

Forschungszentrum Karlsruhe

in der Helmholtz-Gemeinschaft

Wissenschaftliche Berichte

FZKA 6766

**Einfluß von
Klima und Bewirtschaftung auf
am N-Umsatz beteiligte mikrobielle
Prozesse in Waldböden**

Anita Heidenfelder

Institut für Meteorologie und Klimaforschung

von der Forstwissenschaftlichen Fakultät

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg. genehmigte Dissertation

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

2002

Impressum der Print-Ausgabe:

**Als Manuskript gedruckt
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor**

**Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe**

**Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)**

ISSN 0947-8620

**Einfluß von
Klima und Bewirtschaftung auf
am N-Umsatz beteiligte mikrobielle
Prozesse in Waldböden**

**Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde
der Forstwissenschaftlichen Fakultät
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.**

vorgelegt von

Anita Heidenfelder

Freiburg im Breisgau, 2002

Dekan: Prof. Dr. Dr. h.c. Gero Becker
Betreuer: Dr. Rainer Gasche
Referent: PD Dr. Hans Papen
Koreferent: Prof. Dr. Ernst E. Hildebrand

Zusammenfassung

Einfluß von Klima und Bewirtschaftung auf am N-Umsatz beteiligte mikrobielle Prozesse in Waldböden

Diese Arbeit wurde im Rahmen des SFB 433 „Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung“ erstellt. Die SFB-Versuchsflächen, ein Nordosthang (NO) und ein Südwesthang (SW) lagen beiderseits eines schmalen Tales im Südwesten der Schwäbischen Alb in der Nähe von Tuttlingen. An jedem Hang wurde ein Schirmhieb vorgenommen und eine unbehandelte Kontrollfläche ausgewiesen. Die Schirmhiebsmaßnahme führte zu einer Erhöhung der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur.

Im Rahmen der Arbeit wurden Netto- und Brutto-Ammonifikations- sowie –Nitrifikationsraten, mikrobielle N-Immobilisierung und Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N untersucht. Im Vergleich der Kontrollflächen beider Hänge neigten die Böden des SW-Hanges mit Ausnahme der Netto-Ammonifikationsrate zu höheren N-Umsatzraten und höheren Gehalten an mikrobiellem Biomasse-N. Im Vergleich der Schirmhiebsflächen beider Hänge wurden ebenfalls für den SW-Hang höhere Netto-N-Umsatz- und Brutto-Nitrifikationsraten und ein höherer Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N beobachtet. Die Brutto-Ammonifikationsraten und die N-Immobilisierung lagen in den Böden des NO-Hanges höher. Die Schirmhiebsmaßnahme führte auf dem SW-Hang zu einer Verringerung der Brutto-N-Umsatzraten und niedrigeren Gehalten an mikrobiellem Biomasse-N, aber zu einer Erhöhung der Netto-N-Umsatzraten. Die Schirmhiebsmaßnahme auf dem NO-Hang ergab erhöhte Brutto-N-Umsatzraten und eine höhere N-Immobilisierung, aber niedrigere Netto-Ammonifikationsraten und geringere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N.

In Laborversuchen wurde ein größerer Einfluß der Bodenfeuchte als der Bodentemperatur auf die Brutto-N-Umsatzraten beobachtet. Die höchsten Brutto-Ammonifikations- und –Nitrifikationsraten wurden bei 30 bzw. 45 % Bodenwassergehalt gemessen. Die Freilandmessungen zeigten zunehmende Ammonifikationsraten und abnehmende Nitrifikationsraten mit zunehmender Bodenfeuchte und stimmten in hohem Maße mit den Labordaten überein. Signifikante Unterschiede der Brutto-Ammonifikationsraten zwischen den Hängen bzw. den Bewirtschaftungsvarianten konnten im wesentlichen auf die Veränderungen des Bodenwasserregimes zurückgeführt werden.

Die Modellierung des N-Kreislaufes und der Vergleich der simulierten Raten mit den Ergebnissen der Laborversuche ergaben eine gute Übereinstimmung, zeigten aber auch die Bedeutung des schnellen Mineralisations-Immobilisierungs-Kreislauf (MIT) in diesen Böden auf.

Abstract

Influence of climate and treatment on microbial processes involved in the N-cycle of forest soils

This study was carried out within the framework of the SFB 433: “Beech dominated deciduous forests under the influence of climate and management”. The SFB sites for field measurements, one north-east slope (NE) and one south-west slope (SW) at both sides of a narrow valley, are located in the south-west of the “Schwäbische Alb” near Tuttlingen, Germany. At each slope a thinning treatment was applied whereas an untreated site was used as control. It was found that the thinning led to higher values of soil moisture contents and soil temperatures.

During this study gross and net ammonification and nitrification, microbial N-immobilisation and the amount of microbial biomass-N were examined.

Comparing the control sites of the two slopes the soils of the SW slope tended to result in higher N-transformation rates - except for the net ammonification - and higher amounts of microbial biomass-N. Comparing the thinned sites of the two slopes, higher net ammonification, net and gross nitrification rates and higher amounts of microbial biomass-N were observed mainly for the SW slope. However, gross ammonification rates and N-immobilisation were higher at the soils of the NE slope. Thinning at the SW slope led to lower gross N-transformation rates and smaller amounts of microbial biomass-N, but higher net ammonification and nitrification rates. Thinning at the NE slope resulted in significantly higher gross N-transformation rates and N-immobilisation, but reduced net ammonification rates and the amounts of microbial biomass-N.

Laboratory studies on gross N-transformation rates revealed a stronger influence of soil moisture than of soil temperature. The highest values for gross nitrification and gross ammonification rates were reached at soil water contents of 30 and 45 %, respectively. Field measurements showed increasing ammonification rates and decreasing nitrification rates with increasing soil moisture content and were in good agreement with laboratory data. Significant differences in gross ammonification rates between the slopes as well as between the different treatments could be mainly explained by changes in soil moisture contents.

Modelling the N-cycle and comparing the simulated rates with results from laboratory investigations showed a good agreement, but also revealed the importance of a fast mineralisation-immobilisation-turnover in these soils.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
2	MATERIAL UND METHODEN	10
2.1	Beschreibung der Untersuchungsflächen.....	10
2.1.1	Geologie und Böden.....	10
2.1.2	Forstliche Parameter.....	13
2.1.3	Klima.....	14
2.2	Mikrobiologische Prozeßstudien.....	15
2.2.1	Bestimmung der Netto-Ammonifikations- und -Nitrifikationsraten.....	16
2.2.2	Bestimmung von Brutto-N-Umsatzraten über ¹⁵ N-Pool-Dilution-Technique	17
2.2.2.1	Anwendung der ¹⁵ N-Pool-Dilution-Technique	18
2.2.2.2	Wiederfindungsraten von NH ₄ ⁺ und NO ₃ ⁻ am IRMS	25
2.2.2.3	Freilandmeßkampagnen.....	28
2.2.2.4	Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-N-Umsatzraten.....	30
2.2.2.5	Differenzierung zwischen chemischer und mikrobieller NH ₄ ⁺ - und NO ₃ ⁻ - Immobilisierung.....	32
2.2.2.6	Modellierung der N-Umsatzraten in einem N-Kreislauf	33
2.2.3	Anwendung der BaPS-Technik.....	36
2.2.3.1	Theoretische Grundlagen und Berechnungen.....	36
2.2.3.2	Messungen am BaPS-System nach Ingwersen.....	39
2.2.3.3	Verwendung der BaPS-Meßküvette	43
2.2.3.4	Test zur Quantifizierung des gelösten CO ₂ im Bodenwasser im neutralen pH-Bereich.....	47
2.2.3.5	Validierung der BaPS-Methode mit Hilfe der ¹⁵ N-Pool-Dilution- Technique	48
2.2.4	Bestimmung des mikrobiellen Biomassestickstoffs.....	49
2.2.5	Bestimmung bodenphysikalischer und bodenchemischer Kenngrößen.....	51
2.2.5.1	Erfassung der Bodentemperatur im Freiland.....	51
2.2.5.2	Bodenfeuchte	52
2.2.5.3	pH-Wert.....	53
2.2.5.4	Ammonium- und Nitratkonzentration	53
2.2.5.5	Kontrolle der Sterilität von autoklavierten Bodenproben.....	54
2.3	Statistik.....	55

3	ERGEBNISSE.....	57
3.1	Bodenfeuchte.....	58
3.2	Bodentemperatur	61
3.3	Ammonifikation.....	64
3.3.1	Freilanddaten.....	64
3.3.1.1	Netto-Ammonifikation	64
3.3.1.2	Brutto-Ammonifikation	66
3.3.2	Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten.....	74
3.3.2.1	Ergebnisse aus den Laborversuchen.....	74
3.3.2.2	Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Brutto-Ammonifikationsraten unter Freilandbedingungen	79
3.3.2.3	Zusammenhang zwischen Bodentemperatur und Brutto-Ammonifikationsraten unter Freilandbedingungen	81
3.4	Nitrifikation	82
3.4.1	Netto-Nitrifikation.....	82
3.4.2	Methodenvergleich zur Bestimmung der Brutto-Nitrifikation: ¹⁵ N-Pool-Dilution-Technique und Barometrische Prozeßseparation (BaPS).....	86
3.4.2.1	Berücksichtigung der pH-Wert-abhängigen CO ₂ -Löslichkeit bei der BaPS-Methode	86
3.4.2.2	Validierung der Methode der Barometrischen Prozeßseparation.....	90
3.4.3	Im Freiland bestimmte Brutto-Nitrifikationsraten	92
3.4.4	Temperatur- und Feuchteabhängigkeit von Brutto-Nitrifikationsraten.....	100
3.4.4.1	Ergebnisse der Laborversuche.....	100
3.4.4.2	Abhängigkeit der unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten von der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur	104
3.5	Stickstoff-Immobilisierung in den Böden der Versuchsflächen	107
3.5.1	Chemische Immobilisierung von NH ₄ ⁺ und NO ₃ ⁻	107
3.5.2	Mikrobielle Stickstoff-Immobilisierung	112
3.6	Mikrobielle Biomasse.....	124
3.6.1	Ergebnisse der Meßkampagnen	124
3.6.2	Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und mikrobiellem Biomasse-N.....	131
3.7	Modellierung des N-Umsatzes im Boden	132

4	DISKUSSION	138
4.1	Methodenvergleich der ¹⁵ N-Pool-Dilution-Technique und der Barometrischen Prozeßseparation	138
4.2	Prozeßstudien	140
4.3	Einfluß der verschiedenen Lokalklimata auf die N-Umsetzungen und den Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N	154
4.4	Einfluß der Bewirtschaftung auf die N-Umsetzungen und den Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N	159
4.5	Schlußbetrachtungen	164
5	ZUSAMMENFASSUNG	166
6	LITERATUR	171

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

a	Jahr	H ₂ CO ₃	Dihydrogenkarbonat, Kohlensäure
AMO	Ammonium- Monooxygenase	HNO ₃	Salpetersäure
atom-%	Atomprozent: Maß für die ¹⁵ N-Anreicherung	H ₂ O	Wasser
aq	in Flüssigkeit gelöst	ha	Hektar
BaPS	Barometrische Prozeß- Separation	HO•	Hydroxylradikal
BFG	Bodenfeuchtgewicht [g]	HOR	Hydroxylamin- Oxidoreduktase
BHD	Brusthöhendurchmesser [cm]	hPa	Hektopascal [10 ² Pa]
BM	mikrobielle Biomasse	IDAS	IFU-Data-Acquisition- System
BTG	Bodentrockengewicht [g]	IFU	Institut für Atmosphärische Umweltforschung
BWG	Bodenwassergehalt [g]	Im_NH ₄ ⁺	NH ₄ ⁺ -Immobilisierung
ca.	circa	Im_NO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻ -Immobilisierung
CaCl ₂	Kalziumchlorid	IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
CaCO ₃	Kalziumkarbonat	IRMS	Ion-Ratio-Mass- Spectrometer
CH ₄	Methan	K	Kelvin
CH ₂ O	Formaldehyd	KAl(SO ₄) ₂	Kaliumaluminiumsulfat
C ₅ H ₇ O ₂ N	organische N-Verbindung	K ₂ HPO ₄	Kaliumhydrogenphosphat
cm	Zentimeter [10 ⁻² m]	KH ₂ PO ₄	Kaliumdihydrogenphosphat
CO ₂	Kohlendioxid	kg	Kilogramm
CO ₃ ²⁻	Karbonat	K ¹⁵ NO ₃	Kaliumnitrat mit ¹⁵ N- Anreicherung
d	Tag	KCl	Kaliumchlorid
den	Denitrifikation	K _H	Henry-Konstante
DNRA	Dissimilatorische Nitratreduktion	KHSO ₄	Kaliumhydrogensulfat
ECD	Electron-Capture-Detector	km	Kilometer [10 ³ m]
et al.	und andere	KNO ₃	Kaliumnitrat
FCKW	Fluorchlorkohlen- wasserstoffe	log	dekadischer Logarithmus
g	Gramm [10 ⁻³ kg]	m	Meter
Gew.-%	Gewichtsprozent	m ²	Quadratmeter
h	Stunde	M	molar
H ⁺	Wasserstoffion, Proton	mg	Milligramm [10 ⁻⁶ kg]
HCO ₃ ⁻	Hydrogenkarbonat		

MG	Molgewicht [g mol^{-1}]	PF	Peakfläche
MgO	Magnesiumoxid	pH	negativer dekadischer Logarithmus der H^+ -Konzentration
min	Minute und Mineralisation		
MIT	Mineralization-Immobilization-Turnover	PP	Polypropylen
ml	Milliliter [10^{-3} l]	ppmv	parts per million by volume [10^{-6}]
mm	Millimeter [10^{-3} m]	PVC	Polyvinylchlorid
mM	Millimol [10^{-3} mol]	R	Allgemeine Gaskonstante [$8,314 \text{ J K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$]
mol	Stoffmenge ($6,022 \cdot 10^{23}$ Teilchen)	r^2	Bestimmtheitsmaß
MW	Mittelwert	Res	Respiration (Bodenatmung)
N	Stickstoffatom	R_min	Remineralisierung
N_2	molekularer Stickstoff	s.	siehe
NH_2OH	Hydroxylamin	SD	standard deviation (Standardabweichung)
N_2O	Distickstoffoxid	SFB	Sonderforschungsbereich
NH_3	Ammoniak	SE	standard error (Standardfehler)
NH_4^+	Ammonium	SW	südwest
$(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	Ammoniumsulfat mit ^{15}N -Anreicherung	SW_K	Kontrollflächen des SW-Hanges
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	Ammoniumsulfat	SW_S	Schirmhiebsflächen des SW-Hanges
nit	Nitrifikation	t	Zeit [d]
NO	Stickstoffmonoxid und nordost	T	Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]
NO_x	Summe aus NO und NO_2	Tg	Teragramm [10^{12} g]
NO_2	Stickstoffdioxid	TK	Topographische Karte
NO_2^-	Nitrit	U	Umdrehungen
NO_3^-	Nitrat	ü.NN	über Normalnull
NO_K	Kontrollflächen des NO-Hanges	V	Volumen [l] und Volt
NO_S	Schirmhiebsflächen des SW-Hanges	Vol.-%	Volumenprozent
N_xO_y	Summe aus NO, N_2O , N_2	WLD	Wärmeleitfähigkeitsdetektor
O_2	molekularer Sauerstoff	z.B.	zum Beispiel
OS	organische Substanz	ZrO_2	Zirkoniumoxid
p	Druck [hPa] und Wahrscheinlichkeit	β	Faktor zur Präferenz der NH_4^+ -Immobilisierung gegenüber NO_3^-
Pa	Pascal	δ	respiratorischer Koeffizient
PE	Polyethylen		

Δ	Änderung	\emptyset	Durchmesser
μ	Mikro- [10^{-6}]	*	signifikant
$^{\circ}$	Grad	**	hochsignifikant
$^{\circ}\text{C}$	Grad Celsius [$^{\circ}\text{C}$]		
%	Prozent		
$\left(\frac{\Delta\text{CO}_2}{\Delta t}\right)$	Netto-Änderung des CO_2 -Partialdrucks pro Zeiteinheit [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{CO}_2}{\Delta t}\right)_{aq}$	gelöstes CO_2 pro Zeiteinheit in der wässrigen Phase [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{CO}_2}{\Delta t}\right)_{Den}$	CO_2 -Produktion pro Zeiteinheit durch Denitrifikation [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{CO}_2}{\Delta t}\right)_{Henry}$	gelöstes CO_2 pro Zeiteinheit, berechnet mit der Henry-Konstante [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{CO}_2}{\Delta t}\right)_{Nit}$	CO_2 -Assimilation pro Zeiteinheit durch Nitrifikation [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{CO}_2}{\Delta t}\right)_{Res}$	CO_2 -Produktion pro Zeiteinheit durch Respiration [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{H}_2\text{CO}_3}{\Delta t}\right)_{aq}$	gelöstes H_2CO_3 pro Zeiteinheit in der wässrigen Phase [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{HCO}_3^-}{\Delta t}\right)_{aq}$	gelöstes HCO_3^- pro Zeiteinheit in der wässrigen Phase [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta n}{\Delta t}\right)$	Netto-Änderung des Gasdrucks pro Zeiteinheit [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{N}_x\text{O}_y}{\Delta t}\right)$	N_xO_y -Produktion pro Zeiteinheit [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{N}_x\text{O}_y}{\Delta t}\right)_{Den}$	N_xO_y -Produktion pro Zeiteinheit durch Denitrifikation [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{O}_2}{\Delta t}\right)$	Netto-Änderung des O_2 -Partialdrucks pro Zeiteinheit [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{O}_2}{\Delta t}\right)_{Nit}$	O_2 -Verbrauch pro Zeiteinheit durch Nitrifikation [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		
$\left(\frac{\Delta\text{O}_2}{\Delta t}\right)_{Res}$	O_2 -Verbrauch pro Zeiteinheit durch Respiration [$\mu\text{mol h}^{-1}$] (*)		

(*) die Druckänderungen im BaPS-Meßvolumen wurden jeweils in μmol umgerechnet.

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1-1: Schematische Darstellung der am N-Kreislauf beteiligten N-Umsetzungsprozesse in Böden.....	1
Abbildung 2-1: Lage der Untersuchungsflächen (Kartengrundlage: Topographische Karte 1:25.000, Blatt 8018, 1995).....	11
Abbildung 2-2: Bodenprofile der Braunerde-Rendzina des SW-Hanges (A) und der Terra fusca-Braunerde des NO-Hanges (B).....	12
Abbildung 2-3: Monatsmittelwerte der Lufttemperatur, gemessen in 1,5 m Höhe über Grund im Jahr 2000 auf den Untersuchungsflächen des SFB.....	15
Abbildung 2-4: Aufbau der Probengefäße zur Diffusion von $^{14/15}\text{N}$ -Ammonium und -Nitrat.....	21
Abbildung 2-5: „atom-% ^{15}N “-Werte der während der Messungen bestimmten Glutamin-Standards über den Messverlauf (A) sowie über die Bandbreite der gemessenen Gesamt-N-Gehalte (B).	23
Abbildung 2-6: Wiederfindungsraten von NH_4^+ (A) und NO_3^- (B) in Standardlösungen nach 24 und 48 Stunden Diffusion.....	26
Abbildung 2-7: Wiederfindungsraten von $^{15}\text{NH}_4^+$ und $^{15}\text{NO}_3^-$ in definierten Anreicherungen in einer Standardlösung.....	27
Abbildung 2-8: Darstellung des Modells zur numerischen Berechnung ausgewählter N-Transformationsraten im Boden.....	35
Abbildung 2-9: Aufbau des BaPS-Meßsystems nach Ingwersen.....	40
Abbildung 2-10: Die Meßküvette des weiterentwickelten BaPS-Systems einschließlich Stechzylindern, Tablett und Dreieckstücken zur Volumenreduzierung.....	43
Abbildung 2-11: Das BaPS-Meßsystem während des Einsatzes im Feldlabor.....	45
Abbildung 2-12: Ermittlung der Kennlinien des O_2 - und des CO_2 -Sensors mit Hilfe einer Gasmischanlage.....	46
Abbildung 2-13: Kennlinie des Drucksensors, aufgenommen mit der am IFU installierten Druckkalibriereinheit.	47
Abbildung 3-1: Monatsmittelwerte der gravimetrischen Bodenwassergehalte des Ah-Horizontes (0-5 cm) in Gew.-% H_2O für das Jahr 1999.	58
Abbildung 3-2: Diurnale Schwankungen der Bodentemperaturen in 3-5 cm Bodentiefe, aufgenommen in 30-minütigen Zeitintervallen von 10.-12.7.2001.	62
Abbildung 3-3: Brutto-Ammonifikationsraten, bestimmt während der Meßkampagnen 1999-2001 mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique.....	69
Abbildung 3-4: Ergebnisse der Labormessungen zur Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten in Bodenproben des SW-Hanges (A) und des NO-Hanges (B).	75
Abbildung 3-5: Während der Meßkampagnen 1999-2001 in den Böden des SW-Hanges bestimmte Brutto-Ammonifikationsraten, dargestellt in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte.....	79
Abbildung 3-6: Während der Meßkampagnen 1999-2001 in den Böden des NO-Hanges bestimmte Brutto-Ammonifikationsraten, dargestellt in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte.....	80
Abbildung 3-7: Verhältnis von HCO_3^- zu freiem CO_2 in Abhängigkeit vom pH-Wert.....	87
Abbildung 3-8: Überschätzung der berechneten Brutto-Nitrifikationsraten mit steigenden pH-Werten in % der unter Verwendung der Henry-Konstante berechneten Raten.	89

Abbildung 3-9: Ergebnisse des Vergleichs der mit Hilfe der BaPS-Methode bzw. der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique zeitgleich und an identischen Bodenproben bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten	90
Abbildung 3-10: Brutto-Nitrifikationsraten, bestimmt während der Meßkampagnen 1999-2001.....	95
Abbildung 3-11: Mit der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique im Labor bestimmte Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten für die Bodenproben des SW-Hanges (A) und des NO-Hanges (B).....	101
Abbildung 3-12: Zusammenhang zwischen den mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique und der BaPS-Methode für die Jahre 1999 bis 2001 bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten und den gemessenen Bodentemperaturen und -feuchten für die Böden des SW- und des NO-Hanges.	105
Abbildung 3-13: Veränderung der mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bestimmten Brutto-Ammonifikations- und -Nitrifikationsrate für verschiedene Berechnungszeiträume.	108
Abbildung 3-14: In 1 M KCl extrahierbare Ammonium- und Nitratgehalte (A) sowie $^{15}\text{NH}_4^+$ - bzw. $^{15}\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen (B) des jeweils angereicherten Pools während der Inkubation von feldfrischem (A+B) und autoklaviertem (C+D) Boden des NO-Hanges.....	109
Abbildung 3-15: Für die Untersuchungsflächen in den Jahren 1999-2001 berechnete NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierung.....	114
Abbildung 3-16: Mit Hilfe der Fumigations-Inkubations-Methode bestimmte Gehalte an mikrobiellem Biomasse- in den Böden der Versuchsflächen für die Jahre 1999-2001.....	126
Abbildung 3-17: Beziehung zwischen dem während der einzelnen Meßkampagnen für den NO- und den SW-Hang bestimmten mikrobiellen Biomasse-N und der Bodenfeuchte.....	132
Abbildung 3-18: Kumulierte Ammonifikations- und Nitrifikationsraten nach Modellberechnungen und Laborversuchen.	133
Abbildung 3-19: Kumulierte NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierungsraten nach Modellberechnungen und Laborversuchen.....	135
Abbildung 4-1: Vergleich der Brutto-Ammonifikationsraten und der Brutto-Nitrifikationsraten mit den Netto-Ammonifikations- und -Nitrifikationsraten.....	141

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2-1: Veränderungen der Bestandsgrundfläche durch die waldbaulichen Behandlungen.....	14
Tabelle 2-2: Bezeichnungen der einzelnen Versuchsflächen.....	14
Tabelle 2-3: Termine der Freilandmeßkampagnen in den Jahren 1999-2000	16
Tabelle 2-4: Versuchsansätze zur Bestimmung der Temperatur- und Feuchteabhängigkeit von N-Umsatzraten.	30
Tabelle 3-1: Jahresmittelwerte sowie Gesamtmittelwert der Jahre 1999-2001 der Boden- wassergehalte der einzelnen Behandlungsvarianten in Gew.-%	59
Tabelle 3-2: Mittelwerte der während jeweils 48 h erfaßten Bodentemperatur in 3-5 cm Tiefe	63
Tabelle 3-3: In den Jahren 1999 und 2000 mit der „buried-bag“-Methode nach Runge (1970) bestimmte Netto-Ammonifikationsraten und Gesamtmittelwerte der einzelnen Versuchsvarianten	64
Tabelle 3-4: Jahresmittelwerte und Gesamtmittelwert der Brutto-Ammonifikationsraten der einzelnen Versuchsvarianten.....	73
Tabelle 3-5: Korrelationskoeffizienten r für den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Brutto-Ammonifikation auf dem SW- und dem NO-Hang für die Meßkampagnen Juli 2000 bis September 2001.....	81
Tabelle 3-6: In den Jahren 1999 und 2000 bestimmte Netto-Nitrifikationsraten sowie Gesamtmittelwerte der einzelnen Versuchsvarianten	83
Tabelle 3-7: pH-Wert-abhängige Abnahme des im „headspace“ bestimmten CO ₂ in auto- klaviertem Wasser und die sich daraus ergebende durchschnittliche Unterschätzung der CO ₂ -Änderung	87
Tabelle 3-8: Mittelwerte aller im Jahr 2001 bestimmten Boden-pH-Werte für die einzelnen Untersuchungsflächen.	90
Tabelle 3-9: Statistischer Vergleich der Mittelwerte der mit der ¹⁵ N-Pool-Dilution- Technique (¹⁵ N) und mit der Barometrischen Prozeßseparation (BaPS) bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten.....	92
Tabelle 3-10: Jahresmittelwerte und Gesamtmittelwert der Brutto-Nitrifikationsraten der einzelnen Versuchsvarianten.....	98
Tabelle 3-11: Korrelationskoeffizienten r für den Zusammenhang zwischen den mit der ¹⁵ N-Pool-Dilution-Technique bzw. der BaPS-Methode bestimmten Brutto- Nitrifikationsraten und der während der Messung vorherrschenden Bodenfeuchte und -temperatur.	107
Tabelle 3-12: Jahresmittelwerte und Gesamtmittelwert der für die Jahre 1999-2001 berechneten Gesamt-N-Immobilisierung der einzelnen Versuchsflächen.....	122
Tabelle 3-13: Jahresmittelwerte des mikrobiellen Biomasse-N-Gehaltes der einzelnen Versuchsflächen	130
Tabelle 3-14: Vergleich der modellierten und der mittels ¹⁵ N-Pool-Dilution-Technique bestimmten N-Umsatzraten.....	136

Der Prozeß der Ammonifikation beschreibt den Abbau organischer Substanz im Boden unter Freisetzung von anorganischem NH_4^+ . Dieses Molekül kann biologisch im wesentlichen über drei verschiedene Wege genutzt werden, die untereinander in Konkurrenz stehen. Ammonium kann sowohl von Pflanzen aufgenommen als auch von Mikroorganismen in ihre Zellen eingebaut werden, wobei letzteres mikrobielle NH_4^+ -Immobilisierung genannt wird. Die mikrobielle Oxidation von NH_4^+ zu NO_3^- , die sogenannte Nitrifikation, stellt die dritte Möglichkeit dar. Nitrat kann ebenfalls sowohl von Pflanzen aufgenommen als auch von Bodenbakterien immobilisiert werden. Unter anaeroben Bedingungen kann zudem der Prozeß der Denitrifikation, also der Abbau von NO_3^- zu NO , N_2O oder N_2 erfolgen, oder die Dissimilatorische Nitratreduktion von NO_3^- zu NH_4^+ stattfinden. Der in den Pflanzen und Mikroorganismen gebundene Stickstoff geht bei Absterben der Biomasse wieder in den Pool der organischen Substanz über.

Die verschiedensten anthropogenen Aktivitäten führen jedoch global zur massiven Bildung von zum Teil reaktiven N-Verbindungen (z.B. NH_4^+ , NO_3^- , N_2O , NO_x) aus dem natürlichen stabilen N_2 -Pool der Atmosphäre oder durch die Nutzung fossiler Rohstoffe (IPCC, 2001). Vitousek et al. (1997) beziffern den jährlichen Neueintrag dieser Stickstoffverbindungen in den N-Kreislauf durch die Herstellung von mineralischen N-Düngemitteln und verstärktem Anbau von Leguminosen sowie durch die Verbrennung fossiler Rohstoffe auf 140 Tg a^{-1} . Über die Deposition von gasförmigen N-Emissionen aus Landwirtschaft, Industrie und Verkehr wirkt sich diese Belastung auch auf den N-Kreislauf natürlicher und naturnaher Ökosysteme, z.B. Wälder, und die daran beteiligten N-Umsetzungsprozesse im Boden aus.

Der mikrobielle Prozeß der *Ammonifikation*, häufig auch als Mineralisierung bezeichnet, beschreibt die Überführung des in der organischen Substanz des Bodens enthaltenen Stickstoffs, z.B. Proteine, in die anorganische Form von Ammonium (NH_4^+), das neben Nitrat (NO_3^-) einen der großen mineralischen N-Pools im Boden darstellt. Die am Prozeß der Ammonifikation beteiligten Mikroorganismen sind sehr unspezifische heterotrophe Bakterien (Jarvis et al., 1996). Ammonifikation kann je nach Zusammensetzung der Bakterienpopulation sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen stattfinden (Jarvis et al., 1996). In Abhängigkeit vom pH-Wert wird ein Teil des produzierten NH_4^+ im Boden zu gasförmigem Ammoniak (NH_3) umgesetzt und steht mit dem Ammonium-Pool in einem chemischen Gleichgewicht (Madigan et al., 2001).

Die *mikrobielle Stickstoff-Immobilisierung* umfaßt die Aufnahme von NH_4^+ und NO_3^- durch die Mikroorganismen für den Zellaufbau (Jarvis et al., 1996). Die Immobilisierung ist meist

eng mit der Mineralisation korreliert (Jarvis et al., 1996; Mary et al., 1996). Obwohl die mikrobielle NH_4^+ -Immobilisierung der dominante Prozeß ist (Mary et al., 1998), darf die NO_3^- -Immobilisierung bei der Berechnung von N-Kreisläufen nicht vernachlässigt werden (Recous et al., 1990; Davidson et al., 1992; Nishio et al., 2001). Azam et al. (1986) haben für landwirtschaftlich genutzte Böden gezeigt, daß NO_3^- -Immobilisierung in Verbindung mit einer verfügbaren C-Quelle vorwiegend dann erfolgt, wenn NH_4^+ nicht in ausreichender Menge im Boden vorliegt. Papen (2002) konnte für die Untersuchungsflächen im Höglwald zeigen, daß sogar verstärkt NO_3^- mikrobiell immobilisiert wird, obwohl Ammonium im Boden vorhanden ist.

Jansson und Persson (1982) haben für den kontinuierlichen Austausch von Stickstoff aus der mikrobiellen Biomasse in den anorganischen NH_4^+ -Pool und zurück in den mikrobiellen Biomasse-Pool den Begriff „*Mineralization-Immobilization-Turnover*“ (MIT) geprägt. Abgestorbene mikrobielle Biomasse stellt eine leicht abbaubare C- und N-Quelle dar, weshalb dieser Pool von den Bodenmikroorganismen der schwerer abbaubaren organischen Substanz im Boden vorgezogen wird (Mary et al., 1998). Die Ammonifikation von organischem N aus der abgestorbenen mikrobiellen Biomasse wird in der Literatur häufig als *Remineralisierung* beschrieben (Nishio et al., 1985; Mary et al., 1998). In Laborversuchen konnten Mary et al. (1998) zeigen, daß z.B. während eines 30-tägigen Inkubationszeitraumes 7-18% des immobilisierten Stickstoffs ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) im Untersuchungszeitraum wieder remineralisiert wurden.

Die *Nitrifikation* beschreibt den Prozeß der Nitratproduktion in Böden. Dieser Prozeß kann über einen autotrophen oder einen heterotrophen Umsetzungsweg erfolgen. Bei der (chemolitho-)autotrophen Nitrifikation wird das durch die Ammonifikation gebildete NH_4^+ oxidiert und dient somit als Energiequelle. Atmosphärisches CO_2 wird als Kohlenstoffquelle genutzt (Ahl et al., 1994). Die autotrophe Nitrifikation erfolgt in zwei Schritten:

1. Die Bakteriengruppe der chemolithoautotrophen Ammoniak-Oxidierer (z.B. *Nitrosomonas*) oxidiert NH_4^+ zu Hydroxylamin (NH_2OH) und weiter zu Nitrit (NO_2^-), wobei die Reaktionen durch die Enzyme Ammoniak-Monooxygenase (AMO) und Hydroxylamin-Oxidoreduktase (HOR) katalysiert werden. Dabei kann die Oxidation von Hydroxylamin zu Nitrit zur Freisetzung der gasförmigen Nebenprodukte N_2O und NO führen (Ritchie und Nicholas, 1972; Papen und Rennenberg, 1990).

2. Die Bildung von NO_3^- aus Nitrit durch die Bakteriengruppe der chemolithoautotrophen Nitrit-Oxidierer mit der Gattung *Nitrobacter* als bekanntestem Vertreter (Daum, 1999) wird durch das Enzym Nitrit-Dehydrogenase katalysiert.

Nitrosomonas und *Nitrobacter* oxidieren aufgrund der energetisch ungünstigen Redox-Potentiale etwa 35 bzw. 100 N-Atome zur Assimilation eines CO_2 -Moleküls (Mosier und Schimel, 1993). Der N-Umsatz ist daher im Verhältnis zur Populationsgröße sehr hoch.

Die heterotrophen Nitrifizierer nutzen organisch gebundenen Kohlenstoff als Energiequelle. Daum (1999) konnte eine Ammoniak-Monooxygenase (AMO) im heterotrophen Nitrifizierer *Pseudomonas putida* nachweisen. Dieses Enzym katalysiert bei der autotrophen Nitrifikation die Oxidation von NH_3 zu Hydroxylamin, was die Vermutung nahelegt, daß auch heterotrophe Nitrifizierer über ein ähnliches Enzymsystem verfügen. Papen et al. (1989) konnten in Kulturen von *Alcaligenes faecalis* die Freisetzung von NO und N_2O zeigen, wie dies auch für die autotrophe Nitrifikation bekannt ist. Obwohl die heterotrophe Nitrifikation im Vergleich zur autotrophen Nitrifikation etwa 10^4 -fach niedrige NH_4^+ -Umsatzraten aufweist, wird ihr aufgrund der hohen Säuretoleranz im Vergleich zu den chemolithoautotrophen Ammoniak- und Nitrit-Oxidierern in sauren Waldböden ein wichtiger Beitrag zur NO_3^- -Produktion zugeschrieben (Papen und Butterbach-Bahl, 1999). Untersuchungen zum Konkurrenzverhalten zwischen autotrophen und heterotrophen Nitrifizierern in neutralen Böden sind jedoch bisher nicht bekannt. Zur heterotrophen Nitrifikation sind aber auch Pilze befähigt (Castaldi und Smith, 1998; Papen und von Berg, 1998), wobei über die Beteiligung von Mykorrhiza an der heterotrophen Nitrifikation nichts bekannt ist (Breuer, 2000).

Als *Denitrifikation* wird die Reduktion von NO_3^- über NO_2^- zu den gasförmigen Stickstoffverbindungen NO , N_2O und schließlich N_2 bezeichnet (Madigan et al., 2001). Die meisten Denitrifikanten nutzen organische Substanz als Kohlenstoffquelle. Für jeden Schritt ist ein eigenes Enzym verantwortlich (Zumft, 1997). Der Prozeß kann in Abhängigkeit von den ökologischen Bedingungen, z.B. O_2 - und NO_3^- -Konzentration, entweder vollständig bis zum N_2 ablaufen, oder es werden bereits die Zwischenprodukte NO oder N_2O freigesetzt (Firestone und Davidson, 1989). Allerdings sind Denitrifikanten fakultativ anaerobe Bakterien, die in Anwesenheit von O_2 eine Sauerstoffatmung betreiben. Der N-Umsatz durch Denitrifikation ist unter anderem für die Bakteriengattungen *Pseudomonas* und *Alcaligenes*, die unter aeroben Bedingungen auch heterotrophe Nitrifikation betreiben können, aber auch für verschiedene Pilze bekannt (Zumft, 1997).

Ebenfalls von dem NO_3^- -Pool ausgehend, wird über die *Dissimilatorische Nitratreduktion* zu Ammonium (DNRA) Nitrat direkt zu NH_4^+ reduziert. Die Umsetzung erfolgt unter anaeroben Bedingungen durch fakultativ oder obligat fermentierende Bakterien (Silver et al., 2001) mit Nitrat als Elektronenakzeptor (Schlegel, 1992). Als Bedingungen für den Ablauf der DNRA muß entsprechend der Denitrifikation, neben Sauerstoffmangel, ein hohes Angebot an organischem C und verfügbarem NO_3^- sowie ein niedriges Redoxpotential gegeben sein (Zumft, 1997). Nach Schlesinger (1997) wird die Bedeutung der DNRA in terrestrischen Ökosystemen unterschätzt. Diese These wird von Silver et al. (2001) bestätigt, die für tropische Wälder DNRA-Raten von bis zu $0,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ nachweisen konnten. Dieser Wert lag um den Faktor drei höher als der N-Umsatz über die Denitrifikation (bis $0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$).

Während das durch die Denitrifikation freigesetzte N_2 in der Atmosphäre keinerlei Auswirkung hat, zählen die durch Nitrifikation und Denitrifikation freigesetzten Moleküle N_2O und NO_x (= NO und NO_2) zu den direkt bzw. indirekt klimawirksamen Gasen. Die Treibhausgase, außer dem genannten N_2O , vor allem CO_2 , Methan (CH_4) und die Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) sowie stratosphärisches H_2O , lassen kurzwellige Sonnenenergie durch die Erdatmosphäre bis zur Boden vordringen, wohingegen von der Erdoberfläche ausgestrahlte langwellige Infrarotstrahlung von diesen Molekülen in der Erdatmosphäre zurückgehalten werden. NO_x wird nicht direkt zu den Treibhausgasen gerechnet, hat aber durch seine Beteiligung an der Produktion von Hydroxylradikalen (HO^\bullet) und troposphärischem Ozon ein indirektes Treibhauspotential (Graedel und Crutzen, 1994). Mit dem Anstieg der Konzentration dieser Gase seit dem vorindustriellen Zeitalter ist eine zusätzliche Erwärmung der Erdoberfläche um $0,6 \pm 0,2 \text{ }^\circ\text{C}$ (IPCC, 2001) in den letzten 140 Jahren verbunden, deren Tendenz weiter ansteigend ist. Aus Modellrechnungen ergeben sich für den süddeutschen Raum Erhöhungen der Lufttemperatur im Sommer von $1,1\text{-}1,3 \text{ }^\circ\text{C}$ innerhalb der nächsten 20 Jahre (Hulme und Carter, 2000). Ein Einfluß sowohl auf die räumliche als auch auf die zeitliche Niederschlagsverteilung und damit auf die Bodenfeuchte kann als sicher angesehen werden. In Mitteleuropa kann von Phasen verstärkter Sommertrockenheit ausgegangen werden (IPCC, 2001).

Solche klimatischen Veränderungen wirken sich besonders stark auf natürliche und naturnahe Ökosysteme aus, die normalerweise nur geringen anthropogenen Einflüssen unterliegen. Zu den naturnahen Ökosystemen werden die Buchenwälder gerechnet, die in Mitteleuropa die natürliche Vegetation bilden (Ellenberg, 1996), auch wenn sie waldbaulich genutzt werden (Weidenbach, 1991; Scherzinger, 1996). Die prognostizierten Klimaveränderungen mit

erhöhten Lufttemperaturen und verringerten Sommerniederschlägen könnte für manche der heutigen Buchenstandorte, z.B. auf flachgründigen Südhängen, Grenzbedingungen schaffen (Schober, 1951; Biondi, 1993; Kahle et al., 1994). Wo mit zunehmender Bodentemperatur verringerte Wasserverfügbarkeit nicht limitierend wirkt (Aber et al., 1997; IPCC, 2001), wirkt sich die Temperaturerhöhung positiv auf das Wachstum der Bäume aus (Menzel und Fabian, 1999). Der dadurch erhöhte CO₂-Verbrauch der Pflanzen (Boden et al., 1994) kann sich wiederum auf die Klimaentwicklung auswirken (Goulden et al., 1996; Lloyd, 1999).

Klimatische Veränderungen in Waldökosystemen wirken sich über das Bodenwasserregime mit größter Wahrscheinlichkeit auch auf die mikrobiologischen Prozesse in den Böden aus, da die Verteilung der Niederschläge, neben der Evapotranspiration und der Versickerung, den größten Einfluß auf den Bodenwasserhaushalt hat. Die Bodentemperatur wird dagegen von der Lufttemperatur und der Globalstrahlung beeinflusst (Mayer et al., 2001). Die Änderung der Spurengasausträge unter veränderten Klimabedingungen deutet bereits auf eine Anpassung bzw. erhöhte Aktivität von Mikroorganismen in Waldböden hin (Peterjohn et al., 1993; Mosier, 1998). Die Zu- oder Abnahme der mikrobiellen Aktivität unter erhöhten Bodentemperaturen und verändertem Bodenwasserregime hat aber auch größten Einfluß auf das Waldwachstum, da die Bereitstellung von pflanzenverfügbarem Stickstoff nahezu ausschließlich durch Bodenmikroorganismen erfolgt. Andererseits treten Bodenmikroorganismen auch stetig in Konkurrenz zum Waldbestand um die vorliegenden Nährstoffe. Detaillierte Kenntnisse über die mikrobiellen N-Umsetzungsprozesse in Waldböden im Hinblick auf erhöhte Bodentemperaturen und ein entsprechend verändertes Bodenfeuchteregime während der Vegetationsperioden sind daher auch für die Forstwirtschaft von entscheidender Bedeutung.

In Laborexperimenten mit verschiedenen Waldböden wurden mit zunehmender Bodentemperatur und Bodenfeuchte ansteigende Mineralisationsraten (Gonçalves und Carlyle, 1994) und Nitrifikationsraten (Robertson, 1982; Grundmann et al., 1995) bestimmt. Bei Untersuchungen mit künstlich beheizten Böden führte eine Erhöhung der Bodentemperatur zu einer 30-prozentigen Reduzierung des N-Gehaltes in der organischen Auflage (Peterjohn et al., 1993) sowie zu einem erhöhten Nitrataustrag ins Grundwasser (Mitchell et al., 1994; Lükewille und Wright, 1997). Verburg und van Breemen (2000) konnten in überdachten und beheizten Kiefernwäldern unter CO₂-Begasung ebenfalls erhöhte Mineralisations- und Nitrifikationsraten bei höheren Temperaturen beobachten.

In allen Fällen wurde bei diesen Untersuchungen aus den Änderungen der NH_4^+ - und NO_3^- -Konzentrationen im Boden auf die mikrobiellen N-Umsetzungsprozesse zurückgeschlossen, die Prozesse selbst jedoch nicht untersucht. Diese sogenannten Nettoraten beziehen jedoch immer mehrere Stoffflüsse mit ein. Die Nettorate der Mineralisation schließt die gleichzeitige Abnahme des NH_4^+ -Pools durch die Prozesse Nitrifikation und NH_4^+ -Immobilisierung mit ein. Für die Ermittlung der Netto-Nitrifikationsrate gilt das gleiche in Bezug auf die Denitrifikation und die NO_3^- -Immobilisierung. Bei Freilanduntersuchungen in Pflanzenbeständen muß jeweils zusätzlich der NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Entzug durch die Pflanzen berücksichtigt werden.

Nach Jansson und Persson (1982) reflektieren diese Netto-N-Umsatzraten nicht den exakten mikrobiologischen Prozeß und sind daher für die Einbindung in den N-Kreislauf nicht geeignet. Die Prozesse, die bei höherer Temperatur zu erhöhten NH_4^+ bzw. NO_3^- -Konzentrationen in Böden führten, könnten sowohl auf erhöhter Mineralisation bzw. Nitrifikation beruhen als auch durch reduzierte mikrobielle NH_4^+ bzw. NO_3^- -Immobilisierung erklärt werden. Gerade die NO_3^- -Immobilisierung spielt in Waldböden eine entscheidende Rolle bei der Retention von Nitrat (Davidson et al., 1992; Stark und Hart, 1997; Berntson und Aber, 2000; Papan, 2002). Houghton et al. (1998) gehen sogar davon aus, daß sich eine Erhöhung der Mineralisation mit ansteigender Temperatur möglicherweise nicht primär auf eine Erhöhung der N-Aufnahme durch die Pflanzen als vielmehr auf erhöhte mikrobielle N-Immobilisierung und verstärkte gasförmige N-Verluste auswirkt. Daher müssen die Brutto-N-Umsatzraten bestimmt und zur Vorhersage der Klimaauswirkungen auf den N-Kreislauf herangezogen werden.

Die Auswirkungen unterschiedlicher Feuchteregime auf die Brutto-Ammonifikationsraten wurden bisher ausschließlich für landwirtschaftlich genutzte Böden unter tropischen Bedingungen untersucht (Pilbeam et al., 1993, Murphy et al., 1998). Die Untersuchungen beider Autorengruppen ergaben ansteigende Brutto-Ammonifikationsraten bis zu einem Bodenwassergehalt von 20 %. Bei einer Bodenfeuchte von 25 % konnten Pilbeam et al. (1993) wieder verringerte Brutto-Ammonifikationsraten beobachten. Die Beziehung zwischen Brutto-Ammonifikationsraten und Bodentemperatur wurde ausschließlich von Shaw und Harte (2001) für subalpine Steppenböden in den Rocky Mountains beschrieben. Die Autoren beobachteten, ebenfalls in künstlich beheizten Böden, bei einer Temperaturerhöhung von 2,4 °C signifikant erhöhte Brutto-Ammonifikationsraten. Untersuchungen zu Brutto-Ammonifikationsraten in Waldökosystemen unter verschiedenen Bodentemperatur- und -feuchtebedingungen sind bisher in der Literatur nicht beschrieben.

Der Einfluß der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte auf die Brutto-Nitrifikation wurde von Breuer et al. (2002) für tropische Wälder untersucht. Die Zugabe von simulierten Niederschlägen ergab bis zu einer Beregnungsmenge von 5 mm ansteigende Brutto-Nitrifikationsraten, die bei weiter zunehmender Feuchtigkeit wieder abfielen. Die Erhöhung der Bodentemperatur führte zu einem linearen Anstieg der Brutto-Nitrifikationsraten. Diese Ergebnisse konnten von Ingwersen et al. (1999), die als bisher einzige eine Studie zur Temperaturabhängigkeit von Brutto-N-Umsatzraten in temperaten Waldstandorten für ein Fichtenwaldökosystem in Süddeutschland veröffentlichten, bestätigt werden.

Freilandstudien zur Auswirkung klimatischer Veränderungen auf die Brutto-N-Umsatzraten in den Böden temperater Wäldern liegen bisher weder für die Brutto-Ammonifikation noch für die Brutto-Nitrifikation vor. Um einen umfassenden Einblick in die Einflüsse klimatischer Veränderungen auf Waldökosysteme zu bekommen, sollten diese ab März 1999 im Rahmen eines Sonderforschungsbereichs (SFB 433) mit dem Titel „Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen“ von der Forstlichen Fakultät der Universität Freiburg für das Ökosystem Buchenwald untersucht werden. Unter Beteiligung von insgesamt 17 Teilprojekten wurde die Bearbeitung verschiedenster Aspekte, z.B. Meteorologie und Klimakunde, Bodenkunde, Waldwachstum und baumphysiologische Fragestellungen, aber auch Holzqualität und die gesellschaftliche Einflüsse auf die Forstwirtschaft geplant.

Zur Durchführung der Untersuchungen wurden in Buchenbeständen auf der Schwäbischen Alb in der Nähe von Möhringen zwei Versuchsareale auf Kalkböden definiert. Die Anlage zu beiden Seiten eines Bachtals auf einem kühl-feuchten NO-Hang und dem gegenüberliegenden warm-trockenen SW-Hang ermöglichte Untersuchungen entlang eines natürlichen Klimagradienten. Aufgrund der Durchführung von zwei unterschiedlich starken Schirmhiebsmaßnahmen auf beiden Hängen konnte zusätzlich der Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen unter verschiedenen Klimabedingungen, beispielsweise auf den Wasserhaushalt in Böden, die Bestandsentwicklung und die natürliche Verjüngung, aber auch auf baumphysiologische Fragestellungen untersucht werden.

Auch zu den Auswirkungen von Schirmhieben auf die N-Umsetzungen in den Böden liegen mit Ausnahme von Kahlschlägen (Duggin et al., 1991; Dahlgren und Driscoll, 1994) wenige Informationen vor (Thibodeau et al., 2000). Sowohl Duggin et al. (1991) als auch Dahlgren und Driscoll (1994) konnten in Kahlschlägen verstärkte NH_4^+ - und NO_3^- -Freisetzungen beobachten, wohingegen in den von Thibodeau et al. (2000) untersuchten Schirmhiebsflächen

zwar eine erhöhte NH_4^+ -Freisetzung erfolgte, die waldbauliche Maßnahme sich jedoch nicht auf die Netto-Nitrifikationsraten auswirkte. Bauhus und Bartsch (1995) untersuchte die Auswirkungen von Temperatur- und Feuchtegradienten auf Femelhieben in Buchenbeständen des Solling. Neben erhöhten Netto-Mineralisierungsraten (Bauhus, 1996) konnten auch erhöhte mikrobielle Biomasse-N-Gehalte in den Femelhieben bestimmt werden (Bauhus und Barthel, 1995), was sowohl den Ergebnissen von Thibodeau et al. (2000) als auch von Pietikäinen und Fritze (1995) widerspricht, die jeweils verringerte Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N in den Böden der Schirmhiebsflächen bzw. des Kahlschlags beobachteten. In keiner der Studien erfolgte die Bestimmung von Brutto-N-Umsatzraten, so daß sich wiederum nur ein eingeschränktes Bild der realen Prozesse ergab.

Im Rahmen dieser Arbeit sollten daher aus Freilandmesskampagnen und Laboruntersuchungen grundlegende Erkenntnisse über den Einfluß der lokalklimatischen Faktoren Bodentemperatur und Bodenfeuchte sowie der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die zentralen mikrobiellen N-Umsatzraten erarbeitet werden.

Daraus ergaben sich die folgenden Teilziele:

- Anpassung der neuen Methode der barometrischen Prozeßseparation zur Erfassung der Brutto-Nitrifikationsraten für die Verwendung auf Kalk-Standorten und Validierung der Methode
- Quantifizierung der mikrobiellen N-Umsetzungsprozesse Netto- und Brutto-Ammonifikation- bzw. -Nitrifikation sowie der NH_4^+ - und der NO_3^- -Immobilisierung und der mikrobiellen Biomasse unter Freilandbedingungen
- Quantifizierung des Einflusses der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte auf die Brutto-Ammonifikations- und die Brutto-Nitrifikationsraten anhand von Laborversuchen
- Entwicklung eines Modells zur numerischen Berechnung der N-Umsatzraten und Überprüfung der Plausibilität der Einzelmessungen durch Einbindung in einen N-Kreislauf

Zum Erreichen dieser Ziele wurden über einen Versuchszeitraum von drei Jahren 3 mal jährlich Freilandmeßkampagnen auf den SFB-Untersuchungsflächen auf der Schwäbischen Alb durchgeführt und diese Untersuchungen durch umfassende bodenmikrobiologische Laborversuche am Fraunhofer Institut für Atmosphärische Umweltforschung (IFU) in Garmisch-Partenkirchen ergänzt.

2 Material und Methoden

2.1 Beschreibung der Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen des Sonderforschungsbereichs (SFB) 433 „Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen“ der Universität Freiburg, in dessen Rahmen die vorliegende Arbeit durchgeführt wurde, liegen auf der Schwäbischen Alb, etwa 100 km südlich von Stuttgart in einem Kommunalwald der Gemeinde Möhringen, Stadt Tuttlingen.

2.1.1 Geologie und Böden

Großräumlich dem süddeutschen Schichtstufenland zugeordnet, bildet die Schwäbische Alb die südlichste Erhebung, bevor die Schichten unter das Molassebecken des Hegaus abtauchen (Geyer und Gwinner, 1991). Die Höhenzüge der Schwäbischen Alb werden von den Schichten des Weißen Jura β gebildet, einer Fazie von hartem, bankigen Kalkstein, die im Umland von Tuttlingen Mächtigkeiten von bis zu 80 m aufweisen. Im Laufe der Zeit haben sich die Donau und ihre Zuflüsse tief in den Kalkstein eingegraben und so steile Hänge ausgebildet. Auf diesen Flanken zu beiden Seiten des Krähenbachs, der bei Möhringen, von Norden kommend, in die Donau entwässert, liegen die Untersuchungsflächen (Abbildung 2-1). Die Rücken auf beiden Seiten des Krähenbachtals erreichen Höhen von 870 m ü. NN (Topographische Karte 1:25.000, Blatt 8018, 1995). Die Untersuchungsflächen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Geologie und Bodenbildung und werden nachfolgend im einzelnen beschrieben.

Südwestlich exponierter Hang

Die Untersuchungsflächen auf dem mit 240° mittlerer Hangrichtung südwestlich exponierten Hang (SW-Hang) liegen zwischen 740 und 780 m ü. NN (Abbildung 2-1) und sind ausschließlich aus gleichförmigen Kalkbänken gebildet. Die mittlere Hangneigung beträgt etwa 30° . Aufgrund des hohen Kalkgehaltes und der geringen Bodenentwicklung wird der Boden nach Hildebrand et al. (1998) den Braunerde-Rendzinen zugeordnet (Abbildung 2-2 A). Der stark humose Ah-Horizont schwankt zwischen 25-40 cm Mächtigkeit. Aufgrund des hohen und calciumreichen Skelettanteiles von 40 % im Oberboden liegt der pH-Wert leicht über pH 7 (CaCl_2) und damit im neutralen Bereich. Die Struktur kann als sperrig mit hohem Grobporenanteil bezeichnet werden. Der B-Horizont ist auf der nördlichsten Fläche (SW 1.0) kaum

ausgebildet, gewinnt aber parallel zum Hang nach Süden allmählich an Mächtigkeit. Ein Of-Horizont fehlt nahezu gänzlich (0-2 cm mächtig).

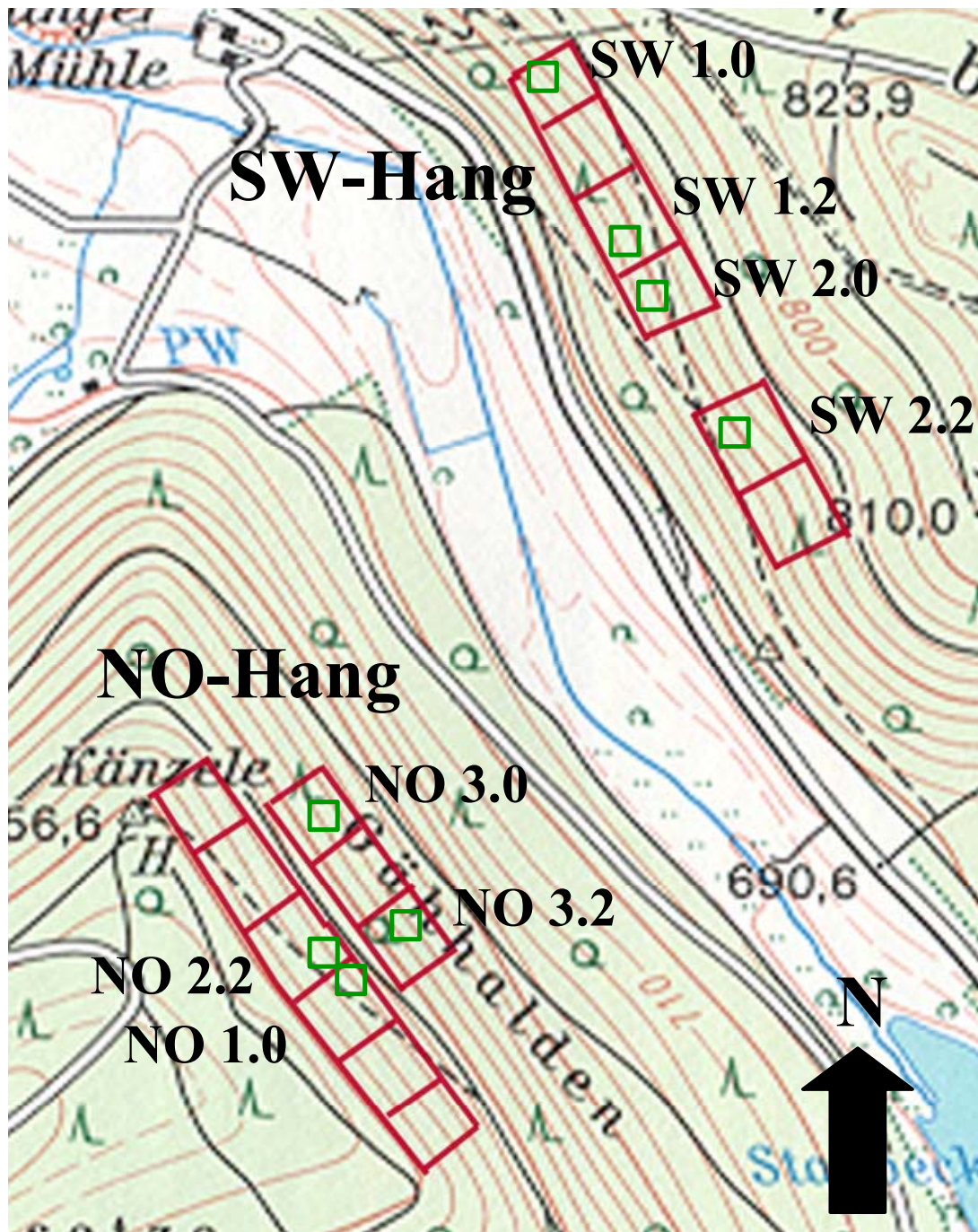


Abbildung 2-1: Lage der Untersuchungsflächen (rote Markierungen). Die grünen Quadrate geben die ungefähre Lage der Beprobungsflächen innerhalb der Bewirtschaftungsvarianten „Kontrolle“ (SW 1.0, SW 2.0, NO 1.0, NO 3.0) und „starker Schirmhieb“ (SW 1.2, SW 2.2, NO 2.2, NO 3.2) wieder (Kartengrundlage: Topographische Karte 1:25.000, Blatt 8018, 1995).



Abbildung 2-2: Bodenprofile der Braunerde-Rendzina des SW-Hanges (A) und der Terra fusca-Braunerde des NO-Hanges (B). Weiß-gelbe Markierungen am Stock zeigen 10 cm Abschnitte.

Nordöstlich exponierter Hang

Die mittlere Hangrichtung des nordöstlich ausstreichenden Hanges (NO-Hang) liegt bei 60°. Die Untersuchungsflächen sind hier in einer Höhe zwischen 760 und 840 m ü. NN angelegt (Abbildung 2-1). Die mittlere Hangneigung liegt mit durchschnittlich 23° etwas unter der des SW-Hanges. Die Kalkbänke werden auf dem NO-Hang von dünnen Mergelschichten unterbrochen. Auf Grund der expositionsbedingt höheren Feuchtigkeit ist die Bodenentwicklung auf dem NO-Hang weiter fortgeschritten als auf dem SW-Hang. Die Verwitterung der Mergelschichten in Kombination mit der höheren Feuchtigkeit führte im Vergleich zum SW-Hang zu tonreicheren und tiefgründigeren Böden, die der Terra fusca-Braunerde zugeordnet werden (Abbildung 2-2 B). Der ebenfalls stark humose Ah-Horizont ist dem höheren Tongehalt von partiell bis zu 40 % entsprechend subpolyedrisch strukturiert und der pH-Wert des Ah-Horizontes liegt aufgrund der Kalkverlagerung in die darunterliegenden Horizonte mit pH 6,8-7,0 (CaCl₂) niedriger als auf dem SW-Hang. Der Bv-Horizont ist sehr skelettreich und geht in einer Tiefe von 65 cm in den C-Horizont über (Hildebrand et al., 1998). Die tieferen Schichten (unter 1 m) sind aufgrund der Mergeleinlagerung vergleyst und zeigen die für diese Bodenhorizonte typische grünliche Färbung (Abbildung 2-2 B). Ein Of-Horizont ist auch hier nur partiell und, wenn vorhanden, in geringer Mächtigkeit ausgebildet.

2.1.2 Forstliche Parameter

Die Untersuchungsflächen sowohl auf dem SW- als auch auf dem NO-Hang sind langjährige Buchenstandorte (*Fagus sylvatica*), wobei das Alter des Bestandes auf dem NO-Hang mit durchschnittlich 70 Jahren etwas jünger ist als auf dem SW-Hang mit etwa 80 Jahren (Brunner et al., 1998). Die mittlere Wuchshöhe der Buchen beträgt 27,3 m auf dem NO-Hang und 25,4 m auf dem SW-Hang. Insgesamt sind die Buchen mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von Ø 24 cm auf dem NO-Hang geringfügig kräftiger als auf dem SW-Hang mit Ø 22 cm (Brunner et al., 1998). Neben Buchen, die 90-95 % des Bestandes auf beiden Hängen ausmachen, tragen Esche (*Fraxinus excelsior*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Spitzahorn (*Acer platanoides*), Kirsche (*Prunus avium*) und Fichte (*Picea abies*) mit jeweils 0,5-2 % zum Gesamtbestand bei (Huss et al., 2001).

Auf einer Gesamtfläche von 8,4 ha wurden im Rahmen der Einrichtung des Sonderforschungsbereichs 433 im Februar 1999 auf einzelnen Parzellen von jeweils ca. 70 x 70 m Größe auf beiden Hängen Schirmhiebe unterschiedlicher Intensität vorgenommen. Ausgehend von einer Bestandsgrundfläche von 27 m² ha⁻¹ auf dem NO-Hang und 20 m² ha⁻¹ auf dem

SW-Hang wurden auf dem sogenannten „Schwachen Schirmhieb“ ausschließlich die schwächsten Bäume entnommen. Auf den Parzellen mit „Starkem Schirmhieb“ wurde ein umfassender Einschlag vorgenommen. In Tabelle 2-1 sind die waldbaulichen Veränderungen im Detail dargestellt.

Tabelle 2-1: Veränderungen der Bestandsgrundfläche durch die waldbaulichen Behandlungen (Brunner et al., 1998).

	Kontrolle	Schwacher Schirmhieb	Starker Schirmhieb
Zielgrundfläche	unverändert	15 m ² ha ⁻¹	10 m ² ha ⁻¹
NO-Hang	27 m ² ha ⁻¹ = 100 %	55 %	37 %
SW-Hang	20 m ² ha ⁻¹ = 100 %	75 %	50 %

Beide Schirmhiebsvarianten wurden auf dem SW-Hang zweifach und auf dem NO-Hang dreifach wiederholt. Die gleiche Anzahl an Parzellen je Hang wurden nicht ausgelichtet und dienten als Kontrollflächen. Alle Parzellen waren von einem Zaun umgeben und so vor der Beeinflussung durch Wild geschützt. Die Anordnung der Versuchspartellen auf den Hängen ist in Abbildung 2-1 dargestellt.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden ausschließlich je zwei Kontrollflächen und zwei Flächen mit starkem Schirmhieb pro Hang beprobt, insgesamt acht Parzellen. Die Bezeichnungen der einzelnen Flächen, wie sie in dieser Arbeit verwendet werden, sind in Tabelle 2-2 zusammengefaßt.

Tabelle 2-2: In dieser Arbeit verwendete Bezeichnungen der einzelnen Versuchsfächen.

	Kontrolle		Starker Schirmhieb	
SW-Hang	SW 1.0 SW 2.0	SW_K	SW 1.2 SW 2.2	SW_S
NO-Hang	NO 1.0 NO 3.0	NO_K	NO 2.2 NO 3.2	NO_S

2.1.3 Klima

Das Großklima des Untersuchungsgebietes bei Möhringen beschreibt Reichelt (1977) als winterkaltes kontinentales Hochmuldenklima. Bedingt durch die Leelage zum Schwarzwald liegt der mittlere Jahresniederschlag zwischen 800 und 1000 mm, wobei das Niederschlagsmaximum mit mehr als 50 % des Jahresniederschlages in das Sommerhalbjahr fällt.

Im Rahmen des SFB 433 wurden vom Meteorologischen Institut der Universität Freiburg umfangreiche Messungen zu den klimatischen Bedingungen auf den Untersuchungsflächen

durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß die kleinräumigen Unterschiede in den klimatischen Bedingungen vor allem auf die Unterschiede in der Globalstrahlung zurückzuführen sind, die sich je nach Exposition (SW/NO) stark unterscheidet. Dies macht eine differenzierte Betrachtung der beiden Hänge nötig. Die Monatsmittelwerte der Lufttemperatur für das Jahr 2000 sind in Abbildung 2-3 dargestellt. Die Jahresmitteltemperatur auf dem NO-Hang lag durchschnittlich unter der des SW-Hanges, wobei die täglichen Temperaturmaxima auf dem NO-Hang zeitlich früher auftraten als auf dem SW-Hang.

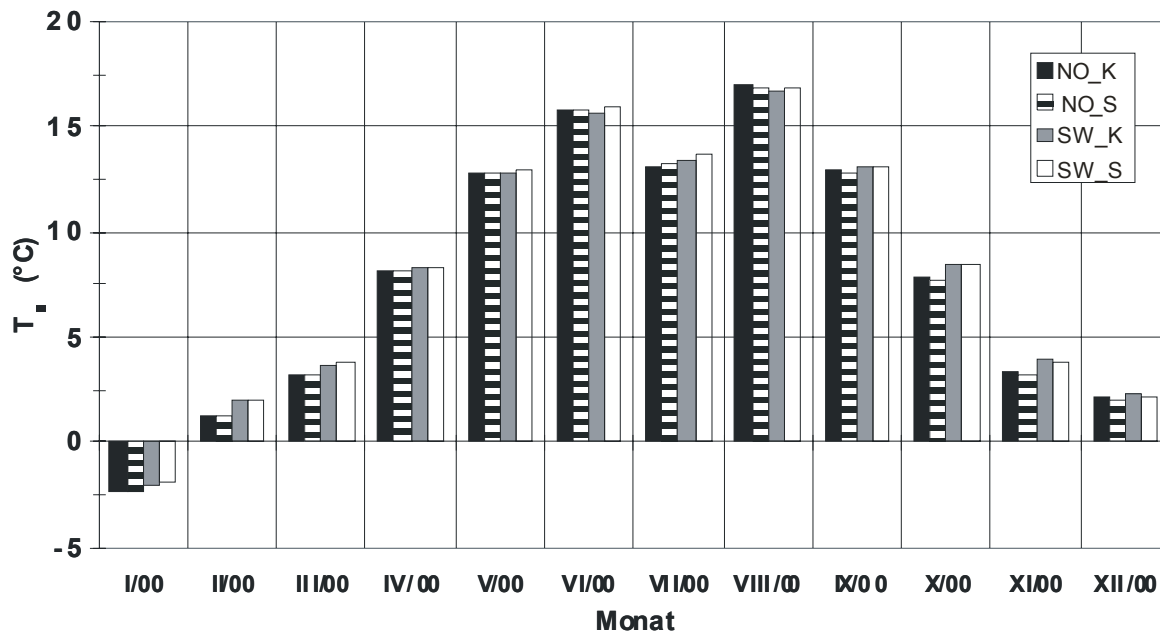


Abbildung 2-3: Monatsmittelwerte der Lufttemperatur, gemessen in 1,5 m über Grund im Jahr 2000 auf den Versuchsflächen des SFB (verändert nach Mayer et al., 2001).

Ein zusätzlicher, aber weniger bedeutender Einfluß auf die Lufttemperatur in 1,5 m über dem Boden wird der Bewirtschaftung zugeschrieben. In den lichten Beständen der Schirmhiebsflächen stiegen die Temperaturen tagsüber stärker an als auf den Kontrollflächen. Dagegen konnte nachts im Vergleich zu den Kontrollflächen eine verstärkte Auskühlung auf den Schirmhiebsflächen beobachtet werden (Mayer et al., 2001). Obwohl sich die mittleren jährlichen Niederschläge mit 856 mm auf beiden Hängen nicht unterschieden (Kirchgäßner, 2001), wirkten sich diese mikroklimatischen Unterschiede auch auf den Wasserhaushalt der einzelnen Flächen aus (Holst et al., 2000).

2.2 Mikrobiologische Prozeßstudien

Zur umfassenden und möglichst zeitgleichen Bestimmung der mikrobiellen Stickstoffumsatzraten sowie des Stickstoffgehaltes der mikrobiellen Biomasse wurden in den Jahren 1999 und 2000 drei zweiwöchige Freilandmeßkampagnen jeweils im Frühjahr, Sommer und Herbst

durchgeführt (Tabelle 2-3). Dabei wurden in der jeweils ersten Woche der Kampagne die Messungen auf dem SW-Hang durchgeführt und in der zweiten Woche auf den NO-Hang gewechselt. Im April 1999 und im April, Juli und September 2001 wurden die Meßkampagnen auf jeweils eine Woche verkürzt, wobei die Parzellen beider Hänge gleichzeitig beprobt wurden.

Tabelle 2-3: Termine der Freilandmeßkampagnen in den Jahren 1999-2001.

	Beprobung SW-Hang	Beprobung NO-Hang
Frühjahr 1999		25.-28. April
Sommer 1999	3.-8. August	9.-14. August
Herbst 1999	11.-16. Oktober	17.-23. Oktober
Frühjahr 2000	25.-30. April	1.-5. Mai
Sommer 2000	17.-22. Juli	23.-28. Juli
Herbst 2000	25.-30. September	1.-6. Oktober
Frühjahr 2001		17.-20. April
Sommer 2001		9.-13. Juli
Herbst 2001		17.-21. September

Für die Laborstudien wurden jeweils einige Tage vor Beginn Bodenproben von den Untersuchungsflächen entnommen, in einer Kühlbox an das IFU nach Garmisch-Partenkirchen transportiert und dort im Kühlraum bei 4 °C im Dunkeln bis zu Versuchsbeginn gelagert.

2.2.1 Bestimmung der Netto-Ammonifikations- und -Nitrifikationsraten

Die Netto-Ammonifikations- und Netto-Nitrifikationsraten wurden unter Anwendung der klassischen Freiland-Inkubations-Methode nach Runge (1970) bestimmt. Im Verlauf der einzelnen Meßkampagnen wurden auf allen Parzellen ca. 400 g Boden über die Fläche verteilt aus dem Ah-Horizont entnommen. Die Hälfte wurde in einen Kunststoffbeutel (Swirl, Minden, Deutschland) überführt, wobei ganze Blätter, Äste und Steine ausgesondert wurden. Der Probenbeutel wurde durch Nadeleinstiche perforiert, um den Luft- und Wasserhaushalt der Bodenprobe während der Inkubation möglichst wenig zu beeinträchtigen. Anschließend wurde dieser Beutel wieder im Ah-Horizont der Entnahmestelle eingegraben und inkubiert. Die verbleibenden 200 g der Probe wurden als Frischprobe direkt nach der Entnahme in das Feldlabor überführt. Ca. 100 g wurden zur Bestimmung des Bodentrockengewichtes verwendet. Der Rest wurde sofort bei -12 °C eingefroren und im gefrorenen Zustand zur ionenchromatographischen Bestimmung der Ammonium- und Nitratkonzentration an das IFU gebracht (Kapitel 2.2.5.4).

Nach 5-8 Wochen wurden die inkubierten Proben von den Versuchsflächen entnommen und in einer Kühlbox in das Labor am IFU transportiert, wo entsprechend der Frischprobe das Bodentrockengewicht bestimmt wurde. Ein weiterer Teil der Probe wurde wiederum für die Bestimmung der Ammonium- und Nitratkonzentration aufgearbeitet. Die Netto-Ammonifikationsrate errechnete sich nach Gleichung G 1.

$$N_{Am} = \frac{[N_{t1} - N_{t0}]}{t} \quad \text{G 1}$$

N_{Am} :	Netto-Ammonifikationsrate [$\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$]
N_{t0} :	NH_4^+ -Gehalt der Frischprobe [$\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG}$]
N_{t1} :	NH_4^+ -Gehalt der Inkubationsprobe [$\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG}$]
t:	Inkubationszeit [d]

Die Netto-Nitrifikationsrate ließ sich unter Verwendung der entsprechenden Nitratkonzentrationen ebenfalls mit Gleichung G 1 bestimmen.

2.2.2 Bestimmung von Brutto-N-Umsatzraten über ^{15}N -Pool-Dilution-Technique

Zur Bestimmung der Brutto-Ammonifikationsraten und der Brutto-Nitrifikationsraten wurde die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique angewandt. Die theoretischen Grundlagen dieser Methode wurden 1954 zum ersten Mal für die Untersuchung des Phosphorhaushalts in Böden in der Literatur beschrieben (Kirkham und Bartholomew, 1954, 1955) und werden seit den 90er Jahren auch für die Untersuchung des Boden-Stickstoffhaushaltes verwendet (Davidson et al., 1991; Barraclough, 1995). In der Natur kommt Stickstoff in zwei stabilen Isotopen mit der Massenzahl 14 und 15 vor, wobei der natürliche Anteil von ^{15}N am Gesamtstickstoff gemäß der Verteilung in der Atmosphäre auf 0,3667 % festgelegt wurde (Mariotti, 1983; Lide, 1996).

Für die Bestimmung der Brutto-Ammonifikationsrate wird der Ammonium-Pool des Bodens durch Zugabe von mit ^{15}N angereichertem Ammonium markiert. Durch die Ammonifikation erfolgt die Zufuhr von Stickstoff mit natürlicher ^{15}N -Anreicherung während eines definierten Inkubationszeitraumes und führt zu einer Verdünnung der zuvor herbeigeführten ^{15}N -Anreicherung. Aus dem Vergleich der ^{15}N -Anreicherung und der Gesamtstickstoffkonzentration des NH_4^+ -Pools ($^{14+15}\text{N}$) zum Zeitpunkt vor und nach der Inkubation kann auf die Größe der Brutto-Ammonifikationsrate geschlossen werden. Die Nitrifikationsrate wird entsprechend der für die Bestimmung der Brutto-Ammonifikationsrate beschriebenen Vorgehensweise durch Zugabe von $^{15}\text{NO}_3^-$ bestimmt, wobei die Größe des Gesamtnitratpools

($^{14+15}\text{N}$) im Boden und die ^{15}N -Anreicherung im Nitrat-Pool die Berechnungsgrundlagen darstellen.

Da diese Methode bisher am IFU nicht angewandt wurde, wurden einige Komponenten eigens zum Einsatz der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique entwickelt. Während der drei Meßkampagnen im Jahr 1999 wurden die Versuche mit intakten Bodensäulen durchgeführt. Dafür wurden in der Werkstatt des IFU Stechzylinder aus V4-Edelstahl mit einem Durchmesser von 7,5 cm und einer Höhe von 15 cm hergestellt. Am unteren Rand wurden die Stechzylinder angeschliffen, um das Eintreiben in den Boden zu erleichtern. Zusätzlich wurden 3 cm unterhalb des oberen Randes zwei Löcher mit jeweils 1,2 cm Durchmesser gebohrt, durch die ein Metallstab eingeführt werden konnte, um das Herausdrehen der Zylinder aus dem Boden zu vereinfachen.

Für die Beimpfung der Bodensäulen in den Stechzylindern wurden speziell dafür hergestellte Side-port-Kanülen aus Edelstahl (Unimed S.A., Lausanne, Schweiz) mit einer Länge von 75 mm und einem Innendurchmesser von 0,8 mm verwendet, die an eine 10 ml Einwegspritze (Becton Dickinson, Drogheda, Irland) angebracht werden konnten. Diese Kanülen waren lang und stabil genug, um die oberen 6-7 cm des Ah-Horizontes durchdringen zu können. Die seitlichen Öffnungen verhinderten ein Verstopfen der Kanülenöffnung durch Tonpartikel beim Eindringen der Kanüle in den Boden.

Für die Aufbereitung der durch KCl-Extraktion gewonnenen Bodenlösung zur Bestimmung des $^{14/15}\text{N}$ -Verhältnisses am „ion ratio mass spectrometer“ (IRMS) wurden Deckel für 250 ml Duran Laborflaschen mit GL 45 Gewinde (Schott Glaswerke, Mainz, Deutschland) entwickelt und in der Werkstatt des IFU hergestellt. Dafür wurden Ronden mit einem Durchmesser von 42 mm aus V4-Edelstahl ausgestanzt. In Verbindung mit einer Silikon-Dichtung (Schott Glaswerke, Mainz, Deutschland) und einem Duran Schraubverschluß mit Bohrung (Schott Glaswerke, Mainz, Deutschland) schlossen diese die Duran Laborflaschen luftdicht ab.

In der Mitte der Ronden wurde ein 25 mm langer Draht mit 1 mm Durchmesser, ebenfalls aus V4-Edelstahl, angelötet, der in den „headspace“ der Flasche hineinreichte und am unteren Ende zu einem Haken gebogen wurde (Abbildung 2-4).

2.2.2.1 Anwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique

Im Folgenden soll die allgemeine Anwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique beschrieben werden. Anschließend wird auf geringfügige Veränderungen für die Anwendung während der

Feldmeßkampagnen sowie für diverse Laborversuche zu speziellen Fragestellungen eingegangen.

Um eine Kontamination durch die Hände zu vermeiden, wurden für alle Arbeiten mit markiertem Stickstoff grundsätzlich Einweglaborhandschuhe (Braun, Melsungen, Deutschland) getragen. Diese wurden aus Gründen einer möglichen Kreuzkontamination jeweils bei Bearbeitung von Proben einer neuen Fläche als auch für die Verwendung der jeweils anderen Lösung (NH_4^+ bzw. NO_3^-) gewechselt. Zur Bestimmung der Ammonifikationsrate wurde der Ammonium-Pool im Boden mit einer $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung angereichert. Für die Bestimmung der Nitrifikationsrate wurde eine K^{15}NO_3 -Lösung zur Anreicherung des Nitrat-Pools hergestellt.

Beimpfung der Bodenproben

Die Menge an zugeführtem Stickstoff in der Lösung wurde mit 0,2 mg N auf 3 ml Lösung pro 100 Gramm Boden festgelegt. Mit dieser Zusammensetzung der Lösung sollte eine Stimulierung der Stoffwechselaktivität der Bodenmikroorganismen durch Düngung und Wasserzufuhr vermieden werden. Gleichzeitig sollte jedoch eine homogene Verteilung des angereicherten Stickstoffs im Boden erreicht werden, was durch eine ausreichende Flüssigkeitsmenge gewährleistet werden konnte. Für die Herstellung der Lösungen wurde $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ und K^{15}NO_3 mit jeweils 95 %-iger Anreicherung (Chemotrade, Leipzig, Deutschland) sowie $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ und KNO_3 mit natürlicher Anreicherung (Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) verwendet, um die bei den ersten Versuchen während der Meßkampagne im Frühjahr 1999 gewünschte Anreicherung von 10 % zu erreichen. Für alle weiteren Versuchsansätze wurde die Anreicherung aufgrund der hohen Sensitivität des IRMS-Meßsystems auf 6 % abgesenkt.

Die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique wurde sowohl an intakten Bodensäulen als auch mit gesiebten Böden durchgeführt. Bei der Beprobung von intakten Bodensäulen wurden zwei Wiederholungen je Entnahmezeitpunkt durchgeführt und bei der Verwendung von gesiebten Bodenproben jeweils drei. Jeweils vor Zugabe der ^{15}N -Lösungen erfolgte eine Bestimmung des gravimetrischen Bodenwassergehaltes. Die intakten Bodensäulen wurden mit der oben beschriebenen Side-Port-Kanüle beimpft. Bei den gesiebten Bodenproben erfolgte die Zugabe der Lösung, indem der Boden in einer flachen Schale großflächig ausgebreitet und mit Hilfe einer Einwegspritze und einer 0,4 mm Kanüle (Braun, Melsungen, Deutschland) im Rastermuster besprenkelt wurde. Dabei wurde die Probe mehrmals manuell durchgemischt. Aus

jeder beimpften Probe wurde wiederum der gravimetrische Wassergehalt des Bodens bestimmt. So konnte die Erhöhung des Bodenwassergehaltes durch die Zugabe der ^{15}N -Lösung quantifiziert werden. Die Inkubation erfolgte während der Freilandmeßkampagnen direkt auf den Beprobungsflächen und während der Laborversuche am IFU in Wasserbädern oder im Klimaschrank BK 600 (Heraeus Instruments, Hanau, Deutschland). Die Zeitpunkte t_1 zu Beginn und t_2 zum Ende des Berechnungszeitraums wurden in Anlehnung an Barraclough und Puri (1995) auf 24 und 48 h nach Einbringung der ^{15}N -Lösung festgelegt.

Extraktion der Bodenlösung

Jeweils zu den Zeitpunkten t_1 bzw. t_2 wurden die inkubierten Bodenproben von den Versuchsfeldern entfernt bzw. dem Wasserbad oder Klimaschrank entnommen und in PE-Weithalsflaschen (Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) überführt. Die Proben wurden im Verhältnis 1:5, bezogen auf das Bodentrockengewicht, mit 1 M KCl-Lösung übergossen. Zu diesem Zeitpunkt galt die Inkubation als beendet. Anschließend wurden die Proben 20 min bei 200 U min^{-1} auf einem Rotationsschüttler G 24 (New Brunswick, Edison, USA) geschüttelt und die Suspension durch Glasfaserfilter (Whatman GF/A, Springfield Mill, Großbritannien) filtriert. Etwa 10 ml der Lösung wurden in eine 50 ml Einwegspritze (Becton Dickinson, Drogheda, Irland) aufgesogen und zusätzlich durch einen Spritzenvorsatzfilter mit $0,2 \mu\text{m}$ Porengröße (Sartorius, Göttingen, Deutschland) filtriert. Die Lösung wurde in ein 15 ml fassendes PE-Laborröhrchen (Sarstedt, Nürnbrecht, Deutschland) überführt und bis zur colorimetrischen Bestimmung der Ammonium- und Nitratkonzentration (Kapitel 2.2.5.4) im Labor des Büros für Boden- und Wasserbewertung (Gillersheim, Deutschland) eingefroren. Weitere 30 ml der Lösung wurden ebenfalls in die Einwegspritze aufgesogen, in eine 250 ml Duran Laborflasche überführt und zur Bestimmung des Isotopenverhältnisses weiterverwendet.

Aufbereitung der Lösung für die Bestimmung des $^{14/15}\text{N}$ -Verhältnisses

Die Aufbereitung der Lösung für die Bestimmung des $^{14/15}\text{N}$ -Verhältnisses erfolgte nach der Diffusionsmethode (Brooks et al., 1989). Diese Methode ermöglichte das Überführen von gelöstem NH_4^+ und NO_3^- auf einen Feststoff, hier Glasfaserfilterpapier, der zur Veraschung am Elementaranalyser geeignet ist.

Für den ersten Diffusionsschritt wurde jeder der Probenlösungen in den 250 ml Laborflaschen 0,25 g schweres MgO (Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) und eine Glaskugel zugegeben, die während des anschließenden Schüttelns das Festsetzen des schwer löslichen MgO

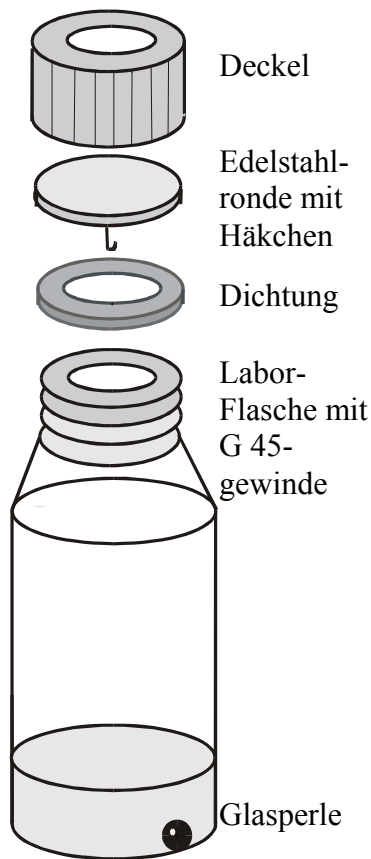


Abbildung 2-4: Aufbau der Probengefäße zur Diffusion von $^{14/15}\text{N}$ -Ammonium und -Nitrat.

auf dem Boden der Probengefäße verhindern sollte. An den Haken des Edelstahldeckels wurde ein mit einem Locher aus Glasfaserfilterpapier (Whatman GF/A, Springfield Mill, Großbritannien) ausgestanztes Filterblättchen eingehängt und 10 μl 2,5 M KHSO_4 (Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) aufpipettiert, um auf dem Filterblättchen ein saueres Milieu zu schaffen.

In direktem Anschluß daran wurde eine Silikon-Dichtung auf den Gefäßrand gelegt und das Gefäß mit einem Edelstahldeckel und einem Schraubdeckel luftdicht verschlossen (Abbildung 2-4). Durch die Zugabe von schwerem MgO erhöht sich der pH-Wert der gewonnenen Bodenlösung auf pH 11. Bei diesem pH-Wert geht das gelöste NH_4^+ in das gasförmige NH_3 über und entweicht in den „headspace“ der gasdichten Probengefäße, wo es von dem mit Säure beimpften Glasfaserfilter aufgenommen wird. Die Proben wurden auf einen Rotationschüttler GFL 3020 (GFL, Burgwedel, Deutschland) bei 140 U min^{-1} und $28 \text{ }^\circ\text{C}$ im Dunkeln (Brutraum) 24 h geschüttelt. Dabei mußte unbedingt vermieden werden, daß die Lösung gegen die aufgehängten Filterblättchen spritzen konnte. Nach

dem Schütteln wurden die in den Gefäßen aufgehängten Filter mit einer Büroklammer von den Haken gestreift und in eine Mikrotiterplatte (Greiner Labortechnik, Frickenhausen, Deutschland) überführt. Um eine Kontamination der folgenden Proben zu vermeiden, wurde für jede Probe eine neue Büroklammer verwendet.

Für einen zweiten Diffusionsschritt wurde der Probenflüssigkeit zusätzlich 0,25 g Legierung nach Devarda (Bestandteile: 50 % Kupfer, 45 % Aluminium und 5 % Zink, Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) zugegeben. Diese Legierung reduzierte das in der Lösung enthaltene NO_3^- zu NH_4^+ , das wiederum aus der alkalischen Lösung ausgetrieben wurde und von einem neu angebrachten und ebenfalls mit 10 μl KHSO_4 versehenen Filter aufgenommen wurde. Die Gefäße wurden ein zweites Mal auf den Rotationsschüttler gestellt und erneut für 24 h bei 140 U min^{-1} geschüttelt. Diese Filter, die nun den Stickstoff aus dem Nitrat der Bodenlösung enthielten, wurden ebenfalls mit Büroklammern in eine Mikrotiterplatte überführt. Die Proben in den Mikrotiterplatten wurden in einem Exsikkator (Schott Glaswerke, Mainz, Deutschland)

bei 4 °C über Kieselgel (Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) im Dunkeln getrocknet und bis zur Messung am IRMS aufbewahrt.

Messung der Proben am IRMS

Wenige Stunden vor der Messung des $^{14/15}\text{N}$ -Verhältnisses wurden die Glasfaserfilter in Zinnkapseln (Thermo Finnigan MAT, Bremen, Deutschland) verpackt und anschließend an einem Isotopen-Verhältnis-Massenspektrometer (IRMS) Finnigan MAT Delta^{plus} (Thermo Finnigan MAT, Bremen, Deutschland) am Institut für Forstbotanik und Baumphysiologie der Universität Freiburg gemessen. Die Messung des Isotopenverhältnisses von N_2 -Molekülen setzt mehrere Schritte voraus. Zunächst werden die zu beprobenden Zinnkapseln über den 98 Proben fassenden Autosampler dem Elementaranalysator (ConFlow II) zugeführt und unter Zugabe von Sauerstoff in den He-Trägergasstrom (Reinheit 4.5, beide Gase: Messer Griesheim, Olchingen, Deutschland) bei einer Reaktortemperatur von 1002°C verbrannt. Die in der Probe enthaltenen Stickstoffverbindungen gehen dabei als Stickoxide (NO_x) in die Gasphase über. Danach werden die Stickoxide in einem Reduktionsreaktor bei 750 °C katalytisch reduziert.

Nach dem Durchströmen einer Wasserfalle sind die verschiedenen Stickstoff-Isotope ausschließlich als N_2 in der Probenluft enthalten, welche dem eigentlichen IRMS über eine Transferkapillare zugeführt werden. Im IRMS werden die N_2 -Moleküle ionisiert und die Ionen im Hochvakuum beschleunigt, bevor sie in einem Magnetfeld entsprechend ihrer Massen abgelenkt werden. Für die Detektion der N_2 -Isotope der Massen 28 ($^{14}\text{N}_2$), 29 ($^{14}\text{N}^{15}\text{N}$) und 30 ($^{15}\text{N}_2$) stehen drei sogenannte Faraday-Cups als Detektoren zur Verfügung, in denen die ionisierten Moleküle aufgefangen werden. Die auf den angeschlossenen PC installierte Software ISODAT (Thermo Finnigan MAT, Bremen, Deutschland) zeichnet die an den Detektoren gemessenen Spannungen auf und rechnet diese in „Gew.-% N“ von der Probenmasse sowie in „atom-% ^{15}N “ und „ δN versus air“ um. „ δN versus air“ gibt die Abweichung des Isotopenverhältnissen 29/28 vom Standard, hier atmosphärischer N_2 mit 0,3663 atom-% ^{15}N , zur Probe an (Mariotti, 1983). Die Ergebnisse werden von der Datenerfassungssoftware in Tabellenform gespeichert und gleichzeitig über einen angeschlossenen Drucker HP 660 (Hewlett Packard, Corvallis, USA) für jede einzelne Probe als Datenblatt ausgedruckt.

Zur Kalibrierung der ^{15}N -Gehaltes in Prozent des Gesamtstickstoffs wurden mindestens 10 Proben eines Glutamin-Standards gemessen. Der daraus berechnete Mittelwert wurde mit dem Mittelwert aus 5 Proben des $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Standard IAEA-N-1 der Internationalen Atom

Energie Agentur (Analytical Quality Control Services, Seibersdorf, Österreich) verglichen und korrigiert. Um die Reproduzierbarkeit der Messungen zu prüfen, wurden zusätzlich zu jeder neu gestarteten Probenmeßreihe jeweils drei Standards vorgelegt und während der laufenden Messungen nach jeder 5. Probe ein Glutamin-Standard eingefügt. Die Reproduzierbarkeit der „atom-% ^{15}N “-Werte in Abbildung 2-5 zeigt die gleichbleibende Qualität der Messungen mit Standardabweichungen von $<5\%$ über den gesamten Verlauf der Messungen (A) und über die ganze Bandbreite der gemessenen Gesamt-N-Gehalte (B).

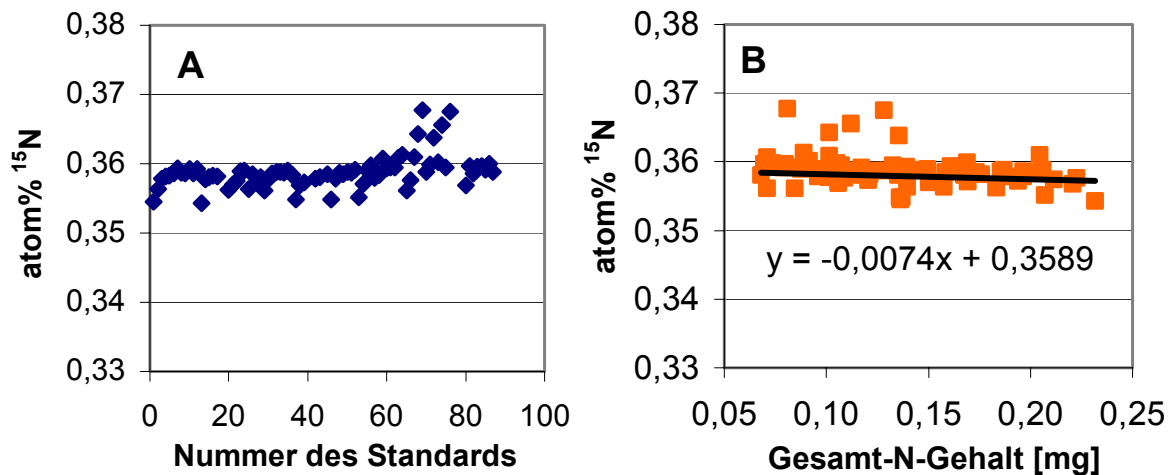


Abbildung 2-5: „atom-% ^{15}N “-Werte der während der Messungen bestimmten Glutamin-Standards über den Messverlauf (A) sowie über die Bandbreite der gemessenen Gesamt-N-Gehalte (B).

Berechnung der Brutto-Ammonifikations- und der Brutto-Nitrifikationsrate

Zur Berechnung der Brutto-Ammonifikations- und der Brutto-Nitrifikation wurden die Stickstoffgehalte des Gesamtammonium- bzw. Gesamtnitrat-Pools ($^{14+15}\text{N}$) aus den colorimetrischen Messungen übernommen (Kapitel 2.2.5.4) und nach Gleichung G 2 auf das Bodentrockengewicht (BTG) bezogen.

$$M = [\text{NH}_4^+ / \text{NO}_3^-] \times \frac{(V + \text{BFG} - \text{BTG})}{\text{BTG}} \quad \text{G 2}$$

BFG:	Bodenfeuchtgewicht [g]
BTG:	Bodentrockengewicht [g]
M:	$^{14+15}\text{N}$ -Pool [$\mu\text{g N g}^{-1}$ BTG]
$[\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-]$:	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -N-Konzentration in der Suspension [mg l^{-1}]
V:	Volumen der Suspension [ml]

Da sich durch die Zugabe der ^{15}N -Lösungen der Bodenwassergehalt leicht erhöhte, wurde jeweils das nach der Zugabe der Lösungen bestimmte Bodentrockengewicht zur Berechnung

verwendet. Die Pool-Größe des gelabelten Stickstoffs im Boden errechnete sich aus den mit dem IRMS gemessenen Werten der Anreicherung in atom-% des Gesamtstickstoffs (atom-% N) nach Gleichung G 3.

$$H = M \times \frac{(\text{atom}\%N - \text{atom}\%N_{\text{nat}})}{100} \quad \text{G 3}$$

atom-% N: ^{15}N -Anreicherung [atom-% N]
 atom-% N_{nat} : natürliche ^{15}N -Anreicherung [atom-% N]
 H: ^{15}N -Pool [$\mu\text{g N g}^{-1}$ BTG]
 M: $^{14+15}\text{N}$ -Pool [$\mu\text{g N g}^{-1}$ BTG]

Im Vergleich zu den in der Literatur beschriebenen Anreicherungen von bis zu 99 % (Davidson et al., 1991, 1992) wurde in den hier beschriebenen Versuchen eine wesentlich geringere Anreicherung von 10 bzw. 6 % verwendet. Als Folge davon vergrößerte sich der Fehler, der sich durch die Einbeziehung der natürlichen Anreicherung ergibt, erheblich. Die Subtraktion der natürlichen Anreicherung des ^{15}N -Pools von der gemessenen Anreicherung vor und nach der Inkubationszeit hob diesen Fehler auf (Gleichung G 3).

Schließlich wurden die N-Umsatzraten nach der Gleichung von Kirkham und Bartholomew (1954) berechnet. In Gleichung G 4 ist beispielhaft die Berechnung der Brutto-Ammonifikationsrate dargestellt.

$$m = \frac{(M_1 - M_2)}{t} \times \frac{\log(H_1 \times M_2 / H_2 \times M_1)}{\log(M_1 / M_2)} \quad \text{G 4}$$

H_1 : $^{15}\text{NH}_4^+$ -Pool zum Zeitpunkt t_1 [$\mu\text{g N g}^{-1}$ BTG]
 H_2 : $^{15}\text{NH}_4^+$ -Pool zum Zeitpunkt t_2 [$\mu\text{g N g}^{-1}$ BTG]
 M_1 : $^{14+15}\text{NH}_4^+$ -Pool zum Zeitpunkt t_1 [$\mu\text{g N g}^{-1}$ BTG]
 M_2 : $^{14+15}\text{NH}_4^+$ -Pool zum Zeitpunkt t_2 [$\mu\text{g N g}^{-1}$ BTG]
 m: Brutto-Ammonifikationsrate [$\mu\text{g N g}^{-1}$ BTG d^{-1}]
 t: Inkubationszeit zwischen t_1 und t_2 [d]

Für die Berechnung der Brutto-Nitrifikationsrate wurde m durch n ersetzt. Für H_1 und H_2 sowie M_1 und M_2 gingen jeweils die entsprechenden Werte für NO_3^- in Gleichung G 4 ein. Zu den Zeitpunkten t_1 und t_2 wurden bei Verwendung intakter Bodensäulen jeweils zwei Bodensäulen entnommen und ausgewertet. Die Versuche mit gesiebten Proben erfolgten jeweils im Triplet. Da alle Proben der einzelnen Entnahmezeitpunkte voneinander unabhängig waren, konnte jede Probe des Zeitpunkt t_1 mit jeder Probe des Zeitpunktes t_2 verrechnet werden. Daraus ergaben sich für die Versuche mit intakten Bodensäulen jeweils vier Ammonifikations-

bzw. Nitrifikationsraten. Bei der Verwendung gesiebter Bodenproben konnten jeweils neun Raten berechnet werden.

Berechnung der NH_4^+ und NO_3^- -Immobilisierungsraten

Des Weiteren wurden mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique die mikrobielle Ammonium- und Nitratimmobilisierung rechnerisch ermittelt. Für die Berechnung der NO_3^- -Immobilisierung müssen jedoch drei Grundvoraussetzungen gegeben sein. Es darf während der Inkubation (1) keine Aufnahme von NO_3^- durch Pflanzen, (2) keine Nitratauswaschung und (3) keine signifikante Denitrifikation stattfinden. Unter diesen Annahmen entspricht der Nitratverbrauch exakt der NO_3^- -Immobilisierung durch die Bodenmikroorganismen und kann mit Hilfe von Gleichung G 5 nach Davidson et al. (1991) bestimmt werden.

$$i_{\text{NO}_3^-} = \frac{(M_1 - M_2)}{t} \times \frac{\log(H_1/H_2)}{\log(M_1/M_2)} \quad \text{G 5}$$

$i_{\text{NO}_3^-}$: NO_3^- -Immobilisierung [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{BTG d}^{-1}$]

Die NH_4^+ -Immobilisierung errechnet sich aus dem NH_4^+ -Verbrauch abzüglich der Nitrifikationsrate (Gleichung G 6), wobei in diesem Fall die NH_4^+ -Aufnahme durch Pflanzen ausgeschlossen werden muß (Davidson et al., 1991).

$$i_{\text{NH}_4^+} = \frac{(M_1 - M_2)}{t} \times \frac{\log(H_1/H_2)}{\log(M_1/M_2)} - n \quad \text{G 6}$$

$i_{\text{NH}_4^+}$: NH_4^+ -Immobilisierung [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{BTG d}^{-1}$]

n: Brutto-Nitrifikationsrate [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{BTG d}^{-1}$]

2.2.2.2 Wiederfindungsraten von NH_4^+ und NO_3^- am IRMS

Im Dezember 1999 wurden Versuche zur Bestimmung der Wiederfindungsrate des in 1 M KCl-Lösung gelösten NH_4^+ -N bzw. NO_3^- -N bei der Messung am IRMS durchgeführt. Hierfür wurden Standardlösungen angesetzt, die jeweils 10, 25, 50, 100, 150 und 200 $\mu\text{mol N l}^{-1}$ KCl-Lösung entweder als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ oder als KNO_3 enthielten. Dieses Spektrum deckte die Bandbreite der im Freiland gefundenen Stickstoffkonzentrationen ab. Jeweils 30 ml wurden in 250 ml Duran Laborflaschen pipetiert und entsprechend der in Kapitel 2.2.2.1 beschriebenen Methode weiterbehandelt. Alle Ansätze wurden in 6-facher Wiederholung durchgeführt. Jeweils drei Probengefäße wurden 24 h mit schwerem MgO und anschließend 24 h mit der Legierung nach Devarda geschüttelt und drei weitere standen für jeden Diffusionsschritt 48 h

auf dem Schüttler. So konnte zusätzlich getestet werden, ob die Dauer des Schüttelvorganges einen Einfluß auf die Wiederfindungsrate durch die Messung am IRMS hat.

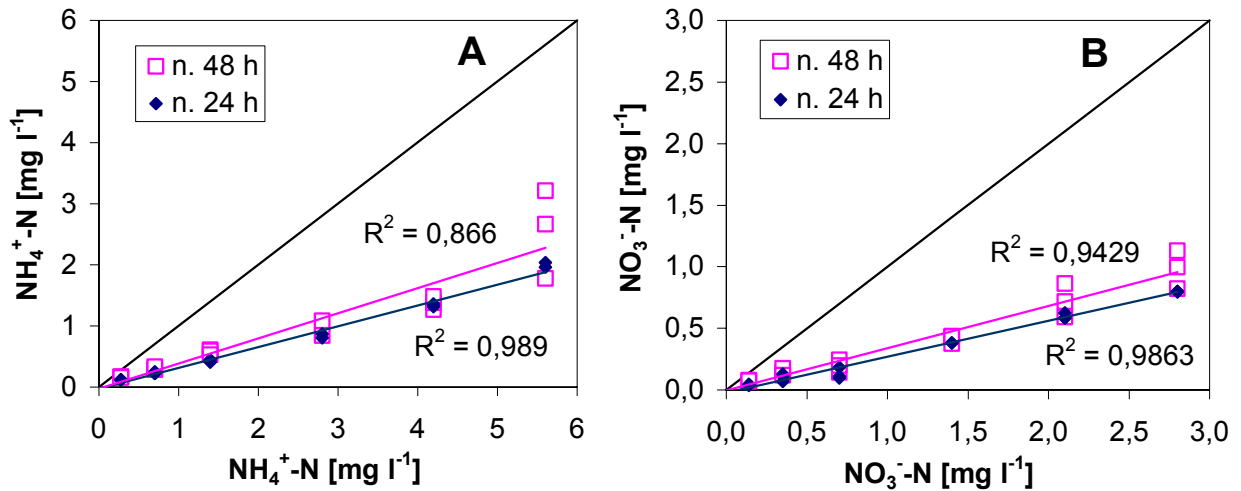


Abbildung 2-6: Wiederfindungsraten von NH_4^+ (A) und NO_3^- (B) in Standardlösungen nach 24 und 48 Stunden Diffusion (n = 3).

Für beide Substanzen wurde mit $43 \pm 3 \%$ gegenüber $34 \pm 1 \%$ für Ammonium und $37 \pm 2 \%$ gegenüber $26 \pm 1 \%$ für Nitrat bei einem 48-stündigen Schüttelvorgang jeweils eine höhere Wiederfindungsrate erreicht (Abbildung 2-6). Die Standardfehler der Wiederfindungsraten bei 48-stündigem Schüttelvorgang lagen jedoch bei beiden Meßreihen deutlich über denen bei 24-stündigem Schütteln. Die 24-stündige Behandlung der Proben lieferte somit exaktere Werte über den gesamten Meßbereich, wie die r^2 -Werte von 0,989 und 0,986 für NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Gehalte der 24 Stunden geschüttelten Proben gegenüber den r^2 -Werten von 0,866 bzw. 0,943 für die Proben, die 48 Stunden geschüttelt wurden, bewiesen. Aus zwei Gründen wurde schließlich ein 24-stündiger Schüttelvorgang für die Diffusionsschritte gewählt.

1. Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Versuche wurden die Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Boden zusätzlich colorimetrisch bestimmt (Kapitel 2.2.5.4). Da die so bestimmten Werte in die Berechnung der Ammonifikations- und Nitrifikationsraten eingingen, konnte auf eine hohe Wiederfindungsrate bei den Messungen am IRMS verzichtet werden.
2. Die von der Software des IRMS durchgeführte Berechnung der „atom-% ^{15}N “ legt die vom Gerät gemessenen Werte der absoluten Gesamt- N_2 -Konzentration zugrunde, die der Ammonium- bzw. Nitratkonzentration im Glasfaserfilter entspricht. Je geringer der Meßfehler dieser Gesamt-N-Bestimmung ist, desto exakter sind die berechneten Werte für den ^{15}N -Gehalt der gemessenen Proben.

In einem weiteren Test wurde der KCl-Lösung ($^{15}\text{NH}_4$) $_2\text{SO}_4$ oder K^{15}NO_3 mit 1 %iger, 1,5 %iger oder 2 %iger Anreicherung zugegeben (je drei Wiederholungen). Diese Zugaben entsprachen den nach Inkubation von gelabelten Bodenproben wiedergefundenen Anreicherungen. Für diesen Test wurden die Probengefäße 24 h je Diffusionsschritt geschüttelt und die $^{14/15}\text{N}$ -Verhältnisse auf den gewonnenen Glasfaserfilter am IRMS gemessen.

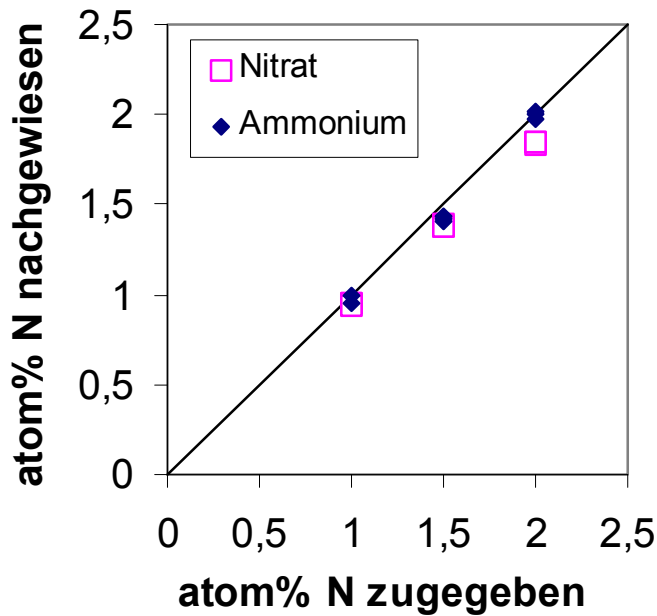


Abbildung 2-7: Wiederfindungsraten von $^{15}\text{NH}_4^+$ und $^{15}\text{NO}_3^-$ in definierten Anreicherungen ($n = 3$) in einer Standardlösung mit $2,8 \text{ mg NH}_4^+ \text{-N l}^{-1}$ bzw. $1,4 \text{ mg NO}_3^- \text{-N l}^{-1}$.

Der Test zum Nachweis von definierten Anreicherungen in $^{15}\text{NH}_4^+$ - bzw. $^{15}\text{NO}_3^-$ -Lösungen zeigte für beide Moleküle eine Nachweisgenauigkeit von über 99 % (Abbildung 2-7). Eine Diskriminierung von ^{15}N während der Diffusion fand somit, wie von Handley und Raven (1992) angegeben, nicht statt.

Parallel zu jedem Ansatz wurde die verwendete KCl-Lösung auf Kontamination mit NH_4^+ oder NO_3^- untersucht. Hierfür wurden an jeweils drei Blindproben sowohl die Diffusionsschritte durchgeführt und die entnommenen Glasfaserfilterblättchen am IRMS gemessen als auch die Ammonium- und Nitratkonzentrationen colorimetrisch bestimmt.

Im August 2000 wurde die natürliche Anreicherung von NH_4^+ und NO_3^- für den Ah-Horizont aller Untersuchungsflächen bestimmt. Hierfür wurde Boden von den einzelnen Flächen entnommen und jeweils drei Proben mit je 20 g Boden in PE-Weithalsflaschen eingewogen. Diese wurden mit 50 ml KCl-Lösung übergossen und 20 min geschüttelt. Die Filtration sowie alle weiteren Schritte erfolgten wie in Kapitel 2.2.2.1 beschrieben. Dieser Versuch ergab nur marginale Unterschiede in den Anreicherungen des Ammonium- bzw. des Nitratpool

zwischen den einzelnen Flächen. Allerdings konnte ein signifikanter Unterschied zwischen der natürlichen Anreicherung des NH_4^+ - und des NO_3^- -Pools gezeigt werden. Deshalb wurden für die Berechnungen der Brutto-N-Umsatzraten eine natürliche NH_4^+ -Anreicherung von 0,35909 % ($\pm 0,00076$) und eine natürlichen NO_3^- -Anreicherung von 0,35376 % ($\pm 0,00038$) für alle Flächen angenommen.

2.2.2.3 Freilandmeßkampagnen

Während der drei Meßkampagnen im Jahr 1999 wurde die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique an intakten Bodensäulen durchgeführt. Für die Beprobung einer Untersuchungsfläche wurden acht Stechzylinder bis zu einer Tiefe von 6-7 cm in den Ah-Horizont eingeschlagen; jeweils vier für die Bestimmung der Brutto-Ammonifikationsrate und der Brutto-Nitrifikationsrate. Die in den Stechzylindern befindliche Bodenmenge lag zwischen 300 und 400 g Bodenfeuchtgewicht (BFG) je Zylinder. In der Bodensäule wurden 10 ml $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung bzw. K^{15}NO_3 -Lösung möglichst homogen verteilt, indem mit einer Einwegspritze (Becton Dickinson, Drogheda, Irland) und der oben beschriebenen Side-Port-Kanüle 5-6x in die Säule eingestochen und während des Herausziehens die Flüssigkeit langsam in den Boden abgegeben wurde. Für das Einbringen der Ammonium- bzw. Nitratlösung wurden jeweils verschiedene Einwegspritzen und Kanülen verwendet, um eine Kreuzkontamination zu vermeiden. Die beimpften Bodensäulen wurden oben mit Parafilm (American National Can, Chicago, USA) verschlossen, um während der 24- bzw. 48-stündigen Inkubation direkt auf den Flächen einerseits das Hineinfallen von Blättern und Samen zu vermeiden und andererseits einen ausreichenden Gasaustausch mit der Atmosphäre zu gewährleisten. Zusätzlich wurden in unmittelbarer Nähe der Stechzylinder Bodenproben zur Bestimmung des gravimetrischen Bodenwassergehaltes entnommen.

Nach der jeweiligen Bebrütungszeit wurden die Stechzylinder von den Flächen entnommen und in das Feldlabor überführt. Dort wurde der Boden aus jeweils einem Stechzylinder entnommen, das Material des O-Horizontes, falls vorhanden, entfernt und der verbleibende Mineralboden gemischt. 50 g Bodenfrischgewicht wurden in 250 ml Weithalsflaschen eingewogen und in 100 ml KCl-Lösung extrahiert. Weitere 100 g Boden wurden zur Bestimmung des gravimetrischen Wassergehalts verwendet. Auch die beiden Diffusionsschritte zur Überführung des gelösten NH_4^+ und NO_3^- in die Glasfaserfilterblättchen erfolgte im Feldlabor (s. Kapitel 2.2.2.1). Die Filterblättchen wurden in Mikrotiterplatten im Exsikkator über Kieselgel bis zum Transport in das Kühlhaus am IFU und dort weiterhin im Kühlhaus

bis zur Messung am IRMS gelagert. 10 ml Bodenlösung wurden sofort nach der Filtration der Proben, wie in Kapitel 2.2.2.1 beschrieben, weiterbehandelt und zur späteren colorimetrischen Bestimmung der NH_4^+ - und NO_3^- -Konzentrationen eingefroren.

Da sich eine homogene Ausbringung der ^{15}N -Lösung durch Beimpfung mit Kanülen besonders auf den skelettreichen Böden des SW-Hanges als sehr schwierig erwies, wurden für die weiteren Meßkampagnen ab April 2000 ausschließlich gesiebte Bodenproben verwendet. Hierfür wurden 50 ml PE-Laborröhrchen (Greiner Labortechnik, Frickenhausen, Deutschland) mit Deckel vorbereitet, in welchen die Bodenproben inkubiert werden sollten. Die verwendeten Deckel wurden mit kleinen Löchern versehen, um den Gasaustausch während der Inkubation sicherzustellen. Während der Meßkampagnen wurden jeweils ca. 500 g Boden aus den oberen 0-5 cm des Ah-Horizontes großflächig aus den einzelnen Versuchsflächen entnommen und ins Feldlabor verbracht. Dort wurden die Proben durch ein Sieb mit 3,15 mm Maschenweite (Retsch, Haan, Deutschland) geschüttelt, wodurch eine Mischung der Bodenprobe erfolgte. Etwa 50 g Boden je Fläche wurden zur Bestimmung des Bodentrockengewichtes vor der Beimpfung verwendet. Für die Beimpfung wurden 140 g des gesiebten Bodens durch Applikation von 5 ml ^{15}N -Ammonium- oder ^{15}N -Nitrat-Lösung angereichert. Aus dieser Probe wurden 6 x 20 g in die Laborröhrchen abgefüllt und mit einem perforierten Deckel verschlossen. Die verbleibende Probenmenge wurde zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes nach der Beimpfung verwendet. Die Laborröhrchen wurden je nach ihrer Herkunft entweder auf eine Kontroll- oder eine Schirmhiebsfläche des entsprechenden Hanges zurückgebracht und in den Ah-Horizont eingegraben. Anschließend wurden die Probengefäße lose mit einer Plastikfolie überdeckt, um ein mögliches Eindringen von Niederschlägen durch die Löcher zu vermeiden. Falls auf der Fläche eine organische Auflage vorhanden war, wurde diese locker über den Inkubationsgefäßen ausgebreitet. Da parallel eine automatische Temperaturerfassung stattfinden sollte und die gleichzeitige Aufzeichnung der Temperatur an vier Probenflächen aber technisch nicht möglich war, erwies sich das Zusammenfassen der Proben aus beiden Kontroll- bzw. Schirmhiebsflächen eines Hanges auf einen gemeinsamen Inkubationsplatz als nötig. Die Inkubation erfolgte entsprechend den intakten Bodensäulen 24 h oder 48 h. Nach der Entnahme wurden die Proben im Feldlabor in 250 ml PE-Weithalsflaschen überführt, mit 50 ml KCl-Lösung versetzt, geschüttelt und filtriert. Jeweils 30 ml der Lösung wurden für die Diffusionsschritte und 10 ml für die colorimetrische Ammonium- und Nitratbestimmung verwendet. Alle Arbeitsschritte wurden wie oben beschrieben im Feldlabor durchgeführt.

2.2.2.4 Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-N-Umsatzraten

Zur Bestimmung der Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-N-Umsatzraten wurden im Februar 2000 Laborversuche durchgeführt. Dabei wurden die vier Temperaturstufen 4 °C, 8 °C, 12 °C und 16 °C gegen vier Feuchtestufen (15, 30, 45 und 60 % Bodenwassergehalt) als Voll-Faktoren-Design getestet. Das heißt, Proben jeder Feuchtestufe wurden bei allen Temperaturen inkubiert. Die Bodenproben wurden auf den jeweiligen Kontrollflächen des NO- und des SW-Hanges entnommen und bis zum Versuchsbeginn im Kühlhaus bei +4 °C im Dunkeln gelagert. Zu Versuchsbeginn wurde der Wassergehalt gravimetrisch bestimmt und die Proben im Kühlhaus auf <45 % H₂O-Gehalt für die Feuchtestufen 45 und 60 % H₂O-Gehalt bzw. 15 % für die Feuchtestufen 15 und 30 % H₂O-Gehalt luftgetrocknet. Aufgrund des hohen Tongehaltes der Böden auf dem NO-Hang konnte ein Bodenwassergehalt von 15 % durch Lufttrocknung nicht erreicht werden. Für die Proben des NO-Hanges wurde deshalb die Feuchtestufe 22 % Bodenwassergehalt als niedrigstes Niveau angesetzt.

Um die Vergleichbarkeit der einzelnen Proben zu gewährleisten, wurden grundsätzlich alle Mengenangaben über das Bodentrockengewicht (BTG) berechnet. Insgesamt wurden acht Ansätze durchgeführt, wobei die Probe mit (¹⁵NH₄)₂SO₄ oder K¹⁵NO₃ angereichert wurde, um entweder den Einfluß von Bodenfeuchte und –temperatur auf die Brutto-Ammonifikationsrate oder die Brutto-Nitrifikationsrate zu testen. Pro Ansatz wurden jeweils zwei Feuchtestufen eingestellt (Tabelle 2-4). Dagegen wurden bei jedem Ansatz alle vier Temperaturstufen getestet. Bei jeweils drei Wiederholungen und zwei Entnahmezeitpunkten ergaben sich 48 Proben je Ansatz.

Tabelle 2-4: Versuchsansätze zur Bestimmung der Temperatur- und Feuchteabhängigkeit von N-Umsatzraten.

Ansatz	Hang	Form der Stickstoff- Applikation (2 µg N/g BTG)	H₂O-Gehalt [Gew.-%]
1	NO	(¹⁵ NH ₄) ₂ SO ₄	22 + 30 %
2	NO	K ¹⁵ NO ₃	22 + 30 %
3	NO	(¹⁵ NH ₄) ₂ SO ₄	45 + 60 %
4	NO	K ¹⁵ NO ₃	45 + 60 %
5	SW	(¹⁵ NH ₄) ₂ SO ₄	15 + 30 %
6	SW	K ¹⁵ NO ₃	15 + 30 %
7	SW	(¹⁵ NH ₄) ₂ SO ₄	45 + 60 %
8	SW	K ¹⁵ NO ₃	45 + 60 %

Zur ^{15}N -Markierung der Bodenproben wurde die Gesamt- NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Zugabe auf $2 \mu\text{g N g}^{-1}$ BTG mit einer 6 %-igen Anreicherung festgelegt. Jeweils am Tag vor Versuchsbeginn wurden ca. 50 g Boden aus der vorgetrockneten Probe entnommen und die gravimetrische Bodenfeuchte bestimmt. Diese diente dann bei der weiteren Versuchsdurchführung als Berechnungsgrundlage für die Feineinstellung des gewünschten Bodenwassergehaltes der Proben. Je Ansatz wurden 800 g vorgetrockneter Boden durch ein Sieb mit 3,15 mm Maschenweite (Retsch, Haan, Deutschland) geschüttelt und ca. 50 g Boden zur Bestimmung des gravimetrischen Bodenwassergehaltes entnommen. 15 ml ^{15}N -Lösung wurde mit Hilfe einer Einwegspritze mit 0,4 mm Kanüle homogen auf der gesiebten Bodenprobe verteilt. Um die zum Zeitpunkt t_0 wiedergefundene Anreicherung zu bestimmen, wurden sofort nach der Applikation der ^{15}N -Lösung drei Proben à 15 g Boden je Ansatz abgewogen, in Weithalsflaschen überführt und in 1 M KCl-Lösung ausgeschüttelt.

Weiter wurden 48 mal 15 g Boden in PE-Laborröhrchen eingewogen. Die Teilproben, die bei einem Bodenwassergehalt von 15 bzw. 22 % inkubiert werden sollten, wurden sofort mit Parafilm verschlossen, wobei dieser mit wenigen kleinen Löchern perforiert wurde. Für alle anderen Proben wurde, ausgehend von der vorab bestimmten gravimetrischen Bodenfeuchte, die fehlende Wassermenge berechnet und durch Zugabe von destilliertem Wasser die gewünschte Bodenfeuchte eingestellt. Auch diese Proben wurden anschließend mit Parafilm verschlossen. Eine weitere Probe à 15 g wurde in eine Kristallisierschale (Schott Glaswerke, Mainz, Deutschland) eingewogen und ebenfalls mit der berechneten Menge destillierten Wassers versetzt. Aus dieser Probe wurde dann die tatsächliche Bodenfeuchte bestimmt, die später als Berechnungsgrundlage für die Umsatzraten diente.

Zur Bestimmung der Temperaturabhängigkeit wurden drei Wasserbäder (HAAKE, Stuttgart, Deutschland und JULABO P/F12, Seelbach, Deutschland) auf 8 °C, 12 °C und 16 °C eingestellt. Jeweils zwölf Proben je Temperaturstufe wurden zur Inkubation mit Hilfe eines Styroporgitters in ein Wasserbad gehängt. Die Bebrütung bei 4 °C erfolgte im Kühlraum. Nach 24 und 48 h Inkubationszeit wurden jeweils drei Gefäße pro Versuchsvariante entnommen, die Proben in Weithalsflaschen überführt und sofort im Verhältnis 1:5 mit 1 M KCl-Lösung versetzt. Die weitere Behandlung entspricht der in Kapitel 2.2.2.1 beschriebenen Vorgehensweise.

2.2.2.5 Differenzierung zwischen chemischer und mikrobieller NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierung

Die chemische Immobilisierung ergibt sich durch die Fixierung von Ammonium und Nitrat an Tonminerale und organische Substanz. Die biologische Immobilisierung erfolgt dagegen, indem Bodenmikroorganismen mineralischen Stickstoff zum Aufbau von Zellsubstanz aufnehmen. Chemisch immobilisierter Stickstoff kann nach Trehan (1996) bei Abnahme des N-Gehaltes in der Bodenlösung, z.B. durch mikrobiologische Prozesse, wieder in Lösung gehen. Wenn folglich angereichertes NH_4^+ und NO_3^- chemisch immobilisiert und während des Inkubationszeitraumes wieder freigesetzt wird, kann dies zu einer Unterschätzung der mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bestimmten N-Umsatzraten führen. Daher sollte in einem weiteren Laborversuch die Möglichkeit der chemischen Immobilisierung genauer untersucht werden.

Der Versuchsansatz beruhte darauf, die biologische Immobilisierung auszuschließen. Dazu wurden die vorhandenen Mikroorganismen in einem Teil des zu beprobenden Bodens vor Versuchsbeginn durch Autoklavieren abgetötet und die Veränderung der ^{14}N - und ^{15}N -Konzentrationen in den Stickstoff-Pools des Bodens mit einer unbehandelten Kontrolle verglichen. Da aufgrund des erhöhten Tongehaltes auf der Fläche NO 2.2 hier eine besonders großer Einfluß der chemischen Immobilisierung auf die N-Umsetzungsprozesse erwartet wurde, erfolgte der Laboransatz mit dem Boden dieser Fläche. Etwa 1,5 kg Boden wurden von der gewählten Fläche entnommen und durch ein Sieb mit 3,15 mm Maschenweite geschüttelt. Von den gesiebten Proben wurden ca. 50 g zur Bestimmung des gravimetrischen Bodenwassergehaltes in eine Kristallisierschale abgewogen und weitere drei Proben à 20 g für die Bestimmung des Ammonium- und Nitratgehaltes vor der Beimpfung in 1 M KCl-Lösung ausgeschüttelt. Die Hälfte der verbleibenden Bodenprobe wurde im Kühlraum eine Nacht bei 4 °C gelagert. Die zweite Hälfte wurde in einen Polypropylen-Autoklavierbeutel (Brand, Wertheim, Deutschland) überführt und locker verschlossen, so daß Wasserdampf den Beutel verlassen konnte. Die so verpackte Bodenprobe wurde in einem Autoklaven (Wolf Sanoklav, Geislingen, Deutschland) für 90 min. bei 120 °C autoklaviert und anschließend zwei Tage bei Zimmertemperatur im Dunkeln inkubiert. Von dem nicht autoklavierten Teil des Bodens wurden zweimal 260 g Boden abgewogen und entweder 8 ml $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung oder K^{15}NO_3 -Lösung mit jeweils 6 % ^{15}N -Anreicherung homogen in der Probe verteilt. Sofort im Anschluß wurden drei Teilproben mit je 20 g Boden in Weithalsflaschen abgewogen und mit 50 ml KCl-Lösung versetzt. Weiterhin wurden jeweils neun Teilproben à 20 g in 50 ml PE-

Laborröhrchen überführt, mit Parafilm verschlossen und im Klimaschrank bei 12 °C inkubiert. Der Rest der beimpften Bodenproben wurde zur Bestimmung des gravimetrischen Bodenwassergehaltes nach der Beimpfung verwendet. Nach 4 h, 24 h und 48 h wurden jeweils drei Teilproben entnommen und in 50 ml KCl-Lösung ausgeschüttelt. Alle weiteren Schritte bis zur Bestimmung der Ammonium- und Nitratkonzentration sowie der Messung am IRMS erfolgten wie in Kapitel 2.2.2.1 beschrieben.

Der autoklavierte Boden wurde nach zwei Tagen Inkubation, die dazu dienen sollte, im Boden enthaltene Sporen zum Wachstum anzuregen, ein zweites Mal für 40 min bei 120 °C autoklaviert. Des Weiteren wurden die ¹⁵N-Lösungen und alle benötigten Gefäße, die mit der sterilen Bodenprobe in Berührung kamen, einschließlich der PE-Laborröhrchen, 40 min bei 120 °C autoklaviert. Zudem wurden alle Arbeiten, wie Abwiegen, Beimpfen und Abfüllen des autoklavierten Bodens in die Laborröhrchen an der Sterilbank (Heraeus Instruments, Hanau, Deutschland) durchgeführt, um eine Rekontamination zu vermeiden. Da durch das Autoklavieren eine Veränderung der Bodenfeuchte sowie des Ammonium- und Nitratgehaltes im Boden angenommen wurde, wurde aus 50 g Boden der gravimetrische Bodenwassergehalt bestimmt und drei weitere Bodenproben zur colorimetrischen Bestimmung der NH₄⁺- bzw. NO₃⁻-Konzentration (Kapitel 2.2.5.4) vor der Beimpfung vorbereitet. Die Beimpfung des sterilen Bodens folgte abgesehen von der Arbeit an der Sterilbank exakt den Vorgaben der feldfrischen Bodenprobe. Jeweils 1 g des verbleibenden beimpften Bodens wurde entnommen, um die Bodenproben auf Sterilität zu testen (Kapitel 2.2.5.5).

2.2.2.6 Modellierung der N-Umsatzraten in einem N-Kreislauf

Die Bestimmung der Brutto-Ammonifikations- und der Brutto-Nitrifikationsraten erfolgte unter Freilandbedingungen jeweils mit Hilfe der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique, jedoch unabhängig voneinander in getrennten Versuchen. Die Immobilisierung wurde dagegen rechnerisch aus den Labordaten zur Bestimmung der Brutto-Ammonifikations- und der Brutto-Nitrifikationsraten ermittelt. Die Biomasse wurde mit Hilfe der Fumigations-Inkubations-Methode im Labor bestimmt. Um zu prüfen, ob die so ermittelten N-Umsatzraten und der mikrobielle Biomasse-N einen in sich schlüssigen Stickstoff-Kreislauf ergeben, wurde ein abschließender Laborversuch exemplarisch für die Fläche NO 2.2 durchgeführt. Die ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique wurde hier in Verbindung mit einer 3-fach-Markierung angewendet und die Entnahmezeitpunkte von zwei (24 h und 48 h) auf sechs erhöht. Für die ¹⁵N-Markierung der Stickstoffpools wurde Ammoniumnitrat als ¹⁵NH₄NO₃, NH₄¹⁵NO₃ und

$^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ mit jeweils 10 %iger Anreicherung (Chemotrade, Leipzig, Deutschland) verwendet. Die Zugabe von $2 \mu\text{g N g}^{-1}$ BTG blieb im Vergleich zu den oben beschriebenen Versuchen unverändert. Etwa 1,5 kg Boden wurden durch ein Sieb mit 3,15 mm Maschenweite (Retsch, Haan, Deutschland) geschüttelt und aus 50 g Boden der gravimetrische Bodenwassergehalt bestimmt. Die gesiebte Bodenprobe wurden über Nacht bei 4°C im Kühlraum im Dunkeln gelagert. Die Beimpfung von jeweils 370 g Boden pro Anreicherungsvariante ($^{15}\text{NH}_4^+$, $^{15}\text{NO}_3^-$ oder $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$) mit 10 ml ^{15}N -Lösung erfolgte durch Beträufeln des Bodens mit Hilfe einer Einwegspritze und einer 0,4 mm Kanüle. Sofort nach der Anreicherung wurden 3 x 20 g des beimpften Bodens in 250 ml PE-Weithalsflaschen eingewogen und mit 50 ml KCl-Lösung ausgeschüttelt. Diese Proben wurden in der Berechnung mit t_0 bezeichnet. Weiter wurden 15 x 20 g des beimpften Bodens in PE-Laborröhrchen eingewogen und mit perforiertem Parafilm verschlossen. Der Rest der Probe wurde zur Bestimmung des gravimetrischen Bodenwassergehaltes nach der Beimpfung verwendet. Die Inkubation erfolgte bei 12°C im Klimaschrank BK 600 (Heraeus Instruments, Hanau, Deutschland). Nach 4 h, 12 h, 24 h, 36 h und 48 h (t_1 - t_5) wurden jeweils drei Proben je Anreicherungsvariante entnommen, ebenfalls in Weithalsflaschen überführt und mit 50 ml KCl-Lösung ausgeschüttelt. Jeweils 30 ml der gefilterten Lösung wurden zur Bestimmung des $^{14/15}\text{N}$ -Verhältnisses den oben ausgeführten Diffusionsschritten unterzogen und weitere 10 ml zur colorimetrischen Bestimmung des Ammonium- und Nitratgehaltes eingefroren.

Die Berechnung der Brutto-Umsatzraten sowie der NH_4^+ - und der NO_3^- -Immobilisierung erfolgte zum einen nach den Gleichungen G 2-G 6, wobei die Raten für alle sich aus der Zeitreihe ergebenden Zeitspannen berechnet wurden (t_0 - t_1 ; t_0 - t_2 bis t_4 - t_5). Zusätzlich wurde mit dem Programm Modelmaker 4.0 (Family Genetix, Oxford, Großbritannien) ein Model aufgebaut, das es erlaubt, aus den Veränderungen der ^{15}N -Anreicherung sowie der Gesamt-N-Konzentration ($^{14+15}\text{N}$) der vier Pools organische Substanz, mikrobieller Biomasse-N, NH_4^+ und NO_3^- die Prozesse Brutto-Ammonifikation, Brutto-Nitrifikation, NH_4^+ -Immobilisierung, NO_3^- -Immobilisierung und Remineralisierung simultan zu ermitteln und das Modellsystem numerisch zu lösen (Abbildung 2-8).

Die N-Gehalte des Ammonium- und des Nitratpools wurden colorimetrisch bestimmt, deren $^{14/15}\text{N}$ -Verhältnis am IRMS gemessen. Der N-Gehalt der mikrobiellen Biomasse wurde über die in Kapitel 2.2.4 beschriebene Inkubations-Fumigations-Methode aus dem gleichen Probenmaterial bestimmt. Der Biomasse-N-Pool bezieht sich daher ausschließlich auf den wachsenden und sich vermehrenden Teil der Biomasse, wie er auch bei Mary et al. (1998)

beschrieben wird. Die Änderungen durch die Prozesse der Immobilisierung und der Remineralisierung ergeben sich entsprechend rasch. Die organische Substanz im Boden entspricht dagegen der schwer abbaubaren organischen Substanz und wurde als nicht limitierender Parameter angenommen. Die ^{15}N -Anreicherung des mikrobiellen Biomasse-N und der organischen Substanz wurde für den Startzeitpunkt t_0 als natürliche Anreicherung betrachtet und auf 0,3667 % ^{15}N festgelegt.

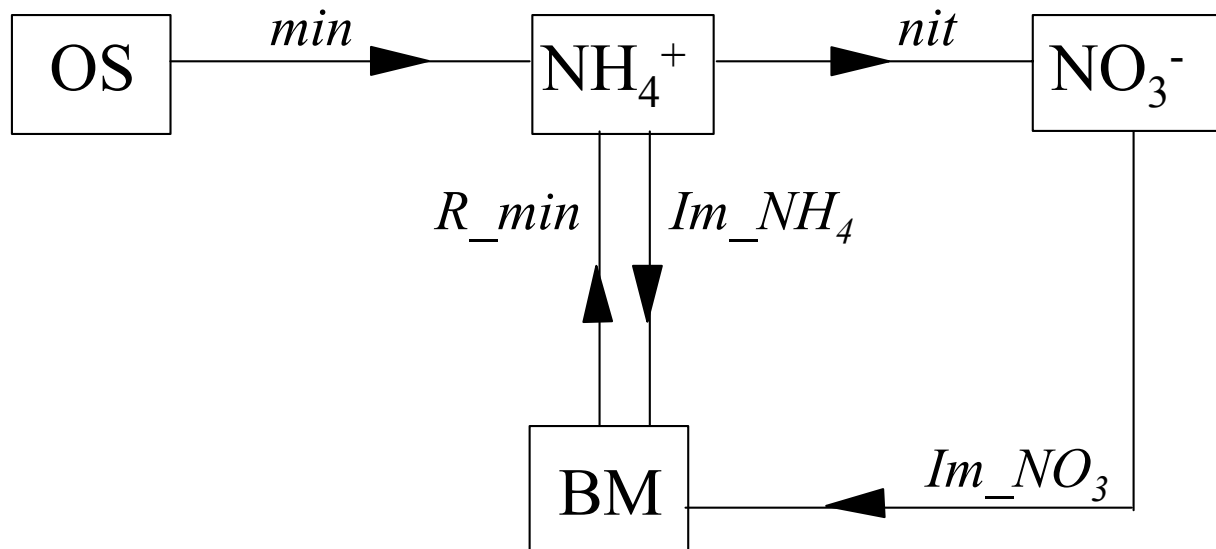


Abbildung 2-8: Darstellung des Modells zur numerischen Berechnung ausgewählter N-Transformationsraten im Boden. Die Abkürzungen stehen für folgende Pools (normal) und Prozesse (*kursiv*): BM = mikrobieller Biomasse-N, Im_NH_4 = NH_4^+ -Immobilisierung, Im_NO_3 = NO_3^- -Immobilisierung, *min* = Mineralisierung, NH_4^+ = Ammonium-Pool, *nit* = Nitrifikation, NO_3^- = Nitrat-Pool, OS = nicht mikrobielle organische Substanz, R_min = Remineralisierung.

Mit Hilfe nicht-linearer Optimierungsmethoden wurden die Raten im Modell auf die Meßergebnisse der drei Ansätze unter Zugabe von $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$, $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ oder $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ sowie auf die Parameter mikrobieller Biomasse-N und organische Substanz hin optimiert. Die Berechnung der in Abbildung 2-8 dargestellten Prozesse konnte dabei entweder als konstante Rate (Kinetik nullter Ordnung) oder in Abhängigkeit von der Ausgangskonzentration (Kinetik erster Ordnung) erfolgen (Müller, 1999). Die NH_4^+ -Immobilisierung wurde nach Mary et al. (1998) entsprechend Gleichung G 7 berechnet. Die Autoren definieren den Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung in Abhängigkeit vom Anteil der NH_4^+ -Konzentration am Gesamtgehalt an NH_4^+ und NO_3^- im Boden. Der Faktor β kann zwischen 0 und 1 variieren, wobei 0 für die ausschließliche NH_4^+ -Immobilisierung steht, und 1 keine Präferenz der Mikroorganismen für NH_4^+ oder NO_3^- bedeutet. Er wurde vom Modell den eingegebenen Parametern angepaßt.

$$I_{NH_4^+} = \frac{\frac{[NH_4^+]}{N_{\min}}}{\beta + (1 - \beta) \times \frac{[NH_4^+]}{N_{\min}}} \times I_{tot} \quad G 7$$

β :	Faktor [0-1]
$I_{NH_4^+}$:	NH_4^+ -Immobilisierung [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$]
I_{tot} :	NH_4^+ + NO_3^- -Immobilisierung [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$]
$[NH_4^+]$:	NH_4^+ -Gehalt im Boden [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{ BTG}$]
N_{\min} :	NH_4^+ + NO_3^- -Gehalt im Boden [$\mu\text{g N g}^{-1} \text{ BTG}$]

Die NO_3^- -Immobilisierung errechnete sich damit aus der Differenz der NH_4^+ -Immobilisierung zur Gesamt-N-Immobilisierung. Für Raten, deren Berechnung einer Kinetik erster Ordnung entsprach, konnte sowohl ein Mittelwert über die gesamte Inkubationszeit von 48 h als auch Einzelergebnisse für bestimmte Zeitspannen ermittelt werden. Diese konnten dann direkt mit den analytisch ermittelten Werten verglichen werden.

2.2.3 Anwendung der BaPS-Technik

Zusätzlich zur ^{15}N -Pool-Dilution-Technique wurde die Brutto-Nitrifikation mit der von Ingwersen et al. (1999) entwickelten Methode der Barometrischen Prozess Separation (BaPS) bestimmt. Diese Methode erlaubt die Quantifizierung der Brutto-Nitrifikationsrate und der Denitrifikationsrate an intakten Bodensäulen ohne Veränderung der bodenphysikalischen oder bodenchemischen Eigenschaften der Proben, z.B. durch Sieben oder Einbringen von Flüssigkeiten.

2.2.3.1 Theoretische Grundlagen und Berechnungen

Die Meßmethode der Barometrischen Prozeßseparation (BaPS) basiert auf der Annahme, daß in aeroben Bodenproben in einem isothermen, gasdichten und abgedunkelten System ausschließlich die mikrobiellen Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation sowie der physikalisch-chemische Prozeß der CO_2 -Lösung im Bodenwasser eine Druckänderung bewirken können. Die Bodenatmung kann als druckneutral angesehen werden, da der O_2 -Verbrauch und die CO_2 -Freisetzung äquimolar sind, der Respirationsquotient (O_2 -Verbrauch/ CO_2 -Freisetzung) also 1 ist (Schachtschabel et al., 1992). Die mikrobiologischen Prozesse lassen sich als Gleichungen wie folgt beschreiben (Ingwersen et al., 1999):

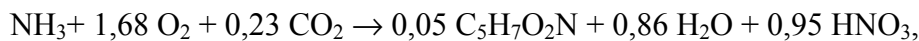
Bodenatmung (druckneutral): $C\text{-H}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$

Nitrifikation (druckmindernd): $\text{NH}_4^+ + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2 \text{H}^+$

Denitrifikation (drucksteigernd): $5 \text{C-H}_2\text{O} + 4 \text{NO}_3^- + 4 \text{H}^+ \rightarrow 5 \text{CO}_2 + 7 \text{H}_2\text{O} + 2 \text{N}_x\text{O}_y$

Die Druckabnahme in einem gasdichten System ergibt sich aus dem Prozeß der Nitrifikation, wobei für die Umsetzung von 1 Mol NH_4^+ genau 2 Mol O_2 verbraucht werden. Bei überwiegender Denitrifikation erfolgt die Druckzunahme im selben System aus der Freisetzung von 2 Mol N_xO_y und 5 Mol CO_2 für den Umsatz von 4 Mol NO_3^- , wobei eine organische C-Quelle benötigt wird. Aus der Gesamtänderung des Gasdrucks ($\Delta n/\Delta t$) im System und den Einzelbilanzen der O_2 -Änderung ($\Delta \text{O}_2/\Delta t$) sowie der CO_2 -Änderung ($\Delta \text{CO}_2/\Delta t$) errechnet sich als Restglied der Betrag der gasförmigen N-Verbindungen N_xO_y ($\Delta \text{N}_x\text{O}_y/\Delta t$)_{den}, die bei der Denitrifikation entstehen. N_xO_y steht stellvertretend für die Verbindungen NO, N_2O und N_2 . Alle Umsätze in den einzelnen Bilanzen werden dabei in der Einheit $\mu\text{mol h}^{-1}$ berechnet. Unter Anwendung der nachfolgend genannten Gleichungssysteme G 8-G 17 kann aufgrund der Veränderungen der gemessenen Größen O_2 - und CO_2 -Konzentration sowie Druck und Temperatur auf die Höhe der Brutto-Nitrifikationsrate geschlossen werden.

Abweichend von der oben beschriebenen heterotrophen Nitrifikation folgt die autotrophe Nitrifikation nach Metcalf und Eddy (1991) der Gleichung



woraus sich ein respiratorischer Koeffizient von $\delta = 1,68/0,23 \approx 7,3$ ergibt. Würde die autotrophe Nitrifikation nicht berücksichtigt, ergäbe sich ein Fehler von bis zu 14 % (Ingwersen et al., 1999). Nübling (1999) bezog diesen respiratorischen Proportionalitätsfaktor als Maß für die CO_2 -Assimilation der autotrophen Nitrifikation ($\Delta \text{CO}_2/\Delta t$)_{nit} in die Gleichung G 8 ein. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, den erwarteten Anteil der autotrophen Nitrifikation in das Gleichungssystem zu integrieren.

$$\left(\frac{\Delta \text{CO}_2}{\Delta t} \right) = \frac{1}{(\delta + 1)} \times \left[\frac{\Delta n}{\Delta t} - \left(\frac{\Delta \text{CO}_2}{\Delta t} \right)_{\text{Den}} - \left(\frac{\Delta \text{N}_x\text{O}_y}{\Delta t} \right)_{\text{Den}} + \left(\frac{\Delta \text{CO}_2}{\Delta t} \right)_{\text{aq}} \right] \quad \text{G 8}$$

Die CO_2 -Lösung im Bodenwasser ($\Delta \text{CO}_2/\Delta t$)_{aq} in $\mu\text{mol h}^{-1}$ als einzig relevantem physikalisch-chemischem Prozeß mit Druckrelevanz ergibt sich aus der temperaturabhängigen Henry-Konstante und berechnet sich nach Gleichung G 9 (Ingwersen et al., 1999).

$$\left(\frac{CO_2}{\Delta t}\right)_{aq} = \frac{(p_{t_1} \times [CO_{2t_1}] - p_{t_0} \times [CO_{2t_0}]) \times K_H \times BWG}{\Delta t} \quad G 9$$

BWG:	Bodenwassergehalt [ml]
[CO _{2t0}]:	CO ₂ -Konzentration am Anfang der Messung [vol.-%]
[CO _{2t1}]:	CO ₂ -Konzentration am Ende der Messung [vol.-%]
K _H :	Henry-Konstante [mol (1×10 ³ hPa) ⁻¹]
p _{t0} :	Gasdruck am Anfang der Messung [hPa]
p _{t1} :	Gasdruck am Ende der Messung [hPa]

Die Henry-Konstante (K_H) in mol (1×10³ hPa)⁻¹ ergibt sich nach Lide (1996) aus Gleichung G 10, wobei T der Temperatur in °C entspricht.

$$K_H(T) = 3,03553 - 0,01931 \times (273,15 + T) + (3,09905 \times 10^{-5}) \times (273,15 + T)^2 \quad G 10$$

Aus den oben genannten Zusammenhängen ergeben sich die Gleichungen G 11 für die CO₂-Bilanz, G 12 für die O₂-Bilanz und schließlich Gleichung G 13 für die Gesamtgasbilanz, in der sich der O₂-Verbrauch und die CO₂-Freisetzung aus der Respiration (ΔCO₂/Δt)_{Res} gegenseitig aufheben.

$$\left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right) = \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{Den} + \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{Res} + \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{Nit} - \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{aq} \quad G 11$$

$$\left(\frac{\Delta O_2}{\Delta t}\right) = \left(\frac{\Delta O_2}{\Delta t}\right)_{Res} - \left(\frac{\Delta O_2}{\Delta t}\right)_{Nit} \quad G 12$$

$$\left(\frac{\Delta n}{\Delta t}\right) = \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{Den} + \left(\frac{\Delta N_x O_y}{\Delta t}\right)_{Den} + \left(\frac{\Delta O_2}{\Delta t}\right)_{Nit} + \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{Nit} - \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{aq} \quad G 13$$

Die Gesamtdruckänderung ist abhängig vom Gesamtgasvolumen in der Meßküvette (V_{GGV}) und von der Temperatur im Meßsystem in Kelvin. Das Gesamtgasvolumen im System, das sich aus „headspace“ und Bodenluft zusammensetzt, kann durch die Entnahme von 50 ml Luft über ein Septum mit einer gasdichten Spritze (Hamilton, Bonaduz, Schweiz) bestimmt werden. Die sich daraus ergebende Druckveränderung in der Meßküvette erlaubt nach Ingwersen et al. (1999) den Rückschluß auf das Gesamtgasvolumen nach Gleichung G 14.

$$V_{GGV} = \frac{V_{EGV}}{\left(\frac{p_0}{p_1} - 1\right)} \quad G 14$$

p_0 :	Druck vor der Gasentnahme [hPa]
p_1 :	Druck nach der Gasentnahme [hPa]
V_{EGV} :	Entnommenes Gasvolumen [ml]
V_{GGV} :	Gesamtgasvolumen in der Meßküvette [ml]

Als unbekannte Größe verbleibt in Gleichung G 13 die bei der Denitrifikation freigesetzte Summe der N-Verbindungen N_xO_y , die mit Gleichung G 15 beschrieben werden kann.

$$\left(\frac{\Delta N_x O_y}{\Delta t} \right) = \left(\frac{\Delta n}{\Delta t} \right) - \left(\frac{\Delta O_2}{\Delta t} \right) - \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t} \right) \quad G 15$$

Die Auflösung von Gleichung G 15 kann null ergeben, wenn im System keine meßbare Denitrifikation stattfindet. Ist die N_xO_y -Freisetzung positiv, kann die Denitrifikation nach Gleichung G 16 bestimmt werden.

$$k_{Den} = \frac{24}{BTG} \times \left(\frac{\Delta N_x O_y}{\Delta t} \right)_{Den} \times MG_{NO_3-N} \quad G 16$$

k_{Den} :	Denitrifikationsrate [$\mu\text{g NO}_3^- \text{-N g}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$]
MG_{NO_3-N} :	Molgewicht $\text{NO}_3^- \text{-N}$ [$14,065 \text{ g mol}^{-1}$]

Der Faktor 24 ergibt sich aus der Umrechnung der Bilanzeinheit $\mu\text{mol h}^{-1}$ in die für die Umsatzraten gewünschte Einheit $\mu\text{g N g}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Die Bodenatmung kann aus einer inversen Bilanzierung berechnet werden (Ingwersen et al., 1999) und ergibt den O_2 -Verbrauch, woraus sich schließlich die Brutto-Nitrifikationsrate nach Gleichung G 17 errechnet.

$$k_{Nit} = \frac{24}{BTG} \times \left(\frac{\Delta O_2}{\Delta t} \right)_{Nit} \times MG_{NH_4-N} \quad G 17$$

k_{Nit} :	Brutto-Nitrifikationsrate [$\mu\text{g NH}_4 \text{-N g}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$]
MG_{NH_4-N} :	Molgewicht $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ [$14,065 \text{ g mol}^{-1}$]

2.2.3.2 Messungen am BaPS-System nach Ingwersen

Die Bestimmung der Brutto-Nitrifikationsraten nach BaPS erfolgte mit zwei verschiedenen Ausführungen des Meßsystems. Für die Messungen während der Freilandmeßkampagnen im Jahr 1999 wurde die von Ingwersen (1996) beschriebene Ausführung des Meßsystems verwendet. Die Entnahme von intakten Bodensäulen in Plexiglaszylindern (Höhe: 30 cm, \varnothing 12 cm) aus den Versuchsflächen erfolgte jeweils am letzten Tag der Meßkampagnen. Hierfür wurde in der Werkstatt des IFU ein Bodenprobenentnahmeggerät entwickelt, in den die

Plexiglassäulen eingeführt wurden und so in den Boden eingeschlagen werden konnten (Breuer, 2000). Die entnommenen Säulen wurden an der Unterseite mit einem Plexiglasdeckel und oben mit luftdurchlässiger PE-Folie (Quickpack, Rennigen, Deutschland) verschlossen und stehend in einer Aluminiumkiste in das Labor am IFU überführt, wo sie bis zu Versuchsbeginn im Kühlhaus bei 4 °C im Dunkeln gelagert wurden.

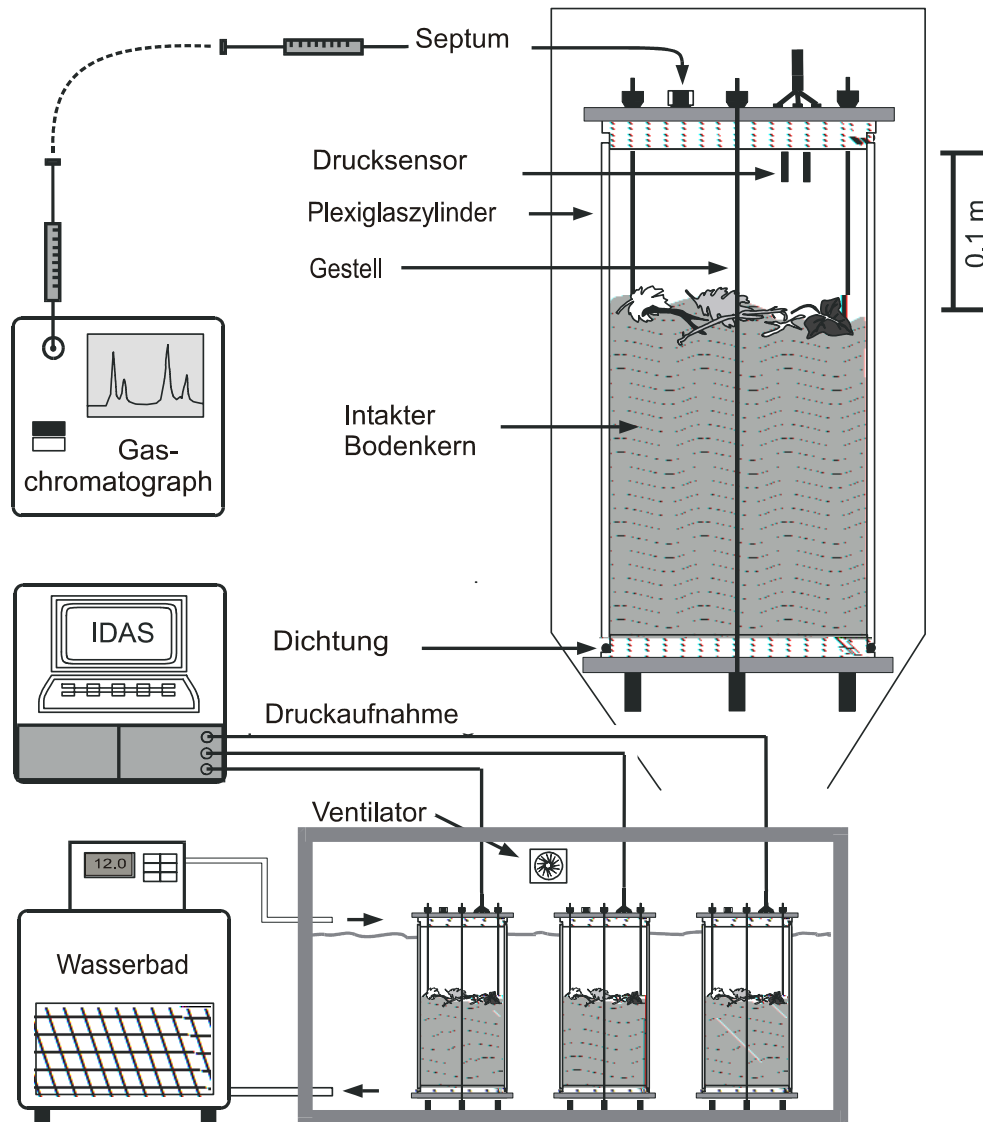


Abbildung 2-9: Aufbau des BaPS-Meßsystems nach Ingwersen et al. (1999). Graphik verändert nach Breuer et al. (2002).

Die Meßanlage im Labor setzte sich aus den Plexiglassäulen, einem Wasserbad, einer Druckaufnahmeeinheit und einem Gaschromatographen zusammen (Abbildung 2-9). Das Wasserbad bestand aus einem Plexiglasbecken mit Deckel, das über ein Schlauchsystem an den offenen Wasserkreislauf eines kombinierten Umwälz- und Kälthetmostats N8-C41 (Haake,

Karlsruhe, Deutschland) angeschlossen war. Um Photosyntheseaktivität in den Bodensäulen zu verhindern, wurde sowohl das Becken als auch der Deckel mit Aluminiumfolie ummantelt und so abgedunkelt. Im Becken konnten drei Bodensäulen parallel beprobt werden. Eine detaillierte Beschreibung des Versuchsaufbaus ist bei Breuer (2000) wiedergegeben.

Vor Beginn der Messung wurden alle grünen Pflanzenteile auf der Oberfläche der intakten Bodensäulen entfernt. Für die Messung wurden die Plexiglassäulen mit einem Deckel, der einen GMDP Drucksensor (Messbereich 800-1100 hPa, Messgenauigkeit 0,1 %, Geisinger, Regenstauf, Deutschland) und ein Septum zur Entnahme von Gasproben enthielt, gasdicht verschlossen. Die analogen Meßsignale des Drucksensors wurden über einen A/D-Wandler auf einen PC übertragen und mit dem am IFU entwickelten Programm IDAS (IFU-Data-Akquisition-System) aufgezeichnet. Der Dichtigkeitstest erfolgte durch Erzeugen eines Überdrucks von 10 hPa mittels Injektion von Außenluft mit einer gasdichten Spritze. Konnte innerhalb von 5 min kein Druckabfall beobachtet werden, galten die Säulen als gasdicht. Anschließend wurden die Säulen in das Wasserbad gestellt und die Verschraubung des Septums geöffnet. Der Deckel des Wasserbades wurde verschlossen und die Bodensäulen darin etwa 5 h bis zur Temperaturkonstanz inkubiert. Als Inkubationstemperatur wurde die bei der Entnahme der Bodenproben im Freiland vorgefundene Temperatur eingestellt. Durch die Septumöffnung im Deckel der Säulen konnte zwischenzeitlich die Bodentemperatur direkt in den Bodenproben mit einem Digitalthermometer GTH 1200 A (Greisinger, Regenstauf, Deutschland) kontrolliert werden. Nach der Temperaturanpassung wurden die Säulen gasdicht verschlossen und über eine in das Septum eingeführte Kanüle ein Druckausgleich geschaffen. Anschließend erfolgte die Entnahme von 50 ml Luft zur Bestimmung des Gesamtgasvolumens in jeder Säule. Die entnommene Luft wurde anschließend wieder über das Septum in das System zurückgeführt.

Zu Versuchsbeginn wurden mit einer gasdichten 250 µl Spritze (Hamilton, Bonaduz, Schweiz) in mindestens 3-maliger Wiederholung Gasproben aus dem „headspace“ der Bodensäulen entnommen und zur Bestimmung der O₂-, CO₂- und N₂O-Anfangskonzentration über ein Injektionsseptum auf die Trennsäule eines Gaschromatograph GC 8500 (Perkin Elmer, Überlingen, Deutschland) injiziert, der mit einem „electron-capture-detector“ (ECD) zur Bestimmung der N₂O- und O₂-Konzentration und mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD) zur Bestimmung der CO₂-Konzentration ausgestattet war. Die Auftrennung der gasförmigen Komponenten erfolgte in einer Kapillarsäule GS-Q mit 30000 mm Länge und einem Durchmesser von 0,53 mm (J&W Scientific, Folsom, USA). Als Trägergas wurde Helium 5.0

mit einer Flußrate von 15 ml min^{-1} (WLD) bzw. 30 ml min^{-1} (ECD) genutzt, die Detektor-temperatur betrug 250 °C (WLD) und 300 °C (ECD). Als CO_2 -Referenzgas wurde synthetische Luft mit 5 Vol.-% CO_2 aufgegeben, die Kalibrierung des ECD zur Messung der O_2 - und der N_2O -Konzentrationen erfolgte mit einem Referenzgasgemisch aus 15,0 ppmv N_2O und 15,1 % O_2 in N_2 (alle Gase: Messer Griesheim, Olchingen, Deutschland).

Die Aufnahme der Detektorsignale in μV erfolgte mit einem Dateninterface (CSI, PE Nelson, Cubertino, USA), das mit einem PC zur Online-Visualisierung und Abspeicherung der aufgezeichneten Chromatogramme verbunden war. Für die Integration der Chromatogramme zur Berechnung der Peakflächeneinheiten wurde das Software-Programm APEX (Flowchem, Besigheim, Deutschland) verwendet. Unmittelbar im Anschluß an die Bestimmung der Anfangskonzentrationen von O_2 , CO_2 und N_2O wurde IDAS und damit die automatische Druckaufnahme gestartet. In Abhängigkeit von der Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen betrug die Meßdauer zwischen 12 und 24 h, wobei eine Druckänderung von 4 hPa im Inneren der gasdicht verschlossenen Bodensäulen als ausreichend bestimmt wurde. Die Messung wurde durch Abschalten des IDAS beendet und anschließend erfolgte die Bestimmung der Endkonzentrationen von O_2 , CO_2 und N_2O mittels einer weiteren gaschromatographischen Analyse. Danach wurden die Plexiglassäulen aus dem Wasserbad entnommen, die kompletten Bodensäulen auf Aluminiumteller überführt und der gravimetrische Bodenwassergehalt bestimmt.

Die Auswertung der Chromatogramme erfolgte über die Umrechnung der dimensionslosen Peakflächeneinheiten in Vol.-% CO_2 nach Gleichung G 18.

$$[\text{CO}_{2\text{Probe}}] = \frac{PF_{\text{Probe}} \times [\text{CO}_{2\text{EG}}]}{PF_{\text{EG}}} \quad \text{G 18}$$

$[\text{CO}_{2\text{EG}}]$:	CO_2 -Konzentration im Referenzgas [Vol.-%]
$[\text{CO}_{2\text{Probe}}]$:	CO_2 -Konzentration in der Probenluft [Vol.-%]
PF_{EG} :	Peakflächeneinheiten des Referenzgases
PF_{Probe} :	Peakflächeneinheiten der Probenluft

Die Konzentrationen von Sauerstoff und N_2O im „headspace“ wurden analog nach Gleichung G 18 berechnet, wobei jeweils die entsprechenden Referenzgaskonzentrationen für O_2 bzw. N_2O eingesetzt wurden. Aus dem Vergleich der Anfangs- und Endkonzentrationen von O_2 , CO_2 und N_2O wurden die zur Berechnung der Brutto-Nitrifikationsrate benötigten Änderungen der Partialdrücke bestimmt.

2.2.3.3 Verwendung der BaPS-Meßküvette

Ab dem Jahr 2000 stand ein von Nübling (1999) im Rahmen einer Diplomarbeit am IFU weiterentwickeltes BaPS-Meßsystem zur Verfügung. Dieses unterscheidet sich vor allem durch die Verwendung von Online-Sensoren zur kontinuierlichen Erfassung der Sauerstoff- und CO₂-Konzentration im „headspace“. Im Gegensatz zum zuvor beschriebenen System wurden hier sieben handelsübliche Edelstahlstechzylinder der Größe 40 mm x Ø 60 mm mit einem angeschliffenen Rand (Eijkelkamp, Griesbeek, Niederlande) in einer gasdichten Meßküvette gemeinsam beprobt. Die Integration eines Tablett mit zwei Rändelschrauben zum Greifen erlaubte ein gemeinsames Einbringen und Entnehmen aller Stechzylinder (Abbildung 2-10). Vier zwischen die Stechzylinder eingesetzte Dreieckprofilstücke verhinderten das Verrutschen der Stechzylinder und reduzierten den „headspace“. Dies führte zu einer größeren Änderung der zu messenden Parameter relativ zum Gasvolumen in der Meßküvette. Der Deckel wurde über Spannbügel gasdicht verschlossen und hatte im Inneren eine Ausparung zur Aufnahme der Sensoren.



Abbildung 2-10: Die Meßküvette des weiterentwickelten BaPS-Systems einschließlich Stechzylindern, Tablett und Dreieckstücken zur Volumenreduzierung.

Zur Erfassung der Sauerstoffkonzentration kam ein Sensor mit ionenleitendem Festkörper (FIL-Sensor SM25, Electrovac, Wien, Österreich) zur Anwendung. Dieser wurde jedoch im Winter 2000/2001 durch einen ZrO_2 -Sensor (Pewatron FCX-MEP2-CH Sauerstoffmodul, Pewatron, Zürich, Schweiz) ersetzt, da sich über die Benutzungsdauer eine zunehmende Drift abzeichnete. Für die Messung des CO_2 -Gehaltes im „headspace“ wurde ein Kohlendioxidmeßgerät GMM 221 mit einem „Non-dispersive-infrared“-Sensor (NDIR-Sensor, Vaisala, Helsinki, Finnland) verwendet. Die Temperaturerfassung im „headspace“ erfolgt kontinuierlich mit einem Temperatursensor PT 1000 (Bürklin, München, Deutschland). Außerdem wurde wie im vorhergehenden System ein Drucksensor PAA 25 ABS (Geisinger Electronic, Regenstauf, Deutschland) integriert und zusätzlich ein Ventilator (Pabst, St. Georgen, Deutschland) eingebaut, um eine homogene Verteilung der Gase im „headspace“ zu erzielen. Analog zur zuvor beschriebenen Anlage wurde auch hier ein Septum zur Entnahme und Zufuhr von Gasen in den Deckel integriert.

Über ein Sensorinterface, das neben allen elektronischen Systemkomponenten wie A/D-Wandler, 24 V-Netzteil und Meßverstärkern auch eine Schalterleiste zur Ansteuerung der Sensoren enthielt, waren die Sensoren mit einem PC zur Online-Visualisierung und Meßdatenspeicherung verbunden. Die Meßsignale der einzelnen Sensoren wurden von dem am IFU entwickelte Programm VISIBLE in jeweils eigene Dateien abgespeichert. Über VISIBLE wurden auch die Meßzeitintervalle festgelegt. Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Messungen wurden Meßintervalle von 1 min gewählt. Während der Kalibrierung der Sensoren wurden die Aufnahmeintervalle auf 30 s verkürzt. Zur Darstellung der Meßsignale kam die Software LabView (National Instruments, München, Deutschland) zum Einsatz, die eine simultane Visualisierung aller Meßsignale auf dem Bildschirm des PC erlaubte, wodurch Meßfehler einzelner Sensoren oder Meßunregelmäßigkeiten (z.B. Temperatursprünge) sofort erkannt werden konnten.

Auch diese Meßküvette mußte aufgrund der geforderten Temperaturkonstanz in einem Wasserbad betrieben werden (Abbildung 2-11). Alle elektrischen Leitungen wurden wasserdicht in einen Schrumpfschlauch eingeschweißt, so daß eine völlige Wasserbedeckung der Meßküvette möglich war. Da die Anlage jedoch insgesamt kompakter war als das vorhergehende Meßsystem und zur Analyse von O_2 und CO_2 keinen Gaschromatographen mehr benötigte, erlaubte sie die Anwendung direkt während der Meßkampagnen im Feldlabor (Abbildung 2-11). Zu diesem Zweck wurde neben dem BaPS-Meßgerät, dem Interface und einem Notebook ein Wasserbad (JULABO P/F12, Seelbach, Deutschland) mitgeführt, dessen

Kühlmittel (H_2O) vor den Messungen auf die jeweils aktuelle, im Freiland gemessene Bodentemperatur eingestellt wurde.

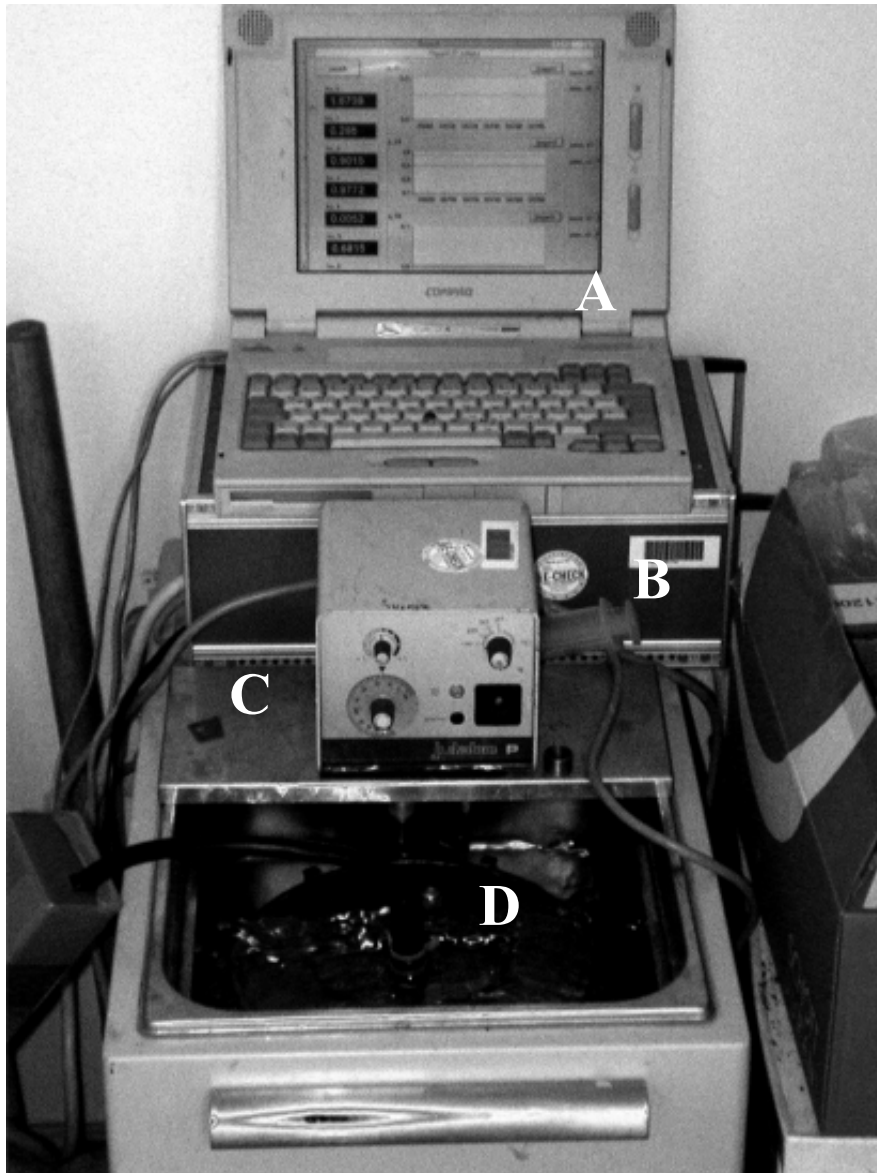


Abbildung 2-11: Das BaPS-Meßsystem während des Einsatzes im Feldlabor. A: Notebook, B: Sensorinterface, C: Wasserbad, D: Meßküvette.

Während der Meßkampagnen wurden jeweils sieben intakte Bodensäulen direkt mit den Stechzylindern über die Versuchsflächen verteilt entnommen und in das Feldlabor transportiert. Beginnend mit der Meßkampagne im Frühjahr 2001 wurden zusätzlich noch etwa 50 g Boden von derselben Fläche entnommen und für eine spätere pH-Wert-Bestimmung eingefroren. Das Datenerfassungsprogramm wurde gestartet, die Stechzylinder mit dem Tablett und den Dreiecken zur „headspace“-Reduzierung gewogen und in die Meßküvette überführt. Der Deckel wurde gasdicht verschlossen. Der dadurch entstandene Überdruck wurde zur

Überprüfung der Gasdichtigkeit über 5 min beobachtet. Wenn kein Druckabfall verzeichnet werden konnte, galt das System als dicht. Anschließend wurde durch das Einführen einer Kanüle in das Septum ein Druckausgleich mit der Umgebungsluft herbeigeführt. Die Bestimmung des Gesamtgasdrucks in der Meßküvette erfolgte analog Kapitel 2.2.3.2 durch Entnahme von 50 ml Gas aus dem „headspace“. Die Meßdauer blieb mit 12-24 h gegenüber der Verwendung des vorangegangenen Meßsystems unverändert. Als Kriterium für den Abschluß der Messung galt eine Änderung des Druckes innerhalb der Meßküvette von 30 hPa. In dieser Spanne ist jedoch die Druckabnahme durch die Abkühlung der eingeschlossenen Außenluft bis zur Temperaturkonstanz zu Beginn der Messung enthalten.

Die Sensorsignale in V wurden über ein in Excel erstelltes Auswerteprogramm in Vol.-% für die CO₂- und Sauerstoffkonzentration sowie in °C für die Temperatur und in hPa für den Druck umgerechnet. Hierfür war die Aufnahme von Kennlinien für alle verwendeten Sensoren notwendig. Diese erfolgte für den Sauerstoff- und den CO₂-Sensor über eine Gasmischanlage, bei der über einen Flow Controller (Tylan RO 28, Eching, Deutschland) beliebige Gasmischungsverhältnisse eingestellt werden konnten (Abbildung 2-12). Als Mischgase wurden reiner Stickstoff der Qualität 5.0 und ein Gasmisch mit einer Genauigkeit von $2,00 \pm 0,01$ Vol.-% CO₂ in synthetischer Luft, bestehend aus $20,5 \pm 2,0$ Vol.-% O₂ in Distickstoff (beide Gase: Messer Griesheim, Olching, Deutschland) verwendet.

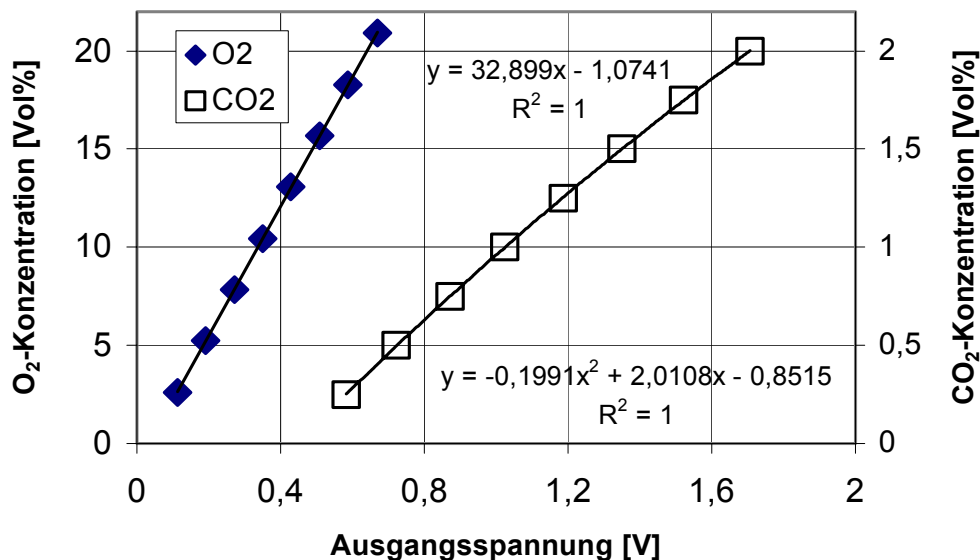


Abbildung 2-12: Ermittlung der Kennlinien des O₂- und des CO₂-Sensors mit Hilfe einer Gasmischanlage.

Die Aufnahme der Kennlinie für den Drucksensor (Abbildung 2-13) erfolgte mit Hilfe einer am IFU installierten Kalibrieranlage auf der Basis einer hochgenauen Waage (Desgrandes et Huot, Rottgau, Deutschland).

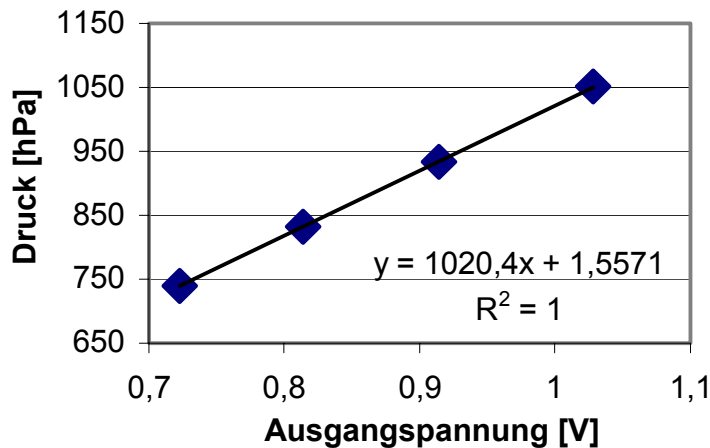


Abbildung 2-13: Kennlinie des Drucksensors aufgenommen mit der am IFU installierten Druckkalibriereinheit.

Die Kalibrierung des Temperatursensors erfolgte mit Hilfe eines Wasserbades bei 0 °C und 40 °C. Alle Sensorkennlinien wurden jeweils vor Beginn der einzelnen Meßkampagnen neu bestimmt.

Die Berechnung der Brutto-Nitrifikationsrate erfolgte über die Gleichungen G 8-G 17 ebenfalls im oben genannten Auswerteprogramm. Die kontinuierliche Erfassung aller Meßgrößen (Druck, O₂, CO₂, Temperatur) erlaubte eine Auswertung von mehreren Zeitintervallen, in der Regel drei, innerhalb einer Messung, die jedoch ein Δt von 3 h nicht unterschreiten sollten. Aus diesen Zeitintervallen errechneten sich die Mittelwerte für die Bodenatmung sowie die Denitrifikations- und die Brutto-Nitrifikationsrate. Alle berechneten mikrobiellen N-Umsatzraten wurden einem Plausibilitätstest unterzogen. Beispielsweise wurden Werte verworfen, wenn die berechnete Respirationsrate kleiner der 3-fachen Brutto-Nitrifikationsrate war.

2.2.3.4 Test zur Quantifizierung des gelösten CO₂ im Bodenwasser im neutralen pH-Bereich

Die CO₂-Löslichkeit im Bodenwasser als einziger physikalisch-chemischer Prozeß mit Druckrelevanz wurde bisher ausschließlich über die rein temperaturabhängige Henry-Konstante bestimmt (Gleichung G 10). Diese Näherung erwies sich bei Boden-pH-Werten von unter pH 5 als völlig ausreichend. Bei pH-Werten um pH 7, wie sie die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Böden aufwiesen, kann davon ausgegangen werden, daß ein Großteil des in Wasser gelösten CO₂ zu HCO₃⁻ dissoziiert. Dadurch wird die Aufnahmekapazität des Wasser für CO₂ erheblich erhöht (Rasmuson et al., 1990). Zur empirischen Erfassung und

Quantifizierung der CO₂-Lösung im Bodenwasser bei pH-Werten bis zu pH 7 wurde im Sommer 2001 ein Laborversuch durchgeführt.

Um die Löslichkeit von CO₂ in Wässern verschiedener pH-Werte zu testen, wurden jeweils 200 ml destilliertes Wasser auf die pH-Werte 6,0, 6,8, 7,0 eingestellt. Die Lösungen wurden anschließend in einem Autoklaven (Wolf Sanoklav, Geislingen, Deutschland) für 20 min bei 120 °C autoklaviert. Jeweils eine Lösung wurde in die mit Chloroform ausgeriebene Meßküvette eingeführt und während einer Meßzeit von 12-15 h bei einer Inkubationstemperatur von 12°C die Veränderung der Parameter beobachtet. Nach den Messungen wurde 50 µl der Flüssigkeit auf Vollmedium in Agrarplatten ausgestrichen und auf Sterilität getestet (Kapitel 2.2.5.5).

2.2.3.5 Validierung der BaPS-Methode mit Hilfe der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique

Um die mit Hilfe der Barometrischen Prozeßseparation (BaPS) gemessenen Brutto-Nitrifikationsraten direkt mit den über die klassische ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique bestimmten Raten vergleichen zu können, mußte mit beiden Methoden der gleiche Boden unter exakt den gleichen Umgebungsparametern beprobt werden. Diese Bedingungen konnten nur erfüllt werden, wenn mit ¹⁵N-Nitrat angereicherter Boden in der BaPS-Meßküvette bei laufender Messung inkubiert wurde. Mit dieser Vorgabe wurde ein weiterer Laborversuch mit Bodenproben der Fläche SW 2.0 durchgeführt. Hierfür wurden 3,5 kg feldfrischer Boden durch ein Sieb mit 3,15 mm Maschenweite (Retsch, Haan, Deutschland) geschüttelt und über Nacht bei 8 °C im Klimaschrank BK 600 (Heraeus Instruments, Hanau, Deutschland) gelagert. Das Wasserbad des BaPS-Systems wurde ebenfalls auf 8 °C eingestellt und die noch leere Meßküvette vorgekühlt. Am folgenden Tag wurden der Probe ca. 100 g Boden zur Bestimmung des gravimetrischen Wassergehaltes entnommen und weitere 20 g für die spätere pH-Wert-Bestimmung eingefroren. Die Anreicherung der Probe erfolgte mit 2 µg N g⁻¹ BTG in Form von K¹⁵NO₃ mit 6 %iger Anreicherung. Insgesamt wurde eine Flüssigkeitsmenge von 105 ml mit Hilfe einer Einwegspritze und einer 0,4 mm Kanüle (Braun, Melsungen, Deutschland) appliziert. Zur Bestimmung des gravimetrischen Bodenwassergehalts nach der Applikation wurde eine zweite Probe entnommen und drei weitere von je 100 g sofort in 250 ml 1 M KCl-Lösung ausgeschüttelt, um sowohl die ¹⁵N-Anreicherung als auch die Nitratkonzentration des gelabelten Bodens zu bestimmen. Die auszuschüttelnde Bodenmenge je Probe wurde für diesen Versuch von 20 auf 100 g Boden erhöht, da dies etwa dem Fassungsvermögen eines Stechzylinders im BaPS-Meßsystem entsprach. Im Anschluß wurden die sieben Stechzylinder

der BaPS-Meßküvette mit dem ^{15}N -angereicherten Boden aufgefüllt, zusammen mit dem Tablett und den Dreieckstücken gewogen und in die Meßküvette transferiert. Die Messung wurde wie in Kapitel 2.2.3.3 beschrieben gestartet. Der verbleibende Boden wurde weiterhin bei 8 °C im Klimaschrank inkubiert. Nach 12 h wurde die Messung der BaPS beendet und drei der sieben Stechzylinder entnommen. Die darin enthaltene Bodenprobe wurde gewogen und in jeweils 250 ml 1 M KCl-Lösung extrahiert. Der Boden in den Stechzylindern wurde durch gelabelten Boden aus dem Klimaschrank ersetzt, das Tablett mit den teilweise erneuerten Proben und den Dreieckstücken wieder gewogen und eine zweite BaPS-Messung gestartet. Die extrahierten Proben wurden für 20 min auf einem Rotationsschüttler G 24 (New Brunswick, Edison, USA) bei 200 U min^{-1} geschüttelt und wie in Kapitel 2.2.2.1 beschrieben weiterbehandelt. Im weiteren Verlauf wurde jeweils nach 24 h, nach 36 h und nach 48 h ab der Applikation der ^{15}N -Lösung die BaPS-Messung beendet, drei Stechzylinder zur Extraktion der Proben entnommen und mit gelabeltem Boden aus der Probe im Klimaschrank wieder aufgefüllt, bevor eine weitere Messung gestartet wurde. Nach 48 h ab Applikation der ^{15}N -Lösung wurde der Versuch beendet. Somit konnten die Ergebnisse von vier Messungen im BaPS-System mit den über ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bestimmten Raten ($n = 12$) direkt verglichen werden.

2.2.4 Bestimmung des mikrobiellen Biomassestickstoffs

Der mikrobielle Biomassestickstoff ist definiert als die Menge Stickstoff, die zu einem bestimmten Zeitpunkt in der Struktur der Bodenmikroorganismen enthalten ist. Die Bestimmung des mikrobiellen Biomasse-N erfolgte nach der Fumigations-Inkubations-Methode (Voroney und Paul, 1984). Dieser Ansatz beruht darauf, die im Boden lebenden Mikroorganismen durch Bedampfen mit Chloroform zunächst abzutöten. Durch Wiederbeimpfung mit unbehandelten Bodenfrischproben werden dem toten Boden erneut Mikroorganismen zugeführt, die die durch die Chloroform-Behandlung abgestorbenen Mikroben als leicht abbaubare C- und N-Quelle nutzen und sich daher stärker vermehren als die Mikroorganismen in einer nicht mit Chloroform behandelten Kontrolle. Die erhöhte Aktivität läßt sich als vermehrter CO_2 -Ausstoß gaschromatographisch messen und erlaubt Rückschlüsse über den vor der Fumigation in den Mikroorganismen enthaltenen Kohlenstoff. Über das C/N-Verhältnis der Mikroorganismen kann auf den Stickstoffgehalt der mikrobiellen Biomasse geschlossen werden.

Für die Versuchsdurchführung wurden am Ende jeder Meßkampagne Bodenproben von den Ah-Horizonten aller Untersuchungsflächen entnommen und in einer Kühlbox an das IFU

transportiert, wo sie bis zum Versuchsbeginn im Kühlraum bei 4 °C im Dunkeln gelagert wurden. Zu Versuchsbeginn wurden je Untersuchungsfläche 6 x 5 g Boden ohne Steine und organischem Material in 150 ml Serumflaschen (Schott und Genossen, Jena, Deutschland) eingewogen. Für die zu fumigierenden Proben wurden zwei Exsikkatoren (Schott Glaswerke, Mainz, Deutschland) mit Filterpapier (Fripa Papierfabrik, Miltenberg, Deutschland) ausgelegt und dieses mit destilliertem Wasser befeuchtet. Je ein Becherglas (Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) wurde unter dem Abzug mit 25 ml ethanolfreiem Chloroform (Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) gefüllt und in die Exsikkatoren gestellt. Je drei Probenflaschen pro Fläche wurden in den beiden Exsikkatoren untergebracht. Für die Proben der Kontrolle wurden zwei weitere Exsikkatoren mit feuchtem Filterpapier ausgelegt. Statt Chloroform wurde hier jeweils 25 ml destilliertes Wasser in Bechergläsern den Probenflaschen zugefügt. Alle Exsikkatoren wurden verschlossen und mit einer Vakuumpumpe so lange evakuiert, bis das Chloroform zu Sieden begann. Dann wurden die Verschlussähne an den Exsikkatoren geschlossen und die Proben für 24 h bei Zimmertemperatur im Dunkeln inkubiert.

Am folgenden Tag wurden die Exsikkatoren unter dem Abzug geöffnet. Die Bechergläser mit Chloroform und destilliertem Wasser sowie die Filterpapierstreifen wurden entfernt und die Exsikkatoren mehrmals evakuiert und wiederbelüftet, bis kein Chloroformgeruch mehr in den Proben ausgemacht werden konnte. Anschließend wurden sowohl die fumigierten Proben als auch die Kontrollen mit 1 g unbehandeltem Boden der gleichen Probe wiederbeimpft, die Proben durchmischt und die Gläser mit einem Septum und einem Schraubdeckel (beide Schott und Genossen, Jena, Deutschland) gasdicht verschlossen. Nach 10 Tagen Inkubationszeit bei 25 °C im Dunkeln wurde mit einer gasdichten Spritze (Hamilton, Bonaduz, Schweiz) 100 µl Probengas aus dem „headspace“ der Flaschen entnommen und zur Bestimmung des CO₂-Gehaltes in einen Gaschromatograph GC 8500 (Perkin Elmer, Überlingen, Deutschland) mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD) injiziert (vgl. 2.2.3.2). Die Umrechnung der Peakflächeneinheiten in Vol.-% CO₂ erfolgte nach Gleichung G 18 (S. 42). Die so ermittelten Vol.-% CO₂ im „headspace“ konnten über Gleichung G 19 in mg CO₂ je Probe umgerechnet werden.

$$CO_{2tot} = \frac{V_{Gefäß} \times \frac{[CO_{2Probe}]}{100} \times MG_C \times 1000}{V_m \times \frac{(273,15 + T)}{273,15}} \quad G 19$$

CO ₂ Probe:	CO ₂ -Gehalt im „headspace“ der Probe [Vol.-%]
CO ₂ tot:	Masse CO ₂ der Probe [mg]
MG _C :	Molgewicht des Kohlenstoff [= 12 g mol ⁻¹]
V _m :	Molvolumen [= 22,41 l mol ⁻¹ bei 0 °C]
T:	Inkubationstemperatur [°C]
V _{Gefäß} :	Gefäßvolumen [l]

Um auf den Biomasse-Kohlenstoff rückschließen zu können, der aus den durch die Fumigation abgetöteten Mikroorganismen stammt, mußte der CO₂-Gehalt der Kontrolle vom CO₂-Gehalt der fumigierten Probe abgezogen werden. Schließlich wurde die verbleibende CO₂-Menge auf das Bodentrockengewicht bezogen (Gleichung G 20).

$$C_{Bio} = \frac{(CO_{2\text{fumig}} - CO_{2\text{Kontrolle}}) \times E_C}{BTG} \quad \text{G 20}$$

BTG:	Bodentrockengewicht [g]
C _{bio} :	mikrobielle Biomasse-C [mg C g ⁻¹ BTG]
CO ₂ fumig:	CO ₂ -Gehalt der fumigierten Probe [mg]
CO ₂ Kontrolle:	CO ₂ -Gehalt der Kontrolle [mg]
E _C :	Umrechnungsfaktor 2,22 nach Jenkinson (1988)

Da die drei Proben der Kontrolle ebenso wie die drei fumigierten Proben statistisch unabhängig voneinander waren, konnten jeweils alle gegeneinander gerechnet werden. So wurden neun Ergebnisse je Fläche erzielt. Der mikrobielle Biomasse-N wurde durch Division des mikrobiellen Biomasse-Kohlenstoffs mit dem für Mikroorganismen beschriebenen C/N-Verhältnis von 3,57 (Schlegel, 1992) errechnet.

2.2.5 Bestimmung bodenphysikalischer und bodenchemischer Kenngrößen

2.2.5.1 Erfassung der Bodentemperatur im Freiland

Ab Juli 2000 wurde während der Inkubation der Bodenproben zur Bestimmung der Brutto-Ammonifikations- und Nitrifikationsraten im Freiland die Bodentemperatur im Ah-Horizont in 3-5 cm Tiefe direkt neben den Proben kontinuierlich erfaßt. Um diese Temperaturerfassung durchführen zu können, wurden jeweils die Proben der beiden Flächen einer Versuchsvariante auf einer Fläche gemeinsam inkubiert. Die Temperaturerfassung erfolgte für alle folgenden Meßkampagnen in den Böden von jeweils einer Fläche der Untersuchungsvariante:

SW_K-Flächen:	SW 2.0
SW_S-Flächen:	SW 1.2
NO_K-Flächen:	NO 1.0
NO_S-Flächen:	NO 2.2.

Zur Temperaturerfassung im Jahr 2000 standen zwei verschiedene Meßsysteme zur Verfügung. Auf der jeweiligen Kontrollfläche wurde die Bodentemperatur über die automatische Temperaturerfassung des IFU-Meßwagens von einem Halbleitermeßfühler (Analog Devices, Norwood, USA) erfaßt und mit Hilfe des am IFU entwickelten Auswerteprogrammes IDAS (IFU-Data-Akquisition-System) in Zeitintervallen von 3 min aufgezeichnet. Die Kalibrierung der Meßfühler erfolgte jeweils vor Beginn der Meßkampagne über eine 2-Punkt-Kalibrierung bei 0 °C und 40 °C in einem Wasserbad. Die erfassten Temperaturdaten wurden auf ½-stündige Werte gemittelt.

Auf den Schirmhiebsflächen erfolgte die Temperaturerfassung mit einem Thermometer Hanna HI 92804 mit PT 100-Fühler (Hanna Instruments, Kehl am Rhein, Deutschland). Die Temperaturerfassung erfolgte ½-stündig über einen integrierten Datalogger. Die Kalibrierung des Temperaturfühlers erfolgte jeweils vor den Meßkampagnen über eine 4-Punkt-Kalibrierung bei 0 °C, 5 °C, 10 °C und 20 °C im Wasserbad.

Während der drei einwöchigen Meßkampagnen im Jahr 2001 wurden vier Temperaturerfassungssysteme benötigt, da die Kontroll- und Schirmhiebsflächen beider Hänge gleichzeitig beprobt wurden. Während dieser Meßkampagnen wurde jeweils in den Böden der Schirmhiebs- und der Kontrollfläche des SW-Hanges mit zwei der oben beschriebenen Hanna HI 92804 Thermometer gemessen. Für den NO-Hang stellte das Meteorologische Institut der Universität Freiburg die entsprechenden Bodentemperaturdaten zur Verfügung.

2.2.5.2 Bodenfeuchte

Die Bodenfeuchte wurde gravimetrisch bestimmt. Hierfür wurden Bodenproben von jeweils 50-100 g in eine Kristallisierschale eingewogen und im Trockenschrank bei 105 °C über 24 h bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Anschließend wurde die Probe erneut gewogen. Der gravimetrische Wassergehalt in Gew.-% errechnete sich nach Gleichung G 21.

$$BF = \frac{(BFG - BTG)}{BFG} \times 100 \quad \text{G 21}$$

BF:	Bodenfeuchte [%]
BFG:	Bodenfrischgewicht [g]
BTG:	Bodentrockengewicht [g]

2.2.5.3 pH-Wert

Für die Bestimmung des pH-Wertes in den Bodenproben wurde 10 g feldfrischer Boden in 50 ml 0,01 M CaCl₂ (Merck Eurolab, Darmstadt, Deutschland) extrahiert und für 15 min bei 200 U min⁻¹ geschüttelt. Anschließend erfolgte die Messung der Suspension mit einem pH-Meter PH 320 mit Einstabmeßkette (WTW, Weilheim, Deutschland).

2.2.5.4 Ammonium- und Nitratkonzentration

Ionenchromatographische Bestimmung

Zur ionenchromatographischen Bestimmung der Ammonium- und Nitratkonzentration aus den Bodenproben wurden die gefrorenen Bodenproben aufgetaut und je 5 g der Proben in 250 ml Zentrifugenbecher (GSA, Beckmann Instruments, Palo Alto, USA) eingewogen. Nach Zugabe von 50 ml 0.01 N KAl(SO₄)₂ wurden die Becher 20 min bei 200 U min⁻¹ auf einem Rotationsschüttler G 24 (New Brunswick, Adison, USA) geschüttelt. Anschließend erfolgten zwei Zentrifugationsschritte von 15 min bei 10000 U min⁻¹ und 15 min bei 15000 U min⁻¹ (Centrifuge J2-21; Beckmann Instruments, Palo Alto, USA). Danach wurde der Überstand mittels einer Einwegspritze durch zwei Spritzenvorsatzfilter mit den Porengrößen 5 µm und 0,2 µm (Sartorius, Göttingen, Deutschland) in ein 10 ml PE-Laborröhrchen (Sarstedt, Nürnberg, Deutschland) überführt und bis zur ionenchromatographischen Analyse bei -20 °C eingefroren. Die Bestimmung der Ammonium- und Nitratkonzentration der Suspension erfolgte an einem Ionenchromatograph Dionex DX 500 (Dionex, Sunnyville, USA), dem die Proben über einen vorgeschalteten Autosampler zugeführt wurden. Die Kalibrierung des Gerätes erfolgte über eine Eichreihe, die mit definierten NH₄⁺- und NO₃⁻-Lösungen zwischen 10 und 200 µmol l⁻¹ den benötigten Meßbereich vollständig abdeckten. Die Umrechnung der Konzentrationsangaben von µmol l⁻¹ in µg g⁻¹ BTG erfolgte nach Gleichung G 22.

$$G_{NH_4^+/NO_3^-} = \frac{[NH_4^+ / NO_3^-]}{BTG} \times V \times MG_{NH_4^+/NO_3^-} \quad G 22$$

BTG:	Bodentrockengewicht [g]
G _{NH₄⁺/NO₃⁻} :	NH ₄ ⁺ bzw. NO ₃ ⁻ -Gehalt [µg N g ⁻¹ BTG]
[NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻]:	NH ₄ ⁺ bzw. NO ₃ ⁻ -Konzentration in der Suspension [µmol l ⁻¹]
MG _{NH₄⁺-N} :	Molekulargewicht NH ₄ ⁺ -N [14 g mol ⁻¹]
MG _{NO₃⁻-N} :	Molekulargewicht NO ₃ ⁻ -N [14 g mol ⁻¹]
V:	Volumen der Suspension [l]

Die so berechneten NH₄⁺- und NO₃⁻-Konzentrationen fanden in der Berechnung der Netto-Ammonifikations- bzw. -Nitrifikationsraten Verwendung.

Colorimetrische Bestimmung

Zur Bestimmung der Ammonium- und Nitratkonzentration in 1 M KCl-Lösung mußte die ionenchromatographische Meßmethode verworfen werden, da die lösungsbedingt hohe Anreicherung an K^+ -Ionen die Detektion von NH_4^+ im Ionenchromatogramm völlig überdeckte. Daher wurden diese Proben sofort nach der Filtration bei $-20\text{ }^\circ\text{C}$ eingefroren, in gefrorenem Zustand an das Landwirtschaftliche Labor Dr. Janssen GmbH in Gillersheim (Deutschland) versandt und dort an einem „automated segmented flow analyser“ (Skalar, Breda, Niederlande) die NH_4^+ - und NO_3^- -Konzentrationen colorimetrisch bestimmt. Die Proben wurden dem Analysesystem über einen Autosampler mit einem Fassungsvermögen von 270 Proben zugeführt. Die Bestimmung des in der Lösung enthaltenen Ammoniums erfolgte über eine modifizierte Berthelot-Reaktion (Krom, 1980), wobei NH_4^+ zu Monochloramin chloriert wird, das wiederum mit Salicylat zu 5-Aminosalicylat reagiert. Nach Oxidation bildet sich ein grüner Komplex, der bei 660 nm photometrisch detektiert werden kann.

Die Bestimmung des Nitratgehaltes basierte auf der Hydrazine-Reduktions-Methode nach Kamphake et al. (1967). NO_3^- wird mit Hydraziniumsulfat zu Nitrit reduziert. Unter Zugabe von Sulfanilamid bildet sich ein Diazoniumsalz, welches mit einem Amin (α -Naphthyl-Ethyldiamin-Dihydrochlorid) einen Azofarbstoff bildet, der sich mit hoher Sensitivität bei einer Wellenlänge von 540 nm photometrisch nachweisen läßt (Shinn et al., 1941). Die Kalibrierung des Systems erfolgte über die Messung von Standards mit definierten Ammonium- und Nitratkonzentrationen zwischen 0,25 und 5 mg N l⁻¹, die entsprechend der Proben in 1 M KCl-Lösung angesetzt wurden. Proben, die außerhalb der Eichreihe lagen, wurden verdünnt und erneut gemessen. Nach jeder 10. Probe wurde ein Standard gemessen, der der Berechnung eines eventuellen Basisliniendrifts diene.

2.2.5.5 Kontrolle der Sterilität von autoklavierten Bodenproben

Für die Kontrolle auf Sterilität der autoklavierten Bodenproben wurde ein Kaliumphosphat-Puffer (1 mM, pH 7,4) nach Sambrook et al. (1989) angesetzt.

Stammlösung 1:	K_2HPO_4 (1 M)	80,2 ml
Stammlösung 2:	KH_2PO_4 (1 M)	19,8 ml
	$H_2O_{\text{dest.}}$	900,0 ml

Die 0,1 M Kaliumphosphat-Pufferlösung wurde auf 1 mM herunterverdünnt. Zur Anzucht möglicher Bakterien wurde Glucose-Hefeextrakt-Medium nach Atlas und Parks (1993) mit folgender Zusammensetzung verwendet:

Agar	15 g	
Glucose	5 g	27,7 mM
Fleischextrakt	5 g	
Pepton	5 g	
Hefeextrakt	5 g	
H ₂ O _{dest.}	ad	1000 ml

Der pH-Wert wurde auf pH 6,5 eingestellt. Sowohl der Puffer als auch das Medium wurde vor Verwendung 20 min bei 120 °C im Autoklav sterilisiert.

In einem Becherglas wurde 1 g Boden aus der zu testenden Probe in 10 ml Kaliumphosphat-Puffer suspendiert und nach 20 min Wartezeit jeweils 50 µl der Suspension in drei Einwegpetrischalen (Greiner Labortechnik, Frickenhausen, Deutschland) auf dem Glucose-Hefeextrakt-Medium ausplattiert. Die Petrischalen wurden zum Schutz vor dem Austrocknen mit Parafilm verschlossen und für mindestens vier Tage im Brutraum bei 28 °C im Dunkeln inkubiert. Nach einer ersten Kontrolle der Platten auf vorhandene Bakterienkulturen wurden die Platten weitere drei Tage inkubiert und erneut auf einen Bewuchs mit Bakterien untersucht. Bei fehlendem Bewuchs der Platten wurde eine Kontamination der autoklavierten Bodenproben ausgeschlossen. Als Positivkontrolle wurde 1 g unbehandelter Boden auf oben genannte Weise aufbereitet und ebenfalls auf Glucose-Hefeextrakt-Agarplatten ausgestrichen.

2.3 Statistik

Die statistische Auswertung der Versuche erfolgte mit den Software Programmen SPSS 8.0 und Sigma Plot 2000 (beide: SPSS Inc., Chicago, USA). Die im Freiland erzielten Ergebnisse wurden nach Hang (SW/NO) und Bewirtschaftungsvariante (Kontrolle/starker Schirmhieb) sowie nach Meßkampagne gruppiert. Diese Gruppen wurden jeweils zunächst visuell und falls nötig, mit dem Kolmogoroff-Smirnov-Test ($p < 0,05$) auf Normalverteilung getestet (Brosius, 1998). Je nach Verteilungsform wurde das weitere statistische Vorgehen entschieden.

Konnte eine Normalverteilung bestätigt werden, wurden aus der Datenmenge die Mittelwerte und der Standardfehler (SE) berechnet. Die NH_4^+ - und die NO_3^- -Immobilisierung wurden zur mikrobiellen Immobilisierung zusammengefaßt. Der Mittlere Fehler ergab sich aus den

Standardfehlern beider Datensätze jeweils einer Fläche (z.B. SW_K) nach Gleichung G 23 (Kreyszig, 1985).

$$s = \sqrt{\frac{MW_{NH_4^+}^2 \times SE_{NH_4^+}^2}{(MW_{NH_4^+} + MW_{NO_3^-})^2} + \frac{MW_{NO_3^-}^2 \times SE_{NO_3^-}^2}{(MW_{NH_4^+} + MW_{NO_3^-})^2}} \quad \text{G 23}$$

$MW_{NH_4^+}$:	Mittelwert der NH_4^+ -Immobilisierung einer Fläche
$MW_{NO_3^-}$:	Mittelwert der NO_3^- -Immobilisierung einer Fläche
s:	Mittlerer Fehler
$SE_{NH_4^+}$:	Standardfehler der NH_4^+ -Immobilisierung einer Fläche
$SE_{NO_3^-}$:	Standardfehler der NO_3^- -Immobilisierung einer Fläche

Um signifikante Differenzen zwischen den einzelnen Datengruppen zu testen, kam für normalverteilte Datensätze eine einfaktorielle ANOVA zur Anwendung (Brosius, 1998). Als signifikant verschieden wurden Datensätze grundsätzlich dann angesehen, wenn $p \leq 0,05$ war.

Mußte eine Normalverteilung abgelehnt werden, wurde zum Vergleich zweier Datengruppen der U-Test von Mann-Whitney und zum Vergleich mehrerer Datengruppen der H-Test von Kruskal-Wallis herangezogen (Brosius, 1998). Beide Tests basieren auf Rangunterschieden in den zu vergleichenden Gruppen. Hier wurde jeweils das Medium angegeben.

Sowohl für die Kalibrierungen als auch zur Klärung von bestehenden Zusammenhängen zwischen Datenreihen wurden lineare Regressionen durchgeführt. Je nach Verteilungsform wurde entweder der Korrelationskoeffizient nach Pearson für normalverteilte oder der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman für nicht normalverteilte Datensätze verwendet (Brosius, 1998). In beiden Fällen wurde das Signifikanzniveau p und als Maß für die Güte der Anpassung das Bestimmtheitsmaß r^2 ausgewiesen. Einige Zusammenhänge ließen sich durch eine quadratische oder exponentielle Funktion beschreiben. Für diese Fälle wurde neben den oben genannten Parametern die Gleichungen angegeben.

3 Ergebnisse

Im Folgenden werden alle während der Meßkampagnen ermittelten Ergebnisse unter den Bezeichnungen

SW_K	Kontrolle auf dem SW-Hang
SW_S	starker Schirmhieb auf dem SW-Hang
NO_K	Kontrolle auf dem NO-Hang
NO_S	starker Schirmhieb auf dem NO-Hang

für die einzelnen Versuchsvarianten wiedergegeben. Die in diesem Kapitel dargestellten Daten repräsentieren somit die Mittelwerte von jeweils zwei Beprobungsflächen gleicher Behandlungsart auf einem Hang (Tabelle 2-2). Die einzige Ausnahme bilden die in Tabelle 3-2 dargestellten Bodentemperaturdaten, die nur jeweils auf einer Fläche der Versuchsvariante erfaßt werden konnten (Kapitel 2.2.5.1).

Um die Fülle der unter Freilandbedingungen gewonnenen Daten, insbesondere für die Brutto-Ammonifikationsraten und die Brutto-Nitrifikationsraten und die Gesamt-N-Immobilisierung, strukturiert darstellen zu können, wird im Folgenden stets nach der nachfolgend beschriebenen einheitlichen Einteilung vorgegangen.

Zuerst wird unter dem Aspekt „Einfluß der Jahreszeiten“ ein Bezug der jeweils ermittelten Brutto-N-Umsatzraten und des mikrobiellen Biomasse-N-Gehaltes zu den Jahreszeiten, in welchen die Messungen erfolgt sind, hergestellt.

Unter dem Begriff „Einfluß des Klimas“ werden zunächst die Ergebnisse beider Kontrollflächen mit dem Lokalklima warm-trocken für den SW-Hang bzw. kühl-feucht für den NO-Hang verglichen (SW_K-Flächen versus NO_K-Flächen). Anschließend erfolgt in analoger Weise der Vergleich für die Schirmhiebsflächen beider Hänge (SW_S-Flächen versus NO_S-Flächen).

Im weiteren Verlauf erfolgt unter dem Aspekt „Einfluß der Bewirtschaftung“ der Vergleich der auf den Kontrollflächen des SW-Hanges erzielten Ergebnisse mit den auf den Schirmhiebsflächen des gleichen Hanges ermittelten Werten (SW_K-Flächen versus SW_S-Flächen). In analoger Weise werden anschließend die Ergebnisse für den NO-Hang (NO_K-Flächen versus NO_S-Flächen) dargestellt.

Abschließend sind unter der Überschrift „Vergleich der Jahresmittelwerte“ in einer Tabelle die über die Versuchsjahre 1999 bis 2001 gemittelten Daten im Überblick aufgezeigt. Neben

der zeitlichen Entwicklung der N-Umsatzraten über die Versuchsjahre werden hier die wichtigsten Ergebnisse des gesamten Kapitels zusammenfassend beschrieben.

3.1 Bodenfeuchte

Parallel zu den Bestimmungen der Netto- und Brutto-N-Umsatzraten (Kapitel 2.2.1 und 2.2.2.3) sowie der mikrobiellen Biomasse (Kapitel 2.2.4) wurden die gravimetrischen Bodenwassergehalte ermittelt. Exemplarisch wurden für das Versuchsjahr 1999 die bestimmten Bodenwassergehalte monatsweise gemittelt und in Abbildung 3-1 dargestellt.

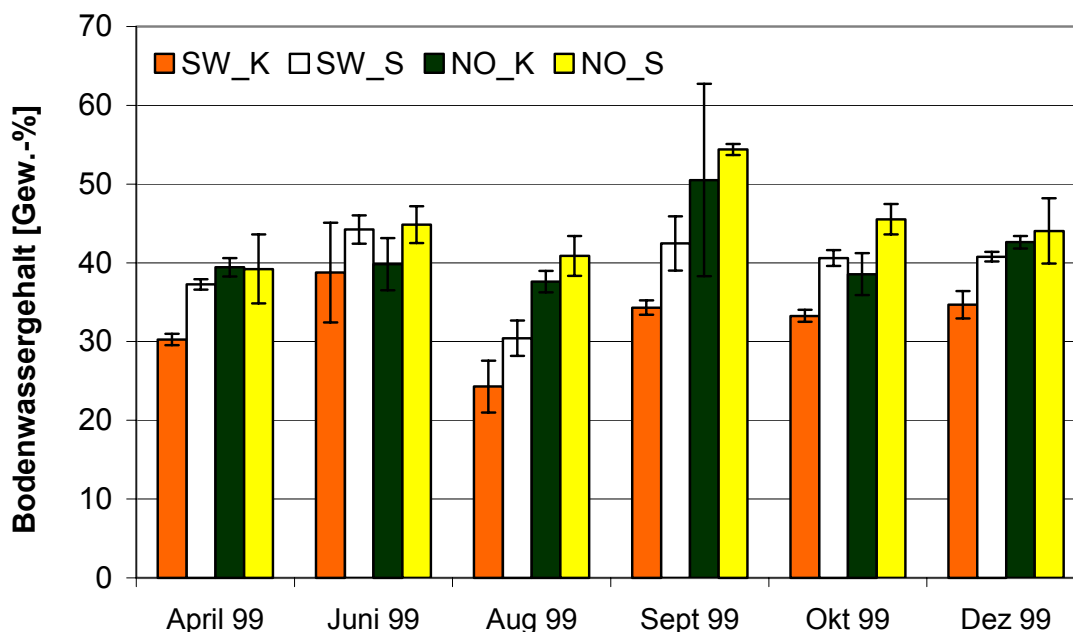


Abbildung 3-1: Monatsmittelwerte der gravimetrischen Bodenwassergehalte (\pm SE) des Ah-Horizontes (0-5 cm) in Gew.-% H₂O für das Jahr 1999.

Die Monatsmittelwerte der Bodenwassergehalte lagen für die Flächen des SW-Hanges mit Werten von 24,3-38,8 % Bodenwassergehalt auf den SW_K-Flächen und 30,4-44,2 % auf den SW_S-Flächen deutlich unter den in den Böden des NO-Hanges ermittelten Bodenwassergehalten von 37,6-50,5 % und von 39,2-54,4 % für die NO_K- bzw. NO_S-Flächen.

Auch im Bezug auf den jahreszeitlichen Verlauf zeigten die für den SW-Hang und für den NO-Hang bestimmten Bodenwassergehalte unterschiedliche Tendenzen. Für beide Bewirtschaftungsvarianten auf dem SW-Hang wurden im Jahr 1999 die höchsten Bodenwassergehalte im Juni beobachtet. Im August ergaben sich für die Flächen des SW-Hanges die niedrigsten Bodenwassergehalte ($p < 0,05$) und wiesen damit eindeutig auf eine Trockenphase im Sommer hin. Im Gegensatz dazu ließ sich in den Böden der beiden Bewirtschaftungsvarianten des NO-Hanges anhand der bestimmten Bodenwassergehalte keine deutliche Sommer-

trockenheit beobachten. Im September stiegen jedoch die Bodenwassergehalte sowohl in den Böden der NO_K-Flächen als auch in denen der NO_S-Flächen nach Regenfällen von $37,6 \pm 1,4$ % bzw. $40, \pm 2,5$ % Bodenwassergehalt auf jeweils über 50 % an und lagen damit signifikant über den ermittelten Werten von August und Oktober ($p < 0,05$). Die Flächen des SW-Hanges zeigten dagegen keine signifikant höheren Bodenwassergehalte nach den Regenfällen.

Über das gesamte Untersuchungsjahr 1999 betrachtet, lagen die für die Schirmhiebsflächen beider Hänge ermittelten Bodenwassergehalte über den in den Böden der jeweiligen Kontrollflächen bestimmten Werten. Dies gilt auch für die Jahresmittelwerte, die für die einzelnen Versuchsvarianten in Tabelle 3-1 zusammengefaßt sind.

Tabelle 3-1: Jahresmittelwerte sowie Gesamtmittelwert der Jahre 1999-2001 der Bodenwassergehalte der einzelnen Behandlungsvarianten in Gew.-% H₂O (\pm SE). Verschiedene Indizes ^{ab} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der Bewirtschaftungsvarianten eines Hanges. Verschiedene Indizes ^{AB} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der beiden Hänge ($p < 0,05$). Mit * gekennzeichnete Werte zeigten außerdem signifikante Unterschiede zum Vorjahr ($p < 0,01$).

	SW_K	SW_S	NO_K	NO_S
1999	$34,62 \pm 0,92^{aA}$	$38,98 \pm 0,85^{bA}$	$39,65 \pm 0,71^{aB}$	$45,64 \pm 0,89^{bB}$
2000	$39,62 \pm 0,64^{aA*}$	$38,54 \pm 0,44^{bA}$	$38,34 \pm 0,84^{aA}$	$49,05 \pm 0,95^{bB}$
2001	$33,70 \pm 1,18^{aA*}$	$36,87 \pm 1,11^{bA}$	$34,65 \pm 1,06^{aB*}$	$42,52 \pm 0,80^{bB*}$
Geamt- mittelwert	$36,67 \pm 0,54^{aA}$	$38,30 \pm 0,42^{bA}$	$37,85 \pm 0,56^{aA}$	$46,70 \pm 0,61^{bB}$

Einfluß des Klimas

Beim Vergleich der Bodenwassergehalte der Kontrollflächen zeigten die Flächen des SW-Hanges mit $34,6 \pm 0,9$ und $33,7 \pm 1,2$ % Bodenwassergehalt für die Versuchsjahre 1999 und 2001 signifikant niedrigere Bodenwassergehalte als die Kontrollflächen des NO-Hanges mit $39,7 \pm 0,7$ bzw. $34,7 \pm 1,1$ % Bodenwassergehalt ($p < 0,05$). Im Jahr 2000 lag der Jahresmittelwert der SW_K-Flächen mit $39,6 \pm 0,6$ % Bodenwassergehalt geringfügig über dem der NO_K-Flächen mit $38,3 \pm 0,8$ % Bodenfeuchte. Im Mittel der drei Versuchsjahre war in den Böden der SW_K-Flächen mit $36,7 \pm 0,5$ bzw. $37,9 \pm 0,6$ % Bodenwassergehalt nur eine tendenziell niedrigere Bodenfeuchte gegenüber den NO_K-Flächen zu beobachten ($p > 0,05$).

Die in den Böden der beiden Schirmhiebsflächen ermittelten Bodenwassergehalte ergaben im Vergleich zu den Kontrollflächen ein sehr klares Bild. Die Bodenwassergehalte der NO_S-

Flächen lagen für den gesamten Untersuchungszeitraum um 20-25 % über denen der SW_S-Flächen. Damit waren die Schirmhiebsflächen auf dem NO-Hang über den gesamten Versuchszeitraum mit einer durchschnittlichen Bodenfeuchte von $46,7 \pm 0,6$ % signifikant feuchter als die SW_S-Flächen mit $38,3 \pm 0,4$ % Bodenwassergehalt ($p < 0,001$).

Einfluß der Bewirtschaftung

Während sich für den SW-Hang in den Jahren 1999 und 2001 mit höheren Bodenwassergehalten in den Böden der Schirmhiebsflächen ($39,0 \pm 0,9$ % bzw. $36,9 \pm 1,1$ %) im Vergleich zu den Kontrollflächen mit $34,6 \pm 0,9$ % und $33,7 \pm 1,2$ % Bodenwassergehalt ein signifikanter positiver Bewirtschaftungseffekt zeigte ($p < 0,05$), wurden für das Jahr 2000 in den Böden der SW_K-Flächen mit $39,6 \pm 0,6$ % Bodenwassergehalt höhere Werte gemessen als für die SW_S-Flächen mit $38,5 \pm 0,4$ % Bodenwassergehalt.

Die Messungen über den gesamten Versuchszeitraum zeigten für den NO-Hang, daß die Bodenwassergehalte in den Böden der Schirmhiebsflächen mit $46,7 \pm 0,6$ % durchschnittlich 25 % höher lagen als in denen der Kontrollflächen mit $38,3 \pm 0,6$ % Bodenfeuchte ($p < 0,001$).

Vergleich der Jahresmittelwerte

Im Verlauf der Versuchsjahre 1999-2001 wurden die stärksten Schwankungen des Bodenwassergehaltes in den Böden der Kontrollflächen des SW-Hanges sowie in den Böden der Schirmhiebsflächen des NO-Hanges beobachtet (Tabelle 3-1). Am konstantesten waren die Mittelwerte der Bodenwassergehalte über die drei Untersuchungsjahre in den Böden der SW_S-Flächen mit Jahresmittelwerten zwischen $36,9 \pm 1,1$ % und maximal $39,0 \pm 0,9$ % Bodenwassergehalt.

Im Vergleich der Jahre 1999 und 2000 stiegen die Bodenwassergehalte in den Böden der SW_K-Flächen und der NO_S-Flächen an, wobei allerdings nur der Anstieg für die SW_K-Flächen signifikant war ($p < 0,05$). In den Böden der SW_S- und der NO_K-Flächen fielen die Bodenwassergehalte im Jahr 2000 gegenüber dem Jahr 1999 leicht, jedoch nicht signifikant ab. Das Jahr 2001 war jedoch im Vergleich zu den beiden Vorjahren insgesamt deutlich trockener. Die Mittelwerte der Bodenwassergehalte aller Flächen lagen für das Jahr 2001 niedriger als die Mittelwerte des Jahres 2000. Die Unterschiede waren mit Ausnahme der SW_S-Flächen für alle Flächen auf einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ signifikant.

Zusammenfassend zeigte sich für die Schirmhiebsflächen auf dem SW-Hang eine niedrigere durchschnittliche Bodenfeuchte als für die Schirmhiebsflächen des NO-Hang. In den Böden der Kontrollflächen wurde dieser Effekt der unterschiedlichen Lokalklimata nur für die Jahre 1999 und 2000 beobachtet. Die Durchführung der Schirmhiebsmaßnahme führte, über alle drei Versuchsjahre betrachtet, auf beiden Hängen zu einer Erhöhung der Bodenwassergehalte. Für die NO_S-Flächen ergaben sich mit $46,7 \pm 0,6$ % Bodenwassergehalt im Mittel aller drei Versuchsjahre durchschnittlich um 25 % höhere Bodenwassergehalte als für alle anderen Versuchsvarianten mit 36,7-38,3 % Bodenwassergehalt.

3.2 Bodentemperatur

Ab Juli 2000 wurden zeitgleich zur Inkubation der Proben zur Bestimmung der Brutto-Ammonifikations- und der Brutto-Nitrifikationsraten die Bodentemperaturen in 3-5 cm Tiefe erfaßt. Diese Messungen erfolgten im Jahr 2000 für jeweils eine Kontrollfläche der Hänge (SW 1.0 und NO 1.0) durch die automatische Bodentemperaturerfassung des IFU-Meßwagens und für jeweils eine Schirmhiebsfläche (SW 1.2 bzw. NO 2.2) mit Hilfe eines Thermometers mit integriertem Datalogger (Kapitel 2.2.5.1). Für die Meßkampagnen im Jahr 2001 stellte das Meteorologische Institut der Universität Freiburg die Daten für die beiden Flächen des NO-Hanges zur Verfügung (Holst, 2001). Abbildung 3-2 zeigt beispielhaft die diurnalen Schwankungen der Bodentemperaturen im Zeitraum 10.7.-12.7.2001 während der Sommermeßkampagne.

Die Amplitude der Temperaturen war in den Böden der Schirmhiebsfläche des SW-Hanges mit $\pm 4,9$ °C am größten und nahm in der Reihenfolge SW_K-Fläche ($\pm 4,2$ °C), NO_S-Fläche ($\pm 2,0$ °C), NO_K-Fläche ($\pm 1,4$ °C) ab. Die Bodentemperaturschwankungen während der Nachmittagsstunden auf dem SW-Hang im Vergleich zum NO-Hang sind auf die Verwendung verschiedener Temperaturerfassungsmethoden zurückzuführen. Im Gegensatz zu den vom Meteorologischen Institut der Universität Freiburg durchgeführten Messungen der Bodentemperatur auf dem NO-Hang, die alle 30 s durchgeführt und auf 30 min gemittelt wurden, erfolgte mit den auf dem SW-Hang eingesetzten Dataloggern jeweils alle 30 min eine Einzelmessung. Eine Zusammenfassung aller 48 h-Mittelwerte der Bodentemperaturen ist in Tabelle 3-2 wiedergegeben.

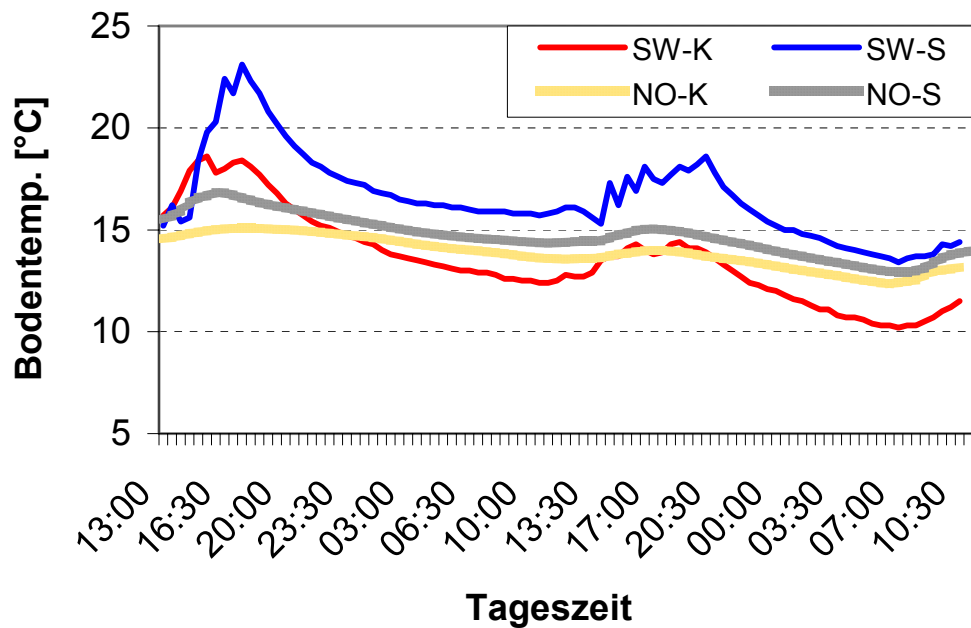


Abbildung 3-2: Diurnale Schwankungen der Bodentemperaturen in 3-5 cm Bodentiefe, aufgenommen in 30-minütigen Zeitintervallen von 10.-12.7.2001. Die Erfassung der Bodentemperaturen auf der NO_K- und der NO_S-Fläche erfolgte durch das Meteorologische Institut der Universität Freiburg (Holst, 2001).

Da nach Brosius (1998) die Standardabweichung (SD) ein besserer Indikator für die Amplitude von Schwankungen ist als der Standardfehler, wurden in Tabelle 3-2 und im nachfolgenden Text die mittleren Bodentemperaturen in Verbindung mit den Standardabweichungen (\pm SD) angegeben. Alle Mittelwerte der Bodentemperaturen sind sowohl zwischen den Hängen und den Bewirtschaftungsmaßnahmen als auch zwischen den einzelnen Meßkampagnen auf einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ verschieden.

Die 48 h-Mittelwerte der Bodentemperaturen lagen im Juli 2001 für die SW_S-Fläche mit $16,6 \pm 2,2$ °C deutlich über denen aller anderen Flächen (Tabelle 3-2). Auf der Schirmhiebsfläche des NO-Hanges war der Boden im gleichen Zeitraum mit $14,7 \pm 1,2$ °C durchschnittlich 2 °C kühler. Im Vergleich der beiden Kontrollflächen zeigten sich dagegen mit $13,6 \pm 2,1$ °C im Boden der SW_K-Fläche die geringfügig niedrigeren Bodentemperaturen als im Boden der NO_K-Fläche mit $13,9 \pm 0,8$ °C.

Der Vergleich zwischen den Bewirtschaftungsvarianten zeigte für fast alle Meßkampagnen sowohl auf dem SW- als auch auf dem NO-Hanges die höheren 48 h-Mittelwerte in den Böden der Schirmhiebsflächen im Vergleich zu den Kontrollflächen. Nur im Oktober 2000 wurden in den Böden des SW-Hanges mit $11,5 \pm 2,8$ °C gegenüber $12,3 \pm 0,2$ °C und in den

Böden des NO-Hanges mit $6,7 \pm 1,6$ °C gegenüber $10,5 \pm 0,6$ °C jeweils für die Schirmhiebsflächen die niedrigeren Bodentemperaturen gemessen.

Ein Vergleich der Hänge ist aufgrund der zeitversetzten Beprobungen im Jahr 2000 (Tabelle 3-2) nur für das Jahr 2001 möglich. Sowohl im Boden der Kontroll- als auch der Schirmhiebsfläche des SW-Hanges wurden mit einer Ausnahme im Juli 2001 höhere Bodentemperaturen ermittelt als in den Böden der entsprechenden Flächen des NO-Hanges. Die Messungen im Juli in den Böden der Kontrollflächen ergaben ein gegensätzliches Bild. Hier lag die mittlere Bodentemperatur mit $13,6 \pm 2,1$ °C im Boden der SW_K-Fläche geringfügig unter dem für die NO_K-Fläche errechneten Mittelwert von $13,9 \pm 0,8$ °C.

Tabelle 3-2: Mittelwerte der während jeweils 48 h erfaßten Bodentemperatur in 3-5 cm Tiefe in °C. Die Daten für das Jahr 2000 wurden zeitversetzt ermittelt, da der NO-Hang im Anschluß an den SW-Hang beprobt wurde. Die Standardabweichungen (\pm SD) geben die diurnalen Schwankungsbreiten der ermittelten Bodentemperaturen an. Alle Mittelwerte der Bodentemperaturen sind sowohl zwischen den Hängen und den Bewirtschaftungsmaßnahmen als auch zwischen den einzelnen Meßkampagnen signifikant verschieden ($p < 0,05$).

	Zeitraum	SW_K	SW_S	NO_K	NO_S
Juli 00	18.-20.7.	$11,0 \pm 0,6$	$11,6 \pm 4,7$		
	23.-25.7.			$9,5 \pm 0,6$	$11,7 \pm 1,7$
Oktober 00	26.-28.9.	$12,3 \pm 0,2$	$11,5 \pm 2,8$		
	1.-3.10.			$10,5 \pm 0,6$	$6,7 \pm 1,6$
April 01	17.-19.4.	$4,0 \pm 0,4^{*)}$	$4,8 \pm 0,4^{*)}$	$2,9 \pm 0,8^{*)}$	$4,0 \pm 1,2^{*)}$
Juli 01	10.7.-12.7.	$13,6 \pm 2,1$	$16,6 \pm 2,2$	$13,9 \pm 0,8^{*)}$	$14,7 \pm 1,2^{*)}$
Sept. 01	18.-20.9.	$8,6 \pm 0,3^{*)}$	$9,6 \pm 1,3$	$7,6 \pm 0,4^{*)}$	$8,7 \pm 0,4^{*)}$

^{*)}Erfassung durch das Meteorologische Institut der Universität Freiburg

Die diurnalen Schwankungen der Bodentemperaturen, dargestellt anhand der Standardabweichungen, waren in den Böden der Schirmhiebsflächen beider Hänge deutlich größer als in denen der jeweiligen Kontrollflächen. An den klaren Tagen und Nächten, wie sie während der Messungen im Juli 2000 auftraten, wurden im Boden der SW_S-Fläche Schwankungen des 48 h-Mittelwertes der Bodentemperatur von ± 7 °C beobachtet. Die Amplituden aller anderen Flächen und Meßkampagnen waren mit $\pm 1,5$ °C bis ± 4 °C deutlich kleiner.

Diese Ergebnisse zeigen deutlich, daß sich im Vergleich zu allen anderen Flächen im Boden der SW_S-Fläche durch die nach Südwesten exponierte Lage und die Verringerung der Überdachung durch die Baumkronen (s. Kapitel 2.1.2) die höchsten Absolutwerte und die größte Amplitude der Bodentemperaturen ergaben.

3.3 Ammonifikation

3.3.1 Freilanddaten

Zur Quantifizierung der Ammonifikation unter Freilandbedingungen wurden sowohl die Nettoraten mit Hilfe der „buried-bag“-Methode (Kapitel 2.2.1) als auch die Bruttoraten über die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique (Kapitel 2.2.2.3) bestimmt.

3.3.1.1 Netto-Ammonifikation

Die Ergebnisse der in den Jahren 1999 bis 2000 in den Böden der einzelnen Untersuchungsflächen bestimmten Netto-Ammonifikationsraten sind in Tabelle 3-3 zusammengefaßt. Die ermittelten Raten zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsvarianten. Dennoch konnten tendenzielle Unterschiede in der Höhe der Netto-Ammonifikationsraten beobachtet werden.

Tabelle 3-3: In den Jahren 1999 und 2000 mit der „buried-bag“-Methode nach Runge (1970) bestimmte Netto-Ammonifikationsraten (\pm SE) und Gesamtmittelwerte der einzelnen Versuchsvarianten in mg N kg^{-1} BTG d^{-1} .

	SW_K	SW_S	NO_K	NO_S
April 99	$-1,32 \pm 0,80$	$-1,20 \pm 0,79$	$-0,55 \pm 0,12$	$-0,92 \pm 0,05$
August 99	$-0,08 \pm 0,05$	$-0,08 \pm 0,04$	$-0,01 \pm 0,29$	$-0,65 \pm 0,27$
Oktober 99	$-0,11 \pm 0,06$	$-0,20 \pm 0,05$	$-0,44 \pm 0,19$	$-0,84 \pm 0,12$
April 00	$-0,05 \pm 0,07$	$-0,06 \pm 0,10$	$0,03 \pm 0,00$	$-0,01 \pm 0,01$
Juli 00	$0,12 \pm 0,03$	$0,11 \pm 0,03$	$0,18 \pm 0,11$	$0,04 \pm 0,04$
September 00	$-0,24 \pm 0,11$	$-0,17 \pm 0,16$	$-0,04 \pm 0,00$	$0,03 \pm 0,02$
Mittelwert	$-0,28 \pm 0,18$	$-0,25 \pm 0,18$	$-0,14 \pm 0,09$	$-0,39 \pm 0,13$

In den Böden aller Untersuchungsflächen wurden im Jahr 1999 mit Werten zwischen $-1,32$ und $-0,01 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} ausschließlich negative Netto-Ammonifikationsraten bestimmt. Diese Ergebnisse zeigen, daß zu den Untersuchungszeitpunkten des Jahres 1999 keine NH_4^+ -Netto-Nachlieferung in den Böden der Versuchsflächen stattfand.

Im Frühjahr 2000 wurden in den Böden der NO_K-Flächen erstmalig positive Netto-Ammonifikationsraten bestimmt und im Sommer 2000 lagen die Netto-Ammonifikationsraten aller Untersuchungsflächen mit Mittelwerten zwischen $0,04$ - $0,18 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} durchweg im positiven Bereich. Im Herbst 2000 wurden dagegen mit Ausnahme der NO_S-Flächen für alle Flächen wieder negative Netto-Ammonifikationsraten ermittelt.

Einfluß des Klimas

Der Einfluß des unterschiedlichen Lokalklimas auf die Höhe der Netto-Ammonifikationsraten zeigte eine jahreszeitliche Abhängigkeit. Im Frühjahr beider Versuchsjahre wurden sowohl in den Böden der SW_K-Flächen als auch in denen der SW_S-Flächen niedrigere Netto-Ammonifikationsraten gemessen als in den Böden der entsprechenden Flächen des NO-Hanges (Tabelle 3-3). Während der Sommermeßkampagnen beider Jahren wurden jedoch nur noch für die NO_K-Flächen höhere Raten beobachtet als für die SW_K-Flächen. Der Vergleich der Schirmhiebsflächen ergab für beide Sommermeßkampagnen in den Böden der SW_S-Flächen tendenziell höhere Netto-Ammonifikationsraten als in denen der NO_S-Flächen. Die Messungen im Herbst 1999 und 2000 zeigten hingegen einen entgegengesetzten Trend. Während im Jahr 1999 die Netto-Ammonifikationsraten beider Bewirtschaftungsvarianten des SW-Hanges tendenziell über den in den Böden des NO-Hanges gemessenen Raten lagen, wurden im Herbst 2000 sowohl für die NO_K-Flächen als auch für die NO_S-Flächen die höheren Werte bestimmt als in den Böden der entsprechenden Flächen des SW-Hanges.

Der Vergleich aller erfassten Netto-Ammonifikationsraten zeigte einen gegenläufigen Trend bezüglich der Schirmhiebsmaßnahmen. Während der Mittelwert aller in den Böden der SW_K-Flächen gemessenen Netto-Ammonifikationsraten mit $-0,28 \pm 0,18 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ unter dem für die NO_K-Flächen bestimmtem Wert von $-0,14 \pm 0,09 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ lag, waren die in den Böden der SW_S-Flächen bestimmten mittleren Netto-Ammonifikationsraten mit $-0,25 \pm 0,18 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Vergleich zu den in den Böden der NO_S-Flächen beobachteten Werten $-0,39 \pm 0,13 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ tendenziell höher.

Einfluß der Bewirtschaftung

Die im Frühjahr und Sommer in beiden Versuchsjahren für die SW_K-Flächen bestimmten Netto-Ammonifikationsraten unterschieden sich nicht signifikant von den in den Böden der SW_S-Flächen gemessenen Raten. Im Herbst 1999 lagen die Netto-Ammonifikationsraten in den Böden der SW_K-Flächen mit $-0,11 \pm 0,06 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ tendenziell über denen der SW_S-Flächen mit $-0,20 \pm 0,05 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Während der Herbstmeßkampagne 2000 wiesen die Böden der Schirmhiebsflächen mit $-0,17 \pm 0,16 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ die höheren Netto-Ammonifikationsraten auf als die Böden der Kontrollflächen mit $-0,24 \pm 0,11 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Über den gesamten Beobachtungszeitraum 1999-2000

betrachtet, konnte in den Böden des SW-Hanges kein signifikanter Effekt der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Netto-Ammonifikationsraten beobachtet werden (Tabelle 3-3).

Deutlich klarer zeigte sich der Einfluß der Schirmhiebsmaßnahme auf die Netto-Ammonifikationsraten in den Böden des NO-Hanges. Die von Frühjahr 1999 bis Sommer 2000 bestimmten Netto-Ammonifikationsraten lagen durchweg in den Böden der NO_K-Flächen deutlich, wenn auch nicht signifikant, höher als für die NO_S-Flächen. Nur während der Herbstmeßkampagne 2000 wurden für die Kontrollflächen des NO-Hanges niedrigere Netto-Ammonifikationsraten beobachtet als für die Schirmhiebsflächen. Dennoch lagen die Netto-Ammonifikationsraten im Mittel über die beiden Versuchsjahre in den Böden der NO_S-Flächen mit $-0,39 \pm 0,13 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ wesentlich niedriger als in denen der NO_K-Flächen mit $-0,14 \pm 0,09 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$.

Vergleich der Jahresmittelwerte

Insgesamt ergab sich ein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsjahren 1999 und 2000. Der Mittelwert der in den Böden aller Flächen im Jahr 1999 erfassten Netto-Ammonifikationsraten lag mit $-0,54 \pm 0,12 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ weit unter dem Mittelwert von $-0,01 \pm 0,03 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ der im Jahr 2000 bestimmten Raten ($p < 0,001$).

Zusammenfassend betrachtet, stellte sich der Einfluß der verschiedenen Lokalklimata für die beiden Bewirtschaftungsvarianten unterschiedlich dar. Der Vergleich der Kontrollflächen ergab, daß die Böden des SW-Hanges im Vergleich zu den Böden des NO-Hanges niedrigere Netto-Ammonifikationsraten zeigten, wohingegen in den Böden der SW_S-Flächen höhere Raten bestimmt wurden als in den Böden der NO_S-Flächen.

Die Schirmhiebsmaßnahme hatte, über die beiden Versuchsjahre betrachtet, auf dem SW-Hang keinen nachweisbaren Einfluß auf die Höhe der Netto-Ammonifikationsraten. Im Gegensatz dazu konnte ein in der Tendenz negativer Effekt der Schirmhiebsmaßnahme auf die Höhe der Netto-Ammonifikationsraten für den NO-Hang gezeigt werden.

3.3.1.2 Brutto-Ammonifikation

Die Brutto-Ammonifikationsraten wurden jeweils während der Meßkampagnen mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique ermittelt (Kapitel 2.2.2.3). Die Inkubation der Proben (insgesamt 48 h) erfolgte direkt auf den Untersuchungsflächen. In Abbildung 3-3 sind die Ergebnisse für die Versuchsjahre 1999 bis 2001 dargestellt. Die höchsten innerhalb des Untersuchungszeitraumes ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten wurden für alle Flächen

im Oktober 1999 bestimmt und lagen zwischen $16,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in den Böden der SW_K-Flächen und $6,7 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in denen der SW_S-Flächen. Die jeweils niedrigsten Raten wurden für die SW_K- und die NO_K-Flächen mit $0,3$ und $0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im April 2001 gemessen. Für beide Flächen wurden mit $4,0 \text{ °C}$ (SW_K) und $2,9 \text{ °C}$ (NO_K) gleichzeitig die jeweils niedrigsten Bodentemperaturen des gesamten Untersuchungszeitraumes ermittelt (Tabelle 3-2). Für die beiden Schirmhiebsflächen ergaben sich die niedrigsten Brutto-Ammonifikationsraten mit $0,3$ bzw. $1,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in den Böden der SW_S- und der NO_S-Flächen jeweils im Oktober 2000. Ein direkter Zusammenhang zur parallel bestimmten Bodentemperatur ergab sich für die Schirmhiebsflächen nicht.

Einfluß der Jahreszeiten

Jahr 1999. Die höchsten Brutto-Ammonifikationsraten wurden für alle Flächen im Oktober beobachtet, wobei der Unterschied zu den Meßkampagnen im April und Juli nur auf den NO_S-Flächen nicht signifikant war (Abbildung 3-3 oben). Im jahreszeitlichen Verlauf zeigten die Böden der SW_S-Flächen mit $2,3 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ und die Böden der NO_K-Flächen mit $4,5 \pm 1,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ jeweils im Sommer die niedrigsten Raten ($p < 0,05$). Im Gegensatz dazu nahmen die Brutto-Ammonifikationsraten in den Böden der SW_K-Flächen und der NO_S-Flächen im Jahresverlauf kontinuierlich zu, wobei sich die einzelnen Werte nicht signifikant unterschieden.

Jahr 2000. Für die Flächen des SW-Hanges ergaben sich jeweils im Frühjahr die höchsten Brutto-Ammonifikationsraten, wobei die für die SW_S-Flächen ermittelten Ergebnisse der Frühjahrs- und der Sommermeßkampagne mit $6,0 \pm 0,5$ und $5,5 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ keine signifikanten Unterschiede ergaben (Abbildung 3-3 Mitte). In den Böden der SW_K-Flächen waren die im August bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten mit $6,8 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ dagegen hochsignifikant niedriger als die im Frühjahr ermittelten Raten mit $11,1 \pm 0,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,001$). Sowohl für die Kontrollflächen als auch für die Schirmhiebsflächen des NO-Hanges ergaben sich im August mit $3,3 \pm 0,4$ und $12,4 \pm 0,7 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ höhere Brutto-Ammonifikationsraten als im April mit $3,2 \pm 0,3$ bzw. $4,0 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wobei jedoch nur der Unterschied für die Schirmhiebsflächen signifikant war ($p < 0,001$). Im Gegensatz zum Vorjahr wurden während der Herbstmeßkampagne 2000 für alle Flächen die signifikant niedrigsten Brutto-Ammonifikationsraten nachgewiesen ($p < 0,01$).

Jahr 2001. In den Böden beider Kontrollflächen wurden im Jahr 2001 die niedrigsten Brutto-Ammonifikationsraten im Frühjahr und die höchsten im Sommer bestimmt (Abbildung 3-3 unten). Im Gegensatz dazu wurden die höchsten Raten in den Böden der Schirmhiebsflächen beider Hänge im September gemessen. Während die Brutto-Ammonifikationsraten in den Böden der SW_S-Flächen im Laufe des Versuchsjahres kontinuierlich anstiegen, wurden für die NO_S-Flächen im Juli mit $2,1 \pm 0,7 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ die niedrigsten Raten beobachtet. Keiner der beobachteten Unterschiede zwischen den einzelnen Meßkampagnen war jedoch statistisch signifikant.

Ein einheitlicher Einfluß der Jahreszeiten auf die Höhe der Brutto-Ammonifikationsraten konnte über den gesamten dreijährigen Versuchszeitraum für keine der Untersuchungsvarianten beobachtet werden (Abbildung 3-3).

Einfluß des Klimas auf den Kontrollflächen

Jahr 1999. Die Brutto-Ammonifikationsraten unterlagen im Jahr 1999 sehr starken Schwankungen zwischen den Raten der Parallelansätze der einzelnen Flächen (Fehlerbalken in Abbildung 3-3 oben). Dennoch zeichneten sich einige Trends ab. Die in den Böden der SW_K-Flächen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten waren im April mit $4,2 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ tendenziell niedriger als die der NO_K-Flächen mit $6,9 \pm 0,6 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Im Gegensatz dazu wurden im August und Oktober mit $7,8 \pm 1,2$ und $16,1 \pm 5,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in den Böden der SW_K-Flächen deutlich, aber nicht signifikant, höhere Brutto-Ammonifikationsraten beobachtet als in den Böden der NO_K-Flächen mit $4,5 \pm 1,9$ bzw. $9,7 \pm 2,6 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$.

Jahr 2000. Die im Frühjahr und Sommer 2000 in den Böden der SW_K-Flächen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten waren mit $11,1 \pm 0,9$ und $6,8 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ signifikant höher als die für die NO_K-Flächen ermittelten Werte von $3,2 \pm 0,4$ und $3,4 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (Abbildung 3-3 Mitte). Im Oktober dagegen übertraf der Mittelwert der bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten für die NO_K-Flächen mit $1,0 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ geringfügig, aber signifikant, den Mittelwert der in den Böden der SW_K-Flächen ermittelten Raten von $1,2 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,05$).

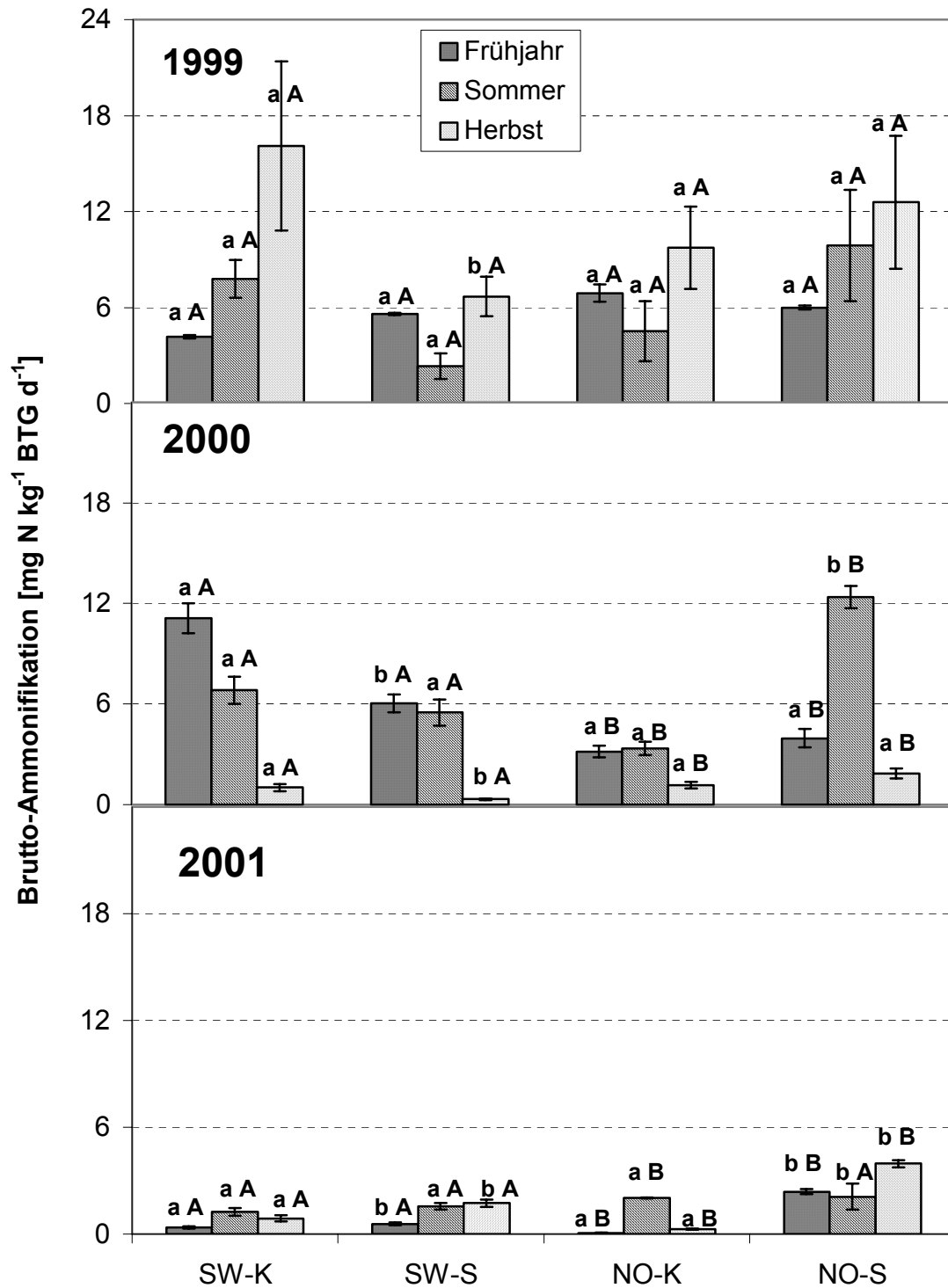


Abbildung 3-3: Brutto-Ammonifikationsraten in $\text{mg N kg}^{-1} \text{BTG d}^{-1}$, bestimmt während der Meßkampagnen 1999-2001 mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique. Die Fehlerbalken entsprechen \pm SE. Verschiedene Indizes ^{ab} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten eines Hanges. Verschiedene Indizes ^{AB} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Hängen.

Jahr 2001. Im Jahr 2001 zeigte der Vergleich der Kontrollflächen für alle Meßkampagnen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$). Im April wurden mit $0,3 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die SW_K-Flächen deutlich höhere Brutto-Ammonifikationsraten ermittelt als für die NO_K-Flächen mit $0,1 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wobei die Raten der Böden beider Flächen im Vergleich zum Vorjahr sehr niedrig waren (Abbildung 3-3 Mitte und unten). Die im Juli ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten lagen dagegen in den Böden der NO_K-Flächen mit $2,0 \pm 0,0$ zu $1,0 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ höher als in den Böden der SW_K-Flächen, woraufhin im Herbst 2001 die SW_K-Flächen mit $0,9 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ wieder die höheren Brutto-Ammonifikationsraten zeigten als die Böden der NO_K-Flächen mit $0,2 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$.

Einfluß des Klimas auf den Schirmhiebsflächen

Jahr 1999. Entsprechend dem Vergleich der Kontrollflächen ergaben sich auch bei der Betrachtung der Schirmhiebsflächen beider Hänge aufgrund der großen Streuung der Brutto-Ammonifikationsraten innerhalb der Parallelansätze im Versuchsjahr 1999 keine signifikanten Unterschiede (Abbildung 3-3 oben). Der Vergleich der im Frühjahr für die Schirmhiebsflächen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten zeigte mit Werten von $5,6 \pm 0,1$ und $6,0 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ nur geringfügig höhere Raten in den Böden der SW_S-Flächen im Vergleich zu denen der NO_S-Flächen. Sowohl im Sommer als auch im Herbst wurden für die NO_S-Flächen mit $9,9 \pm 3,5$ bzw. $12,6 \pm 4,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ höhere Brutto-Ammonifikationsraten ermittelt als für die SW_S-Flächen mit $2,3 \pm 0,8$ und $6,7 \pm 1,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,05$).

Jahr 2000. Im Versuchsjahr 2000 zeigten sich für alle Meßkampagnen signifikante Unterschiede zwischen den in den Böden der SW_S- und der NO_S-Flächen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten. Während jedoch im April die für die SW_S-Flächen ermittelten Raten mit $6,0 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ über den für die NO_S-Flächen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten mit $4,0 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ lagen, ergab sich für die Brutto-Ammonifikationsraten der Monate Juli und Oktober ein entgegengesetztes Bild (Abbildung 3-3 Mitte). Mit $5,5 \pm 0,8$ zu $12,4 \pm 0,7 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Sommer und $0,3 \pm 0,1$ zu $1,9 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Herbst ergaben sich für die SW_S-Flächen deutlich niedrigere Raten als für die NO_S-Flächen.

Jahr 2001. Die im April und September 2001 in den Böden der SW_S-Flächen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten von $0,6 \pm 0,1$ und $1,6 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ zeigten gegenüber den NO_S-Flächen mit $2,4 \pm 0,2$ bzw. $3,9 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die entsprechenden Jahreszeiten signifikant niedrigere Werte ($p < 0,05$). Damit lagen im Gegensatz zu den Beobachtungen des Jahres 2000 jeweils die im April bestimmten Raten unter den während der Herbstmeßkampagne ermittelten Werten. Auch im Sommer wurden für die SW_S-Flächen mit $1,6 \pm 0,2$ gegenüber $2,1 \pm 0,7$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ niedrigere Brutto-Ammonifikationsraten als für die NO_S-Flächen ermittelt (Abbildung 3-3 unten). Dieser Unterschied erwies sich jedoch als nicht signifikant.

Einfluß der Bewirtschaftung auf dem SW-Hang

Jahr 1999. Im Versuchsjahr 1999 lag der Mittelwert der im April in den Böden der SW_K-Flächen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten mit $4,2 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ niedriger als die in den Böden der SW_S-Flächen gemessenen Raten von $5,6 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (Abbildung 3-3 oben). Für den Sommer und den Herbst ergab sich dagegen ein negativer Bewirtschaftungseffekt bezüglich der Brutto-Ammonifikationsraten. Die in den Böden der SW_K-Flächen ermittelten Raten waren mit $7,8 \pm 1,2$ und $16,1 \pm 5,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ mehr als doppelt so hoch wie die der Böden der SW_S-Flächen mit $2,3 \pm 0,8$ und $6,7 \pm 1,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹, wobei allerdings nur der Unterschied zwischen den im Sommer bestimmten Raten signifikant war ($p < 0,05$).

Jahr 2000. Im Versuchsjahr 2000 ergab sich für alle Meßkampagnen ein negativer Bewirtschaftungseffekt auf die Höhe der Brutto-Ammonifikationsraten (Abbildung 3-3 Mitte). Während für April und Oktober in den Böden der SW_K-Flächen mit $11,1 \pm 0,9$ und $1,0 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ eine Verdoppelung der Brutto-Ammonifikationsraten gegenüber den in den Böden der Kontrollflächen bestimmten Raten von $6,0 \pm 0,5$ bzw. $0,3 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ beobachtet werden konnte ($p < 0,05$), unterschieden sich die im Sommer gemessenen Werte nicht signifikant.

Jahr 2001. Im Versuchsjahr 2001 zeigte sich im Vergleich zu den Messungen im Jahr 2000 ein entgegengesetztes Bild. Die Brutto-Ammonifikationsraten lagen für alle drei Meßkampagnen in den Böden der SW_K-Flächen mit $0,3 \pm 0,1$, $1,0 \pm 0,2$ und $0,9 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für April, Juli und September niedriger als in den Böden der SW_S-Flächen mit $0,6 \pm 0,1$, $1,6 \pm 0,2$ und $1,6 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (Abbildung 3-3

unten). Wiederum erwiesen sich, wie im Versuchsjahr 2000, jeweils die im April und September ermittelten Werte als signifikant verschieden ($p < 0,05$).

Einfluß der Bewirtschaftung auf dem NO-Hang

Jahr 1999. Während im April 1999 in der Tendenz in den Böden der NO_S-Flächen niedrigere Brutto-Ammonifikationsraten beobachtet wurden als in denen der NO_K-Flächen, wurden für August und Oktober 1999 mit $4,5 \pm 1,9$ und $9,7 \pm 2,6$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ gegenüber $9,9 \pm 3,5$ bzw. $12,6 \pm 4,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die NO_S-Flächen deutlich höhere Raten ermittelt als für die NO_K-Flächen (Abbildung 3-3 oben). Die im Jahr 1999 beobachteten Unterschiede zwischen den Brutto-Ammonifikationsraten beider Bewirtschaftungsvarianten waren jedoch zu keinem Bestimmungszeitpunkt signifikant verschieden.

Jahr 2000. Für das Versuchsjahr 2000 waren für alle drei Meßkampagnen die mittleren Brutto-Ammonifikationsraten in den Böden der Schirmhiebsflächen höher als in den Böden der Kontrollflächen (Abbildung 3-3 Mitte). Am auffälligsten, und als einziger signifikant, war der Unterschied zwischen den im Sommer in den Böden der NO_K-Flächen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten mit einem Mittelwert von $3,4 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ und den für die NO_S-Flächen ermittelten Werte von $12,4 \pm 0,7$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹.

Jahr 2001. Der positive im Jahr 2000 beobachtete Bewirtschaftungseffekt bezüglich der Brutto-Ammonifikationsraten setzte sich auch im dritten Versuchsjahr 2001 fort (Abbildung 3-3 unten), wobei der Unterschied zwischen den im Sommer bestimmten Werten von $2,0 \pm 0,0$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ auf den NO_K-Flächen gegenüber $2,1 \pm 0,7$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ auf den NO_S-Flächen als einzige statistisch nicht signifikant war.

Vergleich der Jahresmittelwerte

Der *Vergleich der Kontrollflächen* beider Hänge zeigte im Jahresmittel für die Untersuchungsjahre 1999 und 2000 für die Böden der SW_K-Flächen um den Faktor 1,8 (1999) und 2,7 (2000) höhere Brutto-Ammonifikationsraten als für die Böden der NO_K-Flächen (Tabelle 3-4). Im Jahr 2001 ergab sich dagegen mit Werten von $0,7 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die SW_K-Flächen und $0,8 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die NO_K-Flächen kein signifikanter Unterschied zwischen den ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet ergab sich daraus mit $5,7 \pm 0,8$ gegenüber $2,5 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ eine deutlich, aber nicht signifikant, höhere mittlere Brutto-

Ammonifikationsrate für die Böden der Kontrollflächen des SW-Hanges gegenüber denen der NO_K-Flächen.

Tabelle 3-4: Jahresmittelwerte und Gesamtmittelwert der Brutto-Ammonifikationsraten der einzelnen Versuchsvarianten in $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($\pm \text{SE}$). Verschiedene Indizes ^{ab} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der Bewirtschaftungsvarianten eines Hanges. Verschiedene Indizes ^{AB} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der beiden Hänge. Mit * gekennzeichnete Werte zeigen außerdem signifikante Unterschiede zum Vorjahr ($p < 0,05$). Alle im Jahr 2001 bestimmten Raten waren signifikant niedriger als die im Jahr 1999 ermittelten Werte ($p \leq 0,001$).

	SW_K	SW_S	NO_K	NO_S
1999	$12,0 \pm 3,3^{\text{aA}}$	$4,8 \pm 0,9^{\text{aA}}$	$6,7 \pm 1,3^{\text{aA}}$	$10,1 \pm 2,2^{\text{aB}}$
2000	$6,7 \pm 0,9^{\text{aA}}$	$3,4 \pm 0,5^{\text{bA}}$	$2,5 \pm 0,2^{\text{aB}*}$	$6,2 \pm 0,7^{\text{bB}}$
2001	$0,7 \pm 0,1^{\text{aA}*}$	$1,3 \pm 0,1^{\text{bA}}$	$0,8 \pm 0,2^{\text{aA}*}$	$2,9 \pm 0,3^{\text{bB}*}$
Gesamt- mittelwert	$5,7 \pm 0,8^{\text{aA}}$	$2,8 \pm 0,3^{\text{bA}}$	$2,5 \pm 0,3^{\text{aA}}$	$5,5 \pm 0,5^{\text{bB}}$

Ein entgegengesetzter Zusammenhang ergab sich bei dem *Vergleich der Schirmhiebsflächen* (Tabelle 3-4). Der Vergleich der Jahresmittelwerte zeigte, daß die Schirmhiebsflächen auf dem SW-Hang mit $4,8 \pm 0,9$, $3,4 \pm 0,5$ und $1,3 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für alle drei Versuchsjahre etwa um die Hälfte niedrigere Brutto-Ammonifikationsraten aufwiesen als die NO_S-Flächen mit $10,1 \pm 2,2$, $6,2 \pm 0,7$ bzw. $2,9 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,05$). Daher ergaben sich auch im Mittel aller drei Jahre mit einem Gesamtmittelwert von $2,8 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die SW_S-Flächen gegenüber $5,5 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die NO_S-Flächen die höheren Brutto-Ammonifikationsraten in den Böden der Schirmhiebsflächen des kühleren und feuchteren Standortes ($p < 0,05$).

Der *Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten* zeigte für den SW-Hang, daß sich die Schirmhiebsmaßnahme im Jahr 1999 und 2000 negativ auf die Höhe der gemessenen Brutto-Ammonifikationsraten auswirkte. Der Mittelwert der Brutto-Ammonifikationsraten im Jahr 2000 lag in den Böden der SW_K-Flächen mit $6,7 \pm 0,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ fast doppelt so hoch wie in denen der SW_S-Flächen mit $3,4 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,05$). Im trockeneren Jahr 2001 (Tabelle 3-1) kehrte sich der Trend um und die Schirmhiebsflächen zeigten signifikant höhere Brutto-Ammonifikationsraten als die Kontrollflächen. Im Gesamtmittelwert setzte sich dann auch die Tendenz der ersten beiden Versuchsjahre durch und die mittleren Brutto-Ammonifikationsraten lagen mit $5,7 \pm 0,8$ zu $2,8 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in

den Böden der Kontrollflächen etwa um den Faktor zwei höher als in den Böden der Schirmhiebsflächen ($p < 0,05$).

Der *Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten* zeigte für den *NO-Hang*, über alle drei Versuchsjahre betrachtet, einen positiven Effekt der Schirmhiebsmaßnahme auf die Höhe der Brutto-Ammonifikationsraten. In den Jahren 2000 und 2001 lagen die Brutto-Ammonifikationsraten in den Böden der NO_S-Flächen mit $6,2 \pm 0,7$ und $2,9 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ um den Faktor 2,5 bzw. 3,6 höher als die für die Kontrollflächen bestimmten Raten mit $2,5 \pm 0,2$ und $0,8 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ($p < 0,05$). Der Vergleich der Gesamtmittelwerte beider Bewirtschaftungsvarianten ergab somit für die Böden der Schirmhiebsflächen mit $5,5 \pm 0,5$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ noch immer signifikant höhere Brutto-Ammonifikationsraten als für die Kontrollflächen mit $2,5 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ($p < 0,05$).

Die Absolutwerte der mittleren jährlichen Brutto-Ammonifikationsraten nahmen im *Verlauf der drei Versuchsjahre* stetig ab. Für die NO_K-Flächen konnte bereits im Jahr 2000 eine signifikante Abnahme der Brutto-Ammonifikationsraten gegenüber den im Jahr 1999 ermittelten Werten beobachtet werden. Im Jahr 2001 lagen alle Raten mit Ausnahme der für die SW_S-Flächen bestimmten Mittelwerte signifikant unter denen des Vorjahres ($p < 0,05$). Im Vergleich des Jahres 1999 mit dem letzten Versuchsjahr 2001 war die Verringerung der Brutto-Ammonifikationsraten für alle Flächen sogar höchst signifikant ($p \leq 0,001$).

3.3.2 Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten

3.3.2.1 Ergebnisse aus den Laborversuchen

In Laborversuchen wurde mit Hilfe der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique die Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten untersucht (Kapitel 2.2.2.4). Hierzu wurden Bodenproben von den Kontrollflächen beider Hänge mit 15 % (SW) bzw. 22 % (NO), 30 %, 45 % und 60 % Bodenwassergehalt bei jeweils 4 °C, 8 °C, 12 °C und 16 °C inkubiert. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in der Abbildung 3-4A für den SW-Hang und in der Abbildung 3-4B für den NO-Hang dargestellt.

Die Böden der beiden Hänge unterschieden sich grundsätzlich in ihrer Abhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten von der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur. Insgesamt lagen die auf dem NO-Hang bestimmten Raten mit durchschnittlich $3,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ etwa 30 % unter dem Mittelwert der in den Böden des SW-Hanges ermittelten Ergebnisse von $5,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹.

SW-Hang. Für die auf dem SW-Hang entnommenen und bei 4 °C bzw. 8 °C inkubierten Bodenproben ergab sich ein linearer Anstieg der Brutto-Ammonifikationsraten von $0,7 \pm 0,0$ bzw. $0,8 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ bei 15 % Bodenwassergehalt bis zu $11,2 \pm 0,1$ und $9,2 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ bei 60 % Bodenwassergehalt (Abbildung 3-4A), der für die 4 °C-Variante mit einem Bestimmtheitsmaß von 95 % der Gleichung $y = 0,22x - 2,50$ folgte ($p < 0,001$). Bei 8 °C Inkubationstemperatur konnte die Feuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten mit der Gleichung $y = 0,19x - 1,20$ zu 90 % erklärt werden ($p < 0,001$).

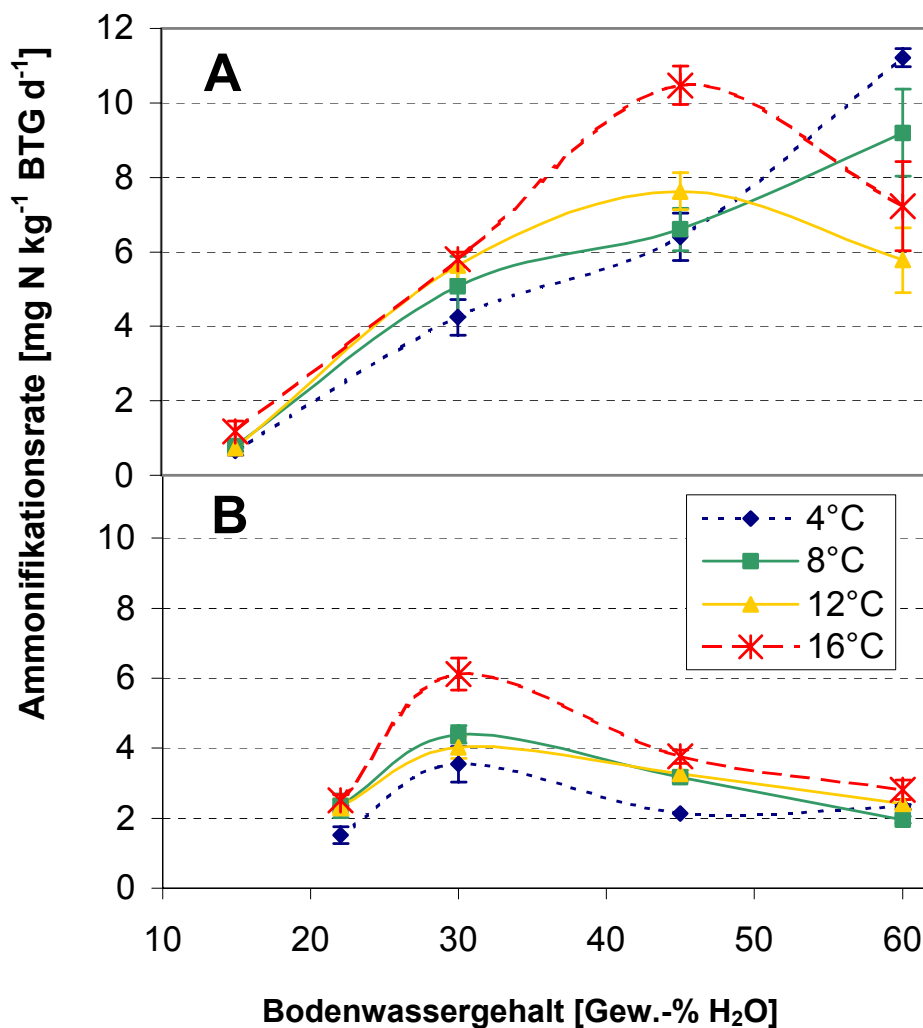


Abbildung 3-4: Ergebnisse der Labormessungen zur Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten in $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($\pm \text{SE}$) in Bodenproben des SW-Hanges (A) und des NO-Hanges (B).

Im Gegensatz dazu konnte für die bei 12 °C und 16 °C inkubierten Proben die Temperaturabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten mit einer quadratischen Gleichung

beschrieben werden, deren Maximum mit $7,6 \pm 1,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($12 \text{ }^\circ\text{C}$) und $10,5 \pm 1,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($16 \text{ }^\circ\text{C}$) jeweils bei 45 % Bodenwassergehalt erreicht wurde. Die bei 60 % Bodenwassergehalt ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten lagen jedoch mit $5,8 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die $12 \text{ }^\circ\text{C}$ -Variante und $7,2 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die bei $16 \text{ }^\circ\text{C}$ inkubierten Proben noch immer über den bei 15 % und 30 % Bodenwassergehalt ermittelten Raten. Die Anpassung der quadratischen Gleichung $y = -0,008x^2 + 0,71x - 8,137$ beschrieb den Zusammenhang zwischen Brutto-Ammonifikationsraten und Bodenfeuchte für die $12 \text{ }^\circ\text{C}$ -Variante zu 97% ($p < 0,001$). Für die bei $16 \text{ }^\circ\text{C}$ ermittelte Abhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten von der Bodenfeuchte konnte ebenfalls ein quadratischer Zusammenhang gefunden werden ($y = -0,009x^2 + 0,81x - 9,38$), der auf einem Signifikanzniveau von $p < 0,001$ 93 % der Variabilität der Brutto-Ammonifikationsraten mit zunehmender Bodenfeuchte erklären konnte.

Die zunehmende Bodentemperatur führte in den auf dem SW-Hang entnommenen Bodenproben mit 15 % und 30 % Bodenwassergehalt zu einem linearen Anstieg der Brutto-Ammonifikationsraten, wobei die lineare Gleichung $y = 0,471x + 0,363$ die Temperaturabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten bei 15 % Bodenwassergehalt beschrieb ($r^2 = 0,498$; $p < 0,001$) und der Zusammenhang bei 30 % Bodenfeuchte mit der Gleichung $y = 0,123x + 3,91$ zu 51 % erklärt werden konnte ($p < 0,001$).

Für die mit 45 % und 60 % Bodenwassergehalt inkubierten Proben ergab sich ein anderes Bild. Während sich bei 45 % Bodenwassergehalt ein hochsignifikanter Anstieg der Brutto-Ammonifikationsraten bei $16 \text{ }^\circ\text{C}$ zeigte, der mit der Exponentialfunktion $y = 4,419e^{0,051x}$ zu 86 % erklärt werden konnte ($p < 0,001$), ergab sich bei 60 % Bodenfeuchte eine tendenzielle Abnahme der Brutto-Ammonifikationsraten mit steigender Bodentemperatur, wobei die bei $12 \text{ }^\circ\text{C}$ und 60 % Bodenwassergehalt inkubierten Proben mit $5,8 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ die niedrigsten Raten aufwiesen (Abbildung 3-4A). Dieser Zusammenhang konnte daher auch mit einer quadratischen Regression, deren Minimum bei $12 \text{ }^\circ\text{C}$ lag, mit einem Bestimmtheitsmaß von 62 % erklärt werden ($y = 0,056x^2 - 1,529x + 17,15$; $p < 0,001$).

NO-Hang. Die für die Bodenproben vom NO-Hang bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten zeigten im Vergleich zu den Ergebnissen des SW-Hanges insgesamt ein weniger differenziertes Bild im Bezug auf ihre Abhängigkeit von der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur (Abbildung 3-4B). Für die bei $4 \text{ }^\circ\text{C}$ inkubierten Bodenproben zeigte sich kein signifikanter

Zusammenhang zwischen den Brutto-Ammonifikationsraten und der Bodenfeuchte. Die bei dieser Inkubationstemperatur bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten lagen mit $1,5 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ bei 15 % Bodenwassergehalt am niedrigsten und mit $3,5 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ bei 30 % Bodenfeuchte am höchsten (Abbildung 3-4), wobei diese Werte als einzige signifikant verschieden waren ($p = 0,01$). Für alle anderen Inkubationstemperaturen zeigten die bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten eine quadratische Abhängigkeit von der jeweils eingestellten Bodenfeuchte, wobei die maximalen Raten bei 30 % Bodenwassergehalt beobachtet wurden. Die höchsten Brutto-Ammonifikationsraten wurden mit $6,1 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ bei einer Bodenfeuchte von 30 % und einer Inkubationstemperatur von 16 °C bestimmt ($p < 0,01$). Für die Inkubationstemperaturen 8 °C, 12 °C und 16 °C erwiesen sich die Zusammenhänge bei Verwendung quadratischer Regressionen als höchstsignifikant ($p < 0,001$). Mit den Gleichungen $y = 0,008x^2 + 0,617x - 7,077$ für die bei 8 °C inkubierten Proben, $y = -0,007x^2 + 0,515x - 5,631$ für die 12 °C-Variante und $y = -0,013x^2 + 1,009x - 12,912$ für die 16 °C-Variante ließ sich die Variabilität der Brutto-Ammonifikationsraten bei den entsprechenden Bodentemperaturen zu 51 %, 47 % und 56 % erklären. Damit zeigten die bei 16 °C inkubierten Proben die ausgeprägteste Bodenfeuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten im Vergleich zu den bei niedrigeren Temperaturen bebrüteten Proben.

Tendenziell stiegen die Brutto-Ammonifikationsraten in den Bodenproben des NO-Hanges mit steigender Bodentemperatur an (Abbildung 3-4). Jedoch ergab sich nur bei den Proben mit einem Bodenwassergehalt von 45 % ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Inkubationstemperatur und den bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten. Dieser wies bei einer Anpassung der inversen Funktion $y = 3,965 - 7,122x^{-1}$, die dem starken Anstieg der Brutto-Ammonifikationsraten zwischen 4 und 8 °C sowie der geringeren Erhöhung der Raten bis 16 °C Rechnung trug, ein Bestimmtheitsmaß von 56% bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,002$ auf (Abbildung 3-4B). Bei 30 % Bodenwassergehalt lagen zwar die Brutto-Ammonifikationsraten der bei 16 °C inkubierten Proben mit $6,1 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ signifikant über denen aller anderen Werte, jedoch unterschieden sich diese nicht signifikant voneinander. Daher ergab auch die Anpassung verschiedener Regressionsmodelle bei 30 % Bodenwassergehalt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Bodentemperatur und den beobachteten Brutto-Ammonifikationsraten.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Unterschiede in der Höhe der Brutto-Ammonifikationsraten zwischen den einzelnen Bodenwassergehalten für die auf beiden Hängen entnommenen Bodenproben für alle Inkubationstemperaturen signifikant verschieden waren ($p < 0,001$ (SW) und $p < 0,05$ (NO)). Für die Bodenproben des SW-Hanges konnte die Bodenfeuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten für alle Temperaturvarianten mit Hilfe verschiedener Regressionsmodelle beschrieben werden, wodurch sich zwischen 90 % und 97 % der Variabilität in den Raten erklären ließen. Für die Bodenproben des NO-Hanges war dies nur für die Temperaturstufen 8 °C, 12 °C und 16 °C gegeben. Auch lagen die ermittelten Bestimmtheitsmaße mit 47-56 % deutlich unter den für die Bodenfeuchteabhängigkeit in den Bodenproben des SW-Hanges ermittelten Werten. Alle Temperaturvarianten wiesen bei 30% Bodenwassergehalt maximale Brutto-Ammonifikationsraten auf.

Die bei gleichem Bodenwassergehalt, aber verschiedenen Temperaturen, bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten zeigten nur für die auf dem SW-Hang entnommenen Proben durchweg signifikante Unterschiede. Die Anpassung der Regressionsmodelle für den Zusammenhang zwischen der Bodentemperatur und den Brutto-Ammonifikationsraten ergab jedoch mit 86 % nur für die bei 45 % Bodenwassergehalt bebrüteten Proben ein Bestimmtheitsmaß, das den Werten, die für die Bodenfeuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten in die Proben des SW-Hanges berechnet wurden, in ihrer Höhe entsprach. Für die Bodenproben des NO-Hanges ergab sich bei 22 % und bei 60 % Bodenwassergehalt keine Temperaturabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten. Bei 30 % Bodenwassergehalt zeigte sich zwar eine signifikante Erhöhung der Brutto-Ammonifikationsraten bei 16 °C, jedoch konnte aufgrund fehlender signifikanter Unterschiede zwischen den bei niedrigeren Temperaturen inkubierten Proben keine hinreichend genaue Regressionsgleichung bestimmt werden. Die Temperaturabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten bei 45 % Bodenfeuchte konnte dagegen mit einer inversen Gleichung beschrieben werden, die die Variabilität der bei dieser Bodenfeuchte ermittelten Raten zu 62 % mit zunehmender Bodentemperatur erklärte.

Die in Laborversuchen unter den getesteten Temperatur- und Feuchtebedingungen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten zeigten somit für beide Hänge eine stärkere Abhängigkeit von der Bodenfeuchte als von der Bodentemperatur.

3.3.2.2 Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Brutto-Ammonifikationsraten unter Freilandbedingungen

Der in Laborversuchen beobachtete Zusammenhang zwischen Brutto-Ammonifikation und Bodenfeuchte konnte auch bei den unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten beobachtet werden. In Abbildung 3-5 wurden alle in den Böden des SW-Hanges während der Meßkampagnen bestimmten Raten in Gruppen mit je 5 % Bodenwassergehalt eingeteilt und die jeweiligen Mittelwerte dargestellt.

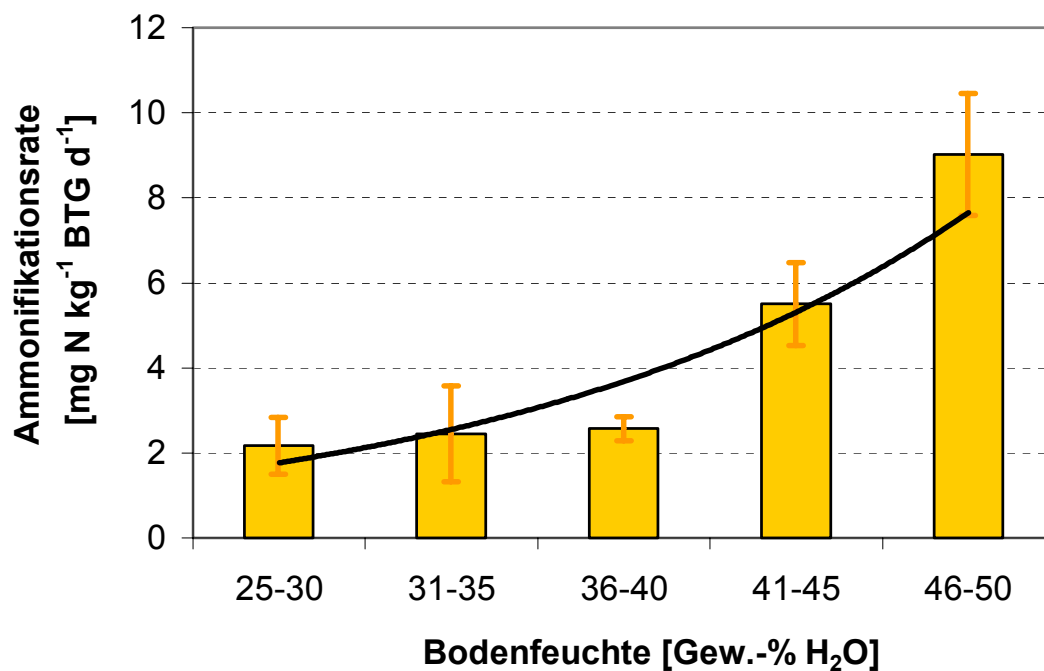


Abbildung 3-5: Während der Meßkampagnen 1999-2001 in den Böden des SW-Hanges bestimmte Brutto-Ammonifikationsraten (\pm SE), dargestellt in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte. Der exponentielle Zusammenhang nach der Gleichung $y = 1,229e^{0,366x}$ konnte anhand einer Regressionsanalyse auf einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ definiert werden ($r^2 = 0,8696$, $n = 132$).

Analog zu den Laborergebnissen stiegen auch die unter Freilandbedingungen ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten mit zunehmender Bodenfeuchte an. Die höchsten unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten wurden bei Bodenwassergehalten von 45-50 % gemessen und lagen mit durchschnittlich $9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in der gleichen Größenordnung wie die unter Laborbedingungen für diesen Feuchtebereich ermittelten Raten. Da während der Meßkampagnen in den Böden des SW-Hanges zu keinem Zeitpunkt Bodenwassergehalte über 47 % auftraten, konnte eine Abnahme der Raten bei über 45 % Bodenwassergehalt, wie sie in den Laborversuchen für Bodentemperaturen über $8 \text{ }^\circ\text{C}$ beobachtet wurde, nicht nachgewiesen werden. Die in Abbildung 3-5 dargestellte Abhängigkeit der

Brutto-Ammonifikationsrate von der Bodenfeuchte konnte mit der Exponentialfunktion $y = 1,229e^{0,366x}$ bei einem Signifikanzniveau von $p = 0,02$ und einem Bestimmtheitsmaß von 87 % beschrieben werden.

Die für die Böden des NO-Hanges ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten wurden analog zu den Daten des SW-Hanges aufbereitet und sind in Abbildung 3-6 wiedergegeben. Auffallend ist zunächst die größere Bandbreite der über die drei Versuchsjahre gemessenen Bodenwassergehalte. In sechs Fällen wurden Bodenwassergehalte von 24 % bestimmt. Der höchste gemessene Bodenwassergehalt von 64 % wurde im April 2000 auf den NO_S-Flächen ermittelt.

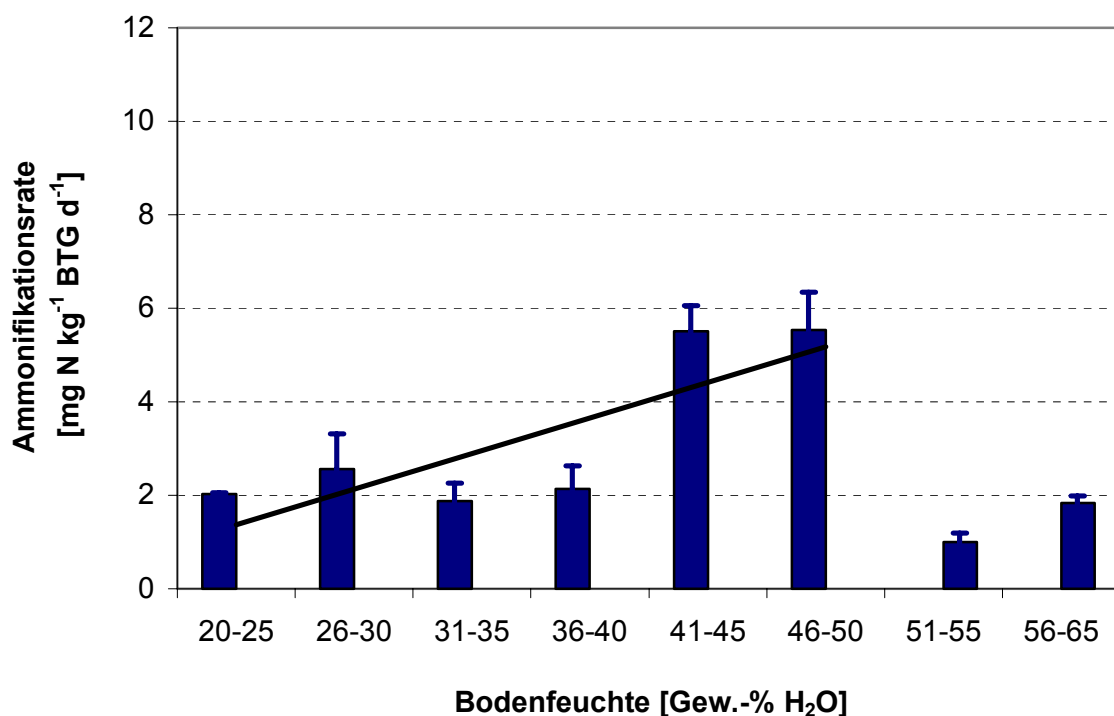


Abbildung 3-6: Während der Meßkampagnen 1999-2001 in den Böden des NO-Hanges bestimmte Brutto-Ammonifikationsraten (\pm SE) dargestellt in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte. Für den Bereich von 20 % bis 50 % Bodenfeuchte zeigte sich ein linearer Zusammenhang nach der Gleichung $y = 1,229x + 0,607$ ($p \leq 0,05$, $r^2 = 0,6596$, $n = 133$).

Die Feuchteabhängigkeit der unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten folgte in ihrer Form im wesentlichen dem im Labor gezeigten Zusammenhang mit einem deutlichen Maximum und abfallenden Raten bei höheren Bodenwassergehalten. Auch für den NO-Hang lagen die im Labor und unter Freilandbedingungen bestimmten maximalen Raten mit Mittelwerten von $6,1 \pm 0,5$ bzw. $5,5 \pm 0,8$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ etwa auf einem vergleichbaren Niveau. Jedoch wurde das Maximum bei den unter Freilandbedingun-

gen gemessenen Brutto-Ammonifikationsraten bei Bodenwassergehalten zwischen 41 % und 50 % beobachtet im Gegensatz zu den Laborergebnissen, die bei 30 % Bodenfeuchte die höchsten Raten zeigten. Der Anstieg der unter Freilandbedingungen gemessenen Brutto-Ammonifikationsraten zwischen 20 % und 50 % Bodenwassergehalt konnte mit der linearen Funktion $y = 1,229x + 0,607$ bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ und einem Bestimmtheitsmaß von 66 % beschrieben werden. Dem Maximum von $5,5 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ bei 41-50 % Bodenwassergehalt folgte ein starker Abfall der Raten bei weiter zunehmender Bodenfeuchte auf Werte von $1,0 \pm 0,5$ und $1,8 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ bei 51-55 % und 56-65 % Bodenwassergehalt. Die für den Bodenfeuchtebereich 56-65 % bestimmten Werte lagen damit geringfügig, aber nicht signifikant, über den bei 51-55 % Bodenwassergehalt ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten.

Wurden die unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten beider Hänge zusammengefaßt, ergab die Anpassung verschiedener Regressionsmodelle keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Brutto-Ammonifikationsraten.

3.3.2.3 Zusammenhang zwischen Bodentemperatur und Brutto-Ammonifikationsraten unter Freilandbedingungen

Der Einfluß der gemessenen Bodentemperatur auf die unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten wurde ab Juli 2000 für alle weiteren Meßkampagnen untersucht. Zur Klärung einer möglichen Abhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten von der Bodentemperatur wurden für beide Hänge bivariate Korrelationsanalysen gerechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3-5 dargestellt.

Tabelle 3-5: Korrelationskoeffizienten r für den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Brutto-Ammonifikation auf dem SW- und dem NO-Hang für die Meßkampagnen Juli 2000 bis September 2001. Die Indizes * und ** stehen für signifikante ($p \leq 0,05$) und hochsignifikante ($p \leq 0,01$) Zusammenhänge.

	SW-Hang		NO-Hang	
	Brutto-Ammonifikation	Bodentemperatur	Brutto-Ammonifikation	Bodentemperatur
Bodenfeuchte	0,185*	-0,603**	0,243**	-0,225*
Bodentemperatur	0,074	-	0,263**	-

Wie bereits in Abbildung 3-5 für den SW-Hang und in Abbildung 3-6 für den NO-Hang anhand von Regressionsfunktionen gezeigt werden konnte, bestand für beide Hänge ein signifikanter positiver Zusammenhang zwischen den gemessenen Brutto-Ammonifikations-

raten und der Bodenfeuchte. Die in der Korrelationsanalyse ermittelte schwache Korrelation von $r = 0,185$ zwischen der Bodenfeuchte und den ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten auf dem SW-Hang ergab sich daraus, daß in der Korrelationsanalyse nur lineare Abhängigkeiten getestet werden. Der in Abbildung 3-5 gezeigte Zusammenhang konnte jedoch durch Anpassung einer exponentiellen Funktion mit einem hohen Bestimmtheitsmaß von 87 % beschrieben werden.

Für die Böden des NO-Hanges konnte auch ein statistisch abgesicherter Zusammenhang zwischen der Bodentemperatur und den ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten nachgewiesen werden ($p < 0,01$). Mit zunehmender Bodentemperatur stiegen die in den Böden des NO-Hang bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten an. Gleichzeitig zeigten die Bodentemperatur und die Bodenfeuchte eine schwach negative Korrelation ($p < 0,05$). Die abnehmende Bodenfeuchte bei zunehmender Bodentemperatur hatte offensichtlich keinen limitierenden Einfluß auf die Brutto-Ammonifikationsraten.

Für den SW-Hang konnte im Gegensatz zu den Beobachtungen auf dem NO-Hang kein linearer Zusammenhang zwischen der Bodentemperatur und den Brutto-Ammonifikationsraten gezeigt werden. Es ergab sich jedoch eine hochsignifikante quadratische Beziehung zwischen der Bodentemperatur und den ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten, die durch die Gleichung $y = -0,05x^2 + 1,04x - 3,23$ beschrieben werden konnte ($r^2 = 0,108$; $p = 0,006$). Das Maximum der Funktion lag bei $10,4$ °C. Gleichzeitig ergab sich ein starker und hochsignifikanter negativer Zusammenhang zwischen der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte. Die kontinuierliche Zunahme der Brutto-Ammonifikationsraten mit ansteigender Temperatur wurde folglich ab etwa 10 °C durch die abnehmende Bodenfeuchte limitiert. Die Bodenfeuchte ist, wie bereits in den Laborversuchen gezeigt werden konnte, in den Böden des SW-Hanges der stärker modulierende Faktor bezüglich der Brutto-Ammonifikationsraten als die Bodentemperatur.

3.4 Nitrifikation

Analog zu den Ammonifikationsraten wurden auch die Nitrifikationsraten als Netto- und als Brutto-N-Umsatzraten erfaßt.

3.4.1 Netto-Nitrifikation

Die Ergebnisse der mit Hilfe der „buried-bag“-Methode (Kapitel 2.2.1) in den Jahren 1999 und 2000 bestimmten Netto-Nitrifikationsraten sind in Tabelle 3-6 zusammengestellt.

Tabelle 3-6: In den Jahren 1999 und 2000 mit Hilfe der „buried-bag“-Methode nach Runge (1970) bestimmte Netto-Nitrifikationsraten (\pm SE) sowie Gesamtmittelwerte der einzelnen Versuchsvarianten in mg N kg^{-1} BTG d^{-1} .

	SW_K	SW_S	NO_K	NO_S
Frühjahr 99	$0,13 \pm 0,19$	$1,27 \pm 0,44$	$1,10 \pm 0,48$	$0,61 \pm 0,62$
Sommer 99	$0,68 \pm 0,28$	$0,90 \pm 0,40$	$0,61 \pm 0,49$	$0,77 \pm 0,21$
Herbst 99	$0,76 \pm 0,36$	$0,42 \pm 0,06$	$0,17 \pm 0,02$	$0,49 \pm 0,28$
Frühjahr 00	$1,15 \pm 0,18$	$1,33 \pm 0,22$	$0,44 \pm 0,14$	$1,43 \pm 0,40$
Sommer 00	$0,14 \pm 0,16$	$0,20 \pm 0,16$	$0,07 \pm 0,04$	$0,07 \pm 0,02$
Herbst 00	$0,53 \pm 0,35$	$0,26 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,00$	$1,22 \pm 0,21$
Gesamt- mittelwert	$0,56 \pm 0,13$	$0,73 \pm 0,16$	$0,41 \pm 0,14$	$0,72 \pm 0,18$

Die Netto-Nitrifikationsraten ergaben für den gesamten Untersuchungszeitraum ausschließlich positive Werte und lagen zwischen $0,1$ und $1,4 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} . Diese Ergebnisse zeigen, daß zu allen Bestimmungszeitpunkten eine Netto-Nitrat-Nachlieferung in den Böden der Untersuchungsflächen stattfand. Aufgrund der gefundenen großen Variabilität der Raten in den Parallelansätzen konnten tendenzielle, jedoch keine signifikanten, Zusammenhänge sowohl zwischen den Bewirtschaftungsvarianten und den Hängen als auch zwischen den einzelnen Jahreszeiten beobachtet werden.

Einfluß der Jahreszeiten

In den Böden der SW_K-Flächen wurden mit Werten von $0,13 \pm 0,19 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} im Frühjahr 1999 und $0,76 \pm 0,36 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} im Herbst 1999 über den Jahresverlauf ansteigende Netto-Nitrifikationsraten ermittelt, wohingegen sowohl in den Böden der SW_S-Flächen als auch in denen der NO_K-Flächen im selben Zeitraum die Raten von $1,27 \pm 0,44$ bzw. $1,10 \pm 0,48 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} während der Frühjahrsmeßkampagne auf $0,42 \pm 0,06$ und $0,17 \pm 0,02 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} im Herbst absanken. Die Netto-Nitrifikationsraten in den Böden der NO_S-Flächen lagen dagegen mit $0,77 \pm 0,21 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} im Sommer am höchsten und mit $0,49 \pm 0,28 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} im Herbst am niedrigsten.

Im April 2000 wurden in den Böden aller Untersuchungsflächen die höchsten Netto-Nitrifikationsraten ermittelt, worauf die Bestimmung der Netto-Nitrifikationsraten im Sommer in den Böden der SW_K-, der SW_S- und der NO_S-Flächen mit Werten von $0,14 \pm 0,16$, $0,20 \pm 0,16$ und $0,07 \pm 0,04 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG d^{-1} jeweils die niedrigsten Raten ergaben. Nur in

den Böden der NO_K-Flächen sank die Netto-Nitrifikationsraten bis zum Herbst kontinuierlich ab.

Damit konnte für keine der Untersuchungsflächen für die Jahre 1999 und 2000 ein einheitlicher saisonaler Trend gefunden werden. Zudem war keiner der Unterschiede, weder für das Jahr 1999 noch für das Jahr 2000, signifikant.

Einfluß des Klimas

Im Vergleich der Kontrollflächen beider Hänge unterschieden sich die im Frühjahr 1999 bestimmten Netto-Nitrifikationsraten deutlich von allen anderen ermittelten Werten. Im Gegensatz zu allen anderen Meßzeitpunkten wurden im Frühjahr 1999 in den Böden der NO_K-Flächen mit $1,1 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ deutlich, wenn auch nicht signifikant, höhere Netto-Nitrifikationsraten bestimmt als in den Böden der SW_K-Flächen mit $0,1 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Im Sommer 1999 und während aller folgenden Kampagnen lagen die Netto-Nitrifikationsraten in den wärmeren und trockeneren Böden der SW_K-Flächen höher als in den feuchteren und kühleren Böden der NO_K-Flächen.

Der Vergleich der Schirmhiebsflächen auf dem SW- und dem NO-Hang zeigte für die beiden Versuchsjahre keinen deutlichen Einfluß des unterschiedlichen Lokalklimas auf die beobachteten Netto-Nitrifikationsraten. Die im Sommer 1999 und 2000 bestimmten Raten lagen in den Böden der SW_S-Flächen mit $0,9 \pm 0,4$ und $0,2 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in der Tendenz höher als in den Böden der NO_S-Flächen mit Werten von $0,8 \pm 0,2$ bzw. $0,1 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Im Frühjahr und Herbst zeigten die Raten der beiden Jahre dagegen jeweils entgegengesetzte Trends. Während die im Frühjahr 1999 in den Böden der SW_S-Flächen bestimmten Netto-Nitrifikationsraten mit $1,3 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ deutlich, aber nicht signifikant, über den für die NO_S-Flächen ermittelten Werten von $0,6 \pm 0,6 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ lagen, wurden während der Frühjahrsmeßkampagne 2000 mit $1,4 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in den Böden der NO_S-Flächen geringfügig höhere Netto-Nitrifikationsraten ermittelt als für die SW_S-Flächen mit $1,3 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$.

Die im Herbst 1999 ermittelten Netto-Nitrifikationsraten zeigten in den Böden der NO_S-Flächen mit $0,5 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ geringfügig höhere Werte als für die SW_S-Flächen mit $0,4 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Dagegen wurden im Herbst 2000 für die NO_S-Flächen mit $1,2 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ und $0,3 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die SW_S-Flächen die

deutlich höheren Netto-Nitrifikationsraten in den Böden der Schirmhiebsflächen des NO-Hanges ermittelt.

Einfluß der Bewirtschaftungsmaßnahme

Der Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten zeigte in den beiden Versuchsjahren 1999 und 2000 für die Böden des SW-Hanges einen deutlichen Jahreszeiteffekt bezüglich der Netto-Nitrifikationsraten. Im Frühjahr und im Sommer der beiden Jahre lagen die Netto-Nitrifikationsraten für die SW_K-Flächen unter den Raten der SW_S-Flächen, wobei sich dieser positive Bewirtschaftungseffekt in Bezug auf die Netto-Nitrifikationsraten im Frühjahr 1999 mit Werten von $0,1 \pm 0,2$ und $1,3 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die SW_K- bzw. die SW_S-Flächen am deutlichsten zeigte. Für die Herbstmessungen beider Jahre kehrte sich diese Tendenz jedoch um und die Netto-Nitrifikationsraten für die Jahre 1999 und 2000 waren in den Böden der SW_K-Flächen mit $0,8 \pm 0,4$ und $0,5 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ tendenziell höher als in denen der SW_S-Flächen mit $0,4 \pm 0,1$ und $0,3 \pm 0,0$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹.

Die im Frühjahr 1999 in den Böden Schirmhiebsflächen des NO-Hanges gemessenen Netto-Nitrifikationsraten zeigten im Vergleich zu den in den Böden der NO_K-Flächen bestimmten Raten tendenziell niedrigere Werte. Ab den Sommermessungen 1999 kehrte sich dieser anfänglich negative Bewirtschaftungseffekt auf die Höhe der Netto-Nitrifikationsraten in einen positiven Effekt um. Der positive Einfluß der Schirmhiebsmaßnahme war im Frühjahr und im Herbst 2000 mit Raten von $0,4 \pm 0,1$ und $0,1 \pm 0,0$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die NO_K-Flächen und $1,4 \pm 0,4$ und $1,2 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die NO_S-Flächen am deutlichsten ausgeprägt. Die im Sommer 2000 gemessenen Netto-Nitrifikationsraten beider Bewirtschaftungsvarianten unterschieden sich nicht voneinander.

Vergleich der Jahresmittelwerte

Der Vergleich der Jahresmittelwerte der Netto-Nitrifikationsraten in Tabelle 3-6 zeigte für die SW_K-Flächen mit $0,56 \pm 0,13$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ einen geringfügig höheren Gesamtmittelwert als für die NO_K-Flächen mit $0,41 \pm 0,14$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Beim Vergleich der Schirmhiebsflächen ergab sich bei Gesamtmittelwerten von $0,73 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die SW_S-Flächen und $0,72 \pm 0,18$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die NO_S-Flächen kein Einfluß des Lokalklimas auf die Höhe der Netto-Nitrifikationsraten. Beim Vergleich der Netto-Nitrifikationsraten der Kontrollflächen beider Hänge mit den jeweiligen Schirmhiebsflächen

wurden insgesamt ein schwach ausgeprägter positiver Bewirtschaftungseffekt im Bezug auf die Netto-Nitrifikationsraten der Böden beider Hänge beobachtet.

Der Vergleich aller in den Versuchsjahre 1999 und 2000 bestimmten Netto-Nitrifikationsraten zeigte im Gegensatz zu den Netto-Ammonifikationsraten (Tabelle 3-3) mit Mittelwerten von $0,7 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Versuchsjahr 1999 und $0,5 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Versuchsjahr 2000 eine geringfügige Abnahme der Netto-Nitrifikationsraten über den gesamten Untersuchungszeitraum.

3.4.2 *Methodenvergleich zur Bestimmung der Brutto-Nitrifikation: ^{15}N -Pool-Dilution-Technique und Barometrische Prozeßseparation (BaPS)*

Während der Meßkampagnen wurden die Brutto-Nitrifikationsraten auf den Untersuchungsflächen mit der Methode der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique (Kapitel 2.2.2.3) und der Barometrischen Prozeßseparation (BaPS) bestimmt (Kapitel 2.2.3.2 und 2.2.3.3). Da es sich bei der Barometrischen Prozeßseparation um eine im Vergleich zur ^{15}N -Pool-Dilution-Technique neue Meßmethode handelt, die bisher nur bei Waldböden mit niedrigen pH-Werten Anwendung fand, mußte das Auswerteprogramm der BaPS-Methode an die besonderen Bedingungen der im Rahmen dieser Arbeit beprobten Kalk-Standorte auf der Schwäbischen Alb angepaßt werden.

3.4.2.1 Berücksichtigung der pH-Wert-abhängigen CO_2 -Löslichkeit bei der BaPS-Methode

Als einziger Parameter für die Bestimmung der Lösungsrate von CO_2 im Bodenwasser wurde bei der bisherigen Auswertung der BaPS-Methode die Temperaturabhängigkeit der Henry-Konstante (G 10, Kapitel 2.2.3.1) berücksichtigt. Diese Näherung war für die bisherigen Meßbedingungen ausreichend, da die Boden-pH-Werte der beprobten Flächen größtenteils unter pH 5 lagen. Die auf den Untersuchungsflächen des SFB 433 vorliegenden pH-Werte zwischen 6.5 und 7.4 machten eine Überprüfung der Bestimmung des im Bodenwasser gelösten CO_2 notwendig. Durch Tests mit autoklaviertem Wasser mit den pH-Werten von 6.0, 6.8 und 7.0 wurde der mögliche Einfluß der Lösung und der Dissoziation von CO_2 zu HCO_3^- getestet (Kapitel 2.2.3.4). Nach jeweils 3-stündigen Meßintervallen, was der definierten Mindestzeit für die in dieser Arbeit verwendeten Auswertintervalle entsprach, zeigte sich eine mit zunehmendem pH-Wert ansteigende CO_2 -Abnahme im „headspace“ der Meßküvette (Tabelle 3-7), die der CO_2 -Lösung im Wasser entsprach. Die Verringerung des im „headspace“ meßbaren CO_2 -Gehaltes sank zwischen 14 ppm pro Stunde bei pH 6.0 und 19 ppm pro Stunde bei pH 7.0. Wird die gesamte CO_2 -Änderung in die Berechnung des im

Bodenwasser gelösten CO_2 ($\Delta\text{CO}_2/\Delta t$)_{aq} nach G 9 (Kapitel 2.2.3.4) einbezogen, ergibt sich eine pH-Wert-abhängige Änderung dieses Terms um bis zu 130 %. Ein Einfluß von mikrobieller Aktivität konnte ausgeschlossen werden, da die anschließend durchgeführten Tests auf Sterilität (Kapitel 2.2.5.5) kein Wachstum von Mikroorganismen im verwendeten Wasser zeigten.

Tabelle 3-7: pH-Wert-abhängige Abnahme des im „headspace“ bestimmten CO_2 in autoklaviertem Wasser und die sich daraus ergebende durchschnittliche Unterschätzung der CO_2 -Änderung ($\Delta\text{CO}_2/\Delta t$)_{aq} in % der nach bisheriger Berechnung ermittelten CO_2 -Lösung pro Zeiteinheit (Berechnungszeitraum: 3 h).

	CO_2-Änderung [ppm h⁻¹]	Unterschätzung ($\Delta\text{CO}_2/\Delta t$)_{aq} [%]
pH 6.0	-14	10-15
pH 6.8	-15	60-80
pH 7.0	-19	100-130

Aufgrund dieser Ergebnisse wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit im bestehenden Excel-Auswerteprogramm der BaPS-Methode die Berechnung des im Bodenwasser gelösten Kohlendioxids um die pH-Wert-abhängige Löslichkeit und Dissoziation von CO_2 erweitert. Der Zusammenhang kann als Verhältnis von HCO_3^- zu $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ in Abhängigkeit vom pH-Wert berechnet (Wetzel, 1975) und in Form der exponentiellen Funktion G 24 dargestellt werden (Abbildung 3-7).

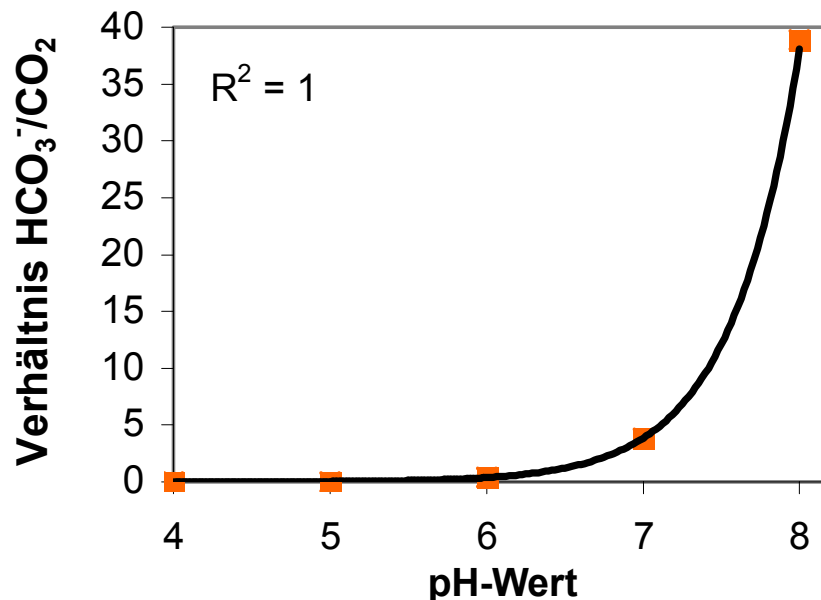


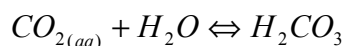
Abbildung 3-7: Verhältnis von HCO_3^- zu freiem CO_2 in Abhängigkeit vom pH-Wert (dargestellt nach Daten von Wetzel (1975)).

Der mit Hilfe von Gleichung G 24 berechnete Faktor diente als Ausgangswert für die Berechnung der pH-Wert-abhängigen CO_2 -Lösung im Bodenwasser.

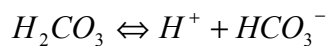
$$y = 4 \times 10^{-7} e^{2,292x} \quad \text{G 24}$$

Grundvoraussetzung für die Berechnung des im Bodenwasser dissoziierten CO_2 war daher die Messung des pH-Wertes der zu beprobenden Böden. Da eine Verringerung des pH-Wertes durch die Freisetzung von Protonen bei der Nitrifikation (Kapitel 2.2.3.1) zu erwarten war, wurde der pH-Wert der Bodenproben vor und nach der BaPS-Messung erfaßt (Kapitel 2.2.5.3). Diese Bestimmungen zeigten jedoch im Mittel keine signifikanten Unterschiede zwischen den vor und nach der BaPS-Messung bestimmten pH-Werten, was als weiteres Indiz für die Pufferkapazität der Böden der Untersuchungsflächen gewertet werden kann. Für die Berechnungen in dieser Arbeit wurde dennoch grundsätzlich immer der vor der Messung bestimmte pH-Wert verwendet.

Ausgehend von der bisher mit Hilfe der Henry-Konstanten bestimmten Menge an gelöstem CO_2 im Bodenwasser wurden die Bildung von Kohlensäure



und die erste Dissoziationsstufe der Kohlensäure



berechnet (Snoeyink und Jenkins, 1980). Das während der Messung pro Zeiteinheit gelöste Dihydrogencarbonat ($\Delta\text{H}_2\text{CO}_3/\Delta t$) wurde durch Division des mit Hilfe der Henry-Konstante berechneten gelösten CO_2 durch die Gleichgewichtskonstante $K = 660,69$ berechnet (Snoeyink und Jenkins, 1980). Der Anteil an gelöstem H_2CO_3 ist entsprechend niedrig und wird daher in der Literatur häufig als Summe H_2CO_3^* mit dem gelösten CO_2 -Anteil zusammengefaßt (Stumm und Morgan, 1981).

Im Excel-Auswerteprogramm wurde eine Zelle „pH-Wert“ eingerichtet und über den eingefügten pH-Wert unter Verwendung von Gleichung G 24 das zutreffende Verhältnis von HCO_3^- zu CO_2 bestimmt. Durch Multiplikation von H_2CO_3^* mit diesem Faktor konnte das pro Zeiteinheit als HCO_3^- gelöste Kohlendioxid ($\Delta\text{HCO}_3^-/\Delta t$) bestimmt werden. Das gesamte pro Zeiteinheit im Bodenwasser gelöste CO_2 ($\Delta\text{CO}_2/\Delta t$)_{aq} errechnete sich schließlich nach Gleichung G 25.

$$\left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{aq} = \left(\frac{\Delta CO_2}{\Delta t}\right)_{Henry} + \left(\frac{\Delta H_2CO_3}{\Delta t}\right)_{aq} + \left(\frac{\Delta HCO_3^-}{\Delta t}\right)_{aq} \quad G 25$$

Durch die Eingabe verschiedener pH-Werte in das BaPS-Auswerteprogramm konnte die durch das ursprüngliche Auswerteprogramm verursachte Überschätzung der Brutto-Nitrifikationsraten im Vergleich zu den mit Hilfe der Henry-Konstanten bestimmten Werten simuliert werden. Es ergab sich eine exponentielle Abhängigkeit des Fehlers bei der Bestimmung der Brutto-Nitrifikationsrate mit Hilfe der BaPS-Methode von bis zu 245 % bei einem pH-Wert von pH 7.2 (Abbildung 3-8).

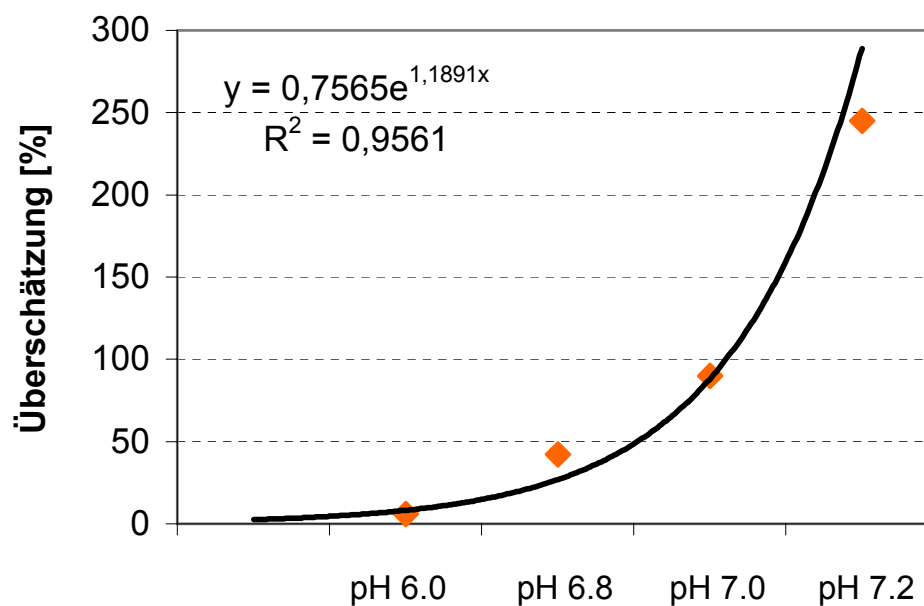


Abbildung 3-8: Überschätzung der berechneten Brutto-Nitrifikationsraten mit steigenden pH-Werten in % der unter Verwendung der Henry-Konstante berechneten Raten.

Die erweiterte Berechnung des im Bodenwasser gelösten Kohlendioxids wurde bei allen Berechnungen der mit der BaPS-Methode ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten angewandt. Für die im Jahr 1999 durchgeführten Messungen wurden noch keine expliziten pH-Wert-Bestimmungen an den gemessenen Proben vorgenommen. Für diese Messungen wurde der Mittelwert aller im Jahr 2001 auf den jeweiligen Flächen bestimmten pH-Werte verwendet und die Brutto-Nitrifikationsraten unter Einbeziehung der pH-Wert-abhängigen CO_2 -Löslichkeit nach Gleichung G 25 neu berechnet. Die gemittelten pH-Werte für die einzelnen Versuchsflächen sind in (Tabelle 3-8) dargestellt.

Tabelle 3-8: Mittelwerte aller im Jahr 2001 bestimmten Boden-pH-Werte für die einzelnen Untersuchungsflächen.

Fläche	Boden-pH-Wert (\pm SE)
SW_K	7.2 ± 0.09
SW_S	7.2 ± 0.09
NO_K	7.0 ± 0.10
NO_S	6.6 ± 0.21

Aus diesen Annahmen ergab sich unter Einbeziehung der jeweiligen Standardfehler ein maximaler Fehler in der Berechnung der Brutto-Nitrifikationsrate von 17 % für die Flächen des SW-Hanges bzw. von 4-7 % für die Flächen des NO-Hanges.

3.4.2.2 Validierung der Methode der Barometrischen Prozeßseparation

Labormessungen

Nach der im vorhergehenden Kapitel beschriebenen Erweiterung des Auswerteprogramms wurde die Methode der Barometrischen Prozeßseparation mit der klassischen Methode der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique validiert. Hierfür wurden mit $^{15}\text{NO}_3^-$ angereicherte Bodenproben in der BaPS-Meßküvette bei gleichzeitiger BaPS-Messung inkubiert (Kapitel 2.2.3.5). Über eine Gesamtmeßdauer von 48 h wurden vier BaPS-Messungen und vier Inkubationsintervalle mit je drei Parallelansätzen für die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique gemessen. Die Gegenüberstellung der mit den beiden Methoden bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten ist in Abbildung 3-9 dargestellt.

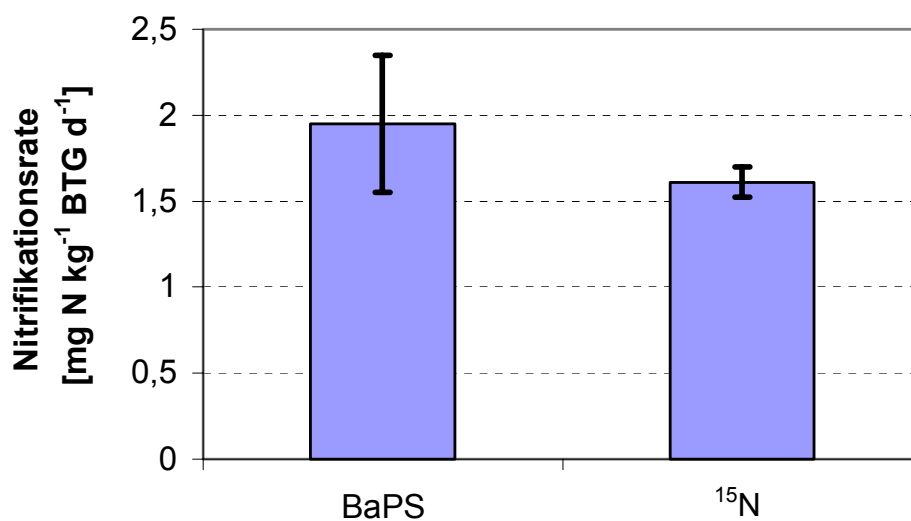


Abbildung 3-9: Ergebnisse des Vergleichs der mit Hilfe der BaPS-Methode bzw. der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique zeitgleich und an identischen Bodenproben bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten (\pm SE).

Die Mittelwerte der mit Hilfe der BaPS-Methode bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten lagen mit $1,95 \pm 0,40 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ etwa 17 % über den mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten von $1,61 \pm 0,09 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Die Durchführung eines U-Tests nach Mann-Whitney zum Test auf Rangunterschiede ergab keinen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Mittelwerten ($p = 0,412$). Somit konnte eindeutig nachgewiesen werden, daß beide Methoden (^{15}N -Pool-Dilution-Technique und Barometrische Prozeßseparation) für eine zuverlässige Bestimmung der Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden der Kalkstandorte auf der Schwäbischen Alb geeignet sind.

Statistischer Vergleich der mit beiden Methoden bestimmten Freilandergebnissen

Die Bestimmung der Brutto-Nitrifikationsraten unter Freilandbedingungen erfolgte über den gesamten Untersuchungszeitraum von drei Jahren sowohl mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique als auch der Barometrischen Prozeßseparation (BaPS). Während die Messungen mit der BaPS-Methode im Jahr 1999 mit dem Meßsystem nach Ingwersen erfolgten (Kapitel 2.2.3.2), wurde ab April 2000 eine neue BaPS-Meßküvette mit kontinuierlicher Erfassung der O_2 - und der CO_2 -Konzentrationen in der Meßküvette mittels Sensoren eingesetzt (Kapitel 2.2.3.3). Im Winter 2000/2001 wurde jedoch eine zunehmende Drift des Sauerstoffsensors erkannt, die zu einer markanten Überschätzung der Brutto-Nitrifikationsraten führte. Da nicht nachvollzogen werden konnte, zu welchem Zeitpunkt dieses Problem erstmalig auftrat, wurden alle bis dahin mit diesem Sensor ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten verworfen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden daher nur die im Jahr 1999 mit dem BaPS-System nach Ingwersen erzielten Ergebnisse sowie die im Jahr 2001 nach Austausch des O_2 -Sensors mit der Meßküvette bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten verwendet.

Obwohl die Validierung der BaPS-Methode im Vergleich zur ^{15}N -Pool-Dilution-Technique im Laborversuch keine signifikanten Unterschiede in der Höhe der bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten zeigte, wurden auch die Mittelwerte der unter Einsatz beider Methoden auf den einzelnen Flächen unter Freilandbedingungen bestimmten Raten für die Jahren 1999 und 2001 einander gegenübergestellt und unter Verwendung des Vorzeichentests (Brosius, 1998) auf signifikante Unterschiede überprüft. Die Ergebnisse des Tests sind in Tabelle 3-9 wiedergegeben.

Im Jahr 1999 zeigten 8 der insgesamt 10 mit beiden Methoden bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten bei Verwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique niedrigere Werte als unter Anwendung der BaPS-Methode. Im Jahr 2001 lagen dagegen 7 der 12 erfaßten Raten bei

Anwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique höher als bei der Bestimmung durch die BaPS-Methode. Der statistische Vergleich der unter Freilandbedingungen mit Hilfe der beiden Methoden bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten ergab, wie die Validierung der BaPS-Methode im Laborversuch, mit Signifikanzniveaus von $p = 0,109$ bzw. $p = 0,774$ weder im Jahr 1999 noch im Jahr 2001 einen signifikanten Unterschied zwischen den mit beiden Methoden ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten (Tabelle 3-9).

Tabelle 3-9: Statistischer Vergleich der Mittelwerte der mit der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique (^{15}N) und mit der Barometrischen Prozeßseparation (BaPS) bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten unter Verwendung des Vorzeichentests (Brosius, 1998).

	1999	2001
$^{15}\text{N} < \text{BaPS}$	8	5
$^{15}\text{N} > \text{BaPS}$	2	7
Gesamt	10	12
Signifikanz	0,109	0,774

3.4.3 Im Freiland bestimmte Brutto-Nitrifikationsraten

In Anbetracht der Ergebnisse der beiden vorangegangenen statistischen Tests wurden die unter Freilandbedingungen mit der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique und der BaPS-Methode bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten für die jeweiligen Meßkampagnen und Versuchsvarianten zusammengeführt. Abbildung 3-10 zeigt für die Jahre 1999 und 2001 die jeweiligen Mittelwerte der unter Einsatz beider Methoden bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten. Für das Jahr 2000 wurden, da die mit der BaPS-Methode bestimmten Werte verworfen werden mußten, nur die Ergebnisse der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique einbezogen.

Die im Rahmen dieser Arbeit für die drei Versuchsjahre ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten zeigten für drei der vier Untersuchungsflächen mit $7,5 \pm 1,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (SW_K), $4,8 \pm 1,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (SW_S) und $9,4 \pm 1,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (NO_S) die höchsten Werte im Sommer 1999, während sich die höchsten Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden der NO_K-Flächen mit $3,3 \pm 1,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Juli 2001 ergaben (Abbildung 3-10). Die niedrigsten Brutto-Nitrifikationsraten wurden für die NO_K- bzw. NO_S-Flächen mit $0,7 \pm 0,1$ und $0,3 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im April 2000 und für die SW_K- und die SW_S-Flächen mit $0,6 \pm 0,1$ bzw. $0,7 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Oktober 2000 ermittelt. Die Böden der Schirmhiebsflächen des NO-Hanges zeigten somit die stärksten Schwankungen der Brutto-Nitrifikationsraten.

Einfluß der Jahreszeiten

Jahr 1999. Mit Ausnahme der NO_K-Flächen wurden für alle Versuchsvarianten die signifikant höchsten Raten im Sommer ermittelt, wobei die Unterschiede zu den im Frühjahr und Herbst ermittelten Raten nur für die SW_K- und die NO_S-Flächen signifikant waren ($p < 0,01$). Die Böden der NO_K-Flächen zeigten dagegen im Sommer mit $2,3 \pm 1,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ die niedrigsten und im April mit $3,1 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ die höchsten Brutto-Nitrifikationsraten, wobei die Unterschiede jedoch nicht signifikant waren. (Abbildung 3-10 oben). Für beide Versuchsvarianten des SW-Hanges und in den Böden der NO_K-Flächen wurden im Herbst die niedrigsten Raten ermittelt. Auch für diese Werte ergaben sich keine signifikanten Unterschiede. Die Böden der NO_S-Flächen zeigten im April und Oktober mit jeweils $2,0 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ exakt die gleichen Brutto-Nitrifikationsraten.

Jahr 2000. Die im Jahr 2000 bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten zeigten im Jahresverlauf in den Böden des SW- und des NO-Hanges gegensätzliche Trends. Sowohl in den Böden der SW_K-Flächen als auch in denen der SW_S-Flächen wurden mit $1,9 \pm 0,3$ bzw. $2,3 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Frühjahr die höchsten Raten gemessen (Abbildung 3-10 Mitte). Im Sommer nahmen die in den Böden des SW-Hanges ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten ab ($p < 0,05$) und zeigten im Herbst 2000 mit $0,6 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (SW_K) und $0,7 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (SW_S) die tendenziell niedrigsten Werte. Für die Böden der NO_K- bzw. NO_S-Flächen ergaben sich dagegen im Frühjahr mit $0,7 \pm 0,1$ und $0,3 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ die niedrigsten Raten und im Herbst die höchsten. Jedoch zeigten sich wiederum keine signifikanten Unterschiede.

Jahr 2001. Wie im Jahr 1999 wurden auch im Jahr 2001 für drei der vier Versuchsflächen die höchsten Brutto-Nitrifikationsraten im Sommer beobachtet, wobei jedoch nur der Unterschied in den Böden der SW_S-Flächen signifikant war ($p < 0,05$). Die NO_S-Flächen zeigten dagegen im Juli mit $1,8 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ Brutto-Nitrifikationsraten, die geringfügig unter den im September bestimmten Werten von $2,0 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ lagen (Abbildung 3-10 unten). Für die SW_K- und die NO_S-Flächen wurden die niedrigsten Raten im Frühjahr ermittelt, in den Böden der SW_S-Flächen und der Kontrollflächen des NO-Hanges lagen dagegen die im Herbst gemessenen Brutto-Nitrifikationsraten am niedrigsten.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Brutto-Ammonifikationsraten ergab sich zumindest in den Jahren 1999 und 2001 ein deutlicher Einfluß der Jahreszeiten auf den Brutto-

Nitrifikationsraten. Sowohl im Jahr 1999 als auch im Jahr 2001 wurden in den Böden von drei der vier Untersuchungsflächen jeweils im Sommer die höchsten Brutto-Nitrifikationsraten ermittelt. Sowohl die Sommermeßkampagne 1999 als auch 2001 zeichneten sich durch besonders trockene Böden aus. Im Jahr 2000 zeigte sich ein Hangunterschied mit den höchsten Werten für die Flächen des SW-Hanges im Frühjahr und den höchsten Brutto-Nitrifikationsraten für die Flächen des NO-Hanges im Herbst.

Einfluß des Klimas auf den Kontrollflächen

Jahr 1999. Während aller drei Meßkampagnen im Jahr 1999 wurden mit $4,0 \pm 0,6$, $7,5 \pm 1,1$ und $3,0 \pm 0,6$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ im April, August und Oktober jeweils in den Böden der Kontrollflächen des SW-Hanges die höheren Brutto-Nitrifikationsraten gemessen als in den Böden der NO_K-Flächen mit $3,1 \pm 0,3$, $2,3 \pm 1,0$ und $2,4 \pm 0,5$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹, wobei jedoch nur die im Sommer bestimmten Raten auf einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ verschieden waren (Abbildung 3-10 oben).

Jahr 2000. Auch die im Frühjahr 2000 bestimmten Raten lagen in den Böden der SW_K-Flächen mit $1,9 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ signifikant höher als in denen der NO_K-Flächen mit $0,7 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (Abbildung 3-10 Mitte). Im Juli zeigten die Raten beider Kontrollflächen mit $1,0 \pm 0,1$ und $0,9 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ keine signifikant unterschiedlichen Brutto-Nitrifikationsraten. Im Herbst dagegen wurden für die NO_K-Flächen mit $1,2 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ um den Faktor zwei höhere Brutto-Nitrifikationsraten beobachtet als für die SW_K-Flächen mit $0,6 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ($p < 0,01$).

Jahr 2001. Die erstmals im September 2000 beobachteten höheren Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden der NO_K-Flächen im Vergleich zu den SW_K-Flächen ergaben sich auch während aller drei Meßkampagnen im Jahr 2001 (Abbildung 3-10 unten). Für die Böden der SW_K-Flächen mit $1,3 \pm 0,1$ und $1,7 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ und die der NO_K-Flächen mit $2,8 \pm 0,6$ bzw. $2,3 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ergaben sich für die Messungen im Frühjahr und Herbst signifikant höhere Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden der NO_K-Flächen ($p < 0,05$), wohingegen die im Sommer in den Böden der SW_K-Flächen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten mit $1,9 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ gegenüber $3,3 \pm 1,5$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ in denen der NO_K-Flächen keinen signifikanten Unterschied zeigten.

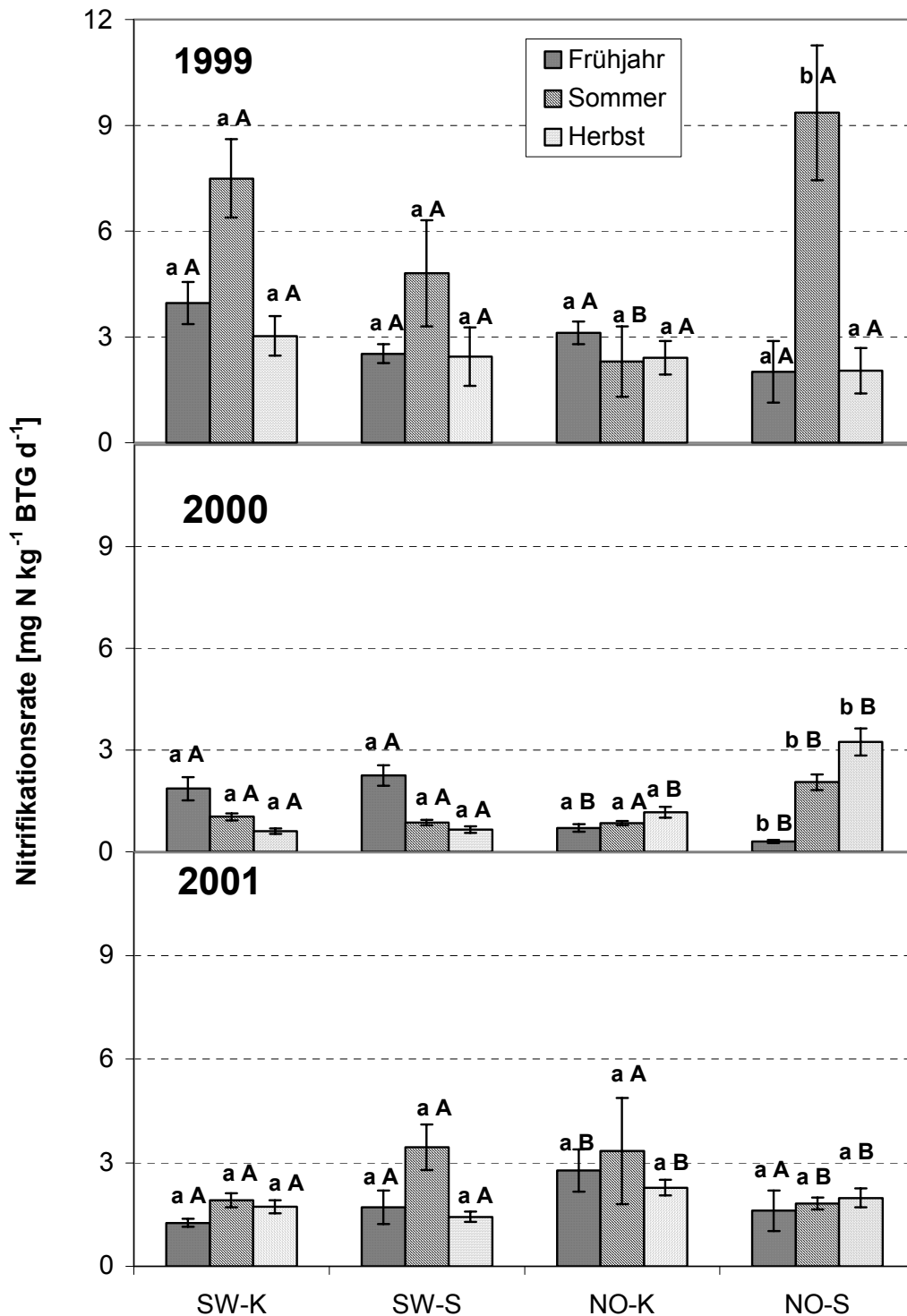


Abbildung 3-10: Brutto-Nitrifikationsraten in $\text{mg N kg}^{-1} \text{BTG d}^{-1}$ ($\pm \text{SE}$), bestimmt während der Meßkampagnen 1999-2001. Für die Jahre 1999 und 2001 wurden die unter Verwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique und der BaPS-Methode ermittelten Raten zusammengeführt und ein gemeinsamer Mittelwert gebildet. Für das Jahr 2000 sind nur die mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bestimmten Raten dargestellt. Verschiedene Indizes ^{ab} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten eines Hanges. Verschiedene Indizes ^{AB} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Hängen.

Einfluß des Klimas auf den Schirmhiebsflächen

Jahr 1999. Die während der Frühjahrs- und der Herbstmeßkampagne 1999 ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten zeigten für die Schirmhiebsflächen auf dem SW-Hang mit $2,5 \pm 0,3$ und $2,4 \pm 0,8$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ gegenüber den Schirmhiebsflächen des NO-Hanges mit $2,0 \pm 0,9$ und $2,0 \pm 0,7$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ im April und Oktober die höheren Werte, wohingegen im Sommer in den Böden der NO_S-Flächen mit $9,4 \pm 1,9$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ fast doppelt so hohe Brutto-Nitrifikationsraten beobachtet wurden wie in den Böden der SW_S-Flächen mit $4,8 \pm 1,5$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (Abbildung 3-10 oben). Jedoch waren, wie auch im Frühjahr und Herbst, aufgrund starker Schwankungen der Raten innerhalb der Parallelansätze die Unterschiede zwischen den Brutto-Nitrifikationsraten der beiden Schirmhiebsflächen nicht signifikant.

Jahr 2000. Im Jahr 2000 ergaben sich für alle drei Meßkampagnen statistisch höchstsignifikant verschiedene Brutto-Nitrifikationsraten zwischen den Schirmhiebsflächen beider Hänge ($p < 0,001$). Während allerdings im April die Böden der SW_S-Flächen mit $2,3 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ um den Faktor sieben höheren Brutto-Nitrifikationsraten aufwiesen als die der NO_S-Flächen mit $0,3 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹, zeigten die Böden der NO_S-Flächen im Juli und September mit $2,1 \pm 0,2$ und $3,2 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ gegenüber $0,9 \pm 0,1$ und $0,7 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die um den Faktor zwei bzw. vier höheren Raten als die Böden der SW_S-Flächen (Abbildung 3-10 Mitte).

Jahr 2001. Im Gegensatz zu den Ergebnissen der beiden Vorjahre ergaben sich im Sommer 2001 in den Böden der SW_S-Flächen mit $3,5 \pm 0,7$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die höheren Brutto-Nitrifikationsraten als in den Böden der NO_S-Flächen mit $1,8 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ($p < 0,01$). Auch im Frühjahr wiesen die Schirmhiebsflächen des SW-Hanges mit $1,7 \pm 0,5$ zu $1,6 \pm 0,6$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ geringfügig höhere Raten auf als die NO_S-Flächen (Abbildung 3-10 unten). Im September dagegen wurden mit $2,0 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ in den Böden der NO_S-Flächen die signifikant höheren Raten beobachtet als in denen der SW_S-Flächen mit $1,4 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ($p < 0,05$).

Einfluß der Bewirtschaftung auf dem SW-Hang

Jahr 1999. Die Brutto-Nitrifikationsraten die während aller drei Meßkampagnen im Jahr 1999 ermittelt wurden, zeigten auf den Kontrollflächen des SW-Hanges höhere Werte als auf den Schirmhiebsflächen, wobei der Unterschied im Sommer mit $7,5 \pm 1,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für

die SW_K-Flächen und $4,8 \pm 1,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die SW_S-Flächen am deutlichsten war. Keiner der Unterschiede zwischen den Brutto-Nitrifikationsraten der beiden Bewirtschaftungsvarianten war jedoch signifikant.

Jahr 2000. Im Gegensatz zum Jahr 1999 lagen die Brutto-Nitrifikationsraten im Frühjahr und Herbst 2000 in den Böden der SW_S-Flächen tendenziell höher als in denen der SW_K-Flächen (Abbildung 3-10 Mitte). Im Sommer 2000 wurden, wie im Sommer 1999, für die SW_K-Flächen mit $1,0 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ höhere Brutto-Nitrifikationsraten beobachtet als für die SW_S-Flächen ($0,9 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$), wobei der Unterschied im Jahr 2000 deutlich geringer war als im Jahr 1999. Auch für das Jahr 2000 waren die Unterschiede zwischen Brutto-Nitrifikationsraten der SW_K- und der SW_S-Flächen jedoch nicht signifikant.

Jahr 2001. Im April und Juli 2001 ergaben sich in den Böden des SW-Hang durch die Schirmhiebsmaßnahme mit $1,7 \pm 0,5$ bzw. $3,5 \pm 0,7 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ deutlich, aber nicht signifikant, höhere Brutto-Nitrifikationsraten gegenüber den Kontrollflächen mit $1,3 \pm 0,1$ und $1,9 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wohingegen im Herbst in den Böden der SW_S-Flächen mit $1,4 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ tendenziell niedrigere Brutto-Nitrifikationsraten beobachtet wurden als in denen der SW_K-Flächen mit $1,7 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$.

Einfluß der Bewirtschaftung auf dem NO-Hang

Jahr 1999. Im Frühjahr und Herbst 1999 lagen die für die NO_S-Flächen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten mit jeweils $2,0 \pm 0,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ niedriger als die für die NO_K-Flächen gemessenen Werte mit $3,1 \pm 0,3$ und $2,4 \pm 0,5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, zeigten jedoch keine signifikanten Unterschiede (Abbildung 3-10 oben). Im Gegensatz dazu ergaben die Messungen im Sommer für die NO_S-Flächen mit $9,4 \pm 1,9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ um den Faktor vier höhere Brutto-Nitrifikationsraten als für die Böden der NO_K-Flächen mit $2,3 \pm 1,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,05$).

Jahr 2000. Im Jahr 2000 konnten für alle Meßkampagnen hochsignifikant verschiedene Brutto-Nitrifikationsraten zwischen den Bewirtschaftungsvarianten des NO-Hanges beobachtet werden ($p < 0,01$). Während die im April ermittelten Raten in den Böden der NO_K-Flächen höher lagen als in denen der NO_S-Flächen, zeigte sich für die Messungen im Sommer und Herbst das umgekehrte Bild. Mit $0,9 \pm 0,1$ und $1,2 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für Juli und September lagen die für die NO_K-Flächen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten

jeweils um mehr als den Faktor zwei niedriger als die in den Böden der NO_S-Flächen ermittelten Werte mit $2,1 \pm 0,2$ und $3,2 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (Abbildung 3-10 Mitte).

Jahr 2001. Während aller Meßkampagnen im Jahr 2001 wurden in den Böden der NO_S-Flächen die jeweils niedrigeren Brutto-Nitrifikationsraten bestimmt als in denen der NO_K-Flächen. Der deutlichste Unterschied lag mit $1,8 \pm 0,2$ gegenüber $3,3 \pm 1,5$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ zwischen den im Juli in den Böden der SW_K- bzw. SW_S-Flächen bestimmten Raten, war jedoch ebenso wie die Unterschiede zwischen den im April und September ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten nicht signifikant.

Vergleich der Jahresmittelwerte

Der *Vergleich der Kontrollflächen* beider Hänge zeigte für die Böden der SW_K-Flächen im Jahr 1999 und 2000 mit $4,8 \pm 0,7$ und $1,1 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die höheren mittleren jährlichen Brutto-Nitrifikationsraten als für die Böden der NO_K-Flächen mit $2,5 \pm 0,4$ bzw. $0,9 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (Tabelle 3-10), wobei die Jahresmittelwerte nur im Jahr 1999 auf einem Signifikanzniveau von $p = 0,02$ statistisch verschieden waren. Die im Jahr 2001 bestimmten Jahresmittelwerte der Brutto-Nitrifikationsraten lagen dagegen für die SW_K-Flächen mit $1,7 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ hochsignifikant niedriger als für die NO_K-Flächen mit $1,9 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ($p < 0,01$). Der Gesamtmittelwert zeigte wie in den beiden ersten Versuchsjahren 1999 und 2000 für die Böden der SW_K-Flächen mit $2,1 \pm 0,2$ gegenüber $1,7 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ in den Böden der NO_K-Flächen geringfügig, aber nicht signifikant höhere Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden des SW-Hanges.

Tabelle 3-10: Jahresmittelwerte und Gesamtmittelwert der Brutto-Nitrifikationsraten der einzelnen Versuchsvarianten in mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (\pm SE). Verschiedene Indizes^{ab} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der Bewirtschaftungsvarianten eines Hanges. Verschiedene Indizes^{AB} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der beiden Hänge. Mit * gekennzeichnete Werte zeigen außerdem signifikante Unterschiede zum Vorjahr ($p < 0,05$).

	SW_K	SW_S	NO_K	NO_S
1999	$4,78 \pm 0,68^{aA}$	$3,25 \pm 0,65^{aA}$	$2,47 \pm 0,40^{aB}$	$4,88 \pm 1,16^{aA}$
2000	$1,12 \pm 0,13^{aA*}$	$1,57 \pm 0,21^{bA*}$	$0,93 \pm 0,08^{aA*}$	$2,00 \pm 0,31^{bA*}$
2001	$1,66 \pm 0,11^{aA*}$	$1,87 \pm 0,25^{aA}$	$2,60 \pm 0,31^{aB*}$	$1,97 \pm 0,18^{aA}$
Gesamt- mittelwert	$2,07 \pm 0,21^{aA}$	$2,00 \pm 0,19^{aA}$	$1,73 \pm 0,15^{aA}$	$2,61 \pm 0,33^{bA}$

Bezogen auf die Brutto-Nitrifikationsraten zeigte der *Vergleich der Schirmhiebsflächen* mit $4,9 \pm 1,2$, $2,0 \pm 0,3$ und $2,0 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ in den Böden der NO_S-Flächen für alle drei Versuchsjahre die höheren Werte als in den Böden der SW_S-Flächen mit $3,3 \pm 0,7$, $1,6 \pm 0,2$ und $1,9 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (Tabelle 3-10). Auch der Gesamtmittelwert lag dementsprechend mit $2,6 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ in den Böden der NO_S-Flächen höher als in denen der SW_S-Flächen mit $2,0 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Aufgrund der hohen Variabilität der Raten auf den einzelnen Flächen ergaben sich jedoch weder zwischen den einzelnen Jahresmittelwerten noch zwischen den Gesamtmittelwerten signifikante Unterschiede in der Höhe der Brutto-Nitrifikationsraten.

Der Vergleich der *Bewirtschaftungsvarianten auf dem SW-Hang* zeigte im Jahr 1999 tendenziell einen negativen Bewirtschaftungseffekt in Bezug auf die Höhe der Brutto-Nitrifikationsraten. Für das Jahr 2000 kehrte sich dieser um, was für die Jahre 2000 und 2001 mit Jahresmittelwerten von $1,1 \pm 0,1$ und $1,7 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die SW_K-Flächen gegenüber $1,6 \pm 0,2$ bzw. $1,9 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die SW_S-Flächen im selben Zeitraum zu einem positiven Bewirtschaftungseffekt bezüglich der Brutto-Nitrifikationsraten führte (Tabelle 3-10). Der Unterschied der Raten war nur im Jahr 2000 signifikant ($p < 0,05$). Aufgrund der Umkehr des Bewirtschaftungseffekts von Jahr 1999 auf das Jahr 2000 ergaben sich mit $2,1 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die SW_K-Flächen und $2,0 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die SW_S-Flächen nahezu identische Werte, die auch statistisch nicht signifikant verschieden waren.

Der Vergleich der *Bewirtschaftungsvarianten auf dem NO-Hang* ergab ebenfalls unterschiedliche Bewirtschaftungseffekte auf die Höhe der Brutto-Nitrifikationsraten für die einzelnen Versuchsjahre. Im Gegensatz zu den Böden der Schirmhiebsflächen des SW-Hanges zeigten die Böden der NO_S-Flächen im Jahr 1999 und 2000 mit $4,9 \pm 1,2$ und $2,0 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ tendenziell die höheren Raten als die Böden der NO_K-Flächen mit $2,5 \pm 0,4$ bzw. $0,9 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die Jahre 1999 und 2000 (Tabelle 3-10), wobei der Unterschied zwischen den Raten nur im Jahr 2000 signifikant war ($p < 0,05$). Mit $2,6 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ lag dagegen im Jahr 2001 die mittlere Brutto-Nitrifikationsrate für die Böden der NO_K-Flächen über dem für die NO_S-Flächen berechneten Jahresmittelwert von $2,0 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Dennoch ergab sich beim Vergleich der Gesamtmittelwerte ein positiver Bewirtschaftungseffekt bezüglich der Brutto-Nitrifikationsraten auf einem Signifikanzniveau von $p = 0,03$.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, ergaben sich im Jahr 2000 auf allen Flächen mindestens um 50 % niedrigere Brutto-Nitrifikationsraten als im Jahr 1999 ($p < 0,05$). Für die SW_K-Flächen zeigte sich zwischen den beiden Jahren sogar ein Rückgang der Brutto-Nitrifikationsraten um 75 % bei einem Signifikanzniveau von $p = 0,001$. Im dritten Versuchsjahr stiegen die Raten auf den Kontrollflächen beider Hänge wiederum signifikant an. Auch auf den SW_S-Flächen zeigte sich ein tendenzieller Anstieg der Raten zwischen den Jahren 2000 und 2001. Nur auf den NO_S-Flächen blieben die Raten mit jeweils $2,0 \pm 0,3$ bzw. $2,0 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ in beiden Jahren nahezu konstant.

3.4.4 Temperatur- und Feuchteabhängigkeit von Brutto-Nitrifikationsraten

3.4.4.1 Ergebnisse der Laborversuche

Wie für die Brutto-Ammonifikationsraten in Kapitel 3.3.2 dargestellt, wurde auch für die Brutto-Nitrifikationsraten die Abhängigkeit von den Bodenparametern Temperatur und Feuchte in einem Laborversuch bestimmt. Da Temperatur- und Feuchteabhängigkeiten beider Umsatzraten im Laborversuch parallel durchgeführt wurden, wurde auch für die Bestimmung der Brutto-Nitrifikationsraten die Methode der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique gewählt. Auch wurden mit Bodenwassergehalten von 15 % (SW) bzw. 22 % (NO), 30 %, 45 % und 60 % sowie Inkubationstemperatur von 4 °C, 8 °C, 12 °C und 16 °C jeweils die gleichen Bedingungen eingestellt wie für die Versuche zur Aufklärung der Abhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten von der Bodentemperatur und der –feuchte (Kapitel 2.2.2.4). In Abbildung 3-11 sind die Brutto-Nitrifikationsraten der bei den verschiedenen Temperaturstufen und Bodenwassergehalten inkubierten Proben für den SW-Hang (A) und den NO-Hang (B) dargestellt.

SW-Hang. Die bei einem Bodenwassergehalt von 15 % inkubierten Bodenproben des SW-Hanges ergaben Brutto-Nitrifikationsraten, die für alle getesteten Bodentemperaturen zwischen $4,0 \pm 0,7$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei 8 °C und $5,6 \pm 0,8$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei 4 °C variierten, wobei sich keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den bei verschiedenen Temperaturen ermittelten Raten zeigten. Der Anstieg des Bodenwassergehaltes von 15 % auf 30 % führte bei der 4 °C-Variante zu einer sehr geringen Erhöhung der Brutto-Nitrifikationsraten, wohingegen die Brutto-Nitrifikationsraten aller bei höheren Temperaturen bebrüteten Bodenproben signifikant anstiegen ($p < 0,05$). Bei einem Bodenwassergehalt von 30 % wurden die höchsten Brutto-Nitrifikationsraten der jeweiligen Temperaturstufen gemessen (Abbildung 3-11A). Während die bei einer Inkubationstemperatur von 4 °C, 8 °C und 12 °C und mit einem Bodenwassergehalt von 30 % inkubierten Proben mit $5,9 \pm 1,2$,

$7,2 \pm 0,3$ und $7,5 \pm 1,0$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ jedoch keine signifikanten Unterschiede in der Höhe der Brutto-Nitrifikationsraten zeigten, konnten bei 16 °C und 30 % Bodenwassergehalt mit $11,8 \pm 1,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ Brutto-Nitrifikationsraten erzielt werden, die signifikant über den bei allen anderen Temperaturen ermittelten Werten lagen (Abbildung 3-11A).

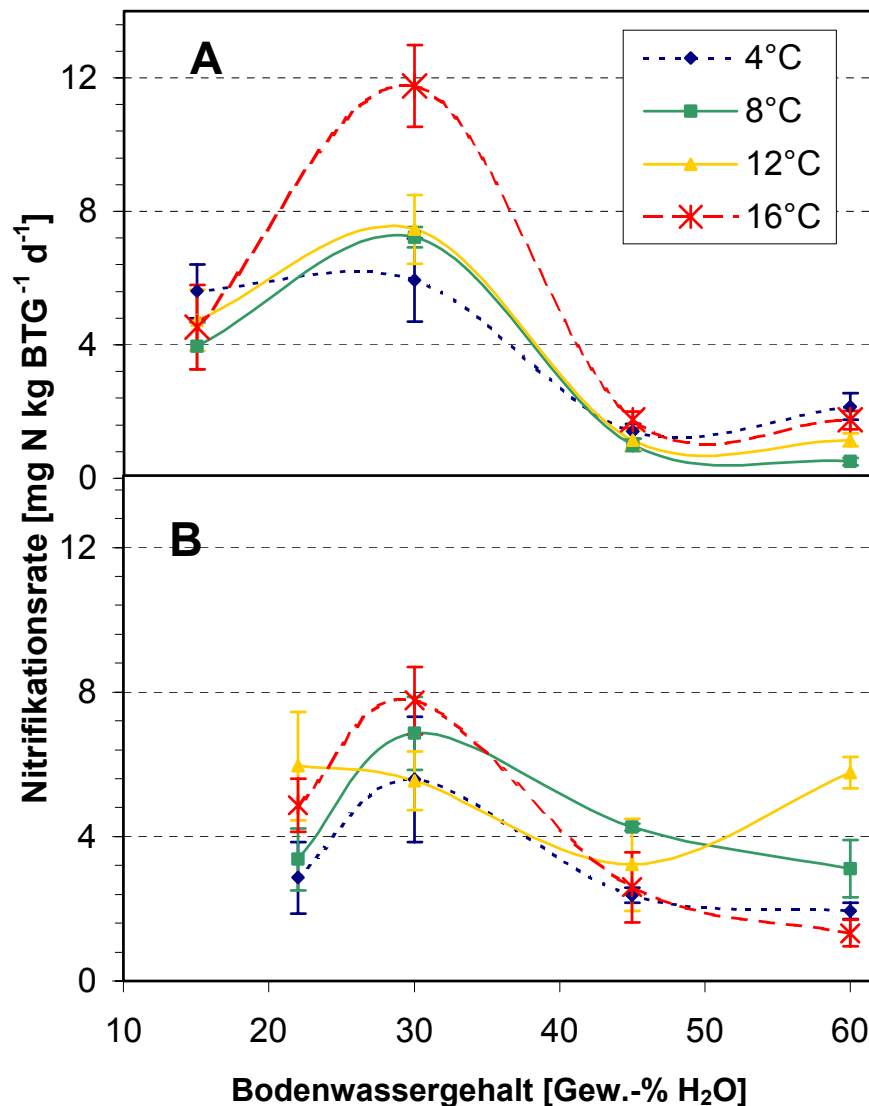


Abbildung 3-11: Mit der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique im Labor bestimmte Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten in mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (\pm SE) für die Bodenproben des SW-Hanges (A) und des NO-Hanges (B).

Die Erhöhung der Bodenwassergehalte von 30 auf 45 % führte bei allen getesteten Inkubationstemperaturen zu einer höchstsignifikanten Abnahme der Brutto-Nitrifikationsraten ($p < 0,001$). Die Brutto-Nitrifikationsraten in den bei einem Bodenwassergehalt von 45 % bebrüteten Bodenproben lagen für alle Inkubationstemperaturen mit Werten zwischen $1,0 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei 8 °C und $1,8 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei 16 °C auf einem vergleichbaren Niveau und zeigten keinerlei signifikante Unterschiede. Während eine weitere

Erhöhung der Bodenfeuchte von 45 auf 60 % für die 12 °C- und die 16 °C-Variante mit Werten von $1,1 \pm 0,2$ und $1,7 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ zu keinen nennenswerten Veränderungen in der Höhe der Brutto-Nitrifikationsraten führte, zeigten die bei 8 °C inkubierten Proben mit Werten von $1,0 \pm 0,2$ und $0,5 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei Bodenwassergehalten von 45 % bzw. 60 % eine weitere geringfügige Abnahme der Raten. Bei einer Inkubationstemperatur von 4 °C wurde dagegen eine leichte Zunahme der Brutto-Nitrifikationsraten von $1,4 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei 45 % Bodenfeuchte auf $2,2 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei 60 % Bodenwassergehalt beobachtet. Keiner der Unterschiede, der sich bei 60 % Bodenwassergehalt zwischen den bei den verschiedenen Inkubationstemperaturen ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten ergaben, waren statistisch signifikant.

NO-Hang. Die Abhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten von der Bodenfeuchte und -temperatur der auf dem NO-Hang entnommenen Proben ergaben im Vergleich zu denen vom SW-Hang ein differenzierteres Bild (Abbildung 3-11B). Bei 22 % Bodenwassergehalt zeigten die bei 12 °C inkubierten Proben mit $6,0 \pm 1,5$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die höchsten Brutto-Nitrifikationsraten, die sich von der 4 °C- und der 8 °C-Variante mit Raten von $2,9 \pm 1,0$ und $3,4 \pm 0,9$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ auf einem Signifikanzniveau von $p = 0,02$ unterschieden. Die Brutto-Nitrifikationsraten der 16 °C-Variante lagen mit $4,9$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ im mittleren Bereich und zeigten weder zu den bei 12 °C noch zu den bei 4 °C und 8 °C ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten signifikante Unterschiede. Die bei 4 °C, 8 °C und 16 °C inkubierten Proben zeigten bei Erhöhung der Bodenfeuchte von 22 % auf 30 % einen gleichsinnigen Anstieg der Brutto-Nitrifikationsraten auf Werte zwischen $5,6 \pm 1,7$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei 4 °C und $7,8 \pm 0,9$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei 16 °C (Abbildung 3-11B), wobei die Unterschiede bei der 8 °C- und der 16 °C-Variante signifikant waren ($p < 0,05$). Der Vergleich der bei verschiedenen Temperaturstufen bei einem Bodenwassergehalt von 30 % erzielten Brutto-Nitrifikationsraten ergab dagegen keine signifikanten Unterschiede. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen für die auf dem SW-Hang entnommenen Proben ergaben sich für die drei beschriebenen Temperaturstufen von 4 °C, 8 °C und 16 °C bei einem Bodenwassergehalt von 30 % die maximalen Brutto-Nitrifikationsraten.

Eine weitere Erhöhung des Bodenwassergehaltes auf 45 % führte zu einer Reduktion der Brutto-Nitrifikationsraten in den bei 4 °C, 8 °C und 16 °C bebrüteten Proben auf Werte von $2,4 \pm 0,2$, $4,3 \pm 0,1$ und $2,6 \pm 1,0$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹, wobei jedoch nur für die 16 °C-Variante ein höchstsignifikanter Unterschied zwischen den mit 30 % bzw. 45 % Bodenwassergehalt

bebrüteten Proben bestand ($p < 0,001$). Bei einem Bodenwassergehalt von 45 % zeigten die bei 8 °C bebrüteten Proben mit $4,3 \pm 0,1 \pm \text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ die höchsten Brutto-Nitrifikationsraten. Die 4 °C- und die 16 °C-Variante zeigten deutlich niedrigere Werte, wobei jedoch nur der Unterschied zwischen der 4 °C- und der 8 °C-Variante signifikant war. Die Erhöhung der Bodenfeuchte von 45 % auf 60 % Bodenwassergehalt ergab in der Tendenz für die bei 4 °C, 8 °C und 16 °C inkubierten Proben eine weitere Abnahme der Brutto-Nitrifikationsraten, die jedoch für keine der Temperaturstufen signifikant war. Der Vergleich der bei verschiedenen Temperaturen und 60 % Bodenwassergehalt inkubierten Proben zeigte die niedrigsten Brutto-Nitrifikationsraten mit $1,3 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die 16 °C-Variante. Die Raten der bei 4 °C und 8 °C inkubierten Proben ergaben mit $1,9 \pm 0,2$ bzw. $3,1 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ jedoch keine signifikanten Unterschiede untereinander und zu den bei 16 °C bestimmten Werten.

Die Brutto-Nitrifikationsraten der bei 12 °C bebrüteten Proben zeigten im Vergleich zu den bei 4 °C, 8 °C und 16 °C ermittelten Raten ein völlig anderes Verhalten bei der Inkubation mit verschiedenen Bodenwassergehalten. Statt des bei den anderen Inkubationstemperaturen beobachteten Anstiegs der Raten mit zunehmender Bodenfeuchte von 22 % auf 30 % fielen die Brutto-Nitrifikationsraten der bei 12 °C inkubierten Bodenproben von $6,0 \pm 1,5$ auf $5,5 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ab und lagen damit niedriger als die bei allen anderen Inkubationstemperaturen und 30 % Bodenwassergehalt bestimmten Raten. Zwischen den Feuchtestufen 30 % und 45 % ergab sich eine weitere Abnahme der Raten auf $3,2 \pm 1,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Jedoch war keiner der Unterschiede statistisch signifikant. Mit der Erhöhung der Bodenfeuchte auf 60 % Bodenwassergehalt stiegen die Brutto-Nitrifikationsraten jedoch signifikant an und lagen bei 60 % Bodenwassergehalt mit $5,8 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ deutlich über den bei allen anderen Inkubationstemperaturen bestimmten Raten ($p < 0,001$).

Zusammenfassend konnten sowohl für die Proben des SW-Hanges für alle getesteten Inkubationstemperaturen als auch für die Proben des NO-Hanges für die 4 °C-, 8 °C- und 16 °C-Variante maximale Brutto-Nitrifikationsraten bei 30 % Bodenwassergehalt ermittelt werden, wobei die Raten der auf dem SW-Hang entnommenen und bei 16 °C inkubierten Proben signifikant über denen der anderen Temperaturstufen lagen. Während der Rückgang der Brutto-Nitrifikationsraten bei weiter ansteigenden Bodenwassergehalten für die Proben des SW-Hanges bei allen Temperaturvarianten signifikant war, konnte eine signifikante Abnahme der Raten für die Bodenproben des NO-Hanges nur bei einer Inkubationstemperatur von

16 °C gezeigt werden. Einen stark abweichenden Verlauf ergaben die Brutto-Nitrifikationsraten der auf dem NO-Hang entnommenen und bei 12 °C inkubierten Bodenproben. Bei 22 % Bodenwassergehalt und 12 °C Inkubationstemperatur lagen die Brutto-Nitrifikationsraten über den für allen anderen Proben bei gleicher Bodenfeuchte bestimmten Raten und zeigten mit zunehmendem Bodenwassergehalt bis 45 % eine kontinuierliche Abnahme. Anschließend stiegen die Brutto-Nitrifikationsraten wieder an und ergaben bei 60 % Bodenfeuchte wiederum die höchsten aller bei diesem Bodenwassergehalt gemessenen Brutto-Nitrifikationsraten.

3.4.4.2 Abhängigkeit der unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten von der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur

Die im Labor beobachteten Zusammenhänge zwischen den Brutto-Nitrifikationsraten und der während der Inkubation vorherrschenden Bodentemperatur bzw. Bodenfeuchte wurden auch für die unter Freilandbedingungen bestimmten Raten überprüft. Die mit Hilfe der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique und der BaPS-Methode bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten aus allen Freilandmessungen wurden in Abhängigkeit von der entsprechenden Bodentemperatur und Bodenfeuchte in Abbildung 3-12 dargestellt.

Auf den ersten Blick fallen die auf dem NO-Hang tendenziell höheren Bodenwassergehalte im Vergleich zu den in den Böden des SW-Hanges bestimmten Bodenwassergehalten auf. Während auf dem NO-Hang nur zu wenigen Meßzeitpunkten Bodenwassergehalte < 30 % vorgefunden wurden, konnten auf dem SW-Hang zu keinem Zeitpunkt Bodenwassergehalte von über 50 % ermittelt werden. Die Bodentemperaturen lagen mit Werten zwischen 2,9 °C und 13,9 °C in den Böden der NO_K-Flächen am niedrigsten und stiegen in den Böden der SW_S-Flächen ausgehend von 4,0 °C bis auf Werte von 16,6 °C an.

Die höchsten Brutto-Nitrifikationsraten wurden in den Böden des NO-Hanges mit 11,1 und 10,8 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei Bodentemperaturen von 9,8 °C und 11,8 °C auf den NO_K- bzw. NO_S-Flächen gemessen. Für beide Flächen ergaben sich die maximalen Brutto-Nitrifikationsraten bei den jeweils niedrigsten gemessenen Bodenwassergehalten von 24 % in den Böden der NO_K-Flächen und 27 % in denen der NO_S-Flächen. Auch für die SW_K- bzw. SW_S-Flächen wurden die höchsten Raten mit 10,7 bzw. 8,7 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ im untersten Bereich der bestimmten Bodenwassergehalte bei 22 % und 31 % beobachtet. Die gleichzeitig erfasste Bodentemperatur betrug während der Messung der höchsten Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden der SW_S-Flächen 9,7 °C und 12 °C in denen der SW_K-Flächen. Damit

lagen die Bodentemperaturen, die zum Erreichen der maximalen Brutto-Nitrifikationsraten führten, für alle Flächen eher im mittleren Bereich der während der Messungen bestimmten Temperaturen (Abbildung 3-12).

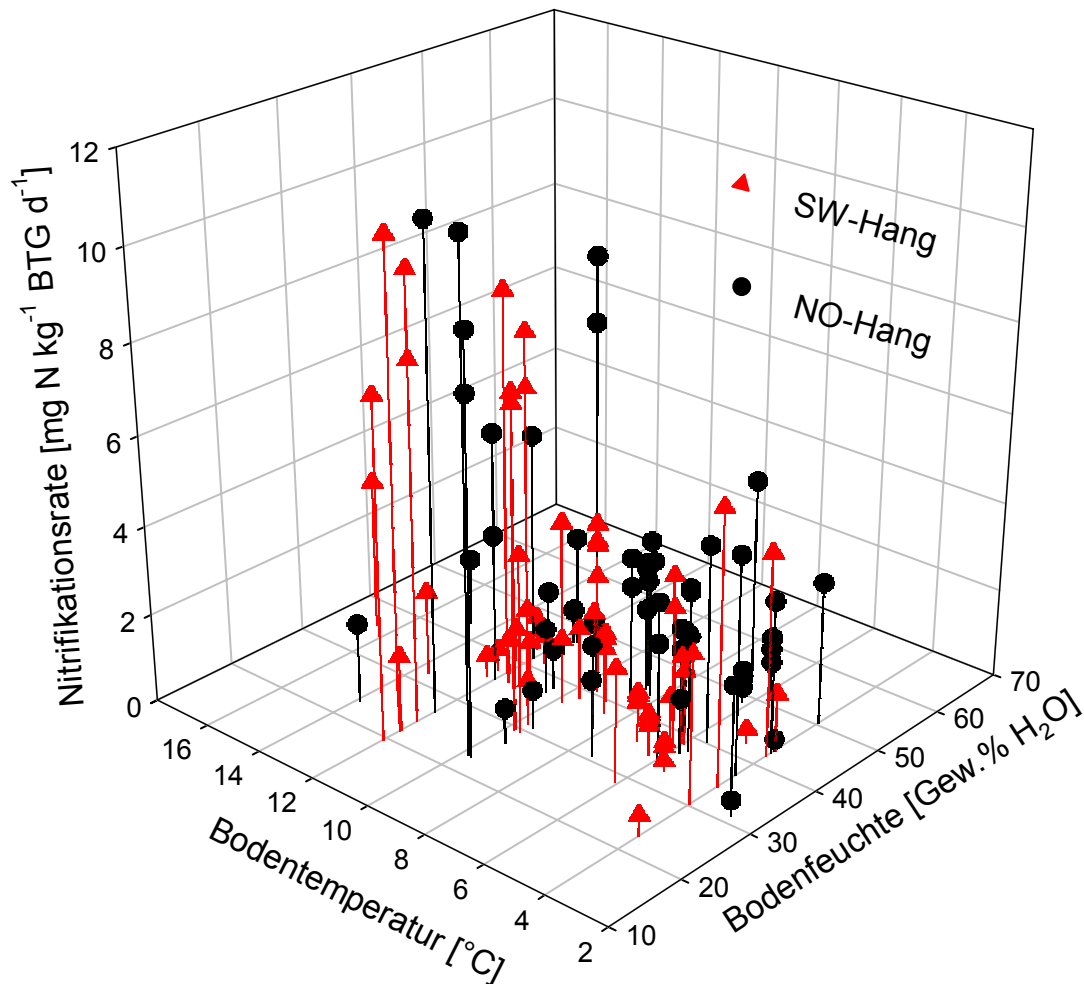


Abbildung 3-12: Zusammenhang zwischen den mit Hilfe der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique und der BaPS-Methode für die Jahre 1999 bis 2001 bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten in mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ und den gemessenen Bodentemperaturen und -feuchten in °C bzw. Gew.-% H₂O für die Böden des SW- und des NO-Hanges.

Die niedrigsten Brutto-Nitrifikationsraten wurden mit jeweils 0,3 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ in den Böden der Schirmhiebsflächen beider Hänge bei 4,8 und 4,0 °C für die SW_S- bzw. die NO_S-Flächen gemessen. Auf beiden Flächen ergaben sich die niedrigsten Raten bei den höchsten ermittelten Bodenwassergehalten von 43 % für die SW_S- und 64 % für die NO_S-Flächen. In den Böden beider Kontrollflächen wurden minimale Brutto-Nitrifikationsraten mit jeweils 0,5 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ bei wesentlich höheren Bodentemperaturen von 12,3 °C für die SW_K-Fläche und 11,3 °C für die NO_K-Fläche beobachtet. Damit lagen die Bodentemperaturen, bei denen jeweils die niedrigsten Brutto-Nitrifikationsraten erfaßt

wurden, auf beiden Flächen sogar geringfügig über den in Verbindung mit den höchsten Brutto-Nitrifikationsraten gemessenen Bodentemperaturen. Allerdings ergaben sich auch für die beiden Kontrollflächen die niedrigsten Brutto-Nitrifikationsraten bei den höchsten Bodenwassergehalten von 43 % in den Böden der SW_K-Flächen und 48 % in denen der NO_K-Flächen.

Die unter Freilandbedingungen bestimmten minimalen und maximalen Brutto-Nitrifikationsraten bestätigten in Bezug auf die parallel dazu bestimmten Bodenwassergehalte und Bodentemperaturen im wesentlichen die in den Laborversuchen ermittelten Beziehungen zwischen der Bodentemperatur bzw. -feuchte und den Brutto-Nitrifikationsraten. Allerdings wurden die maximalen Brutto-Nitrifikationsraten, wie dies anhand der Laborversuche zu erwarten gewesen wäre, für keine der Flächen bei den höchsten Bodentemperaturen ermittelt. Auch zeigten die unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten mit Höchstwerten um $10 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ und Tiefstwerten von $0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ deutlich größere Schwankungsbreiten als die unter Laborbedingungen bestimmten Raten.

Im Labor konnte besonders für den SW-Hang eine deutliche Abnahme der Brutto-Nitrifikationsraten bei Bodenwassergehalten über 30 % beobachtet werden. Dieser Trend zeigte sich für die Böden des SW-Hanges auch bei den unter Freilandbedingungen bestimmten Raten. Bei einem Vergleich der bis 30 % Bodenwassergehalt bestimmten Raten mit den bei höheren Bodenwassergehalten gemessenen Werten ergab sich ein hochsignifikanter Unterschied ($p < 0,001$). Auf dem NO-Hang zeigte sich ebenfalls eine Abnahme der unter Freilandbedingungen ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten bei Bodenwassergehalten über 30 %, die sich jedoch nicht signifikant von den bei niedrigeren Bodenwassergehalten bestimmten Raten unterschied. Signifikante höhere Brutto-Nitrifikationsraten bei Bodentemperaturen über $10 \text{ }^\circ\text{C}$, wie dies bei visueller Auswertung der in Abbildung 3-12 dargestellten Freilanddaten zu erwarten wäre, ergaben sich weder für den SW- noch für den NO-Hang. Auch der im Labor bestimmte, sich von allen anderen Temperaturstufen unterscheidende, Verlauf der bei $12 \text{ }^\circ\text{C}$ ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten konnte unter Freilandbedingungen nicht bestätigt werden. Vielmehr ergab sich unter Freilandbedingungen beim Vergleich aller in den Böden des NO-Hanges bei $12 \text{ }^\circ\text{C}$ bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten zwischen 27 % und 47 % Bodenwassergehalt eine lineare Abnahme mit einem Bestimmtheitsmaß von 80 % ($p < 0,05$).

Zur statistischen Absicherung der Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten wurde für beide Bodenparameter eine bivariate Korrelationsanalyse nach Spearman (Brosius, 1998) durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3-11 dargestellt. Sowohl für den

SW-Hang als auch für den NO-Hang zeigten sich mit Korrelationskoeffizienten von $-0,327$ und $-0,399$ signifikante negative Korrelationen zwischen den während der Meßkampagnen erfaßten Brutto-Nitrifikationsraten. Die Abnahme der Brutto-Nitrifikationsraten mit steigenden Bodenwassergehalten konnte somit für beide Hänge statistisch abgesichert werden.

Tabelle 3-11: Korrelationskoeffizienten r für den Zusammenhang zwischen den mit der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bzw. der BaPS-Methode bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten und der während der Messung vorherrschenden Bodenfeuchte und -temperatur. Die Indizes * und ** stehen für signifikante ($p \leq 0,05$) und hochsignifikante ($p \leq 0,01$) Zusammenhänge.

	SW-Hang		NO-Hang	
	Brutto-Nitrifikation	Bodentemperatur	Brutto-Nitrifikation	Bodentemperatur
Bodenfeuchte	$-0,327^*$	$-0,045$	$-0,399^{**}$	$-0,069$
Bodentemperatur	$0,200$	-	$-0,042$	-

Im Gegensatz dazu konnte weder für den SW-Hang noch für den NO-Hang eine signifikante Korrelation zwischen den Brutto-Nitrifikationsraten und der Bodentemperatur errechnet werden. Auch der Versuch, nichtlineare Regressionsmodelle anzupassen, ergab für keinen der beiden Hänge einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Bodentemperatur und den bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten. Des weiteren konnte eine Korrelation zwischen der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur, wie sie für die Proben zur Bestimmung der Brutto-Ammonifikationsraten gefunden wurde, in diesem Fall nicht nachgewiesen werden.

3.5 Stickstoff-Immobilisierung in den Böden der Versuchsf lächen

Die Immobilisierung von mineralischem Stickstoff im Boden, sowohl NH_4^+ als auch NO_3^- , konnte während der Inkubation der mit ^{15}N angereicherten Bodenproben neben der mikrobiellen Aufnahme durch chemische Absorption an Bodenpartikel geschehen. Die mikrobielle NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierung wurde während der Meßkampagnen unter Verwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bestimmt. Die Bedeutung der chemischen Immobilisierung wurde anhand von Laborversuchen untersucht.

3.5.1 Chemische Immobilisierung von NH_4^+ und NO_3^-

Sofort nach der Injektion von mit ^{15}N angereichertem Ammonium und Nitrat wird dieses teilweise an mineralische und/oder organische Bestandteile der Böden angelagert. Durch diese chemische Immobilisierung sinkt die Anreicherung des Ammonium- bzw. Nitrat-Pools zu

Beginn der Inkubationszeit stärker als dies der tatsächlichen Ammonifikations- bzw. Nitrifikationsrate entspricht. Dieser Effekt konnte in Laborversuchen sowohl für die Ammonifikations- als auch für die Nitrifikationsrate gezeigt werden (Abbildung 3-13), indem die Inkubation von angereicherten Bodenproben zu mehreren Zeitpunkten abgebrochen wurde (s. Kapitel 2.2.2.5 und 2.2.2.6).

Die höchsten Brutto-Ammonifikations- bzw. Brutto-Nitrifikationsraten wurden mit 5,7 und 6,7 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ jeweils während der ersten vier Stunden der Inkubation gemessen. Die Brutto-Ammonifikationsraten zeigten bereits für den Inkubationszeitraum 0-12 h eine Abnahme und erst ab einer mindestens 24-stündigen Inkubation ergaben sich sowohl für die Brutto-Ammonifikations- als auch für die Brutto-Nitrifikationsraten keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den für verschiedene Inkubationsintervalle berechneten Raten. Aus Abbildung 3-13 geht weiterhin hervor, daß sich auch die Brutto-N-Umsatzraten für den Berechnungszeitraum 24-48 h nach der Beimpfung mit ¹⁵N-Lösung, der dem Inkubationszeitraum der Freilandversuche entsprach, nicht signifikant von den nach 24-stündiger Inkubationszeit ermittelten N-Umsatzraten unterschieden.

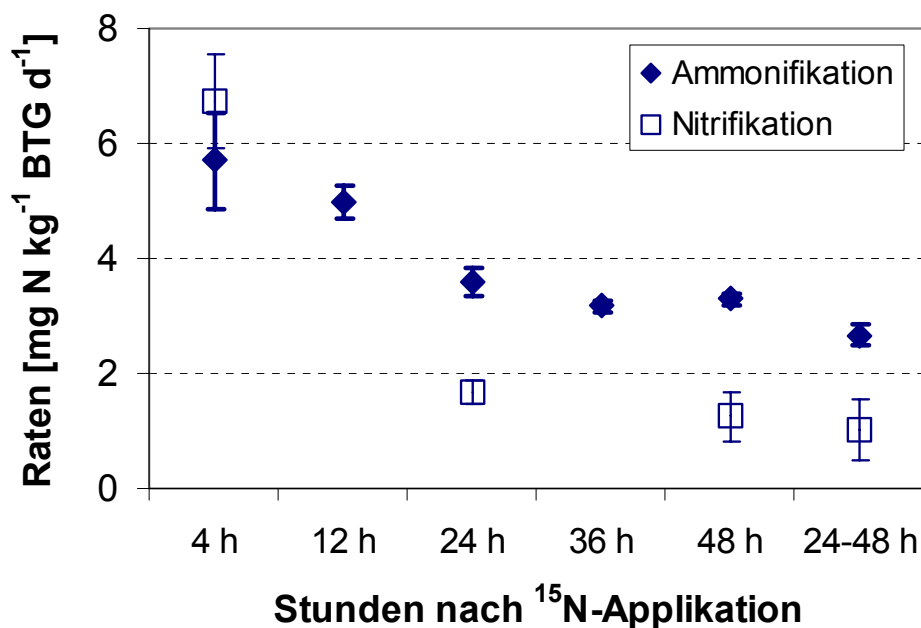


Abbildung 3-13: Veränderung der mit Hilfe der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique bestimmten Brutto-Ammonifikations- und -Nitrifikationsrate in mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (± SE) für verschiedene Berechnungszeiträume, beginnend bei t₀ sofort nach der Zugabe der angereicherten Lösung. Das jeweils letzte Symbol zeigt den Wert für den auch während der Freilandmessungen verwendeten Inkubationszeitraum 24-48 h.

Dieser Zusammenhang allein konnte jedoch nicht erklären, ob die Überschätzung der Ammonifikations- und der Nitrifikationsraten zu Beginn der Inkubationszeit tatsächlich auf

eine chemische Immobilisierung zurückzuführen ist. Auch sollte geklärt werden, in welchem Zeitraum nach der Applikation von gelabeltem Ammonium bzw. Nitrat dieser Prozeß wirksam ist. Deshalb wurde ein weiterer Laborversuch mit autoklavierten Bodenproben des NO-Hanges durchgeführt (Kapitel 2.2.2.5), da auf diesen Flächen aufgrund des höheren Tongehaltes ein größerer Einfluß der chemischen Immobilisierung vermutet wurde. In Abbildung 3-14 sind die Ergebnisse dieser Laboruntersuchungen dargestellt.

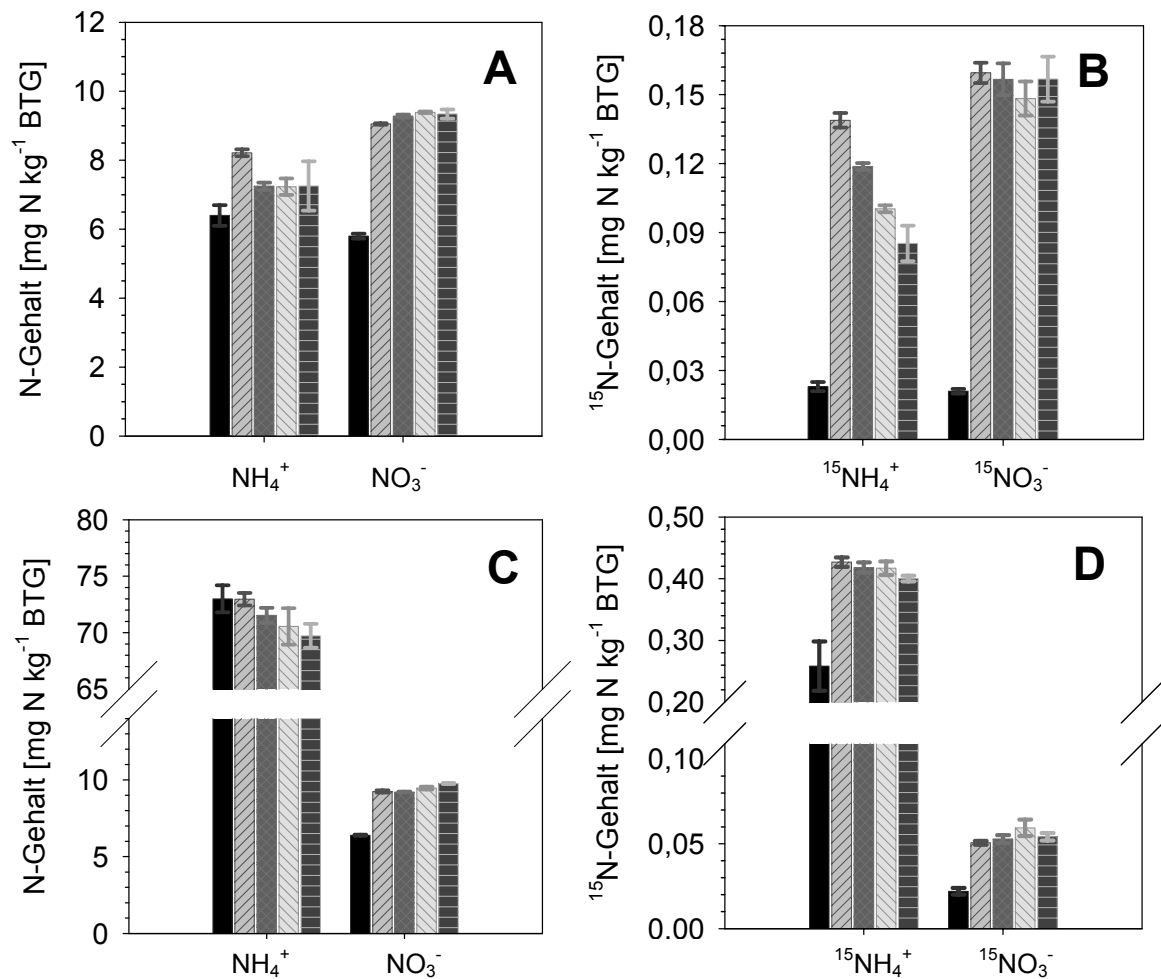


Abbildung 3-14: In 1 M KCl extrahierbare Ammonium- und Nitratgehalte (A) sowie $^{15}\text{NH}_4^+$ - bzw. $^{15}\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen (B) in mg N kg^{-1} BTG (\pm SE) des jeweils angereicherten Pools während der Inkubation von feldfrischem (A+B) und autoklaviertem (C+D) Boden des NO-Hanges. Meßzeitpunkte jeweils vor (■) und sofort nach der Anreicherung (▨), sowie nach 4 h (▩), nach 24 h (▧) und nach 48 h (▨).

Die NH_4^+ - und NO_3^- -Konzentrationen der Bodenproben vor der Anreicherung mit $^{15}\text{NH}_4^+$ bzw. $^{15}\text{NO}_3^-$ lagen bei $6,4 \pm 0,3$ bzw. $5,8 \pm 0,1$ mg N kg^{-1} BTG. Durch die Zugabe der angereicherten NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Lösung stiegen die Ammonium und Nitratgehalte auf $8,2 \pm 0,1$

und $9,1 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG an (Abbildung 3-14A). Die ¹⁵N-Anreicherung stieg von $0,023 \pm 0,002$ bzw. $0,021 \pm 0,001$ mg N kg⁻¹ BTG auf Werte von $0,159 \pm 0,004$ und $0,150 \pm 0,010$ mg N kg⁻¹ BTG für ¹⁵NH₄⁺ bzw. ¹⁵NO₃⁻ an (Abbildung 3-14B).

Die Inkubation von mit ¹⁵NH₄⁺ angereichertem feldfrischem Probenmaterial zeigte bereits nach 4 h eine signifikante Abnahme der Gesamtammoniumkonzentration um 13 % des zum Zeitpunkt t₀ extrahierbaren NH₄⁺-Gehaltes von $7,2 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG (Abbildung 3-14A). Die ¹⁵NH₄⁺-Konzentration fiel im gleichen Zeitraum im Vergleich zur ¹⁵N-Anreicherung zum Zeitpunkt t₀ um 14 % ab (Abbildung 3-14B), wobei der Unterschied auf einem Signifikanzniveau von $p = 0,001$ verschieden war. Im weiteren Zeitverlauf zwischen 4 h und 48 h Inkubationszeit zeigte die Gesamtammoniumkonzentration keine weitere Abnahme mehr. Der ¹⁵NH₄⁺-Gehalt nahm im Gegensatz zur Gesamtammoniumkonzentration zwischen den Zeitpunkten 4 h und 48 h Inkubationszeit weiter signifikant bis auf Werte von $0,085 \pm 0,08$ mg N kg⁻¹ BTG ab ($p < 0,001$).

Im Gegensatz zu den Beobachtungen der mit ¹⁵NH₄⁺ inkubierten Bodenproben wurde bei den Versuchen der mit ¹⁵NO₃⁻ angereicherten Proben innerhalb der 48-stündigen Inkubationszeit eine Zunahme der Gesamtnitratkonzentration von $9,1 \pm 0,0$ auf $9,3 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG beobachtet (Abbildung 3-14A), die für die Zeiträume 0 bis 24 bzw. bis 48 h statistisch signifikant war ($p < 0,05$). Diese Zunahme läßt sich dadurch erklären, daß der Prozeß der Brutto-Nitrifikation mehr Nitrat nachlieferte, als durch die Prozesse NO₃⁻-Immobilisierung und Denitrifikation verbraucht wurden. Der ¹⁵NO₃⁻-Gehalt nahm dennoch während der ersten 4 h nach Applikation der ¹⁵N-Lösung von $0,160 \pm 0,004$ auf $0,157 \pm 0,007$ mg N kg⁻¹ BTG tendenziell ab (Abbildung 3-14B). Im weiteren Verlauf bis 24 h nach der Anreicherung zeigte sich eine weitere Abnahme der ¹⁵NO₃⁻-Konzentration, bevor diese im Boden nach 48 h Inkubationszeit wieder leicht anstieg. Keiner der Unterschiede im ¹⁵NO₃⁻-Pool war jedoch signifikant.

Das Autoklavieren des Bodens führte zu einem enormen Anstieg der NH₄⁺ Konzentration in der Bodenprobe von $6,4 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG vor dem Autoklavieren auf Werte von $73,0 \pm 1,2$ mg N kg⁻¹ BTG nach dem Autoklavieren. Die Zugabe von angereichertem Ammonium erhöhte die ¹⁵NH₄⁺-Konzentration im Boden von $0,258 \pm 0,040$ auf $0,427 \pm 0,008$ mg N kg⁻¹ BTG. Eine weitere Erhöhung der Gesamtammoniumkonzentration konnte jedoch aufgrund des bereits extrem hohen NH₄⁺-Gehaltes nicht mehr festgestellt werden. Auch für diese sterilen Bodenproben ergab sich in den ersten 4 h nach Applikation

der ^{15}N -Lösung eine geringe Abnahme der Gesamtammoniumkonzentration auf $71,5 \pm 0,7 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG und damit um 3 % (Abbildung 3-14C). Der Gehalt an $^{15}\text{NH}_4^+$ ging im gleichen Zeitraum um 2 % zurück (Abbildung 3-14D). Diese Änderungen in der Poolgröße waren jedoch für beide Pools nicht signifikant. Eine chemische Immobilisierung konnte wahrscheinlich aufgrund der vor der Applikation der ^{15}N -Lösung im Verlauf des Autoklavierens der Bodenprobe bereits erfolgten Sättigung der Austauscherplätze von Tonmineralen und Huminstoffen nicht mehr in meßbarem Umfang erfolgen. Eine signifikante Abnahme der Gesamt- NH_4^+ -Konzentration ergab sich nach Abbildung 3-14C jedoch für die Zeiträume 0-24 und 4-48 h nach der Applikation der ^{15}N -Lösung ($p < 0,05$).

Der Nitratpool zeigte mit Werten von $5,8 \pm 0,1$ und $6,3 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG vor und nach dem Autoklavieren keine auffällige Erhöhung der Gesamtnitratkonzentration durch die Behandlung der Bodenproben im Autoklaven. Die Zugabe der $^{15}\text{NO}_3^-$ Lösung ergab eine Gesamtnitratkonzentration von $9,2 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG, wobei der $^{15}\text{NO}_3^-$ -Gehalt von $0,022 \pm 0,002$ auf $0,051 \pm 0,001 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG anstieg. Damit konnte bei gleicher Gesamtnitratkonzentration bereits wenige Minuten nach der Applikation der ^{15}N -Lösung eine um den Faktor drei niedrigere $^{15}\text{NO}_3^-$ -Konzentration aus den autoklavierten Proben extrahiert werden als aus den feldfrischen Bodenproben sofort nach der ^{15}N -Anreicherung. Im Inkubationsverlauf unterlag der Gesamtnitratpool in den ersten 4 h der Inkubation keiner Veränderung, zeigte aber nach 24 h und 48 h mit Werten von $9,5 \pm 0,1$ bzw. $9,8 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG höhere Werte als die feldfrischen mit $^{15}\text{NO}_3^-$ angereicherten Proben im gleichen Zeitraum (Abbildung 3-14C). Die nach 48 h ermittelte Gesamtnitratkonzentration lag signifikant über allen anderen Werten. Für den $^{15}\text{NO}_3^-$ -Pool wurde bis 24 h nach Applikation der ^{15}N -Lösung ebenfalls ein leichter Anstieg auf Werte von $0,059 \pm 0,005 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG beobachtet (Abbildung 3-14D). Der nach einer Inkubationszeit von 48 h ermittelte $^{15}\text{NO}_3^-$ Gehalte lag jedoch mit $0,054 \pm 0,002 \text{ mg N kg}^{-1}$ BTG wieder etwas niedriger. Alle Änderungen des $^{15}\text{NO}_3^-$ Pools waren jedoch nicht signifikant.

Zusammenfassend konnte gezeigt werden, daß das Autoklavieren der Bodenproben zu einer extremen Erhöhung des Gesamt- NH_4^+ -Gehaltes im Boden führte und dadurch möglicherweise Veränderungen im NH_4^+ -Pool, die sich durch die Zugabe von $^{15}\text{NH}_4^+$ ergaben, überlagerte. Eine eindeutige Aussage zur chemischen NH_4^+ -Immobilisierung war daher nicht möglich. Im Falle des $^{15}\text{NO}_3^-$ -Pools zeigte sich jedoch eine wesentlich geringere Extrahierbarkeit von $^{15}\text{NO}_3^-$ zum Zeitpunkt t_0 sofort nach der Applikation der ^{15}N -Lösung im Vergleich zu den feldfrischen Proben. Für Nitrat fand folglich eine deutliche chemische Immobilisierung des

zugeführten $^{15}\text{NO}_3^-$ während und sofort nach der Applikation der ^{15}N -Lösung statt, die jedoch zum Zeitpunkt t_0 , etwa 10 min nach der Applikation bereits abgeschlossen sein mußte, so daß sie für den Zeitraum bis 4 h nicht mehr erfaßt werden konnte.

3.5.2 Mikrobielle Stickstoff-Immobilisierung

Die Anwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique ermöglicht, sofern die Anreicherung sowohl mit $^{15}\text{NH}_4^+$ als auch mit $^{15}\text{NO}_3^-$ erfolgt, nicht nur die Bestimmung der Brutto-Ammonifikation- und der Brutto-Nitrifikationsraten. Vielmehr können mit dieser Methode auch die NH_4^+ - und die NO_3^- -Immobilisierungsraten berechnet werden, die den Anteil an Ammonium bzw. Nitrat beschreibt, der von den Mikroorganismen zum Zellaufbau genutzt wird. Voraussetzung hierfür ist der Ausschluß der N-Aufnahme in Form von NH_4^+ bzw. NO_3^- durch Pflanzen. Außerdem wird bei der Verwendung der Methode davon ausgegangen, daß die Denitrifikationsraten im Vergleich zur NO_3^- -Immobilisierung vernachlässigbar gering sind (Kapitel 2.2.2.1). In Abbildung 3-15 wurden die Raten der während der Meßkampagnen 1999-2001 ermittelten NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierung zusammengefaßt.

Im Folgenden werden die addierten Werte der mikrobiellen NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierung als Gesamt-N-Immobilisierung bezeichnet. Signifikante Unterschiede zwischen den Raten der Gesamt-N-Immobilisierung zweier Flächen bzw. Jahreszeiten wurden dann ausgewiesen, wenn sowohl die NH_4^+ - als auch die NO_3^- -Immobilisierung eine signifikante Ab- bzw. Zunahme zeigte.

Die während der drei Untersuchungsjahre ermittelte mikrobielle Gesamt-N-Immobilisierung ergab Werte zwischen 21,3 und 1,0 $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wobei die Raten im dritten Versuchsjahr ausnahmslos unter 6 $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ lagen (Abbildung 3-15). Im April 1999 wurde die mikrobielle Immobilisierung auf dem NO-Hang nicht erfaßt. Im April 2001 konnte für die beiden Kontrollflächen und im Oktober 2001 für die NO_K-Flächen keine NH_4^+ -Immobilisierung beobachtet werden.

Einfluß der Jahreszeiten

Jahr 1999. In den Böden beider Kontrollflächen wurde die höchste Gesamt-N-Immobilisierung im Herbst erreicht, wobei jeweils der Beitrag der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung ausschlaggebend war (Abbildung 3-15 oben). In den Böden der SW_S-Flächen lag im April sowohl die NH_4^+ - als auch die NO_3^- -Immobilisierung mit $7,4 \pm 2,0$ bzw. $3,8 \pm 0,6 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, und damit auch die Gesamt-N-Immobilisierung, über den

während der beiden anderen Meßkampagnen im Sommer und Herbst bestimmten Werten. Die niedrigste Gesamt-N-Immobilisierung wurde in den Böden beider Bewirtschaftungsvarianten des SW-Hanges sowie der NO_K-Flächen im Sommer ermittelt. Auf allen drei Flächen lag dies an der deutlich niedrigeren NH₄⁺-Immobilisierung, die während der Sommermeßkampagne nur 25-47 % der Gesamt-N-Immobilisierung ausmachte im Vergleich zu 67-84 % im Herbst. Die NO₃⁻-Immobilisierung zeigte im Sommer in den Böden der SW_K-Flächen mit $6,2 \pm 2,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ sogar die höchsten Raten. Für die NO_S-Flächen ergab sich mit $10,5 \pm 1,4$ und $10,0 \pm 3,0$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ kein signifikanter Unterschied zwischen der im August und Oktober ermittelten Gesamt-N-Immobilisierung, jedoch lag der Anteil der NH₄⁺-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung im Sommer mit 60 % geringfügig niedriger als im Herbst mit 78 %. Keiner der saisonalen Unterschiede zwischen den im Jahr 1999 bestimmten Raten der NH₄⁺- oder der NO₃⁻-Immobilisierung war signifikant.

Jahr 2000. Auf dem SW-Hang wurde für beide Bewirtschaftungsvarianten ein starker Rückgang der Gesamt-N-Immobilisierung im Verlauf des Jahres 2000 beobachtet, wobei sowohl für die SW_K- als auch die SW_S-Flächen die Unterschiede zwischen den im Frühjahr ($16,8 \pm 0,4$ bzw. $8,1 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹) und im Sommer ($4,2 \pm 0,3$ bzw. $2,8 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹) sowie zwischen den im Frühjahr und im Herbst ($2,0 \pm 0,1$ und $0,8 \pm 0,0$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹) bestimmten Raten signifikant waren ($p < 0,05$ bzw. $p < 0,001$). Auch für die NO_K-Flächen wurde eine deutliche Abnahme der Gesamt-N-Immobilisierung über das Jahr beobachtet (Abbildung 3-15 Mitte). Während jedoch die Abnahme der NH₄⁺-Immobilisierung in den Böden der NO_K-Flächen über den gesamten Zeitverlauf signifikant waren, zeigten sich für die Gesamt-N-Immobilisierung nur zwischen April und Juli signifikante Unterschiede, da im Herbst die NO₃⁻-Immobilisierung sogar wieder leicht anstieg. In den Böden der NO_S-Flächen ergab sich die höchste Gesamt-N-Immobilisierung im Sommer, wobei dies eindeutig auf die hohe NH₄⁺-Immobilisierung mit $7,9 \pm 0,8$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ zurückzuführen war. Die NO₃⁻-Immobilisierung zeigte dagegen ebenfalls für die NO_S-Flächen im Sommer mit $1,0 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die niedrigsten Werte. Wie für alle anderen Flächen wurde auch auf den NO_S-Flächen die niedrigste Gesamt-N-Immobilisierung mit $4,2 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ im Oktober gemessen, wobei jedoch nur die Abnahme für die NH₄⁺-Immobilisierung signifikant war ($p < 0,001$). Der Anteil der NH₄⁺-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung sank auf allen Flächen von 80-88 % im Sommer auf Werte zwischen 45 % und 64 % im Herbst ab.

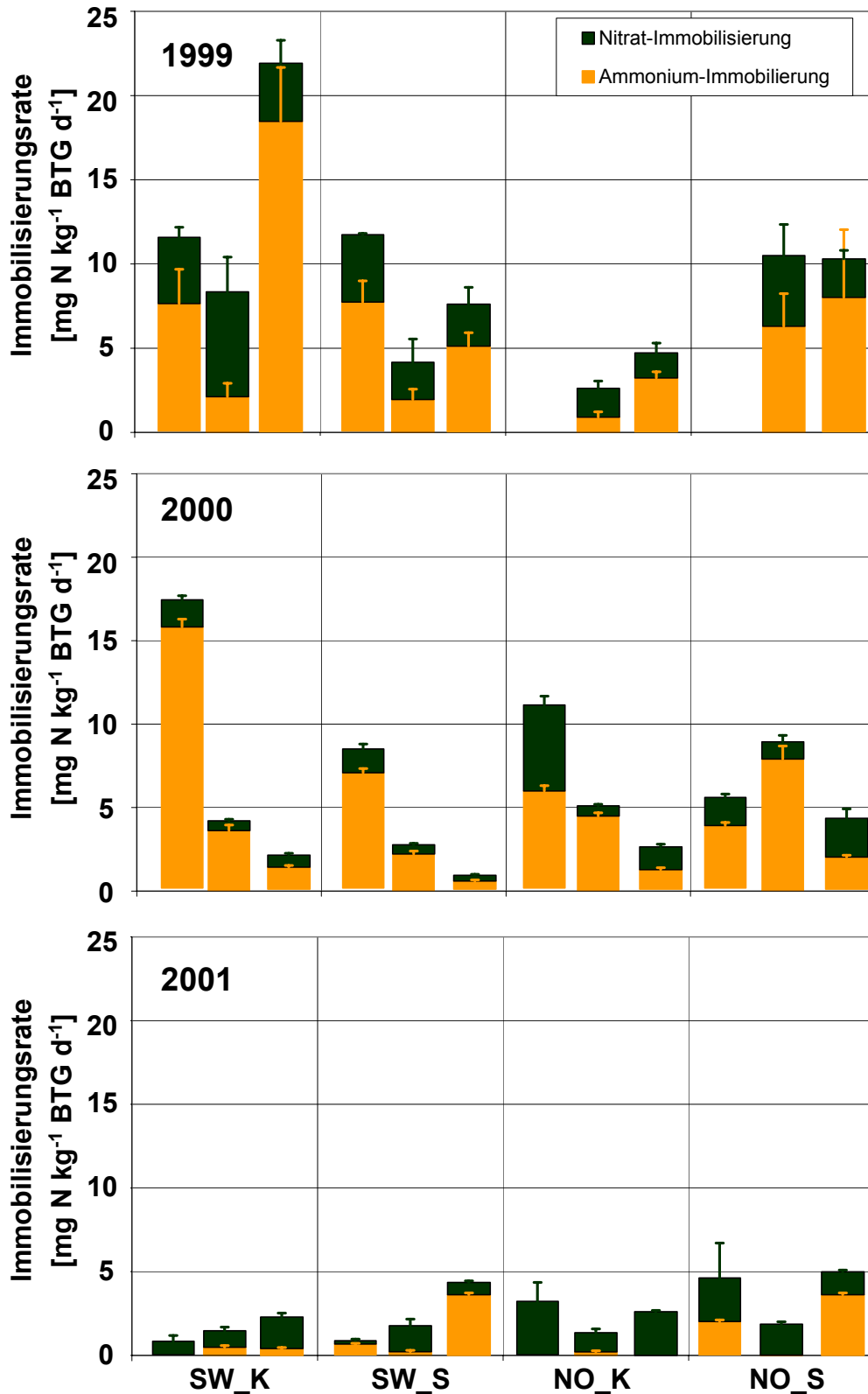


Abbildung 3-15: Für die Untersuchungsflächen in den Jahren 1999-2001 berechnete NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierung in $\text{mg N kg}^{-1} \text{BTG d}^{-1}$. Jeweils der linke Balken einer Fläche zeigt die Raten im Frühjahr, der mittlere im Sommer und der rechte im Herbst. Die Raten für April 1999 auf dem NO-Hang wurden nicht bestimmt. Im Jahr 2001 konnte für drei Flächen keine NH_4^+ -Immobilisierung detektiert werden.

Jahr 2001. Im Gegensatz zum Vorjahr zeigte sich im Jahresverlauf 2001 in den Böden beider Bewirtschaftungsvarianten des SW-Hanges ein deutlicher, jedoch nicht signifikanter Anstieg der Gesamt-N-Immobilisierung (Abbildung 3-15 unten). Lediglich im Oktober 2001 ergab die NH_4^+ -Immobilisierung in den Böden der SW_S-Flächen mit $3,5 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ signifikant höhere Werte als im Sommer. In den Böden der SW_K-Flächen führte die NO_3^- -Immobilisierung zu einer Erhöhung der Gesamt-N-Immobilisierung, zumal im April auf den SW_K-Flächen keine NH_4^+ -Immobilisierung beobachtet werden konnte und die im Sommer in den Böden der SW_S-Flächen bestimmten Werte mit $0,01 \pm 0,01 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ nahe an der Detektionsgrenze lagen. In den Böden des NO-Hanges wurde die niedrigste Gesamt-N-Immobilisierung jeweils im Sommer beobachtet, wobei dies für die NO_S-Flächen hauptsächlich auf NH_4^+ -Immobilisierungsraten zurückzuführen war, die unterhalb der Erfassungsgrenze der Methode lagen. In den Böden der NO_K-Flächen konnte eine NH_4^+ -Immobilisierung dagegen mit $0,2 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ausschließlich im Sommer detektiert werden. Die im April und September ermittelte Gesamt-N-Immobilisierung unterschied sich für beide Bewirtschaftungsvarianten nur sehr geringfügig. Während in den Böden der NO_K-Flächen im Frühjahr mit $2,5 \pm 2,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ eine höhere NO_3^- -Immobilisierung ermittelt wurden als im Herbst mit $1,4 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, lag die Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der NO_S-Flächen mit $4,9 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ im Herbst geringfügig höher als im Frühjahr mit $4,5 \pm 1,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wobei dies an den höheren Raten der NH_4^+ -Immobilisierung im Vergleich zum April lag. Keine der für das Jahr 2001 beschriebenen Unterschiede zwischen den Raten der Gesamt-N-Immobilisierung in den einzelnen Jahreszeiten war signifikant.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, konnte weder für die NH_4^+ - noch für die NO_3^- -Immobilisierung ein eindeutiger Einfluß der Jahreszeiten abgeleitet werden. Die deutliche abnehmende Tendenz der NH_4^+ -Immobilisierung im Jahresverlauf 2000 sowohl für die beide Flächen des SW-Hanges als auch für die NO_K-Flächen ergab sich weder im Vorjahr noch konnte sie während der nachfolgenden Meßkampagnen im Jahr 2001 bestätigt werden.

Einfluß des Klimas auf den Kontrollflächen

Jahr 1999. Aufgrund fehlender Daten für die Böden der NO_K-Flächen war ein Vergleich der für die Kontrollflächen bestimmten Gesamt-N-Immobilisierung für die Frühjahrsmeßkampagne nicht möglich (Abbildung 3-15 oben). Die Gesamt-N-Immobilisierung zeigte in

den Böden der SW_K-Flächen im Sommer und Herbst Werte von $8,4 \pm 1,6$ und $21,3 \pm 2,6$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹, während die in den Böden der NO_K-Flächen ermittelten Raten bei $2,6 \pm 0,3$ bzw. $4,6 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ lagen. Damit ergaben sich für diese beiden Jahreszeiten für die SW_K-Flächen um den Faktor 3,2 bzw. 4,7 höhere Gesamt-N-Immobilisierungsraten als für NO_K-Flächen, wobei in den Böden der SW_K-Flächen höhere Absolutwerte sowohl für die NH₄⁺-Immobilisierung als auch für die NO₃⁻-Immobilisierung beobachtet werden konnten. Der Anteil der NH₄⁺-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung lag im Sommer in den Böden der SW_K-Flächen mit 25 % zu 35 % etwas niedriger als für die NO_K-Flächen, im Herbst dagegen mit 84 zu 68 % deutlich darüber.

Jahr 2000. Auch im Frühjahr 2000 wurden in den Böden der SW_K-Flächen mit $16,8 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die höhere Gesamt-N-Immobilisierung bestimmt als in denen der NO_K-Flächen mit $10,7 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Die NO₃⁻-Immobilisierung in den Böden der NO_K-Flächen lag dagegen signifikant über der der SW_K-Flächen (Abbildung 3-15 Mitte), was für die NO_K-Flächen mit 47 % zu einem deutlich höheren Anteil der NO₃⁻-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung im Vergleich zu 9 % für die SW_K-Flächen führte. Im Juli und September wurde dagegen mit $5,1 \pm 0,2$ und $2,5 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die NO_K-Flächen jeweils die höhere Gesamt-N-Immobilisierung beobachtet als für die SW_K-Flächen mit $4,2 \pm 0,3$ und $2,0 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Während der Anteil der NO₃⁻-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung im Juli mit 14 % (SW_K) und 12 % (NO_K) in den Böden beider Flächen sehr niedrig war, wurde im Herbst in den Böden der NO_K-Flächen mit 54 % ein wesentlich höherer prozentualer Anteil der NO₃⁻-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung verzeichnet als in denen der SW_K-Flächen mit 36 %.

Jahr 2001. Im Frühjahr 2001 konnte weder für die Böden der SW_K- noch der NO_K-Flächen eine NH₄⁺-Immobilisierung bestimmt werden (Abbildung 3-15 unten). Die NO₃⁻-Immobilisierung übertraf, analog zu den Ergebnissen vom Frühjahr 2000, in den Böden der NO_K-Flächen mit Werten von $3,1 \pm 1,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die Raten der SW_K-Flächen mit $0,8 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Im Sommer zeigte die Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der beiden Kontrollflächen mit $1,5 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für den SW-Hang und $1,4 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für den NO-Hang nur einen marginalen Unterschied, wobei die NH₄⁺-Immobilisierung mit einem Anteil von 33 % an der Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der SW_K-Flächen eine deutlich größere Bedeutung hatte als in denen der NO_K-

Flächen mit 15 %. Im Herbst wurde in den Böden der NO_K-Flächen wiederum keine NH_4^+ -Immobilisierung beobachtet. Die in den Böden der NO_K-Flächen ermittelte NO_3^- -Immobilisierung lag jedoch mit $2,6 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ höher als die für die SW_K-Flächen ermittelte NO_3^- -Immobilisierung mit $1,9 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,05$) bzw. die Gesamt-N-Immobilisierung mit $2,3 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wobei jedoch auch in den Böden der SW_K-Flächen der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung mit 18 % sehr gering war. Keiner der Unterschiede zwischen den Gesamt-N-Immobilisierungsraten der beiden Kontrollflächen war statistisch signifikant.

Einfluß des Klimas auf den Schirmhiebsflächen

Jahr 1999. Da die Gesamt-N-Immobilisierung auf den NO_S-Flächen im Frühjahr nicht bestimmt wurde, war ein Vergleich zwischen den Schirmhiebsflächen nur für August und Oktober möglich (Abbildung 3-15 oben). Für diese beiden Meßkampagnen zeigten jeweils die Böden der NO_S-Flächen mit $10,5 \pm 1,4$ und $10,0 \pm 3,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ die höhere Gesamt-N-Immobilisierung gegenüber denen der SW_S-Flächen mit $4,2 \pm 0,8$ bzw. $7,4 \pm 0,6 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Während die NH_4^+ -Immobilisierung im Sommer auf den SW_S-Flächen nur einen Anteil von 47 % an der Gesamt-N-Immobilisierung hatte, machte sie auf den NO_S-Flächen mit 60 % über die Hälfte der Gesamt-N-Immobilisierung aus. Auch im Oktober lag der NH_4^+ -Anteil für die NO_S-Flächen mit 78 % der Gesamt-N-Immobilisierung höher als für die SW_S-Flächen mit 67 %.

Jahr 2000. Im Frühjahr 2000 ergab sich für die SW_S-Flächen im Vergleich zu den NO_S-Flächen eine deutlich höhere Gesamt-N-Immobilisierung, obwohl die NO_3^- -Immobilisierung mit $1,7 \pm 0,2$ und $1,4 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ in den Böden der NO_S-Flächen geringfügig höhere Werte zeigte als in denen der SW_S-Flächen (Abbildung 3-15 Mitte). Im Gegensatz dazu ergab jedoch in den Böden der NO_S-Flächen die NH_4^+ -Immobilisierung mit $3,7 \pm 0,2$ gegenüber $6,7 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ signifikant niedrigere Werte als in den Böden der SW_S-Flächen. Daher lag der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung für die NO_S-Flächen mit 69 % deutlich unter dem der SW_S-Flächen mit 83 %. Die im Juli und Oktober 2000 ermittelte Gesamt-N-Immobilisierung zeigte dagegen mit $9,0 \pm 0,7$ und $4,2 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ jeweils für die NO_S-Flächen die höheren Werte als für die SW_S-Flächen mit $2,8 \pm 0,1$ und $0,8 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wobei lediglich der im Herbst beobachtete Unterschied signifikant war. Im Sommer ergab sich in den Böden der NO_S-Flächen eine signifikant höhere NH_4^+ -Immobilisierung gegenüber denen der SW_S-Flächen

($p < 0,001$), was sich auch im höheren Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung von 80 % (SW_S) gegenüber 88 % (NO_S) zeigte.

Jahr 2001. Im Frühjahr 2001 wurde im Gegensatz zu den Messungen im Frühjahr 2000 auf den NO_S-Flächen sowohl eine höhere NH_4^+ - als auch NO_3^- -Immobilisierung beobachtet, wobei jedoch nur der Unterschied zwischen den Raten der NH_4^+ -Immobilisierung signifikant war. Dennoch lag der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der SW_S-Flächen mit 77 % deutlich über dem der NO_S-Flächen mit 43 %. Im Sommer wurden für die Böden der SW_S- und die NO_S-Flächen mit $1,8 \pm 0,4$ und $1,9 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ nahezu identische Werte für die Gesamt-N-Immobilisierung ermittelt, wobei der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der NO_S-Flächen mit einem Absolutwert von $0,01 \pm 0,01 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ kaum meßbar war (Abbildung 3-15 unten). Im Herbst wurde in den Böden der NO_S-Flächen eine höhere Gesamt-N-Immobilisierung gemessen als in denen der SW_S-Flächen, wobei jedoch nur die in den Böden der NO_S-Flächen bestimmte NO_3^- -Immobilisierung signifikant über der in den Böden der SW_S-Flächen ermittelten NO_3^- -Immobilisierung lag ($p = 0,001$). Der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung übertraf dementsprechend für die NO_S-Flächen mit 83 % den in den Böden der SW_S-Flächen bestimmten Anteil von 72 %.

Einfluß der Bewirtschaftung auf dem SW-Hang

Jahr 1999. Die im Frühjahr 1999 in den Böden der beiden Untersuchungsflächen des SW-Hanges ermittelten Gesamt-N-Immobilisierungsraten unterschieden sich mit $11,2 \pm 1,3$ und $11,3 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ nicht signifikant voneinander. Der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung war mit 66 % auf beiden Flächen ebenfalls identisch (Abbildung 3-15 oben). Auch im Juli zeigten die Werte der NH_4^+ -Immobilisierung mit $2,1 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (SW_K) und $2,0 \pm 0,6 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (SW_S) nur ein geringfügiger Unterschied zwischen den Werten beider Bewirtschaftungsvarianten, jedoch lag der ermittelte Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung in den Böden der SW_S-Flächen mit 35 % der Gesamt-N-Immobilisierung höher als in denen der SW_K-Flächen mit 25 %. Daher ergab sich in den Böden der SW_K-Flächen mit $8,4 \pm 1,6 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ eine um den Faktor zwei höhere Gesamt-N-Immobilisierung als für die Böden der SW_S-Flächen mit $4,2 \pm 0,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, auch wenn dieser Unterschied aufgrund der hohen Schwankungen zwischen den Raten in den Parallelansätzen einer Fläche nicht signifikant war. Im Herbst

wurde ebenfalls für die SW_K-Flächen eine deutlich höhere Gesamt-N-Immobilisierung verzeichnet als für die SW_S-Flächen. Für die Herbstmeßkampagne war jedoch der höhere Wert zum überwiegenden Teil auf die höhere NH_4^+ -Immobilisierung zurückzuführen, die in den Böden der SW_K-Flächen 84 % der Gesamt-N-Immobilisierung ausmachte im Vergleich zu 60 % in denen der SW_S-Flächen.

Jahr 2000. Während aller drei im Jahr 2000 durchgeführten Meßkampagnen wurde in den Böden der SW_K-Flächen mit $16,8 \pm 0,4$, $4,2 \pm 0,3$ und $2,0 \pm 0,1$ $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ jeweils eine höhere Gesamt-N-Immobilisierung bestimmt als in denen der SW_S-Flächen mit $8,1 \pm 0,2$, $2,8 \pm 0,1$ und $0,8 \pm 0,0$ $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wobei sich jedoch nur die im Herbst ermittelten Werte signifikant voneinander unterschieden (Abbildung 3-15 Mitte). Für die NH_4^+ -Immobilisierung ergaben sich dagegen in den Böden der SW_K-Flächen mit $15,3 \pm 0,5$, $3,6 \pm 0,3$ und $1,3 \pm 0,1$ $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für alle Meßkampagnen höchstsignifikant höhere Werte als für die SW_S-Flächen mit $6,7 \pm 0,2$, $2,2 \pm 0,2$ bzw. $0,5 \pm 0,1$ $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,001$), wohingegen die NO_3^- -Immobilisierung jeweils für die SW_S-Flächen die niedrigeren Werte zeigte als für die SW_K-Flächen. Daher lag auch der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung mit 91, 86 und 64 % gegenüber 83, 80 und 59 % für alle drei Bestimmungstermine in den Böden der SW_K-Flächen höher als in denen der SW_S-Flächen.

Jahr 2001. Wie bereits im Frühjahr 1999 beobachtet, zeigten die Raten der Gesamt-N-Immobilisierung im Frühjahr 2001 für beide Untersuchungsflächen des SW-Hanges mit jeweils $0,8$ $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ keinen Unterschied. Während jedoch in den Böden der SW_K-Flächen keine NH_4^+ -Immobilisierung gemessen werden konnte, machte der in den Böden der SW_S-Flächen bestimmte NH_4^+ -Anteil mit 77 % den Hauptteil der Gesamt-N-Immobilisierung aus. Im Sommer und Herbst zeigten jeweils die SW_S-Flächen mit $1,8 \pm 0,4$ und $4,3 \pm 0,1$ $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ höhere Gesamt-N-Immobilisierungsraten als die SW_K-Flächen mit $1,5 \pm 0,2$ bzw. $2,2 \pm 0,2$ $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (Abbildung 3-15 unten), wobei jedoch nur die im Herbst bestimmten Werte signifikant verschieden waren ($p < 0,05$). Während jedoch im Sommer die höhere Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der SW_S-Flächen auf eine deutlich, aber nicht signifikant, höhere NO_3^- -Immobilisierung zurückzuführen war, ergab sich im Herbst die höhere Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der SW_S-Flächen durch die signifikant höhere NH_4^+ -Immobilisierung ($p < 0,05$). Dies zeigte sich auch in der Betrachtung der Anteile der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung. Im Juli ergab sich mit 33 zu 12 % ein höherer Anteil der NH_4^+ -Immobilisie-

rung in den Böden der SW_K-Flächen, im September mit 18 zu 83 % in den Böden der SW_S-Flächen, jeweils auf die Gesamt-N-Immobilisierung bezogen.

Einfluß der Bewirtschaftung auf dem NO-Hang

Jahr 1999. In den Böden des NO-Hanges wurde im Frühjahr 1999 keine Gesamt-N-Immobilisierung bestimmt. Im Sommer und Herbst wurde für die NO_K-Flächen mit $2,6 \pm 0,3$ und $4,6 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ eine deutlich, aber nicht signifikant, niedrigere Gesamt-N-Immobilisierung ermittelt als für die Böden der NO_S-Flächen mit $10,5 \pm 1,4$ und $10,0 \pm 3,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Mit 35 % der Gesamt-N-Immobilisierung im Juli und 68 % im Oktober hatte die NH₄⁺-Immobilisierung in den Böden der NO_K-Flächen einen wesentlich geringeren Anteil als in denen der NO_S-Flächen mit 60 und 78 % für die jeweiligen Monate.

Jahr 2000. Die im Frühjahr 2000 in den Böden der NO_K-Flächen ermittelte Gesamt-N-Immobilisierung lag mit $10,7 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ um den Faktor zwei höher als der für die NO_S-Flächen bestimmte Wert von $5,3 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹, wobei dieser signifikante Unterschied ($p < 0,05$) hauptsächlich auf die deutlich höhere NO₃⁻-Immobilisierung in den Böden der NO_K-Flächen gegenüber denen der NO_S-Flächen zurückzuführen war. Im Juli und Oktober zeigten dagegen jeweils die Böden der NO_S-Flächen mit $9,0 \pm 0,7$ und $4,2 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ höhere Gesamt-N-Immobilisierungsraten als die NO_K-Flächen mit $5,1 \pm 0,2$ und $2,5 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Signifikante Unterschiede ergaben sich hinsichtlich der NH₄⁺-Immobilisierung ($p < 0,01$), die für die NO_S-Flächen mit $1,0 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ höhere Werte aufwies als für die NO_K-Flächen mit $0,6 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Die auf den beiden Flächen ermittelten Anteile der NH₄⁺-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung unterschieden sich weder im Sommer (88 %) noch im Herbst (46 %).

Jahr 2001. Während aller drei Meßkampagnen im Jahr 2001 wurde in den Böden der NO_K-Flächen mit $3,1 \pm 1,1$, $1,4 \pm 0,2$ und $2,6 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die niedrigere Gesamt-N-Immobilisierung beobachtet als in denen der NO_S-Flächen mit $4,5 \pm 1,1$, $1,9 \pm 0,1$ bzw. $4,9 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹, obwohl die NO₃⁻-Immobilisierung im Frühjahr und im Herbst in den Böden der NO_S-Flächen niedriger war als in denen der NO_K-Flächen. Im September zeigte sich dieser Unterschied sogar höchstsignifikant ($p < 0,001$). Jedoch konnte weder im Frühjahr noch im Herbst in den Böden der NO_K-Flächen eine NH₄⁺-Immobilisierung beobachtet werden. Dies stand im Gegensatz zu den NO_S-Flächen mit Werten von

$1,9 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ im April und $3,5 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ im September, was in beiden Fällen in den Böden der NO_S-Flächen zu höheren Gesamt-N-Immobilisierungsraten führte. Im Sommer lag dagegen die Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der NO_S-Flächen über dem für die NO_K-Flächen ermittelten Wert, obwohl für die NO_S-Flächen mit $0,01 \pm 0,01$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ nahezu keine NH₄⁺-Immobilisierung beobachtet wurde.

Vergleich der Jahresmittelwerte

Der *Vergleich der Kontrollflächen* zeigte für die Jahre 1999 und 2000 in den Böden der SW_K-Flächen mit $18,9 \pm 2,1$ bzw. $9,1 \pm 0,5$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ im Vergleich zu den NO_K-Flächen mit $7,2 \pm 0,5$ und $5,3 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ eine deutlich höhere mittlere jährliche Gesamt-N-Immobilisierung, wobei nur der Unterschied im Jahr 1999 signifikant war (Tabelle 3-12). Dies ergab sich in beiden Jahren hauptsächlich aufgrund der in den Böden der NO_K-Flächen bestimmten deutlich niedrigeren Anteile der NH₄⁺-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung mit 61 % und 65 % für die Jahre 1999 und 2000 im Gegensatz zu 78 % und 90 % in den Böden der SW_K-Flächen. Im dritten Versuchsjahr 2001 wurde mit $2,7 \pm 0,3$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die NO_K-Flächen eine höhere mittlere Gesamt-N-Immobilisierung ermittelt als für die SW_K-Flächen mit $1,8 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Im Gegensatz zu den Vorjahren ergab sich dieser Unterschied aus den niedrigeren Anteilen der NH₄⁺-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung von 8 % in den Böden der NO_K-Flächen gegenüber 24 % in denen der SW_K-Flächen (Tabelle 3-12). Der Vergleich der Gesamt-mittelwerte ergab für die SW_K-Flächen mit $9,9 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ die höhere Gesamt-N-Immobilisierung im Vergleich zu den NO_K-Flächen mit $4,3 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹. Auch der Anteil der NH₄⁺-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung lag im Mittel aller Versuchsjahre in den Böden der SW_K-Flächen mit 78 % über dem der NO_K-Flächen mit 52 %.

Der *Vergleich der Schirmhiebsflächen* ergab für alle drei Untersuchungsjahre für die NO_S-Flächen eine höhere mittlere Gesamt-N-Immobilisierung als für die SW_S-Flächen (Tabelle 3-12). Der Unterschied war jedoch nur im Jahr 2001 mit $5,1 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (NO_S) gegenüber $3,2 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ (SW_S) signifikant ($p < 0,05$). Über alle Versuchsjahre betrachtet ergab sich für die NO_S-Flächen mit einem Gesamtmittelwert von $7,1 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ebenfalls eine signifikant höhere Gesamt-N-Immobilisierung als für die SW_S-Flächen mit $5,2 \pm 0,1$ mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ ($p < 0,05$). Die NH₄⁺-Immobilisierung wies im Jahr 1999 für die NO_S-Flächen mit 68 % einen geringfügig höheren Anteil an der

Gesamt-N-Immobilisierung auf als für die SW_S-Flächen mit 62 %. In den Jahren 2000 und 2001 ergaben sich trotz der höheren Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der NO_S-Flächen mit 70 bzw. 67 % geringere Anteile der NH_4^+ -Immobilisierung im Vergleich zu denen der SW_S-Flächen mit 82 und 72 %. Dies deutet auf eine deutlich höhere mittlere jährliche NO_3^- -Immobilisierung in den Böden der NO_S- im Vergleich zu den SW_S-Flächen hin. Im Mittel der drei Untersuchungsjahre ergab sich in den Böden der SW_S-Flächen mit durchschnittlich 78 % gegenüber 68 % ein höherer Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung als in den Böden der NO_S-Flächen.

Tabelle 3-12: Jahresmittelwerte und Gesamtmittelwert (Gesamt-MW) der für die Jahre 1999-2001 berechneten Gesamt-N-Immobilisierung der einzelnen Versuchsflächen in $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (\pm mittlerer Fehler) und der prozentualen Anteile der NH_4^+ -Immobilisierung. Verschiedene Indizes ^{ab} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der Bewirtschaftungsvarianten eines Hanges. Verschiedene Indizes ^{AB} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der beiden Hänge. Mit * gekennzeichnete Werte zeigen außerdem signifikante Unterschiede zum Vorjahr ($p < 0,05$). Signifikante Unterschiede zwischen den Raten der Gesamt-N-Immobilisierung zweier Flächen bzw. Jahre ergaben sich dann, wenn sowohl für die NH_4^+ - als auch für die NO_3^- -Immobilisierung signifikante Unterschiede festgestellt werden konnten.

		SW_K	SW_S	NO_K	NO_S
1999	Immobilisierung	18,88 \pm 2,09 ^{aA}	7,16 \pm 0,47 ^{aA}	4,11 \pm 0,28 ^{aB}	10,10 \pm 1,29 ^{aA}
	NH_4^+ -Anteil (%)	78	62	61	68
2000	Immobilisierung	9,08 \pm 0,46 ^{aA*}	5,27 \pm 0,21 ^{aA}	6,14 \pm 0,15 ^{aA}	5,99 \pm 0,18 ^{aA}
	NH_4^+ -Anteil (%)	90	82	65	70
2001	Immobilisierung	1,77 \pm 0,13 ^{aA}	3,24 \pm 0,11 ^{bA}	2,69 \pm 0,32 ^{aA}	5,08 \pm 0,10 ^{aB}
	NH_4^+ -Anteil (%)	24	72	8	67
Gesamt-MW	Immobilisierung	9,90\pm0,39^{aA}	5,22\pm0,12^{aA}	4,31\pm0,13^{aA}	7,06\pm0,14^{aB}
	NH_4^+-Anteil (%)	78	78	52	68

Der Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten auf dem SW-Hang ergab in den Jahren 1999 und 2000 für die Kontrollflächen mit $18,9 \pm 2,1$ und $9,1 \pm 0,046 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ eine höhere Gesamt-N-Immobilisierung als für die Schirmhiebsflächen mit $7,2 \pm 0,5$ bzw. $5,3 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$, wohingegen im dritten Versuchsjahr 2001 für die SW_S-Flächen mit $3,2 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ eine signifikant höhere Gesamt-N-Immobilisierung ermittelt wurde als für die SW_K-Flächen mit $1,8 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ($p < 0,05$). Während in den ersten beiden Versuchsjahren 1999 und 2000 der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung mit 78 % und 90 % (SW_K) gegenüber 62 % und 82 % (SW_S) in den

Böden der Kontrollflächen höher war als in den SW_S-Flächen, wurde im Jahr 2001 der um den Faktor drei höhere Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung mit 72 % bzw. 24 % in den Böden der Schirmhiebsflächen im Vergleich zu den Kontrollflächen ermittelt. Damit konnte die erhöhte Gesamt-N-Immobilisierung in allen drei Versuchsjahren auf eine erhöhte NH_4^+ -Immobilisierung zurückgeführt werden. Über alle drei Versuchsjahre betrachtet, folgten zwar die Gesamtmittelwert mit $9,9 \pm 0,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die SW_K-Flächen bzw. $5,2 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die SW_S-Flächen dem Trend der ersten beiden Untersuchungsjahre, der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-Immobilisierung war jedoch aufgrund des hohen Wertes im Jahr 2001 in den Böden der SW_S-Flächen mit jeweils 78% für beide Bewirtschaftungsvarianten identisch.

Der *Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten auf dem NO-Hang* ergab für die NO_S-Flächen in den Jahren 1999 und 2001 mit $10,1 \pm 1,3$ und $5,1 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ eine jeweils höhere Gesamt-N-Immobilisierung als für die NO_K-Flächen mit $4,1 \pm 0,3$ bzw. $2,7 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (Tabelle 3-12). Im Jahr 2000 zeigte sich in den Böden der Kontrollflächen mit $6,1 \pm 0,2$ gegenüber $6,0 \pm 0,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ nur eine geringfügig höhere Gesamt-N-Immobilisierung im Vergleich zu den Schirmhiebsflächen. Die Anteile der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung lagen jedoch für alle drei Versuchsjahre in den Böden der NO_S-Flächen über denen der NO_K-Flächen, wobei der Unterschied im Jahr 2001 mit einem Anteil von 8 % in den Böden der NO_K-Flächen, wo nur im Sommer eine NH_4^+ -Immobilisierung beobachtet werden konnte, und 67 % für die NO_S-Flächen am stärksten ausgeprägt war. Damit wurde die im Jahr 2000 bestimmte geringfügig höhere Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der NO_K-Flächen eindeutig durch eine im Vergleich zu den NO_S-Flächen höhere NO_3^- -Immobilisierung verursacht, während sich im Jahr 1999 und in stärkerem Maße im Jahr 2001 die höhere Gesamt-N-Immobilisierung für die NO_S-Flächen durch einen höheren Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung ergab. Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet lagen in den Böden der NO_S-Flächen mit einer Gesamt-N-Immobilisierung von $7,1 \pm 0,1$ gegenüber $4,3 \pm 0,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ und einem Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung von 68 % zu 52 % beide Werte für die Schirmhiebsflächen höher als für die Kontrollflächen.

Im *Verlauf der drei Versuchsjahre* fielen die Raten der Gesamt-N-Immobilisierung mit Ausnahme der NO_K-Flächen in den Böden aller Untersuchungsflächen ab, wobei dies jeweils an der starken Abnahme der NH_4^+ -Immobilisierung lag. Jedoch konnte nur der Unterschied zwischen den Jahren 1999 und 2000 für die SW_K-Flächen als signifikant eingestuft werden

($p < 0,05$). Für die NO_K-Flächen wurde ein Anstieg der Gesamt-N-Immobilisierung vom Jahr 1999 zum Jahr 2000 beobachtet (Tabelle 3-12).

Das dritte Versuchsjahr 2001 unterschied sich deutlich von den beiden vorangegangenen. In den Böden der beiden Versuchsflächen des SW-Hanges und der NO_K-Flächen lag die Gesamt-N-Immobilisierung im Jahr 2001 deutlich niedriger als in den Jahren 1999 und 2000. Die NH₄⁺-Immobilisierung konnte im Jahr 2001 nur für die SW_S-Flächen während aller Meßkampagnen bestimmt werden, auch wenn diese sehr niedrige Werte zeigte (Abbildung 3-15). Der Anteil der NH₄⁺-Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung lag im Jahr 2001 in den Böden der Kontrollflächen des SW-Hanges um 33 % und in denen der NO_K-Flächen um 85 % niedriger als in den vorangegangenen Jahren. Die NO₃⁻-Immobilisierung zeigte dagegen einen Anstieg für die SW_K-Flächen zwischen den Jahren 2000 und 2001 sowie für die NO_K-Flächen kontinuierlich über den gesamten Versuchszeitraum von drei Jahren.

3.6 Mikrobielle Biomasse

Die Bestimmung des in der mikrobiellen Biomasse gebundenen Stickstoffs mit Hilfe der Fumigations-Inkubations-Methode (Kapitel 0) erfolgte im Rahmen dieser Arbeit unmittelbar in Anschluß an jede Meßkampagne. Die erste Beprobung fand ca. 8 Wochen nach den Schirmhieben (Kapitel 2.2.4) im April 1999 statt.

3.6.1 Ergebnisse der Meßkampagnen

Die ermittelten Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N aller drei Versuchsjahre sind in Abbildung 3-16 zusammengefaßt. In den Böden aller Untersuchungsflächen wurden im Herbst 2001 mit Werten zwischen $2,43 \pm 0,34$ und $2,95 \pm 0,42$ mg N g⁻¹ BTG die höchsten Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N bestimmt. Allerdings zeigten weder die parallel bestimmte Bodenfeuchte zwischen 36 und 43% Bodenwassergehalt noch die während der Meßkampagnen bestimmten Bodentemperaturen (Tabelle 3-2) Auffälligkeiten, die die erhöhten mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte erklären könnten. Jedoch lagen alle im Jahr 2001 bestimmten Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N höchstsignifikant über den in den beiden Vorjahren bestimmten Werten ($p < 0,001$). Die niedrigsten Werte der einzelnen Versuchsflächen ergaben kein einheitliches Bild.

Einfluß der Jahreszeiten

Jahr 1999. In den Böden aller Untersuchungsflächen wurde mit Werten zwischen $0,55 \pm 0,08$ und $0,94 \pm 0,18 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG der höchste Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N im Herbst beobachtet (Abbildung 3-16 oben). Während jedoch für beide Flächen des NO-Hanges und für die SW_S-Flächen im Sommer die niedrigsten mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte ermittelt wurden, zeigte sich für die Böden der SW_K-Flächen ein kontinuierlicher Anstieg der Gehalte von $0,39 \pm 0,06$ im Frühjahr auf $0,65 \pm 0,08 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG im Herbst. Keiner der Unterschiede war jedoch statistisch signifikant.

Jahr 2000. Im Jahr 2000 wurden für beide Kontrollflächen die höchsten mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte mit $0,53 \pm 0,06$ und $0,71 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG jeweils im Sommer bestimmt, wobei diese sich in den Böden der SW_K-Flächen nur sehr geringfügig von den im Herbst gemessenen Werten mit $0,48 \pm 0,10 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG unterschieden (Abbildung 3-16 Mitte). Für die NO_K-Flächen wurden dagegen im Herbst mit $0,43 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG die niedrigsten mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte ermittelt. In den Böden der SW_S-Flächen wurden in der Tendenz die höchsten Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N im April bestimmt, worauf eine kontinuierliche Abnahme der Werte im weiteren Verlauf des Jahres erfolgte. Im Gegensatz dazu stiegen die für die NO_S-Flächen ermittelten mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte tendenziell an und zeigten im Herbst mit $0,53 \pm 0,04 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG die höchsten Werte. Wie bereits im Vorjahr zeigten sich auch für das Jahr 2000 für keine der Flächen signifikante saisonale Unterschiede der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte.

Jahr 2001. Der deutlichste Jahreszeiteffekt bezüglich der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte konnte im Jahr 2001 beobachtet werden (Abbildung 3-16 unten). Die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N stiegen in den Böden aller Versuchsflächen kontinuierlich von April bis September an, wobei nur der Unterschied zwischen dem im April und im Juli für die SW_S-Flächen ermittelten Wert nicht signifikant verschieden war (Abbildung 3-16 unten). Alle anderen Unterschiede war auf einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ verschieden.

Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet, konnten in den Jahren 1999 und 2001 jeweils im Herbst die höchsten mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte bestimmt werden. Der im Jahr 2001 beobachtete kontinuierliche Anstieg der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte im Jahresverlauf zeigte sich während den Vorjahren nur im Jahr 1999 für die SW_K-Flächen und im Jahr 2000 für die NO_S-Flächen. Insgesamt ergab sich für die Frühjahr- und Sommermeßkampagnen sowie für das gesamte Versuchsjahr 2000 ein sehr uneinheitliches Bild.

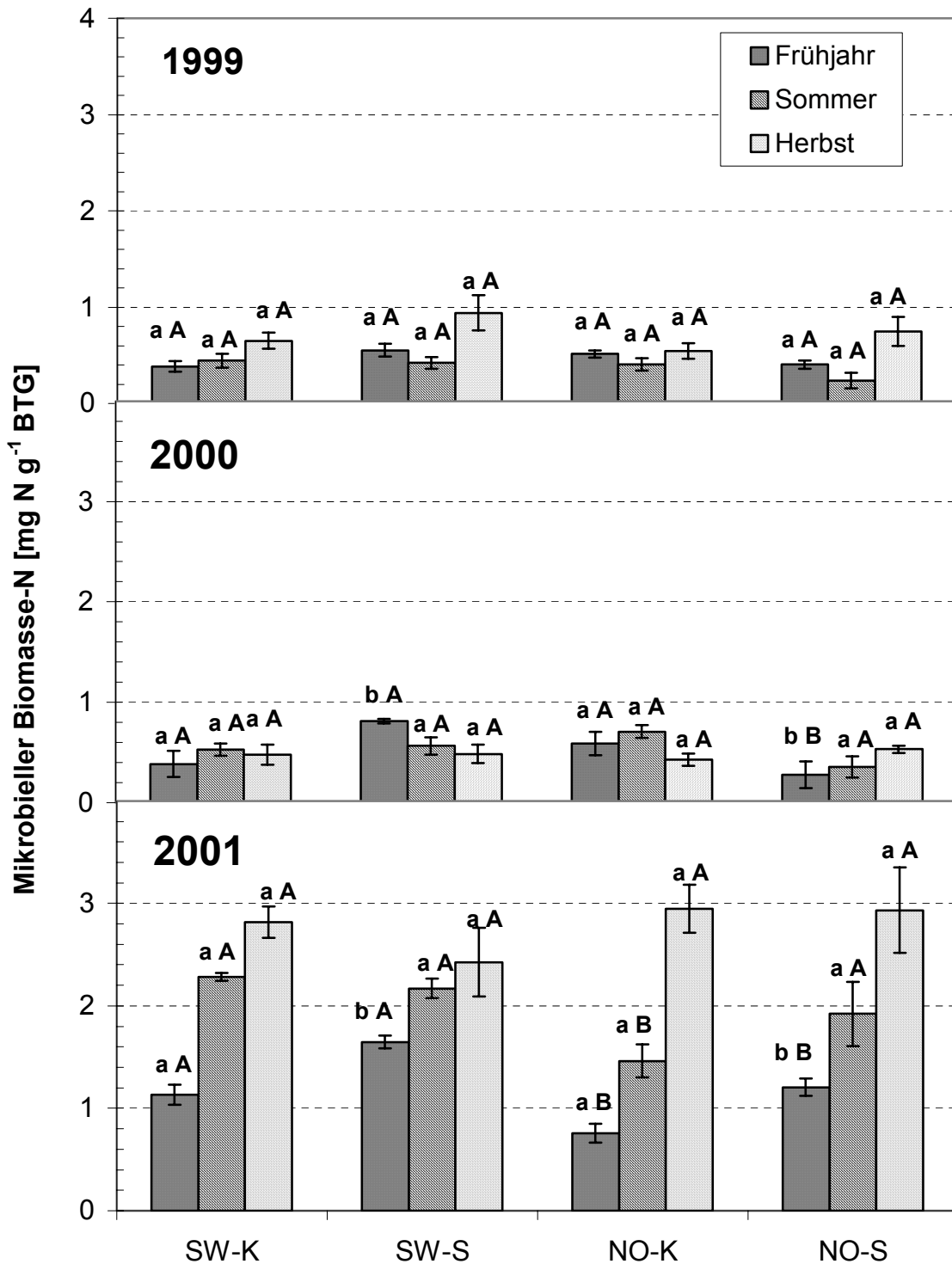


Abbildung 3-16: Mit Hilfe der Fumigations-Inkubations-Methode bestimmte Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N in mg N g^{-1} BTG (\pm SE) in den Böden der Versuchsfelder für die Jahre 1999-2001. Verschiedene Indizes ^{ab} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der Bewirtschaftungsvarianten eines Hanges. Verschiedene Indizes ^{AB} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten beider Hänge.

Einfluß des Klimas auf den Kontrollflächen

Jahr 1999. Im Jahr 1999 konnten für keine der drei Meßkampagnen signifikante Unterschiede der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte weder zwischen den Hängen noch zwischen den Bewirtschaftungsvarianten nachgewiesen werden (Abbildung 3-16 oben). Dennoch ergab der Vergleich der Kontrollflächen beider Hänge im Frühjahr in den Böden des SW-Hanges mit $0,39 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG einen geringfügig niedrigeren Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N als in denen der NO_K-Flächen mit $0,51 \pm 0,04 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG. Dagegen wiesen im August und September die SW_K-Flächen mit $0,44 \pm 0,07$ und $0,65 \pm 0,08 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG zumindest tendenziell die größeren mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte auf als die Böden der SW_K-Flächen mit $0,41 \pm 0,06$ bzw. $0,55 \pm 0,08 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG.

Jahr 2000. Sowohl im April als auch im Juli lagen die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N in den Böden der SW_K-Flächen mit $0,39 \pm 0,13$ und $0,53 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG unter denen der NO_K-Flächen mit $0,59 \pm 0,12$ bzw. $0,71 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG (Abbildung 3-16 Mitte). Im Herbst zeigte sich mit Werten von $0,48 \pm 0,1$ und $0,43 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG nur ein geringfügig höherer Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N in den Böden der SW_K- gegenüber denen der NO_K-Flächen, wobei keiner der beschriebenen Unterschiede der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte zwischen den Flächen statistisch signifikant war.

Jahr 2001. Im April und Juli wurden in den Böden der SW_K-Flächen mit $1,13 \pm 0,10$ und $2,28 \pm 0,04 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG deutlich höhere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N ermittelt als in den Böden der NO_K-Flächen mit $0,76 \pm 0,09$ bzw. $1,46 \pm 0,16 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG ($p < 0,05$). Im Oktober 2001 zeigten die Böden der NO_K-Flächen mit $2,82 \pm 0,15$ gegenüber $2,95 \pm 0,42 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG die höheren Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N als die SW_K-Flächen, wobei der Unterschied jedoch nicht signifikant war (Abbildung 3-16 unten).

Einfluß des Klimas auf den Schirmhiebsflächen

Jahr 1999. Im Verlauf des gesamten Jahres 1999 wurde für die NO_S-Flächen mit $0,40 \pm 0,05$, $0,24 \pm 0,08$ und $0,75 \pm 0,15 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG ein niedrigerer Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N ermittelt als in den Böden der SW_S-Flächen mit $0,55 \pm 0,07$, $0,42 \pm 0,06$ und $0,94 \pm 0,18 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG (Abbildung 3-16 oben). Damit zeigte sich für die Schirmhiebsflächen ein deutlicher, wenn auch nicht signifikanter Unterschied in Bezug auf die mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte zwischen den beiden Hängen.

Jahr 2000. Der Vergleich der Schirmhiebsflächen ergab im April für die Böden des SW-Hanges mit $0,81 \pm 0,02 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG einen signifikant höheren mikrobiellen Biomasse-N-Gehalt als für die der NO_S-Flächen mit $0,28 \pm 0,13 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG ($p < 0,05$). Tendenziell niedrigere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N ließen sich in den Böden der NO_S-Flächen im Vergleich zu denen der SW_S-Flächen mit $0,36 \pm 0,11$ zu $0,57 \pm 0,09 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG auch für die Messungen im Juli nachweisen (Abbildung 3-16 Mitte). Im Oktober zeigten dagegen die Böden der NO_S-Flächen mit $0,53 \pm 0,04$ gegenüber $0,49 \pm 0,09 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG für die SW_S-Flächen die höheren mikrobielle Biomasse-N-Gehalte. Weder die im Sommer noch die im Herbst bestimmten Werte zeigten jedoch signifikante Unterschiede.

Jahr 2001. Die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N in den Böden der SW_S-Flächen lagen mit $1,65 \pm 0,06$ und $2,17 \pm 0,09 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG für April und Juli über denen der NO_S-Flächen mit $1,21 \pm 0,09$ bzw. $1,92 \pm 0,31 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG (Abbildung 3-16 unten). Im Gegensatz dazu wiesen die Böden der NO_S-Flächen im September mit $2,93 \pm 0,42$ gegenüber $2,43 \pm 0,34 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG die höheren mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte auf als die SW_S-Flächen. Dennoch ergab sich nur im April ein signifikanter Unterschied zwischen den mikrobiellen Biomasse-N-Gehalten der beiden Schirmhiebsflächen.

Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten auf dem SW-Hang

Jahr 1999. Im April und Oktober 1999 führte die Schirmhiebsmaßnahme in den Böden des SW-Hanges mit $0,55 \pm 0,07$ und $0,94 \pm 0,18 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG tendenziell zu höheren Gehalten an mikrobiellem Biomasse-N als in den Böden der Kontrollflächen mit $0,39 \pm 0,06$ bzw. $0,65 \pm 0,08 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG (Abbildung 3-16 oben). Im August zeigte die Schirmhiebsmaßnahme mit Werten von $0,44 \pm 0,07 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG für die SW_K-Flächen und $0,42 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG für die SW_S-Flächen dagegen keinen nennenswerten Effekt in Bezug auf die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N.

Jahr 2000. Im April wurde in den Böden der SW_K-Flächen mit $0,39 \pm 0,13 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG ein signifikant niedrigerer Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N gemessen als in den Böden der SW_S-Flächen mit $0,81 \pm 0,02 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG ($p < 0,05$). Eine Erhöhung der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte durch die Schirmhiebsmaßnahme konnte in dieser Größenordnung weder im Juli mit Werten von $0,53 \pm 0,06$ zu $0,57 \pm 0,09 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG noch im Oktober mit $0,48 \pm 0,1$ zu $0,49 \pm 0,1 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG bestätigt werden (Abbildung 3-16 Mitte).

Jahr 2001. Die Böden der SW_K-Flächen zeigten im April mit $1,13 \pm 0,10 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG hochsignifikant niedrigere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N als die der SW_S-Flächen mit $1,65 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG ($p < 0,01$). Dagegen ergaben sich für die SW_K-Flächen mit Werten von $2,28 \pm 0,04$ und $2,82 \pm 0,15 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG gegenüber $2,17 \pm 0,09$ bzw. $2,43 \pm 0,34 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG sowohl im Sommer als auch im Herbst tendenziell höhere mikrobielle Biomasse-N-Gehalte als für die SW_S-Flächen (Abbildung 3-16 unten).

Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten auf dem NO-Hang

Jahr 1999. In den Böden der NO_K-Flächen wurden im Frühjahr und Sommer mit $0,51 \pm 0,04$ und $0,41 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG die höheren mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte gemessen als in denen der NO_S-Flächen mit $0,40 \pm 0,05$ bzw. $0,24 \pm 0,08 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG. Dagegen konnte mit Werten von $0,75 \pm 0,15$ gegenüber $0,55 \pm 0,08 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG in den Böden der NO_S- bzw. der NO_K-Flächen im Oktober ein positiver Bewirtschaftungseffekt in Bezug auf die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N beobachtet werden (Abbildung 3-16 oben). Allerdings war keiner der Unterschiede zwischen den mikrobiellen Biomasse-N-Gehalten signifikant.

Jahr 2000. Auf dem NO-Hang lagen mit $0,59 \pm 0,12$ bzw. $0,71 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG im Frühjahr und Sommer die mikrobielle Biomasse-N-Gehalte in den Böden der NO_K-Flächen deutlich höher als in denen der NO_S-Flächen mit $0,28 \pm 0,13$ und $0,36 \pm 0,11 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG, wobei nur die Werte im Frühjahr signifikant verschieden waren. Im Gegensatz dazu ergab sich im Oktober, wie auch im Jahr 1999 beobachtet, wiederum ein positiver Bewirtschaftungseffekt mit tendenziell höheren Gehalten an mikrobiellem Biomasse-N von $0,53 \pm 0,04$ bzw. $0,43 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG für die NO_S-Flächen im Vergleich zu den NO_K-Flächen.

Jahr 2001. Den niedrigeren Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N wiesen im April und Juli mit $0,76 \pm 0,1$ bzw. $1,46 \pm 0,16 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG die NO_K-Flächen im Vergleich zu den NO_S-Flächen mit $1,21 \pm 0,09$ und $1,92 \pm 0,31 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG auf, wobei jedoch nur der Unterschied im Frühjahr signifikant war ($p < 0,01$). Damit zeigte sich für den NO-Hang während der ersten beiden Meßkampagnen ein positiver Bewirtschaftungseffekt bezüglich der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte. Im September zeigten die mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte in den Böden beider Bewirtschaftungsvarianten mit Werten von $2,95 \pm 0,24$ und $2,93 \pm 0,42 \text{ mg N g}^{-1}$ BTG keine signifikanten Unterschied.

Vergleich der Jahresmittelwerte

Der *Vergleich der Klimavarianten* ergab für das Jahr 1999 und 2000 mit Werten von $0,49 \pm 0,07$ und $0,58 \pm 0,06$ mg N g⁻¹ BTG in den Böden der NO_K-Flächen und $0,47 \pm 0,05$ bzw. $0,46 \pm 0,06$ in denen der SW_K-Flächen tendenziell erhöhte mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte auf den Kontrollflächen des NO-Hanges im Vergleich zum SW-Hang (Tabelle 3-13). Im Gegensatz dazu wurden im Jahr 2001 für die NO_K-Flächen mit $1,72 \pm 0,21$ mg N g⁻¹ BTG deutlich, aber nicht signifikant, niedrigere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N ermittelt als für die SW_K-Flächen mit $2,08 \pm 0,16$ mg N g⁻¹ BTG. Der Vergleich der Gesamtmittelwerte ergab mit $1,13 \pm 0,96$ zu $1,21 \pm 0,97$ mg N g⁻¹ BTG ebenfalls niedrigere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N in den Böden der NO_K- als in denen der SW_K-Flächen. Für die Schirmhiebsflächen wurden in allen drei Versuchsjahren in den Böden der SW_S-Flächen höhere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N gemessen als in den Böden der Schirmhiebsflächen des NO-Hanges, weshalb auch der Gesamtmittelwert mit $1,33 \pm 0,87$ gegenüber $1,23 \pm 0,98$ mg N g⁻¹ BTG für die SW_S-Flächen höher lag. Jedoch war nur der Unterschied zwischen den im Jahr 2000 für beide Schirmhiebsflächen bestimmten Gehalten an mikrobiellem Biomasse-N auf einem Signifikanzniveau von $p = 0,01$ verschieden.

Tabelle 3-13: Jahresmittelwerte des mikrobiellen Biomasse-N-Gehaltes der einzelnen Versuchsfelder in mg N g⁻¹ BTG (\pm SE). Verschiedene Indizes ^{ab} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der Bewirtschaftungsvarianten eines Hanges. Verschiedene Indizes ^{AB} stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Raten der beiden Hänge. Mit * gekennzeichnete Werte zeigen außerdem signifikante Unterschiede zum Vorjahr ($p < 0,05$).

	SW_K	SW_S	NO_K	NO_S
1999	$0,47 \pm 0,05^{aA}$	$0,62 \pm 0,07^{aA}$	$0,49 \pm 0,07^{aA}$	$0,50 \pm 0,08^{aA}$
2000	$0,46 \pm 0,06^{aA}$	$0,65 \pm 0,18^{bA}$	$0,58 \pm 0,06^{aA}$	$0,40 \pm 0,06^{aB}$
2001	$2,08 \pm 0,16^{aA*}$	$2,08 \pm 0,13^{aA*}$	$1,72 \pm 0,21^{aA*}$	$2,02 \pm 0,22^{aA*}$
Gesamt- mittelwert	$1,21 \pm 0,97^{aA}$	$1,33 \pm 0,87^{aA}$	$1,13 \pm 0,96^{aA}$	$1,23 \pm 0,98^{aA}$

Der *Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten* zeigte im Jahr 1999 und 2000 für den SW-Hang einen tendenziell positiven Effekt der Schirmhiebsmaßnahme auf die Jahresmittelwerte der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte, wobei der Unterschied der Werte nur für das Jahr 2000 signifikant war ($p < 0,05$). Im Jahr 2001 ergaben die Messungen auf den SW_K- und den SW_S-Flächen mit jeweils $2,08$ mg N g⁻¹ BTG exakt die gleichen Jahresmittelwerte für beide

Flächen. Ausgehend von den ersten beiden Versuchsjahren zeigten die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N für die SW_S-Flächen einen geringfügig, aber nicht signifikant höheren Gesamtmittelwert als für die SW_K-Flächen. Die in den Böden der NO_K- bzw. NO_S-Flächen ermittelten Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N zeigten sich sehr uneinheitlich im Verlauf der drei Versuchsjahre. Im ersten Jahr 1999 konnte noch kein Unterschied zwischen den beiden Bewirtschaftungsvarianten ermittelt werden (Tabelle 3-13). Im Jahr 2000 zeigte sich in den Böden der NO_K-Flächen mit Jahresmittelwerten von $0,58 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1} \text{ BTG}$ gegenüber $0,40 \pm 0,06 \text{ mg N g}^{-1} \text{ BTG}$ in den Böden der NO_S-Flächen ein schwach negativer Einfluß der Schirmhiebsmaßnahme auf die mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte. Dieser Bewirtschaftungseffekt kehrte sich im Jahr 2001 mit Werten von $2,02 \pm 0,22 \text{ mg N g}^{-1} \text{ BTG}$ für die NO_S-Flächen und $1,72 \pm 0,21 \text{ mg N g}^{-1} \text{ BTG}$ für die NO_K-Flächen um. Der Gesamtmittelwert zeigte, wie der Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten auf dem SW-Hang, mit $1,23 \pm 0,98$ zu $1,13 \pm 0,96 \text{ mg N g}^{-1} \text{ BTG}$ in den Böden der NO_S-Flächen geringfügig höhere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N als in den Böden der NO_K-Flächen.

Im Verlauf der drei Versuchsjahre zeigte sich zwischen den Jahren 1999 und 2000 für die Flächen des SW-Hanges kein Unterschied. Die mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte der Böden der NO_K-Flächen stiegen von 1999 auf das Jahr 2000 leicht an, wohingegen die für die NO_S-Flächen bestimmten Gehalte im gleichen Zeitraum tendenziell sanken. Im Jahr 2001, das insgesamt auf allen Flächen die geringsten Bodenwassergehalte zeigte, lagen dagegen die Jahresmittelwerte aller Versuchsvarianten höchstsignifikant mindestens um den Faktor drei höher als in den Vorjahren ($p < 0,001$).

3.6.2 Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und mikrobiellem Biomasse-N

Wie bereits für die Brutto-Ammonifikation und die Brutto-Nitrifikation beschrieben, wurde auch für die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N der Einfluß der Bodenfeuchte auf die Höhe der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte untersucht. In Abbildung 3-17 sind die während der einzelnen Meßkampagnen in den Böden des SW-Hanges und des NO-Hanges bestimmten Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N gegen die jeweiligen Bodenwassergehalte der Proben aufgetragen.

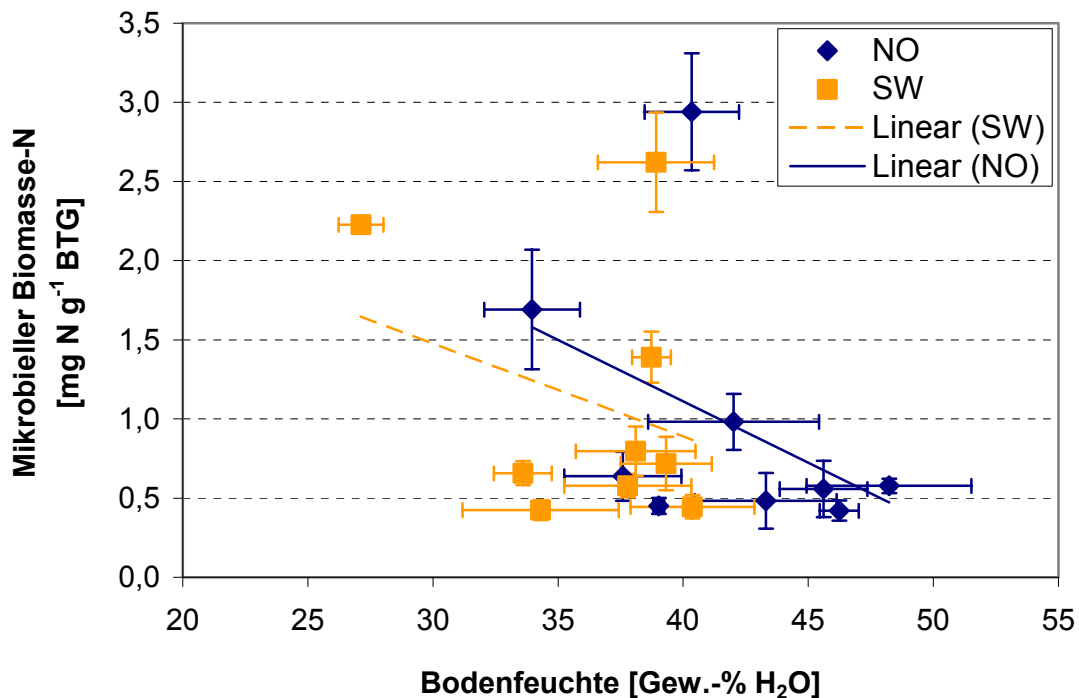


Abbildung 3-17: Beziehung zwischen dem während der einzelnen Meßkampagnen für den NO- und den SW-Hang bestimmten mikrobiellen Biomasse-N und der Bodenfeuchte in % H₂O. Die lineare Regression (Linien) war bei für beide Hänge nicht signifikant ($r^2 = 0,093$ (SW) und $r^2 = 0,178$ (NO)).

Zur Beschreibung der Zusammenhänge zwischen dem mikrobiellem Biomasse-N-Gehalt und der Bodenfeuchte wurden für beide Hänge lineare Regressionen berechnet, die sowohl für den SW- als auch für den NO-Hang in der Tendenz eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte mit zunehmenden Bodenwassergehalten zeigte. Beide Regressionsgeraden konnten jedoch mit Bestimmtheitsmaßen von $r^2 = 0,093$ (SW) und $r^2 = 0,178$ (NO) nur einen geringen Teil der Variabilität mit ansteigenden Bodenwassergehalten erklären. Eine negative Beziehung, wie sie aufgrund der Regressionsgeraden vermutet werden könnte, konnte statistisch weder für den SW- noch für den NO-Hang nachgewiesen werden ($p = 0,426$ bzw. $p = 0,258$ für den SW- und den NO-Hang). Allerdings würden die im Vergleich zu den Vorjahren für das Jahr 2001 nachgewiesenen deutlich höheren Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N für einen solchen Zusammenhang sprechen, da für dieses letzte Versuchsjahr insgesamt signifikant niedrigere Bodenwassergehalte verzeichnet wurden (Tabelle 3-1).

3.7 Modellierung des N-Umsatzes im Boden

Um zu prüfen, ob sich die mit verschiedenen Methoden unter Freilandbedingungen bestimmten Ergebnisse der mikrobiellen N-Umsatzraten (Brutto-Ammonifikations-, Brutto-Nitrifikationsraten und N-Immobilisierung) und des mikrobiellen Biomasse-N-Gehaltes zu einem in

sich schlüssigen Stickstoffkreislauf zusammenführen lassen, wurde ein abschließender Laborversuch durchgeführt (Kapitel 2.2.2.6). Zum einen wurden unter Einsatz der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique in Verbindung mit einer 3-fach-Markierung die Brutto-N-Umsatzraten zu sechs Zeitpunkten experimentell bestimmt. Zum anderen wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Modell zur numerischen Ermittlung der N-Umsatzraten entwickelt (Abbildung 2-8) und zur Validierung der experimentell gewonnenen Ergebnisse eingesetzt. Als Eingangsparameter dienten die an sechs Entnahmezeitpunkten bestimmten Ammonium- und Nitratkonzentrationen sowie die ^{15}N -Anreicherungen der beiden Pools zu den entsprechenden Zeitpunkten. Der mikrobielle Biomasse-N-Gehalt wurde mit Hilfe der Fumigations-Inkubations-Methode (Kapitel 0) einmalig aus dem selben Probenmaterial bestimmt und bildete mit einem Wert von $0,56 \text{ g kg}^{-1}$ BTG eine weitere Eingangsgröße. Als zusätzlicher Parameter des Modells ging der in der organische Substanz des Bodens gebundene Stickstoff mit 10 g kg^{-1} BTG als nicht limitierender Anfangsgehalt in das Modell ein. Für die beiden organischen Pools wurde eine natürliche ^{15}N -Anreicherung von $0,3667 \text{ atom-\%}$ angenommen.

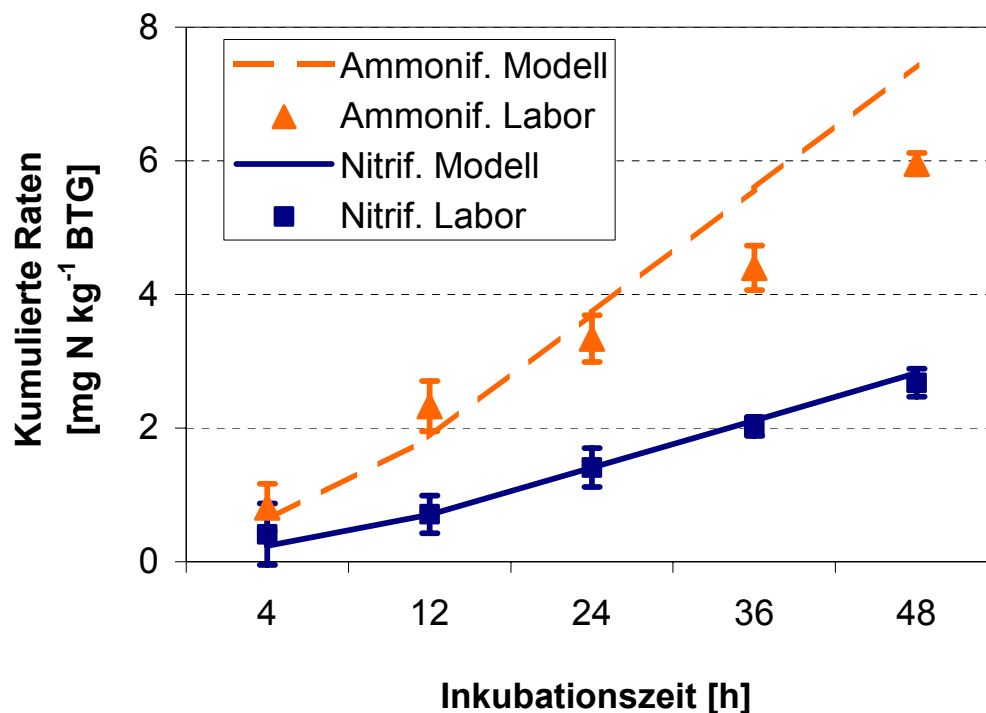


Abbildung 3-18: Kumulierte Ammonifikations- und Nitrifikationsraten in mg N kg^{-1} BTG nach Modellberechnungen und Laborversuchen. Die Fehlerbalken entsprechen $\pm \text{SE}$.

Die Prozesse Brutto-Ammonifikation, Brutto-Nitrifikation und Remineralisierung wurden mit Hilfe des Modells jeweils als Funktionen nullter Ordnung berechnet. Abbildung 3-18 zeigt sowohl die nach den Gleichungen G 2 - G 6 berechneten, im weiteren als „experimentelle“

Raten bezeichneten, als auch die numerisch im Modell bestimmten, im weiteren als „modellerte“ Raten bezeichneten, Brutto-Ammonifikations- und Brutto-Nitrifikationsraten. Die kumulierten Raten ergaben sich für die beiden Berechnungsvarianten aus den aufsummierten Raten der einzelnen Inkubationsintervalle.

Die experimentellen Brutto-Ammonifikationsraten zeigten mit Werten von $0,8 \pm 0,4$ bzw. $2,3 \pm 0,4$ mg N kg⁻¹ BTG nach 4 h und 12 h Inkubationszeit geringfügig höhere Werte im Vergleich zu den modellierten Raten mit 0,6 und 1,9 mg N kg⁻¹ BTG. Ab einer Inkubationszeit von 24 h stiegen die kumulierten Raten des Modells deutlich stärker an als die experimentell bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten. Nach einer Laufzeit von 48 Stunden lagen die modellierten Raten mit 7,4 mg N kg⁻¹ BTG über den berechneten Werten von $6,0 \pm 1,7$ mg N kg⁻¹ BTG (Abbildung 3-18).

Die experimentellen Brutto-Nitrifikationsraten zeigten nach 4 h Inkubationszeit, ebenso wie die im Labor bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten, mit $0,4 \pm 0,5$ mg N kg⁻¹ BTG gegenüber den modellierten Raten mit 0,2 mg N kg⁻¹ BTG erhöhte Werte. Nach 12-stündiger Inkubationszeit ergaben sich jedoch mit kumulierten Werten von 0,7 mg N kg⁻¹ BTG für beide Berechnungsarten bereits identische Brutto-Nitrifikationsraten und auch nach einer Inkubationszeit von 48 h unterschieden sich die experimentell bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten mit $2,7 \pm 0,2$ mg N kg⁻¹ BTG nur geringfügig von den modellierten Werten mit 2,8 mg N kg⁻¹ BTG (Abbildung 3-18). Die Messung und die Modellierung der Brutto-Nitrifikationsraten zeigte mit einem Korrelationskoeffizienten von 1 eine hervorragende Übereinstimmung über die gesamte Modellaufzeit ($p \leq 0,01$).

Die Berechnung der Gesamt-N-Immobilisierung ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) erfolgte in Abhängigkeit von der jeweiligen Ammoniumkonzentration als Funktion erster Ordnung. Der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung wurde nach Gleichung G 7 (Kapitel 2.2.2.6) in Abhängigkeit von dem numerisch ermittelten Faktor β bestimmt, der die Präferenz der Mikroorganismen gegenüber der NH_4^+ -Immobilisierung mit einem Wert zwischen 0 und 1 beschreibt, wobei 0 für eine eindeutige Präferenz gegenüber NH_4^+ steht und 1 keine Präferenz für NH_4^+ oder NO_3^- bedeutet (Kapitel 2.2.2.6). Die mit Hilfe dieser Vorgaben bestimmte NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierung ist in Abbildung 3-19 graphisch dargestellt. Der Faktor β zeigte mit einem Wert 0,27 die deutliche Präferenz der NH_4^+ - gegenüber der NO_3^- -Immobilisierung an. Der relative Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-

Immobilisierung lag im Modell bei 87 % gegenüber 72 % für die experimentelle Bestimmung.

Die NH_4^+ -Immobilisierung zeigte wie die Brutto-Ammonifikationsraten in den ersten 12 h der Inkubationszeit mit experimentellen Werten von $1,8 \pm 0,1$ und $4,4 \pm 2,3$ mg N kg^{-1} BTG nach 4 h bzw. 12 h gegenüber den im gleichen Zeitraum modellierten Werten von 1,3 und 4,0 mg N kg^{-1} BTG erhöhte NH_4^+ -Immobilisierungsraten (Abbildung 3-19). Im weiteren Verlauf stiegen die kumulierten experimentellen Raten für die NH_4^+ -Immobilisierung jedoch deutlich langsamer als die modellierten Raten, und zeigten mit $9,5 \pm 0,3$ gegenüber $15,8$ mg N kg^{-1} BTG um 40 % niedrigere NH_4^+ -Immobilisierungsraten.

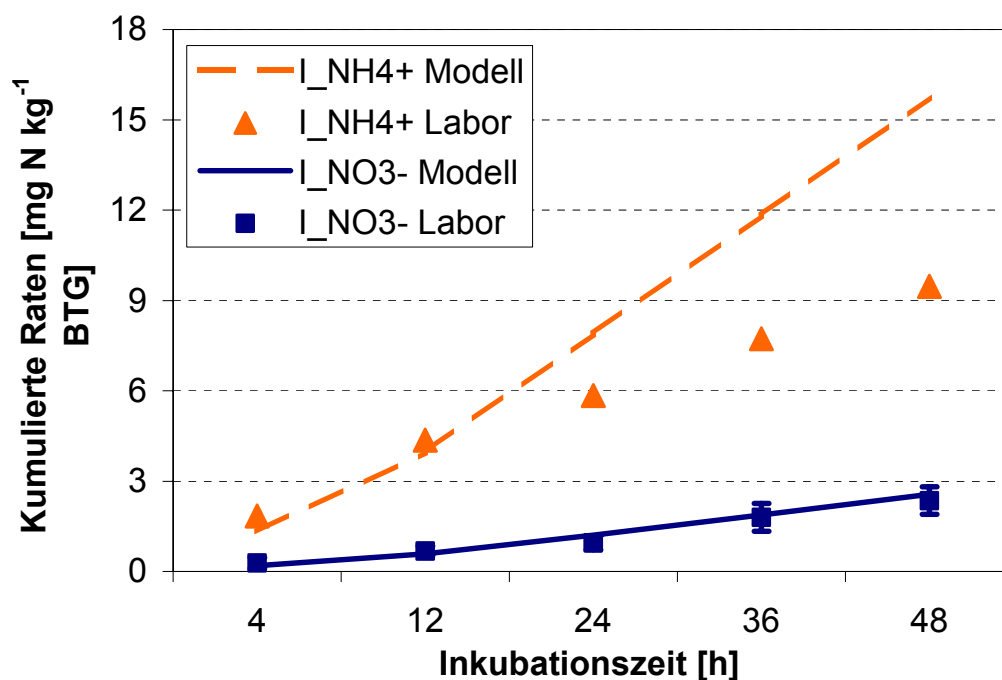


Abbildung 3-19: Kumulierte NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierungsraten in mg N kg^{-1} BTG nach Modellberechnungen und Laborversuchen. Die Fehlerbalken entsprechen \pm SE. Für die NH_4^+ -Immobilisierung sind die Fehlerbalken kleiner als die Symbole.

Die NO_3^- -Immobilisierung ergab, wie die Brutto-Nitrifikationsraten, insgesamt eine sehr gute Übereinstimmung. Die bei allen anderen Raten beobachtete Überschätzung nach 4 h Inkubationszeit war für die NO_3^- -Immobilisierung mit experimentellen Werten von $0,3 \pm 0,18$ zu $0,2$ mg N kg^{-1} BTG am niedrigsten und auch im weiteren Verlauf zeigten sich keine starken Abweichungen. Nach 48-stündiger Inkubation ergab die mit beiden Berechnungsvarianten ermittelte NO_3^- -Immobilisierung von $2,4 \pm 0,5$ mg N kg^{-1} BTG für die Laborergebnisse und

2,6 mg N kg⁻¹ BTG für die modellierten Raten innerhalb des Meßfehlers gleiche Werte. Der ermittelte Korrelationskoeffizient von 1 bestätigte die hervorragende Übereinstimmung.

Des weiteren ergaben sich durch die Anpassung der modellierten N-Umsatzraten an die im Labor bestimmten Ammonium- und Nitratkonzentrationen sowie die jeweiligen Anreicherungen in den NH₄⁺- und NO₃⁻-Pools Änderungen in den beiden Stickstoff-Pools der organischen Substanz (OS) und der mikrobiellen Biomasse (BM). Während der zweitägigen Modellaufzeit zeigte sich eine deutliche N-Umverteilung mit einem Verlust von -9,0 mg N kg⁻¹ BTG im organischen Pool sowie einer Zunahme von +8,8 mg N kg⁻¹ BTG in der mikrobielle Biomasse.

Von besonderem Interesse war der Vergleich der von 24 bis 48 h nach der Applikation der ¹⁵N-Lösung bestimmten N-Umsatzraten, da diese Zeitspanne auch für die Inkubationen unter Freilandbedingungen gewählt wurde. Die experimentell ermittelten Raten und die vom Modell für diesen Zeitraum errechneten Ergebnisse sind in Tabelle 3-14 zusammengestellt. Die Remineralisierung konnte nur im Modell ermittelt werden.

Tabelle 3-14: Vergleich der modellierten und der mittels ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique bestimmten N-Umsatzraten in mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für den Zeitraum 24-48 h nach Applikation. Für die modellierten Raten wurde der Fehler aus der Optimierung angegeben. Für die mit Hilfe der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique berechneten Raten sind die Standardfehler (\pm SE) gezeigt. Die Anpassung des Modells weist eine Güte von $r^2 = 0,997$ auf.

	N-Umsatzraten [mg N kg ⁻¹ BTG d ⁻¹]	
	Modell	¹⁵ N-Pool-Dilution-Technique
Brutto-Ammonifikation	3,72 \pm 1,05	3,21 \pm 0,11
Brutto-Nitrifikation	1,41 \pm 0,08	1,47 \pm 0,10
NH ₄ ⁺ -Immobilisierung	7,89 \pm 0,02	3,30 \pm 0,25
NO ₃ ⁻ -Immobilisierung	1,21 \pm 0,18	1,27 \pm 0,10
Remineralisierung	4,68 \pm 1,19	

Auf den ersten Blick zeigte sich auch für den Zeitraum 24-48 h nach Applikation der ¹⁵N-Lösung die sehr gute Übereinstimmung der Brutto-Nitrifikationsraten mit 1,4 \pm 0,1 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die Modellierung und 1,5 \pm 0,1 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ für die experimentelle Bestimmung. Auch die modellierte und experimentell ermittelte NO₃⁻-Immobilisierung zeigte mit 1,2 \pm 0,2 gegenüber 1,3 \pm 0,1 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ eine ausgezeichnete Übereinstimmung. Die im Labor ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten waren mit Werten von 3,2 \pm 0,1 mg N kg⁻¹ BTG d⁻¹ niedriger als die modellierten Raten mit

$3,7 \pm 1,1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Allerdings wies das Modell für die Brutto-Ammonifikationsraten einen sehr hohen Fehler für die Optimierung auf. Am stärksten unterschied sich die modellierte NH_4^+ -Immobilisierung mit $7,9 \pm 0,0 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ von der experimentell bestimmten mit $3,4 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$. Genau auf die Berechnung der Brutto-Ammonifikationsraten und der NH_4^+ -Immobilisierung könnte sich jedoch die Remineralisierung auswirken, die im Modell mit $4,7 \pm 1,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ berechnet wurde. Über den Rückfluß von immobilisiertem $^{15}\text{NH}_4^+$ in den Ammonium-Pool durch die Remineralisierung wird die Verdünnung des Ammonium-Pools herabgesetzt, was eine Unterschätzung der Brutto-Ammonifikationsraten und der NH_4^+ -Immobilisierung bewirken kann. Wird die Remineralisierungsrate von der modellierten NH_4^+ -Immobilisierung subtrahiert, ergibt sich mit $3,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ ein Wert für die NH_4^+ -Immobilisierung, der sehr nahe an der experimentell bestimmten NH_4^+ -Immobilisierung von $3,3 \pm 0,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ liegt.

Der Vergleich der kumulierten Modellergebnisse mit den ebenfalls kumulierten experimentell bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten zeigte um 13 % niedrigere experimentell ermittelte Brutto-Ammonifikationsraten im Vergleich zum Modell (Abbildung 3-18). Falls eine Abweichung in dieser Größenordnung auch während der Freilandmessungen aufgetreten sein sollte, lag diese in den meisten Fällen im Bereich des Standardfehlers. Der im Modell erhöhte Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung von 87 % gegenüber 72 % bei den Laborergebnissen konnte ebenfalls auf eine mögliche Remineralisierung zurückgeführt werden. Daraus ergab sich eine Unterschätzung des NH_4^+ -Anteils an der Gesamt-N-Immobilisierung von < 20 %.

Insgesamt konnte gezeigt werden, daß die Kombination der Fumigations-Inkubations-Methode zur Ermittlung der mikrobiellen Biomasse und der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique zur Bestimmung der N-Umsatzraten Brutto-Ammonifikation, Brutto-Nitrifikation und mikrobielle N-Immobilisierung unter Einbeziehung des Prozesses der Remineralisierung auch für die unter Freilandbedingungen durchgeführten Messungen schlüssige Ergebnisse liefert.

4 Diskussion

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die mikrobiellen N-Umsetzungen Netto- und Brutto-Ammonifikation bzw. -Nitrifikation sowie die mikrobielle N-Immobilisierung und der Gehalt an mikrobieller Biomasse im Boden auf Buchenstandorten der Schwäbischen Alb untersucht. Dabei standen Untersuchungen zum Einfluß des Klimas auf zwei unterschiedlich exponierten Hängen (SW und NO) sowie einer kurz vor Beginn der Messungen durchgeführten Schirmhiebsmaßnahme auf die mikrobiellen Prozesse sowie die mikrobielle Biomasse im Boden im Vordergrund.

Ergänzend zu den Feldmessungen wurden intensive Laboruntersuchungen durchgeführt, um (a) die Anwendbarkeit der experimentellen Methoden auf den sehr kalkhaltigen Untersuchungsflächen zu testen und (b) den Einfluß von Bodentemperatur und Bodenfeuchte auf den untersuchten Hängen unter kontrollierten Bedingungen zu erfassen.

Um zu überprüfen, ob die erzielten Ergebnisse aus den Einzelmessungen der N-Umsatzraten sich zu einem schlüssigen N-Kreislauf zusammenführen lassen, wurde zusätzlich ein Modell entwickelt, das die im Laborversuch bestimmten N-Umsetzungen unter Berücksichtigung des parallel ermittelten Biomasse-N numerisch berechnet.

4.1 Methodenvergleich der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique und der Barometrischen Prozeßseparation

Sowohl die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique, wie sie beispielsweise von Davidson et al. (1991) und Barraclough (1995) beschrieben wurde, als auch die neue Methode der Barometrischen Prozeßseparation (Ingwersen et al., 1999) wurden im Rahmen dieser Arbeit zur Bestimmung der Brutto-Nitrifikationsraten im Freiland eingesetzt. Die relativ neue Methode der barometrischen Prozeßseparation (BaPS) erlaubt im Vergleich zur ^{15}N -Pool-Dilution-Technique eine rasche und kostengünstige Bestimmung der Brutto-Nitrifikationsraten in aeroben Böden, die im Gegensatz zur ^{15}N -Pool-Dilution-Technique ohne gravierende Eingriffe in die bodenphysikalischen und bodenchemischen Parameter auskommt (siehe auch Kapitel 2.2.3.1).

Bisher wurden die BaPS-Methode lediglich in zwei im Labor durchgeführten Versuchsreihen durch parallele Beprobung von Böden mit der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique validiert. Hierzu wurde zum einen ein saurer Boden eines bayerischen Fichtenstandortes (Ingwersen et al., 1999) und zum anderen ein Boden aus einem tropischen Regenwald in Australien (Breuer et al., 2002) verwendet. Beide Versuche zeigten eine hohe Übereinstimmung der mit beiden

Methoden ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten. Für die Böden der im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Flächen ergab sich jedoch zunächst eine starke Überschätzung der Brutto-Nitrifikationsraten bei Verwendung der BaPS-Methode im Vergleich zu den mit der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bestimmten Raten. Die von Ingwersen et al. (1999) und Breuer et al. (2002) gewählten Standorte wiesen mit $\text{pH} < 6$ niedrigere pH-Werte auf als die neutralen bis schwach alkalischen Böden der SFB-Untersuchungsflächen auf der Schwäbischen Alb. Bis dato wurde bei der BaPS-Methode das im Bodenwasser gelöste Kohlendioxid ausschließlich in Abhängigkeit von der Bodentemperatur berechnet. Daher wurde vermutet, daß die Diskrepanz zwischen den im Rahmen dieser Arbeit mit beiden Methoden bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten eventuell auf die höheren pH-Werte zurückgeführt werden konnten. Ein zur Klärung dieser Frage mit Wässern verschiedener pH-Werte durchgeführter Laborversuch ergab einen CO_2 -Verlust in der Gasphase von bis zu 19 ppm h^{-1} bei pH 7, wodurch der Einfluß des pH-Wertes auf die unter Einsatz der BaPS erzielten Ergebnisse eindeutig bewiesen werden konnte. Durch die Einführung einer pH-Wert abhängigen Berechnung des im Bodenwasser gelösten CO_2 bis zur 1. Dissoziationsstufe konnte die Überschätzung der mit Hilfe der BaPS-Methode ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten bestimmt (Tabelle 3-8) und die Ergebnisse korrigiert werden (Kapitel 2.2.3.4). Die Berechnung der 2. Dissoziationsstufe des CO_2 im Wasser wurde nicht implementiert, da CO_3^{2-} bei pH-Werten bis pH 7.5, wie sie in den Böden der SFB-Untersuchungsflächen bestimmt wurden, maximal 0,03 % des gesamten im Wasser gelösten CO_2 ausmacht (Wetzel, 1975).

Die oben genannte Korrektur der Berechnung kann dennoch, besonders in den kalziumgesättigten Böden des SW-Hanges, nur eine Annäherung der tatsächlichen CO_2 -Lösung im Bodenwasser sein, da der hohe Gehalt an Kalziumcarbonat (CaCO_3) in den Böden möglicherweise eine noch umfangreichere CO_2 -Lösung erwarten läßt als durch die ausschließliche Dissoziation von Kohlensäure (Augustin, 2000a). Aufgrund der Vielzahl schwer meßbarer Parameter, z.B. des jeweiligen CaCO_3 -Gehaltes in der Bodenprobe und der Lösungsgeschwindigkeit von Kalziumkarbonat im geschlossenen System ist eine algebraische Lösung, wie sie für die Dissoziation von Kohlensäure durchgeführt wurde, nicht möglich (Kleffmann, 2000). Die anschließende Validierung durch die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique mit Böden des SW-Hanges zeigte jedoch, analog zu den vorausgegangenen Validierungen (Ingwersen et al., 1999; Breuer et al., 2002), keinen signifikanten Unterschied zwischen den mit Hilfe beider Methoden ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten (Kapitel 3.4.2.2). Der

Einfluß der Dissoziation zu CO_3^{2-} und der CaCO_3 -Lösung im Bodenwasser auf die Brutto-Nitrifikationsraten lag folglich maximal in der Größenordnung des Standardfehlers.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden erstmalig Brutto-Nitrifikationsraten im Freiland während eines mehrjährigen Untersuchungszeitraumes mit beiden Methoden erfaßt. Ein statistischer Vergleich der Ergebnisse für die Jahre 1999 und 2001 ergab auch zwischen den unter Freilandbedingungen mit beiden Methoden bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten keinen signifikanten Unterschied (Tabelle 3-9). Damit konnte erstmalig bewiesen werden, daß die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique und die Methode der Barometrischen Prozeßseparation auch unter Freilandbedingungen vergleichbare Ergebnisse liefern. Dieser Beweis macht es möglich, der jeweiligen Fragestellung entsprechend nur eine der beiden Methoden auszuwählen, wobei der Vorteil der BaPS-Methode eindeutig im geringen Arbeitsaufwand und der Möglichkeit der sofortigen Berechnung der Ergebnisse nach dem Ende der Messung liegen.

So bietet sich die Verwendung der BaPS-Methode vorzugsweise für Messungen in trockenen, lockeren Böden an, da zum einen die geforderte gute Durchlüftung gegeben ist (Breuer, 2000) und zum anderen die Zugabe von Flüssigkeit bei Anwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique möglicherweise eine Stimulierung der Mikroorganismen bewirkt (Stark und Firestone, 1995; Murphy et al., 1997). Die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique bietet dagegen Vorteile, wenn (a) gleichzeitig die Brutto-Ammonifikationsraten bestimmt und die NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Immobilisierung berechnet werden sollen (siehe Gleichung G 5-G 6), (b) die zeitgleiche Durchführung mehrerer Parallelansätze nötig ist (Flächenvergleiche) oder (c) eine gute Durchlüftung der Böden nicht gegeben ist, z.B. feuchte tonige Standorte oder Sedimente (Vouvé et al., 2000).

4.2 Prozeßstudien

Netto-N-Umsatzraten versus Brutto-N-Umsatzraten

Von Zöttl wurde 1958 erstmalig die Bestimmung der Netto-Mineralisationsrate durch Bebrütung von Bodenproben im Labor beschrieben. Diese Methode wurde von Runge (1965) für den Einsatz im Freiland weiterentwickelt und zählt heute unter dem Namen „buried-bag-methode“ zu den Standardmethoden zur Bestimmung der Netto-Ammonium- und -Nitratnachlieferung in Böden (Hart und Firestone, 1989; Hart et al., 1994b). Die „buried-bag“-Methode wurde auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit zur Bestimmung der Netto-Umsatzraten verwendet (Kapitel 2.2.1), wobei die Prozesse der Immobilisierung und der

Remineralisierung sowie die N-Verluste durch Denitrifikation oder Nitrat auswaschung vernachlässigt wurden (Jansson und Persson, 1982). Dies führte zu einer deutlichen Unterschätzung der realen Ammonifikations- und Nitrifikationsraten (Davidson et al., 1990; Breuer et al., 2002). Hart et al. (1994a) konnten zudem für die Nitrifikation zeigen, daß Netto- und Bruttoreaten nur bedingt miteinander korrelieren. Beide Effekte, sowohl die Unterschätzung der Ammonifikation und der Nitrifikation bei der Ermittlung von Netto-Raten als auch die mangelnde Korrelation zwischen Netto- und Bruttoreaten konnte im Rahmen dieser Arbeit bestätigt werden. In Abbildung 4-1 sind die Mittelwerte der Netto-Ammonifikations- und Netto-Nitrifikationsraten der einzelnen Meßkampagnen für alle Untersuchungsflächen den jeweiligen Mittelwerten der Brutto-Ammonifikations- bzw. Brutto-Nitrifikationsraten gegenübergestellt.

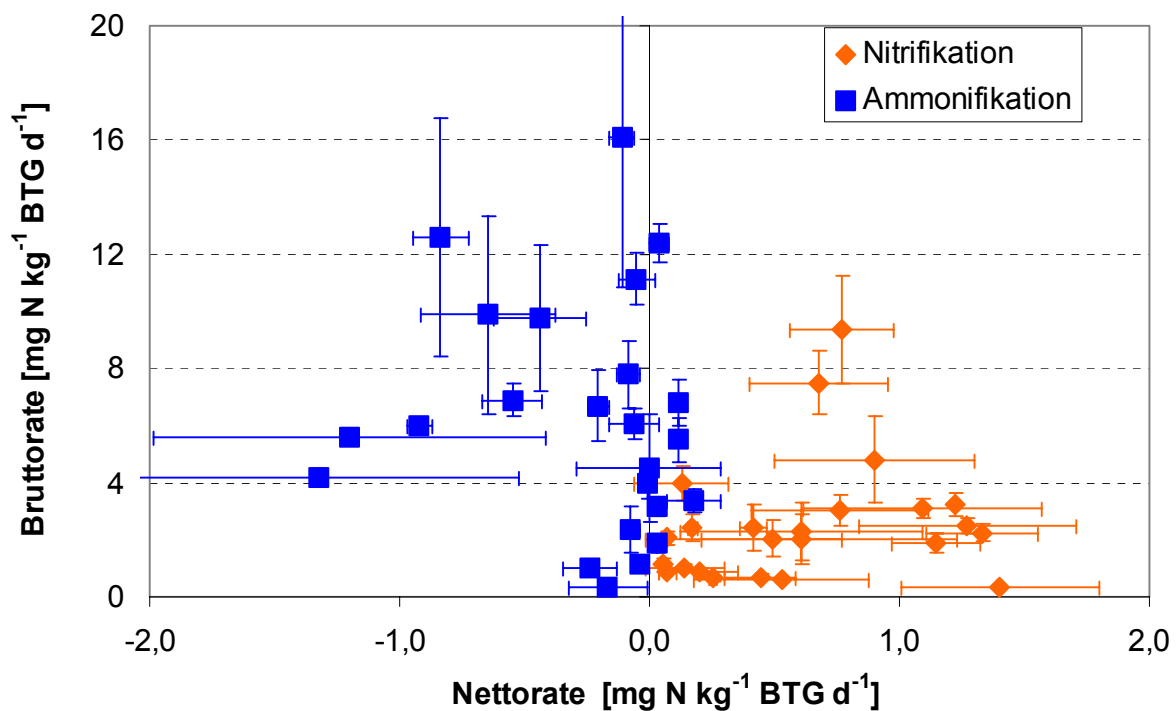


Abbildung 4-1: Vergleich zwischen den mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten (\pm SE) bzw. mit Hilfe der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique und der Barometrischen Prozeßseparation ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten mit den unter Verwendung der „buried-bag“-Methode bestimmten Netto-Ammonifikations- und -Nitrifikationsraten, jeweils in $\text{mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ (\pm SE).

Die ermittelten Brutto-Ammonifikations- und Brutto-Nitrifikationsraten lagen durchschnittlich um den Faktor 20 bzw. 4 höher als die entsprechenden Nettoraten. Eine signifikante Korrelation zwischen den Brutto- und den Nettoraten ergab sich weder für die Ammonifikation

mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,018$ bei $p = 0,536$ noch für die Nitrifikation ($r^2 = 0,041$, $p = 0,345$). Diese Ergebnisse decken sich weitgehend mit den Studien von Verchot et al. (2001) für Waldböden, wobei die von Verchot et al. (2001) ermittelten Netto-raten der Ammonifikation bzw. der Nitrifikation durchschnittlich um den Faktor 10 bzw. 15 von den parallel dazu bestimmten Brutto-Ammonifikations- und Brutto-Nitrifikationsraten abwichen.

Chemische NH_4^+ - und NO_3^- -Immobilisierung

Aus den Laborergebnissen dieser Arbeit konnte abgeleitet werden, daß sowohl die Brutto-Ammonifikations- als auch die Brutto-Nitrifikationsraten einer Inkubationszeit von lediglich 4 h Inkubationszeit deutlich überschätzt werden (Abbildung 3-13). Nach Jansson und Persson (1982) erfolgt eine Stimulierung der Mikroorganismen durch die Zugabe von zusätzlichem Ammonium bzw. Nitrat, die zu erhöhten Umsatzraten sofort nach der Applikation führt. In der neueren Literatur wird diese Erhöhung der Raten zu Beginn der Inkubationszeit jedoch auf eine rasche Immobilisierung von $^{15}\text{NH}_4^+$ und $^{15}\text{NO}_3^-$ sofort nach der Applikation der angereicherten Lösung zurückgeführt, die besonders für angereichertes Ammonium vielfach als chemische Immobilisierung oder Tonfixierung beschrieben wird (z.B. Davidson et al., 1991; Drury und Beauchamp, 1991; Kristensen und McCarty, 1999). Einige Studien schließen nicht aus, daß an Tonminerale fixiertes NH_4^+ durch $^{15}\text{NH}_4^+$ ausgetauscht werden kann (Kowalenko und Ross, 1980; Azam et al., 1994). Recous et al. (1990) fanden auf einem stark kalkhaltigen Standort, ähnlich den im Rahmen dieser Arbeit untersuchten, keine Immobilisierung zu Beginn der Inkubation. Zur Klärung dieser kontroversen Beobachtungen wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Laborversuch mit feldfrischen und autoklavierten Proben durchgeführt (Kapitel 2.2.2.5), bei dem die Abnahme der ^{15}N -Anreicherung sofort nach der Applikation der angereicherten Lösung in den feldfrischen Proben sowohl für Ammonium als auch für Nitrat bestätigt werden konnte (Abbildung 3-14).

Die Untersuchungen an autoklaviertem Boden mit dem Ziel einer Unterscheidung zwischen chemischer und biologischer Immobilisierung, ergaben gravierende Veränderungen des Ammonium- bzw. Nitratpools:

- Der Gesamt- NH_4^+ -Gehalt des Bodens erhöhte sich bereits durch den Vorgang des Autoklavierens vor Zugabe der $^{15}\text{NH}_4^+$ -Lösung um mehr als eine Größenordnung im Vergleich zur Ammoniumkonzentration des feldfrischen Bodens. Eine Unterscheidung von chemischer NH_4^+ -Immobilisierung und Anregung mikrobieller Aktivität war aufgrund dieser

starken Veränderungen des NH_4^+ -Pools durch den Vorgang des Autoklavierens für diesen Laborversuch nicht möglich (siehe auch Kapitel 4.1). Durch diesen Versuch konnte allerdings die These von Kowalenko und Ross (1980) sowie Azam et al. (1994), wonach adsorbiertes NH_4^+ durch $^{15}\text{NH}_4^+$ ausgetauscht wird, widerlegt werden, denn eine solche Reaktion hätte, entsprechend den großen Mengen an angelagertem Ammonium, sogar zu einem verstärkten Verlust von $^{15}\text{NH}_4^+$ führen müssen.

- Bei den Messungen der $^{15}\text{NO}_3^-$ -Konzentration in den autoklavierten Proben konnte wenige Minuten nach der Applikation der $^{15}\text{NO}_3^-$ -Lösung nur etwa ein Drittel der in feldfrischen Proben zum gleichen Zeitpunkt gefundenen Anreicherung extrahiert werden. Im weiteren Inkubationsverlauf veränderte sich der $^{15}\text{NO}_3^-$ -Pool dagegen nicht mehr signifikant.

Diese Laborergebnisse zeigen, daß während und sofort nach der Applikation der Lösung im autoklavierten Boden eine meßbare chemische Immobilisierung bei Zugabe von $^{15}\text{NO}_3^-$ stattfindet, auch wenn diese bereits im ersten Inkubationsintervall von wenigen Minuten bis 4 h nach Applikation der $^{15}\text{NO}_3^-$ -Lösung nicht mehr nachweisbar war. Berntson und Aber (2000) konnten ebenfalls eine schnelle NO_3^- -Immobilisierung von bis zu 50 % des zugeführten ^{15}N innerhalb von 25 Minuten für Waldböden zeigen, wobei die Autoren ihre Untersuchungen ausschließlich mit feldfrischen Proben durchführten. Daher erlaubte diese Untersuchung keine eindeutige Trennung zwischen biologischer Aktivität und chemischer Adsorption. Der physikalische Adsorptionsmechanismus, d.h. die Frage, ob zugeführtes Nitrat eher an organische Substanz angelagert wird oder an Tonminerale, konnte weder von Berntson und Aber (2000) noch im Rahmen dieser Arbeit geklärt werden. Hierfür wäre eine Bestimmung der ^{15}N -Anreicherung in der organischen Substanz der autoklavierten Proben unumgänglich gewesen. Eine Adsorption an Tonminerale, wie sie von Trehan (1996) für Ammonium nachgewiesen werden konnte, scheint aufgrund der geringen Anionenaustauschkapazität temperater Böden aber eher unwahrscheinlich (Schachtschabel et al., 1992).

Die Beschränkung der Auswirkungen der chemischen NO_3^- -Immobilisierung für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Flächen auf die ersten Minuten der Inkubation zeigte sich auch in den ermittelten Brutto-Nitrifikationsraten, die ebenfalls ab einer Inkubationszeit von > 4 h keinen Unterschied zu späteren Inkubationsintervallen ergaben (Abbildung 3-13).

Feuchteabhängigkeit der Netto- und der Brutto-N-Umsatzraten sowie des mikrobiellen Biomasse-N

Die Ergebnisse der ersten drei Feldmeßkampagnen im Jahr 1999 legten die Vermutung nahe, daß die Bodenfeuchte einen bedeutenden Einfluß auf die *in-situ* Brutto-Ammonifikations- und Brutto-Nitrifikationsraten haben.

Netto-Ammonifikation- und Netto-Nitrifikationsraten. In einigen bisherigen Arbeiten wurde der Zusammenhang von Netto-N-Umsatzraten und Bodenfeuchte unter Laborbedingungen beschrieben (Robertson, 1982; Grundmann et al., 1995; Leirós et al., 1999; Fernandez et al., 2000). Gonçalves und Carlyle (1994) konnten in Laborversuchen 91 % der Zunahme der Netto-Mineralisationsraten mit ansteigenden Bodenwassergehalten erklären. Die Messungen der Autoren in den Böden der entsprechenden Freilandflächen ergaben hingegen keine eindeutigen Abhängigkeiten der Netto-Mineralisationsraten von der Bodenfeuchte. Bei den eigenen Untersuchungen auf den SFB-Untersuchungsflächen bei Möhringen zeigten die Netto-Ammonifikationsraten ebenfalls nur einen schwachen positiven Trend und die Netto-Nitrifikationsraten einen ebenso schwachen negativen Zusammenhang. Allerdings wurden sowohl die Ergebnisse dieser Arbeit als auch die von Gonçalves und Carlyle (1994) gezeigten Daten in Meßintervallen von 6-8 Wochen ermittelt. In Anbetracht der kurzfristigen Schwankungen von Bodenwassergehalten im Freiland erscheint die von Gonçalves und Carlyle (1994) verwendete Inkubationsmethode sowie die im Rahmen dieser Arbeit angewendete „buried-bag“-Methode zur Beantwortung dieser Fragestellung nicht geeignet (Murphy et al., 1998).

Brutto-Ammonifikationsraten. Der Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Brutto-Ammonifikationsraten wurde bisher in der Literatur kaum beschrieben. Pilbeam et al. (1993) und Murphy et al. (1998) führten Untersuchungen zur Feuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikation auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Kenia und Westaustralien durch. Murphy et al. (1998) simulierten Regenfälle auf sandigen Böden und erhöhten dadurch die Bodenfeuchte von 0,5 auf 10 % Bodenwassergehalt, was zu einer Erhöhung der Brutto-Ammonifikationsraten führte. Pilbeam et al. (1993) verglichen die bei 10 %, 15 %, 20 % und 25 % Bodenwassergehalt ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten miteinander. Dabei zeigte sich ein Anstieg der Raten bis 20 % Bodenwassergehalt und eine Abnahme der Brutto-Ammonifikationsraten bei 25 % Bodenfeuchte. Zum Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte

und Brutto-Ammonifikations- bzw. Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden temperater Wäldern liegen bisher keine Veröffentlichungen vor.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde daher der Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Brutto-Ammonifikationsraten für die Böden der Kontrollflächen beider Hänge in einem vollfaktoriellen Laborversuch in Verbindung mit der Abhängigkeit von der Bodentemperatur untersucht (Kapital 2.2.2.4). Im Gegensatz zu Pilbeam et al. (1993) und Murphy et al. (1998) wurden dazu höhere Bodenwassergehalte von 15-60 %, die die natürlichen Bedingungen in den Böden der SFB-Untersuchungsflächen widerspiegeln, verwendet. Die Böden der beiden Hänge verhielten sich dabei grundsätzlich unterschiedlich. In den Böden des SW-Hanges stiegen die bei 4 °C und 8 °C ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten linear über den gesamten untersuchten Bodenfeuchtebereich an (Abbildung 3-4). Im Gegensatz dazu zeigten die bei 12 °C und 16 °C inkubierten Proben maximale Brutto-Ammonifikationsraten bei 45 % Bodenwassergehalt. In den Böden des NO-Hanges wurden für alle getesteten Temperaturstufen die höchsten Brutto-Ammonifikationsraten bei einem Bodenwassergehalt von 30 % beobachtet. Die Abnahme der Brutto-Ammonifikationsraten bei einer weiteren Erhöhung der Bodenfeuchte stimmt hervorragend mit den von Pilbeam et al. (1993) erzielten Ergebnissen überein.

Die Ergebnisse der Laborversuche wurden auch mit den in den Freilanduntersuchungen erzielten Ergebnissen verglichen. Die während der Meßkampagnen auf dem SW-Hang bei Bodenwassergehalten zwischen 28 % und 47 % bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten zeigten einen exponentiellen Anstieg mit zunehmender Bodenfeuchte (Abbildung 3-5). Nicht nur der Verlauf der im Laborversuch ermittelten Funktionen stimmte überein, sondern auch die bei den verschiedenen Bodenwassergehalten bestimmten Absolutwerte der Raten lagen auf vergleichbarem Niveau. Damit konnte eindeutig gezeigt werden, daß für die Böden des SW-Hanges der im Labor ermittelte Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Brutto-Ammonifikation auch unter Freilandbedingungen Gültigkeit besitzt.

Für die Böden des NO-Hanges ergab der Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Brutto-Ammonifikationsraten entsprechend den Laboruntersuchungen ebenfalls einen linearen Anstieg bis zum einem Maximum bei optimalen Bodenwassergehalten (Abbildung 3-6). In den Böden des NO-Hanges wurden während der Meßkampagnen, analog zu den in den Böden des SW-Hanges ermittelten Raten, die höchsten Brutto-Ammonifikationsraten bei 41-50 % Bodenwassergehalt bestimmt. Allerdings steht dieses ähnliche Verhalten der Brutto-Ammonifikationsraten beider Hänge im Freiland im Gegensatz zu den Laborversuchen, die in den

Böden des NO-Hanges maximale Brutto-Ammonifikationsraten bei 30 % Bodenwassergehalt ergaben. Möglicherweise ergab sich dieser Unterschied aufgrund der verschiedenen Phasen von Trocknung und Wiederbefeuchtung während der Inkubation unter Labor- und unter Freilandbedingungen, der sogenannten Hysterese (Hillel, 1980; Ahl et al., 1993). Dieser Effekt besagt, das trotz gleicher gravimetrischer Bodenwassergehalte bei einem Boden in der Trocknungsphase ein kleinerer Grobporenanteil mit Wasser gefüllt ist als in der Wiederbefeuchtungsphase. Während im Labor die gewünschte Bodenfeuchte des luftgetrockneten Bodens durch Zugabe von destilliertem Wasser eingestellt wurde, der Boden sich also in der Wiederbefeuchtungsphase befand, erfolgten die Messungen im Freiland an feldfrischen Böden ohne zusätzliche Zugabe von Wasser, also während der Trocknungsphase.

Auch Pilbeam et al. (1993) konnten in Böden, die zu Versuchsbeginn auf das Bodenfeuchteoptimum von 20 % Bodenwassergehalt gebracht wurden, um 80 % geringere Brutto-Ammonifikationsraten beobachten als in den Proben, die konstant 20 % Bodenwassergehalt aufwiesen. Groffman und Tiedje (1988) untersuchten im Labor den Effekt der Hysterese auf die Bodenatmung und die Denitrifikation in forstlich genutzten Böden. Die Autoren zeigten in ihren Untersuchungen, daß die Bodenatmung in wiederbefeuchteten Böden, wenn mehr als 80 % des Porenraumes wassergefüllt sind, geringer ist als in Böden, die sich bei gleichem Bodenwassergehalt in der Trocknungsphase befinden. Whitmore und Heinen (1999) errechneten im Modell Abweichungen von bis zu 15 % bei der Ermittlung der Mineralisation von Ernterückständen ohne Einbeziehung der Hysterese. Nach Jarvis et al. (1996) verfügen Böden über ein breites Spektrum an Bakterienpopulationen die zur Ammonifikation fähig sind, wobei sich diese bezüglich der Sauerstoffzufuhr stark in ihren Ansprüchen unterscheiden. Eine partielle O₂-Limitierung in Mikrozonen, die in den tonigen Böden des NO-Hanges durch die Zugabe von jeweils 1,8 ml H₂O_{dest} in 15 g Boden zur Erhöhung des Bodenwassergehaltes von 37 % auf 45 % hervorgerufen wurde, könnte daher durchaus eine Ursache für die Verringerung der Brutto-Ammonifikationsraten gewesen sein. Die großporigere Struktur der Böden des SW-Hanges, in denen dieser Effekt nicht beobachtet wurde, erlaubte dagegen auch bei höheren Bodenwassergehalten eine ausreichende O₂-Diffusion.

Brutto-Nitrifikationsraten. Die Bodenfeuchteabhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten wurde von Breuer et al. (2002) für Böden eines tropischen Regenwaldes im Nordosten Australiens beschrieben. Die Autoren führten Laborversuche mit simuliertem Regen durch und bestimmten die Brutto-Nitrifikationsraten mit der Methode der Barometrischen Prozeßseparation (BaPS). Die Brutto-Nitrifikationsraten sanken in dieser Studie ab einer

Berechnungsmenge von 5 mm, was einem Anstieg des Bodenwassergehaltes auf 32 % entsprach (Breuer, 2000). Aus den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Laborversuchen mit den Böden der SFB-Untersuchungsflächen ergab sich für beide Hänge und nahezu alle Temperaturstufen ein quadratischer Zusammenhang zwischen den Brutto-Nitrifikationsraten und der Bodenfeuchte mit maximalen Raten bei einem Bodenwassergehalt von 30 % und einer Inkubationstemperatur von 16 °C (Abbildung 3-11). Diese Ergebnisse decken sich trotz der unterschiedlichen Böden in verschiedenen Ökosystemen erstaunlich exakt mit dem von Breuer et al. (2002) gezeigten Zusammenhang zwischen den Brutto-Nitrifikationsraten und der Bodenfeuchte.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus den Laborversuchen ergaben sich unter Freilandbedingungen die mit Hilfe der ¹⁵N-Pool-Dilution-Technique und der BaPS bestimmten maximalen Brutto-Nitrifikationsraten ausnahmslos bei den niedrigsten Bodenwassergehalten (Abbildung 3-12), die für die einzelnen Untersuchungsflächen zwischen 22 % und 31 % Bodenwassergehalt lagen. Mit ansteigenden Bodenwassergehalten wirkte sich möglicherweise die zunehmende Einschränkung der O₂-Diffusion in den Böden limitierend auf die Höhe der Brutto-Nitrifikationsraten aus. Dieser Zusammenhang wurde auch von Breuer et al. (2002) vermutet.

Die unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten schienen, im Vergleich zu den beobachteten Zusammenhängen zwischen den Brutto-Ammonifikationsraten und der Bodenfeuchte, die für beide Hänge im Freiland maximale Raten bei durchschnittlich 45 % Bodenwassergehalt zeigte, sensitiver auf eine Limitierung der Sauerstoffzufuhr zu reagieren als die Brutto-Ammonifikationsraten. Andererseits konnten nur 18 % bzw. 46 % der Variabilität der in den Böden des SW- und des NO-Hanges bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten, im Vergleich zu 66 % und 87 % für die Brutto-Ammonifikationsraten, mit zunehmender Bodenfeuchte erklärt werden. Daraus könnte geschlossen werden, daß die Brutto-Nitrifikationsraten möglicherweise von anderen Bodenparametern, wie z.B. der NH₄⁺-Konzentration, stärker beeinflußt werden (Stange, 2001). Ein signifikanter Zusammenhang zwischen den bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten als Lieferant für NH₄⁺ und den Brutto-Nitrifikationsraten bestand jedoch nicht.

Mikrobieller Biomasse-N. Der Einfluß der Bodenfeuchte auf die mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte in den Böden wurde im Rahmen dieser Arbeit untersucht, indem die während der Meßkampagnen ermittelten Gehalte gegen die jeweils parallel bestimmte Bodenfeuchte aufgetragen wurden. Ein signifikanter Zusammenhang zwischen den mikrobiellen Biomasse-N-

Gehalten und der jeweiligen Bodenfeuchte konnte weder für die Böden des SW- noch für die des NO-Hanges beobachtet werden, wobei für beide Hänge ein schwacher Trend zu abnehmenden Gehalten an mikrobiellem Biomasse-N mit zunehmender Bodentemperatur beobachtet werden konnte. Dieser Trend stimmt mit den Ergebnissen von Murphy et al. (1998), die mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte australischer Weideflächen auf saisonale Unterschiede untersuchten und dabei die höchsten Gehalte während der Trockenzeit fanden, weitgehend überein. Eine mögliche Erklärung für die schwache Korrelation ist die zeitverzögerte Anpassung der Mikroorganismenpopulationen an die veränderten Bodenfeuchtebedingungen, die nach Andrews et al. (2000) bis zu 16 Tagen betragen kann. Bottner (1985) führte mehrwöchige Untersuchungen zur Anpassung der Mikroorganismenpopulation in trockenen und wiederbefeuchteten Böden durch, wobei die mikrobielle Biomasse jeweils am Ende einer 8-10-tägigen Trockenperiode bzw. am Ende einer 15-20-tägigen Feuchtperiode bestimmt wurde. Für beide Bodenfeuchtereime wurden unterschiedliche „aktive“ Mikroorganismenpopulationen gefunden, die nach einer zeitverzögerten Anpassung an die Umweltbedingungen dominierten. Die Ergebnisse von Hackl et al. (2000), die eine starke positive Korrelation zwischen Bodenfeuchte und mikrobiellen Biomasse-N für temperate Buchenwälder ergaben, zeigten möglicherweise nur deshalb eine ausgeprägte Bodenfeuchteabhängigkeit, weil die Autoren gefrostete und wieder aufgetaute Bodenproben für ihre Studie verwendeten, was zu einer Selektion von spezifischen Population geführt haben könnte (Stenberg et al., 1998).

Temperaturabhängigkeit der N-Umsatzraten

Netto-Ammonifikation- und Netto-Nitrifikationsraten. Auch die Bodentemperatur wurde als Einflußparameter auf die N-Umsatzraten untersucht. Für diesen Zusammenhang liegen zahlreiche Untersuchungen vor, die allerdings nur den Einfluß der Bodentemperatur entweder auf die Netto-Ammonifikationsraten (Gonçalves und Carlyle, 1994; Zanner und Bloom, 1995; Menyailo und Huwe, 1999) oder auf die Netto-Nitrifikationsraten (Grundmann, et al., 1995; Zanner und Bloom, 1995) zeigen. Neben der Problematik der Netto-Raten, die bereits in Zusammenhang mit der Bodenfeuchteabhängigkeit diskutiert wurde, wurden die untersuchten Temperaturbereiche mit 5-20 °C bis zu 5-50 °C in diesen Untersuchungen sehr weit gefaßt, was die Aussagekraft der erzielten Ergebnisse auf eine Annäherung an die Netto-Nachlieferung von Ammonium oder Nitrat beschränkt. Gonçalves und Carlyle (1994) sowie Zanner und Bloom (1995) fanden zwischen 4 °C und 20 °C bzw. zwischen 4 °C und 22 °C stetig ansteigende Netto-Ammonifikationsraten. In den Untersuchungen von Grundmann et al. (1995) sowie Menyailo und Huwe (1999) wurden maximale Netto-N-Umsatzraten

zwischen 22 °C und 28 °C gefunden. Da die im Rahmen dieser Arbeit bestimmten Netto-N-Umsatzraten mit der „buried-bag“-Methode, die eine Inkubationszeit von 6 Wochen vorschreibt (Runge, 1970), *in situ* in den Böden der Untersuchungsflächen bestimmt wurden (Kapitel 2.2.1), konnten die Zusammenhänge zwischen der Höhe der Netto-Ammonifikations- bzw. der Netto-Nitrifikationsraten und der Bodentemperatur nicht untersucht werden. Eine kontinuierliche Zeiterfassung über 6 Wochen war technisch nicht möglich.

Brutto-Ammonifikationsraten. Untersuchungen zur Beziehung von Bodentemperatur und Brutto-Ammonifikationsraten sind kaum veröffentlicht. Die Abhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten von der Bodentemperatur wurde für die Sedimente im Gezeitenbereich des Atlantik (Vouvé et al., 2000) und in Form eines Experiments mit beheizten Freilandflächen für Steppböden untersucht (Shaw und Harte, 2001). Shaw und Harte (2001) konnten bei einer Erhöhung der Bodentemperaturen um 2,4 °C einen signifikanten Anstieg der Brutto-Ammonifikationsraten über drei Versuchsjahre zeigen.

Ein Anstieg der Brutto-Ammonifikationsraten mit zunehmender Bodentemperatur konnte auch für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Böden nachgewiesen werden. In den Laborversuchen ergaben sich mit einer Ausnahme für beide Hänge und über den gesamten getesteten Bodenfeuchtebereich ansteigende Brutto-Ammonifikationsraten mit zunehmender Inkubationstemperatur von 4 °C bis 16 °C (Abbildung 3-4). Nur in den Böden des SW-Hanges zeigte sich bei 60 % Bodenwassergehalt eine schwache Abnahme der Raten mit zunehmender Bodentemperatur. Eine Erklärung für dieses Verhalten konnte nicht gefunden werden. Allerdings wurde ein derart hoher Bodenwassergehalt in den flachgründigen und gut drainierten Böden des SW-Hanges unter Freilandbedingungen während des dreijährigen Untersuchungszeitraums zu keiner Zeit gemessen. Den größten positiven Einfluß auf die Brutto-Ammonifikationsraten hatte die Bodentemperatur bei 30 % Bodenwassergehalt in den Böden des NO-Hanges und bei 45 % Bodenfeuchte in denen des SW-Hanges, was jeweils der optimalen Bodenfeuchte entsprach.

Die Bestimmung der Bodenwassergehalte und der Bodentemperaturen im Freiland ergab für die Böden beider Hänge über den gesamten Untersuchungszeitraum eine signifikante negative Korrelation zwischen der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur (Tabelle 3-5), die auf dem SW-Hang mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,603 stark ausgeprägt war (Brosius, 1998). Für die Böden des NO-Hanges wurde dennoch eine schwache positive Korrelation zwischen der Bodentemperatur und den Brutto-Ammonifikationsraten gefunden. Eine Limitierung der Brutto-Ammonifikation bei hohen Bodentemperaturen durch die abnehmende

Bodenfeuchte fand offensichtlich in den Böden des NO-Hanges nicht statt. Für den SW-Hang ergab sich dagegen ein quadratischer Zusammenhang zwischen Bodentemperatur und Bodenfeuchte, dessen Maximum bei 10,4 °C mit nachfolgender Abnahme für höhere Temperaturen lag.

Damit konnte für die Freilanduntersuchungen gezeigt werden, daß sich bei hohen Bodentemperaturen eine geringe Bodenfeuchte limitierend auf die Brutto-Ammonifikationsraten auswirkt. Dies bestätigten auch die im Laborversuch für den SW-Hang bei 15 % Bodenwassergehalt ermittelten Raten, die unabhängig von der Bodentemperatur die niedrigsten aller bestimmten Werte aufwiesen (Abbildung 3-5). In den Böden des SW-Hanges ist demnach die Bodenfeuchte der stärker modulierende Faktor für die Brutto-Ammonifikation als die Bodentemperatur.

Brutto-Nitrifikationsraten. In Laborversuchen konnten von Breuer et al. (2002) sowie von Ingwersen et al. (1999) für tropische Regenwaldböden in Australien bzw. einem Fichtenstandort in Bayern eine lineare Abhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten von der Bodentemperatur gezeigt werden. Beide Autorengruppen verwendeten die neue Methode der Barometrischen Prozeßseparation BaPS. Die von Shaw und Harte (2001) auf beheizten Freilandflächen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten zeigten dagegen keinen Anstieg bei der getesteten Temperaturerhöhung um 2,4 °C.

In den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Laborstudien zeigte die Bodentemperatur für die Böden beider Hänge keinen durchweg signifikanten Einfluß auf die Brutto-Nitrifikationsraten. Die insgesamt höchsten Brutto-Nitrifikationsraten wurden in den Böden beider Hänge bei einer Bodenfeuchte von 30 % und 16 °C Inkubationstemperatur beobachtet.

Während der Freilandmeßkampagnen konnten diese Ergebnisse nur zum Teil bestätigt werden. Lediglich für die beiden Schirmhiebsflächen zeichnete sich ein geringfügiger Einfluß der Bodentemperatur auf die Brutto-Nitrifikationsraten ab. Eine signifikante Korrelation zwischen den Brutto-Nitrifikationsraten und der Bodentemperatur ergab sich jedoch weder für die Böden des SW- noch für die des NO-Hanges. Dies steht in Gegensatz zu den von Breuer et al. (2002) sowie von Ingwersen et al. (1999) nachgewiesenen Zusammenhängen. Breuer et al. (2002) untersuchten die Temperaturabhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten jedoch in Böden aus tropischen Regenwäldern und führten ihre Versuche daher bei Temperaturen zwischen 14 °C und 24 °C durch. Breuer et al. (2002) und Ingwersen et al. (1999) führten ihre Untersuchungen ausschließlich im Labor und bei optimalen Bodenfeuchtebedingungen durch.

Unter Laborbedingungen und bei dem ermittelten Feuchteoptimum von 30 % Bodenwassergehalt konnte jedoch auch bei den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen ein positiver Zusammenhang zwischen Bodentemperatur und Brutto-Nitrifikationsraten gezeigt werden.

Dies kann als weiterer starker Hinweis gewertet werden, daß unter den besonderen Bedingungen auf den Hanglagen der Schwäbischen Alb, die auf dem NO-Hang durch tonige und feuchte Böden und auf dem SW-Hang durch flachgründige, gut drainierte und daher oft trockene Böden gekennzeichnet sind, in erster Linie der Bodenwassergehalt die Höhe der Brutto-Nitrifikationsraten stärker beeinflusst als die Bodentemperatur.

Modellierung des N-Kreislaufs

Die Einbindung der einzelnen N-Umsatzraten und des mikrobiellen Biomasse-N in ein eigens dafür entwickeltes numerisches Modell diente der abschließenden Kontrolle, ob sich aus den Einzelmessungen ein in sich schlüssiger N-Kreislauf für die N-Umsetzungen in Böden ergibt. Die Inkubation von mit drei verschiedenen angereicherten Varianten von Ammoniumnitrat ($^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$, $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ und $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$) gelabelten Bodenproben wurde zu sechs verschiedenen Zeitpunkten abgebrochen und die jeweiligen Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Boden sowie deren ^{15}N -Anreicherung bestimmt. Zusätzlich floß der aus den gleichen Proben mit Hilfe der Fumigations-Inkubations-Methode bestimmte Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N mit $0,56 \text{ g N kg}^{-1}$ BTG sowie die organische Substanz mit 10 g N kg^{-1} BTG in das Modell ein, wobei für diese beiden organischen Pools eine natürliche Anfangsanreicherung angenommen wurde. Aus diesen experimentell ermittelten Labordaten wurden zum einen unter Anwendung der für die ^{15}N -Pool-Dilution-Technique verwendeten Gleichungen und zum anderen unter Einsatz eines numerischen Modells die Brutto-Ammonifikations- sowie Brutto-Nitrifikationsraten und die NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Immobilisierung berechnet.

Zusätzlich wurde der Prozeß der Remineralisierung in das Modell aufgenommen (Abbildung 2-8). Dieser Prozeß beschreibt die rasche Mineralisierung von abgestorbener Biomasse, die von den Mikroorganismen als leicht abbaubare C- und N-Quelle der schwerer abbaubaren organischen Substanz im Boden vorgezogen wird (Nishio et al., 1985; Mary et al., 1998). Jansson und Persson (1982) haben für diesen kontinuierlichen Austausch von Stickstoff aus der mikrobiellen Biomasse in den inorganischen NH_4^+ -Pool und zurück in die mikrobielle Biomasse den Begriff „Mineralization-Immobilization-Turnover“ (MIT) geprägt. Verschiedene Autoren (Van Veen et al., 1985; Davidson et al., 1992; Murphy et al., 1998) geben die

Aufenthaltszeit eines N-Atoms im NH_4^+ -Pool des Bodens mit 0,3 bis 2,6 Tagen an. Bei der im Freiland verwendeten Inkubationszeit von 48 h mußte daher von einer nicht zu vernachlässigenden Remineralisierungsrate ausgegangen werden.

Die Prozesse Brutto-Ammonifikation, Brutto-Nitrifikation und Remineralisierung wurden im Modell als kontinuierlicher Prozesse beschrieben, wohingegen für die Beschreibung des Anteils der NH_4^+ -Immobilisierung von der Gesamt-N-Immobilisierung in Abhängigkeit vom Ammoniumgehalt im Boden eine Funktion erster Ordnung zur Anwendung kam. Die NO_3^- -Immobilisierung ergab sich entsprechend aus der Differenz. Die Aufnahme von NO_3^- durch Mikroorganismen wurde lange Zeit als Prozeß verstanden, der ausschließlich bei Abwesenheit von Ammonium im Boden stattfindet. Die NO_3^- Immobilisierung wurde lange Zeit als Prozeß verstanden, der ausschließlich bei Abwesenheit von Ammonium im Boden stattfindet (Jansson und Persson, 1982). Inzwischen haben eine Vielzahl von Autoren NO_3^- -Immobilisierung auch in Böden mit positive Netto-Ammonifikationsraten nachgewiesen (z.B. Zak et al., 1990; Davidson et al., 1990, 1992). Wie die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten meist deutlich höheren NH_4^+ -Immobilisierungsraten im Vergleich zur NO_3^- -Immobilisierung zeigten (Abbildung 3-15), wurde in den Freilandversuchen dennoch bevorzugt Ammonium von den Mikroorganismen aufgenommen. Erst im dritten Versuchsjahr, wurde bei sehr niedrigen Brutto-Ammonifikationsraten ein größerer Teil des Stickstoffs als NO_3^- immobilisiert. Die Verwendung des von Mary et al. (1998) definierten numerischen Faktors β (Gleichung G 7), der das Verhältnis von der NH_4^+ - zur Gesamt-N-Immobilisierung beschreibt, zeigte mit einem modellierten Wert von 0,27 eine deutliche Präferenz für Ammonium. Im Vergleich zu dem von Mary et al. (1998) sowie Andersen und Jensen (2001) für strohgedüngte landwirtschaftliche Flächen ermittelten β -Faktor von 0,05 ergab sich in den Böden der SFB-Buchenwaldflächen dennoch ein hoher Anteil der NO_3^- Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung.

Die Modellierung der N-Umsetzungen ergab sowohl für die Brutto-Nitrifikationsraten (Abbildung 3-18) als auch für die NO_3^- -Immobilisierung (Abbildung 3-19) eine hervorragende Übereinstimmung der modellierten mit den experimentell ermittelten Raten, die auch die Bestimmung des Faktors β bestätigte. Im Gegensatz dazu lagen die modellierten Brutto-Ammonifikationsraten nach 48 h Modellaufzeit um 13 % höher als die experimentell ermittelten Werte im gleichen Zeitraum, wobei jedoch der experimentell ermittelte Wert innerhalb des relativ hohen Standardfehlers der modellierten Raten lag. Die deutlichste Abweichung zeigte sich mit $3,3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für die experimentell ermittelte NH_4^+ -Immobilisierung

im Vergleich zu $7,89 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ für den modellierten Wert nach 48 h Modellaufzeit. Diese Abweichung konnte jedoch gut mit dem oben erwähnten internen Kreislauf MIT (Mineralization-Immobilization-Turnover) erklärt werden. Zieht man die im Modell ermittelte Remineralisierung mit $4,68 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ von der modellierten NH_4^+ -Immobilisierung ab, stimmt der Wert der modellierten NH_4^+ -Immobilisierung von $3,2 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ BTG d}^{-1}$ hervorragend mit der experimentell bestimmten Wert überein. Allerdings liegt damit sowohl für die Modellierung als auch für die experimentell ermittelten Daten der Wert der NH_4^+ -Immobilisierung geringfügig höher als die Brutto-Ammonifikationsrate. Davidson et al. (1991), die in ihren Studien die gleiche Beobachtung machten, führten diese Überschätzung auf eine Stimulierung der Mikroorganismen zur verstärkten Aufnahme von NH_4^+ aufgrund der NH_4^+ -Zugabe zurück.

Anhand der numerische Auswertung eines Laborversuches in einem Modell konnte gezeigt werden, daß der interne Kreislauf „Mineralsierung-Immobilisierung-Turnover“ oder MIT in den Böden der SFB-Untersuchungsflächen möglicherweise größere N-Umsatzraten aufweist, als die Ammonifikation von organischer Substanz des schwerer abbaubaren Pools. Wie die exzellente Übereinstimmung der experimentell ermittelten mit den modellierten Raten zeigt, beeinflusste der MIT in den vorliegenden Untersuchungen für die Böden der SFB-Flächen weder die Brutto-Nitrifikationsraten noch die NO_3^- -Immobilisierung. Auch die Brutto-Ammonifikationsraten wurden, vermutlich durch die verzögerte Abreicherung des NH_4^+ -Pools, nur geringfügig unterschätzt.

Die große Bedeutung des MIT wurde auch für andere Ökosysteme, wie z.B. Grasland, beschrieben, die relativ kleine Pools an mineralischem Stickstoff aufwiesen, aber eine rasche Umsetzung dieser Pools zeigten (Davidson et al., 1990, 1992). Dennoch kann der Prozeß der Remineralisierung nur durch die Bestimmung der zeitabhängigen Änderung der ^{15}N -Anreicherung in der organischen Substanz verifiziert werden (Bjarnason, 1988; Smith, et al., 1994; Mary et al., 1998), zumal die Einbeziehung der Dissimilatorischen Nitratreduktion zu Ammonium (DNRA), einem Prozeß, der die Umsetzung von NO_3^- zu NH_4^+ unter anaeroben Bedingungen beschreibt (Kapitel 0), ebenfalls, wie die Remineralisierung eine verzögerte Abreicherung des $^{15}\text{NH}_4^+$ -Pools verursacht (Mary et al., 1998). Silver et al. (2001) gehen davon aus, daß dieser Prozeß in feuchten Waldböden, wie denen des im Rahmen dieser Arbeit untersuchten NO-Hanges auf der Schwäbischen Alb, unterschätzt wird. Um eine Überschätzung der Remineralisierung zu vermeiden, wäre daher eine vertiefte Untersuchung der Remineralisierung wünschenswert.

4.3 Einfluß der verschiedenen Lokalklimata auf die N-Umsetzungen und den Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N

Wenige Wochen vor Beginn der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen zur Erfassung der Netto- und Brutto-N-Umsatzraten sowie des mikrobiellen Biomasse-N-Gehaltes wurden auf einem SW- und einem NO-Hang zu beiden Seiten des Krähenbachtals Versuchsflächen angelegt, die sich durch verschieden starke Schirmhiebsmaßnahmen unterschieden (Tabelle 2-1). Sowohl auf dem SW-Hang als auch auf dem NO-Hang blieben Parzellen als unbehandelte Kontrollflächen erhalten (Abbildung 2-1).

Wie die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Bestimmungen der gravimetrischen Bodenwassergehalte zeigten, unterschieden sich die Schirmhiebsflächen beider Hänge deutlich hinsichtlich der Bodenfeuchte. Die Schirmhiebsflächen des SW-Hanges zeichneten sich durch deutlich trockenere Böden aus, die leichter zu Sommertrockenheit neigten (Abbildung 3-1) als die entsprechenden Flächen des NO-Hanges. Für die Kontrollflächen beider Hänge zeigte sich dieser Zusammenhang nur im ersten Versuchsjahr 1999 in der gleichen Deutlichkeit wie für die Schirmhiebsflächen. Die Jahresmittelwerte der Bodenfeuchte für die Jahre 2000 und 2001 unterschieden sich nur geringfügig, wobei im Jahr 2000 die für die Böden der SW_K-Flächen berechnete mittlere Bodenfeuchte sogar höher lag als die für die NO_K-Flächen, auch wenn die Differenz nicht signifikant war. Die deutlichen Unterschiede in der Bodenfeuchte der Schirmhiebsflächen könnten auf die stärkere Evapotranspiration auf dem SW-Hang zurückgeführt werden (s. Kapitel 2.1.1), wobei jedoch auch die unterschiedliche Gründigkeit und Korngrößenzusammensetzung der Böden beider Hänge eine maßgebliche Rolle spielt. Allerdings ist auch die Bodenentwicklung expositionsabhängig (Schachtschabel et al., 1992) und führte auf dem NO-Hang bei gleicher Entwicklungszeit zu tiefgründigeren Böden als auf dem SW-Hang. Daß die Böden der Kontrollflächen auf dem SW-Hang im Jahr 2000 höhere Bodenwassergehalte aufwiesen als in den beiden anderen Versuchsjahren 1999 und 2001, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Interessant ist jedoch, daß auch der Gehalt an mykorrhizierten Wurzelspitzen in den Böden des NO-Hanges im Jahr 2000 unter den für den SW-Hang im gleichen Zeitraum bestimmten Wert abfiel (Metzler und Börner, 2001).

Die ermittelten Bodentemperaturen lagen im Jahr 2001 mit Ausnahme der Kontrollfläche im Juli 2001 jeweils auf dem SW-Hang höher als auf dem NO-Hang und zeigten, besonders die Schirmhiebsflächen betreffend, die stärkeren diurnalen Schwankungen (Abbildung 3-2). Die

Temperaturunterschiede zwischen den beiden Hängen sind nach Meyer et al. (2001) hauptsächlich auf die unterschiedlich stark einfallende Globalstrahlung zurückzuführen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein Vergleich der N-Umsatzraten und des mikrobiellen Biomasse-N zwischen dem warm-trockenen SW-Hang und dem kühleren und feuchteren NO-Hang vorgenommen, wobei auch untersucht wurde, ob sich dieser Einfluß des Lokalklimas durch die Schirmhiebsmaßnahmen veränderte.

Vergleich der Kontrollflächen auf dem SW- und dem NO-Hang

Im Juli 2000 und für alle weiteren Meßkampagnen wiesen die Bodenproben der NO_K-Flächen, die für die Bestimmung der Brutto-N-Umsatzraten mit der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique verwendet wurden, niedrigere Bodenwassergehalte auf als (a) bei den vorangegangenen Meßkampagnen in den Böden der selben Flächen und (b) für die Böden der SW_K-Flächen im selben Zeitraum. Diese Verringerung des Bodenwassergehaltes auf den NO_K-Flächen wirkte sich besonders auf die Brutto-Nitrifikationsraten aus, die während aller Meßkampagnen bis einschließlich Juli 2000 tendentiell höhere Raten in den Böden der SW_K-Flächen aufwiesen. Im Gegensatz dazu lagen für alle Meßkampagnen ab Oktober 2000, analog zu den niedrigeren Bodenwassergehalten, die Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden der NO_K-Flächen signifikant höher, was den großen Einfluß der Bodenfeuchte erneut unterstreicht.

Die Erhöhung der NO_3^- -Immobilisierung in den Böden der NO_K-Flächen führte ab Juli 2000 in Verbindung mit der abnehmenden NH_4^+ -Immobilisierung in den Böden der SW_K-Flächen zu insgesamt höheren Gesamt-N-Immobilisierungsraten auf den Kontrollflächen des NO-Hanges. Der NH_4^+ -Anteil an der Gesamt-N-Immobilisierung lag in den Böden des SW-Hanges entweder über dem der Böden des NO-Hanges oder es wurde, wie im April und im Oktober 2001, keine NH_4^+ -Immobilisierung beobachtet. Sowohl bezüglich der Gesamtmittelwerte der Netto-Nitrifikationsraten als auch der Brutto-Ammonifikationsraten zeigten die Böden der Kontrollflächen des SW-Hanges in der Regel die höhere mikrobielle Aktivität, wobei jedoch keiner der Unterschiede signifikant war.

Der beobachtete Trend sowie der Absolutbetrag der Brutto-Ammonifikationsraten stimmen mit den Messungen von Shaw und Harte (2001) weitgehend überein. Diese Autoren konnten in Versuchen auf beheizten Freilandflächen an trockenen und mäßig feuchten Standorten dieselben Zusammenhänge feststellen. Von Shaw und Harte (2001) wurden die höchsten Brutto-Ammonifikationsraten in den trockeneren und wärmeren Böden ermittelt, was mit den Ergeb-

nissen von fünf der neun auf den SFB-Untersuchungsflächen durchgeführten Meßkampagnen übereinstimmt. Im April 2001 wurden auf dem zum Zeitpunkt der Messungen trockeneren NO-Hang mit 2,9 °C die niedrigsten aller bestimmten Bodentemperaturen gemessen, weshalb für diese Flächen nahezu keine Brutto-Ammonifikationsraten beobachtet wurden. Dieses Ergebnis stimmt mit den Beobachtungen von Andersen und Jensen (2001) überein. Auch Jamieson et al. (1998) konnten die höchsten jährlichen Brutto-Ammonifikationsraten auf sommertrockenen und winterwarmen Kalkböden bestimmen, wobei beide Parameter für die Flächen des SW-Hanges gegeben sind (Mayer et al., 2001). Sowohl Shaw und Harte (2001) als auch Jamieson et al. (1998) führten ihre Untersuchungen jedoch auf Versuchsflächen durch, auf denen mindestens einer der lokalklimatisch relevanten Parameter – Niederschlag oder Bodentemperatur – künstlich herbeigeführt wurde. Dennoch zeigte sich eine gute Übereinstimmung zu den im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnissen.

Gemeinsam ist den beiden Kontrollflächen die signifikante Abnahme der Brutto-Ammonifikationsraten im Oktober 2000 und während aller Meßkampagnen im Jahr 2001 sowie die signifikant höheren mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte im Verlauf des Jahres 2001 im Vergleich zu den vorangegangenen Messungen. Das Jahr 2001 unterschied sich von den Versuchsjahren 1999 und 2000 durch signifikant niedrigere Bodenwassergehalte auf beiden Kontrollflächen, durch die die insgesamt niedrigen Brutto-Ammonifikationsraten in diesem Jahr gut erklären werden können (Abbildung 3-5 und Abbildung 3-6). Bezüglich der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte müssen die Messungen der nächsten Jahre zeigen, ob der negative Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und mikrobiellem Biomasse-N-Gehalt, der von Murphy et al. (1998) beobachtet wurde und als sich schwach abzeichnender Trend auch für die Böden der beiden Hänge auf den SFB-Flächen gezeigt werden konnte, verifiziert werden kann.

Vergleich der Schirmhiebsflächen auf dem SW- und dem NO-Hang.

Die Schirmhiebsmaßnahmen auf beiden Hängen wurden im Februar 1999 durchgeführt. Etwa sechs Wochen nach diesen Eingriffen fand im April die erste Beprobung statt. Zu diesem Zeitpunkt wurden in den Böden der Schirmhiebsflächen des NO-Hanges jeweils die bei weitem niedrigsten Netto-Ammonifikationsraten und in denen des SW-Hanges die bei weitem höchste Netto-Nitrifikationsrate ermittelt, wobei nahezu alle Netto-Ammonifikationsraten negativ waren. Dies könnte in Verbindung mit den hohen Zellzahlen der aeroben heterotrophen Bakterien (Papen et al., 2001) darauf hindeuten, daß in den Böden der NO_S-Flächen

ein Großteil des NH_4^+ sofort von den Mikroorganismen immobilisiert wurde. Dagegen wurde in den Böden der Schirmhiebsflächen auf dem SW-Hang Ammonium von den Bodenbakterien zu Nitrat oxidiert. Zudem konnte Rennenberg et al. (2001) zeigen, daß von den Buchen auf dem SW-Hang selbst bei hohen Nitratkonzentrationen im Boden weniger Nitrat aufgenommen wird als von denen auf dem NO-Hang. Augustin (2000b) konnte daher auch in Lysimeterversuchen eine deutlich erhöhte Nitratauswaschung in den Böden der SW_S-Flächen messen.

Die Jahresmittelwerte und der Gesamtmittelwert der Brutto-Ammonifikationsraten zeigten für die Böden der NO_S-Flächen signifikant höhere Raten als für die der SW_S-Flächen. Auch die Gesamt-N-Immobilisierung zeigte für alle Versuchsjahre höhere Raten in den Böden der Schirmhiebsflächen, auch wenn nur die Unterschiede zwischen den Jahresmittelwerten 2001 und den Gesamtmittelwerten signifikant waren. Wie bereits gezeigt werden konnte, besteht in den Böden beider Flächen eine starke positive Korrelation zwischen Brutto-Ammonifikationsraten und Bodenfeuchte. Da für die Flächen des NO-Hanges durchweg die höheren Bodenwassergehalte ermittelt wurden, ergaben sich dort auch die höheren Brutto-Ammonifikationsraten. Ausnahmen bildeten die Messungen im Frühjahr 2000 und 2001 in den Böden der Schirmhiebsflächen auf dem NO-Hang, in denen in Übereinstimmung mit den Laboruntersuchungen bei Bodenwassergehalten über 50 % die Brutto-Ammonifikationsraten stark zurückgingen (Abbildung 3-6). Während dieser Meßkampagnen wurden deshalb in den Böden der SW_S-Flächen die signifikant höheren Raten ermittelt als in den Böden der NO_S-Flächen.

Die erhöhte Gesamt-N-Immobilisierung auf den NO_S-Flächen konnte bis einschließlich Juli 2000 auf die Erhöhung des NH_4^+ -Anteils an der Gesamt-N-Immobilisierung zurückgeführt werden. Ab Oktober 2000 wurden, zeitgleich mit der Abnahme der Brutto-Ammonifikationsraten, in den Böden der Schirmhiebsflächen des NO-Hanges die höheren Gesamt-N-Immobilisierungsraten durch die stärkere NO_3^- -Immobilisierung verursacht. Diese Ergebnisse zeigen deutlich den starken Zusammenhang zwischen Brutto-Ammonifikationsraten und NH_4^+ -Immobilisierung, der auch von anderen Autoren beschrieben wurde (Jansson und Persson, 1982; Jarvis et al., 1996; Mary et al., 1996). Bei einer durchgeführten Korrelationsanalyse konnte diese Beziehung mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,794$ auf einem Signifikanzniveau von $p < 0,001$ bestätigt werden.

Während fünf der neun durchgeführten Meßkampagnen wurden auf dem trockeneren SW-Hang im Gegensatz zu den Böden der NO_S-Flächen die höheren Brutto-Nitrifikationsraten

ermittelt, wobei jedoch nur zwei der Unterschiede signifikant waren. Diese Ergebnisse entsprachen den Laborstudien, die zur Feuchteabhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten durchgeführt wurden (Tabelle 3-11). Für alle Meßkampagnen in den Jahren 1999 und 2000 wurden in den Böden der NO_S-Flächen deutlich höhere Zellzahlen der chemolithoautotrophen Ammoniak- und Nitrit-Oxidierer ermittelt (Papen et al., 2001). Die Aktivität dieser Bakterienpopulationen führte möglicherweise im August 1999 sowie im Juli und Oktober 2000 in den Böden der NO_S-Flächen zu den ermittelten höheren Brutto-Nitrifikationsraten im Vergleich zu denen der SW_S-Flächen.

Die autotrophen Nitrifizierer scheinen in den Böden der Schirmhiebsflächen des NO-Hanges bei Bodenwassergehalten zwischen 43 % und 45 % optimale Bodenfeuchtebedingungen vorzufinden, im Gegensatz zu den nitrifizierenden Bakterienpopulationen in den Böden der Kontrollflächen, die in den Laborstudien ein Feuchteoptimum bei einem Bodenwassergehalt von 30 % zeigten (Abbildung 3-11). Diese Hypothese wird auch von den Ergebnissen von Poth und Focht (1985) gestützt, die die Aktivität des chemolithoautotrophen Ammoniak-Oxidierers *Nitrosomonas europaea* auch unter sauerstofflimitierten Bedingungen nachweisen konnten.

Die bestimmten mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte zeigten für sieben von neun Untersuchungsterminen die höheren Werte in den Böden der SW_S-Flächen im Vergleich zu den NO_S-Flächen, wobei nur zwei der Unterschiede signifikant waren. Beim Vergleich der Schirmhiebsflächen scheint sich folglich der für beide Hänge beobachtete Trend der höheren Biomasse-N-Gehalte bei niedrigeren Bodenwassergehalten zu bestätigen.

In den Böden beider Schirmhiebsflächen wurden ab Oktober 2000, wie auch in den Böden der Kontrollflächen, sowohl signifikant niedrigere Brutto-Ammonifikationsraten als auch ab April 2001 signifikant höhere mikrobielle Biomasse-N-Gehalte beobachtet als während der vorangegangenen Meßkampagnen. Neben der größeren Bodentrockenheit im Jahr 2001, die auch für die beiden Schirmhiebsflächen beobachtet werden konnte, könnte die Abnahme der Brutto-Ammonifikationsraten auch in Beziehung zu den forstlichen Eingriffen stehen, die im Jahr 2001 zwei Vegetationsperioden zurücklagen. Shaw und Harte (2001) beobachteten im dritten Jahr ihrer Untersuchungen auf den künstlich beheizten Flächen ebenfalls einen signifikanten Rückgang der Brutto-Ammonifikationsraten und führten dies auf die Abnahme des organischen Pools, der sich durch die Veränderung der Bodentemperatur aus abgestorbenem Material gebildet hatte, zurück. Eine Verifizierung dieser These oder deren Ablehnung könnte

in zukünftigen Arbeiten durch die Bestimmung der Veränderung der organischen Substanz erfolgen.

4.4 Einfluß der Bewirtschaftung auf die N-Umsetzungen und den Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N

Da sich die Schirmhiebsmaßnahmen auf die N-Umsetzungen und die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N in den Böden des SW- und des NO-Hanges teilweise in entgegengesetzter Richtung auswirkten, werden die mikrobiellen Prozesse für die Böden der beiden Hänge im Folgenden einzeln diskutiert.

Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten auf dem SW-Hang

Die auf dem SW-Hang ermittelten Bodentemperaturen zeigten im sonnenexponierten Boden der Schirmhiebsfläche mit einer Differenz von +1,5 °C erwartungsgemäß die höheren Werte als im überschirmten Boden der Kontrollfläche. Allerdings führten die kalten Nächte im Oktober 2000 im Boden der Schirmhiebsfläche zu niedrigeren Bodentemperaturen als im geschützteren Boden der Kontrollfläche. Insgesamt zeigten die Bodentemperaturen der Schirmhiebsflächen besonders im Sommer starke diurnale Schwankungen. Ähnliche Veränderungen der Bodentemperaturen beschreibt auch Bauhus und Bartsch (1995) für den sonnigen Nordrand von Femelhieben im Vergleich zum umliegenden Buchenbestand.

Die Bodenwassergehalte der Kontrollflächen zeigten starke interannuelle Schwankungen. Daher ergaben sich im ersten Versuchsjahr 1999 und im insgesamt trockensten Jahr 2001 für die Schirmhiebsflächen des SW-Hanges signifikant höhere Bodenwassergehalte als für die Kontrollflächen, was mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die verminderte Wasseraufnahme durch die Reduktion des Baumbestandes zurückzuführen ist. Im zweiten Versuchsjahr 2000 und im April 2001 lagen die Bodenwassergehalte in den Böden der Schirmhiebsflächen dagegen geringfügig, aber signifikant niedriger als in denen der Kontrollflächen. Dies konnte auf die im Vergleich zu den beiden anderen Versuchsjahren signifikant höhere Bodenfeuchte in den Böden der Kontrollflächen zurückgeführt werden. Der Vergleich der Gesamtmittelwerte der Bodenwassergehalte beider Bewirtschaftungsvarianten ergab dennoch signifikant höhere Bodenwassergehalte in den Böden der Schirmhiebsflächen.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum wurden in den Böden der Schirmhiebsflächen geringere Netto-Ammonifikationsraten bestimmt als in den Böden der Kontrollflächen, wobei jedoch keiner der Unterschiede statistisch signifikant war. Die Netto-Nitrifikationsraten zeigten dagegen mit Ausnahme der beiden Herbstmeßkampagnen höhere Werte auf den

Schirmhiebsflächen. Auch Bauhus (1996) konnte in den Böden von Femelhieben geringere Netto-Mineralisationsraten, aber eine höhere Netto-Nitratnachlieferung beobachten als im Buchenbestand.

Die Brutto-Ammonifikationsraten ergaben jeweils für fünf der neun Meßkampagnen höhere Raten in den Böden der Kontrollflächen. Dabei zeigte jeweils der feuchtere Standort die höhere mikrobielle Aktivität bezüglich der Brutto-Ammonifikationsraten, wobei bei nahezu gleichen Bodenwassergehalten, wie beispielsweise im April 2001 (Tabelle 3-2), die höhere Bodentemperatur die entscheidende Rolle spielte. Im Gegensatz dazu ergaben sich die höheren Brutto-Nitrifikationsraten fast ausschließlich auf den jeweils trockeneren Bewirtschaftungsvarianten, wobei die Unterschiede zwar deutlich, aber nicht signifikant waren. Diese Zusammenhänge konnten sowohl in den Laborstudien (Abbildung 3-4 und Abbildung 3-11) gezeigt als auch für die Freilanddaten durch Korrelationsanalysen ermittelt werden (Tabelle 3-5 und Tabelle 3-11) und wurden bereits im Zusammenhang mit der Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der N-Umsatzraten eingehend diskutiert (Kapitel 4.2).

So ergab sich bis Oktober 2000 ein überwiegend positiver Bewirtschaftungseffekt in Bezug auf die Brutto-Ammonifikationsraten, der ab April 2001 in einen negativen überging. Bezüglich der Brutto-Nitrifikationsraten beeinflussten die Schirmhiebsmaßnahmen die Raten im ersten Versuchsjahr 1999 negativ und im zweiten und dritten Versuchsjahr 2000 und 2001 positiv, wobei jedoch nur der Unterschied im Jahr 2000 signifikant war. Die Gesamt-N-Immobilisierung zeigte exakt das gleiche Muster wie die Brutto-Ammonifikationsraten, wobei überwiegend die höhere NH_4^+ -Immobilisierung zur Erhöhung der Gesamt-N-Immobilisierung führte. Insgesamt konnte damit für die Gesamt-N-Immobilisierung ein ebenfalls überwiegend negativer Bewirtschaftungseffekt gezeigt werden. Offensichtlich bestand auch im Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten des SW-Hanges, wie der Vergleich der beiden Schirmhiebsflächen bereits zeigte, ein enger Zusammenhang zwischen Brutto-Ammonifikationsraten und Brutto-N-Immobilisierung mit hohen Umsatzraten im NH_4^+ -Pool, der hauptsächlich von der Bodenfeuchte gesteuert wurde.

Der mikrobielle Biomasse-N-Gehalt zeigte dagegen für nahezu alle Meßkampagnen die höheren Werte in den Böden der Bewirtschaftungsflächen, wobei nur zwei der Unterschiede statistisch abgesichert werden konnten. Diese Ergebnisse stehen im Gegensatz zu den von Thibodeau et al. (2000) für Schirmhiebsflächen in Tannenbeständen Alaskas bestimmten mikrobiellen Biomasse-N-Gehalten. Auch Pietikäinen und Fritze (1995) fanden für norwegische Fichtenstandorte in Kahlschlägen niedrigere mikrobielle Biomasse-N-Gehalte

als in den Kontrollbeständen. Bauhus und Barthel (1995) beobachtete im Gegensatz dazu, und in Übereinstimmung mit den Untersuchungen in den Böden der SFB-Untersuchungsflächen, für Buchenstandorte im Solling s erhöhte Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N in den Böden und am nördlichen sonnigen Rand von Femelhieben im Vergleich zur Kontrollfläche. Alle drei Autorengruppen geben Veränderungen der Bodentemperatur als Ursache für die beobachteten Veränderungen an, wobei in den Studien von Thibodeau et al. (2000) sowie von Pietikäinen und Fritze (1995) die Bodentemperatur in den Schirmhiebsflächen bzw. Kahlschlägen in den hohen geographischen Breiten jeweils im Vergleich zur Kontrolle abnahm. In den von Bauhus und Barthel (1995) untersuchten Buchenwäldern im Solling führte der Femelhieb dagegen, wie in den Böden der Schirmhiebsflächen auf dem SW-Hang, zu erhöhten Bodentemperaturen. Ein Einfluß der Temperatur auf die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N konnte zwar im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht werden, erscheint aber in Anbetracht der Untersuchungen von Thibodeau et al. (2000), Pietikäinen und Fritze (1995) sowie Bauhus und Barthel (1995) nicht ausgeschlossen.

Insgesamt betrachtet, konnte ein Großteil der beobachteten Veränderungen der mikrobiellen N-Umsetzungen in den Böden der Schirmhiebsflächen auf dem SW-Hang darauf zurückgeführt werden, daß der forstliche Eingriff sich nachhaltig auf die Bodentemperaturen und die Bodenwassergehalte auswirkte, wobei die Bodenfeuchte der stärker modulierende Faktor ist. Eine endgültige Aussage, ob die Schirmhiebsmaßnahmen auf dem SW-Hang sich eher positiv oder negativ auswirken, konnte, aufgrund der starken Schwankungen in der Bodenfeuchte der SW_K-Flächen sowie der bisher nur schwachen statistischen Absicherung der beobachteten Unterschiede zwischen den für die beiden Untersuchungsflächen ermittelten Raten, in den drei Untersuchungsjahren noch nicht getroffen werden. Zur Klärung dieser Frage ist eine Fortführung der Messungen dringend erforderlich.

Vergleich der Bewirtschaftungsvarianten auf dem NO-Hang

Auf dem NO-Hang hatte die Schirmhiebsmaßnahme größere Auswirkungen auf die Bodenfeuchte als auf dem SW-Hang. Während aller Meßkampagnen wurden in den Böden der Schirmhiebsflächen auf dem NO-Hang um 25 % höhere Bodenwassergehalte bestimmt als in denen der Kontrollflächen. Im Frühjahr 2000 und 2001 konnte in den Böden der Schirmhiebsfläche NO 2.2 eine deutliche Naßphase beobachtet werden, was auf die hohen Tongehalte im Boden dieser Fläche zurückgeführt werden könnte (AG Boden, 1996).

Die Bodentemperatur erhöhte sich dagegen im Mittel nur um $+0,3\text{ °C}$ im Gegensatz zu $+1,5\text{ °C}$ für die SW_S-Flächen. Die Bodentemperaturen zeigten auf dem NO-Hang, analog zur SW_S-Fläche, im Boden der Schirmhiebsfläche stärkere Schwankungen als in dem der Kontrollfläche. Im Oktober 2000 wurden während der Messungen auf dem NO-Hang kalte Nächte verzeichnet, was sich stark negativ auf die im Boden der Schirmhiebsfläche bestimmten Bodentemperaturen auswirkte, während die Bodentemperaturen in der Kontrollfläche nur eine kleine Amplitude zeigten.

Die Netto-Ammonifikationsraten zeigten im Vergleich der Gesamtmittelwerte keine signifikanten Unterschiede zwischen den Raten der beiden Untersuchungsflächen, auch wenn die während der einzelnen Meßkampagnen bestimmten Werte in den Böden der NO_K-Flächen geringfügig höher lagen als in denen der NO_S-Flächen. Auch die mittleren Netto-Nitrifikationsraten ließen im ersten Versuchsjahr keinen signifikanten Unterschied zwischen den Bewirtschaftungsvarianten erkennen, ergaben aber vor allem im Frühjahr und Herbst 2000 in den Böden der Schirmhiebsflächen eine deutlich, wenn auch nicht signifikant, höhere Netto-Nitrat-Nachlieferung als für die Kontrollflächen, was sich besonders im April 2000 in erhöhten N_2O -Emissionen zeigte (Papen et al., 2001).

Über den gesamten Untersuchungszeitraum konnte ein positiver Bewirtschaftungseffekt bezüglich der Brutto-Ammonifikationsraten und der Gesamt-N-Immobilisierung beobachtet werden. Der Gesamtmittelwert aller bestimmten Brutto-Ammonifikationsraten lag für die Schirmhiebsflächen des NO-Hanges um den Faktor 2,2 höher als für die Kontrollflächen ($p < 0,05$). Gleichzeitig wurden über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet um 25 % höhere Bodenwassergehalte beobachtet als auf den Kontrollflächen im gleichen Zeitraum. Dieser Zusammenhang stellt die Gültigkeit der im Labor (Abbildung 3-4) und für das Freiland (Abbildung 3-6) bestimmten Feuchteabhängigkeit der Brutto-Ammonifikationsraten, wie sie bereits unter dem Punkt „Feuchteabhängigkeit“ (Kapitel 4.2) diskutiert wurde, erneut unter Beweis. Shaw und Harte (2001) konnten auf beheizten Flächen zeigen, daß die Erwärmung des Bodens zu erhöhtem Absterben von pflanzlicher Biomasse und damit zu einer Erhöhung der Brutto-Ammonifikationsraten führte. Den Rückgang der Brutto-Ammonifikationsraten im dritten Jahr nach dem Eingriff, wie er auch in den Böden der SFB-Flächen beobachtet werden konnte, begründeten Shaw und Harte (2001) mit der Entstehung eines neuen ökosystemaren Gleichgewichts unter den veränderten Bedingungen (Begon et al., 1991). Diese These konnte durch die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen nicht bestätigt werden. Da sich die verringerten Brutto-Ammonifikationsraten jedoch auf

allen Versuchsvarianten zeigten, muß wohl eher von einem negativen Einfluß der insgesamt niedrigeren Bodenwassergehalte im dritten Versuchsjahr 2001 ausgegangen werden.

Im Gegensatz zu den Brutto-Ammonifikationsraten zeigte sich für die Brutto-Nitrifikationsraten ein eindeutig negativer Bewirtschaftungseffekt mit einem signifikant höheren Gesamtmittelwert für die Böden der Schirmhiebsflächen, der aufgrund der im Labor bestimmten Feuchteabhängigkeit (Abbildung 3-11) auf die höheren Bodenwassergehalte zurückgeführt werden konnte. Allerdings erhöhten sich durch die Schirmhiebsmaßnahme, oder durch die Erhöhung der Bodenwassergehalte als Folge der Schirmhiebsmaßnahme, die Zellzahlen der chemolithoautotrophen Ammoniak- und Nitrit-Oxidierer (Papen et al., 2001). Da (a) in den Studien von Duggin et al. (1991) Kahlschlag zu verringerter Aktivität autotropher Nitrifizierer führte und (b) in den Böden der Schirmhiebsflächen auf dem SW-Hang keine erhöhten Zellzahlen für chemolithoautotrophe Ammoniak- und Nitrit-Oxidierer gefunden wurden (Papen et al., 2001), kann davon ausgegangen werden, daß sich der erhöhte Bodenwassergehalt positiv auf die Populationen der autotrophen Nitrifizierer auswirkte. Die autotrophe Nitrifikation führte dann auch im August 1999 sowie im Juli und August 2000 in den Böden der Schirmhiebsflächen, in denen die Bodenwassergehalte für diese Meßkampagnen zwischen 43 % und 49 % Bodenwassergehalt lagen, zu höheren Brutto-Ammonifikationsraten als in denen der Kontrollflächen, obwohl für die NO_K-Flächen die niedrigeren Bodenwassergehalte bestimmt wurden.

Die Bestimmungen des mikrobiellen Biomasse-N-Gehaltes ergaben in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraumes bis Juli 2000 die tendenziell höheren, und ab Oktober 2000 die tendenziell niedrigeren Werte in den Böden der Kontrollflächen im Vergleich zu den Schirmhiebsflächen. Nur der im April 2000 ermittelte Unterschied war jedoch signifikant. Damit kehrte sich der anfänglich negative Bewirtschaftungseffekt im Herbst 2000 in einen positiven um, was sich für Oktober 2000 möglicherweise auch auf die stark erhöhten Zellzahlen sowohl der chemolithoautotrophen Ammoniak- als auch der Nitrit-Oxidierer (Papen et al., 2001) zurückführen läßt. Aber auch die starke Verbuschung der Schirmhiebsflächen (Reif et al., 2001) im Laufe des zweiten Versuchsjahres könnte sich positiv auf den Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N auswirken.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Schirmhiebsmaßnahmen auf dem NO-Hang sich fördernd auf die mikrobiellen N-Umsetzungen im Boden auswirkten, wobei sich dies, mit Ausnahme der Brutto-Nitrifikationsraten, in erster Linie auf die stark erhöhten Bodenwassergehalte zurückführen läßt. Die Zunahme der chemolithoautotrophen Ammoniak- und Nitrit-

Oxidierer in den Böden der Schirmhiebsflächen (Papen et al., 2001) führte vor allem während der Sommermeßkampagnen zu erhöhten Brutto-Nitrifikationsraten im Vergleich zu den Kontrollflächen. Ein zusätzlicher Effekt durch erhöhtes Nahrungsangebot in Form von abgestorbenem Pflanzenmaterial (Shaw und Harte, 2001) in den Böden der Schirmhiebsflächen kann jedoch nicht ausgeschlossen werden und sollte in fortführenden Messungen durch gezielte Untersuchungen der organischen Substanz verfolgt werden.

4.5 Schlußbetrachtungen

Im Rahmen dieser Arbeit wurden über einen Versuchszeitraum von drei Jahren umfassende Freilanduntersuchungen zu den Netto- und Brutto-N-Umsatzraten sowie der N-Immobilisierung und den mikrobiellen Biomasse-N-Gehalten in Buchenwäldern unter verschiedenen Lokalklimata entlang eines natürlichen Klimagradienten und für zwei Bewirtschaftungsvarianten durchgeführt. Aufgrund der großen Anzahl der bestimmten Raten und Parameter sowie der über mehrere Jahre durchgeführten Messungen stellen die im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse einen einzigartigen Datensatz dar. Die im Freiland bestimmten Brutto-Ammonifikations- und Brutto-Nitrifikationsraten zeigten eine starke, im Falle der Brutto-Ammonifikationsraten nicht-lineare Abhängigkeit von der Bodenfeuchte und in geringerem Maße auch von der Bodentemperatur. Diese Zusammenhänge zwischen der Bodenfeuchte bzw. der Bodentemperatur und den Brutto-Ammonifikations- und Brutto-Nitrifikationsraten konnten auch in umfassenden Laborversuchen unter kontrollierten Bedingungen verifiziert werden. Der Einfluß der Bodenfeuchte konnte zumindest teilweise auch die Unterschiede zwischen den für die beiden Bewirtschaftungsvarianten „Schirmhieb“ und „Kontrolle“ untersuchten N-Umsatzraten erklären.

Daher erscheint eine Übertragung der Ergebnisse auch auf andere Buchenwaldökosysteme unter ähnlichen Standortbedingungen möglich. In relativ ungestörten Buchenwaldökosystemen scheint sich ein warm-trockener Standort im Gegensatz zu einer kühl-feuchte Lage positiv auf die N-Umsatzraten sowie auf die Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N auszuwirken, wobei höhere Bodentemperaturen nur bei einer optimalen Bodenfeuchtigkeit stimulierende Wirkung auf die Brutto-N-Umsatzraten haben. Bewirtschaftungsmaßnahmen führen sowohl für warm-trockene als auch für kühl-feuchte Standorte zu einer Erhöhung der mittleren Bodentemperatur und der Bodenfeuchte. Die Brutto-Ammonifikationsraten erhöhten sich aufgrund zunehmender Bodenfeuchte in den Böden der Bewirtschaftungsvarianten. Auf die Brutto-Nitrifikationsraten wirkte sich dagegen die Durchführung von Schirmhiebsmaßnahmen aufgrund der Erhöhung der Bodenfeuchte negativ aus.

Die Einflüsse der verschiedenen Lokalklimata und Bewirtschaftungsvarianten konnten allerdings für einige der untersuchten N-Umsetzungsprozesse und die mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte nicht statistisch abgesichert werden, da die Variabilität zwischen den Jahren sehr hoch war. Die Auswirkungen von Schirmhiebsmaßnahmen auf die Brutto-Ammonifikationsraten sind beispielsweise für den warm-trockenen SW-Hang noch ungeklärt, da gerade die Brutto-Ammonifikationsraten eine starke Zunahme mit zunehmender Bodenfeuchte zeigten. Über die Auswirkung der Schirmhiebsmaßnahme auf die Bodenfeuchte konnte aber in den drei Versuchsjahren für die Untersuchungsflächen auf dem SW-Hang noch keine eindeutige Aussage gemacht werden.

Zudem wurden im dritten und letzten Versuchsjahr signifikant niedrigere Brutto-Ammonifikationsraten und eine deutliche Verringerung des Anteils der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung sowie eine für einige Flächen signifikante Erhöhung der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte beobachtet. Ob dies tatsächlich, wie vermutet, auf die besondere Trockenheit des Jahres 2001 zurückgeführt werden kann, oder ob durch die Änderungen der Raten eine längerfristige Entwicklung eingeleitet worden ist, kann nur die Erweiterung des im Rahmen dieser Arbeit angelegten Datensatzes durch Fortsetzung der Feldmessungen in den nächsten Jahren zeigen.

5 Zusammenfassung

1. Im Rahmen dieser Arbeit wurden auf den Untersuchungsflächen des SFB 433 der Universität Freiburg auf der Schwäbischen Alb die mikrobiellen N-Umsetzungen (Netto- und Brutto-Ammonifikation bzw. -Nitrifikation und die N-Immobilisierung) sowie der Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N im Boden bestimmt. Die Untersuchungsflächen gliederten sich in zwei große Areale auf dem warm-trockenen SW-Hang sowie dem kühl-feuchten NO-Hang eines Bachtals. Zusätzlich wurden im Februar 1999 auf Teilflächen beider Hänge Schirmhiebsmaßnahmen durchgeführt. Somit konnten während der insgesamt neun Meßkampagnen zwischen April 1999 und September 2001 erstmals umfangreiche Datensätze erhoben werden, die Aufschluß geben sollten über den Einfluß verschiedener lokal-klimatischer Bedingungen sowie über die Auswirkungen von Schirmhiebsmaßnahmen auf die N-Umsatzraten und den Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N in den Böden.
2. Die Ergebnisse aus eigenen Messungen der gravimetrischen *Bodenwassergehalte* sowie der *Bodentemperaturen* während der Messkampagnen unterstreichen die Klassifizierung des SW-Hanges als warm-trocken bzw. des NO-Hanges als kühl-feucht dahingehend, daß in den Böden des SW-Hanges im Vergleich zu denen des NO-Hanges im Mittel höhere Bodentemperaturen und niedrigere gravimetrische Bodenwassergehalte nachgewiesen werden konnten. Die Schirmhiebsmaßnahme führte auf der Basis aller erhobenen Werte aus den Bodentemperaturmessungen auf dem SW-Hang zu einer Erhöhung der Bodentemperatur um durchschnittlich 1,5 °C. In Bezug auf die Bodenwassergehalte konnte hingegen kein einheitlicher Trend nachgewiesen werden. Allerdings war der Gesamtmittelwert der Bodenwassergehalte für die Schirmhiebsflächen gegenüber dem Gesamtmittelwert der Kontrollflächen signifikant erhöht. In den Böden des NO-Hanges führte die Schirmhiebsmaßnahme lediglich zu einer mittleren Erhöhung der Bodentemperatur um 0,3 °C, jedoch zu einem starken Anstieg des mittleren Bodenwassergehaltes um 25 % im Vergleich zu den Kontrollflächen.
3. Für die Böden der *Kontrollflächen* des NO-Hanges konnten weder hinsichtlich der untersuchten N-Umsatzraten noch der Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N signifikante Unterschiede im Vergleich zu den Böden des SW-Hanges nachgewiesen werden. Zumindest zeichnet sich ab, daß - mit Ausnahme der Netto-Ammonifikationsraten - in der

Tendenz, die Böden des SW-Hanges höhere mittlere N-Umsatzraten und höhere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N aufwiesen als die Böden des NO-Hanges. Auch der Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung lag für die Böden des SW-Hanges höher als für die des NO-Hanges.

4. Der Vergleich der *Schirmhiebsflächen* des SW-Hanges mit denen des NO-Hanges ergab, daß sich die Gesamtmittelwerte der Netto-Ammonifikations-, Netto-Nitrifikations-, Brutto-Nitrifikationsraten sowie der mittleren Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N nicht signifikant voneinander unterschieden. Allerdings waren generell die Gesamtmittelwerte für diese N-Umsatzraten und Parameter in den Böden der SW_S-Flächen in der Tendenz höher als die Gesamtmittelwerte der NO_S-Flächen. Das Verhältnis von NH_4^+ - zu NO_3^- -Immobilisierung zeigte im Gesamtmittel ebenfalls einen geringfügig höheren NH_4^+ -Anteil an der Gesamt-N-Immobilisierung für die Böden der SW_S-Flächen im Vergleich zu denen der NO_S-Flächen. Hingegen wurden für die Böden der Schirmhiebsflächen auf dem NO-Hang signifikant höhere Gesamtmittelwerte der Brutto-Ammonifikationsraten und der Gesamt-N-Immobilisierung nachgewiesen.
5. Die *Schirmhiebsmaßnahmen* führten, über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, in den Böden des *SW-Hanges* zu einer signifikanten Reduktion der mittleren Brutto-Ammonifikationsraten. Auch die Gesamtmittelwerte der Brutto-Nitrifikationsraten, der Gesamt-N-Immobilisierung und des mikrobiellen Biomasse-N-Gehaltes zeigten in den Böden der Kontrollflächen die höheren Werte und damit einen negativen Bewirtschaftungseffekt, wenn auch die Unterschiede nicht signifikant waren. Nur die Gesamtmittelwerte der Netto-Ammonifikations- und der Netto-Nitrifikationsraten zeigten in der Tendenz in den Böden der Schirmhiebsflächen höhere Werte als in den Böden der Kontrollflächen. Der mittlere Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung lag mit jeweils 78 % für beide Untersuchungsflächen auf gleich hohem Niveau.
6. Für die Böden des *NO-Hanges* wurde nahezu durchgehend ein positiver Einfluß der *Schirmhiebsmaßnahmen* auf die Höhe der N-Umsatzraten beobachtet, auch wenn sich dieser Einfluß nicht in allen Fällen statistisch nachweisen ließ. So lagen die Gesamtmittelwerte der Netto-Nitrifikationsraten und der Gesamt-N-Immobilisierung sowie der mittlere Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung in den Böden der Schirmhiebsflächen nur in der Tendenz höher als in denen der Kontrollflächen.

Hingegen wurden für die Böden der Schirmhiebsflächen signifikant höhere Gesamtmittelwerte sowohl der Brutto-Ammonifikations- als auch der Brutto-Nitrifikationsraten gefunden als in den Böden der Kontrollflächen. Nur die Gesamtmittelwerte der Netto-Ammonifikationsraten und der mikrobiellen Biomasse-N-Gehalte lagen in der Tendenz für die Böden der Kontrollflächen höher als für die der Schirmhiebsflächen.

7. Im *Vergleich der drei Untersuchungsjahre* zeigten die während der Meßkampagnen 1999 ermittelten Netto-Ammonifikationsraten für die Böden beider Hänge und beider Bewirtschaftungsvarianten ausschließlich negative Werte. Während der Meßkampagnen im Jahr 2000 wurden zumindest für die Böden des NO-Hanges deutlich höhere Netto-Ammonifikationsraten bestimmt, die im Sommer 2000 in den Böden aller untersuchten Flächen positive Werte annahmen. Im Oktober 2000 und während aller Meßkampagnen im Jahr 2001 wurden in den Böden aller Untersuchungsflächen signifikant niedrigere Brutto-Ammonifikationsraten bestimmt als während der vorangegangenen Messungen, wohingegen die während der Meßkampagnen im Jahr 2001 ermittelten Gehalte an mikrobiellem Biomasse-N im Vergleich zu allen vorangegangenen Messungen signifikant höhere Werte zeigten. Der mittlere Anteil der NH_4^+ -Immobilisierung an der Gesamt-N-Immobilisierung lag für die Messungen in den Jahren 1999 und 2000 zwischen 60 % und 90 %. Im dritten Versuchsjahr 2001 wurde hingegen in den Böden der Kontrollflächen beider Hänge im Mittel weniger als ein Drittel des Stickstoffs in Form von Ammonium immobilisiert.
8. Um zu überprüfen, ob sich die unter Anwendung verschiedenster Techniken bestimmten einzelnen N-Umsatzraten/-Parameter zu einem geschlossenen, kohärenten N-Kreislauf zusammenführen lassen, wurden die unter Anwendung der ^{15}N -Pool-Dilution-Technique ermittelten N-Umsatzraten mit den unter Anwendung eines im Rahmen der vorliegenden Arbeit eigens entwickelten numerischen Modells berechneten N-Umsatzraten verglichen. Als eine weitere Poolgröße ging der parallel bestimmte Gehalt an mikrobiellem Biomasse-N in das Modell ein. Während sich für die Brutto-Nitrifikationsraten und die NO_3^- -Immobilisierung eine hervorragende Übereinstimmung zwischen den experimentell ermittelten N-Umsatzraten und den modellierten Raten ergab, führte die numerische Berechnung der Brutto-Ammonifikationsraten und insbesondere der NH_4^+ -Immobilisierung zu höheren N-Umsatzraten im Vergleich zu den experimentell bestimmten Raten. Damit konnte gezeigt werden, daß immobilisiertes NH_4^+ rasch und in hohem Maße wieder remineralisiert wird. Dies führte notwendigerweise dazu, daß vor allem die mit Hilfe der

^{15}N -Pool-Dilution-Technique bestimmten NH_4^+ -Immobilisierungsraten unterschätzt wurden.

9. Im Rahmen dieser Arbeit wurde erstmalig in einem vollfaktoriellen Laborversuch der Einfluß von Bodenfeuchte und Bodentemperatur auf die Bruttonraten der Ammonifikation und der Nitrifikation untersucht. Dabei ergaben sich für die Böden des SW-Hanges mit zunehmender Bodenfeuchte und Bodentemperatur zunehmende Brutto-Ammonifikationsraten. Lediglich bei Inkubationstemperaturen von 12 °C und 16 °C und ab einem Bodenwassergehalt von 45 Gew.-% wurden abnehmende Raten beobachtet. In den Böden des NO-Hanges stiegen die Raten ebenfalls mit steigender Bodentemperatur an, zeigten jedoch bereits bei einem Bodenwassergehalt von 30 Gew.-% für alle Inkubationstemperaturen ein Maximum und nahmen bei höheren Bodenwassergehalten wieder ab. Die Brutto-Nitrifikationsraten und die Bodenfeuchte zeigten für die Böden beider Hänge und nahezu alle Inkubationstemperaturen einen quadratischen Zusammenhang mit einem Maximum bei einem Bodenwassergehalt von 30 Gew.-%. Mit Ausnahme der Bodenproben, die bei 16 °C und einem Bodenwassergehalt von 30 Gew.-% inkubiert wurden, konnte für keinen der Hänge ein eindeutiger Einfluß der Bodentemperatur auf die Höhe der Brutto-Nitrifikationsraten nachgewiesen werden.
10. Unter Freilandbedingungen konnte für die Böden des SW-Hanges ein exponentieller positiver Zusammenhang zwischen der Höhe der Brutto-Ammonifikationsraten und der Bodenfeuchte nachgewiesen werden, mit dem 87 % der Variabilität der Brutto-Ammonifikationsraten erklärt werden konnten. Die Bodentemperatur hingegen hatte nur dann einen positiven Einfluß auf die Höhe der Brutto-Ammonifikationsraten, wenn diese nicht durch niedrige Bodenwassergehalte limitiert wurden. Für die Böden des NO-Hanges ergab sich bis zu einem Bodenwassergehalt von 50 Gew.-% ein positiver linearer Zusammenhang zwischen der Höhe der Brutto-Ammonifikationsraten und dem Bodenwassergehalt, mit dem 66 % der Variabilität der Brutto-Ammonifikationsraten erklärt werden konnten. Höhere Bodenwassergehalte wirkten sich hingegen limitierend auf die Brutto-Ammonifikationsraten aus. Zwischen den für die Böden des NO-Hanges ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten und der Bodentemperatur ergab sich ein schwach positiver Zusammenhang. Eine Limitierung der Raten durch abnehmende Bodenwassergehalte bei höheren Temperaturen ergab sich in den Böden des NO-Hanges nicht. Diese Ergebnisse stimmten mit den im Laborversuch beobachteten Zusammenhängen

hervorragend überein. Nur für die Böden des NO-Hanges lag das unter Freilandbedingungen für die Brutto-Ammonifikation ermittelte Optimum des Bodenwassergehaltes deutlich über der unter Laborbedingungen ermittelten optimalen Bodenfeuchte.

11. Zwischen den unter Freilandbedingungen bestimmten Brutto-Nitrifikationsraten und der Bodenfeuchte ergab sich für die Böden beider Hänge eine signifikante, negative Korrelation. Ein signifikanter positiver oder negativer Zusammenhang zwischen der Bodentemperatur und den Brutto-Nitrifikationsraten konnte weder für die Böden des SW- noch für die des NO-Hanges nachgewiesen werden. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus den Laborstudien zur Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Brutto-Nitrifikationsraten konnten für die Böden beider Hänge ab einem Bodenwassergehalt von 30 Gew.-% abnehmende Brutto-Nitrifikationsraten mit zunehmender Bodenfeuchte nachgewiesen werden. Damit ergab sich eine exzellente Übereinstimmung der erzielten Ergebnisse aus den Labormessungen mit denen aus den Freilanduntersuchungen.
12. Alle im Rahmen der vorliegenden Arbeit nachgewiesenen signifikanten Unterschiede in der Höhe der mittleren Brutto-Ammonifikationsraten sowohl zwischen den Böden der Hänge als auch der Bewirtschaftungsvarianten konnten im wesentlichen auf die Unterschiede in den Bodenwassergehalten zurückgeführt werden. Damit ließ sich auch der Einfluß der Schirmhiebsmaßnahmen auf die ermittelten Brutto-Ammonifikationsraten weitestgehend auf die durch den Eingriff herbeigeführte Veränderung des Bodenwasserhaushaltes zurückführen.
13. Der signifikante positive Einfluß der Schirmhiebsmaßnahme auf die Höhe der Jahresmittelwerte der Brutto-Nitrifikationsraten in den Böden des NO-Hanges konnte jedoch nicht auf die Variationen im Bodenwassergehalt zurückgeführt werden.

6 Literatur

- Aber, J.D., Ollinger, S.V., Federer, C.A., Reich, P.B., Goulden, M.L., Kicklighter, D.W., Melillo, J.M., Lathrop, R.G. (1995): Predicting the effect of climate change on water yield and forest production in the northeastern United States. *Climate Res.* 5: 207-222.
- AG Boden (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart. S. 293.
- Ahl, C., Becker, K.W., Jörgensen, R.G., Klages, F.-W., Wildhagen, H. (1994): *Aspekte und Grundlagen der Bodenkunde: Materialien zur Vorlesung*. 23. neubearbeitete Auflage. Institut für Bodenwissenschaften, Eigenverlag der Universität Göttingen.
- Andersen, M.K., Jensen, L.S. (2001): Low soil temperature effects on short-term gross N mineralisation-immobilisation-turnover after incorporation of a green manure. *Soil Biol. Biochem.* 33: 511-521.
- Andrews, J.A., Matamala, R., Westover, K.M., Schlesinger, W.H. (2000): Temperature effects on the diversity of soil heterotrophs and the $\delta^{13}\text{C}$ of soil respired CO_2 . *Soil Biol. Biochem.* 32: 699-706.
- Atlas, R.M., Parks, L.C. (Eds.) (1993): *Handbook of Microbiological Media*. CRC Press, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo: p. 398.
- Augustin, S. (2000a): Schriftliche Mitteilung vom 13.3.2000.
- Augustin, S. (2000b): Persönliche Mitteilung. Möhringen, Mai 2000.
- Azam, F., Malik, K.A., Hussain, F. (1986): Microbial biomass and mineralization-immobilization of nitrogen in some agricultural soils. *Biol. Fertil. Soils* 2: 157-163.
- Azam, F., Simmons, F.W., Mulvaney, R.L. (1994): Effect of ammonium fixation and displacement on the added nitrogen interaction in incubation experiments. *Biol. Fertil. Soils* 18: 99-102.
- Barracough, D. (1995): ^{15}N isotope dilution techniques to study soil nitrogen transformations and plant uptake. *Fertil. Res.* 42: 185-192.
- Barracough, D., Puri, G. (1995): The use of ^{15}N pool dilution and enrichment to separate the heterotrophic and autotrophic pathways of nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 27: 17-22.

- Bauhus, J., Bartsch, N. (1995): Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. I. Microclimate, water balance and seepage water chemistry. *Plant and Soil* 168-169: 579-584.
- Bauhus J., Barthel, R. (1995): Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps II. The role of soil microbial biomass. *Plant and Soil* 168-169: 585-592.
- Bauhus J. (1996): C and N mineralization in an acid forest soil along a gap-stand gradient. *Soil Biol. Biochem.* 28: 923-932.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1991): *Ökologie: Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften*. Birkhäuser Verlag, Basel, S. 881ff.
- Berntson, G.M., Aber, J.D. (2000): Fast nitrate immobilization in N saturated temperate forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 32:151-156.
- Biondi, F. (1993): Climatic signals in tree rings of *Fagus sylvatica* L. from the central Apennines, Italy. *Acta Oecol.* 14: 57-71.
- Bjarnason, S. (1988): Calculation of gross nitrogen immobilization and mineralization in soil. *J. Soil Sci.* 39: 393-406.
- Boden, T.A., Kaiser, D.P., Sepanski, R.J., Stoss, F.W. (Eds.) (1994): *Trends '93: A compendium of data on climate change*. ORNL/CDIAC-65 ESD. Publ. No. 4195.
- Bottner, P. (1985): Response of microbial biomass to alternate moist and dry conditions in a soil incubated with ¹⁴C- and ¹⁵N-labelled plant material. *Soil Biol. Biochem.* 17: 329-337.
- Breuer, L. (2000): N₂O-Freisetzung aus tropischen Waldböden Australiens – Anteil von Nitrifikation und Denitrifikation. Schriftenreihe des Fraunhofer Instituts für Atmosphärische Umweltforschung (IFU), Band 64, Wissenschaftsverlag Dr. Wigbert Maraun, Frankfurt/Main.
- Breuer, L., Kiese, R., Butterbach-Bahl, K. (2002): Temperature and moisture effects on nitrification rates in tropical rain-forest soils. *Soil Sci. Am. J.* 66: 834-844.
- Brooks, P.D., Stark, J.M., McInteer, B.B., Preston, T. (1989): Diffusion method to prepare soil extracts for automated nitrogen-15 analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1707-1711.
- Brosius, F. (1998): SPSS 8.0. MITP-Verlag, Bonn.

- Brunner, A. (1998): Versuchsdesign auf den Kernflächen. In: Rennenberg, H. (Hrsg.): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen: Vorcharakterisierung der Flächen. Anlage zum Antrag auf Finanzierung eines SFB. Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 52-58.
- Brunner, A., Huss, J., Kahle, H.-P., Pelz, D. (1998). Bestandsbeschreibung. In: Rennenberg, H. (Hrsg.): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen: Vorcharakterisierung der Flächen. Anlage zum Antrag auf Finanzierung eines SFB. Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 35-40.
- Castaldi, S., Smith, K.A. (1998): Effect of cycloheximide on N_2O and NO_3^- production in a forest and an agricultural soil. *Biol. Fertil. Soils* 27: 27-34.
- Daum, M. (1999): Einfluß simulierter Stickstoffeinträge auf die N_2O -Flüsse in einem Fichtenwald-Ökosystem und molekularbiologische Charakterisierung daran beteiligter, heterotroph nitrifizierender Bakterien. Dissertation an der Universität Freiburg.
- Dahlgren, R.A., Driscoll, C.T. (1994): The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA. *Plant and Soil* 158: 239-262.
- Davidson, E.A., Stark, J.M., Firestone, M.K. (1990): Microbial production and consumption of nitrate in an annual grassland. *Ecology* 71: 1968-1975.
- Davidson, E.A., Hart, S.C., Shanks, C.A., Firestone, M.K. (1991): Measuring gross nitrogen mineralization, immobilization and nitrification by ^{15}N isotopic pool dilution in intact soil cores. *J. Soil Sci.* 42: 335-349.
- Davidson, E.A., Hart, S.C., Firestone, M.K. (1992): Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. *Ecology* 73: 1148-1156.
- Davidson, E.A., Belk, E., Boone, R.D. (1998): Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biol.* 4: 217-227.
- Drury, C.F., Beauchamp, E.G. (1991): Ammonium fixation, release, nitrification and immobilization in high- and low-fixing soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 125-129.

- Duggin, J.A., Voigt, G.K., Bormann, F.H. (1991): Autotrophic and heterotrophic nitrification in response to clear-cutting northern hardwood forest. *Soil Biol. Biochem.* 23: 779-787.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Fernandez, I.J., Simmons, J.A., Briggs, R.D. (2000): Indices of forest floor nitrogen status along a climate gradient in Maine, USA. *Forest Ecol. Manag.* 134: 177-187.
- Finck, A. (1978): *Dünger und Düngung. Grundlagen Anleitung zur Düngung von Kulturpflanzen*. Weinheim, New York, 1978.
- Firestone, M.K., Davidson, E.A. (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O., Schimel, D.S. (Eds.). *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. Wiley, Chichester: pp. 7-21.
- Geyer, O.F., Gwinner, M.P. (1991): *Geologie von Baden-Württemberg*, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart: S. 314-340.
- Gonçalves, J.L.M., Carlyle, J.C. (1994): Modelling the influence of moisture and temperature on net nitrogen mineralization in a forest sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1557-1564.
- Goulden, M.L., Munger, J.W., Fan, S.-M., Daube, B.C., Wofsy, S.C. (1996): Exchange of carbon dioxide by a deciduous forest: Response to interannual climate variability. *Science* 271: 1576-1578.
- Graedel, T.E., Crutzen, P.J. (1994): *Chemie der Atmosphäre*. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg: S. 511.
- Groffman, P.M., Tiedje, J.M. (1988): Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1626-1629.
- Grundmann, G.L., Renault, P., Rosso, L., Bardin, R. (1995): Differential effects of soil water content and temperature on nitrification and aeration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1342-1349.
- Hackl, E., Bachmann, G., Zechmeister-Boltenstern, S. (2000): Soil microbial biomass and rhizosphere effects in natural forest stands. *Phyton (Austria)* 40: 83-90.
- Handley, L.L., Raven, J.A. (1992): The use of natural abundance of nitrogen isotopes in plant physiology and ecology. *Plant Cell Environ.* 15: 965-985.
- Hart, S.C., Firestone, M.K. (1989): Evaluation of three in situ soil nitrogen availability essays. *Can. J. For. Res.* 19: 185-191.

- Hart, S.C., Nason, G.E., Myrold, D.D., Perry, D.A. (1994a): Dynamics of gross nitrogen transformations on an old-growth forest: the carbon connection. *Ecology* 75: 880-891.
- Hart, S.C., Stark, J.M., Davidson, E.A., Firestone, M.K. (1994b): Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. In: *Methods of soil analysis part 2: Microbiological and biochemical properties*. Soil Science Society of America, Madison, USA, pp. 985-1018.
- Hildebrand, E., Augustin, S., Schack-Kirchner, H. (1998): Bodenkundliche Charakterisierung der Kernflächen. In: Rennenberg, H. (Hrsg.): *Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen: Vorcharakterisierung der Flächen. Anlage zum Antrag auf Finanzierung eines SFB*. Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 7-12.
- Hillel, D. (1980): *Fundamentals of soils physics*. Academic Press, New York.
- Holst, T., Rost, J., Schindler, D., Mazarakis A., Mayer, H. (2000): Mikroklimatische Untersuchungen in südwestdeutschen Buchenbeständen. *Ber. Meteor. Inst. Univ. Freiburg*, Nr. 5, S. 123-135.
- Holst, T. (2001): Unveröffentlichte Daten.
- Hopkins, D.W., Anderson, L., Scott, S.E. (1995): N and C mineralization in soil amended with the N immobilization inhibitor methionine sulfoximine. *Soil Biol. Biochem.* 27: 377-379.
- Houghton, R.A., Davidson, E.A., Woodwell, G.M. (1998): Missing sinks, feedbacks, and understanding the role of terrestrial ecosystems in the global carbon balance. *Global Biogeochem. Cycles* 12: 25-34.
- Hulme, M., Carter, T.R. (2000): The changing climate of Europe. Chapter 3. In: Parry, M.L. (Ed.) *Assessment of potential effects of Climate Change in Europe*. Report of the ACACIA Concerted Action, November 2000, UEA, Norwich, UK.
- Huss, J., Conrad, B., Zimmermann, K. (2001): Regenerationsdynamik von buchendominierten Laubwäldern in Abhängigkeit von Klima und Bewirtschaftung. In: Rennenberg, H. (Hrsg.): *Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen, Abschlussbericht des SFB 433*, Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 335-394.

- Ingwersen, J. (1996): Entwicklung und Anwendung eines prozeßorientierten Modells zur Beschreibung der pedogenen N₂O-Emission des Fichtenstandortes „Höglwald“. Diplomarbeit an der Technischen Universität Braunschweig.
- Ingwersen, J., Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Richter, O., Papen, H. (1999): Barometric Process Separation: New method for quantifying nitrification, denitrification, and nitrous oxide sources in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 117-128.
- IPCC (1997): Watson, R.T., Zinyowera, M.C., Moss, R.H. (Eds.). The regional impacts of climate change. 1997. A special report of IPCC working group II. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (2001): Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van den Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Eds.). Climate Change 2001: The scientific basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jamieson, N., Barraclough, D., Unkovich, M., Monaghan, R. (1998): Soil N dynamics in a natural calcareous grassland under changing climate. *Biol. Fertil. Soils* 27: 267-273.
- Jansson S.L., Persson, J. (1982): Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In: Nitrogen in Agricultural Soils (Stevenson, F.J., Ed.). American Society of Agronomy, Madison, pp. 229-252.
- Jarvis, S.C., Stockdale, E.A., Shepherd, M.A., Powlson, D.S. (1996): Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. *Adv. Agron.* 57: 187-235.
- Jenkinson, D.S. (1988). The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems (Wilson, J.R., Ed.). CAB International, Wallingford, pp. 368-386.
- Kahle, H.P., Hahn, D., Spiecker, H. (1994): Witterungsverlauf und Wachstum von Fichten, Tannen und Buchen in Südwestdeutschland unter besonderer Berücksichtigung des Standorts und des Standraums. II. *KfK-PEF* 117: 111-124.
- Kamphake, L.J., Hannah, S.A., Cohen, J.M. (1967): Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water Res.* 1: 205-216.
- Kirchgäßner, A. (2001): Phänoklimatologie von Buchenwäldern im Südwesten der Schwäbischen Alb. Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg, Nummer 7, Eigenverlag.

- Kirkham, D., Bartholomew, W.V. (1954): Equations for following nutrient transformations in soil utilizing tracer data. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 18: 33-34.
- Kirkham, D., Bartholomew, W.V. (1955): Equations for following nutrient transformations in soil utilizing tracer data: II. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 19: 189-192.
- Kleffmann, J. (2000): Persönliche Mitteilung, Institut für Physikalische Chemie, Universität Wuppertal, Juni 2000.
- Kowalenko, C.G., Ross, G.J. (1980): Studies on the dynamics of “recently” clay-fixed NH_4^+ using ^{15}N . *Can. J. Soil Sci.* 60: 61-70.
- Kreyszig, E. (1985): *Statistische Methoden und ihre Anwendungen*. 7. Auflage, Vandenhoeck und Ruprecht Verlag, Göttingen.
- Kristensen, H.L., McCarty, G.W. (1999): Mineralization and immobilization of nitrogen in heath soil under intact *Calluna*, after heather beetle infestation and nitrogen fertilization. *Appl. Soil Ecol.* 13: 187-198.
- Krom, M. (1980): Spectrophotometric determination of ammonia; a study of modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *The Analyst* 105: 305-316.
- Leiròs, M.C. Trasar-Cepeda, D., Seoane, S., Gil-Sotres, F. (1999): Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biol. Biochem.* 31: 327-335.
- Lide, D.R. (1996): *CRC handbook of chemistry and physics*. 77th ed. CRC Press, Boca Raton.
- Lloyd, J. (1999): The CO_2 dependence of photosynthesis, plant growth responses to elevated CO_2 concentrations and their interaction with soil nutrient status. II. Temperate and boreal forest productivity and the combined effects of increasing CO_2 concentrations and increased nitrogen deposition at a global scale. *Funct. Ecol.* 13: 439-459.
- Lükewille, A., Wright, R.F. (1997): Experimentally increased soil temperature causes release of nitrogen at a boreal forest catchment in southern Norway. *Global Change Biol.* 3: 409-415.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J. (2001): *Brock Mikrobiologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, S. 764.
- Mariotti, A. (1983): Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ^{15}N abundance measurements. *Nature* 303: 685-687.

- Mary, B., Recous, S., Darwis, D., Robin, D. (1996): Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 181: 71-82.
- Mary, B., Recous, S., Robin, D. (1998): A model for calculating nitrogen fluxes in soil using ¹⁵N tracing. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1963-1979.
- Mayer, H., Jaeger, L., Matzarakis, A., Holst, Th., Kirchgäßner, A. (2001): Klima und Witterung als Einflussfaktoren auf Laubwälder - retrospektive und aktuelle Analysen. In: Rennenberg, H. (Hrsg.): *Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlussbericht des SFB 433, Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 15-61.*
- Menyailo, O.V., Huwe, B. (1999): Denitrification and C, N mineralization as function of temperature and moisture potential in organic and mineral horizons of an acid spruce forest soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162: 527-531.
- Menzel, A., Fabian, P. (1999): Growing season extended in Europe. *Nature* 397: 659.
- Metzler, B., Börner, E. (2001). Charakterisierung der Freilandstandorte hinsichtlich der Mykorrhizierung und des Patogenbesatzes an Feinwurzeln. In: Rennenberg, H. (Hrsg.): *Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlussbericht des SFB 433, Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 153-172.*
- Mitchell, M.J., Raynal, D.J., White, E.H., Stehman, V.S., Driscoll, E.T., David, M.B., McHale, P.J., Bowles, F.P. (1994): Increasing soil temperature in a northern hardwood forest: Effects on elemental dynamics and primary productivity. *USDA Forest Service progress report.*
- Mosier, A.R. (1998): Soil processes and global change. *Biol. Fertil. Soils* 27: 221-229.
- Mosier, A.R., Schimel, D.S. (1993): Nitrifikation and denitrifikation. In: Knowles, R. and Blackburn, T.H. (Eds.): *Nitrogen isotope techniques.. Academic Press, San Diego, pp. 181-208.*
- Müller, C. (1999): *Modelling soil-biosphere interactions. CABI Publishing, Wellingford, New York, pp. 53-58.*

- Murphy, D. V., Fillery, I. R. P. and Sparling, G. P. (1997): Method to label soil cores with $^{15}\text{NH}_3$ gas as a prerequisite for ^{15}N isotopic dilution and measurement of gross N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 1731-1741.
- Murphy, D.V., Fillery, I.R.P., Sparling, G.P. (1998): Seasonal fluctuations in gross N mineralisation, ammonium consumption, and microbial biomass in a Western Australian soil under different land uses. *Aust. J. Agric. Res.* 49: 523-535.
- Nishio, T., Kanamori, T., Fujimoto, T. (1985): Nitrogen transformations in an aerobic soil as determined by a $^{15}\text{NH}_4^+$ dilution technique. *Soil Biol. Biochem.* 17: 149-154.
- Nishio, T., Komada, M., Arao, T., Kanamori, T. (2001): Simultaneous determination of transformation rates of nitrate in soil. *JARQ* 35: 11-17.
- Nübling, J. (1999): Entwicklung eines Meßgerätes zur Bestimmung von Brutto-Nitrifikationsraten in Böden. Diplomarbeit an der FH Offenburg.
- Papen, H., von Berg, R., Hinkel, I., Thoene, B., Rennenberg, H. (1989): Heterotrophic nitrification by *Alcaligenes faecalis*: NO_2^- , NO_3^- ; N_2O and NO production in exponentially growing cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* 55: 2068-2072.
- Papen H., Rennenberg, H. (1990): Microbial processes involved in emissions of radiatively important trace gases. Transactions 14th International Congress of Soil Science, Kyoto: pp. 232-237.
- Papen, H., von Berg, A. (1998): A most probable number method (MPN) for the estimation of cell numbers of heterotrophic nitrifying bacteria in soil. *Plant and Soil* 199: 123-130.
- Papen, H., Butterbach-Bahl, K. (1999): Three years continuous record of N-trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany. 1. N_2O emissions. *J. Geophys. Res.* 104: 18487-18503.
- Papen, H., Gasche, R., Heidenfelder, A. (2001): Einfluß von Klima und Bewirtschaftung auf bakterielle N-Umsetzungsprozesse und die Zusammensetzung daran beteiligter Populationen in Laubwäldern. In Rennenberg, H. (Hrsg.): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlußbericht des SFB 433. Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 89-110.
- Papen, H. (2002): Persönliche Mitteilung zu unveröffentlichten Daten aus dem Höglwald.

- Peterjohn, W.T., Melillo, J.M., Bowles, R.P., Steudler, P.A. (1993): Soil warming and trace gas fluxes: experimental design and preliminary flux results. *Oecologia* 93: 18-24.
- Pietikäinen, J., Fritze, H. (1995): Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects in soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 27: 101-109.
- Pilbeam, C.J., Mahapatra, B.S., Wood, M. (1993): Soil matric potential effects on gross rates of nitrogen mineralisation in an orthic ferralsol from Kenya. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1409-1413.
- Poth, M.A., Focht, D.D. (1985): ^{15}N kinetic analysis of N_2O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 49: 1134-1141.
- Rasmuson, A., Gimmi, T., Flühler, H. (1990): Modelling reactive gas uptake, transport, and transformation in aggregated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1206-1213.
- Recous, S., Mary, B., Faurie, G. (1990): Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 22: 913-922.
- Reichelt, G. (1977): Die Landschaft und ihr naturräumliches Gefüge. In: Gutknecht, R. (Hrsg.): Der Schwarzwald-Baar-Kreis. Konrad Theiss Verlag, Stuttgart.
- Reif, A., Paul, T., Kochaniewicz, G. (2001): Vegetation buchengeprägter, bewirtschafteter Laubmischwälder nahe ihrer topographischen und klimatischen Trockengrenze. In: Rennenberg, H. (Hrsg.): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlußbericht des SFB 433. Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 251-306.
- Rennenberg, H., Rothert, E., Fotelli, M. (2001). Ernährungsphysiologische Grundlagen der Konkurrenz von Laubbäumen in Abhängigkeit von Klima und Bewirtschaftung. In: Rennenberg, H. (Hrsg.): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlußbericht des SFB 433. Eigenverlag der Universität Freiburg, S. 111-152.
- Ritchie, G.A.F., Nicholas, D.J.D. (1972): Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. *Biochem. J.* 126: 1181-1191.

- Robertson, G.P. (1982): Factors regulating nitrification in primary and secondary succession. *Ecology* 63: 1561-1573.
- Römer, W. (1993): Grundlagen der Pflanzenernährung und der Düngung. Material zur Vorlesung Nr. 70 200. WS 1993/94. Eigenverlag. Institut für Pflanzenernährung und Pflanzenzüchtung. Universität Göttingen.
- Runge, M. (1965): Untersuchungen über die Mineralstickstoff-Nachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten. *Flora* 155: 353-386.
- Runge, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora* 155: 353-385.
- Sambrook, J., Frisch, E.F., Maniatis, T. (1989): Molecular cloning. Laboratory Manual. 2nd Edition. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H., Schwertmann, U. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 444.
- Schimel, J. (1996): Assumptions and errors in the $^{15}\text{NH}_4^+$ pool dilution technique for measuring mineralization and immobilization. *Soil Biol. Biochem.* 28: 827-828.
- Schlegel, H.G. (1992): Allgemeine Mikrobiologie. 7. überarbeitete Auflage. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- Schlesinger, W.H. (1997): Biogeochemistry: an analysis of global change. Academic Press, San Diego.
- Schober, R. (1951): Zum Einfluß der letzten Dürrejahre auf den Dickenzuwachs. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 70: 204-228.
- Shaw, M.R., Harte, J. (2001): Response of nitrogen cycling to simulated climate change: differential responses along a subalpine ecotone. *Global Change Biol.* 7: 193-210.
- Shinn, M. B. (1941): Colorimetric method for determination of nitrite. *Ind. Eng. Chem.* 13: 33-35.
- Silver, W.L., Herman, D.J., Firestone, M.K. (2001): Dissimilatory nitrate reduction to ammonium in upland tropical forest soils. *Ecology* 82: 2410-2416.

- Smith, C.J., Chalk, P.M., Crawford, D.M., Wood, J.T. (1994): Estimating gross nitrogen mineralization and immobilization rates in anaerobic and aerobic soil suspensions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1652-1660.
- Snoeyink, V.L., Jenkins, D. (1980): *Water Chemistry*. John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- Stange, F. (2001): Entwicklung und Anwendung eines prozeßorientierten Modells zur Beschreibung der N₂O- und NO-Emissionen aus Böden temperater Wälder. Schriftenreihe des Fraunhofer-Instituts für Atmosphärische Umweltforschung (IFU), Band 69, Wissenschaftsverlag Dr. Wigbert Maraun, Frankfurt/Main.
- Stark, J.M., Firestone, M.K. (1995): Isotope labeling of soil nitrate pools using nitrogen-15-nitric oxide. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 844-847.
- Stark, J.M., Hart, S.C. (1997): High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. *Nature* 385: 61-64.
- Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjö Dahl-Svensson, K., Stenström, J., Torstensson, L. (1998): Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. *Soil Biol. Biochem.* 30: 393-402.
- Stumm, W., Morgan, J.J. (1981): *Aquatic chemistry*. 2nd Edition. John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- Thibodeau L., Raymond P., Camire C., Munson A.D. (2000): Impact of precommercial thinning in balsam fir stands on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, decomposition, and foliar nutrition. *Can. J. For. Res.* 30: 229-238.
- Topographische Karte 1:25.000 (TK 25), Blatt 8018 Tuttlingen (1995): 1. Aufl., Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Trehan, S. (1996): Immobilization of ¹⁵NH₄⁺ in three soils by chemical and biological processes. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1021-1027.
- Van Veen, J.A., Ladd, J.N., Amato, M. (1985): Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with [¹⁴C(U)]Glucose and [¹⁵N](NH₄)₂SO₄ under different moisture regimes. *Soil Biol. Biochem.* 17: 747-756.
- Verburg, P.S.J., van Breemen, N. (2000): Nitrogen transformations in an forested catchment in southern Norway subjected to elevated temperature and CO₂. *Forest Ecol. Manag.* 129: 31-39.

- Verchot, L.V., Holmes, Z., Mulon, L., Groffman, P.M., Lovett, G.M. (2001): Gross vs net rates of N mineralization and nitrification as indicators of functional differences between forest types. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1889-1901.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7: 737-750.
- Voroney, R.P., Paul, E.A. (1984): Determination of k_C and k_N in situ for calibration of the chloroform fumigation-incubation method. *Soil Biol. Biochem.* 16: 9-14.
- Vouvé F., Guiraud, G., Marol, C., Girard, M., Richard, P., Laima, M.J.C. (2000): NH_4^+ turnover in intertidal sediments of Marennes-Oléron Bay (France): Effect of sediment temperature. *Oceanologica Acta* 23: 575-584.
- Weidenbach, P. (1991): Walderneuerung auf Sturmwurfflächen. *AFZ* 45: 216-220.
- Wetzel, R.G. (1975): *Limnology*. Saunders Company, Philadelphia, London, New York.
- Whitmore, A.P., Heinen, M. (1999): The effect of hysteresis on microbial activity in computer simulation models. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1101-1105.
- Zak, D.R., Groffman, P.M., Pregitzer, K.S., Christensen, S., Tiedje, J.M. (1990): The vernal Dam: Plant-microbe competition for nitrogen in Northern hardwood forests. *Ecology* 7: 651-656.
- Zanner, C.W., Bloom, P.R. (1995): Mineralization, nitrification, and denitrification in histosols of Northern Minnesota. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1505-1511.
- Zöttl, H. (1958): Bestimmung der Stickstoffmineralisierung im Waldhumus durch den Brutversuch. *Z. Pflanzenern., Düng. und Bodenkunde* 81: 35.
- Zumft, W.G. (1997): Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 61: 533-616.