Nährelementen aus der Asche ist auch die Rückführung von organischer Substanz in den Boden bedeutend. Sie erhöht das Kohlenstoffangebot, welches entscheidend für die biologische Aktivität der Böden ist. Die Einbringung von organischer Substanz verbessert zudem das Adsorptionsvermögen für Nährstoffkationen und über die Wirkung auf die Bodenstruktur die Wasserhaltefähigkeit leichter Böden, die Entwässerung schwerer Böden sowie den Lufthaushalt. Zudem ist die Mineralisierung organischer Substanz bedeutend für die P-Versorgung der Böden.

Neben den ernährungskundlichen Vorteilen ergeben sich weitere Vorteile bei der maschinellen Ausbringung. So muss bei der Ausbringung von Holzasche und Kalk bzw. Kalk-Asche mit Staubeentwicklung (HOLZNER, 1999) und aufgrund von Verunreinigungen (z.B. Sand- und Steinbeimengung) mit erheblichem Geräteverschleiß gerechnet werden (vgl. OBERNBERGER, 1995). Diese Nachteile werden durch die Pelletierung mit anschließender Absiebung des Feinmaterials minimiert.

- Welchen Einfluss hat die Mischung von Holzasche mit Rinde, Reisig oder Kalk auf die chemische Zusammensetzung, den pH-Wert der dadurch entstandenen Produkte und welche Konsequenzen ergeben sich hierbei in den Freilandversuchen?

Diskussion der Berechnungsversuche – Variantenversuch – Praxisversuch

Durch die Zugabe von Holzasche erhöhen sich die Gehalte der wichtigen Nährelemente Phosphor, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan und Kupfer im Endprodukt. Besonders interessant ist hierbei die Erhöhung des Phosphorgehaltes. Experten gehen davon aus, dass Phosphor aufgrund seiner nur noch begrenzten Verfügbarkeit und der fehlenden Möglichkeit, Phosphat (P_2O_5) zu substituieren, eine verbleibende Nutzungsdauer von 40-100 Jahren besitzt (VOGT et al., 2002; DELSCHEN u. OBERDÖRFER, 2008). Zudem erfolgt in natürlichen Ökosystemen die Nachlieferung von Phosphor in die Biosphäre im Wesentlichen nur im Zuge der Verwitterung von phosphathaltigen Gesteinen (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL (2002)). Hohe atmosphärische Einträge wie beim Stickstoff fehlen und liegen bei ca. $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ETTL et al., 2007 a). Phosphor wird dem Waldökosystem praktisch nur durch die Holzernte entzogen. Die Austräge mit dem Sickerwasser sind mit i.d.R. weniger als $0,05 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gering (ETTL et al., 2007 a; WEIS et al., 2006; ROTHE et al., 2002).

Allerdings erhöhen sich durch die Zugabe von Holzasche auch die Gehalte an Calcium und Magnesium. Wie in den Beregnungsversuchen bereits aufgezeigt, lösen sich diese recht schnell. Auf den Freilandversuchsflächen konnte beobachtet werden, dass die Konzentrationen im Sickerwasser der Humuslysimeter, ähnlich wie bei KREUZTER et al. (1991), deutliche saisonale Schwankungen besaßen. Die Schwankungen gründen im Wasserhaushalt der jeweiligen Versuchsfläche. Der Rückgang der Konzentrationen ist vor allem im 2. Quartal und zum Teil auch im 3. Quartal der Jahre 2008 und 2009 zu erkennen. Das liegt daran, dass in wärmeren Monaten der Oberboden austrocknet und es bei Regen zu Benässungswiderständen kommt. Das Niederschlagswasser fließt verstärkt in den Makroporen und es kommt nicht zu einer vollständigen Vermischung mit dem Wasser der Mikroporen. Verdünnungseffekte sind die Folge. Im Mineralboden werden diese Schwankungen geschwächt.

Die Kalkung bzw. die Gabe von Asche erhöhten die Mg-Konzentrationen deutlich stärker als die Ca-Konzentrationen in den Mikroaugwurzeln bzw. Humuslysimeter. Im Gegensatz zu den Beregnungsversuchen waren die Mg-Konzentrationen auf den forstlichen Versuchsflächen im Ausfluss des Humuses nach der Ausbringung der Varianten deutlich schneller erhöht als die Ca-Konzentrationen. Dies liegt an der hohen Retentionskapazität der Oberböden, die Ca deutlich stärker als Mg bindet (KREUTZER ET AL., 1991). Auch konnten die Bodenuntersuchungen zeigen, dass das Mg deutlich schneller an die Austauscher tieferer Bodenschichten gelangt als Ca (KREUTZER et al., 1991). REITER et al. beschrieb bereits 1986 diesen Effekt auf gekalkten Versuchspartzen im Höglwald. Auch konnte SILFVERBERG (1998) mittels eines Auswaschungsversuches auf Torfböden in Finnland die erhöhte Auswaschung von Mg im Vergleich zu Ca, K und P nachweisen.

Auffallend ist auf den Flächen des Variantenversuches, dass die Verlagerung von Mg auf der armen Fläche mit Ausnahme der Variante REIA 6/4 in die tieferen Bodenschichten stärker verläuft. Dies lässt sich auf den höheren Skelettanteil dieser Fläche zurückführen, der eine höhere Fließgeschwindigkeit ermöglicht und somit zu einer geringeren Rückhaltekraft des Wassers führt. Ähnliches Verhalten zeigte sich auf der Versuchsfläche in Flossenbürg.

Wie die chemischen Analysen der E- bzw. Produkte zeigten, steigen durch Zugabe von Asche die Gehalte an Ca, Mg und K, die für die pH-Werte der Produkte verantwortlich sind. Aufgrund der hohen Verbrennungstemperaturen (800 – 1000 °C) liegen diese Nährelemente bei Aschen hauptsächlich in oxidischer und hydroxidischer Form sowie in geringen Anteilen auch in karbonatischer und silikatischer Bindungsform vor

(UCKERT, 2004). Hieraus resultieren die hohen Anfangs-pH-Werte der reinen Asche und des Kalk/Aschegemisches (Abbildung 5), die jedoch rasch absanken. Im Gegensatz dazu blieb der pH-Wert bei täglicher Beregnung und deshalb ständiger Durchfeuchtung der Asche über mehr als 3 Wochen bei über 10 (Abbildung 45, verändert nach Ettl et al., 2009, 2010).

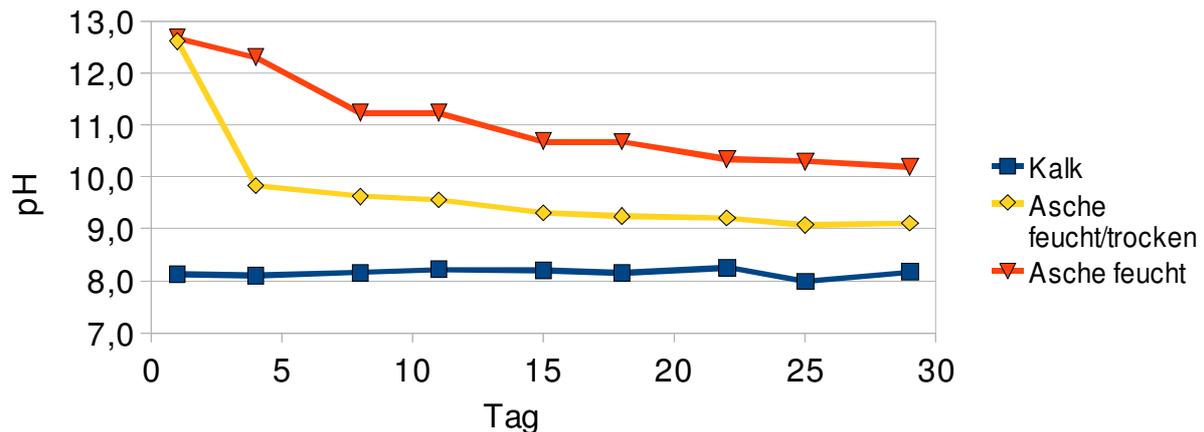


Abbildung 45: Darstellung der zeitlichen Entwicklung des pH-Verlaufes bei ständiger und wechselfeuchter Befeuchtung (verändert aus Ettl et al., 2009, 2010)

Die Absenkung des pH-Wertes ist auf die Carbonatisierung von Alkali- und Erdalkalioxide und -hydroxide zurückzuführen, ein Effekt, wie ihn auch HUBER et al. (1996) und UCKERT (2004) in ihren Untersuchungen feststellten. Durch den Wechsel aus Beregnung und Austrocknung kann Asche offensichtlich besser carbonatisieren als bei ständiger Durchfeuchtung. Die Carbonatisierung erfolgt, indem zunächst aus Calciumoxid und Wasser Calciumhydroxid (Ca(OH)_2) gebildet wird, welches anschließend mit Kohlendioxid zu schwer löslichem Calciumcarbonat reagiert. Diese Reaktion erklärt den starken Abfall des pH-Wertes nach 3 Tagen bei den Varianten Kalk-Asche und Asche.

Die Kalkung, ähnlich der Ausbringung der Varianten, führte auf den beiden forstlichen Standorten im Humusausfluss zu einer pH-Werterhöhung. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit Untersuchungen von PERSSON (1988), KREUTZER (1995) und HUBER et al. (2006). Wie in den Beregnungsversuchen nachgewiesen, hängt das pH- und Lösungsverhalten der Aschen stark von den Feuchtebedingungen bei der Ausbringung ab. In den Freilandversuchen kann davon ausgegangen werden, dass die Bedingungen für die Carbonatisierung ideal gewesen sein mussten. Im Rückschluss bedeutet dies, dass es bei längeren Feuchteperioden nach der Ausbringung zu lang andauernden pH-Werterhöhungen im Humus kommen kann. Mit der Zugabe von organischem Material

und der Pelletierung kann dieses Risiko gesenkt werden, da die Pellets hinsichtlich einer Erhöhung über pH 9 eine Pufferfunktion durch das organische Material besitzen. Der Rückgang der Belegung mit H^+ -Ionen läuft konform mit der pH-Werterhöhung im Sickerwasser. Da der Untersuchungszeitraum zwischen Ausbringung und erneuter Probenahme verhältnismäßig kurz war, ist dieser Effekt vor allem in den oberen Bodenschichten zu beobachten. Zwar ist dieser Effekt bereits nach einem kurzen Beobachtungszeitraum nachvollziehbar, trotzdem dürfen die langfristigen Auswirkungen der Ausbringung nicht außer Acht gelassen werden.

So konnten einige Wissenschaftler auch mehrere Jahre nach Kalkung bzw. Aschegabe erhöhte pH-Werte im Humus nachweisen (HUBER et al., 2006; KREUTZER et al., 1991; MARTIKAINEN, 1984; LEVULA, 1991; PRIHA und SMOLANDER, 1994; SAARSALMI et al., 2001; LEVULA et al., 2000; FRITZE et al., 1995; MÄLKÖNEN, 1996; BÅÅTH und ARNEBRANDT, 1994; BRAMRYD und FRANSMAN, 1995).

Ebenfalls konform läuft der Rückgang des Mangans an den Austauschern im Humus der behandelten Fläche in Flossenbürg. Dies kann durch die pH-Werterhöhung erklärt werden. Auf den Flächen des Variantenversuches konnte dies zumindest für die Varianten Kalk und Kalkasche beobachtet werden. Im Gegensatz zu Flossenbürg war dies aber eher standörtliche Ursache, da auch die Kontrollfläche zum Ende des Versuches leicht zurückging. Ähnliches bestätigt WENZEL (1989) auf Kalkungsflächen.

Das Verhalten in Flossenbürg konnte hingegen auf ähnlichen Flächen von BEESE (1989) und MARSCHNER (1990) bezeugt werden. SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL (2002) zeigt in diesem Zusammenhang den Einfluss des pH-Wertes auf die Konzentration des austauschbaren Mangans. Mit zunehmenden pH-Werten nimmt der Anteil des austauschbaren Mangans ab.

Beim Nitrat konnten auf den verschiedenen Freilandversuchsflächen unterschiedliche Aussagen getroffen werden. Auf den Flächen des Variantenversuches in Landshut konnte auf allen Versuchspartellen Nitrat gefunden werden. Teilweise überschritten diese den Grenzwert von 50 mg l^{-1} als Trinkwassergrenzwert. Auffallend ist, dass auf der reichen Fläche bereits vor der Ausbringung auffallend hohe Nitratwerte zu finden sind. Dies spricht für eine hohe räumliche Heterogenität der biologischen Aktivität des Stoffhaushaltes (KOHLPAINTNER et al., 2009). In Flossenbürg unterschieden sich die Humuslysimeter unabhängig von Lage und Variante bereits im Vorlauf höchst bzw. hoch signifikant. Erst zum Ende des Beobachtungszeitraumes ergaben sich signifikante Unterschiede auf der behandelten Fläche. Dies könnte ein Zeichen für eine verstärkte

Mineralisation in Folge der basischen Düngung sein. In der Literatur sind erhöhte Nitrifikationsraten nach Kalkungsmaßnahmen dokumentiert (ULRICH u. KEUFFEL, 1970; SEIBT und WITTICH, 1977). HUBER et al. (2006) fanden heraus, dass die Menge an mineralisiertem Stickstoff im Boden in etwa dem zur Kontrolle erhöhten Nitrataustrag mit dem Sickerwasser entsprach. Dies ist u.a. ein Grund, weshalb KREUTZER (1995) von der Kalkung auf stickstoffbelasteten Standorten abrät.

In der vorliegenden Arbeit sollten auch die Auswirkungen der Varianten auf die Bodenlebewesen untersucht werden. Zu den einzelnen Fangterminen ergaben sich im Vergleich zur Kontrollfläche keine signifikanten Unterschiede. Die einzelnen Varianten ergaben weder eine eindeutige kurzfristige Reaktion noch einen klaren Trend im Zeitverlauf auf die Ausbringung. Die Varianten mit den höchsten pH-Werten (Kalk-Asche bzw. Asche) führten zu keiner eindeutigen Reduktion der Fangzahlen. Dies liegt daran, dass die basische Einwirkung nur sehr kurzfristig war. Lang andauernde hohe pH-Werte hätten vielleicht zu Rückgängen der Fangzahlen geführt. Zudem hätte ein längerer Beobachtungszeitraum vielleicht klare Reaktionsverläufe bewirkt. Dies bestätigt auch WEBER und MAKESCHIN (1991). In dieser Untersuchung wird aber deutlich, dass die Kalkung das bodenchemische Milieu und die biologische Aktivität rasch und erheblich änderte (RODENKIRCHEN, 1986; REITER et al., 1986). Die Kalkung führte zu einer starken Abnahme der an stark saure Böden angepassten Collembolenarten und zu einer starken Zunahme von Collembolenarten mit einer breiteren ökologischen Valenz. Über diese Umstellung berichtet auch PERSSON (1998). Bei beiden Versuchsflächen kann beobachtet werden, dass auf der armen Fläche die auf die 0-Varinaten normierten Fangzahlen bei den Düngevarianten bei den unterschiedlichen Tiergruppen in 31 von 35 Fällen höhere Summen aufwiesen. Auf der nährstoffreichen Fläche war dies hingegen nur 21 mal der Fall. Dies deutet darauf hin, dass sich die Düngevarianten zunächst positiv auf die Fangzahlen auswirken und dieser Effekt mit Nährstoffarmut noch verstärkt wird.

Diskussion landwirtschaftliche Fläche

Neben der Verwertung der Asche als mögliches Mittel der Nährstoffkompensation auf forstlichen Standorten sollte auch die Verwertung von Holzasche bzw. modifizierten Ascheformen auf einer landwirtschaftlichen Versuchsfläche untersucht werden. Es wurde eine Versuchsfläche installiert, die in den herkömmlichen landwirtschaftlichen Betrieb eingebettet wurde. Dies hatte zur Folge, dass die üblichen Maßnahmen, wie

Grunddüngung und Insektizideinsatz, auf allen Versuchspartzen stattfanden. Daher gab es in diesem Versuchsdesign keine „wahre“ 0-Variante, sondern diese entsprach der normalen Stickstoffdüngung. Die Integration in das normale Betriebsgeschehen hatte zur Folge, dass es sich bei den übrigen Varianten nicht um die ursprünglichen Varianten, wie sie z.T. auch im Variantenversuch zum Einsatz kamen, sondern jeweils um den konventionellen Dünger mit der Zugabe der zu untersuchenden Varianten handelte. Die nahezu N-freie Asche eignen sich aufgrund ihrer chemischen Ausstattung als mineralische Grund- und Kalkdünger. Die Ausbringungsmenge entsprach einer Erhaltungskalkung mit 1 t CaO. Bei dem Versuch wurden die Folgen der Ausbringung auf das Sickerwasser, den Boden und die Biomasse analysiert. Der Versuch ging über eine Vegetationsperiode. Wie bereits bei den Ergebnissen aus den forstlichen Standorten eingegangen, muss auch bei dieser Untersuchung genannt werden, dass der Beobachtungszeitraum für einen Depotdünger recht kurz ist und die Ergebnisse als „Zwischenfazit“ und als Momentaufnahme zu sehen sind.

Die deutlichsten Veränderungen aufgrund der Asche- bzw. modifizierten Aschegabe zeigten sich im Anstieg des austauschbaren Gehaltes an Ca und der pH-Werterhöhung im Oberboden.

Die pH-Werterhöhung war in der Tiefenstufe 0-10 cm bei allen Varianten signifikant. Die Wirkung der Asche auf den pH-Wert wurde in der Wissenschaft mehrfach dokumentiert (z.B. LERNER et al., 1986; NAYLOR et al., 1986, 1989; UNGER et al., 1989; HANNU et al., 1994). Nach dem Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland der BAYERISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2011) lag der pH-Wert der Versuchsfläche bereits vor der Ausbringung im optimalen pH-Bereich und es wäre keine Kalkgabe notwendig gewesen. Die Gabe erhöhte zwar die pH-Werte im Oberboden, dennoch wurde die pH-Wertobergrenze von pH 7,2 nicht überschritten.

Die Ascheausbringung führte zu den, zwar nicht signifikanten, aber höchsten Biomasseerträgen, gefolgt von der Variante RIA 4/6. Dies könnte darin gründen, dass die feinen Aschepartikel leichter in den Wurzelraum eingewaschen wurden und somit der Antransport der Nährstoffe an die Wurzel erleichtert wurde. Der Minderertrag der Varianten RIA 6/4 und REIA 6/4 liegt vermutlich an den geringeren Aschegehalten.

Über die Bedeutung der Einarbeitung und den daraus resultierenden Mehrertrag berichten REX (1999) und UCKERT (2004). In der Einarbeitung der Varianten liegt auch die Ursache, weshalb sich die Elemente Ca und Mg im Gegensatz zu den forstlichen Versuchsflächen ähnlich verhielten.

Die Ausbringung der Varianten Asche und RIA 4/6 führten zu höheren Gehalten an Cd, Cr und N und reduzierten den Gehalt an Ca.

Sehr hohe Nitratkonzentrationen waren auf der landwirtschaftlichen Versuchsfläche bei allen Varianten zu finden. Dies liegt aber eher an dem Versuchsdesign als an den unterschiedlichen Behandlungen. Hierbei ist ausschlaggebend, dass auf jeder Versuchsparzelle der herkömmliche Stickstoffdünger ausgebracht wurde. Dies zeigt sich auch, dass am Ende des Beobachtungszeitraumes der Stickstoffgehalt auf allen Versuchspartzenen signifikant zunahm. Ein weiteres Indiz für den Anstieg des Stickstoffes im Boden in Folge der Stickstoffdüngung ist auch, dass HOLZNER (1999) keine signifikante Änderung dessen Gehaltes im Boden nach reiner Ascheausbringung feststellen konnte. Das Einbringen von organischer Substanz bei den pelletierten Varianten führte hingegen nicht zu einem Anstieg des organischen Kohlenstoffs im Boden.

- Inwieweit lassen sich die schnellen Freisetzungsraten der Nährelemente durch eine physikalische Behandlung der Asche senken?

Aus nährstoffkundlicher und ökonomischer Sicht wäre zwar ein höherer Anteil an Asche im Endprodukt wünschenswert, ökologisch bedenklich sind jedoch die lang anhaltend hohen pH-Werte der Asche. Durch die Beimischung des organischen Materials zur Asche konnte in diesen Studien der pH-Wert von Anfang an um bis zu 5 pH-Stufen (RIA Poly) gesenkt werden und liegen damit auf gleichem Niveau einer traditionellen Waldkalkung. WILPERT et al. (2011) untersuchten in diesem Zusammenhang ein nach der Düngemittelverordnung konformes Kalk-Asche-Gemisch. Durch die Mischung aus 70% Kalk und 30% Asche mit anschließender Homogenisierung erreichten sie eine pH-Absenkung auf pH 10,6. Dieses Ergebnis konnte in diesem Forschungsprojekt nicht bestätigt werden. Trotz ähnlicher Ausgangsmaterialien (Kalk mit einem pH 8 (Abbildung 5) und Asche mit einem pH 12 (Abbildungen 1 und 5) erreichte dieses Gemisch das pH-Niveau reiner Asche und verhielt sich über den gesamten Beobachtungszeitraum wie reine Asche. Ebenso wurde VON WILPERT et al. (2011) die mechanische Pelletierung als Mehraufwand bei der Produktion im Vergleich zur Homogenisierung von Kalk und Asche kritisiert. Dies ist zwar ein richtiger Einwand, aber aus Ettl et al. (2009) und Ettl et al. (2010) konnte gezeigt werden, welche Vorteile bezüglich der chemischen Reaktion sich durch die Pelletierung ergeben. Als Beispiel soll hier auf die Variante RIA 4/6 verwiesen werden. Die Pelletierung konnte im Vergleich zur

Tablettenpressung stabile Pellets produzieren, der pH-Wert wurde weiter gesenkt und das Löslichkeitsverhalten konnte verlangsamt werden. Ebenso konnte die Firma Dettendorfer-Wertstoff, als Projektleiter des Forschungsprojektes, im Rahmen ihres Abschlussberichtes bestätigen, dass die RIA-Pellets trotz der Pelletierung mit marktüblichen Düngern preislich konkurrieren können.

Im Hinblick auf eine nachhaltige Waldernährung und möglichst geringe Austräge mit dem Sickerwasser ist eine langsame Freisetzung der zugeführten Nährstoffe anzustreben. Um hierüber Aussagen machen zu können, wurden aus den gemessenen Elementkonzentrationen (Abbildungen 6 - 9) und den Berechnungsmengen die Frachtenprozente an Nährelementen je Variante ermittelt. Es zeigten sich hohe Löslichkeiten an Ca und K in der reinen Asche, die auch bereits in anderen Untersuchungen bestätigt wurden (HOLZNER, 1999; STEENARI et al., 1999). Erst die Bildung von schwer löslichem Calciumcarbonat reduziert die hohen Anfangsfreisetzungsraten. Die zu Beginn der Untersuchung hohen Freisetzungsraten von K lassen sich darauf zurückführen, dass K in der Asche als Salz vorliegt, welches in Wasser sehr gut löslich ist (UCKERT, 2004). STEENARI et al. (1998) zeigte in Laborversuchen, dass bereits eine Granulierung reiner Asche die Löslichkeiten von Nährelementen stark herabsetzt.

Wie auch in einer Untersuchung zum Löslichkeitsverhalten von Holzaschen von STEENARI et al. (1999), wies die Aschevariante geringe Freisetzungsraten an Mg trotz deutlich höherer Mg-Gehalte im Vergleich zu den Pelletvarianten auf. Erst nach dem Abfall des pH-Wertes konnte hier Magnesium in der Lösung nachgewiesen werden. Dieses Verhalten zeigte auch die Kalk/Asche-Variante, deren Konzentrationen aber aufgrund des deutlich höheren Mg-Gehaltes bis zur zwölften Messung über den Konzentrationen der Aschevariante lagen. Trotz der höchsten Mg-Gehalte in dieser Versuchsreihe war die Freisetzungsraten bei reinem Dolomit sehr gering. Durch die Oberflächenbehandlung mit Polyurethan hatte die Variante RIA Poly bei den Pelletvarianten signifikant die niedrigsten Freisetzungsraten bei allen Nährstoffen.

Zusammenfassung und Ausblick

Ziel dieses Forschungsprojektes war es Möglichkeiten zu finden, um die chemischen Eigenschaften der unbehandelten Asche zu verbessern. Die primären Ziele waren dabei, die hohe Basizität zu senken und die hohen Freisetzungsraten der Nährstoffe zu reduzieren. Im Vorfeld dieses Projektes wurden daher Rinden-Asche-Tabletten hergestellt. Die Ergebnisse zeigten, dass diese Produkte geeignet waren, die o.g. Ziele zu realisieren. In einem weiteren Schritt wurden die Edukte maschinell pelletiert. Wie in den Beregnungsversuchen im Labor deutlich bewiesen werden konnte, konnten die negativen Eigenschaften der reinen Asche erfolgreich korrigiert werden. Die Pellets waren in ihren chemischen Eigenschaften für Freilandversuche geeignet. Die Beregnungsversuche konnten auch beweisen, welchen Einfluss die Feuchtebedingungen auf die chemischen Reaktionen der Asche haben. Obwohl die Ascheausbringung in den Freilandversuchen auf forstlichen und landwirtschaftlichen Standorten nur geringe Auswirkungen auf den Stoffhaushalt hat, bedeutet dies nicht, dass eine Rückführung der Asche für das Ökosystem unbedenklich ist. In diesem Projekt waren die äußeren Bedingungen für die Ascheausbringung ideal, um keine langfristig negativen Einwirkungen auf Boden, Sickerwasser und Insekten zu haben. Bei höheren Niederschlägen direkt nach der Ausbringung wäre es durchaus möglich, dass die schnellere Ascheauflösung zu deutlich höheren und länger anhaltenden pH-Werten im Humus führt. Mit der Modifikation der Asche zu Organo-Asche-Pellets konnte dieses Risiko minimiert werden, da diese geringe pH-Werte besitzen. Organo-Asche-Presslinge können als Düngemittel-konformes Produkt hergestellt werden. Es wäre auch denkbar, die Nährstoffgehalte bzw. den Ascheanteil noch zu steigern. Hierzu müssen aber noch einige Probepressungen mit unterschiedlichen Holzaschen aus verschiedenen Heizkraftwerken gepresst und analysiert werden, da in dieser Arbeit nur die Asche bzw. die modifizierten Aschenformen aus dem Biomasseheizwerk in Reit im Winkl untersucht wurden.

Die pelletierten Formen hatten in dem kurzen Beobachtungszeitraum auf keiner Versuchsfläche negative Auswirkungen auf das Ökosystem. Die Auswirkungen der Pellets lagen entweder im Rahmen der natürlichen Schwankungen oder waren in der Größenordnung vergleichbar zu einer praxisüblichen Kalkung. Dennoch müssen hier auch Langzeituntersuchungen unternommen werden, um die späteren Folgen dokumentieren

zu können. Die Erfahrungen aus dem Kalkungsprojekt im Höglwald bestätigen die Notwendigkeit solcher Untersuchungen. Um den Praxisbezug zu wahren, wurde auch die Ausbringungsmenge der Varianten den Mengen einer Standardkalkung in der Forstwirtschaft bzw. einer Erhaltungskalkung in der Landwirtschaft angepasst.

Organo-Asche-Presslinge stellen einen interessanten Lösungsansatz dar, um die in den Aschen enthaltenen Nährstoffe dem Ökosystem langfristig und verträglich zurückzuführen. Die Auswirkungen dieser Pellets sind für viele Parameter mit der Kalkung vergleichbar. Der Vorzug der Pellets liegt aber darin, dass diese neben Ca und Mg auch P, K und Spurenelemente beinhalten.

Literaturverzeichnis

BEESE, F. (1989): Wirkungen von Kalkungs- und Düngemaßnahmen auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung. Ber.Forsch.zentrum Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Band 49.

BÅÅTH, E.; ARNEBRANT, K. (1994). Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 26, S. 995 – 1001.

BÄHRMANN, R. (2007): Bestimmung wirbelloser Tiere, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.

BRAMRYD, T., FRANSMAN, B. (1995). Silvicultural use of wood ashes-effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris*, L) forest soil. *Water, Air and Soil Pollution* 85, S. 1039 – 1044.

BÜHL, A. ; ZÖFEL, P. (2007): SPSS 16, Einführung in die moderne Datenanalyse, 11. Auflage, Koessel Buch Verlag München.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) (1996): Deutscher Waldbodenbericht, Band 2.

CHINERY, M. (2004): Pareys Buch der Insekten, über 2300 Insekten Europas, Kosmos Verlag Stuttgart.

DELSCHEN, Th.; OBERDÖRFER, M. (2008): Erstellung einer Phosphatbilanz für die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Nordrhein-Westfalen. LANUV NRW, 07.03.2008.

DÜNGEMITTELVERORDNUNG (v. 16. Dezember 2008): Bundesgesetzblatt Teil 1, S. 2524, Bonn.

- EGGINGER, M. (2009): Auswirkungen einer Rückführung von reiner Asche beziehungsweise modifizierten Aschevarianten auf epigäisch aktive Insekten und Gliederfüßer im Fichtenwald. Bachelorarbeit. Weihenstephan, 70 S.
- ETIEGNI, L.; CAMPBELL, A. G. (1991): Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology*, 37:2, S. 173 – 178.
- ETTL, R.; WEIS, W.; GÖTTLEIN, A. (2007 a). Holz verbrennt, Asche bleibt–Entwicklung des Energieholzverbrauches und des Ascheaufkommens in Bayern sowie Konsequenzen für die stoffliche Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung. *AFZ-Der Wald*, Heft 2, S. 74 – 77.
- ETTL, R.; GÖTTLEIN, A. (2007 b): Waldhackschnitzelproduktion in Fichtenreinbeständen - Monetäre Bewertung des Nährstoffexportes bei Biomassenutzung . *AFZ-Der Wald*, Heft 14, S. 756 – 758.
- ETTL, R.; WEIS, W.; GÖTTLEIN, A. (2009): Rinden-Asche-Presslinge – ein Lösungsansatz für ein ökologisch verträgliches Ascherecycling? *Forst und Holz*, Heft 1, S. 24 – 30.
- ETTL, R.; WEIS, W.; GÖTTLEIN, A. (2010): Laborversuch zur Bewertung von Organo-Asche-Presslingen und einem Kalk-Asche-Gemisch als mögliche Produkte für eine nährstoffliche Kreislaufwirtschaft in Wäldern. *Forstarchiv*, 81. Jahrgang, Januar/Februar 2010, S. 12 – 20.
- FRITZE, H.; KAPANEN, A.; VANHALA, P. (1995): Cadmium contamination of wood ash and fire-treated coniferous humus: Effect on soil respiration. *Buletin of Environmental Contamination and Toxicology* 54., S. 775 – 782.
- FVA (2002): Holzasche - Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 43.

- GÖTTLEIN, A., Ettl, R. (2009): Ascherecycling – ein möglicher Weg zur nährstoff-nachhaltigen Forstwirtschaft? In: Faulstich, M, Mocker, M (Hrsg.): Verfahren & Werkstoffe für die Energietechnik Bd. 5 Biomasse & Abfall – Emissionen mindern und Rückstände nutzen, Verlag Dorner PrintConcept, Sulzbach-Rosenberg, S. 161 – 168.
- HALLENBARTER, D. (2002): Optimale Ernährung und Holzasche - Recycling im Wald, Dissertation, ETH Zürich.
- HANNU, F.; SMOLANDER, A.; LEVULA, T.; KITUNEN, V.; MÄLKÖNEN, E. (1994): Wood ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biol Fertil Soils* 17. Springer Verlag, S. 57 – 63.
- HARTMANN, H.; BÖHM, T., MAIER, L. (1999): Umweltrelevante Eigenschaften naturbelassener biogener Festbrennstoffe sowie Möglichkeiten zu deren Beeinflussung. Bayerische Landesanstalt für Landtechnik (Freising) und Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.), Selbstverlag, München.
- HÖGBOM, L.; NOHRSTEDT, H.-Ö. and NORDLUND, S. (2001): Effects of wood - ash addition on soil - solution chemistry and N dynamics at a *Picea abies* (L.) Karst. Site in Southwest Sweden, *Skogforsk Rep.* 4, S. 1 – 20.
- HOLZNER, H. (1999): Die Verwendung von Holzaschen aus Biomassefeuerungen zur Düngung von Acker - und Grünland. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien.
- HUBER, C.; BAIER, R.; GÖTTLEIN, A.; WEIS, W. (2006): Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 to 2004 after liming an N saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. *Forest Ecology and Management* 233, S. 11 – 20.
- HUBER, C. (1996): Einfluss der Kalkung auf den Stoffhaushalt eines stickstoffgesättigten Fichtenökosystems. Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse aus dem Kalkungsversuch Höglwald. *Mittlg. Dt. Bodenkdl. Gesellsch.*, S. 141 – 144.

HUBER, H.; JAROS M.; LECHNER, P. (1996): Emissionsverhalten von MVA-Schlacke nach künstlicher Alterung. Endbericht. Wien, S. 131.

HÜTTL, R. F. and ZÖTTL, H. W. (1993): Liming as a mitigation tool in Germany's Declining Forests—reviewing results from former and recent trials, *For. Ecol. Manage.* 61, S. 325 – 338.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1998): CD-ROM Geologie von Bayern, München

JACOBSON, S. and GUSTAFSSON, L. (2001): Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots Pine Stand, *Basic Appl. Ecol.* 2, S. 233 – 241.

KELLNER, O. and WEIBULL, H. (1998): Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest, *Scand. J. For. Res.* 2 (suppl.), S. 76 – 85.

KLIMAPROGRAMM BAYERN 2020 (2008): Bayerische Staatsregierung. München, 48 S.

KOHLPAINTNER, M.; HUBER, C.; WEIS, W.; GÖTTLEIN, A. (2009): Spatial and temporal variability of nitrate concentration in seepage water under a mature Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst] stand before and after clearcut. *Plant a Soil* 314, S. 285 – 301.

KREUTZER; K.; FOERST, K. (1978): Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns. Überarbeitung Gulder 2001.

KREUTZER, K. (1991): Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Höglwaldforschung 1984-1989/90. *Forstwissenschaftl. Forschungen H.* 39, S. 252 – 261.

KREUTZER, K.; GÖTTLEIN, A.; PRÖBSTLE., P. (1991): Dynamik und chemische Auswirkungen der Auflösung von Dolomitkalk unter Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.). *Forstwissenschaftl. Forschungen H.* 39, S. 189 – 204.

KREUTZER, K. (1994): Folgerungen aus der Höglwaldforschung. *Allg. Forstzeitung*, Nr. 14, S. 769 – 774.

- KREUTZER, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes, *Plant Soil* 168-169, S. 447 – 470.
- LERNER, B.R.; UTZINGER, J.D. (1986): Wood ash as soil liming material. *Hort. Science* 21 (1), S. 76 – 78.
- LEVULA, T. (1991): Tuhkalannoitus kangasmaalla. The Finnish Forest Research Institute. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 394, S. 49 – 59.
- LEVULA, T.; SAARSALMI, A.; RANTAVAARA, A. (2000): Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and ¹³⁷Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitisidaea*). *Forest Ecology and Management* 126 (3), S. 269 – 277.
- MARSCHNER, B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. *Ber.Forsch.zentrum Waldökosysteme Göttingen*, Heft 39, S. 40 – 43.
- MARTIKAINEN, P.J. (1984): Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. *Soil Biology and Biochemistry* 16, S. 577 – 582.
- MÄLKÖNEN, E. (1996): Tuhka kangasmetsien lannoitteena. [Wood ash as forest fertilizer on mineral soils]. In: Finér, L., Leinonen, A. & Jauhiainen, J. (Eds.), *Puun ravinteet tuhkana takaisin metsään?* The Finnish Forest Research Institute, *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 599, S. 21 – 26. (In Finnish).
- MÜLLER-KROEHLING, S., FRANZ, C., BINNER, V., MÜLLER, J., PECHACEK, P., ZAHNER, V. (2006): *Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie und des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie in Bayern, 4. aktualisierte Fassung*, Freising.
- NAYLOR, L.M.; SCHMIDT, E.J. (1986): Agricultural use of wood ash as fertilizer and liming material. *Tappi Journal*. Atlanta, USA, S. 114 – 119.

- NAYLOR, L.M.; SCHMIDT, E.J. (1986): Paper mill wood ashes as fertilizer and liming material. field trials. Tappi Journal. Atlanta, USA, S. 199 – 206.
- OBERNBERGER, I. (1995): Aschen aus Biomassefeuerungen – Schwermetallfraktionierung und Recyclingstrategien. Tagungsband zum vierten OTTI - Symposium Biobrennstoffe und umweltfreundliche Heizungsanlagen.
- OBERNBERGER, I. (1994): Verbrennungsbedingte Stoffflüsse Biomasse - Asche und deren Beeinflussung. In: Tagungsband: Thermische Nutzung von Biomasse - Technik, Probleme und Lösungsansätze. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., BMELF, Schriftenreihe „Nachwachsende Rohstoffe“, Bd. 2, Gülzow, S. 179 – 201.
- OLSSON, B. A.; ROSÉN, K. and MELKERUD, P. A. (1993): Regional modelling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole - tree harvesting, Appl. Geochem. 2 (suppl.), S. 189 – 375.
- PERSSON, T. (1988): Effects of liming on the soil fauna in forests – a literature review. Statens naturvårdsverk, Rapport 3418.
- PRIHA, O.; SMOLANDER, A. (1994): Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stands. Biology and Fertility of Soil 17, S. 301 – 308.
- REITER, H.; BITTERSÖHL, J.; SCHIERL, R.; KREUTZER, K. (1986): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf austauschbare und gelöste Ionen im Boden. Forstw. Cbl. 105, S. 300 – 309.
- REX, M. (1999): Wirkung der Phosphatdüngung bei Ausbringung im Herbst oder Frühjahr. VDLUFA-Schriftenreihe 52, Kongressband 1999, S. 251 – 254.
- RODENKIRCHEN, H. (1986): Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die Vitalität, Artenmächtigkeit und Nährstoffversorgung der Bodenvegetation eines Fichtenbestandes. Forstw. Cbl. 105, S. 338 – 350.

- ROTHER, A. (1994): Saure Beregnung und Kalkung - Auswirkungen auf Bodenchemie und Wasserqualität. Allg. Forstzeitung, Nr. 14, S. 754 – 758.
- ROTHER, A. (1997): Einfluß des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten- Buchen- Mischbestandes am Höglwald. Forstlicher Forschungsbericht München Nr. 163, 174 S.
- ROTHER A.; HUBER C.; KREUTZER K.; WEIS W. (2002). Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: Results from the Höglwald in comparison with other European case studies. *Plant and Soil* 240 (1), S. 33 – 45.
- SAARSALMI, A., MÄLKÖNEN, E., PIIRAINEN, S. (2001): Effects of Wood Ash Fertilization on Forest Soil Chemical Properties *Silva Fennica* 35(3), S. 355 – 368.
- SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart: Enke.
- SEIBT, G.; WITTICH, W. (1977): Ertragskundliche und bodenkundliche Kalkungsversuche im nord- und westdeutschen Bergland. *Schriften der Forstl. Fak. der Univ. Göttingen*, Band 50, S. 1 – 298.
- SILFVERBERG, K. (1998): The leaching of nutrients from ash- and PK-fertilised peat. In: *Suo* 49(4): Finnish Peatland Society. Helsinki, S. 115 – 123.
- STAAR, H. and OLSSON, B. A. (1991): Acidity in coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash, *Scand. J. For. Res.* 6, S. 19 – 29.
- STEENARI, A.; MÄLKÖNEN, E.; PIIRAINEN (2001): Effects of wood ash fertilization on forest soil chemical properties. *Silva Fennica* 35 (3), S. 355 – 368.
- STEENARI, B.M.; KARLSSON, L.G.; LINDQVIST, O. (1999): Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. *Biomass and Bioenergy* 16, S. 119 – 136.

- STEENARI, B.-M., MARSIC, N., KARLSSON, L.-G.; TOMSIC, A.; LINDQVIST, O. (1998): Long term leaching of stabilised wood ash. *Scand. J. For. Res. Suppl. 2*, S. 3 – 16.
- SVERDRUP, H. and ROSÉN, K. (1998): Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability, *For. Ecol. Manage.* 110, S. 221 – 236.
- UCKERT, G.B. (2004): Versuche zur landbaulichen Verwertung von Holzaschen unter besonderer Berücksichtigung der Knickholzpotenziale Schleswig-Holsteins. Dissertation. Kiel, 252 S.
- ULERY, A.L.; GRAHAM, R.C. and C. AMRHEIN (1993): Wood - ash compositing and soil pH following intense burning. *Soil Science*, Vol. 156, No. 5, S. 358 – 364.
- ULRICH, B.; KEUFFEL, W. (1970): Auswirkungen einer Bestandeskalkung zu Fichte auf den Nährstoffhaushalt des Bodens. *Forstarchiv* 41, S. 30 – 35.
- UNGER, Y.; FERNANDEZ, I. (1989): The Short-Term Effects of Wood-Ash Amendment on Forest Soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 49. Kluwer Academic Publisher. Netherlands, S. 299 – 314.
- VOGT, R.; KNAPPE, F.; GIEGERICH, J.; DETZEL, A. (Hrsg.) (2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung. Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Initiativen zum Umweltschutz, Band 52, ISBN: 3 503 07047 8, Erich Schmidt- Verlag, Berlin.
- WALDZUSTANDSBERICHT (2008): StMELF. München, 60 S.
- WEBER, R.; MAKESCHIN, F. (1991): Einfluss von saurer Beregnung und Kalkung auf die oberflächenaktiven Collembolen (Collembola: Apterygota) im Fichtenaltbestand Högelwald, *Forstw. Forschungen*, H. 39.

- WEIS W.; GÖTTLEIN A. (2002). Vergleich von Biomasse, Elementgehalten und Elementvorräten von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) am Standort Höglwald zu Zeiten der Vegetationsruhe. In: Inventur von Biomassevorräten in Waldbeständen: Seminar der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte München 186/2002, S. 163 – 167.
- WEIS W.; ROTTER V.; GÖTTLEIN A. (2006). Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut. *Forest Ecology and Management* 224, S. 304 – 317.
- WENZEL, B. (1989): Kalkungs- und Meliorationsexperimente im Solling; Initialeffekte auf Boden, Sickerwasser und Vegetation. Ber. Forsch.zentrum Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Band 51.
- WILPERT von, K.; HILDEBRAND, E.E.; HUTH, Th. (1993): Ergebnisse des Praxis-Großdüngungsversuches. Mittlg. d. FVA Baden-Württemberg, H. 171, Freiburg.
- WILPERT VON, K.; BÖSCH, B.; BASTIAN, P.; ZIRLEWAGEN, D.; HEPPERLE, F.; HOLZMANN, S.; PUHLMANN, H.; SCHÄFLER, J.; KÄNDLER, G.; SAUTER, U.-H. (2011): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*. Heft 87, 155 S.
- WOLFF, F. (2004): Biomasse in Baden - Württemberg – Ein Beitrag zur wirtschaftlichen Nutzung der Ressource Holz als Energieträger. Dissertation, Fakultät f. Wirtschaftswissenschaften, Universität Karlsruhe.
- ZEZSCHWITZ von, E. (1998): Wirkungen von Kompensationskalkungen auf Stoffumsätze im Boden. *Forstarchiv* 69, S. 135 – 144.
- ZIMMERMANN, S.M HALLENBARTER, D.; LANDOLT, W.; GENEGER, M.; BRUNNER, I. (2002): Holzasche: Zurück in den Wald? *Wald und Holz* II/02, S. 41 – 44.

ZIMMERMANN, S.; BUNDT, M. (2000): Holzasche aus Energiefeuerungen: Recycling oder Dumping. Informationsblatt Forschungsbereich Landschaft 46, S. 1 – 4.

ZOLLNER, A.; REMLER, N.; DIETRICH, H.P. (1997): Eigenschaften von Holzaschen und Möglichkeiten der Wiederverwertung im Wald. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt f. Wald und Forstwirtschaft, Nr. 14.

Internetseiten:

http://www.alf-ti.bayern.de/forstwirtschaft/27916/linkurl_4.pdf

www.ums-muc.de

<http://www.hswt.de/fh/fakultaet/le/lehr-und-versuchsbetrieb/betriebsbeschreibung.html>

LFL (2009): www.lfl.bayern.de/internet/stmlf/lfl/iab/duengung/organisch/13238/index.php,
Besuch der Internetseite am 06.05.2009

Tabellen– und Abbildungsverzeichnis

Tabelle 1: pH-Wert und Stabilität der RIA-Tabletten im Vorversuch in Abhängigkeit von Mischungsverhältnis und Wassergehalt sowie die Summen der gelösten Kationen.	15
Tabelle 2: Varianten, die im Beregnungsversuch getestet wurden.	17
Tabelle 3: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n=5).....	19
Tabelle 4: Varianten, die im Beregnungsversuch getestet wurden.	23
Tabelle 5: Technischen Daten der Pelletpresse und Eigenschaften der RIA / REIA-Formulierungen vor bzw. nach deren Pressung.....	24
Tabelle 6: Ausbringungsmengen zur Kompensation des Ca-Entzuges für Derbholznutzung mit Rinde bei einmaliger (I) bzw. dreimaliger (II _a) Gabe. Der Fall II _b entspricht der Umrechnung von Fall II _a auf die Grundfläche der Filtriereinrichtung.....	27
Tabelle 7: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n= 5 bzw. 2*); --- Gehalt unter der Nachweisgrenze	29
Tabelle 8: Übersicht der berechneten kumulierten Frachtenprozent (kum%) und der gesamten freigesetzten Menge. Gleiche Buchstaben bedeuten keine signifikanten Unterschiede bei paarweisem Test mit Mann Whitney-U-Test ($p \leq 0,05$), hier nur berechnet für den ersten Messtag (schnelle Effekte), die Gesamtfracht (nach 60 Tagen) und die Gesamtmenge.	39
Tabelle 9: Varianten, die im Variantenversuch ausgebracht wurden (*: diese Pellets wurden von Firma Kahl in Hamburg produziert (s. 2.3.1.1) und im Labor mit einer Oberflächenbehandlung versehen; **: diese Variante wurde von der Firma DüKa bereitgestellt; die restlichen gepressten Varianten produzierte die Firma Dettendorfer Wertstoff).....	44
Tabelle 10: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n= 3 bzw. 2*); --- Gehalt unter der Nachweisgrenze; hochgestellte Buchstaben geben signifikante Unterschiede bei Mittelwertvergleich nach ANOVA ($p \leq 0,05$).....	51
Tabelle 11: Äquivalente Bedarfsmengen zu einer Waldkalkung mit 3 t ha^{-1} , berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) und den entsprechenden Einträgen pro Hektar.	52

- Tabelle 12: Darstellung der Nährelementgehalte im Humus vor (v.d.A) und nach (n.d.A) der Ausbringung auf der reichen Fläche als Mittelwert (MW) mit einfachem Standardfehler (SE). Die unterschiedlichen Farben der Zellen geben Zu- bzw. Abnahmen der Gehalte auf unterschiedlichen Signifikanzniveaus..... 74
- Tabelle 13: Darstellung der Nährelementgehalte des Humus vor (v.d.A) und nach (n.d.A) der Ausbringung auf der armen Fläche als Mittelwert (MW) mit einfachem Standardfehler (SE). Die unterschiedlichen Farben der Zellen geben Zu- bzw. Abnahmen der Gehalte auf unterschiedlichen Signifikanzniveaus..... 75
- Tabelle 14: Beprobungstermine und Ausbringung der Varianten 77
- Tabelle 15: Varianten, die in Flossenbürg untersucht wurden. 86
- Tabelle 16: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Variante RIA 6/4 (n= 3); --- Gehalt unter der Nachweisgrenze; 88
- Tabelle 17: Äquivalente Bedarfsmenge zu einer Waldkalkung mit 3 t ha⁻¹, berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) und die entsprechenden Einträge pro Hektar 88
- Tabelle 18: Darstellung der Nährelementgehalte im Humus vor (v.d.A) und nach (n.d.A) der Ausbringung auf der reichen Fläche als Mittelwert (MW) mit einfachem Standardfehler (SE). Die unterschiedlichen Farben der Zellen geben Zu- bzw. Abnahmen der Gehalte auf unterschiedlichen Signifikanzniveaus. 98
- Tabelle 19: Beschreibung des Betriebes des Lehr- und Versuchsbetriebes Zurnhausen der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf. Daten entstammen der Beschreibung auf der Internetseite (<http://www.hswt.de/fh/fakultaet/le/lehr-und-versuchsbetrieb/betriebsbeschreibung.html>)100
- Tabelle 20: Übersicht der Varianten, die auf der landwirtschaftlichen Versuchsfläche Zurnhausen ausgebracht wurden.101
- Tabelle 21: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n= 3); --- Gehalt unter der Nachweisgrenze.....106
- Tabelle 22: Äquivalente Bedarfsmengen zu einer Erhaltungskalkung mit 1 t ha⁻¹ CaO, berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) und den entsprechenden Elementeinträgen pro Hektar107
- Tabelle 23: Mittelwert der Gehalte an C_{org}, N sowie das C/N-Verhältnis und der pH-Wert, gemessen in dest. Wasser, in Abhängigkeit der Varianten und der Bodentiefe (v.d.A: vor der Ausbringung, zu Beginn des Versuches; n.d.A: nach der Ausbringung, am Ende des Untersuchungszeitraumes; große hochgestellte Buchstaben geben signifikante Unterschiede (p ≤ 0,05) innerhalb einer Variante vor bzw. nach der Ausbringung, fehlen die Buchstaben, so ergaben sich keine Unterschiede.).....113

Tabelle 24: Nährelementgehalte und Biomassertrag des Maises. Die Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede nach Mittelwertvergleich mit ANOVA (bei Varianzhomogenität Tukey-Test $p \leq 0,05$; * keine Varianzhomogenität Games und Howell`s Test $p \leq 0,05$).	114
Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes. Gezeigt sind die Mittelwerte aus zehn Wiederholungen jeder Variante. Die Fehlerbalken entsprechen dem 95% Konfidenzintervalls.	20
Abbildung 2: Darstellung der Löslichkeiten der verschiedenen Varianten am Beispiel von Ca, Mg, K und der Summe der gelösten Kationen. Die Fehlerbalken entsprechen dem 95 % Konfidenzintervall.....	21
Abbildung 3: Flachmatrizenpresse	24
Abbildung 4: Auffanggefäß zur chemischen Analyse des Eluates	25
Abbildung 5: zeitliche Entwicklung des pH-Verlaufes, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung.....	31
Abbildung 6: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Calcium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung	32
Abbildung 7: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Magnesium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung.....	33
Abbildung 8: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Kalium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung	35
Abbildung 9: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Phosphat, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung.....	36
Abbildung 10: Lage der waldstandörtlichen Versuchsflächen (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT, 1998; KREUTZER und FOERST, 1978); [OSaG: Obere Süßwassermolasse, älterer Teil; OSjG: Obere Süßwassermolasse, jüngerer Teil].....	40
Abbildung 11: Lage der beiden Versuchsflächen im Körperschaftswald der Universität München bei Landshut (Ausschnitt aus der Forstbetriebskarte der Forstverwaltung der LMU).....	41
Abbildung 12: BHD-Verteilung auf der reichen Fläche des Variantenversuches	42
Abbildung 13: BHD-Verteilung auf der armen Fläche des Variantenversuches.....	43
Abbildung 14: Biss an einer Mikrosaugwurzel	46

- Abbildung 15: Schematischer Aufbau der verwendeten Saugkerzen (links: Keramiksaugkerze, rechts: Nylonsaugkerze) (Quelle: <http://www.ums-muc.de/produkte/saugkerzen/sk20.html>; <http://www.ums-muc.de/produkte/saugkerzen/spe20.html>) 48
- Abbildung 16: Nylonsaugkerzen, die mit Wasser im Schaft gefüllt waren 49
- Abbildung 17: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen an Ca und Mg der Varianten, jeweils dargestellt in der Humusauflage (MSW) und in 40 cm Tiefe (SK). Der gestrichelte Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Ausbringung. Die Vorzeichen geben signifikante Unterschiede der Varianten zur Kontrolle zum entsprechenden Beprobungszeitpunkt (+/-: $p \leq 0,05$; +/+--: $p \leq 0,01$; +++/---: $p \leq 0,001$)..... 56
- Abbildung 18: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen an K und NO_3^- der Varianten, jeweils dargestellt in der Humusauflage (MSW) und in 40 cm Tiefe (SK). Der gestrichelte Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Ausbringung. Die Vorzeichen geben signifikante Unterschiede der Varianten zur Kontrolle zum entsprechenden Beprobungszeitpunkt (+/-: $p \leq 0,05$; +/+--: $p \leq 0,01$; +++/---: $p \leq 0,001$)..... 57
- Abbildung 19: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen an DOC und SO_4^{2-} der Varianten, jeweils dargestellt in der Humusauflage (MSW) und in 40 cm Tiefe (SK). Der gestrichelte Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Ausbringung. Die Vorzeichen geben signifikante Unterschiede der Varianten zur Kontrolle zum entsprechenden Beprobungszeitpunkt (+/-: $p \leq 0,05$; +/+--: $p \leq 0,01$; +++/---: $p \leq 0,001$)..... 58
- Abbildung 20: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen an Mn und pH der Varianten, jeweils dargestellt in der Humusauflage (MSW) und in 40 cm Tiefe (SK). Der gestrichelte Pfeil zeigt den Zeitpunkt der Ausbringung. Die Vorzeichen geben signifikante Unterschiede der Varianten zur Kontrolle zum entsprechenden Beprobungszeitpunkt (+/-: $p \leq 0,05$; +/+--: $p \leq 0,01$; +++/---: $p \leq 0,001$)..... 59
- Abbildung 21: Auf die Kontrollfläche normierten Verläufe der Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Varianten an Ca und Mg in mg l^{-1} in den Mikroaugwurzeln (MSW) und den Saugkerzen (SK) auf der reichen und armen Fläche. Der Pfeil gibt den Ausbringungszeitpunkt an..... 63
- Abbildung 22: Auf die Kontrollfläche normierten Verläufe der Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Varianten an K und Mn in mg l^{-1} in den Mikroaugwurzeln (MSW) und den Saugkerzen (SK) auf der reichen und armen Fläche. Der Pfeil gibt den Ausbringungszeitpunkt an. 64

- Abbildung 23: Auf die Kontrollfläche normierten Verläufe der Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Varianten an pH und DOC in mg l^{-1} in den Mikroaugwurzeln (MSW) und den Saugkerzen (SK) auf der reichen und armen Fläche. Der Pfeil gibt den Ausbringungszeitpunkt an..... 65
- Abbildung 24: Auf die Kontrollfläche normierten Verläufe der Sickerwasserkonzentrationen der unterschiedlichen Varianten an NO_3^- und SO_4^{2-} in mg l^{-1} in den Mikroaugwurzeln (MSW) und den Saugkerzen (SK) auf der reichen und armen Fläche. Der Pfeil gibt den Ausbringungszeitpunkt an..... 66
- Abbildung 25: Veränderung der austauschbaren Gehalte an Ca und Mg auf der reichen Fläche in Abhängigkeit der Varianten, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** $p : \leq 0,001$)..... 68
- Abbildung 26: Veränderung der austauschbaren Gehalte an K und Fe auf der reichen Fläche in Abhängigkeit der Varianten, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** $p : \leq 0,001$) 69
- Abbildung 27: Veränderung der austauschbaren Gehalte an Mn und Na auf der reichen Fläche in Abhängigkeit der Varianten, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** $p : \leq 0,001$) 70
- Abbildung 28: Veränderung der austauschbaren Gehalte an Al und H^+ auf der reichen Fläche in Abhängigkeit der Varianten, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** $p : \leq 0,001$) 71
- Abbildung 29: Barberfalle mit Deckel unter Plexiglasdach 76
- Abbildung 30: Lage der Barberfallen zu den Kronen der sich auf den beiden Flächen befindlichen Bäume. Die Kreise stellen den Hauptkronenraum dar..... 78
- Abbildung 31: Relative Helligkeit über den 80 Barberfallen 79
- Abbildung 32: Mittelwerte der fünf Wiederholungen der 0-Variante je Beprobungstermin in N m^{-2} . Die Zahlen geben Werte > 8000 Individuen an. 80
- Abbildung 33: Summen der auf die Kontrolle normierten Fangzahlen. Die Farben entsprechen den sieben Varianten..... 82

- Abbildung 34: Lage der waldstandörtlichen Versuchsflächen des Praxisversuches (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT, 1998; KREUTZER und FOERST, 1978) (Gzf: Zweiglimmergranit, fein- bis mittelkörnig, z.T. porphyrisch; Gn: Gneis ungegliedert)..... 84
- Abbildung 35: Lage der Versuchsfläche (Auszug aus der Forstbetriebskarte, Datengrundlage WebGif der Bayerischen Staatsforsten) 85
- Abbildung 36: BHD-Verteilung auf der Versuchsfläche des Praxisversuches..... 85
- Abbildung 37: Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen (Ca, K, Mg) im Humusausfluss (Humuslysimeter) und dem Sickerwasser in 40 cm (Saugkerze, SK) vor und nach der Ausbringung (— Kontrolle; - - - RIA 6/4). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (1. Signifikanztest: Einfluss der Lage; 2. Signifikanztest: Einfluss der Ausbringung; * : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** $p : \leq 0,001$) 93
- Abbildung 38: Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen (Nitrat, Hydrogenphosphat; Sulfat) im Humusausfluss (Humuslysimeter) und dem Sickerwasser in 40 cm (Saugkerze, SK) vor und nach der Ausbringung (— Kontrolle; - - - RIA 6/4). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (1. Signifikanztest: Einfluss der Lage; 2. Signifikanztest: Einfluss der Ausbringung; * : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** $p : \leq 0,001$) 94
- Abbildung 39: Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen (Mn, DOC) und dem pH-Verlauf im Humusausfluss (Humuslysimeter) und dem Sickerwasser in 40 cm (Saugkerze, SK) vor und nach der Ausbringung (— Kontrolle; - - - RIA 6/4). Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus an (1. Signifikanztest: Einfluss der Lage; 2. Signifikanztest: Einfluss der Ausbringung; * : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** $p : \leq 0,001$) 95
- Abbildung 40: Austauschbare Nährelemente in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung) (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** $p : \leq 0,001$)..... 97
- Abbildung 41: Aufbau und Verteilung der Varianten in einem lateinischen Rechteck mit sechs Wiederholungen (A: Kontrolle; B: RIA 6/4; C: RIA 4/6; D: REIA 6/4; E: Asche)102
- Abbildung 42: Einbau der Saugkerze (40 cm) und der Mikroaugwurzeln (5 cm)103
- Abbildung 43: Konzentrationen an Nährelementen und Darstellung der pH-Entwicklung im Sickerwasser in 5 cm und 40 cm Bodentiefe; dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler des Mittelwertes (MSW: Mikroaugwurzeln in 5 cm, SK: Saugkerze in 40 cm Bodentiefe).109

- Abbildung 44: Austauschbare Nährelemente und des (Ca+Mg)/K-Verhältnis in den Bodenstufen 0-10 cm, 10-20 cm und 20-40 cm, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (— vor der Ausbringung; - - - nach der Ausbringung).....111
- Abbildung 45: Darstellung der zeitlichen Entwicklung des pH-Verlaufes bei ständiger und wechselfeuchter Befeuchtung (verändert aus Ettl et al., 2009, 2010).....119
- Abbildung 46: Austauschbare Nährelemente an Ca und Mg auf der armen Fläche des Variantenversuches in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** : $p \leq 0,001$)144
- Abbildung 47: Austauschbare Nährelemente an K und Fe auf der armen Fläche des Variantenversuches in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** : $p \leq 0,001$)145
- Abbildung 48: Austauschbare Nährelemente an Mn und Na auf der armen Fläche des Variantenversuches in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** : $p \leq 0,001$)146
- Abbildung 49: Austauschbare Nährelemente an Al und H^+ auf der armen Fläche des Variantenversuches in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; *** : $p \leq 0,001$)147

Anhang

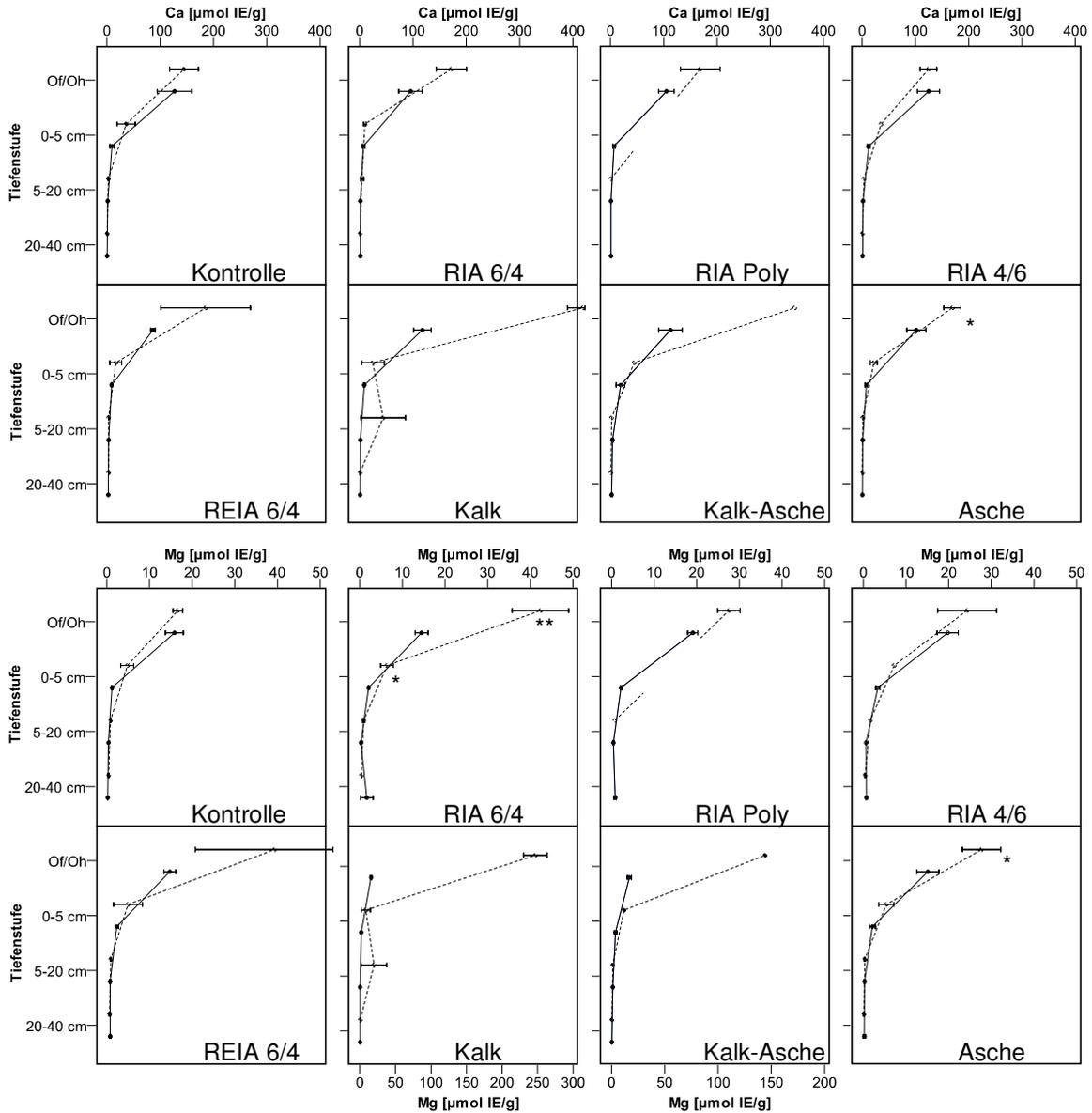


Abbildung 46: Austauschbare Nährelemente an Ca und Mg auf der armen Fläche des Variantenversuches in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; * : $p \leq 0,001$).**

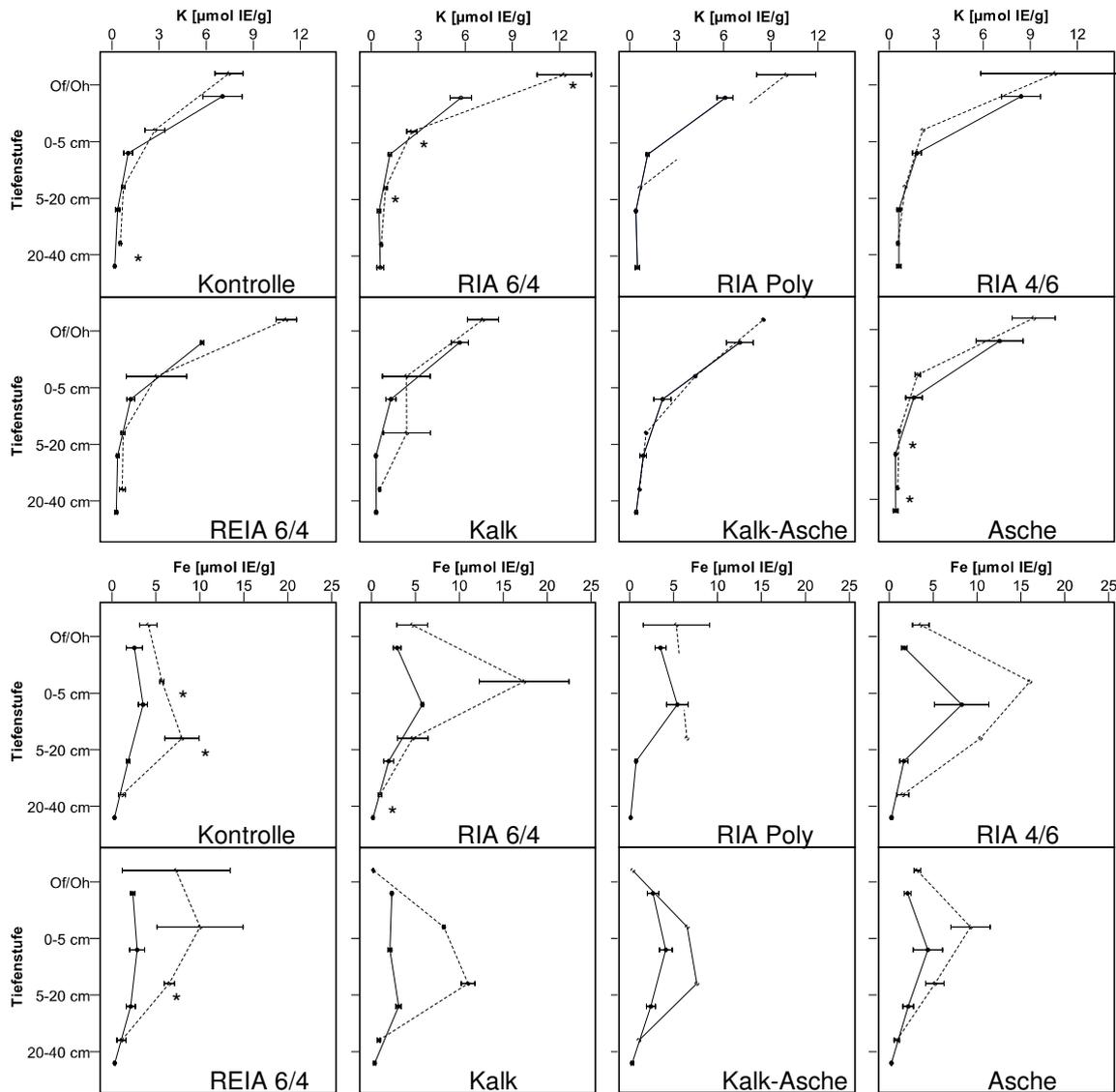


Abbildung 47: Austauschbare Nährelemente an K und Fe auf der armen Fläche des Variantenversuches in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; * : $p \leq 0,001$).**

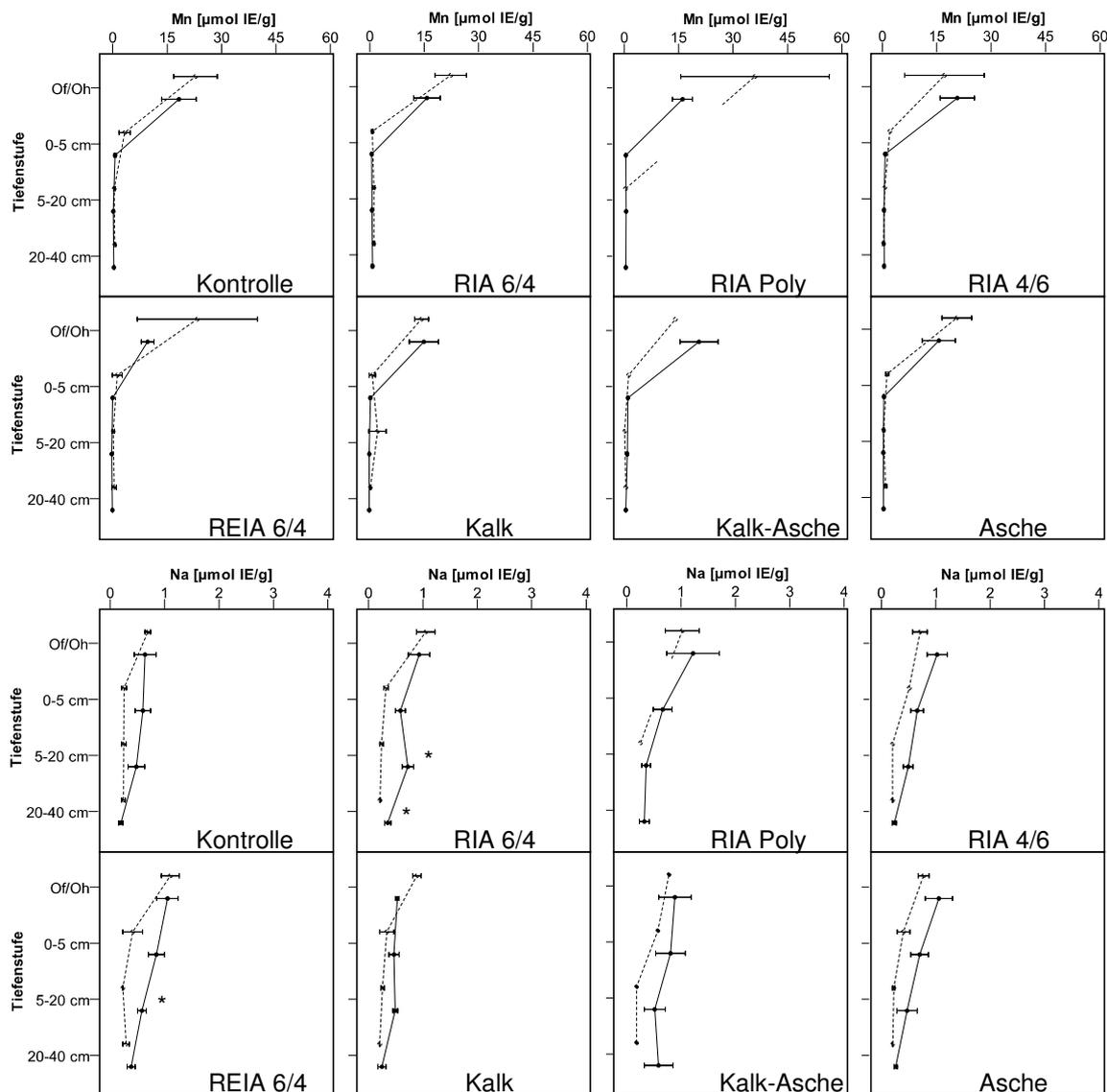


Abbildung 48: Austauschbare Nährelemente an Mn und Na auf der armen Fläche des Variantenversuches in $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (* : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; * : $p \leq 0,001$).**

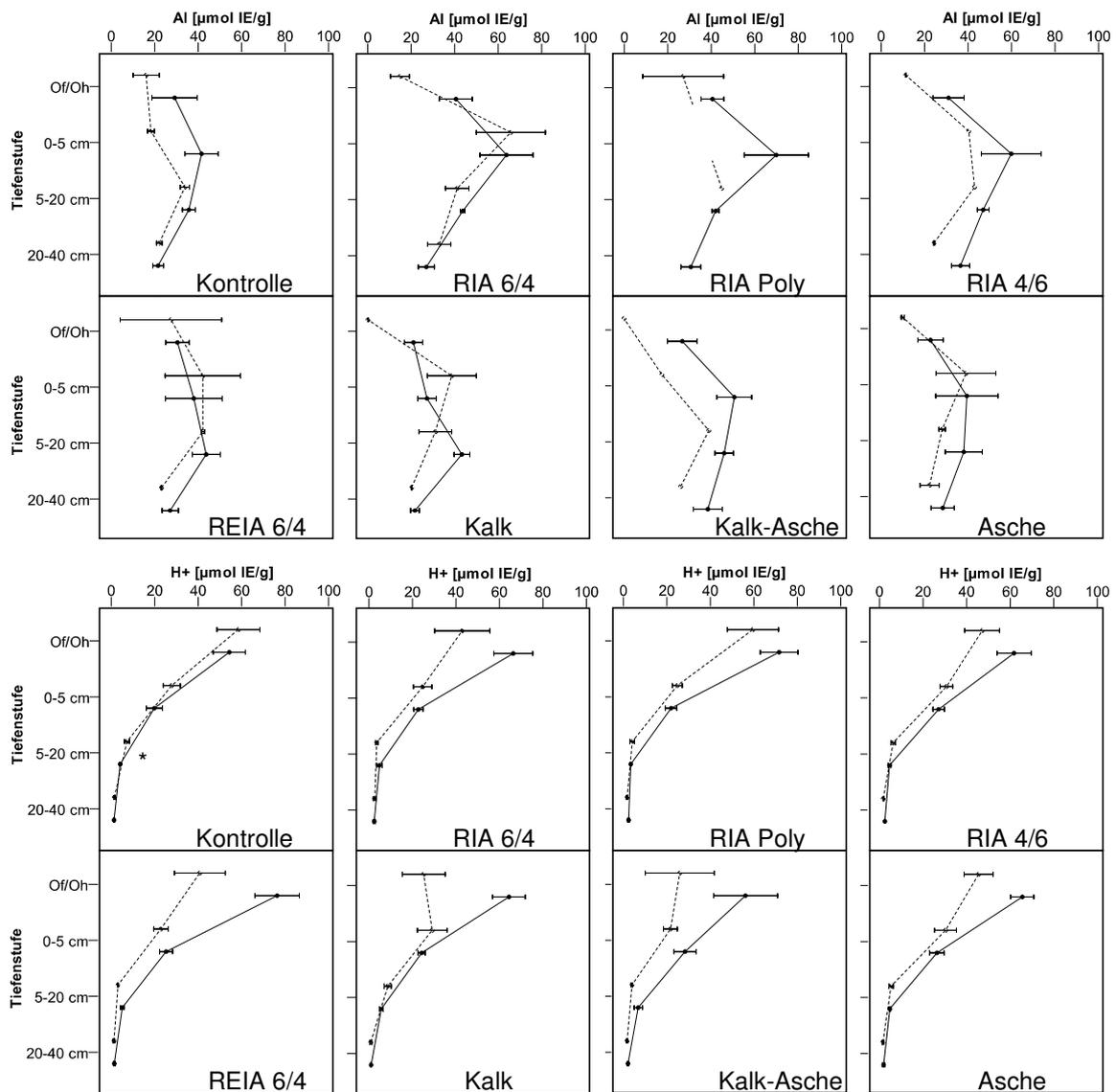


Abbildung 49: Austauschbare Nährelemente an Al und H⁺ auf der armen Fläche des Variantenversuches in µmol IE g⁻¹ im Humus Of/Oh und im Mineralboden (0-5 cm; 5-20 cm; 20-40 cm), dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Die Sterne geben die unterschiedlichen Signifikanzniveaus wieder und beziehen sich jeweils auf Unterschiede vor und nach der Ausbringung in der jeweiligen Tiefenstufe (* p ≤ 0,05; ** : p ≤ 0,01; * : p ≤ 0,001).**

In den Seiten 149 – 160 sind die Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen im Humusausfluss (MSW: Mikroaugwurzeln) und in 40 cm Bodentiefe (SK: Saugkerze) auf beiden Flächen mit Mittelwert und einfachen Standardfehler dargestellt. Zahlen in Klammern geben an, dass zu einem bestimmten Beprobungszeitpunktes nur eine der fünf Wiederholungen ausreichend Wasser für die chemische Analytik lieferte.

**Arme Fläche
MSW**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
	Ca	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		2,36	0,20	7,91	2,50	7,72	1,26	10,91	3,67	5,98	1,52	6,91	1,01	7,54	1,53
RIA 6/4		3,24	1,11	7,91	2,50	8,52	1,45	7,33	1,77	5,21	1,08	5,24	0,55	6,20	0,85
RIA Poly		6,54	1,58	7,46	1,40	8,80	1,28	10,23	0,98	8,19	1,76	8,62	1,43	10,18	2,51
RIA 4/6		8,28	2,68	8,31	1,57	11,03	2,84	5,24	1,07	3,66	0,63	8,50	1,85	7,85	3,03
REIA 6/4		3,15	0,40	11,85	4,35	4,89	0,82	6,87	1,26	3,88	0,91	4,41	0,73	4,38	1,02
Kalk		4,21	0,77	4,81	1,11	6,77	0,72	9,12	1,09	6,64	1,00	9,47	1,22	7,99	1,55
Kalk-Asche		7,41	3,42	5,77	0,86	6,10	1,07	8,32	2,63	8,26	1,93	6,67	1,34	5,82	1,31
Asche		4,79	1,97	6,30	1,80	7,82	1,22	13,36	10,61	10,96	4,40	7,14	1,23	10,64	2,73
	Mg	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		0,64	0,15	1,31	0,30	1,23	0,13	1,41	0,29	1,01	0,24	0,81	0,08	0,88	0,13
RIA 6/4		0,88	0,34	1,63	0,34	2,03	0,42	1,44	0,35	1,94	0,84	1,82	0,13	1,94	0,32
RIA Poly		1,39	0,29	1,85	0,22	1,89	0,13	2,16	0,19	1,81	0,29	1,69	0,19	1,81	0,27
RIA 4/6		1,62	0,40	2,08	0,60	2,17	0,42	1,33	0,07	1,38	0,14	2,22	0,56	2,68	1,01
REIA 6/4		0,79	0,25	1,16	0,31	1,15	0,25	1,47	0,30	1,17	0,46	1,34	0,26	1,18	0,26
Kalk		0,79	0,13	1,10	0,07	1,11	0,05	2,50	0,46	2,85	0,40	4,51	0,70	5,23	1,43
Kalk-Asche		0,99	0,30	1,27	0,15	1,00	0,10	2,24	0,58	3,77	0,76	2,72	0,50	2,25	0,13
Asche		1,90	0,91	1,44	0,12	1,77	0,22	2,68	1,82	3,17	1,05	1,84	0,20	2,71	0,53
	K	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		4,05	0,47	4,20	1,38	3,93	0,76	4,53	1,23	1,97	0,65	3,67	0,54	3,39	0,75
RIA 6/4		2,26	0,53	3,81	0,83	3,67	0,59	12,99	3,42	6,01	3,79	6,65	0,71	4,18	1,17
RIA Poly		2,59	0,32	3,52	0,59	3,23	0,44	9,29	4,57	6,02	2,95	7,28	1,46	4,20	1,54
RIA 4/6		2,64	0,24	3,83	0,49	4,46	1,01	9,93	1,73	6,50	1,42	6,53	0,54	4,60	0,90
REIA 6/4		1,63	0,20	2,92	0,50	2,87	0,37	9,97	2,06	6,50	1,68	8,06	0,76	4,86	0,98
Kalk		2,13	0,46	3,41	0,95	3,34	0,64	3,99	0,79	2,38	1,18	2,62	0,41	1,65	0,38
Kalk-Asche		2,21	0,84	2,09	0,64	5,17	1,77	5,79	1,68	2,88	0,41	2,42	0,47	1,05	0,16
Asche		1,27	0,47	3,34	0,50	3,40	0,55	11,51	2,78	7,23	1,89	5,69	0,47	3,79	0,80

**Arme Fläche
MSW**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	Mn	0,27	0,04	1,45	0,61	1,79	0,45	1,89	0,70	1,52	0,61	1,38	0,27	1,46	0,45
RIA 6/4		0,60	0,21	2,17	0,68	2,11	0,38	1,53	0,57	1,55	0,86	0,85	0,11	0,73	0,29
RIA Poly		1,65	0,54	2,15	0,47	2,26	0,36	2,67	0,67	2,59	0,63	2,08	0,44	2,58	0,73
RIA 4/6		1,62	0,54	2,36	0,83	2,00	0,53	1,32	0,55	0,75	0,27	0,68	0,12	0,82	0,26
REIA 6/4		0,70	0,13	1,25	0,36	1,12	0,20	2,20	0,26	0,93	0,38	0,64	0,09	0,53	0,13
Kalk		0,49	0,08	0,88	0,32	1,03	0,20	1,24	0,54	0,80	0,34	0,56	0,06	0,39	0,06
Kalk-Asche		1,24	0,47	0,97	0,27	1,17	0,19	1,48	0,36	0,83	0,26	0,46	0,09	0,31	0,06
Asche		1,17	0,64	1,61	0,44	1,57	0,33	2,52	2,26	1,83	0,99	0,61	0,13	0,41	0,11
Kontrolle	pH	3,64	0,01	3,79	0,08	3,86	0,08	3,85	0,07	3,69	0,05	3,84	0,13	3,95	0,18
RIA 6/4		(3,60)		3,68	0,13	3,80	0,06	3,97		(3,97)		3,92	0,08	4,44	0,19
RIA Poly		3,83	0,16	3,73	0,07	3,68	0,06	3,62	0,02	(3,60)		3,68	0,05	3,74	0,07
RIA 4/6		3,42	0,01	3,91	0,11	3,96	0,07	4,47		(4,14)		3,97	0,11	4,07	0,28
REIA 6/4		3,62	0,04	3,74	0,08	3,98	0,14	3,83	0,20	3,68	0,14	3,97	0,12	4,10	0,16
Kalk		3,91	0,41	3,62	0,09	3,75	0,14	3,99	0,28	3,95	0,23	4,19	0,18	4,43	0,25
Kalk-Asche		3,73	0,10	3,85	0,02	3,96	0,11	4,32	0,23	4,70	0,24	4,70	0,31	4,89	0,38
Asche		3,53	0,14	3,64	0,02	3,75	0,09	3,73	0,03	4,00	0,25	4,23	0,24	4,40	0,25
Kontrolle	DOC	65,44	32,54	96,24	6,34	99,11	4,69	123,11	18,20	133,98	14,30	111,49	5,39	106,13	4,74
RIA 6/4		98,22	20,12	87,26	8,51	105,34	10,14	160,70	20,79	(97,77)		113,65	9,87	136,39	19,08
RIA Poly		120,85	15,85	120,67	11,90	106,66	6,84	174,22	26,56	204,57	27,65	119,80	7,18	165,37	9,74
RIA 4/6		123,24	19,67	135,72	17,35	114,77	9,79	139,21	23,89	131,21	12,75	120,26	14,36	164,38	16,69
REIA 6/4		91,41	11,46	78,35	8,02	79,59	6,66	114,80	13,65	121,24	25,18	118,85	11,71	130,01	6,27
Kalk		111,09	18,28	107,39	18,81	99,02	11,20	154,64	22,98	142,67	14,38	131,66	14,23	155,99	25,07
Kalk-Asche		123,80	27,75	83,57	1,76	93,21	5,69	157,98	14,35	141,78	22,27	117,91	7,22	136,97	17,38
Asche		129,04	20,83	108,11	5,99	115,22	6,25	133,01	3,25	149,79	10,81	118,14	10,50	156,43	14,13

**Arme Fläche
MSW**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
	NO₃⁻	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		3,85	1,35	19,89	8,25	18,94	3,93	23,12	11,34	1,18	0,74	14,67	3,52	14,29	5,82
RIA 6/4		2,46	1,40	27,83	9,44	23,83	4,62	17,98	10,56	2,69	1,84	11,70	2,41	0,40	0,34
RIA Poly		8,08	3,43	20,65	3,69	31,30	4,17	22,29	4,21	5,86	4,78	30,96	4,86	20,81	9,52
RIA 4/6		12,01	5,69	25,40	12,24	26,64	9,43	12,02	4,38	2,59	1,89	3,91	1,39	1,14	0,91
REIA 6/4		2,54	0,84	18,19	5,15	15,26	2,49	29,23	8,88	8,03	6,88	12,37	3,06	2,99	1,12
Kalk		4,13	1,27	12,41	4,37	20,30	4,92	13,61	9,58	4,01	2,23	19,99	3,79	5,68	2,42
Kalk-Asche		0,51	0,19	10,95	4,56	7,89	1,84	7,11	4,64	0,20	0,15	2,47	1,10	0,02	0,01
Asche		2,54	1,91	18,82	5,52	18,24	4,93	(103,10)		18,79	15,93	7,73	2,49	0,31	0,21
	SO₄⁻²	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		3,81	0,56	5,95	1,37	4,36	0,52	1,99	0,31	1,85	0,17	2,99	0,40	1,42	0,29
RIA 6/4		4,00	1,61	5,53	1,32	9,46	3,20	3,16	1,07	2,80	1,73	3,11	0,61	2,14	0,40
RIA Poly		5,43	1,36	8,63	1,37	6,74	0,87	3,64	0,16	3,36	0,53	5,17	0,69	4,26	0,79
RIA 4/6		3,82	0,63	6,52	1,65	5,74	1,16	1,99	0,15	1,36	0,18	2,57	0,37	1,33	0,12
REIA 6/4		2,38	0,62	5,46	0,81	4,07	0,85	2,47	0,54	2,80	0,19	2,69	0,32	1,57	0,27
Kalk		3,74	0,61	5,99	0,81	5,66	0,91	4,28	1,58	3,16	0,83	4,30	0,45	3,75	0,77
Kalk-Asche		3,05	0,82	5,35	1,34	3,78	1,10	1,64	0,90	1,31	0,27	1,87	0,45	1,97	0,61
Asche		13,75	8,49	6,73	1,17	6,63	0,75	7,43	3,46	4,32	0,89	3,86	0,36	2,99	0,63

Arme Fläche SK		Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
Variante	Element [mg l ⁻¹]	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
	Ca	0,92	0,21	1,40	0,43	1,49	0,27	2,17	0,83	4,77		1,31	0,21	1,21	0,21
		4,56	3,91	5,55	4,71	4,95	2,69					4,52	2,29	5,61	3,12
		1,68	0,27	1,79	0,44	2,43	0,36	3,25	1,41	4,69	1,55	2,32	0,30	2,29	0,59
		1,32	0,29	0,94	0,34	1,54	0,31	2,67	1,19	(1,35)		3,25	2,17	0,99	0,19
		1,54	0,60	1,76	1,01	1,63	0,32	1,90	0,69			1,20	0,16	1,17	0,26
		1,13	0,09	1,11	0,23	1,36	0,15	4,30	0,50	7,40	2,55	2,95	0,80	1,40	0,14
		0,93	0,26	0,72	0,17	1,11	0,20	1,82	0,78	2,65	1,12	1,21	0,22	0,98	0,15
		2,55	0,95	3,21	1,72	2,73	0,97	3,18	1,73	(9,01)		3,24	0,83	1,90	0,86
	Mg	0,50	0,06	1,00	0,42	0,60	0,07	0,61	0,15	(0,75)		0,67	0,14	0,71	0,19
		0,61	0,24	0,90	0,26	0,97	0,17					0,95	0,13	0,77	0,13
		1,12	0,21	1,38	0,37	1,55	0,21	1,71	0,50	1,28	0,33	1,35	0,10	1,27	0,20
		0,75	0,10	0,71	0,11	0,88	0,11	1,31	0,39	(0,91)		0,74	0,06	0,63	0,06
		0,58	0,15	0,91	0,58	0,83	0,27	0,82	0,32			0,71	0,15	0,73	0,19
		0,44	0,04	0,51	0,06	0,66	0,06	2,31	0,38	3,11	0,59	1,23	0,19	0,92	0,12
		0,47	0,04	0,69	0,16	0,75	0,13	0,71	0,18	1,18	0,20	0,81	0,08	0,71	0,07
		1,10	0,37	1,31	0,63	0,84	0,12	1,31	0,65	(3,41)		1,22	0,25	0,55	0,07
	K	2,51	0,60	1,26	0,16	1,40	0,19	1,95	0,19	(1,85)		1,69	0,23	1,69	0,29
		0,68	0,10	0,65	0,11	0,90	0,16					1,58	0,24	1,25	0,23
		1,20	0,24	0,92	0,34	1,29	0,36	2,80	1,59	4,12	2,74	2,10	0,57	1,67	0,49
		1,66	0,20	1,46	0,39	1,60	0,25	4,17	0,83	(5,70)		2,35	0,23	1,83	0,27
		0,87	0,11	0,79	0,17	0,79	0,08	2,76	1,09			1,98	0,54	0,99	0,05
		1,82	0,29	1,30	0,40	1,54	0,17	4,64	1,25	4,07	1,08	2,28	0,32	1,59	0,19
		1,45	0,19	0,97	0,25	1,04	0,12	2,47	0,61	2,85	0,94	1,09	0,17	0,96	0,19
		1,03	0,08	0,85	0,06	0,99	0,06	3,12	1,08	(4,17)		1,70	0,26	1,33	0,29

**Arme Fläche
SK**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	Mn	0,30	0,09	0,41	0,08	0,42	0,04	0,35	0,12	(0,69)		0,29	0,04	0,32	0,08
RIA 6/4		0,42	0,24	2,27	1,17	0,79	0,19					0,71	0,15	0,67	0,17
RIA Poly		0,64	0,08	0,62	0,10	0,73	0,09	0,86	0,37	0,84	0,30	0,78	0,08	0,67	0,11
RIA 4/6		0,45	0,12	0,58	0,33	0,64	0,18	0,73	0,25	(0,08)		0,51	0,13	0,49	0,14
REIA 6/4		0,35	0,14	1,51	1,35	0,29	0,06	0,46	0,17			0,31	0,04	0,26	0,05
Kalk		0,47	0,14	0,47	0,16	0,48	0,10	0,43	0,19	0,69	0,35	0,49	0,07	0,43	0,08
Kalk-Asche		0,52	0,08	0,60	0,17	0,59	0,12	0,43	0,15	0,62	0,20	0,61	0,05	0,51	0,06
Asche		0,66	0,31	0,75	0,55	0,30	0,10	0,44	0,25	(1,17)		0,23	0,04	0,17	0,03
Kontrolle	pH	4,67	0,11	4,67	0,03	4,67	0,04	4,44	0,03	(4,17)		4,67	0,06	4,55	0,04
RIA 6/4		4,76	0,12	4,74	0,14	4,67	0,07					4,67	0,08	4,65	0,07
RIA Poly		4,60	0,04	4,59	0,03	4,56	0,03	4,38	0,07	4,39	0,01	4,45	0,04	4,48	0,08
RIA 4/6		4,51	0,07	4,55	0,09	4,53	0,08	4,49	0,15			4,57	0,09	4,50	0,08
REIA 6/4		5,34	0,39	4,86		4,50	0,21	4,63	0,31			4,72	0,06	4,59	0,05
Kalk		4,70	0,15	5,06	0,49	4,82	0,15	5,23	0,79	5,96	1,36	5,06	0,26	4,78	0,24
Kalk-Asche		4,63	0,03	4,65	0,00	4,68	0,02	4,42	0,12	(4,43)		4,77	0,07	4,68	0,07
Asche															
Kontrolle	DOC	20,49	0,79	16,38	3,08	40,35	14,07	27,63	8,14	(56,39)		22,56	1,77	26,43	2,64
RIA 6/4		23,13	3,55	17,90	3,36	40,53	13,62					21,16	2,59	20,02	2,62
RIA Poly		16,93	3,53	14,90	5,61	58,79	17,97	39,34	14,76	60,73	2,37	21,87	4,03	22,57	5,09
RIA 4/6		34,44	6,13	28,45	9,82	46,96	13,78	64,64	17,25	(88,49)		31,03	4,38	36,53	6,74
REIA 6/4		12,07	2,40	12,29	3,31	34,89	18,34	24,71	5,42			21,48	4,09	23,55	5,98
Kalk		22,99	4,27	21,57	7,47	39,93	13,44	57,50	24,87	74,03	11,73	26,63	4,47	34,98	6,60
Kalk-Asche		14,69	3,88	10,83	3,54	38,40	17,74	46,95	7,87	73,43	20,75	15,08	2,95	16,05	2,94
Asche		24,43	5,39	23,78	6,18	50,00	12,81	43,46	12,36	(71,95)		27,71	4,01	30,75	5,20

**Arme Fläche
SK**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
	NO₃⁻	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		0,33	0,13	0,10	0,10	0,30	0,28	8,61	5,64	(15,14)		2,84	1,01	2,74	1,00
RIA 6/4		0,03	0,03	0,18	0,09	0,48	0,21					2,78	0,94	1,84	1,10
RIA Poly		3,81	1,42	5,38	1,32	8,62	2,31	15,68	8,22	8,10	3,13	13,13	2,13	15,22	4,88
RIA 4/6		1,36	0,72	1,07	1,07	1,25	0,71	9,43	3,78	(2,31)		1,51	0,64	1,08	0,64
REIA 6/4		4,59	1,51	1,44	1,21	1,79	1,27	10,20	5,52			4,84	1,42	2,49	1,21
Kalk		0,53	0,24	1,11	0,73	1,65	0,46	9,40	2,21	8,79	2,60	7,32	2,69	3,03	1,49
Kalk-Asche		1,64	0,98	0,62	0,51	1,07	0,60	4,64	1,23	2,01	0,37	2,19	0,60	1,62	0,61
Asche		5,21	3,02	4,50	3,57	5,12	2,31	37,71	32,41	26,67	8,80	8,52	2,67	0,06	0,04
	SO₄⁻²														
Kontrolle		3,82	0,45	10,11	3,46	8,90	3,04	3,81	0,36	(2,45)		7,76	1,40	9,19	2,03
RIA 6/4		16,19	7,62	15,51	0,55	12,49	2,08					12,43	2,17	12,19	2,19
RIA Poly		12,61	2,37	15,17	4,45	14,67	4,86	7,51	2,67	3,48	0,91	13,61	1,61	14,03	2,27
RIA 4/6		7,88	1,22	10,03	2,96	8,86	1,98	6,26	1,26	(1,83)		8,56	1,26	9,09	1,59
REIA 6/4		3,95	0,81	13,23	9,91	9,67	7,09	3,32	0,65			5,00	0,47	5,44	0,81
Kalk		6,54	1,26	7,22	0,62	5,25	1,00	4,43	1,39	3,56	0,54	6,48	0,78	8,10	0,71
Kalk-Asche		8,33	0,50	8,99	0,54	8,13	0,74	4,66	0,43	2,50	0,49	11,20	1,26	10,28	0,54
Asche		14,56	5,50	19,72	9,22	14,40	6,36	6,50	2,03	18,92	14,92	16,63	3,51	13,80	3,64

**Reiche Fläche
MSW**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
	Ca	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		9,19	1,02	18,14	2,01	14,82	0,68	45,00	2,09	20,07	1,70	14,35	1,40	23,36	0,70
RIA 6/4		8,49	1,11	15,44	1,24	15,39	1,07	26,99	0,90	14,88	2,06	10,24	0,67	13,22	1,61
RIA Poly		12,09	2,45	16,78	1,98	13,46	1,50			17,80	4,03	11,44	1,10	10,54	3,98
RIA 4/6		11,66	1,44	15,80	2,41	16,71	2,42	24,59	1,00	17,01	3,45	13,93	1,48	17,01	2,90
REIA 6/4		12,51	2,02	12,58	1,29	14,65	1,94	(44,31)		15,63	2,83	11,38	1,78	15,04	2,35
Kalk		12,55	2,56	23,85	5,84	24,17	3,74	(25,61)		24,02	4,17	17,45	1,50	17,77	4,39
Kalk-Asche		14,58	3,21	22,29	2,22	21,86	2,74	28,92	3,64	23,28	9,76	14,32	1,30	16,29	2,89
Asche		9,59	1,96	14,21	1,72	14,27	1,45	32,45	6,32	16,36	9,20	16,47	1,55	15,94	2,97
	Mg	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		1,73	0,27	3,70	0,46	2,91	0,23	4,39	0,23	3,67	0,55	2,02	0,26	2,33	0,31
RIA 6/4		1,64	0,20	3,47	0,22	4,29	0,76	3,97	0,71	4,37	0,43	2,54	0,33	2,39	0,15
RIA Poly		2,38	0,37	3,93	0,47	2,70	0,31			3,87	0,71	1,92	0,20	2,21	1,02
RIA 4/6		2,53	0,35	4,38	0,70	4,51	0,90	2,88	0,25	4,49	1,18	4,01	0,45	5,21	1,06
REIA 6/4		2,32	0,39	2,74	0,29	2,60	0,32	(4,91)		3,70	0,23	2,09	0,18	2,90	0,12
Kalk		8,46	3,41	6,19	1,43	5,38	0,91	(7,29)		11,65	1,54	10,03	2,12	15,07	5,37
Kalk-Asche		2,42	0,49	4,42	0,49	4,27	0,61	3,80	0,03	6,66	3,65	2,98	0,26	5,25	1,10
Asche		2,11	0,37	3,54	0,61	3,12	0,35	4,47	0,75	7,74	2,96	5,04	0,90	3,33	0,46
	K	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		0,29	0,04	2,57	0,71	2,56	0,61	7,84	5,25	1,22	0,40	2,64	0,38	1,16	0,33
RIA 6/4		0,84	0,20	1,50	0,50	1,32	0,37	13,12	3,02	8,47	1,71	5,16	0,75	0,90	0,15
RIA Poly		0,34	0,07	1,85	0,52	1,63	0,22			4,16	1,68	3,77	0,33	1,49	0,22
RIA 4/6		1,33	0,49	2,34	0,71	9,61	3,27	13,80	6,07	7,37	3,31	5,26	0,63	2,42	0,81
REIA 6/4		0,64	0,15	1,11	0,42	3,64	1,09	(14,02)		4,57	1,08	4,72	0,76	1,40	0,43
Kalk		0,65	0,26	4,35	1,98	3,73	0,79	(1,12)		0,91	0,47	2,95	0,72	2,04	0,87
Kalk-Asche		0,59	0,16	2,13	0,57	2,39	0,55	4,16	1,21	0,92	0,35	2,01	0,47	0,87	0,38
Asche		0,48	0,07	1,88	0,60	3,92	1,46	17,72	7,78	10,49	7,88	5,46	1,02	2,13	0,61

**Reiche Fläche
MSW**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
	Mn	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		1,72	0,32	2,69	0,14	2,76	0,23	5,92	1,79	4,60	0,58	2,31	0,20	4,33	0,15
RIA 6/4		1,96	0,34	2,99	0,54	2,20	0,47	3,40	0,43	2,77	0,56	1,39	0,16	1,67	0,37
RIA Poly		1,49	0,25	3,10	0,55	2,47	0,25			3,77	1,05	1,53	0,14	0,93	0,44
RIA 4/6		2,24	0,42	3,26	0,83	2,58	0,53	3,87	0,52	4,26	0,69	2,10	0,22	2,21	0,36
REIA 6/4		2,08	0,37	2,23	0,49	2,30	0,27	(5,56)		2,89	0,60	1,25	0,17	1,44	0,08
Kalk		1,26	0,21	3,49	0,79	4,04	0,58	(1,36)		1,84	0,81	1,24	0,28	0,78	0,43
Kalk-Asche		1,20	0,21	2,64	0,13	3,05	0,41	2,52	0,86	3,13	0,20	1,17	0,23	0,94	0,26
Asche		1,17	0,23	2,74	0,42	2,29	0,25	2,26	0,66	2,24	0,38	0,73	0,07	0,31	0,16
	pH														
Kontrolle		3,72	0,08	3,99	0,08	4,04	0,10			3,87	0,01	3,92	0,05	4,06	0,18
RIA 6/4		3,90	0,05	3,91	0,03	3,99	0,04			4,03	0,13	4,05	0,05	4,47	0,35
RIA Poly		4,04	0,09	4,04	0,04	4,09	0,04			3,96	0,02	4,06	0,03	(4,10)	
RIA 4/6		4,04	0,11	3,85	0,12	4,64	0,36					4,08	0,11	4,36	0,03
REIA 6/4		3,95	0,06	3,89	0,05	4,04	0,06			4,15		4,18	0,10		
Kalk		(3,48)		3,90	0,05	3,99	0,03			4,35		4,86	0,41		
Kalk-Asche		4,11	0,14	4,84	0,85	4,10	0,08			3,93		4,47	0,14	4,55	0,22
Asche		3,97	0,07	3,88	0,04	3,97	0,04			6,91		5,29	0,38	6,71	0,06
	DOC														
Kontrolle		116,57	18,89	126,49	5,77	119,11	2,93			186,32	33,67	123,37	15,14	186,14	24,46
RIA 6/4		113,09	8,81	122,21	21,50	97,88	18,66	242,20	25,05	182,90	5,87	130,12	10,31	191,99	20,77
RIA Poly		150,66	24,81	120,26	15,79	127,67	16,08			205,17	32,19	124,58	12,20	180,56	63,03
RIA 4/6		128,53	17,54	135,65	7,71	134,22	16,21	(234,12)		225,11	17,33	135,38	10,36	196,25	36,35
REIA 6/4		127,81	15,71	100,25	12,24	116,54	11,26	(296,39)		168,66	24,86	104,55	8,37	212,05	4,20
Kalk		88,21	3,26	131,90	46,66	162,96	22,61	(128,57)		166,38	76,52	179,38	45,12	218,08	67,63
Kalk-Asche		131,51	12,45	130,70	7,23	137,22	11,58			220,38	31,92	139,79	17,49	208,41	16,26
Asche		130,91	14,36	119,76	15,83	116,79	11,18	(398,92)		183,19	19,08	125,62	13,35	153,30	17,78

**Reiche Fläche
MSW**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
	NO₃⁻	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		8,71	3,16	43,59	10,35	35,65	6,08			36,85	10,22	25,90	3,47	29,80	3,72
RIA 6/4		7,50	2,16	37,04	4,69	24,96	6,43	33,65	17,01	40,70	19,10	14,75	2,94	4,99	2,93
RIA Poly		6,71	2,80	34,99	7,70	22,56	3,94			55,20	27,31	19,60	3,91	14,38	14,38
RIA 4/6		16,35	4,23	40,94	7,30	31,25	5,70	(12,72)		27,27	15,86	29,54	5,08	25,02	8,89
REIA 6/4		16,44	5,11	33,28	1,93	23,29	4,72	(43,14)		32,04	3,02	16,95	4,37	2,88	1,93
Kalk		88,70	39,55	59,64	6,27	57,00	9,10	(29,53)		43,56	7,67	54,74	7,06	33,65	19,64
Kalk-Asche		12,77	6,79	51,02	9,65	40,37	9,31			36,01	30,06	11,41	2,85	0,30	0,17
Asche		1,17	0,53	35,63	10,31	22,39	5,89	(4,08)		38,58	27,08	15,26	5,86	0,20	0,12
	SO₄⁻²	MW	SE	MW	SE	MW	SE			4,91	0,64	4,03	0,72	2,74	0,65
Kontrolle		7,30	2,07	9,52	0,92	9,33	1,67								
RIA 6/4		5,67	0,88	13,87	0,66	8,41	1,32	5,34	1,08	3,91	0,46	3,66	0,48	1,80	0,24
RIA Poly		6,17	1,34	11,18	0,23	7,74	1,72			5,26	0,95	4,38	0,66	1,65	0,11
RIA 4/6		7,03	1,79	14,81	3,74	10,56	2,17	(4,24)		5,30	1,01	4,35	1,06	3,85	0,66
REIA 6/4		5,14	1,44	6,27	1,11	4,98	0,58	(5,47)		2,73	0,37	3,07	0,63	2,26	1,10
Kalk		6,65	0,33	29,26	15,45	9,67	1,66	(5,88)		6,31	1,19	10,60	2,14	7,64	3,12
Kalk-Asche		6,62	2,00	13,76	2,02	9,37	1,39			7,15	3,22	3,74	0,47	2,51	0,26
Asche		4,52	1,15	7,70	1,05	7,27	0,73	(5,63)		6,32	1,77	3,47	0,52	1,81	0,46

**Reiche Fläche
SK**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
		MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle	Ca	4,47	0,08	4,34	0,78	8,07	2,32	14,76	2,27			10,63	1,37	11,37	1,70
RIA 6/4				12,92	3,00	14,82	3,98	11,51	4,77			16,45	1,40	18,46	1,14
RIA Poly		5,38	1,60	7,25	1,46	7,45	1,83					8,27	1,32	5,68	1,57
RIA 4/6		5,93	1,46	7,30	1,00	7,59	1,05	(4,40)				9,43	1,09	8,54	1,53
REIA 6/4		4,36	0,77	8,75	3,73	4,48	0,41					8,59	1,08	6,77	1,22
Kalk		15,42	4,61	13,42	6,03	19,43	5,27	(29,36)				15,72	1,94	9,83	3,47
Kalk-Asche		7,84	1,32	8,85	1,52	9,01	1,59	(12,04)				9,07	1,21	7,58	1,07
Asche		(9,32)		7,16	4,52	7,99	2,03					9,82	1,40	6,84	1,05
Kontrolle	Mg	2,68	0,02	2,61	0,51	4,58	1,33	8,32	0,92			5,63	0,83	4,91	1,18
RIA 6/4				7,61	1,45	4,19	1,00	6,32	2,11	(8,29)		8,57	0,78	8,28	1,14
RIA Poly		2,93	0,92	3,77	0,72	4,12	1,01					3,95	0,66	2,70	0,75
RIA 4/6		4,09	1,47	4,70	0,64	4,60	0,65	(2,42)				5,09	0,56	4,47	0,83
REIA 6/4		2,27	0,55	5,52	2,55	2,10	0,10					3,92	0,72	3,33	0,90
Kalk		7,79	2,16	6,84	2,88	9,30	2,52	(13,87)		6,13	5,05	7,71	1,52	4,20	1,53
Kalk-Asche		4,98	0,89	5,36	0,94	5,08	1,24	(7,47)				5,41	1,04	4,09	0,62
Asche		(5,09)		4,28	2,07	4,86	1,28					5,27	0,68	3,65	0,52
Kontrolle	K	0,56	0,13	1,21	0,72	0,41	0,07	0,62	0,08			0,57	0,10	0,49	0,06
RIA 6/4				0,23	0,08	0,94	0,35	0,86	0,09	(1,36)		0,90	0,19	0,64	0,11
RIA Poly		0,54	0,07	0,58	0,09	0,61	0,07					0,74	0,12	0,70	0,07
RIA 4/6		0,66	0,19	0,37	0,04	0,38	0,08	(0,60)				0,29	0,05	0,56	0,15
REIA 6/4		0,70	0,10	0,42	0,09	0,59	0,12					0,50	0,08	0,59	0,11
Kalk		0,88	0,12	1,18	0,28	0,77	0,14	(0,65)		2,55	1,95	1,51	0,37	1,22	0,47
Kalk-Asche		0,37	0,26	0,50	0,17	0,45	0,06	(0,25)				0,41	0,06	0,46	0,12
Asche		(0,84)		0,57	0,16	0,71	0,13					0,89	0,23	0,41	0,02

**Reiche Fläche
SK**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
	Mn	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		0,27	0,02	0,19		0,26	0,14	0,43	0,33			0,39	0,10	0,82	0,37
RIA 6/4				0,27	0,15	1,31	0,58	0,22	0,05	(0,26)		0,39	0,05	0,37	0,06
RIA Poly		0,46	0,24	0,60	0,25	1,01	0,19					0,64	0,15	0,48	0,18
RIA 4/6		0,26	0,23	0,13	0,10	0,09	0,01					0,17	0,04	0,10	0,01
REIA 6/4		0,11	0,07	0,32	0,18	0,29	0,11					0,19	0,04	0,14	0,02
Kalk		0,30	0,10	0,12	0,03	0,13	0,04	(0,01)		(0,06)		0,15	0,02	0,14	0,04
Kalk-Asche		0,89	0,40	0,58	0,35	0,81	0,22	(0,60)				0,72	0,18	0,71	0,20
Asche		(0,66)		0,93	0,01	0,78	0,15					0,61	0,10	0,55	0,13
	pH														
Kontrolle		(6,23)		(7,02)		5,89	0,46					5,58	0,26	4,94	0,57
RIA 6/4				5,90	0,66	5,62	0,48	(6,72)				5,93	0,17	5,68	0,21
RIA Poly		5,73	0,06	6,07	0,52	5,11	0,08					5,66	0,31	4,89	0,00
RIA 4/6		6,48	0,12	6,39	0,23	6,28	0,26	(6,25)				6,34	0,17	6,40	0,09
REIA 6/4		6,81	0,33	6,26	0,26	5,98	0,34					5,97	0,21	5,70	0,39
Kalk		5,56	0,52	6,65	0,17	5,64	0,13	(6,39)				6,33	0,28	(4,93)	
Kalk-Asche		5,63	0,59	5,90	0,57	5,53	0,30	(5,74)				5,44	0,19	5,07	0,24
Asche		(6,26)		5,39	0,27	6,02	0,52					5,48	0,29	5,37	0,67
	DOC														
Kontrolle		17,11	2,59	10,00	0,27	7,45	0,88	11,24	2,45			8,53	0,91	31,38	16,72
RIA 6/4				6,99	1,00	53,86	26,43	22,04	14,32			8,40	1,69	14,19	4,43
RIA Poly		11,22	3,28	10,84	2,57	10,58	1,79					13,13	2,22	9,68	1,52
RIA 4/6		23,61	2,08	39,61	31,38	8,54	1,08	(12,96)				8,44	0,85	7,12	1,34
REIA 6/4		25,60	11,32	15,92	5,37	11,43	1,74					10,55	1,34	10,70	1,97
Kalk		12,11	2,09	18,48	7,07	6,83	2,28	(10,26)		(22,09)		10,42	2,92	50,30	29,94
Kalk-Asche		7,38	2,19	8,52	1,08	12,94	6,86	(7,58)				11,63	4,00	9,48	2,12
Asche		(8,58)		6,35	0,57	11,06	2,31					13,33	2,61	12,70	3,04

**Reiche Fläche
SK**

Variante	Element [mg l ⁻¹]	Quartal													
		4/07		1/08		2/08		3/08		4/08		2/09		3/09	
	NO₃⁻	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE
Kontrolle		6,16	1,68	1,82	1,58	2,11	2,11	39,36	36,62			23,01	7,84	17,65	5,47
RIA 6/4				10,58	0,55	11,42		4,14	0,66	(2,72)		8,91	2,01	6,68	2,21
RIA Poly		4,52	2,22	8,31	5,38	11,56	11,29					17,47	6,16	8,96	3,95
RIA 4/6		4,79	4,79	4,27	1,57	5,23	1,54	(0,01)		(0,09)		18,38	4,30	17,73	6,58
REIA 6/4		2,10	1,22	10,85	8,64	12,30	8,18					11,88	3,40	8,65	4,44
Kalk		83,21	34,59	43,50	32,77	48,65	42,90	(149,99)		66,12	45,00	48,47	14,81	35,16	14,25
Kalk-Asche		10,08	10,08	8,53	8,25	13,48	13,30	(37,67)				8,93	2,92	5,23	2,85
Asche		(34,91)		25,95	22,98	19,83	12,95					9,79	2,43	7,92	3,63
	SO₄⁻²	MW	SE	MW	SE	MW	SE	MW	SE			33,72	8,12	26,31	7,68
Kontrolle		14,50	1,75	15,39	2,37	16,19	1,78	37,05	27,70						
RIA 6/4				56,30	8,60	43,25		33,26	17,75	(45,50)		54,35	9,49	55,28	12,81
RIA Poly		23,23	9,63	22,62	5,59	28,95	6,18					22,36	4,26	20,77	4,53
RIA 4/6		18,90	8,60	28,46	5,41	33,58	0,90	(11,03)		(11,63)		25,70	2,85	17,45	3,83
REIA 6/4		10,56	2,18	36,58	14,72	29,47	18,99					26,36	5,31	19,62	5,06
Kalk		9,09	2,93	22,23	8,56	25,06	11,14	(7,59)		4,94	0,96	20,58	5,54	8,07	2,68
Kalk-Asche		40,11	4,95	36,65	6,57	35,48	8,27	(30,90)				40,98	4,56	28,09	4,76
Asche		(19,89)		21,04	0,97	26,73	3,81					31,17	3,22	26,59	2,79

Erklärung

Hiermit erkläre ich, Rasmus Michael Ettl, dass ich die der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Promotionsprüfung vorgelegte Arbeit mit dem Thema

**Organo-Asche-Presslinge als zukunftsorientiertes Düngemittel –
Produktionsoptimierung, ernährungskundliches Potenzial und
Machbarkeitsstudie**

am Fachgebiet für Wasserhaushalt und Standortkunde unter der Anleitung und Betreuung von Prof. Dr. Dr. Axel Göttlein ohne sonstige Hilfe erstellt habe.

Gemäß § 6 Abs. 5 der Promotionsordnung der Technischen Universität habe ich nur die in dem Literaturverzeichnis angegebenen Quellen unter Angabe meiner eigenen Veröffentlichungen verwendet.

Die Dissertation wurde keinem anderen Prüfungsverfahren als Prüfungsleistung vorgelegt.

Des Weiteren bestätige ich, dass ich den angestrebten Dokortitel der Forstwissenschaft noch nicht erworben habe und ich in einem früheren Promotionsverfahren nicht endgültig gescheitert bin.

München, 11.01.201