

Dynamik des Stickstoffhaushaltes einer Sand-Braunerde nach vierjähriger Brache in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität

Dissertation

vorgelegt von Christian Böhm

der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden
zur Erlangung des akademischen Grades Doctor rerum silvaticarum (Dr. rer. silv.)

Gutachter:

Prof. Dr. F. Makeschin	(TU Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortslehre)
Prof. em. Dr. M. Körschens	(UFZ Leipzig-Halle GmbH, Department Bodenforschung)
Prof. Dr. P. Leinweber	(Universität Rostock, Institut für Landnutzung)

Tag der öffentlichen Verteidigung: 11.07.2005

Tharandt im April 2005

MEINEM VATER
ARNO FERDINAND BÖHM

Die ganz dünne Decke
zwischen dem Grundwasserspiegel
und dem grünen Pflanzenkleid,
das ist der Reichtum eines Landes.

Raoul H. Francé

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Tabellen	I
Verzeichnis der Abbildungen	II
Verzeichnis der Gleichungen.....	V
Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen.....	VI
1 Einleitung.....	1
1.1 Problemstellung.....	1
1.2 Zielstellung.....	2
2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	3
2.1 Lage	3
2.2 Klima.....	3
2.3 Geologie und Boden	4
3 Material und Methoden.....	6
3.1 Versuchsfläche	6
3.1.1 Versuchsflächendesign	6
3.1.2 Bewirtschaftung und Fruchtfolge	7
3.2 Probenahme und Probenaufbereitung.....	12
3.2.1 Probenahme	12
3.2.1.1 Entnahme der Bodenproben	12
3.2.1.2 Entnahme der Phytomasseproben.....	12
3.2.1.3 Entnahme der Sicker- und Niederschlagswasserproben.....	13
3.2.2 Probenaufbereitung.....	13
3.2.2.1 Aufbereitung der Bodenproben	13
3.2.2.2 Aufbereitung der Phytomasseproben.....	14
3.2.2.3 Aufbereitung der Sicker- und Niederschlagswasserproben.....	14
3.3 Methoden der Bodenanalytik	15
3.3.1 Bestimmung physikalischer Bodenparameter	15
3.3.1.1 Trockensubstanz- und Wassergehalt (TS und WG)	15
3.3.1.2 Trockenrohdichte (d_B)	15
3.3.1.3 Maximale Wasserhaltekapazität (WHK_{max})	15
3.3.2 Bestimmung chemischer Bodenparameter	16
3.3.2.1 Aktuelle und potentielle Bodenazidität ($pH(H_2O)$ - und $pH(CaCl_2)$ -Wert)	16
3.3.2.2 Fraktionen des Kohlenstoffkreislaufes	16
3.3.2.2.1 Organischer Gesamtkohlenstoff (TOC)	16
3.3.2.2.2 Heißwasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{hwe}).....	16
3.3.2.2.3 KCl-extrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{KCl})	17
3.3.2.3 Fraktionen des Stickstoffkreislaufes.....	17
3.3.2.3.1 Gesamtstickstoff und organischer Gesamtstickstoff (TN und TON)	17
3.3.2.3.2 Heißwasserextrahierbare Stickstofffraktionen (TN_{hwe} , TON_{hwe} und TIN_{hwe}).....	17
3.3.2.3.3 KCl-extrahierbare Stickstofffraktionen (TN_{KCl} , TON_{KCl} und TIN_{KCl}).....	18

3.3.3	Bestimmung mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter	18
3.3.3.1	Mikrobiell gebundener Kohlenstoff und Stickstoff (C_{mic} und N_{mic})	18
3.3.3.2	Mikrobielle Basalatmung und metabolischer Quotient (BA und qCO_2).....	19
3.3.3.3	L-Asparaginase- und L-Glutaminaseaktivität (LAA und LGA)	20
3.4	Methoden der Pflanzenanalytik	21
3.4.1	Trockensubstanz- und Wassergehalt (TS_{phyt} und WG_{phyt}).....	21
3.4.2	Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff (C_{phyt} und N_{phyt})	21
3.5	Methoden der Sicker- und Niederschlagswasseranalytik.....	22
3.5.1	Azidität des Sicker- und Niederschlagswassers (pH-Wert $_{Perk.}$ und pH-Wert $_{NS}$).....	22
3.5.2	Gelöster Gesamtkohlenstoff des Sicker- und Niederschlagswassers ($DC_{Perk.}$ und DC_{NS}).....	22
3.5.3	Gelöste Stickstofffraktionen des Sicker- und Niederschlagswassers ($DN_{Perk.}$, $DON_{Perk.}$ und $DIN_{Perk.}$; DN_{NS} , DON_{NS} und DIN_{NS})	22
3.6	Statistische Analysen	23
3.6.1	Kolmogorov-Smirnov-Test	23
3.6.2	Mann-Whitney-U-Test	23
3.6.3	Wilcoxon-Test	24
3.6.4	Korrelation nach Spearman	24
3.6.5	Hauptkomponentenanalyse	25
3.6.6	Diskriminanzanalyse	26
4	Ergebnisse	29
4.1	Ergebnisse der Bodenuntersuchungen	29
4.1.1	Allgemeines zur grafischen Darstellung.....	29
4.1.2	Ergebnisse der bodenchemischen Untersuchungsgrößen.....	30
4.1.2.1	Aktuelle und potentielle Bodenazidität (pH(H_2O)- und pH($CaCl_2$)-Wert)	30
4.1.2.2	Fraktionen des Kohlenstoffkreislaufes	34
4.1.2.2.1	Organischer Gesamtkohlenstoff (TOC).....	34
4.1.2.2.2	Heißwasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{hwe})	36
4.1.2.2.3	KCl-extrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{KCl})	39
4.1.2.3	Fraktionen des Stickstoffkreislaufes	42
4.1.2.3.1	Gesamtstickstoff (TN)	42
4.1.2.3.2	Organischer Gesamtstickstoff (TON)	45
4.1.2.3.3	Heißwasserextrahierbarer Gesamtstickstoff (TN_{hwe})	46
4.1.2.3.4	Heißwasserextrahierbarer organischer Stickstoff (TON_{hwe})	49
4.1.2.3.5	Heißwasserextrahierbarer mineralischer Stickstoff (TIN_{hwe}).....	52
4.1.2.3.6	KCl-extrahierbarer Gesamtstickstoff (TN_{KCl})	57
4.1.2.3.7	KCl-extrahierbarer organischer Stickstoff (TON_{KCl}).....	60
4.1.2.3.8	KCl-extrahierbarer mineralischer Stickstoff (TIN_{KCl}).....	63
4.1.2.4	Verhältnisse der Kohlenstoff- und Stickstofffraktionen	73
4.1.3	Ergebnisse der mikrobiologischen und biochemischen Untersuchungsgrößen	75
4.1.3.1	Mikrobiell gebundener Kohlenstoff und Stickstoff (C_{mic} und N_{mic})	75
4.1.3.2	Mikrobielle Basalatmung und metabolischer Quotient (BA und qCO_2).....	80
4.1.3.3	L-Asparaginaseaktivität (LAA).....	84
4.1.3.4	L-Glutaminaseaktivität (LGA)	85
4.2	Ergebnisse der Pflanzenuntersuchungen.....	87
4.2.1	Oberirdische Trockenmasse.....	87
4.2.2	Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff (C_{phyt} und N_{phyt})	88

4.3	Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen	89
4.3.1	Azidität des Sickerwassers (pH-Wert _{Perk}).....	89
4.3.2	Gelöster Gesamtkohlenstoff (DC _{Perk})	90
4.3.3	Gelöster Gesamtstickstoff (DN _{Perk}) sowie organischer und mineralischer Stickstoff (DON _{Perk} und DIN _{Perk})	91
4.4	Ergebnisse der Niederschlagswasseruntersuchungen	95
4.4.1	Azidität des Niederschlagswassers (pH-Wert _{NS})	95
4.4.2	Gelöster Gesamtkohlenstoff (DC _{NS}).....	96
4.4.3	Gelöster Gesamtstickstoff (DN _{NS}) sowie organischer und mineralischer Stickstoff (DON _{NS} und DIN _{NS}).....	96
4.5	Simulation der C- und N-Dynamik	98
4.5.1	Das Simulationsmodell CANDY	98
4.5.2	Simulation der C- und N-Dynamik auf Grundlage der erhobenen Daten	99
4.5.3	Mittelfristige Entwicklung der Bewirtschaftungsvarianten	102
5	Diskussion.....	106
5.1	Azidität	106
5.2	Kohlenstoff	110
5.3	Stickstoff	123
5.3.1	Betrachtung der einzelnen Fraktionen, Transformations- und Verlagerungsprozesse.....	123
5.3.2	Ansätze zur Stickstoffflächenbilanzierung.....	145
5.4	C/N-Verhältnisse.....	149
5.5	Mikrobiologische und biochemische Untersuchungsparameter	151
5.5.1	Mikrobielle Biomasse und mikrobielle Aktivität.....	151
5.5.2	Enzymaktivitäten	160
5.6	Kritische Schlußbetrachtung zum praktischen Einsatz der angewandten Nutzungsformen	163
6	Zusammenfassung und Schlußfolgerungen.....	167
7	Literaturverzeichnis	172
Anhang	197	
Verzeichnis der Tabellen im Anhang	197	
Danksagung	341	

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Mittlere prozentuale Anteile der Ton-, Schluff- und Sandfraktion im Boden des Ackerschlaes „Gretz“ (nach LANDGRAF, 2001a)	5
Tab. 2:	Übersicht der gewählten Fruchtfolgen von 1999 bis 2004 für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	7
Tab. 3:	Bewirtschaftungsdaten und Beprobungstermine (chronologisch geordnet) für die Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“	8
Tab. 4:	Bewirtschaftungsdaten und Beprobungstermine (chronologisch geordnet) für die Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“	10
Tab. 5:	Prozentualer Anteil des TOC_{hwe} -Gehaltes am TOC-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	39
Tab. 6:	Prozentualer Anteil des TOC_{KCl} -Gehaltes am TOC-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	42
Tab. 7:	Prozentualer Anteil des TON-Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	45
Tab. 8:	Prozentualer Anteil des TN_{hwe} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	49
Tab. 9:	Prozentualer Anteil des TON_{hwe} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	52
Tab. 10:	Prozentualer Anteil des TIN_{hwe} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	53
Tab. 11:	Prozentualer Anteil des $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{hwe}}$ -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	54
Tab. 12:	Prozentualer Anteil des $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{hwe}}$ -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	56
Tab. 13:	Prozentualer Anteil des TN_{KCl} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	60
Tab. 14:	Prozentualer Anteil des TON_{KCl} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	62

Tab. 15:	Prozentualer Anteil des TiN_{KCl} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	65
Tab. 16:	Prozentualer Anteil des NH_4^+ - N_{KCl} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	66
Tab. 17:	Prozentualer Anteil des NO_3^- - N_{KCl} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	70
Tab. 18:	TOC/TON-Verhältnisse im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12).....	74
Tab. 19:	$(\text{TOC/TON})_{\text{hwe}}$ - und $(\text{TOC/TON})_{\text{KCl}}$ -Verhältnisse im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	74
Tab. 20:	Prozentualer Anteil des C_{mic} -Gehaltes am TOC-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12) ...	76
Tab. 21:	Prozentualer Anteil des N_{mic} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12) ...	80
Tab. 22:	$(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Verhältnis im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12).....	80
Tab. 23:	$(\text{C/N})_{\text{phyt}}$ -Verhältnisse der oberirdischen Phytomasse, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis August 2003 (Medianwerte; n = 24)	89
Tab. 24:	Monatsmittel der prozentualen Anteile der NH_4^+ - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ - und NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen an der $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration im Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003	95
Tab. 25:	Absolute Differenzbeträge zwischen Simulationsergebnissen und tatsächlichen Meßwerten hinsichtlich des WG sowie der TOC- und TiN_{KCl} -Vorräte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe	100
Tab. 26:	Darstellung der TOC_{hwe} -Gehalte und ihrer Umrechnungsfaktoren (UF) zur Bestimmung des auf Grundlage von Gleichung 13 berechneten TOC_{dec} im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-30 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)	114
Tab. 27:	Grundwasserneubildung (Jahressickerwassersummen) und deren prozentualer Anteil an den Jahresniederschlagssummen der Jahre 2001, 2002 und 2003 in Abhängigkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ (Kalkulation erfolgte mit Hilfe des Simulationsmodells CANDY) sowie die entsprechenden Jahresniederschlagssummen (ΣNS) in Anlehnung an Abbildung 2	142
Tab. 28:	Stickstoffflächenbilanzen der Bewirtschaftungsjahre 2000/ 2001, 2001/ 2002 und 2002/ 2003 sowie für den gesamten Untersuchungszeitraum von Oktober 2000 bis Oktober 2003, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	146

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	Lage der Versuchsfläche in Sachsen.....	3
Abb. 2:	Monatssummen von Niederschlag (NS) und Globalstrahlung (GS) sowie Monatsmittel der Lufttemperatur (2 m Höhe; LT) von Januar 2000 bis Dezember 2004 für die agrarmeteorologische Meßstation der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft in Köllitsch.....	4
Abb. 3:	Schematisch dargestellter Aufbau der Versuchsfläche	6
Abb. 4:	a) Allgemeingültiges Diagramm zum besseren und schnelleren Verständnis der Ergebnisdarstellung; b) Einzelner Box-Whisker-Plot mit Angabe der ablesbaren statistischen Kennwerte .	29
Abb. 5:	pH(H ₂ O)-Werte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	31
Abb. 6:	pH(CaCl ₂)-Werte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	33
Abb. 7:	TOC-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)	35
Abb. 8:	Nutzungsspezifische Darstellung der Faktorwerte für die Hauptkomponenten 1 und 2, ausgehend von den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse für August 2003, in 0-10 cm Bodentiefe	36
Abb. 9:	TOC _{hwe} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)	37
Abb. 10:	TOC _{KCl} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)	41
Abb. 11:	TN-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)	43
Abb. 12:	TN _{hwe} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)	47
Abb. 13:	TON _{hwe} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)	51
Abb. 14:	Prozentuale Anteile der TON _{hwe} ⁻ , NH ₄ ⁺ -N _{hwe} ⁻ und NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ⁻ -Gehalte am TN _{hwe} -Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Anteile wurden aus Medianwerten berechnet; n = 12)	55

Abb. 15:	TN _{KCl} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	59
Abb. 16:	TON _{KCl} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	61
Abb. 17:	TIN _{KCl} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	64
Abb. 18:	NH ₄ ⁺ -N _{KCl} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	67
Abb. 19:	NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	69
Abb. 20:	Prozentuale Anteile der TON _{KCl} -, NH ₄ ⁺ -N _{KCl} - und NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -Gehalte am TN _{KCl} -Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Anteile wurden aus Medianwerten berechnet; n = 12).....	71
Abb. 21:	Nutzungsspezifische Darstellung der Faktorwerte für die Hauptkomponenten 1 und 4 bzw. 3, ausgehend von den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse für a) Oktober 2000 und b) Mai 2001, in 0-10 cm Bodentiefe.....	73
Abb. 22:	C _{mic} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	77
Abb. 23:	N _{mic} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	79
Abb. 24:	Mikrobielle Basalatmung (Box-Plots) und hierdurch bedingte CO ₂ -C-Abgabe (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	81
Abb. 25:	Metabolischer Quotient im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	83
Abb. 26:	L-Asparaginaseaktivität (Box-Plots) und hierdurch bedingte potentielle NH ₄ ⁺ -N-Umsetzung (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	85
Abb. 27:	L-Glutaminaseaktivität (Box-Plots) und hierdurch bedingte potentielle NH ₄ ⁺ -N-Umsetzung (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12).....	86

Abb. 28:	Trockenmassevorräte der oberirdischen Phytomasse auf den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis August 2003 (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; $n = 24$).....	87
Abb. 29:	a) C_{phyt} - und b) N_{phyt} -Gehalte (Box-Plots) bzw. -Vorräte (Linien) der oberirdischen Phytomasse auf den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis August 2003 (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; $n = 24$).....	88
Abb. 30:	Monatsmittel der pH-Werte _{Perk.} im Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003.....	90
Abb. 31:	Monatsmittel der DC _{Perk.} -Konzentrationen im Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003.....	90
Abb. 32:	Monatsmittel der DN _{Perk.} -Konzentrationen (Linien) und -Austräge (Balken) im bzw. durch das Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003.....	92
Abb. 33:	Monatsmittel der DON _{Perk.} -Konzentrationen (Linien) und -Austräge (Balken) im bzw. durch das Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003.....	93
Abb. 34:	Monatsmittel der DIN _{Perk.} -Konzentrationen (Linien) und -Austräge (Balken) im bzw. durch das Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003.....	94
Abb. 35:	Monatsmittel der pH-Werte _{NS} im Niederschlagswasser des Versuchsflächenareals von Januar 2001 bis Dezember 2003.....	95
Abb. 36:	Monatsmittel der DC _{NS} -Konzentrationen im Niederschlagswasser des Versuchsflächenareals von Januar 2001 bis Dezember 2003	96
Abb. 37:	Monatsmittel der DN _{NS} -Konzentrationen (Linien) und -Einträge (Balken), einschließlich der entsprechenden Anteile von DON _{NS} , NH_4^+ -N _{NS} und NO_3^- -N _{NS} , im bzw. durch das Niederschlagswasser des Versuchsflächenareals von Januar 2001 bis Dezember 2003.....	97
Abb. 38:	Modularer Aufbau des Simulationssystems CANDY, einschließlich des Zusammenwirkens der Teilsysteme (nach DREYHAUPT (2002), verändert).....	98
Abb. 39:	Gegenüberstellung von gemessenen und zu den jeweiligen Beprobungsterminen simulierten gravimetrischen Wassergehalten im Boden der Versuchsvariante „Brache“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Tiefe	100
Abb. 40:	Gegenüberstellung von gemessenen und zu den jeweiligen Beprobungsterminen simulierten TOC-Vorräten von Oktober 2000 bis Oktober 2003; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Tiefe, „Extensive Bewirtschaftung“ in c) 0-10 cm und d) 10-30 cm Tiefe und „Intensive Bewirtschaftung“ in e) 0-10 cm und f) 10-30 cm Tiefe	101
Abb. 41:	Gegenüberstellung von gemessenen und zu den jeweiligen Beprobungsterminen simulierten TIN_{KCl} -Vorräten von Oktober 2000 bis Oktober 2003; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“ in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Tiefe, „Extensive Bewirtschaftung“ in c) 0-10 cm und d) 10-30 cm Tiefe und „Intensive Bewirtschaftung“ in e) 0-10 cm und f) 10-30 cm Tiefe	103
Abb. 42:	Mittels Modell CANDY prognostizierte Entwicklung des TOC _{dec} -Vorrates im Simulationszeitraum von 1999 bis 2020; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-30 cm Tiefe	104
Abb. 43:	Mittels Modell CANDY prognostizierte Entwicklung des Vorrates an stabilisiertem organischen Kohlenstoff im Simulationszeitraum von 1999 bis 2020; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-30 cm Tiefe.....	105

- Abb. 44:** Mittels Modell CANDY prognostizierte Entwicklung des Vorrates an aktivem organischen Kohlenstoff im Simulationszeitraum von 1999 bis 2020; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-30 cm Tiefe 105
- Abb. 45:** Mittels Modell CANDY prognostizierte Entwicklung des TN-Vorrates im Simulationszeitraum von 1999 bis 2020; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-30 cm Tiefe 105
- Abb. 46:** Änderungen des TOC-Gehaltes (*oben*) sowie der prozentualen Anteile des TOC_{hwe} - (*rechts*), TOC_{KCl} - (*unten*) und C_{mic} -Gehaltes (*links*) am TOC-Gehalt im Laufe der Untersuchungsperiode von Oktober 2000 bis Oktober 2003, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“, in **a**) 0-10 cm und **b**) 10-30 cm Tiefe (zur Darstellung der Netzdiagramme erfolgte eine Standardisierung der Medianwerte; $n = 12$) 115
- Abb. 47:** Änderungen des TN-Gehaltes (*oben*) sowie der prozentualen Anteile des TON_{hwe} - (*rechts oben*), TON_{KCl} - (*rechts unten*), NH_4^+ - N_{KCl} - (*unten*), NO_3^- - N_{KCl} - (*links unten*) und N_{mic} -Gehaltes (*links oben*) am TN-Gehalt im Laufe der Untersuchungsperiode von Oktober 2000 bis Oktober 2003, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“, in **a**) 0-10 cm und **b**) 10-30 cm Tiefe (zur Darstellung der Netzdiagramme erfolgte eine Standardisierung der Medianwerte; $n = 12$)..... 135

Verzeichnis der Gleichungen

Gleichung 1:	Berechnung des Trockensubstanzgehaltes des Bodens (TS)	15
Gleichung 2:	Berechnung des Wassergehaltes des Bodens (WG).....	15
Gleichung 3:	Berechnung der Trockenrohichte des Bodens (d_B)	15
Gleichung 4:	Formel zur Umrechnung der Meßergebnisse von mg l^{-1} in $\mu\text{g g}^{-1}$	17
Gleichung 5:	Berechnung des K_2SO_4 -extrahierbaren Kohlenstoffs bzw. Stickstoffs (C_{ext} und N_{ext}) nach Chloroform-Fumigation-Extraktion.....	19
Gleichung 6:	Berechnung des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs (C_{mic})	19
Gleichung 7:	Berechnung des bei der mikrobiellen Basalatmung (BA) gebildeten CO_2	19
Gleichung 8:	Berechnung des metabolischen Quotienten ($q\text{CO}_2$).....	20
Gleichung 9:	Berechnung der L-Asparaginase- und L-Glutaminaseaktivität (LAA und LGA).....	20
Gleichung 10:	Berechnung des Trockensubstanzgehaltes der oberirdischen Phytomasse (TS_{phyt})	21
Gleichung 11:	Berechnung des Wassergehaltes der oberirdischen Phytomasse (WG_{phyt}).....	21
Gleichung 12:	Berechnung des Anteils an inertem Kohlenstoff nach KÖRSCHENS (1980a)	112
Gleichung 13:	Berechnung des Anteils an inertem Kohlenstoff nach RÜHLMANN (1999).....	112

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen

Abb.	Abbildung
Ag_2SO_4	Silbersulfat
Ah	Amperestunde
ASS	Ammonsulfatsalpeter
BA	mikrobielle Basalatmung
BaCl_2	Bariumchlorid
BaCO_3	Bariumcarbonat
BRA	Versuchsvariante „Brache“
bzw.	beziehungsweise
c	kanonischer Korrelationskoeffizient
C	Kohlenstoff
°C	Grad Celsius
ca.	circa
CaCl_2	Calciumchlorid
C_{ext}	K_2SO_4 -extrahierbarer Kohlenstoff des Bodens
C_{inert}	inert Kohlenstoff des Bodens
C_{Korn}	Kohlenstoffgehalt des Erntegutes
cm	Zentimeter
C_{mic}	mikrobiell gebundener Kohlenstoff im Boden
CO_2	Kohlendioxid
$\text{CO}_2\text{-C}$	Kohlendioxid-Kohlenstoff
C_{phyt}	Gesamtkohlenstoff der oberirdischen Phytomasse
d_B	Trockenrohdichte des Bodens
DC_{NS}	gelöster Gesamtkohlenstoff des Niederschlagswassers
$\text{DC}_{\text{Perk.}}$	gelöster Gesamtkohlenstoff des Sickerwassers
D_{F1}	standardisierter Diskriminanzfunktionskoeffizient der ersten Diskriminanzfunktion
D_{F2}	standardisierter Diskriminanzfunktionskoeffizient der zweiten Diskriminanzfunktion
D_M	mittlerer standardisierter Diskriminanzfunktionskoeffizient
DIN_{NS}	gelöster mineralischer Stickstoff des Niederschlagswassers
$\text{DIN}_{\text{Perk.}}$	gelöster mineralischer Stickstoff des Sickerwassers
DN_{NS}	gelöster Gesamtstickstoff des Niederschlagswassers
$\text{DN}_{\text{Perk.}}$	gelöster Gesamtstickstoff des Sickerwassers
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff im Boden
DON_{NS}	gelöster organischer Stickstoff des Niederschlagswassers
$\text{DON}_{\text{Perk.}}$	gelöster organischer Stickstoff des Sickerwassers
dt	Dezitonne
e.G.	eingetragene Genossenschaft
ERB	Körnererbsen (<i>Pisum sativum</i> L.)
EXT	Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“

Fa.	Firma
FAT	Feinanteilgehalt des Bodens (Ton- und Feinschlufffraktion; Korngröße < 6,3 µm)
FAT _{MS}	Feinanteilgehalt des Bodens einschließlich der Mittelschlufffraktion (Korngröße < 20 µm)
γ	Maximalwert des Diskriminanzkriteriums
g	Gramm
GS	Globalstrahlung; Gelbsenf (<i>Sinapis alba</i> L.)
h	Stunde
H ₂ O	Wasser
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
ha	Hektar
HCl	Salzsäure
INT	Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“
K ₂ SO ₄	Kaliumsulfat
KAS	Kalkammonsalpeter
KCl	Kaliumchlorid
kg	Kilogramm
km	Kilometer
kW	Kilowatt
λ	Wellenlänge Lambda; Versickerungsparameter Lambda
Λ	Wilks' Lambda
l	Liter
LAA	L-Asparaginaseaktivität
LGA	L-Glutaminaseaktivität
Λ _{multi}	multivariates Wilks' Lambda (für mehrere Diskriminanzfunktionen)
Ls4	stark sandiger Lehm
Λ _{uni}	univariates Wilks' Lambda (für eine Diskriminanzfunktion)
LT	Lufttemperatur
m	Meter
M	Molare Masse
m ²	Quadratmeter
mbar	Millibar
MgO	Magnesiumoxid
MgSO ₄	Magnesiumsulfat
min	Minute
ml	Milliliter
µm	Mikrometer
mm	Millimeter
n	Stichprobenumfang
N	Stickstoff
NaOH	Natriumhydroxid
n.b.	nicht bekannt

N_{ext}	K_2SO_4 -extrahierbarer Stickstoff des Bodens
NH_4^+	Ammonium
NH_4^+-N	Ammonium-Stickstoff
$NH_4^+-N_{\text{hwe}}$	heißwasserextrahierbarer Ammonium-Stickstoff des Bodens
$NH_4^+-N_{\text{KCl}}$	KCl-extrahierbarer Ammonium-Stickstoff des Bodens
$NH_4^+-N_{\text{NS}}$	Ammonium-Stickstoff des Niederschlagswassers
$NH_4^+-N_{\text{Perk.}}$	Ammonium-Stickstoff des Sickerwassers
N_{Korn}	Stickstoffgehalt des Erntegutes
nm	Nanometer
N_{mic}	mikrobiell gebundener Stickstoff im Boden
NN	Normal-Null
NO_3^-	Nitrat
$NO_2^- - N$	Nitrit-Stickstoff
$NO_3^- - N$	Nitrat-Stickstoff
$NO_2^- - N_{\text{hwe}}$	heißwasserextrahierbarer Nitrit-Stickstoff des Bodens
$NO_3^- - N_{\text{hwe}}$	heißwasserextrahierbarer Nitrat-Stickstoff des Bodens
$NO_2^- - N_{\text{KCl}}$	KCl-extrahierbarer Nitrit-Stickstoff des Bodens
$NO_3^- - N_{\text{KCl}}$	KCl-extrahierbarer Nitrat-Stickstoff des Bodens
$NO_3^- - N_{\text{NS}}$	Nitrat-Stickstoff des Niederschlagswassers
$NO_3^- - N_{\text{Perk.}}$	Nitrat-Stickstoff des Sickerwassers
N_{phyt}	Gesamtstickstoff der oberirdischen Phytomasse
NS	Niederschlag
nv	normalverteilt
OBS	organische Substanz des Bodens
P	Signifikanzniveau
PE	Polyethylen
pH_{NS}	pH-Wert des Niederschlagswassers
$pH_{\text{Perk.}}$	pH-Wert des Sickerwassers
P_{multi}	multivariates Signifikanzniveau (für mehrere Diskriminanzfunktionen)
P_{uni}	univariates Signifikanzniveau (für eine Diskriminanzfunktion)
qCO_2	metabolischer Quotient
r_s	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman
s	Sekunde
$s^2_{\text{erkl.}}$	erklärter Varianzbeitrag; Eigenwertanteil
SI3	mittel lehmiger Sand
SR	Sommerraps (<i>Brassica napus</i> L.)
Tab.	Tabelle
TC	Gesamtkohlenstoff des Bodens
TIN	mineralischer Stickstoff des Bodens
TIN_{hwe}	heißwasserextrahierbarer mineralischer Stickstoff des Bodens
TIN_{KCl}	KCl-extrahierbarer mineralischer Stickstoff des Bodens

TN	Gesamtstickstoff des Bodens
TN _{hwe}	heißwasserextrahierbarer Gesamtstickstoff des Bodens
TN _{KCl}	KCl-extrahierbarer Gesamtstickstoff des Bodens
TOC	organischer Gesamtkohlenstoff des Bodens
TOC _{dec}	umsetzbarer organischer Kohlenstoff des Bodens
TOC _{hwe}	heißwasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff des Bodens
TOC _{KCl}	KCl-extrahierbarer organischer Kohlenstoff des Bodens
TON	organischer Gesamtstickstoff des Bodens
TON _{dec}	umsetzbarer organischer Stickstoff des Bodens
TON _{hwe}	heißwasserextrahierbarer organischer Stickstoff des Bodens
TON _{KCl}	KCl-extrahierbarer organischer Stickstoff des Bodens
TR	Wintertriticale (<i>Triticosecale</i>)
TS	Trockensubstanzgehalt des Bodens
TS _{phyt}	Trockensubstanzgehalt der oberirdischen Phytomasse
TU	Technische Universität
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
U min ⁻¹	Umdrehung pro Minute
V	Volt
vgl.	vergleiche
WB	Winterbrache
WG	Wassergehalt des Bodens; Wintergerste (<i>Hordeum vulgare</i> L.)
WG _{phyt}	Wassergehalt der oberirdischen Phytomasse
WR	Winterroggen (<i>Secale cereale</i> L.)
χ^2	Chi-quadrat
χ^2_{multi}	multivariates Chi-quadrat (für mehrere Diskriminanzfunktionen)
χ^2_{uni}	univariates Chi-quadrat (für eine Diskriminanzfunktion)

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Der Boden stellt die Grundlage der Nahrungsmittelproduktion dar. So werden 98 % aller Nahrungsmittel über den Boden erzeugt (KÖRSCHENS *et al.*, 2002). Folglich ist die Erhaltung des Bodens und seiner Funktionen im Hinblick auf eine langfristige Existenzsicherung der Menschheit von elementarer Bedeutung. Mit einem Flächenanteil von etwa 54 % ist die Landwirtschaft nach wie vor der größte „Bodennutzer“ der Bundesrepublik Deutschland. In den letzten Jahrzehnten war die Entwicklung des Agrarwirtschaftssektors durch einen historisch gesehen beispiellosen Anstieg des Produktionsmitteleinsatzes (Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Energie) sowie einer damit verbundenen deutlichen Ertragssteigerung der Kulturarten gekennzeichnet (BECKMANN *et al.*, 2002). Die anhaltende Spezialisierung und Intensivierung der Agrarproduktion ließ die Landwirtschaft zunehmend auch in das ökologische Blickfeld rücken. Zentrale Umweltprobleme wurden und werden durch den hohen Stickstoffeinsatz verursacht (NICKLIS, 1991). Diesbezügliche Umweltbelastungen richten sich vor allem auf das Grund- und Oberflächenwasser, sind aber auch bei Nahrungsmitteln sowie im Boden selbst und in der Luft feststellbar.

Die kontinuierliche Steigerung der Agrarproduktion in den Ländern der Europäischen Union (EU) führte zu ständig wachsenden Überschüssen (SMUKALSKI & ROTH, 1990). Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken erfolgte unter anderem die Initiierung von Stilllegungsprogrammen. Als Konsequenz wurden in Deutschland vor allem Ende der achtziger und Anfang der neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts beträchtliche Teile intensiv genutzten Ackerlandes zeitweilig brachgelegt. Auch gegenwärtig bestimmen Brachen noch weite Teile der Agrarlandschaft. Aus Sicht des Naturschutzes werden Flächenstillegungen meist positiv beurteilt (PFADENHAUER, 1988). Hierbei wird insbesondere den Dauerbrachen ein hoher ökologischer Wert zugesprochen (KNAUER, 1993; AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN, 1997). Prädestiniert für eine mehrjährige Stilllegung von Ackerflächen sind Standorte mit geringer Ertragsfähigkeit und eingeschränktem Anbauspektrum (SMUKALSKI *et al.*, 1991). Hierzu zählen vor allem grundwasserferne Sandböden mit niedrigen Ackerzahlen.

Die Brachlegung von langjährig intensiv genutzten Ackerflächen bedeutet für die betroffenen Böden eine Verringerung der Einträge von Agrochemikalien, wie Dünge- und Pflanzenschutzmittel, sowie eine Verminderung der bodenmechanischen Belastung (SOMMER *et al.*, 1993). Dies führt im allgemeinen zu einer Verschiebung des Gleichgewichtszustandes im Boden. In deren Folge können je nach Bodentyp und gegebenen klimatischen Verhältnissen physikalische, chemische, mikrobiologische und biochemische Bodeneigenschaften entscheidend verändert werden. Zahlreiche bodenkundliche Untersuchungen beschäftigten sich mit den Auswirkungen des Brachfallens von Ackerflächen. So verwiesen beispielsweise MARSCHNER & STAHR (1992) auf eine stilllegungsbedingte signifikante Zunahme der organischen Bodensubstanz. JUNGE *et al.* (1993) berichteten von einer Abnahme des extrahierbaren Stickstoffs in Dauerbrachen. Positive Effekte leiteten JAHN *et al.* (1994) aus ihren Forschungsergebnissen bezüglich des Grundwasserschutzes ab. Ferner stellten sie nach Stilllegung eine Aktivierung des Bodenlebens fest. Negativ beurteilten die Autoren hingegen die zunehmende Versauerung des Bodens, welche insbesondere in kalkfreien, mittel bis schwach sauren Standorten auftrat.

Bei der ökologischen Bewertung von zeitlich begrenzten Stilllegungsmaßnahmen spielt die Wiederinbetriebnahme der Bracheflächen eine wichtige Rolle. So ist anlehnend an EBERLE & ALDAG (1987) vor allem nach Umbruch von langjährigen Brachen mit einer erhöhten Mobilisierung von Nährstoffen zu rechnen, die dann speziell in sandigen Standorten einem erheblichen Auswaschungsrisiko unterliegen. Dies führt allgemein zu einer Zunahme des ökologischen Gefahrenpotentials. Bei Vorliegen einer stilllegungsbedingten Minderung der Bodenfruchtbarkeit sind jedoch auch ökonomische Risiken in Form eines finanziellen Mehraufwandes für den Landwirtschaftsbetrieb nicht auszuschließen. Beispielsweise können bei einer eingetretenen Bodenversauerung zur Wiederherstellung des vor der Brachephase vorhandenen Ausgangszustandes erhöhte Kalkapplikationen erforderlich sein. Eine weitere Gefahr ist in der Ausbildung von hartnäckigen Unkrautherden zu sehen (SIMON, 1987), die insbesondere bei anschließendem ökologischen Landbau (keine Anwendung von Herbiziden) zu Ertragseinbußen führen können. Ob die Brachlegung von Ackerflächen, einschließlich ihrer Rückführung in die landwirtschaftliche Produktion, vorteilhaft zu bewerten ist, oder ob sie untragbare Risiken in sich birgt, hängt in großem Maße von den vorherrschenden standörtlichen Verhältnissen ab (SOMMER *et al.*, 1993). Für den Bereich des mitteldeutschen Agrarraumes liegen nach LANDGRAF (2001a) diesbezüglich bislang nur wenige bodenkundliche Untersuchungen vor.

1.2 Zielstellung

Vor diesem Hintergrund erfolgte im Herbst 1999 auf einem leichten Sandstandort Nord-sachsens die Wiederinbetriebnahme einer 1996 begründeten Sukzessionsbrachefläche. Um Aussagen bzw. Empfehlungen für sandige Böden unter den spezifischen Bedingungen des mitteldeutschen Agrarraumes hinsichtlich einer ökologisch vertretbaren Inkulturnahme brachgefallener Flächen treffen zu können, fanden hierbei zwei Bewirtschaftungssysteme mit unterschiedlicher Nutzungsintensität Berücksichtigung. Diese wurden durch die Versuchsvariantenbegriffe „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ definiert. Erstere zeichnete sich durch Merkmale des ökologischen Landbaus aus, während sich bei der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ an den Methoden der konventionellen Ackerbewirtschaftung orientiert wurde. Um diese Nutzungsformen so praxisorientiert wie möglich zu gestalten, oblag die Wahl der jeweiligen Fruchtfolge sowie Art und Zeitpunkt der durchzuführenden Maßnahmen im Ermessen des örtlichen Bewirtschafters. Teile des Untersuchungsareals verblieben weiterhin unter Sukzessionsbrache und bildeten die Versuchsvariante „Brache“. Auf diese Weise konnten die eingerichteten Bewirtschaftungssysteme direkt mit stillgelegten Flächen verglichen werden.

Kern dieser Studie stellten Untersuchungen hinsichtlich des Kohlen- und Stickstoffkreislaufes dar. So war es das vorrangige Ziel dieser Arbeit, die Gehalte, Vorräte, Bindungsformen und Dynamik des Kohlenstoffs und insbesondere des organisch und anorganisch gebundenen Stickstoffs im Boden, nach Wiederaufnahme der ackerbaulichen Nutzung brachgefallener Flächen, in Abhängigkeit differierender Bewirtschaftungsintensitäten zu bestimmen und zu quantifizieren. Neben der Ermittlung ausgewählter Kohlen- und Stickstofffraktionen erfolgte auch die Bestimmung der Bodenazidität sowie die Erhebung wichtiger bodenmikrobiologischer und -biochemischer Kenngrößen. Weitere Untersuchungen bezüglich des Kohlen- und Stickstoffkreislaufes wurden an Probenmaterial der oberirdischen Phytomasse, des mittels Saugkerzen gewonnenen Sickerwassers sowie des Niederschlagswassers durchgeführt. Zur Prognostizierung nutzungsspezifischer mittel- bis langfristiger Veränderungen des im Boden gebundenen Kohlen- und Stickstoffs wurden Teile der erhobenen Parameter in das Simulationsmodell CANDY eingebunden.

2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

2.1 Lage

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Nordsachsen, nahe der Ortschaft Kreinitz (Abb. 1). Die auf dem Ackerschlag „Gretz“ angelegte Versuchsfläche liegt in einer durchschnittlichen Höhe von 94 m über NN und umfaßt eine Fläche von 2,2 ha. Sie befindet sich ca. 400 m östlich der Elbe und ist im Norden, Süden und Westen von einem Waldgürtel umgeben.

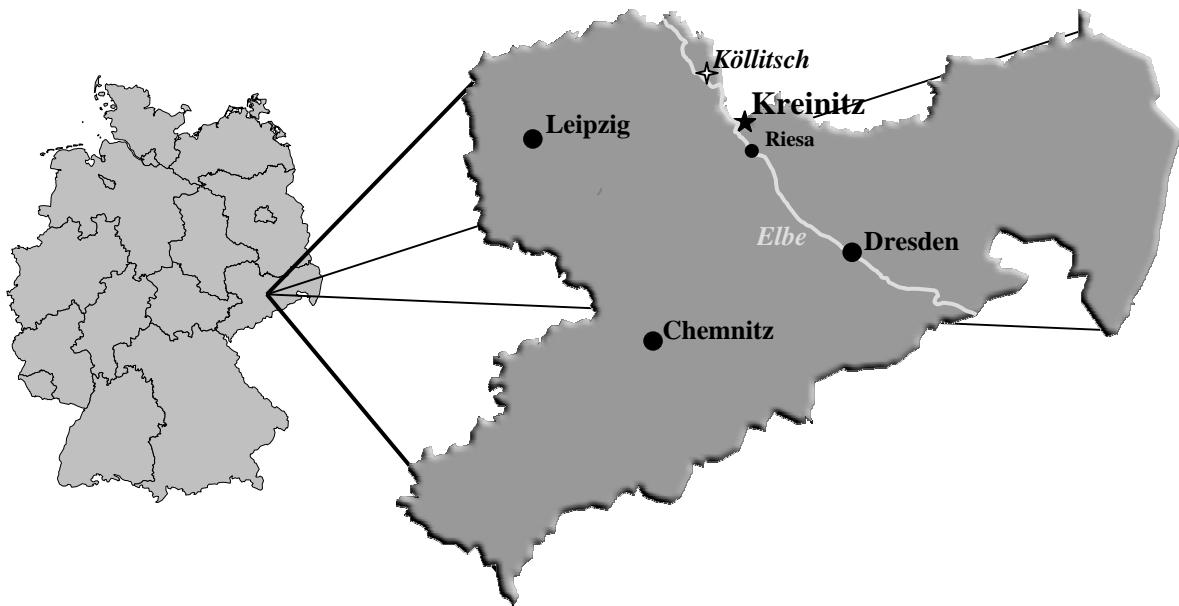


Abb. 1: Lage der Versuchsfläche in Sachsen

2.2 Klima

Nach dem METEOROLOGISCHEN UND HYDROLOGISCHEN DIENST DER DDR (1953) liegt die Versuchsfläche im kontinental beeinflussten Ostdeutschen Binnenlandklima, im Klimabezirk der Elbaue. Das langjährige Mittel der Lufttemperatur variiert zwischen 8,4 °C (Oschatz) und 9,8 °C (Bitterfeld). Die Vegetationsperiode (Lufttemperatur > 5 °C) beginnt im langjährigen Mittel am 25. März und endet zwischen dem 31. Oktober und dem 05. November. Demnach ergibt sich eine durchschnittliche Dauer der Vegetationsperiode von 210 bis 220 Tagen. Die mittlere jährliche Niederschlagssumme in diesem Gebiet beträgt 550 bis 600 mm.

Zur detaillierteren klimatischen Beschreibung des Untersuchungsgebietes konnte auf Daten der agrarmeteorologischen Meßstation in Köllitsch zurückgegriffen werden, welche von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur Verfügung gestellt wurden. Der ebenfalls am Ostufer der Elbe gelegene Ort Köllitsch befindet sich ca. 17 km nordwestlich von Kreinitz (vgl. Abb. 1) und ist durch vergleichbare Wetterverhältnisse gekennzeichnet. So konnten enge Korrelationen zwischen dem Wassergehalt des analysierten Bodens (Tiefenstufe 0-10 cm sowie bezüglich des Niederschlags auch 10-30 cm) und den aus einer Woche vor der jeweiligen Bodenbeprobung berechneten Niederschlags- und Globalstrah-

lungssummen ermittelt werden (NS: $r_s = 0,64^*$ bis $0,76^*$ und GS: $r_s = -0,72^*$ bis $-0,78^{**}$; vgl. Tab. A132). In Abbildung 2 sind für den Untersuchungszeitraum von 2000 bis 2004 die Klimaparameter Lufttemperatur (2 m Höhe), Globalstrahlung und Niederschlag der Köllitscher Wetterstation dargestellt.

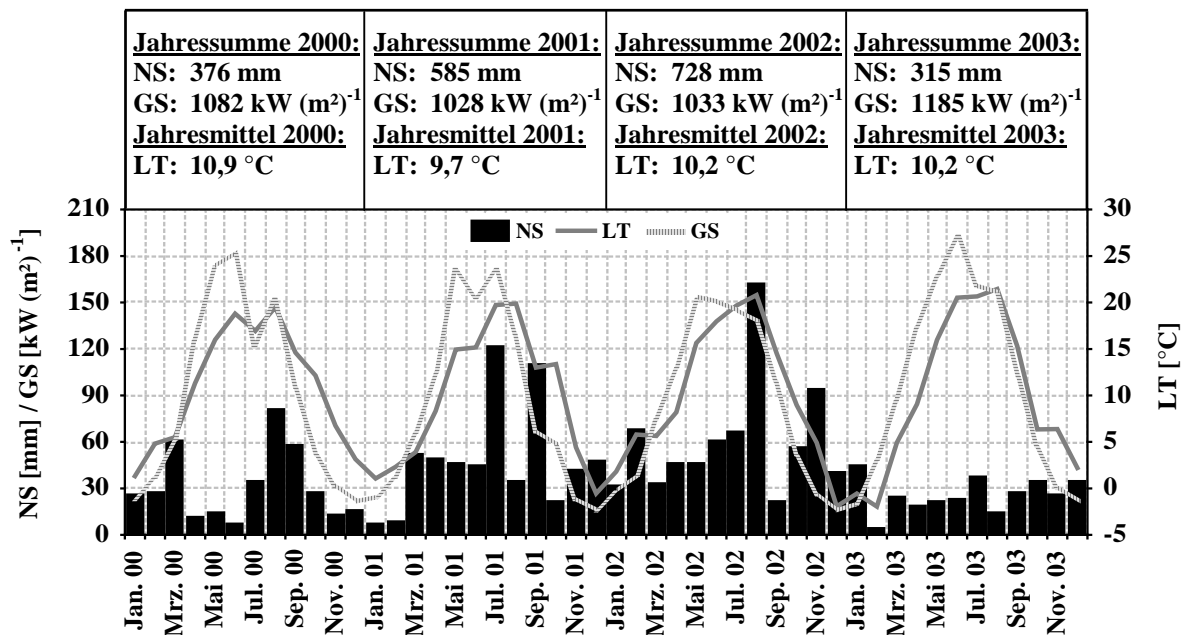


Abb. 2: Monatssummen von Niederschlag (NS) und Globalstrahlung (GS) sowie Monatsmittel der Lufttemperatur (2 m Höhe; LT) von Januar 2000 bis Dezember 2004 für die agrarmeteorologische Meßstation der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft in Köllitsch

Demnach variierte die Jahresdurchschnittstemperatur in den Untersuchungsjahren zwischen 9,7 °C (2001) und 10,9 °C (2000), wobei die Temperaturmaxima der Sommermonate im Laufe der Untersuchungsperiode kontinuierlich zunahmen. Stärkere Schwankungen wurden bezüglich der Niederschlagsmenge festgestellt. So fielen in den Jahren 2000 und 2003 gerade einmal 376 mm bzw. 315 mm Niederschlag, während 2002 die Niederschlagssumme 728 mm betrug. Insbesondere das Jahr 2003 war durch einen sehr trockenen Sommer gekennzeichnet.

2.3 Geologie und Boden

Die Versuchsfläche liegt in einem Niederungsgebiet, welches sich deutlich durch ausgeprägte Steilhänge gegen die diluviale Hochfläche der Liebschützer und Strehlaer Berge abgrenzt. Diese sind Teile eines variskischen Gebirges, dessen Aufbau durch mächtige Bedeckungen aus jüngerer Zeit nicht mehr eindeutig erkennbar ist. Das Niederungsgebiet wird hauptsächlich von einer Sand- und Kiesebene eingenommen, die dem jüngsten diluvialen Talboden der Elbe entspricht. Es ist durch eiszeitlich bedingte Ablagerungen von Geschiebesanden und -kiesen gekennzeichnet, welche flächenhaft mit alluvialen Flugsanden überdeckt sind. Während diese Flugsande im Untersuchungsareal eine geringere Mächtigkeit (weniger als 2 m) aufweisen, kam es an den angrenzenden Randbereichen durch verstärkte Akkumulation zur Herausbildung von Sanddünen.

Entsprechend der naturräumlichen Gliederung von MANNSFELD & RICHTER (1995) befindet sich die Versuchsfläche im Sächsisch-Niederlausitzer Heideland, im Grenzbereich des

Riesa-Torgauer Elbtales und der Elsterwerda-Herzberger Elsterniederung. Die Böden dieser Region entstanden aus den lockeren, teilweise kiesig-sandigen Ablagerungen des Diluviums und Alluviums. Nach der GEOLOGISCHEN KARTE VON SACHSEN (1923) ist das untersuchte Gebiet durch einen diluvial lehmigen Sandlöß auf Sand und Kies gekennzeichnet, der nach der Reichsbodenschätzung von 1937 als IS4- bzw. sL5-Standort klassifiziert wurde (FELDSCHÄTZUNGSBUCH, 1937). Diese Kartierungsdaten konnten im Wesentlichen durch Körnungsanalysen bestätigt werden, welche von LANDGRAF (2001a) auf dem Ackerschlag „Gretz“ durchgeführt wurden und deren Ergebnisse zusammengefaßt in Tabelle 1 dargestellt sind.

Tab. 1: Mittlere prozentuale Anteile der Ton-, Schluff- und Sandfraktion im Boden des Ackerschlages „Gretz“ (nach LANDGRAF, 2001a)

Tiefenstufe [cm]	Ton	Schluff [%]	Sand
0-30	5,3	23,4	71,3
30-100	5,4	12,8	81,8

Zur Bestimmung des Bodentyps wurde auf der Versuchsfläche im Sommer 1996 eine Feinkartierung (Beprobung bis 1 m Tiefe, im Raster von 30 m x 30 m) durchgeführt. Die hierbei gewonnenen Daten stimmten ebenfalls weitestgehend mit den Resultaten der Reichsbodenschätzung von 1937 überein und wurden von LANDGRAF (2001a) zusammengefaßt. Demnach konnte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 4; ARBEITSGRUPPE BODEN, 1994) der überwiegende Teil des Untersuchungsgebietes dem Bodentyp Braunerde zugeordnet werden. Insbesondere in den östlichen und nördlichen Bereichen des Areals wurde aufgrund der hier mächtigeren Ah-Bv-Horizonte teilweise eine Humose Braunerde ausgeschieden.

Im Rahmen der Reichsbodenschätzung wurden dem Ackerschlag „Gretz“ – abhängig vom Grabloch – Bodenzahlen zwischen 25 und 41 zugewiesen (Feldschätzungsbuch, 1937). Hieraus konnte für die Versuchsfläche eine durchschnittliche Bodenzahl von 33 abgeleitet werden.

3 Material und Methoden

3.1 Versuchsfläche

3.1.1 Versuchsflächendesign

Im Rahmen eines Versuches zum Stickstoffhaushalt einer Sand-Braunerde unter verschiedenen Bracheformen erfolgte im Frühjahr 1996 die Stillegung des Ackerschlates „Gretz“. Hierzu wurden nach vollständigem Pflügen der Fläche Versuchspartzellen mit unterschiedlichen Brachevarianten eingerichtet. Detaillierte Angaben zum Versuchsaufbau, sowie zu den Ergebnissen dieser Untersuchungen sind LANDGRAF (2001a) zu entnehmen.

Nach erneutem Pflügen der östlichen Hälfte des Ackerschlates im Herbst 1999 wurde das Areal in 18 gleich große Parzellen gegliedert (Abb. 3). Die Versuchspartzellen umfaßten jeweils eine Fläche von 18 m x 50 m und waren durch ca. 3 m breite Wege voneinander getrennt. Mit der Aussaat von Wintergerste (*Hordeum vulgare* L.) erfolgte im September 1999 die Inkulturnahme von 12 Parzellen durch die Einrichtung von zwei Bewirtschaftungssystemen unterschiedlicher Nutzungsintensität. Bezeichnet wurden diese Versuchsvarianten als „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“. Unter Punkt 3.1.2 werden sie ausführlich beschrieben. Die restlichen 6 Parzellen wurden als Brachevariante erneut der Sukzession überlassen und bildeten die Versuchsvariante „Brache“. Hier erfolgten während des Untersuchungszeitraumes keinerlei ackerbauliche oder phytosanitäre Maßnahmen. Die Zuordnung der Parzellen zu den jeweiligen Versuchsvarianten wurde nach dem Zufallsprinzip durchgeführt. Das hieraus resultierende Verteilungsmuster der Versuchsvarianten ist in Abbildung 3 schematisch dargestellt.

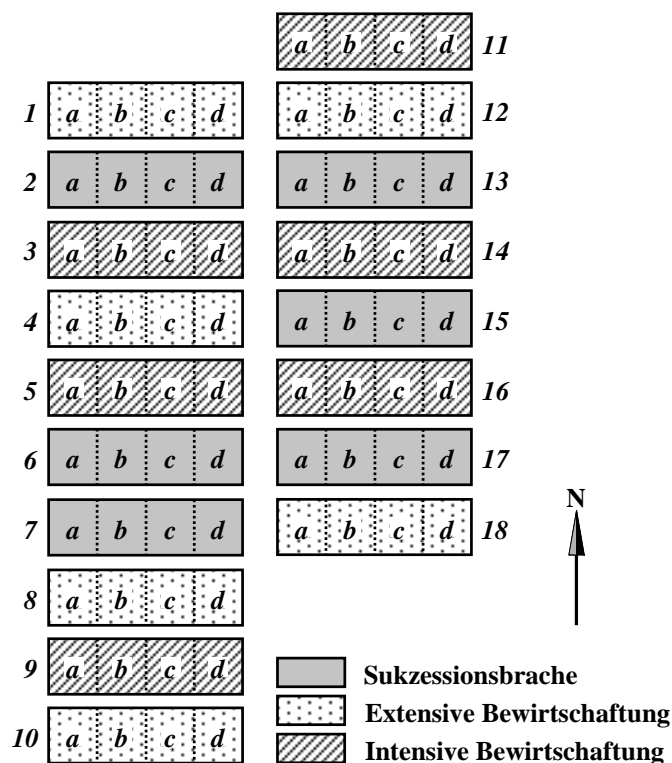


Abb. 3: Schematisch dargestellter Aufbau der Versuchsfläche

3.1.2 Bewirtschaftung und Fruchtfolge

Neben der Versuchsvariante „Brache“ erfolgte die Einrichtung der Bewirtschaftungssysteme „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“, die bezüglich der Art und Intensität der Bewirtschaftung differierten.

Unter dem Begriff „Intensive Bewirtschaftung“ war hierbei der Einsatz von Methoden des konventionellen Landbaus zu verstehen, daß heißt die Anwendung von anorganischen und organischen Düngemitteln bzw. Pflanzenschutzmitteln. Die „extensiv“ bewirtschafteten Parzellen hingegen waren durch die ausschließliche Verwendung von organischen Düngern gekennzeichnet. Eine Unkrautbekämpfung fand im Bedarfsfall hier lediglich auf mechanischer Basis statt.

Die Bewirtschaftung der Versuchsfläche erfolgte durch die Agrargenossenschaft „Unteres Sächsisches Elbtal e.G.“. Um die Untersuchungen so praxisorientiert wie möglich zu gestalten, oblag Art und Zeitpunkt der durchzuführenden Maßnahmen im Ermessen des Bewirtschafters. Auch bei der Wahl der Fruchtfolge wurde sich an dessen Vorschlägen orientiert.

In Tabelle 2 sind die während des Untersuchungszeitraumes gewählten Fruchtfolgen dargestellt.

Tab. 2: Übersicht der gewählten Fruchtfolgen von 1999 bis 2004 für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Bewirtschaftungsjahr	Versuchsvariante	
	„Extensive Bewirtschaftung“	„Intensive Bewirtschaftung“
1999/ 2000	Wintergerste (<i>Hordeum vulgare</i> L.) ^{a)}	Wintergerste (<i>Hordeum vulgare</i> L.) ^{a)}
2000/ 2001	Gelbsenf (<i>Sinapis alba</i> L.) / Körnererbsen (<i>Pisum sativum</i> L.)	Winterroggen (<i>Secale cereale</i> L.)
2001/ 2002	Winterroggen (<i>Secale cereale</i> L.)	Wintertriticale (<i>Triticosecale</i>)
2002/ 2003	Wintertriticale (<i>Triticosecale</i>)	(Winterbrache) / Sommerraps (<i>Brassica napus</i> L.)
2003/ 2004	(Winterbrache) / Hafer (<i>Avena sativa</i> L.) ^{a)}	Wintergerste (<i>Hordeum vulgare</i> L.)

^{a)} außerhalb des Untersuchungszeitraumes

Detaillierte und chronologisch geordnete Angaben zu den Bewirtschaftungsmaßnahmen der jeweiligen Versuchsvariante enthalten die Tabellen 3 und 4.

Tab. 3: Bewirtschaftungsdaten und Beprobungstermine (chronologisch geordnet) für die Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“

Datum	Bodenbearbeitung		Düngung		Pestizide		Aussaat		Ernte		C _{Korn} - und N _{Korn} -Gehalt
	Art	Gerät	Art	Menge	Art	Menge	Frucht	Menge	Frucht	Menge	
24.08.99					Round Up (Totalherbizid)	5,0 l ha ⁻¹					
09.09.99	Stoppel- bearbeitung	Scheibenegge									
14.09.99	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									
20.09.99	Saatbettbereitung	Feingrubber					Wintergerste (<i>Hord. vulgare</i> L.)	150 kg ha ⁻¹			
11.10.99					Fenikan® (Herbizid)	3,0 l ha ⁻¹					
22.03.00			N-Düngung mit Piagran	2,0 dt ha ⁻¹ (= 92 kg N ha ⁻¹)							
19.04.00			N-Düngung mit KAS	1,5 dt ha ⁻¹ (= 40,5 kg N ha ⁻¹)							
05.05.00					Juwel® Top (Fungizid)	0,7 l ha ⁻¹					
28.06.00									Wintergerste ^{a), b)} (<i>Hord. vulgare</i> L.)	(37,04 dt ha ⁻¹) ^{d)}	n.b.
04.07.00	Stoppel- bearbeitung	Scheibenegge	Org. Düngung mit Schweinegülle	15 m³ ha ⁻¹ (= 40,5 kg N ha ⁻¹)							
18.07.00	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									
30.09.00	Saatbettbereitung	Feingrubber					Winterroggen (<i>Secale cereale</i> L.)	90 kg ha ⁻¹			
21.10.00					Fenikan® (Herbizid)	2,5 l ha ⁻¹					
31.10.00	Probenahme Okt. 00										
28.03.01			N-Düngung mit NPK	4,0 dt ha ⁻¹ (= 60,0 kg N ha ⁻¹)							
18.04.01			N-Düngung mit KAS	1,5 dt ha ⁻¹ (= 40,5 kg N ha ⁻¹)							
11.05.01	Probenahme Mai 01										
25.05.01					Juwel® Top (Fungizid)	0,7 l ha ⁻¹					
14.08.01	Probenahme Aug. 01										
07.09.01									Winterroggen ^{a)} (<i>Secale cereale</i> L.)	64,44 dt ha ⁻¹	n.b.
15.09.01	Stoppel- bearbeitung	Scheibenegge									
02.10.01	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									

Tab. 3 (Fortsetzung): Bewirtschaftungsdaten und Beprobungstermine (chronologisch geordnet) für die Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“

Datum	Bodenbearbeitung		Düngung		Pestizide		Aussaat		Ernte		C _{Korn} - und N _{Korn} -Gehalt
	Art	Gerät	Art	Menge	Art	Menge	Frucht	Menge	Frucht	Menge	
15.10.01	Saatbettbereitung	Feingrubber					Wintertriticale (<i>Triticosecale</i>)	150 kg ha ⁻¹			
29.10.01	Probenahme Okt. 01										
27.03.02			N-Düngung mit Piagran	2,0 dt ha ⁻¹ (= 92,0 kg N ha ⁻¹)							
09.04.02					Azur® (Herbizid) Hoestar® Super (Herbizid)	2,5 l ha ⁻¹ 30 g ha ⁻¹					
20.04.02			N-Düngung mit KAS	1,5 dt ha ⁻¹ (= 40,5 kg N ha ⁻¹)							
06.05.02	Probenahme Mai 02										
17.05.02					Juwel® Top (Fungizid)	0,8 l ha ⁻¹					
03.08.02									Wintertriticale ^{a)} (<i>Triticosecale</i>)	42,22 dt ha ⁻¹	C _{Korn} = 438 mg g ⁻¹ N _{Korn} = 18 mg g ⁻¹
25.08.02	Probenahme Aug. 02										
28.08.02	Stoppel- bearbeitung	Scheibenegge									
10.10.02	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									
30.10.02	Probenahme Okt. 02										
03.04.03	Saatbettbereitung	Saatbett- Kombination Gm AB	N-Düngung mit ASS	3,0 dt ha ⁻¹ (= 78,0 kg N ha ⁻¹)	Treflan® (Herbizid) Devrinol® (Herbizid)	2,5 l ha ⁻¹ 2,0 l ha ⁻¹	Sommerraps (<i>Brassica napus</i> L.)	5 kg ha ⁻¹			
06.05.03	Probenahme Mai 03										
07.05.03					Fastac® SC (Insektizid)	0,1 l ha ⁻¹					
13.06.03					Karate® Zeon (Insektizid)	75 ml ha ⁻¹					
22.07.03									Sommerraps ^{c)} (<i>Brassica napus</i> L.)	kein Ertrag	/
04.08.03	Probenahme Aug. 03										
03.09.03	Stoppel- bearbeitung	Scheibenegge									
23.09.03	Saatbettbereitung	Feingrubber					Wintergerste (<i>Hord. vulgare</i> L.)	130 kg ha ⁻¹			
24.10.03	Probenahme Okt. 03										

a) Ernterückstände verblieben auf der Fläche

b) Ertragseinbußen durch Trockenschäden

c) totaler Ertragsausfall durch Trockenschäden

Tab. 4: Bewirtschaftungsdaten und Beprobungstermine (chronologisch geordnet) für die Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“

Datum	Bodenbearbeitung		Düngung		Pestizide/ mechan. Unkrautbek.		Aussaat		Frucht	Ernte Menge	C _{Korn} - und N _{Korn} -Gehalt
	Art	Gerät	Art	Menge	Art	Menge	Frucht	Menge			
24.08.99					Round Up (Totalherbizid)	5,0 l ha ⁻¹					
09.09.99	Stoppelbearbeitung	Scheibenegge									
14.09.99	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									
20.09.99	Saatbettbereitung	Feingrubber					Wintergerste (Hord. vulgare L.)	150 kg ha ⁻¹			
28.06.00									Wintergerste ^{a), b)} (Hord. vulgare L.)	(37,04 dt ha ⁻¹) ^{d)}	n.b.
04.07.00	Stoppelbearbeitung	Scheibenegge									
18.07.00	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									
30.08.00	Saatbettbereitung	Feingrubber					Gelbsenf (Sinapis alba L.)	20 kg ha ⁻¹			
31.10.00	Probenahme Okt. 00										
19.04.01	Einarbeitung Gelbsenf	Scheibenegge									
24.04.01	Saatbettbereitung	Feingrubber					Körnererbsen (Pisum sativum L.)	250 kg ha ⁻¹			
11.05.01	Probenahme Mai 01										
14.08.01	Probenahme Aug. 01										
07.09.01									Körnererbsen ^{a)} (Pisum sativum L.)	17,03 dt ha ⁻¹	n.b.
15.09.01	Stoppelbearbeitung	Scheibenegge									
02.10.01	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									
15.10.01	Saatbettbereitung	Feingrubber					Winterroggen (Secale cereale L.)	130 kg ha ⁻¹			
29.10.01	Probenahme Okt. 01										
04.04.02			Org. Düngung mit Schweinegülle	20 m ³ ha ⁻¹ (= 54,0 kg N ha ⁻¹)							
06.05.02	Probenahme Mai 02										
03.08.02									Winterroggen ^{a)} (Secale cereale L.)	34,44 dt ha ⁻¹	C _{Korn} = 434 mg g ⁻¹ N _{Korn} = 13 mg g ⁻¹
25.08.02	Probenahme Aug. 02										

Tab. 4 (Fortsetzung): Bewirtschaftungsdaten und Beprobungstermine (chronologisch geordnet) für die Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“

Datum	Bodenbearbeitung		Düngung		Pestizide/ mechan. Unkrautbek.		Aussaat		Ernte		
	Art	Gerät	Art	Menge	Art	Menge	Frucht	Menge	Frucht	Menge	C _{Korn} - und N _{Korn} -Gehalt
28.08.02	Stoppelbearbeitung	Scheibenegge									
10.10.02	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									
30.10.02	Probenahme Okt. 02										
08.11.02	Saatbettbereitung	Feingrubber					Wintertriticale (Triticosecale)	150 kg ha ⁻¹			
18.04.03	walzen, eggen zur Unkrautbekämpfung				walzen, eggen zur Unkrautbekämpfung						
06.05.03	Probenahme Mai 03										
22.07.03									Wintertriticale ^{a), b)} (Triticosecale)	19,60 dt ha ⁻¹	C _{Korn} = 440 mg g ⁻¹ N _{Korn} = 17 mg g ⁻¹
04.08.03	Probenahme Aug. 03										
03.09.03	Stoppelbearbeitung	Scheibenegge									
24.10.03	Probenahme Okt. 03										
29.10.03	Pflugfurche (bis 30 cm)	Pflug									

^{a)} Ernterückstände verblieben auf der Fläche
^{b)} Ertragseinbußen durch Trockenschäden
^{c)} totaler Ertragsausfall durch Trockenschäden
^{d)} Menge des Erntegutes wurde nicht nach Versuchsvarianten getrennt erhoben

3.2 Probenahme und Probenaufbereitung

3.2.1 Probenahme

3.2.1.1 Entnahme der Bodenproben

Eine Beprobung des Bodens erfolgte während des Untersuchungszeitraumes von Oktober 2000 bis Oktober 2003 an insgesamt 10 Terminen (vgl. Tab. 3 und 4). So wurden nach der Erstinventur im Oktober 2000 dreimal jährlich – jeweils im Mai, August und Oktober – Probenahmen durchgeführt.

Beprobt wurde mit Hilfe eines Bohrstockes ($\varnothing = 5$ cm) bis in eine Tiefe von 30 cm, getrennt nach 2 Tiefenstufen: 0-10 cm und 10-30 cm. Unter Anwendung eines hydraulisch betriebenen Teleskopmäklers ($\varnothing = 5$ cm; Fa. Geotool) erfolgte jeweils zu Vegetationsbeginn (Mai 2001, 2002 und 2003) zusätzlich die Entnahme von Bodenmaterial bis in eine Tiefe von 100 cm. Hierbei fand eine Differenzierung nach den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm statt.

Zum Zwecke der Probenahme wurde jede der 18 Versuchspartzellen fiktiv in 4 Teilflächen (a, b, c und d) gegliedert (vgl. Abb. 3). Um die Versuchsfläche zu schonen, fand die Beprobung im jährlichen Wechsel entweder auf den Teilflächen a und c oder b und d statt. Zur Sicherstellung einer möglichst hohen Flächenrepräsentanz erfolgten auf jeder Teilfläche 2 Einschlüsse. Hierbei wurde das gesamte Bodenmaterial pro Teilfläche zu einer Mischprobe vereint. Insgesamt wurden so je Versuchsvariante und Tiefenstufe 12 Proben entnommen.

Das Bodenmaterial wurde in PE-Beutel überführt und im Labor bei -18 °C bis zur Analyse gelagert. Ein für die biochemischen Analysen bestimmtes Aliquot der Bodenprobe wurde in gesonderte PE-Beutel überführt und nach dem Transport bei 4 °C aufbewahrt.

3.2.1.2 Entnahme der Phytomasseproben

Die Entnahme der oberirdischen Phytomasse erfolgte analog zu den Terminen der Bodenbeprobungen (vgl. Tab. 3 und 4; Ausnahme: aus bewirtschaftungsbedingten Gründen fand die Probenahme auf den Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2002 kurz nach und im August 2003 kurz vor der Bodenbeprobung statt).

Zur Gewinnung einer Probe wurde mit Hilfe einer Horizontalschere die oberirdische Pflanzensubstanz auf einer 25 cm x 25 cm großen Fläche vollständig entfernt und in eine Papiertüte überführt.

Um eine hohe Flächenrepräsentanz zu gewährleisten, wurden je Versuchspartzelle – korrespondierend zu den gedachten Teilflächen a, b, c und d (vgl. Abb. 3) – 4 Proben entnommen.

Kurz vor der Beerntung erfolgte auf den bewirtschafteten Versuchsvarianten zusätzlich die gesonderte Beprobung eines flächenrepräsentativen Aliquots des Erntegutes.

Nach der Beprobung wurden alle Pflanzenproben zur Ermittlung des Frischsubstanzgewichtes schnellstmöglichst in das Labor transportiert.

3.2.1.3 Entnahme der Sicker- und Niederschlagswasserproben

Das anfallende Saugwasser (gering gespanntes, bewegliches Bodenwasser) – nachfolgend Sickerwasser bzw. Perkolat genannt – wurde ab Mitte Februar 2001, je nach Niederschlagsmenge, im wöchentlichen bis 14-tägigen Rhythmus regelmäßig beprobt (Ausnahme: technisch begründete größere Beprobungsintervalle zwischen April und Juli 2001). Aufgrund des trockenen Sommers im Jahr 2003 (vgl. Abb. 2) fiel von Mitte Juli diesen Jahres bis zum Ende der Untersuchungsperiode kein Sickerwasser an.

Die Gewinnung des Perkolats erfolgte mittels Saugkerzen in einer Bodentiefe von 90 cm. Zum Einbau der Saugkerzen wurden 40 cm tiefe Gruben ausgehoben, an deren Unterkante mit Hilfe eines Bohrstockes (Außendurchmesser = 3 cm) 60 cm tiefe Löcher, in einem Winkel von ca. 145 ° zur Bodenoberfläche, gebohrt wurden. Anschließend wurden vorsichtig 60 cm lange Saugkerzen gleichen Durchmessers in die Bodenöffnungen eingelassen und die Gruben mit Bodenmaterial verfüllt. Auf diese Weise konnte eine Entnahme des Sickerwassers in ungestörten Bodenbereichen gewährleistet werden. Durch den Anschluß der Vakuumpumpe an einen Akkumulator (12 V; 88 Ah) erfolgte das Anlegen eines stabilen Unterdruckes, wodurch eine permanente Beprobung ermöglicht wurde. Das Sickerwasser wurde durch die Keramikköpfe der Saugkerzen (Porengröße = 0,45 µm) filtriert und in 500 ml Glasflaschen aufgefangen.

Die Beprobung des Sickerwassers erfolgte auf den Versuchsparzellen 2, 3 und 4 (vgl. Abb. 3). Je Versuchsvariante wurden 5 Saugkerzen installiert.

Eine regelmäßige Analyse des Niederschlags fand von Januar 2001 bis Dezember 2003 statt. Abhängig von der anfallenden Menge erfolgte dessen Beprobung im wöchentlichen bis monatlichen Rhythmus. Das Auffangen des Niederschlagswassers wurde mittels eines auf der Versuchsfläche befindlichen Niederschlagsammlers realisiert.

Sowohl die Sickerwasser- als auch die Niederschlagswasserproben wurden unmittelbar nach ihrer Entnahme zur Aufbereitung ins Labor transportiert.

3.2.2 Probenaufbereitung

3.2.2.1 Aufbereitung der Bodenproben

Die bei –18 °C gelagerten Bodenproben wurden bei 4 °C schonend aufgetaut und anschließend durch Sieben auf 2 mm homogenisiert. Zwar können durch das Einfrieren des Bodens leichte Verschiebungen der Absolutwerte – speziell in Bezug auf die mikrobielle Biomasse – nicht ausgeschlossen werden (WINTER *et al.*, 1994; FRIEDEL *et al.*, 2003), doch wurde die Größe des hierdurch bedingten Fehlers niedriger als bei einer zeitlich differierenden frostfreien Lagerung eingeschätzt. Um nach dem Auftauprozess voranalytische Fehler in Form von zeitlich bedingten Veränderungen der zu erhebenden Bodenparameter zu minimieren, wurden immer nur so viele Proben aufgetaut, daß innerhalb einer Woche sämtliche Frischbodenanalysen durchgeführt werden konnten.

Für die bodenchemischen Analysen an lufttrockenem Boden wurde jeweils ein Probenaliquot bei 40 °C in einem Umlufttrockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Ein Teil dieses getrockneten Bodenmaterials wurde zur Bestimmung des TOC- und TN-Gehaltes mit Hilfe einer Scheibenschwingmühle (Fa. Retsch) feingemahlen und unmittelbar vor der Analyse nochmals bei 40 °C getrocknet.

Vor der Analyse der mikrobiologischen und biochemischen Untersuchungsgrößen erfolgte eine Konditionierung der hierfür verwendeten Bodenproben. Dabei wurde die feuchtebedingte Variabilität dieser Parameter zugunsten der bewirtschaftungsbedingten Effekte reduziert. Nach erfolgter Bestimmung des aktuellen Wassergehaltes wurden die feldfrischen Bodenproben mit destilliertem Wasser auf 60 % ihrer Wasserhaltekapazität angefeuchtet, 2 Tage im Kühlschrank bei 4 °C gelagert und anschließend 24 h bei 20 °C bis zur Analyse inkubiert.

3.2.2.2 Aufbereitung der Phytomasseproben

Nach erfolgter Bestimmung des Frischsubstanzgewichtes wurden die Phytomasseproben in einem Umlufttrockenschrank bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Zur Ermittlung des C_{phyt} - und N_{phyt} -Gehaltes wurde das Probenmaterial mit Hilfe eines Häckslers zerkleinert und anschließend unter Anwendung einer Pflanzenmühle (Fa. Retsch) auf 0,08 mm feingemahlen. Vor der Analyse erfolgte eine nochmalige Trocknung der Proben bei 60 °C.

3.2.2.3 Aufbereitung der Sicker- und Niederschlagswasserproben

Da bereits durch die Keramikköpfe der Saugkerzen (Porengröße = 0,45 µm) eine Filtration des gewonnenen Perkolats stattfand, konnte es ohne weitere Aufbereitung zur Analytik herangezogen werden. Für die Bestimmung der C- und N-Konzentrationen wurden die Proben gesammelt und bis zur Analyse bei –18 °C gelagert.

Das für die Analytik verwendete Niederschlagswasser wurde mit Hilfe einer Vakuumpumpe durch OE 67 Membranfilter (0,45 µm, Fa. Schleicher und Schuell) filtriert und ebenfalls bis zur Analyse bei –18 °C gelagert. Lediglich die Messung des pH-Wertes wurde an unfiltriertem Wasser durchgeführt.

3.3 Methoden der Bodenanalytik

3.3.1 Bestimmung physikalischer Bodenparameter

3.3.1.1 Trockensubstanz- und Wassergehalt (TS und WG)

Die Ermittlung des Trockensubstanzgehaltes (TS) erfolgte gravimetrisch. Es wurden 10 g Frischboden eingewogen, bei 105 °C in einem Umlufttrockenschrank mehrere Tage bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend erneut gewogen.

Der Trockensubstanzgehalt ergibt sich aus:

$$TS [\%] = \frac{\text{Trockengewicht des Bodens [g]}}{\text{Frischgewicht des Bodens [g]}} \times 100 \quad (1)$$

Der daraus ableitbare Wassergehalt (WG) ergibt sich aus:

$$WG [\%] = 100 - TS \quad (2)$$

3.3.1.2 Trockenrohdichte (d_B)

Für die Bestimmung der Trockenrohdichte (d_B) in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm erfolgte in jeder Versuchsparzelle die Aushebung einer ca. 30 cm x 30 cm großen Grube. In deren Bodenwand wurden je Tiefenstufe 2 Stechzylinder (100 cm³) seitlich eingeschlagen. Das so entnommene ungestörte Bodenmaterial wurde bei 105 °C in einem Umlufttrockenschrank mehrere Tage bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend gewogen.

Die Trockenrohdichte wurde wie folgt berechnet:

$$d_B [g (cm^3)^{-1}] = \frac{\text{Trockengewicht des Bodens [g]}}{100 [cm^3]} \quad (3)$$

Hinsichtlich der Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm konnte auf Werte von LANDGRAF (2001a) zurückgegriffen werden. Der Autor zog zur Bestimmung der Trockenrohdichte ungestörtes Bodenmaterial von 4 Profilgruben heran, welche sich auf der Versuchsfläche befanden.

Mittels der gewonnenen Trockenrohdichtedaten erfolgte die Vorratsberechnung der einzelnen C- und N-Fractionen im Boden.

3.3.1.3 Maximale Wasserhaltekapazität (WHK_{max})

Zur Ermittlung der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK_{max}) wurde je Versuchsvariante Bodenmaterial aus 48 Probepunkten zu einer Mischprobe vereint. Nach erfolgter Einwaage von jeweils 50 g dieser Bodenproben in Filtrierröhrchen eines Vakuumkastens, wurde das Bodenmaterial durch mehrmaliges Übergießen mit destilliertem Wasser vollständig gesättigt und anschließend abgedeckt. Nach einer Quellzeit von 24 h erfolgte erneut die Wasser-

sättigung der Proben. Durch Anlegen eines Unterdruckes von 60 mbar wurde jene Wassermenge, die der Boden gegen die Schwerkraft nicht zurückhalten konnte, abfiltriert. Wiederum nach 24 h wurden aus dem Inneren der eingewogenen Probe 10 g entfernt und in einem Umlufttrockenschrank bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Anschließend konnte über den Gewichtsverlust die maximale Wasserhaltekapazität des Bodens berechnet werden.

3.3.2 Bestimmung chemischer Bodenparameter

3.3.2.1 Aktuelle und potentielle Bodenazidität (pH(H₂O)- und pH(CaCl₂)-Wert)

Die Bodenazidität wurde elektrometrisch mittels Glaselektrode (pH-Meter 320, Fa. Mettler Toledo) nach SCHLICHTING *et al.* (1995) an 10 g lufttrockener Feinerde bestimmt. Hierbei erfolgte die Messung des aktuellen pH-Wertes (pH(H₂O)-Wert) in destilliertem Wasser, während der potentielle pH-Wert (pH(CaCl₂)-Wert) in einer 0,01 M CaCl₂-Lösung bestimmt wurde (Boden-Lösungs-Verhältnis = 1:2,5).

3.3.2.2 Fraktionen des Kohlenstoffkreislaufes

3.3.2.2.1 Organischer Gesamtkohlenstoff (TOC)

Da im Boden des Untersuchungsgebietes der Carbonatgehalt vernachlässigbar gering ist (vgl. LANDGRAF, 2001a), wurde der ermittelte organische Gesamtkohlenstoff (TOC) dem Gesamtkohlenstoff (TC) gleichgesetzt.

Für die Bestimmung des TOC-Gehaltes wurde lufttrockene Feinerde an einer Scheibenschwingmühle (Fa. Retsch) 60 s bei 1400 U min⁻¹ gemahlen und anschließend im Heißluftstrom eines CNS-Analysators (Fa. Heraeus) vollständig verbrannt. Unter Berücksichtigung der Bodeneinwaage erfolgte die Berechnung des prozentualen TOC-Gehaltes im Boden. Durch Multiplikation der Werte mit dem Faktor 10000 wurden die Gehalte in mg TOC kg⁻¹ Boden umgerechnet.

3.3.2.2.2 Heißwasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{hwe})

Zur Heißwasserextraktion des organischen Kohlenstoffs (TOC_{hwe}) wurden 10 g Frischboden in 250 ml Rundglaskolben eingewogen, 100 ml destilliertes Wasser hinzugegeben und anschließend unter Rückflußkühlung 1 h lang gekocht. Um Verdunstungsverluste zu vermeiden wurden die Kolben nach dem Siedeprozess sofort verschlossen und im Wasserbad abgekühlt. Nach Zugabe von 2 Tropfen 2 M MgSO₄-Lösung (Sedimentationshilfe) wurden die Extrakte 10 min bei 4000 U min⁻¹ und 24 °C zentrifugiert. Anschließend erfolgte die Abdekantierung des klaren Lösungsüberstandes, welcher zur Messung des TOC_{hwe} mittels eines CN-Analysators (Fa. Jena Analytik) herangezogen wurde. Die Ausgabe der Meßergebnisse erfolgte in mg TOC l⁻¹. Zur Umrechnung in mg TOC kg⁻¹ Boden wurde folgende Formel verwendet:

$$TOC_{hwe} [\text{mg kg}^{-1}] = \frac{TOC_{hwe} [\text{mg l}^{-1}] \times VF \times 100}{TS [\%]} \quad (4)$$

hierbei bedeuten: VF = Verdünnungsfaktor
 100/TS = Trockensubstanzfaktor

3.3.2.2.3 KCl-extrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{KCl})

Für die Bestimmung des KCl-extrahierbaren organischen Kohlenstoffs (TOC_{KCl}) erfolgte die Einwaage von 25 g Frischboden in 250 ml PE-Weithalsflaschen. Nach Zugabe von 100 ml 0,1 M KCl-Lösung wurden die Proben 2 Stunden geschüttelt. Anschließend wurde die Suspension über Faltenfilter 2095 ½ (Fa. Schleicher und Schuell) filtriert. Am Filtrat erfolgte anschließend die Messung des TOC_{KCl} an einem CN-Analysator (Fa. Jena Analytiks). Die Umrechnung der Meßwerte von mg TOC l^{-1} in mg TOC kg^{-1} Boden erfolgte entsprechend des TOC_{hwe} nach Gleichung 4.

3.3.2.3 Fraktionen des Stickstoffkreislaufes

3.3.2.3.1 Gesamtstickstoff und organischer Gesamtstickstoff (TN und TON)

Parallel zum TOC wurde der Gesamtstickstoff (TN) ermittelt. Die Methode ist unter 3.3.2.2.1 beschrieben.

Der Gehalt an organischem Gesamtstickstoff (TON) ergab sich durch Subtraktion des KCl-extrahierbaren mineralischen Stickstoffs (TN_{KCl}) vom TN.

3.3.2.3.2 Heißwasserextrahierbare Stickstofffraktionen (TN_{hwe} , TON_{hwe} und TIN_{hwe})

Die Bestimmung des Gehaltes an heißwasserextrahierbarem Gesamtstickstoff (TN_{hwe}) erfolgte entsprechend der unter Punkt 3.3.2.2.2 beschriebenen Methode zur Ermittlung des TOC_{hwe} .

Mittels Subtraktion des heißwasserextrahierbaren mineralischen Stickstoffs (TIN_{hwe}) vom TN_{hwe} erfolgte die Berechnung des heißwasserextrahierbaren organischen Stickstoffs (TON_{hwe}).

Der TIN_{hwe} ergibt sich aus der Summe von Ammonium-Stickstoff ($NH_4^+ - N_{hwe}$) und Nitrat-Stickstoff ($NO_3^- - N_{hwe}$) des Heißwasserextraktes.

Zur Bestimmung des $NH_4^+ - N_{hwe}$ wurde ein Teil des zur TOC_{hwe} - bzw. TN_{hwe} - Ermittlung erzeugten Lösungsüberstandes (vgl. 3.3.2.2.2) verwendet. Die Messung erfolgte photometrisch ($\lambda = 540 \text{ nm}$) an einem Continuous-Flow Autoanalysator (Fa. Skalar).

Analog zu der Bestimmung des $NH_4^+ - N_{hwe}$ erfolgte die Ermittlung des $NO_3^- - N_{hwe}$. Bei der photometrischen Messung wurde jedoch eine Wellenlänge von $\lambda = 660 \text{ nm}$ verwendet. Der Nitritstickstoff des Heißwasserextraktes ($NO_2^- - N_{hwe}$) fand keine gesonderte Berücksichtigung. Sein Anteil ist im $NO_3^- - N_{hwe}$ enthalten.

Entsprechend Gleichung 4 wurden die Meßwerte von mg N l^{-1} in mg N kg^{-1} Boden umgerechnet.

3.3.2.3.3 KCl-extrahierbare Stickstofffraktionen (TN_{KCl} , TON_{KCl} und TIN_{KCl})

Die Ermittlung des KCl-extrahierbaren Gesamtstickstoffs (TN_{KCl}) erfolgte parallel zur Bestimmung des TOC_{KCl} -Gehaltes (vgl. 3.3.2.2.3).

Durch Subtraktion des KCl-extrahierbaren mineralischen Stickstoffs (TIN_{KCl}) vom TN_{KCl} wurde der organische Anteil des KCl-extrahierbaren Stickstoffs (TON_{KCl}) berechnet.

Der TIN_{KCl} ergibt sich aus der Summe von Ammonium-Stickstoff ($NH_4^+-N_{KCl}$) und Nitrat-Stickstoff ($NO_3^-N_{KCl}$) des KCl-Extraktes.

Die Messung des $NH_4^+-N_{KCl}$ und $NO_3^-N_{KCl}$ erfolgte an einem Continuous-Flow Autoanalysator (Fa. Skalar), analog zur Bestimmung der heißwasserextrahierbaren mineralischen N-Fractionen (vgl. 3.3.2.3.2). Der Nitritstickstoff des KCl-Extraktes ($NO_2^-N_{KCl}$) fand ebenfalls keine gesonderte Berücksichtigung, sondern wurde zum $NO_3^-N_{KCl}$ hinzugerechnet.

Die Umrechnung der Meßwerte von mg N l^{-1} in mg N kg^{-1} Boden erfolgte in gleicher Weise entsprechend Gleichung 4.

3.3.3 Bestimmung mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter

3.3.3.1 Mikrobiell gebundener Kohlenstoff und Stickstoff (C_{mic} und N_{mic})

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte unter Anwendung der Chloroform-Fumigation-Extraktionsmethode nach VANCE *et al.* (1987). Das zur Analyse verwendete Frischbodenmaterial wurde entsprechend Punkt 3.2.2.1 konditioniert.

Zwei Proben-Sets zu je 25 g wurden parallel eingewogen, wobei bei einem Set die Einwaage in 250 ml PE-Weithalsflaschen erfolgte. Nach Zugabe von 100 ml 0,5 M K_2SO_4 -Lösung, wurde die Suspension 30 min geschüttelt und durch Faltenfilter 589/3 ½ (Fa. Schleicher und Schuell) filtriert. Bei dem anderen Set erfolgte die Einwaage in 50 ml Bechergläsern, die in einen Exsikkator (versehen mit einem feuchten Filterpapier und einem Becherglas Natronkalk) gestellt wurden. Nachdem sich die Proben im Exsikkator befanden, wurde ein mit 25 ml ethanolfreiem Chloroform gefülltes Becherglas hinzugegeben und Unterdruck angelegt. Der Exsikkator wurde für 2 min nach beginnendem Kochen des Chloroforms evakuiert und bei Raumtemperatur für 24 Stunden in der Dunkelheit fumi-giert. Danach wurde das mit Chloroform gefüllte Becherglas entnommen und zusätzlich das noch verbliebene Chloroform durch dreimaliges – jeweils 15 min andauerndes – Evakuieren entfernt. Als nächstes wurden die Proben in 250 ml PE-Weithalsflaschen überführt, entsprechend des ersten Sets mit 100 ml K_2SO_4 -Lösung versetzt, ebenfalls 30 min geschüttelt und anschließend filtriert. An einem CN-Analysator (Fa. Jena Analytik) erfolgte die Messung des in den Filtraten beider Sets enthaltenen Kohlenstoffs und Stickstoffs.

Der extrahierte Kohlenstoff (C_{ext}) bzw. Stickstoff (N_{ext}) wurde nach folgender Formel berechnet:

$$C_{\text{ext}} / N_{\text{ext}} [\text{mg kg}^{-1}] = \frac{(E_F [\text{mg l}^{-1}] - E_{NF} [\text{mg l}^{-1}]) \times VF \times 100}{TS [\%]} \quad (5)$$

hierbei bedeuten: E_F = TOC bzw. TN der fumigierten Probe
 E_{NF} = TOC bzw. TN der nicht-fumigierten Probe
 VF = Verdünnungsfaktor
 $100/TS$ = Trockensubstanzfaktor

Unter Einbeziehung eines k_{EC} -Faktors von 0,35 (SPARLING *et al.*, 1990; WU *et al.*, 1990; BECK *et al.*, 1997; SCOTT *et al.*, 1999) ergab sich der mikrobiell gebundene Kohlenstoff (C_{mic}):

$$C_{\text{mic}} [\text{mg kg}^{-1}] = \frac{C_{\text{ext}} [\text{mg kg}^{-1}]}{k_{EC}} \quad (6)$$

Die Berechnung des mikrobiell gebundenen Stickstoffs (N_{mic}) erfolgte analog unter Verwendung eines k_{EN} -Faktors von 0,45 (JENKINSON, 1988; BROOKES *et al.*, 1985a; ROSS & TATE, 1993; JENKINSON *et al.*, 2004).

3.3.3.2 Mikrobielle Basalatmung und metabolischer Quotient (BA und $q\text{CO}_2$)

Bei der Bestimmung der mikrobiellen Basalatmung (BA) wurde nach der Methode von ISERMEYER (1952, mod. nach JÄGGI, 1976) vorgegangen. Die hierbei ermittelten Werte stellen die potentielle mikrobielle Respiration dar.

Drei Parallelen mit je 20 g konditioniertem (vgl. 3.2.2.1) Boden wurden in Spezialreagenzröhrchen (mit Lochung am oberen Rand) eingewogen und in 250 ml Schott-Flaschen – in welche zuvor 10 ml 0,05 M NaOH pipettiert wurde – eingehangen. Nach sofortigem luftdichten Verschließen der Flaschen wurden die Proben 24 h bei 26 °C im Brutschrank inkubiert. Anschließend wurden die Röhrchen entfernt und das adsorbierte CO_2 durch Zugabe von 2 ml 0,5 M BaCl_2 -Lösung als BaCO_3 in den Flaschen ausgefällt. Die unverbrauchte NaOH wurde nach Zugabe von 3 bis 4 Tropfen Phenolphthalein (Indikatorlösung) mit einer 0,05 M HCl unter ständigem Rühren bis zum Farbumschlag von rosa auf farblos titriert (Titrierapparatur: Titronic 96, Fa. Schott). Zur Bestimmung des Titrierfaktors erfolgte die Mittlung des HCl-Verbrauchs aus drei Titrationen von 20 ml 0,05 M NaOH mit 0,05 M HCl.

Das durch die BA gebildete CO_2 wurde nach folgender Gleichung berechnet:

$$\text{CO}_2 [\text{mg g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}] = \frac{(BW [\text{ml}] - VP [\text{ml}]) \times 1,1 \times TF \times 100}{m [\text{g}] \times TS [\%]} \quad (7)$$

hierbei bedeuten: BW = HCl-Verbrauch der Blindwerte
 VP = HCl-Verbrauch der Vollproben
 $1,1$ = Umrechnungsfaktor (1 ml 0,05 M HCl entspr. 1,1 mg CO_2)

TF = Titrierfaktor (mittlerer HCl-Verbrauch pro 20 ml NaOH)
 m = Bodeneinwaage
 100/TS = Trockensubstanzfaktor

Der metabolische Quotient (qCO_2) stellt das Verhältnis der BA zum C_{mic} dar:

$$qCO_2 [mg CO_2 - C h^{-1} (g C_{mic})^{-1}] = \frac{BA [mg CO_2 g^{-1} (24 h)^{-1}] \times 0,2729}{C_{mic} [mg kg^{-1}] \times 24} \quad (8)$$

hierbei bedeuten: 0,2729 = Umrechnungsfaktor (1 mg CO_2 entspr. 0,2729 mg CO_2-C)
 24 = Reduktion des Wertebezuges von 24 h auf 1 h

3.3.3.3 L-Asparaginase- und L-Glutaminaseaktivität (LAA und LGA)

Bei den ermittelten Enzymaktivitäten handelt es sich um potentielle Aktivitätsparameter. Sowohl die L-Asparaginaseaktivität (EC 3.5.1.1; LAA) als auch die L-Glutaminaseaktivität (EC 3.5.1.2; LGA) wurde anlehnend nach den von FRANKENBERGER & TABATABAI (1991 b und c) beschriebenen Methoden bestimmt.

Nach erfolgter Einwaage von 5 g konditioniertem (vgl. 3.2.2.1) Boden in 100 ml Erlenmeyerkolben, wurden 0,2 ml Toluol und 9 ml THAM-Puffer (geeicht auf pH = 10) hinzugegeben und durch Schwenken der Gefäße gemischt. Anschließend erfolgte die Zugabe von 1 ml 0,5 M L-Asparagin- bzw. L-Glutamin-Lösung. Nach nochmaligem Durchmischen wurden die Kolben verschlossen und 2 h bei 37 °C im Brutschrank inkubiert. Danach wurde die Enzymreaktion durch die Zugabe von ca. 20 ml KCl-Ag₂SO₄-Lösung gestoppt. Anschließend wurden die Kolben bis zu einem Gesamtvolumen von 50 ml mit KCl-Ag₂SO₄-Lösung aufgefüllt. Neben der Vollprobenanalyse wurde für jede Probe eine Kontrollvariante angelegt. Hierzu erfolgte ebenfalls die Einwaage von 5 g konditioniertem Boden der betreffenden Probe. Die Behandlung der Kontrollen erfolgte analog zu den Vollproben, jedoch mit dem Unterschied, daß die L-Asparagin- bzw. L-Glutamin-Lösung erst nach der Zugabe von KCl-Ag₂SO₄-Lösung hinzugefügt wurde. Mittels Dampfdestillation (Dauer jeweils 4 min) eines 20 ml Aliquots der Probe, wurde nach Zugabe von 0,2 g vorgeglühtem MgO der entstandene NH₄⁺-N herausgelöst und in 5 ml Borsäure-Indikator-Lösung aufgefangen. Die Bestimmung der Menge an gebildetem NH₄⁺-N erfolgte durch Titration mit einer 0,0025 M H₂SO₄, unter ständigem Rühren bis zum Farbumschlag von grün auf rot (Titrierapparatur: Titronic 96, Fa. Schott).

Folgende Formel diene zur Berechnung der LAA bzw. LGA:

$$LAA / LGA [\mu g NH_4^+ - N g^{-1} (2 h)^{-1}] = \frac{(VP [ml] - VK [ml]) \times SF \times 2,5 \times 100}{5 [g] \times TS [\%]} \quad (9)$$

hierbei bedeuten: VP = H₂SO₄-Verbrauch der Vollproben
 VK = H₂SO₄-Verbrauch der Kontrollen
 SF = Säurefaktor (1 ml H₂SO₄ entspricht ca. 73 µg N)
 2,5 = Umrechnung von 20 ml Aliquot auf 50 ml Gesamtvolumen
 m = Bodeneinwaage
 100/TS = Trockensubstanzfaktor

3.4 Methoden der Pflanzenanalytik

3.4.1 Trockensubstanz- und Wassergehalt (TS_{phyt} und WG_{phyt})

Nach erfolgter Bestimmung des Frischsubstanzgewichtes wurden die Phytomasseproben in einem Umlufttrockenschrank bei 65 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend erneut gewogen.

Die Berechnung des Trockensubstanzgehaltes (TS_{phyt}) erfolgte über den Gewichtsverlust nach Gleichung 10.

$$TS_{\text{phyt}} [\%] = \frac{\text{Trockengewicht der Phytomasse [g]}}{\text{Frischgewicht der Phytomasse [g]}} \times 100 \quad (10)$$

Hieraus läßt sich gemäß Gleichung 11 der Wassergehalt (WG_{phyt}) ableiten.

$$WG_{\text{phyt}} [\%] = 100 - TS_{\text{phyt}} \quad (11)$$

Durch Bezugnahme auf die Fläche der Beprobungspunkte wurde mit Hilfe des TS_{phyt} der oberirdische Trockenmassevorrat ermittelt .

3.4.2 Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff (C_{phyt} und N_{phyt})

Zur Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenstoff (C_{phyt}) und Stickstoff (N_{phyt}) in der oberirdischen Phytomasse wurde gemahlenes ($\leq 0,08$ mm) Pflanzenmaterial im Heißluftstrom eines CNS-Analysators (Fa. Heraeus) vollständig verbrannt. Unter Berücksichtigung der Einwaage erfolgte die Berechnung des prozentualen C_{phyt} - bzw. N_{phyt} -Gehaltes. Durch Multiplikation der Werte mit dem Faktor 10 wurden die Gehalte in g C_{phyt} / N_{phyt} kg⁻¹ Pflanzenmasse umgerechnet.

Die Vorräte an C_{phyt} und N_{phyt} entsprechen dem Produkt aus Trockenmassevorrat und den jeweiligen C_{phyt} - und N_{phyt} -Gehalten.

3.5 Methoden der Sicker- und Niederschlagswasseranalytik

3.5.1 Azidität des Sicker- und Niederschlagswassers ($\text{pH-Wert}_{\text{Perk.}}$ und $\text{pH-Wert}_{\text{NS}}$)

Sowohl der $\text{pH}_{\text{Perk.}}$ - als auch der pH_{NS} -Wert wurde elektrometrisch mittels Glaselektrode (pH-Meter 320, Fa. Mettler Toledo) ermittelt. Während das zur Analyse gelangte Perkolat bereits durch die Keramikköpfe der Saugkerzen filtriert wurde, erfolgte die Messung des pH_{NS} -Wertes an nicht filtriertem Niederschlagswasser.

3.5.2 Gelöster Gesamtkohlenstoff des Sicker- und Niederschlagswassers ($\text{DC}_{\text{Perk.}}$ und DC_{NS})

Die Messung der Konzentrationen an gelöstem Gesamtkohlenstoff des Sicker- und Niederschlagswassers ($\text{DC}_{\text{Perk.}}$ und DC_{NS}) erfolgte an einem CN-Analysator (Fa. Jena Analytik). Zur Bestimmung der DC_{NS} -Konzentration wurde ein Teil des filtrierten Niederschlagswassers verwendet (vgl. 3.2.2.3).

3.5.3 Gelöste Stickstofffraktionen des Sicker- und Niederschlagswassers ($\text{DN}_{\text{Perk.}}$, $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ und $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$; DN_{NS} , DON_{NS} und DIN_{NS})

Die Bestimmung der gelösten Gesamtstickstoffkonzentrationen des Sicker- und Niederschlagswassers ($\text{DN}_{\text{Perk.}}$ und DN_{NS}) wurde entsprechend der Kohlenstoffmessung an einem CN-Analysator (Fa. Jena Analytik) durchgeführt (vgl. 3.5.2).

Mittels Subtraktion der mineralischen Stickstoffkonzentrationen des Sicker- und Niederschlagswassers ($\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ und DIN_{NS}) vom $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ bzw. DN_{NS} erfolgte die Berechnung des gelösten organischen Stickstoffs ($\text{DON}_{\text{Perk.}}$ und DON_{NS}).

$\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ und DIN_{NS} setzen sich aus der Summe der jeweiligen Konzentrationen an Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{Perk.}}$ und $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{NS}}$) und Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{Perk.}}$ und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{NS}}$) zusammen. Analog zu den Bodenanalysen (vgl. 3.3.2.3.2 und 3.3.2.3.3) erfolgte keine gesonderte Berücksichtigung des Anteils an Nitritstickstoff ($\text{NO}_2^-\text{-N}$).

Die Konzentrationen des $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{Perk.}}$ und $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{NS}}$ wurden photometrisch ($\lambda = 540 \text{ nm}$) an einem Continuous-Flow Autoanalysator (Fa. Skalar) ermittelt. Zur Analyse des Niederschlagswassers wurde ein Aliquot des zuvor erzeugten Filtrates herangezogen (vgl. 3.2.2.3).

Parallel zur Bestimmung des $\text{NH}_4^+\text{-N}$ erfolgte die Messung der $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{Perk.}}$ - und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{NS}}$ -Konzentrationen. Die angewandte Wellenlänge betrug hier jedoch 660 nm .

Die Berechnung der C- und N-Einträge des Niederschlages wurde anhand der in Kapitel 2.2 dargestellten Wetterdaten vorgenommen. Die Kalkulation der über das Sickerwasser stattgefundenen C- und N-Austräge erfolgte mit Hilfe des Simulationsmodells CANDY (vgl. 4.5).

3.6 Statistische Analysen

Zur Überprüfung bzw. Aufdeckung signifikanter Zusammenhänge und Unterschiede zwischen den einzelnen Merkmalsvariablen erfolgte eine statistische Auswertung aller im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Datensätze. Im folgenden werden die angewendeten statistischen Analyseverfahren vorgestellt und allgemeine Hinweise zur inhaltlichen Interpretation der Ergebnisse gegeben. Die wichtigsten Resultate wurden tabellarisch zusammengefaßt und sind im Anhang dargestellt. Ihre Berechnung erfolgte unter Anwendung der Softwareprogramme SPSS®, Version 11.5.1 (Fa. SPSS) und STATISTICA®, Version 6.1 (Fa. Statsoft).

3.6.1 Kolmogorov-Smirnov-Test

Mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests wurde überprüft, ob die Verteilungen der erhobenen Boden- und Phytomassedaten signifikant von einer Normalverteilung abweichen. Hierbei galten die getesteten Merkmalsvariablen als hinreichend normalverteilt, wenn das berechnete Signifikanzniveau P einen geringeren Wert als 0,05 annahm. Getestet wurden die Datensätze getrennt nach den Versuchsvarianten, bezüglich der Bodenparameter auch unter Einbeziehung aller Nutzungsformen (Tab. A15 und A133). Bei separater Betrachtung konnten die Merkmalsvariablen überwiegend als normalverteilt angesehen werden. Hingegen war bei deren Zusammenfassung, aufgrund der unterschiedlichen Nutzungsintensitäten, des öfteren keine statistische Absicherung dieser Verteilungsform möglich.

Für viele statistische Verfahren ist die Normalverteilung der Merkmalsvariablen eine Voraussetzung zu deren Anwendung. In der Natur ist diese Voraussetzung häufig nicht gegeben, so daß für die Auswertung der ermittelten Daten vorzugsweise nichtparametrische Analysemethoden gewählt wurden. Die dargestellten Ergebnisse (Tab. A15 und A133) des Kolmogorov-Smirnov-Tests rechtfertigen jedoch auch eine Verwendung der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten multivariaten Analyseverfahren, da die getesteten Boden- und Phytomasseparameter weitestgehend als hinreichend normalverteilt betrachtet werden können.

3.6.2 Mann-Whitney-U-Test

Der U-Test nach Mann und Whitney ist ein Rangsummentest zum nichtparametrischen Vergleich zweier unabhängiger Stichproben. Er wurde angewendet, um hinsichtlich der erhobenen Boden- und Phytomassedaten signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten aufzudecken (Tab. A16 bis A20 und A134). Hierbei erfolgte die Auftrennung in drei Signifikanzniveaus ($P \leq 0,05$; $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$).

Der U-Test ist das verteilungsunabhängige Gegenstück zum parametrischen t-Test. Daher sind ihre Interpretationen im wesentlichen identisch, mit dem Unterschied, daß der U-Test auf einer gemeinsamen Rangreihe der Werte beider Stichproben basiert und nicht wie Letzterer auf der Grundlage der Mittelwerte berechnet wird. Unter den nichtparametrischen Tests für zwei unabhängige Stichproben gilt der U-Test als mächtigste Alternative zum t-Test. Ordinal-, intervall- oder verhältnisskalierte Daten, voneinander unabhängige Stichproben sowie eine gleiche Verteilungsform der Grundgesamtheiten sind die Voraussetzungen zur Durchführung eines U-Tests. Diese Bedingungen wurden von den getesteten Parametern als erfüllt angesehen.

3.6.3 Wilcoxon-Test

Werden Messungen der gleichen Merkmalsvariable zu verschiedenen Zeitpunkten durchgeführt, liegen abhängige Stichproben vor. Demzufolge bestehen auch zwischen den Datensätzen aufeinanderfolgender Beprobungstermine Abhängigkeiten. Zum nichtparametrischen Vergleich zweier verbundener Stichproben wird üblicherweise der Wilcoxon-Test angewendet. Er basiert auf einer Rangreihe der absoluten Wertepaardifferenzen. Unter Nutzung dieses Tests wurde überprüft, ob die analysierten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Bodenparameter während der Untersuchungsperiode statistisch signifikant zu- oder abgenommen haben. Hierbei erfolgte neben dem Vergleich der jeweils aufeinanderfolgenden Probenahmetermine sowohl die Überprüfung des jahreszeitlichen Aspektes als auch eine Gegenüberstellung von Erst- und Endinventur. Die erhobenen Daten wurden für jede Versuchsvariante unabhängig voneinander getestet (Tab. A22 bis A29).

Definitionsgemäß sind zwei Stichproben dann voneinander abhängig, wenn jedem Wert der einen Stichprobe auf sinnvolle und eindeutige Weise genau ein Wert der anderen Stichprobe zugeordnet werden kann. Die Zuordnung einzelner Beprobungspunkte unterschiedlicher Entnahmetermine hätte aufgrund des flächenbezogenen Probenahmesystems jedoch zu Fehlinterpretationen der Testergebnisse führen können. So war nicht auszuschließen, daß Schwankungen der analysierten Bodenparameter, die auf der natürlich bedingten Inhomogenität des Bodens beruhen, im Zeitverlauf als vermeintlich stattgefundene Zu- oder Abnahmen gewertet werden. Um dennoch auf eine gemeinsame Stichprobenbasis zu gelangen, erfolgte die parzellenweise Mittlung der Analysedaten. Wegen des hierdurch bedingten reduzierten Stichprobenumfangs ($n = 6$), konnte lediglich bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % getestet werden.

Neben dem Vorhandensein verbundener Stichproben sollen die Grundgesamtheiten – analog zum Mann-Whitney-U-Test – die gleiche Verteilungsform aufweisen, sowie die Daten mindestens ordinalskaliert sein. Diese Voraussetzungen wurden durch die getesteten Datensätze erfüllt.

3.6.4 Korrelation nach Spearman

Um bestehende Abhängigkeiten zwischen den verschiedenen gemessenen Parametern aufzudecken, wurden Korrelationsanalysen durchgeführt. Die hierbei berechneten Korrelationskoeffizienten sind ein Maß für die Stärke des Zusammenhangs. Sie können Werte zwischen -1 (negativ-linearer oder gegenläufiger Zusammenhang) und $+1$ (positiv-linearer oder gleichläufiger Zusammenhang) annehmen. Je näher ihr Betrag bei 0 liegt, desto schwächer sind die Wechselbeziehungen zwischen den Variablenpaaren. Ob ein Korrelationskoeffizient als signifikant von 0 charakterisiert werden kann, hängt in beträchtlichem Maße vom Stichprobenumfang ab. Bei großen Datensätzen erfolgt schon bei kleinen Korrelationskoeffizienten die Angabe eines signifikanten Zusammenhangs, was Fehleinschätzungen zur Folge haben kann.

Da der häufig verwendete parametrische Maßkorrelationskoeffizient nach Pearson ausschließlich zur Aufdeckung linearer Beziehungen geeignet ist, wurde im Rahmen dieser Arbeit auf den verteilungsunabhängigen Spearmanschen Rangkorrelationskoeffizienten (r_s) zurückgegriffen. Dieser kann zum einen bereits bei ordinalskalierten Daten angewendet werden, zum anderen wird kein linearer Zusammenhang vorausgesetzt. Es genügt Mono-

tonie. Unter Monotonie einer Funktion ist zu verstehen, daß diese im gesamten Kurvenverlauf entweder nur ansteigt (monoton wachsend) oder nur abfällt (monoton fallend). Bei der Berechnung des Rangkorrelationskoeffizienten wird aus den Stichprobenwerten einer Meßreihe eine Rangwertreihe gebildet und den Meßwerten aufsteigend ihr jeweiliger Rang zugeordnet.

Mit Hilfe des Spearmanschen Rangkorrelationskoeffizienten wurden mögliche Zusammenhänge innerhalb der erhobenen Boden-, Sicker- und Niederschlagswasserdaten ermittelt (Tab. A30 bis A107, A135 und A136). Außerdem erfolgte die Herausstellung von Korrelationen zwischen ausgewählten Bodenparametern und den C- bzw. N-Gehalten der oberirdischen Phytomasse (Tab. A130 und A131). Da die entnommenen Boden- und Pflanzenproben auf der jeweiligen Versuchsparzelle nicht exakt zugeordnet werden konnten, wurden die Analysedaten parzellenweise gemittelt. Hierdurch fand eine Reduzierung des Stichprobenumfanges ($n = 6$) statt. Des weiteren wurde mittels Korrelationsanalyse geprüft, ob die von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur Verfügung gestellten Wetterdaten der Klimastation Köllitsch in Beziehung zum Bodenwassergehalt sowie zu weiteren ausgewählten Bodenparametern der Versuchsfläche standen (vgl. 2.2; Tab. A132). Alle Korrelationsanalysen wurden für jede Versuchsvariante separat durchgeführt.

Die im Anhang dargestellten Korrelationsmatrizen enthalten ausschließlich Korrelationskoeffizienten, die signifikante Zusammenhänge mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von höchstens 5 % aufzeigen. Hierbei erfolgte die Aufgliederung in drei Signifikanzniveaus ($P \leq 0,05$; $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$). Wegen des erheblichen Mehraufwandes wurde auf die Berechnung von partiellen Korrelationskoeffizienten verzichtet. Daher ist das Auftreten von Scheinkorrelationen möglich, die ohne sachlogische Überlegungen zu Fehlinterpretation führen können.

3.6.5 Hauptkomponentenanalyse

Die Untersuchung des Wirkungszusammenhangs zwischen den erhobenen Bodenparametern erfolgte unter Anwendung der Hauptkomponentenanalyse (Tab. A108 bis A116). Durch sie war es möglich, die Vielzahl der zur Verfügung stehenden Merkmalsvariablen auf wenige wichtige Einflußfaktoren, welche als Hauptkomponenten bezeichnet werden, zu reduzieren.

Vor der Durchführung der Hauptkomponentenanalyse wurden die aufgenommenen Datensätze auf Redundanz geprüft. Hierbei wurden Merkmalsvariable, die vollständig durch andere erklärbar sind – sogenannte redundante Variable – erfaßt und im Weiteren von der Analyse ausgeschlossen (Beispiel: TN ist redundant, da durch Summe aus TON und TiN_{KCl} erklärbar). Ferner fanden die heißwasserextrahierbaren mineralischen N-Fractionen (NH_4^+ -N_{hwe} und NO_3^- -N_{hwe}) wegen ihrer Affinität zu den entsprechenden KCl-extrahierbaren N-Parametern keine Berücksichtigung.

Zur Ermittlung der Hauptkomponenten ist es notwendig, die Zusammenhänge zwischen den Ausgangsvariablen meßbar zu machen. Als methodisches Hilfsmittel wird hierzu die Korrelationsrechnung herangezogen. Anhand der Korrelationskoeffizienten können bestehende Abhängigkeiten zwischen Paaren von Variablen erkannt und somit „Variablenbündel“ herauskristallisiert werden. Die Korrelationsmatrix selbst läßt jedoch kein eindeutiges Urteil über die Eignung der Ausgangsdaten für faktoranalytische Zwecke zu. Mit Hilfe des

Kaiser-Meyer-Olkin-Kriteriums wurde daher überprüft, welche der zur Verfügung stehenden Bodenparameter sinnvoll in die Hauptkomponentenanalyse einzubeziehen sind. Auf Grundlage dieses Prüfmaßes erfolgte der Ausschluß des metabolischen Quotienten ($q\text{CO}_2$). Um eine Vergleichbarkeit der Analysen zu gewährleisten, wurde bei einigen Beprobungsterminen, trotz eines niedrigen Kriteriumwertes einzelner Parameter, auf das „Entfernen“ weiterer Merkmalsvariablen verzichtet. Neben der Beurteilung einzelner Merkmalsvariable erlaubte das Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium auch eine Überprüfung der gesamten Korrelationsmatrix, deren Resultate den Tabellen A108 bis A116 zu entnehmen sind. Das Kriterium kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei durch $< 0,5$ eine schlechte, $\geq 0,5$ eine mäßige und $\geq 0,7$ eine gute Eignung prognostiziert wird.

Die Extraktion der Hauptkomponenten erfolgte unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums. Danach ist die Zahl der zu extrahierenden Hauptkomponenten gleich der Zahl der Hauptkomponenten mit Eigenwerten > 1 . Die errechneten Eigenwerte wurden in den Anhangstabellen A108 bis A116 dargestellt. Sie entsprechen der Summe der quadrierten Faktorladungen einer Hauptkomponente über alle Merkmalsvariable und beschreiben somit den erklärten Varianzbeitrag ($s^2_{\text{erkl.}}$) einer Hauptkomponente im Hinblick auf die Varianz aller Merkmalsvariablen.

Die berechneten Faktorladungen wurden zur Verbesserung ihrer Aussagekraft mit Hilfe der Varimax-Rotation verändert. Sie sind – ähnlich wie Korrelationskoeffizienten – als Maßgrößen für den Zusammenhang zwischen Bodenparametern und Hauptkomponenten zu verstehen. Hierbei gelten Merkmalsvariable, deren Faktorladungen $\geq 0,5$ sind, mit der entsprechenden Hauptkomponente als eng zusammenhängend. In den erwähnten Anhangstabellen erfolgte die Eintragung der Bodenparameter nach der Höhe ihrer Faktorladungen, beginnend bei der ersten Hauptkomponente, in absteigender Reihenfolge. Durch die verstärkte Umrahmung der Faktorladungen wird eine schnelle Zuordnung der Merkmalsvariablen zu den jeweiligen Hauptkomponenten ermöglicht. Merkmalsvariable, die bei zwei Hauptkomponenten hohe Ladungen aufzeigten, wurden auch beiden zugewiesen, wobei die Kennzeichnung des geringeren Wertes mittels einer unterbrochenen Rahmung erfolgte.

Um festzustellen, ob sich die Versuchsvarianten hinsichtlich der Hauptkomponenten statistisch signifikant voneinander unterscheiden, wurden unter Anwendung der multiplen Regressionsrechnung für alle Datensätze die Faktorwerte bestimmt. Diese dienten als Grundlage für den im Anschluß der Hauptkomponentenanalyse durchgeführten Mann-Whitney-U-Test (vgl. 3.6.2). Mit dessen Hilfe wurden die Versuchsvarianten innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten miteinander verglichen, wobei die Auftrennung in drei Signifikanzniveaus ($P \leq 0,05$; $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$) erfolgte. Die Resultate des Mann-Whitney-U-Tests zeigen an, ob die Versuchsvarianten bezüglich ihrer Ausprägung auf eine Hauptkomponente signifikant voneinander differierten. Hierdurch kann wiederum abgeleitet werden, bei welchen durch die Hauptkomponenten erklärbaren Varianzbeiträgen nutzungsbedingte Unterschiede eine Rolle spielten.

3.6.6 Diskriminanzanalyse

Die Diskriminanzanalyse ist ein multivariates Verfahren zur Analyse von Gruppenunterschieden. Mit ihrer Hilfe wurde untersucht, ob sich die Versuchsvarianten hinsichtlich der erhobenen Bodenparameter signifikant voneinander unterscheiden bzw. welche dieser Merkmalsvariablen am besten für eine signifikante Trennung der Versuchsvarianten ge-

eignet sind. In den Tabellen A117 bis A129 wurden wichtige Ergebnisse der einzelnen Diskriminanzanalysen dargestellt.

Ähnlich der Hauptkomponentenanalyse erfolgte vorab eine Redundanzprüfung der Merkmalsvariablen. Um so viele Datensätze wie möglich in die statistische Untersuchung einzubeziehen, wurden jedoch nicht prinzipiell bestimmte Bodenparameter ausgeschlossen. Vielmehr erfolgte mit Hilfe des Statistikprogramms bei jeder Analyse erneut die Identifizierung der Ausgangsvariablen, die zu mehr als 99,9 % (Toleranzniveau = 0,001) redundant waren. Für diese wurden im weiteren Analyseverlauf keine Diskriminanzfunktionskoeffizienten ermittelt. Welche der miteinander erklärbaren Bodenparameter nicht in die Analyse aufgenommen wurden, hing hierbei von der Reihenfolge ihrer Eingabe ab.

Da 3 Versuchsvarianten Berücksichtigung fanden, wurden pro durchgeführter Diskriminanzanalyse 2 Diskriminanzfunktionen formuliert. In den Anhangstabellen erfolgte die Angabe wichtiger Kennwerte dieser Funktionen, die hilfreich zur Prüfung ihrer Trennkraft sind. Der Eigenwert γ ist als Maximalwert des Diskriminanzkriteriums definiert und bildet ein Maß für die Güte (Trennkraft) der Diskriminanzfunktionen. Von ihm ableitbar ist der Eigenwertanteil (erklärter Varianzanteil, $s^2_{\text{erkl.}}$). Dieser zeigt an, wie hoch die Varianzaufklärung der jeweiligen Funktion an der durch beide Diskriminanzfunktionen erklärbaren Streuung ist. Als weiteres Gütemaß erfolgte die Angabe des kanonischen Korrelationskoeffizienten (c). Das gebräuchlichste Kriterium zur Prüfung der Diskriminanz bildet das Wilks' Lambda. Da es sich hierbei um ein inverses Gütemaß handelt, zeigen kleinere Werte eine höhere Trennkraft der Diskriminanzfunktion an. Es wurde sowohl für jede Funktion gesondert berechnet (Λ_{uni}) als auch unter Berücksichtigung beider Diskriminanzfunktionen (Λ_{multi}). Die Bestimmung des multivariaten Wilks' Lambda erfolgte dabei durch Multiplikation der univariaten Lambdas. Die Bedeutung von Wilks' Lambda liegt darin, daß es sich in eine probabilistische Variable transformieren läßt und damit Wahrscheinlichkeitsaussagen über die Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten erlaubt. Hierdurch wird eine statistische Signifikanzprüfung der Diskriminanzfunktion ermöglicht. Durch die Transformation erfolgte die Berechnung des χ^2 -Wertes. Dieser Wert nimmt mit kleinerem Lambda zu, so daß ein höheres χ^2 auf eine größere Unterschiedlichkeit der Gruppen hinweist. Mit Hilfe des χ^2 -Wertes konnten Signifikanzniveaus ermittelt werden, die aufzeigen, ob mittels der Diskriminanzfunktionen eine signifikante Unterscheidung der Versuchsvarianten möglich ist. Analog zum Wilks' Lambda erfolgte die Angabe der χ^2 -Werte und Signifikanzniveaus sowohl für jede Funktion getrennt (χ^2_{uni} und P_{uni}) als auch für beide Diskriminanzfunktionen zusammen (χ^2_{multi} und P_{multi}).

Des weiteren wurde die Wichtigkeit der einzelnen Bodenparameter in der Diskriminanzfunktion beurteilt. Um deren Trennfähigkeit isoliert voneinander zu überprüfen, wurde für jede Merkmalsvariable das entsprechende Wilks' Lambda (Λ) ermittelt. Außerdem erfolgte für jeden Bodenparameter unter Anwendung einer einfachen Varianzanalyse die Berechnung des Signifikanzniveaus (P). Infolge möglicher Interdependenz zwischen den Merkmalsvariablen ist jedoch eine univariate Prüfung nicht ausreichend. Daher wurden für jeden Bodenparameter die standardisierten Diskriminanzfunktionskoeffizienten (D_{F1} und D_{F2}) bestimmt. Diese bilden die Basis für eine multivariate Beurteilung der diskriminatorischen Bedeutung einer Merkmalsvariable. Je höher die Beträge der Koeffizienten sind, desto besser sind die Versuchsflächen durch den betreffenden Bodenparameter voneinander zu isolieren. Um die diskriminatorische Bedeutung einer Merkmalsvariable bezüglich aller Diskriminanzfunktionen beurteilen zu können, erfolgte die Bildung der mittleren Diskriminanzfunktionskoeffizienten (D_M), indem die absoluten Werte der einfachen Diskriminanzfunktionskoeffizienten mit dem Eigenwertanteil der betreffenden Diskrimi-

nanzfunktion gewichtet wurden. In den Anhangstabellen sind die Bodenparameter absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert. Mittels eines Streudiagramms erfolgte zur visuellen Verdeutlichung der Gruppentrennung zusätzlich die grafische Darstellung der Diskriminanzfunktion.

An den Klassifizierungsergebnissen kann abgelesen werden, wie viel Prozent der in die Analyse eingegangenen Meßwerte korrekt der dazugehörigen Versuchsvariante zugeordnet wurden. Die Angabe erfolgte hierbei zum einen unter Einbeziehung aller aufgeführten Bodenparameter und zum anderen unter Berücksichtigung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten mittleren diskriminatorischen Bedeutung.

4 Ergebnisse

Sämtliche im Labor ermittelten Daten unterliegen der Meßgenauigkeit der zur Analyse verwendeten Geräte. Durch die Messung von Standard- und Referenzproben wurden analytische Fehler der Meßgeräte minimiert.

4.1 Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

Die Einzelwerte aller erläuterten bzw. dargestellten Ergebnisse der Bodenuntersuchungen basieren auf Doppelbestimmungen und beziehen sich auf die Trockensubstanz des Bodens.

4.1.1 Allgemeines zur grafischen Darstellung

Die grafische Darstellung der Untersuchungsergebnisse erfolgte für die einzelnen Boden- und Phytomasseparameter nach gleichem Muster. Zur besseren und schnelleren Interpretation der Diagramme werden im Folgenden, anhand der Abbildung 4, allgemeingültige Hinweise zu deren Aufbau gegeben.

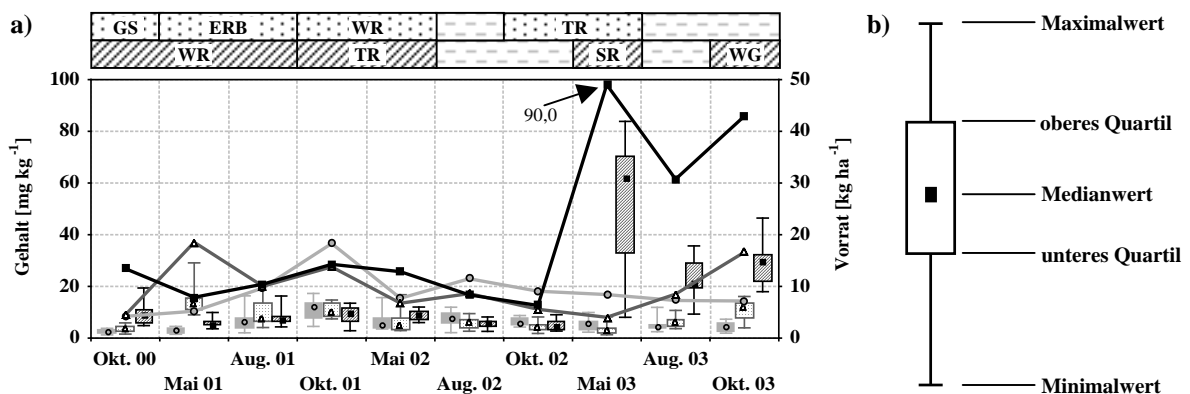



Abb. 4: a) Allgemeingültiges Diagramm zum besseren und schnelleren Verständnis der Ergebnisdarstellung; b) Einzelner Box-Whisker-Plot mit Angabe der ablesbaren statistischen Kennwerte

Um einen direkten Vergleich der verschiedenen Nutzungsintensitäten zu ermöglichen, wurden die Datensätze der 3 Versuchsvarianten zusammen – gruppenweise nach Beprobungszeitpunkt geordnet – in einem Diagramm abgebildet. Die Darstellung der Tiefenstufen erfolgte innerhalb einer Gesamtgrafik in separaten Diagrammen, welche mit a bis d bezeichnet und entsprechend eines Bodenprofils absteigend von 0-10 cm bis 60-100 cm angeordnet wurden. Auf der Abszisse des untersten Diagramms erfolgte die Abtragung der Probenahmetermine.

Für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ erfolgte oberhalb der Grafik, mit Hilfe zweier Balken, die Angabe der beim jeweiligen Beprobungszeitpunkt angebauten Fruchtart. Hierbei sind die Balkenstrukturen wie folgt definiert:

 = Extensiv

 = Intensiv

 = vorübergehend ohne Frucht

Den Fruchtarten wurden folgende Abkürzungen zugewiesen:

ERB = Körnererbsen (*Pisum sativum* L.), GS = Gelbsenf (*Sinapis alba* L.), SR = Sommeraps (*Brassica napus* L.), TR = Wintertriticale (*Triticosecale*), WG = Wintergerste (*Hordeum vulgare* L.), WR = Winterroggen (*Secale cereale* L.).

Bei den C- und N-Fractionen wurden neben den Gehalten auch die Vorräte in die Grafik integriert. Hierbei beziehen sich die mittels Box-Whisker-Plots dargestellten Gehalte auf die Skalenwerte der linken Ordinate, während die Vorräte durch Liniendiagramme repräsentiert werden und mit der rechten Ordinate zu verknüpfen sind (Abb. 4a). Die Box-Whisker-Plots bestehen jeweils aus einer Box, die vom ersten und dritten Quartil (25. bzw. 75. Perzentil) begrenzt wird und in deren Innerem der Medianwert in Form einer variantenspezifischen Markierung abzulesen ist. Ferner zeigen die sogenannten Whisker den kleinsten und größten Wert einer Stichprobe an, wodurch Aussagen zu ihrer Spannweite getroffen werden können (Abb. 4b). Bei den Vorräten erfolgte lediglich die Angabe der Medianwerte, wobei die gewählte Symbolik mit den Medianen der Gehalte übereinstimmt. Um auch geringere Werte korrekt ablesen zu können, weicht in einigen Grafiken die Skalierung der Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm von jener der Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm ab. Bei Vorräten, die einen angemessenen Skalenhöchstwert überschritten, erfolgte an entsprechender Stelle die Angabe eines Zahlenwertes. Da es sich bei den Bodenvorräten um Multiplikatoren der entsprechenden Gehalte handelt, kann die mit Hilfe der Linien aufgezeigte Dynamik zur besseren Visualisierung auch auf die Gehalte übertragen werden. Die in den Abbildungen 24, 26 und 27 dargestellten CO₂-C-Abgabe- und NH₄⁺-N-Umsatzraten sind analog zu den Vorräten zu betrachten.

4.1.2 Ergebnisse der bodenchemischen Untersuchungsgrößen

4.1.2.1 Aktuelle und potentielle Bodenazidität (pH(H₂O)- und pH(CaCl₂)-Wert)

Während des Untersuchungszeitraumes konnten keine prinzipiellen Veränderungen des aktuellen und potentiellen Aziditätsniveaus festgestellt werden. So bewegten sich die medianen pH(H₂O)-Werte – unabhängig der Nutzungsintensität – bis in eine Bodentiefe von 30 cm im Wesentlichen zwischen 5,2 und 5,8 (Abb. 5a und b). Die pH(CaCl₂)-Werte waren im Medianbereich größtenteils um etwa 0,6 bis 0,9 Einheiten niedriger und variierten in gleicher Tiefe von 4,4 bis 4,9 (Abb. 6a und b). Innerhalb dieser Bodentiefe nahmen unter Brache beide Aziditätskennwerte von 0-10 cm bis 10-30 cm fast ausnahmslos ab, wohingegen die bewirtschafteten Versuchsvarianten keinen eindeutigen tiefenstufenbezogenen Trend aufwiesen. Im Boden der intensiv bewirtschafteten Parzellen wurden des öfteren sogar, insbesondere hinsichtlich der pH(H₂O)-Werte, Zunahmen registriert. Im Laufe der Untersuchungsperiode nahmen die pH-Werte unter Brache sowie im extensiv bewirtschafteten Boden allgemein leicht zu ($P \leq 0,05$), während bezüglich der intensiven Nutzungsvariante keine statistisch signifikanten Aziditätsänderungen zwischen Erst- und Endinventur nachgewiesen werden konnten (vgl. Tab. A22). Im Hinblick auf die jahreszeitliche Dynamik waren die Versuchsvarianten weitestgehend miteinander vergleichbar.

Unterhalb 30 cm nahm sowohl die aktuelle als auch die potentielle Bodenazidität mit zunehmender Bodentiefe ab. In der Tiefenstufe 60-100 cm schwankten die medianen pH(H₂O)-Werte zwischen 5,8 und 6,2, während die Werte der potentiellen Bodenazidität um etwa 0,5 bis 1,0 Einheiten geringer waren. Im Boden der Tiefenstufe 30-60 cm wurden zum Teil niedrigere pH-Werte als in 10-30 cm Bodentiefe festgestellt. Von Mai 2002 bis

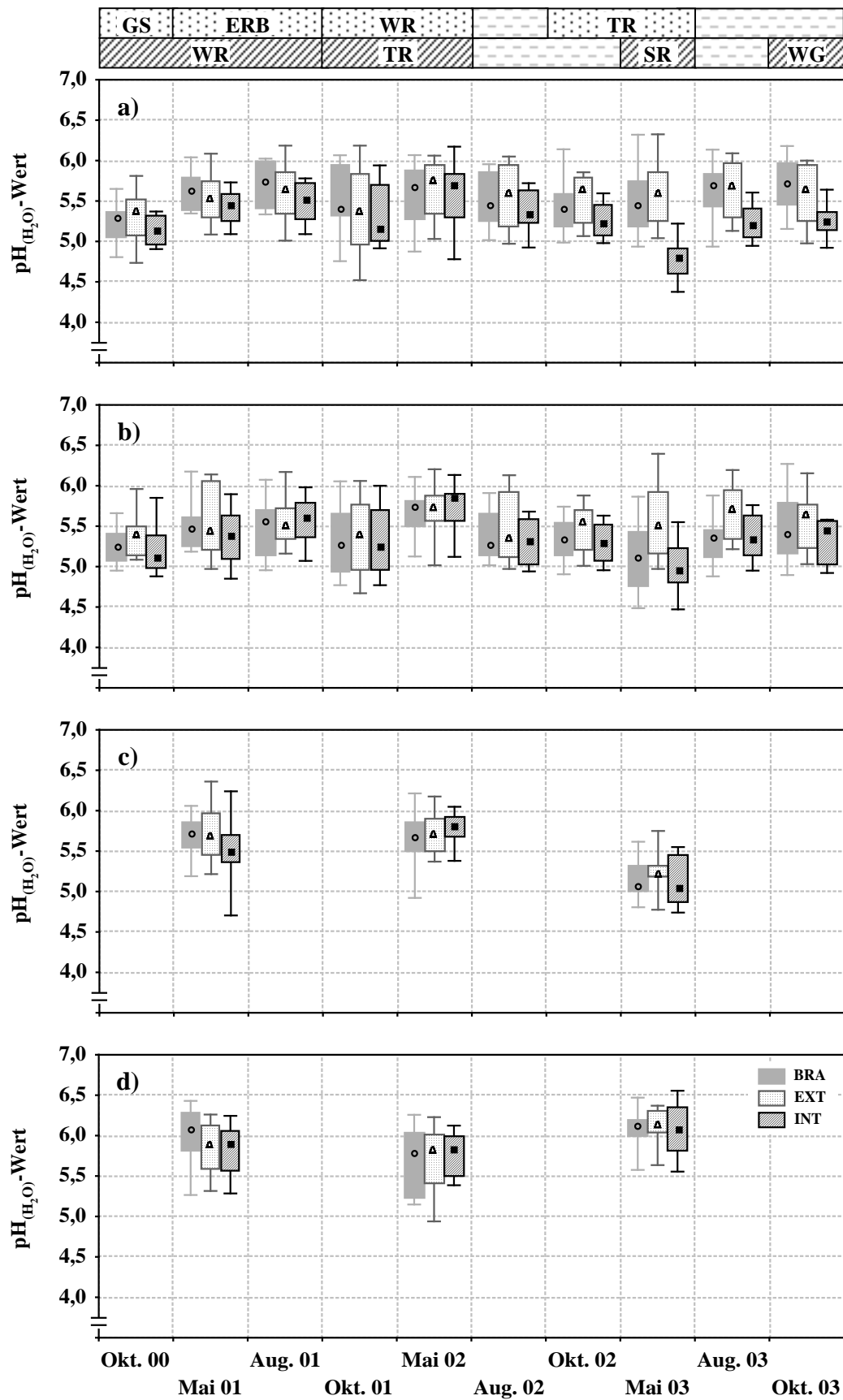


Abb. 5: pH(H₂O)-Werte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in **a)** 0-10 cm, **b)** 10-30 cm, **c)** 30-60 cm und **d)** 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

Mai 2003 nahmen im Boden aller Versuchsvarianten die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte in der Tiefenstufe 30-60 cm signifikant ab ($P \leq 0,05$), wohingegen in 60-100 cm Tiefe eine Zunahme zu verzeichnen war. Letztere konnte im intensiv bewirtschafteten Boden jedoch nicht statistisch nachgewiesen werden (vgl. Tab. A25). Die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte verhielten sich in der Tiefenstufe 30-60 cm analog zu den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten, nahmen aber im Gegensatz zu denen in 60-100 cm Tiefe nicht signifikant zu.

Im dargestellten Untersuchungszeitraum zeichnete sich mit steigender Bewirtschaftungsintensität eine allgemeine Zunahme der aktuellen Bodenazidität ab. So waren vor allem ab Oktober 2002 die ermittelten $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte unter Brache und extensiver Nutzung signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) höher als bei intensiver Bewirtschaftung (Abb. 5; vgl. Tab. A16). Im Mai 2003 traten diese nutzungsbedingten Unterschiede am prägnantesten in Erscheinung, da der einen Monat zuvor applizierte Ammonsulfatsalpeter (ASS)-Dünger (vgl. Tab. 3) wegen des geringen Bedeckungsgrades und des mangelnden Niederschlages unzureichend aufgenommen bzw. abgeführt werden konnte. Speziell in der Tiefenstufe 0-10 cm waren die durch mineralische N-Düngemittel verursachten Versauerungserscheinungen deutlich zu erkennen. Demgemäß betrug der mediane $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert des intensiv genutzten Bodens in diesem Monat hier nur 4,8 (Abb. 5a). Zwischen Brache und extensiver Nutzung differierte die aktuelle Bodenazidität unwesentlich. Lediglich in der Tiefenstufe 10-30 cm hoben sich im Mai und August 2003 die unter extensiver Bewirtschaftung bestimmten $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte mit signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,01$) höheren Beträgen von denen der anderen Versuchsvarianten ab (vgl. Tab. A16). Unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Nutzungsformen festgestellt.

Hinsichtlich der nutzungsbedingten Differenzen zeigten die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte enge Parallelen zu den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten auf (Abb. 5 und 6). Statistisch signifikante Unterschiede ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,01$) konnten jedoch ausschließlich im Mai 2003 nachgewiesen werden. Hier grenzte sich in 0-10 cm Tiefe der intensiv bewirtschaftete Boden ebenfalls deutlich von den anderen Versuchsvarianten ab (vgl. Tab. A16).

In den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm wiesen unter Brache beide Aziditätskennwerte zu zahlreichen Beprobungsterminen signifikante negative Korrelationen zum WG auf ($r_s = -0,61^*$ bis $-0,86^{***}$; vgl. Tab. A30 bis A89). Diese Beziehungen spiegelten sich ebenso in den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalysen wider, wo die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ - und $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte des öfteren gemeinsam mit dem WG in einer Hauptkomponente auftraten (vgl. Tab. A108 bis A114). Im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten waren diese Beziehungen allgemein schwächer ausgeprägt und seltener statistisch zu hintermauern.

Ferner wurden unter Brache und extensiver Nutzung häufig negative Korrelationen ($r_s = -0,59^*$ bis $-0,94^{***}$) zu den NH_4^+ -N-Fraktionen festgestellt, wohingegen bezüglich des NO_3^- -N-Gehaltes in geringerem Maße signifikante Wechselwirkungen herausgestellt werden konnten ($r_s = -0,59^*$ bis $-0,81^{**}$; vgl. Tab. A30 bis A89). Im Boden der intensiv genutzten Versuchspartellen wurden zwischen der Bodenazidität und den mineralischen N-Fraktionen deutlich weniger korrelative Beziehungen registriert. Allgemein konnten an den Herbstprobenahmeterminen die meisten Korrelationen zu anderen Bodenparametern aufgezeigt werden.

Im August 2002 sowie Mai 2003 waren den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ - und $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werten in 0-10 cm Bodentiefe eine verstärkte diskriminatorische Bedeutung beizumessen (vgl. Tab. A119 und A120). Die potentielle Bodenazidität eignete sich in gleicher Tiefenstufe überdies bei der Erstinventur zur signifikanten Trennung der Versuchsvarianten (vgl. Tab. A117). Außer-

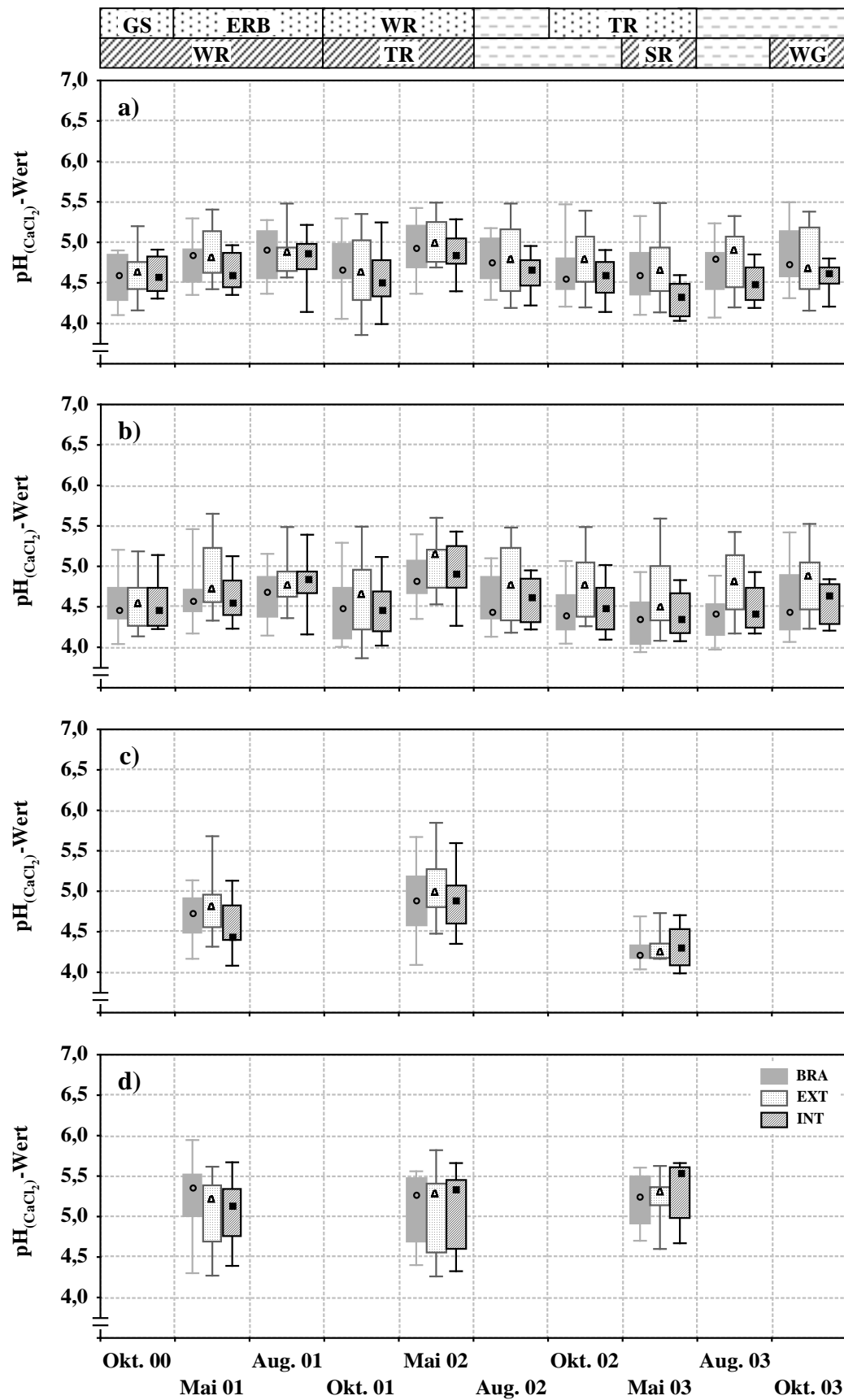


Abb. 6: pH(CaCl₂)-Werte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in **a)** 0-10 cm, **b)** 10-30 cm, **c)** 30-60 cm und **d)** 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

dem trugen im Mai 2003 die pH(H₂O)-Werte in einer Tiefe von 60-100 cm bemerkenswert zu einer Isolierung der verschiedenen Nutzungsformen bei (vgl. Tab A129).

4.1.2.2 Fraktionen des Kohlenstoffkreislaufes

4.1.2.2.1 Organischer Gesamtkohlenstoff (TOC)

In der Tiefenstufe 0-10 cm kristallisierten sich im Laufe der Forschungsperiode bezüglich des TOC-Gehaltes deutliche nutzungsbedingte Unterschiede heraus. So blieben die zu Beginn des Untersuchungszeitraumes unter Brache gemessenen medianen TOC-Gehalte von 8069 mg kg⁻¹ während des dreijährigen Zeitabschnittes annähernd erhalten. Hingegen verringerten sich die TOC-Gehalte des extensiv bzw. intensiv bewirtschafteten Bodens im Medianbereich signifikant ($P \leq 0,05$) von 7275 mg kg⁻¹ bzw. 8349 mg kg⁻¹ im Oktober 2000 auf 6620 mg kg⁻¹ bzw. 7477 mg kg⁻¹ im Oktober 2003 (Abb. 7a; vgl. Tab. A22). Diese zwischen den Versuchsvarianten bestehende Differenz vergrößerte sich seit Oktober 2002 beträchtlich und konnte ab diesem Beprobungstermin statistisch belegt werden ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$; vgl. Tab. A16). Korrespondierend zu den Gehalten verhielten sich die Vorräte. Demgemäß blieb in 0-10 cm Tiefe der TOC-Vorrat im Bracheboden mit 12183 kg ha⁻¹ im Oktober 2000 bis zum Ende des Forschungszeitraumes annähernd auf dem gleichen Niveau. Im Boden der extensiven Bewirtschaftungsform ging der mediane TOC-Vorrat dagegen von 10549 kg ha⁻¹ auf 9599 kg ha⁻¹ zurück, während er im intensiv genutzten Boden von 12106 kg ha⁻¹ auf 10841 kg ha⁻¹ sank (Abb. 7a).

In der Tiefenstufe 10-30 cm wurde bei allen Versuchsvarianten eine Abnahme der TOC-Gehalte bzw. -Vorräte festgestellt, welche im Bracheboden sowie bei intensiver Bewirtschaftung statistisch signifikant war ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A22). Unter Brache kam es hierbei zu einer Verminderung dieser Fraktion um etwa 1700 mg kg⁻¹ auf 5547 mg kg⁻¹ im Oktober 2003. Folglich vergrößerte sich im Laufe der Untersuchungsperiode die Differenz des TOC-Gehaltes zwischen den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm (Abb. 7a und b). Im extensiv bzw. intensiv bewirtschafteten Boden verringerte sich der mediane TOC-Gehalt von 6755 mg kg⁻¹ auf 6077 mg kg⁻¹ bzw. von 7760 mg kg⁻¹ auf 6090 mg kg⁻¹. Speziell in der Bodentiefe 10-30 cm zeichnete sich, unabhängig von der Nutzungsintensität, eine Zerteilung des TOC-Rückgangs ab. So fand nach einem signifikanten ($P \leq 0,05$) Anstieg im August 2002 eine erneute Abnahme dieser Fraktion statt. Zwischen den Versuchsvarianten variierten die Mediangehalte nur unwesentlich, so daß unterhalb 10 cm keine bemerkenswerten Unterschiede registriert wurden (vgl. Tab. A16).

Die medianen TOC-Gehalte in 30-60 cm Tiefe blieben im Boden der extensiven Nutzungsform mit durchschnittlich 1900 mg kg⁻¹ annähernd konstant. Unter Brache sowie intensiver Nutzung wurden zwischen 1500 mg kg⁻¹ und 2000 mg kg⁻¹ ermittelt, wobei jeweils im Mai 2002 die niedrigsten Gehalte bzw. Vorräte auftraten (Abb. 7c). Während sich in der Tiefenstufe 60-100 cm bei schwacher Nutzungsintensität ein bezüglich der zeitlichen Dynamik vergleichbares Bild abzeichnete, sank die TOC-Fraktion unter intensiver Bewirtschaftung ab. Die Medianwerte der TOC-Gehalte schwankten in dieser Bodentiefe insgesamt von 1000 mg kg⁻¹ bis 1400 mg kg⁻¹ (Abb. 7d).

Nutzungs- und tiefenstufenunabhängig wies der TOC im Laufe der Forschungsperiode enge Beziehungen ($r_s = 0,58^*$ bis $1,00^{***}$) zu den TN- und TON-Fraktionen auf. Des weiteren stellten sich bei zahlreichen Beprobungsterminen, in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm, Korrelationen ($r_s = 0,60^*$ bis $0,91^{***}$) zur TOC_{hwe}-Fraktion heraus. Aufgrund

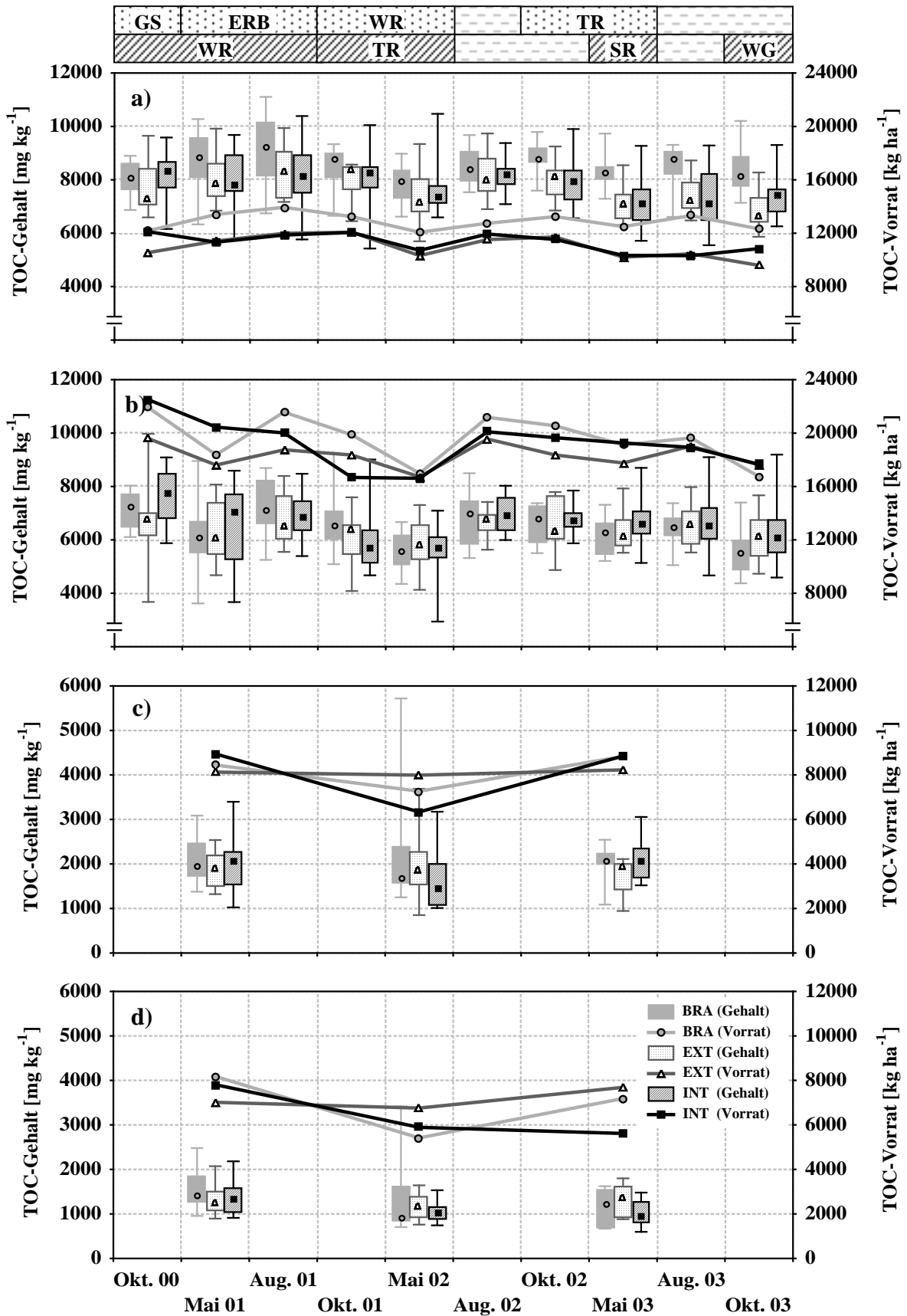


Abb. 7: TOC-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

deren starker korrelativen Bindung zum TON_{hwe} -Gehalt, kristallisierten sich ebenfalls signifikante Wechselwirkungen ($r_s = 0,60^*$ bis $0,95^{***}$; vgl. Tab. A30 bis A107) zwischen TOC und TON_{hwe} heraus. Unter intensiver Nutzung waren diese Bindungen am häufigsten festzustellen. Durch die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse wurden die aufgezeigten Zusammenhänge unterstrichen. So gehörten die TOC-, TON- und TOC_{hwe} - bzw. TON_{hwe} -Fraktionen fast ausnahmslos der gleichen Hauptkomponente an (vgl. Tab. A108 bis A116). Die Tatsache, daß es sich hierbei überwiegend um die erste Hauptkomponente handelte, macht deutlich, daß durch die erwähnten C- und N-Parameter ein hoher Varianzbeitrag, im Hinblick auf die Varianz aller Bodenparameter, beschrieben wird.

Während der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes hob sich innerhalb dieser Hauptkomponente der Bracheboden, in 0-10 cm Tiefe, bezüglich der errechneten Faktorwerte des öfteren signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) von den anderen Nutzungsformen ab. Hierbei war die Brachevariante gegenüber der ersten Hauptkomponente vergleichsweise überdurchschnittlicher ausgeprägt als die extensiv bzw. intensiv bewirtschafteten Versuchsvarianten. Am Beispiel der Probenahme August 2003 wurde dies in Abbildung 8 grafisch veranschaulicht.

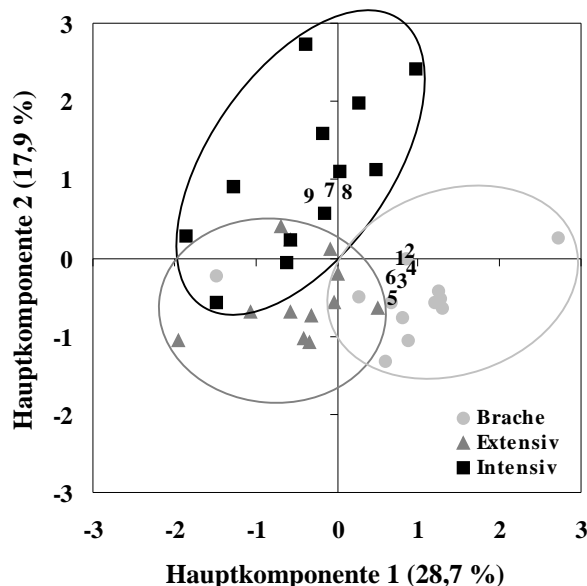


Abb. 8: Nutzungsspezifische Darstellung der Faktorwerte für die Hauptkomponenten 1 und 2, ausgehend von den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse für August 2003, in 0-10 cm Bodentiefe (vgl. Tab. A110c); die im Diagramm enthaltenen Ziffern symbolisieren die Faktorladungen der mit den Hauptkomponenten 1 und 2 eng zusammenhängenden Merkmalsvariablen:
für HK 1: 1 = TOC, 2 = TON, 3 = TOC_{hwe} ,
4 = TON_{hwe} , 5 = N_{mic} , 6 = LGA;
für HK 2: 7 = TON_{KCl} , 8 = $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{KCl}}$,
9 = $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{KCl}}$

Für die allgemeine Differenzierung der Versuchsvarianten wurde der TOC-Gehalt als ungeeignet eingeschätzt. Lediglich im Oktober 2001 konnte ihm in 0-10 cm Bodentiefe eine hohe diskriminatorische Bedeutung beigemessen werden (vgl. Tab. A118b).

4.1.2.2.2 Heißwasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{hwe})

Hinsichtlich ihrer zeitlichen Entwicklung wiesen die TOC_{hwe} -Gehalte bzw. -Vorräte klare Analogien zur TOC-Fraktion auf (vgl. Abb. 7 und 9). In der Tiefenstufe 0-10 cm wurden unter Brache wesentlich höhere TOC_{hwe} -Werte als im Boden der anderen Bewirtschaftungsformen ermittelt. Diese Differenzen waren zum überwiegenden Teil statistisch belegbar ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$; vgl. Tab. A16). Der mediane TOC_{hwe} -Gehalt betrug im Oktober 2000 unter Brache 492 mg kg^{-1} . Während dieser Anfangswert im Laufe der Forschungsperiode auf einem annähernd gleichen Niveau blieb, zeichnete sich im Boden der

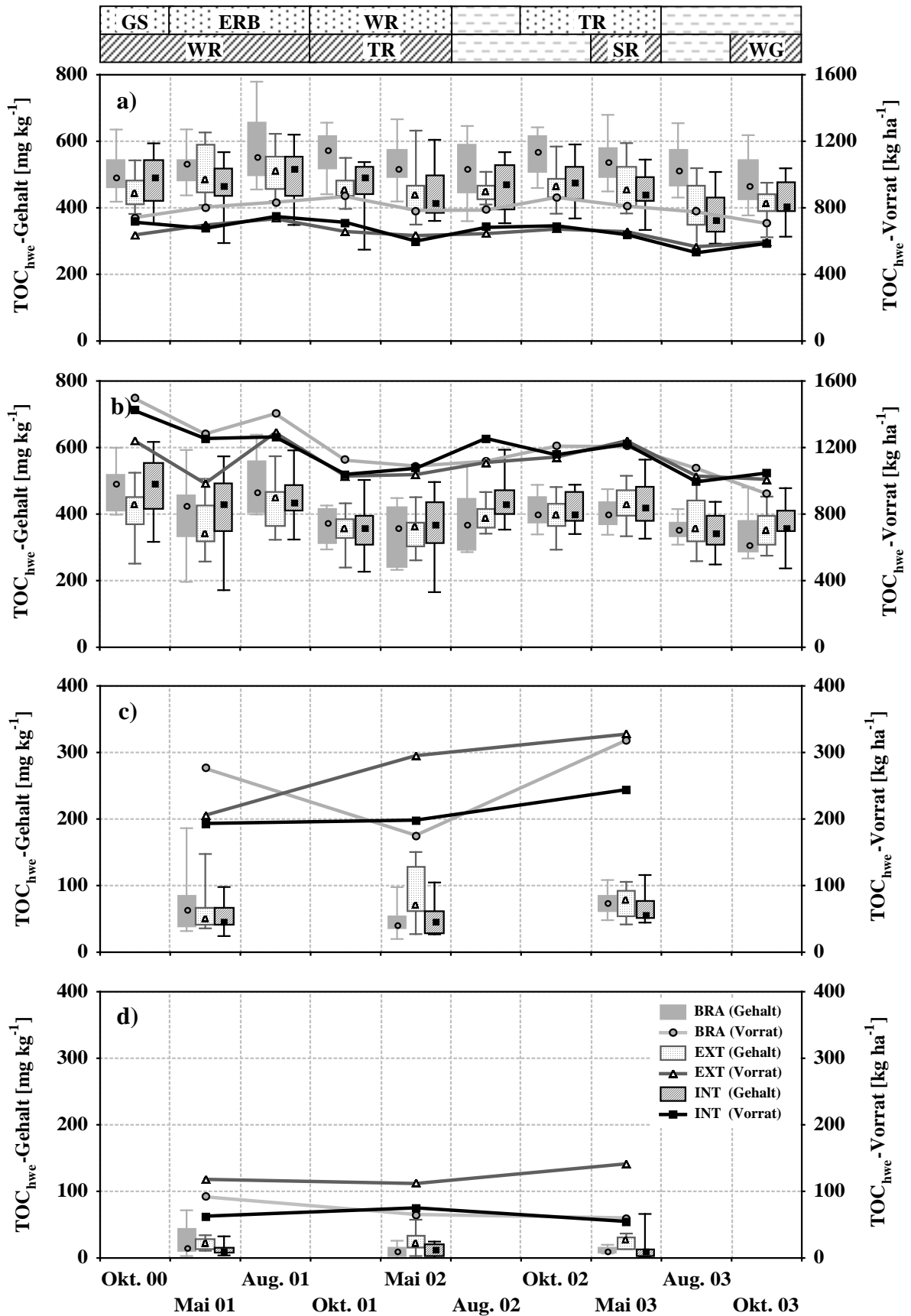


Abb. 9: TOC_{hve}-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

extensiv und intensiv genutzten Parzellen ein signifikant ($P \leq 0,05$) rückläufiger Trend ab (vgl. Tab. A22). So sank der TOC_{hwe} -Gehalt bei extensiver Bewirtschaftung im Medianbereich von 440 mg kg^{-1} auf 411 mg kg^{-1} , und nahm im Boden der intensiv genutzten Variante sogar von 492 mg kg^{-1} auf 404 mg kg^{-1} ab. Hierdurch kam es in dieser Bodentiefe zu einer Aufweitung des Gehaltsunterschiedes zwischen Brache auf der eine Seite und den bewirtschafteten Versuchsvarianten auf der anderen Seite (Abb. 9a). Zwischen Letzteren konnten im Verlauf der Untersuchungen keine statistisch signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden. Die TOC_{hwe} -Vorräte verhielten sich entsprechend der Gehalte. Unter Brache variierte der mediane TOC_{hwe} -Vorrat in 0-10 cm Tiefe von 706 kg ha^{-1} im Oktober 2003 bis 868 kg ha^{-1} im Oktober 2001. Hingegen wurden im extensiv genutzten Boden lediglich Werte zwischen 566 kg ha^{-1} im August 2003 und 734 kg ha^{-1} im August 2001 ermittelt. In den gleichen Monaten bewegte sich der TOC_{hwe} -Vorrat bei intensiver Bewirtschaftung zwischen 530 kg ha^{-1} und 748 kg ha^{-1} an (Abb. 9a).

In 10-30 cm Bodentiefe unterschieden sich die 3 Versuchsvarianten bezüglich des TOC_{hwe} -Gehaltes nicht signifikant voneinander (vgl. Tab. A16). Unter Berücksichtigung der gesamten Untersuchungsperiode wurde hier variantenübergreifend eine deutliche ($P \leq 0,05$) Abnahme dieser C-Fraktion registriert (vgl. Tab. A22). Mit einem Rückgang von 495 mg kg^{-1} auf 305 mg kg^{-1} verminderte sich der TOC_{hwe} -Gehalt im Bracheboden am drastischsten, was – ähnlich dem TOC – zu einer Vergrößerung der Gehaltsdifferenz zwischen den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm führte. Die medianen TOC_{hwe} -Vorräte lagen zwischen 984 kg ha^{-1} (Mai 2001 bei extensiver Bewirtschaftung) und 1904 kg ha^{-1} (Oktober 2000 unter Brache), wobei sich die nutzungsbedingten Differenzen im Laufe der Untersuchungszeit verringerten (Abb. 9b).

Unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm wies der extensiv bewirtschaftete Boden die durchschnittlich höchsten TOC_{hwe} -Gehalte bzw. -Vorräte auf (Abb. 9c und d). Dieser Unterschied war in der Tiefenstufe 60-100 cm am prägnantesten ausgeprägt und konnte im Zeitverlauf zunehmend statistisch abgesichert ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) werden. In 30-60 cm Tiefe wurden hingegen lediglich im Mai 2002 statistische Differenzen nachgewiesen ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,01$; vgl. Tab. A16).

Während des gesamten Forschungszeitraumes zeigte der TOC_{hwe} immer wieder Abhängigkeiten zum WG auf. So konnten – unabhängig von der Nutzungsintensität – in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe enge Korrelationen ($r_s = 0,62^*$ bis $0,92^{***}$; vgl. Tab. A30 bis A89) zwischen diesen Parametern diagnostiziert werden, wobei im intensiv bewirtschafteten Boden solche Wechselbeziehungen häufiger in Erscheinung traten. Außerdem kristallisierten sich in diesen Tiefenstufen, neben den unter 4.1.2.2.1 erwähnten Bindungen zum TOC, nahezu bei jedem Beprobungstermin signifikante Beziehungen ($r_s = 0,64^*$ bis $0,98^{***}$) zum TON_{hwe} heraus. In einer Bodentiefe von 30-100 cm wurden diesbezügliche Korrelationen weniger zahlreich festgestellt. Zum TOC_{KCl} -Gehalt konnten nur vereinzelt statistisch signifikante Zusammenhänge ($r_s = 0,59^*$ bis $0,87^{***}$) nachgewiesen werden. Lediglich unter Brache zeichneten sich ab Mai 2002 in der Tiefenstufe 30-60 cm hochsignifikante Beziehungen ($r_s = 0,94^{***}$ und $0,96^{***}$; vgl. Tab. A93 und A96) ab. Weiterhin konnten sporadisch positive Korrelationen zwischen dem TOC_{hwe} und verschiedenen mikrobiellen und biochemischen Bodenparametern ermittelt werden. Insbesondere stellten sich im Oberboden (0-10 cm und 10-30 cm Tiefe) der intensiv bewirtschafteten Parzellen deutliche Wechselbeziehungen zum N_{mic} ($r_s = 0,59^*$ bis $0,82^{**}$) sowie zur LGA ($r_s = 0,60^*$ bis $0,85^{***}$) heraus (vgl. Tab. A30 bis A89).

Die enge Verbundenheit zwischen der TOC_{hwe} - und TON_{hwe} -Fraktion fand ebenfalls in den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalysen ihren Ausdruck. Folglich konnten die genannten Parameter in allen untersuchten Tiefenstufen der gleichen Hauptkomponente zugeordnet werden. Während die TOC_{hwe} - und TON_{hwe} -Gehalte unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm meist separat eine Hauptkomponente bildeten, waren sie in 0-10 cm und 10-30 cm vor allem mit den entsprechenden TOC- bzw. TON-Frakturen vergesellschaftet (vgl. Tab. A108 bis A116). Wie bereits unter 4.1.2.2.1 erläutert, handelte es sich bei den letztgenannten Tiefenstufen überwiegend um die erste Hauptkomponente, wonach auch der TOC_{hwe} einen hohen Varianzbeitrag, im Hinblick auf die Varianz aller Bodenparameter, beschreibt.

Der TOC_{hwe} -Gehalt besaß bei dem weitaus überwiegenden Teil der Beprobungstermine eine geringe diskriminatorische Bedeutung und war demzufolge – ähnlich wie der TOC – für eine signifikante Trennung der Versuchsvarianten ungeeignet (vgl. Tab. A117 bis A129).

Tab. 5: Prozentualer Anteil des TOC_{hwe} -Gehaltes am TOC-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	6,14	6,09	6,94	6,58	6,73	6,42	6,20	6,65	5,96	5,82
	EXT		5,84	6,04	6,25	5,57	6,17	5,72	5,69	6,35	5,32	5,89
	INT		5,83	5,76	5,88	5,82	5,60	5,72	5,98	6,15	5,07	5,60
10-30	BRA		6,52	6,58	6,56	5,58	6,22	5,78	6,26	6,50	5,61	5,84
	EXT		6,33	5,98	6,47	5,59	6,50	5,79	6,05	6,71	5,50	5,80
	INT		6,29	6,37	6,45	6,24	6,34	6,32	6,04	6,40	5,21	5,68
30-60	BRA			2,97			2,35			3,80		
	EXT			2,96			4,00			4,42		
	INT			2,84			2,89			3,14		
60-100	BRA			1,32			0,89			1,02		
	EXT			1,44			1,63			1,99		
	INT			0,79			1,18			0,92		

In den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm nahm der mediane TOC_{hwe} -Gehalt, ungeachtet der Nutzungsintensität, zwischen 5,07 % und 6,94 % vom TOC ein, wobei unter Brache, speziell in 0-10 cm Tiefe, meist ein höherer prozentualer Anteil ermittelt wurde (Tab. 5). Offensichtliche Trendänderungen im Zeitverlauf zeichneten sich in keiner der Versuchsvarianten ab. Auffällig war jedoch, daß die Anteile des TOC_{hwe} -Gehaltes zum Ende des Untersuchungszeitraumes (August und Oktober 2003) allgemein geringer waren. Unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm wurden deutlich niedrigere Werte festgestellt. So betrug der TOC_{hwe} -Anteil in 30-60 cm lediglich 2,35 % bis 4,42 % und machte in 60-100 cm sogar nur 0,79 % bis 1,99 % des TOC aus (Tab. 5).

4.1.2.2.3 KCl-extrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{KCl})

Bezüglich der TOC_{KCl} -Gehalte konnten in 0-10 cm und 10-30 cm Bodentiefe keine signifikanten Abweichungen zwischen Erst- und Endinventur nachgewiesen werden (vgl. Tab. A22). Während der Untersuchungsphase war diese C-Fraktion jedoch durch beträchtliche Schwankungen gekennzeichnet (Abb. 10). Diese schienen von der Nutzungsform weitestgehend unbeeinflusst zu sein, konnten aber zu einem hohen Anteil auf die Witterungsverhältnisse zurückgeführt werden. So wurden insbesondere in der Tiefenstufe 10-30 cm negative Korrelationen ($r_s = -0,67^*$ und $-0,75^*$; vgl. Tab. A132) zwischen dem

TOC_{KCl}-Gehalt und der Summe des 4 Wochen vor jedem Beprobungstermin gefallenen Niederschlagswassers ermittelt. Demgemäß kam es mit zunehmender Durchfeuchtung des Bodens zu einer Abnahme der TOC_{KCl}-Gehalte bzw. -Vorräte. Der zum Probenahmezeitpunkt vorliegende WG stand im Gegensatz zur Niederschlagssumme allerdings nur selten in negativem korrelativen Zusammenhang mit der TOC_{KCl}-Fraktion.

Bedingt durch diese Änderungen zeichneten sich in der Bodentiefe 10-30 cm zu den Probenahmeterminen Oktober 2000, August 2001 und August 2003 nutzungsübergreifende Maxima ab, wohingegen sich bei extensiver und intensiver Bewirtschaftung im Mai 2001 und August 2002, sowie unter Brache im Mai 2001 und Mai 2002, Minima herauskristallisierten (Abb. 10b). In der Tiefenstufe 0-10 cm war eine ähnliche, jedoch weniger deutlich ausgeprägte Dynamik festzustellen (Abb. 10a).

Vor allem zu Beginn der Forschungsperiode wies der Bracheboden höhere TOC_{KCl}-Gehalte auf als die bewirtschafteten Versuchsvarianten. Statistisch signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,01$; vgl. Tab. A17) waren diese Unterschiede vornehmlich in 0-10 cm Tiefe und in Bezug auf die intensive Nutzungsform. In dieser Tiefenstufe variierten die medianen TOC_{KCl}-Gehalte unter Brache zwischen 13 mg kg^{-1} (Mai 2002) und 31 mg kg^{-1} (Oktober 2000), während in 10-30 cm Tiefe 2 mg kg^{-1} bis 8 mg kg^{-1} niedrigere Werte vorgefunden wurden. Die extensiv bzw. intensiv bewirtschafteten Parzellen beinhalteten hingegen Gehalte zwischen 12 mg kg^{-1} bzw. 9 mg kg^{-1} (August 2002) und 22 mg kg^{-1} bzw. 24 mg kg^{-1} (Oktober 2003), wobei die Unterschiede zwischen den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm insgesamt geringer waren. Unter Einschluß aller Versuchsvarianten bewegten sich die TOC_{KCl}-Vorräte in der obersten Tiefenstufe zwischen 14 kg ha^{-1} und 47 kg ha^{-1} , während in 10-30 cm Tiefe Größenordnungen von 27 kg ha^{-1} bis 76 kg ha^{-1} berechnet wurden (Abb. 10a und b).

Ab einer Tiefe von 30 cm gingen die TOC_{KCl}-Gehalte bei allen Versuchsvarianten drastisch zurück. So schwankten sie in der Tiefenstufe 30-60 cm lediglich von 2 mg kg^{-1} bis 6 mg kg^{-1} und lagen in 60-100 cm Tiefe teilweise unterhalb der Nachweisgrenze. Im Mai 2002 wurden im Vergleich zu den beiden anderen Untersuchungsjahren sowohl unter Brache als auch im extensiv genutzten Boden signifikant ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A26) niedrigere TOC_{KCl}-Gehalte bzw. -Vorräte festgestellt (Abb. 10c und d). Die gleichen Versuchsvarianten hoben sich im Mai 2001, innerhalb 30-60 cm Tiefe, statistisch nachweisbar ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,01$; vgl. Tab. A17) von der intensiv bewirtschafteten Variante ab.

Zu den anderen erhobenen Bodenparametern zeigte der TOC_{KCl}-Gehalt keine systematisch nachvollziehbaren Zusammenhänge auf. Lediglich hinsichtlich des TON_{KCl}-Gehaltes konnten in höherem Maße signifikante Korrelationen ($r_s = 0,61^*$ bis $0,98^{***}$) herausgestellt werden. Diese traten hauptsächlich während der ersten Untersuchungshälfte auf und spielten überwiegend in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm eine Rolle. Außerdem stellten sich oberhalb 30 cm Tiefe in ähnlichem Umfang statistisch belegbare Wechselbeziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,88^{***}$ bzw. $r_s = 0,59^*$ bis $0,87^{***}$) zu der NH_4^+ -N_{KCl}- bzw. NH_4^+ -N_{hwe}-Fraktion heraus (vgl. Tab. A30 bis A89).

Auch im Rahmen der Hauptkomponentenanalysen deuteten sich – ebenfalls vor allem im ersten Forschungsabschnitt – sowohl in 0-10 cm als auch in 10-30 cm Tiefe, des öfteren Abhängigkeiten zum TON_{KCl}-Gehalt an (vgl. Tab. A108 bis A114).

Bei nahezu allen Beprobungsterminen konnte dem TOC_{KCl}-Gehalt nur eine geringe diskriminatorische Bedeutung beigeordnet werden, wodurch dieser – analog den TOC- und

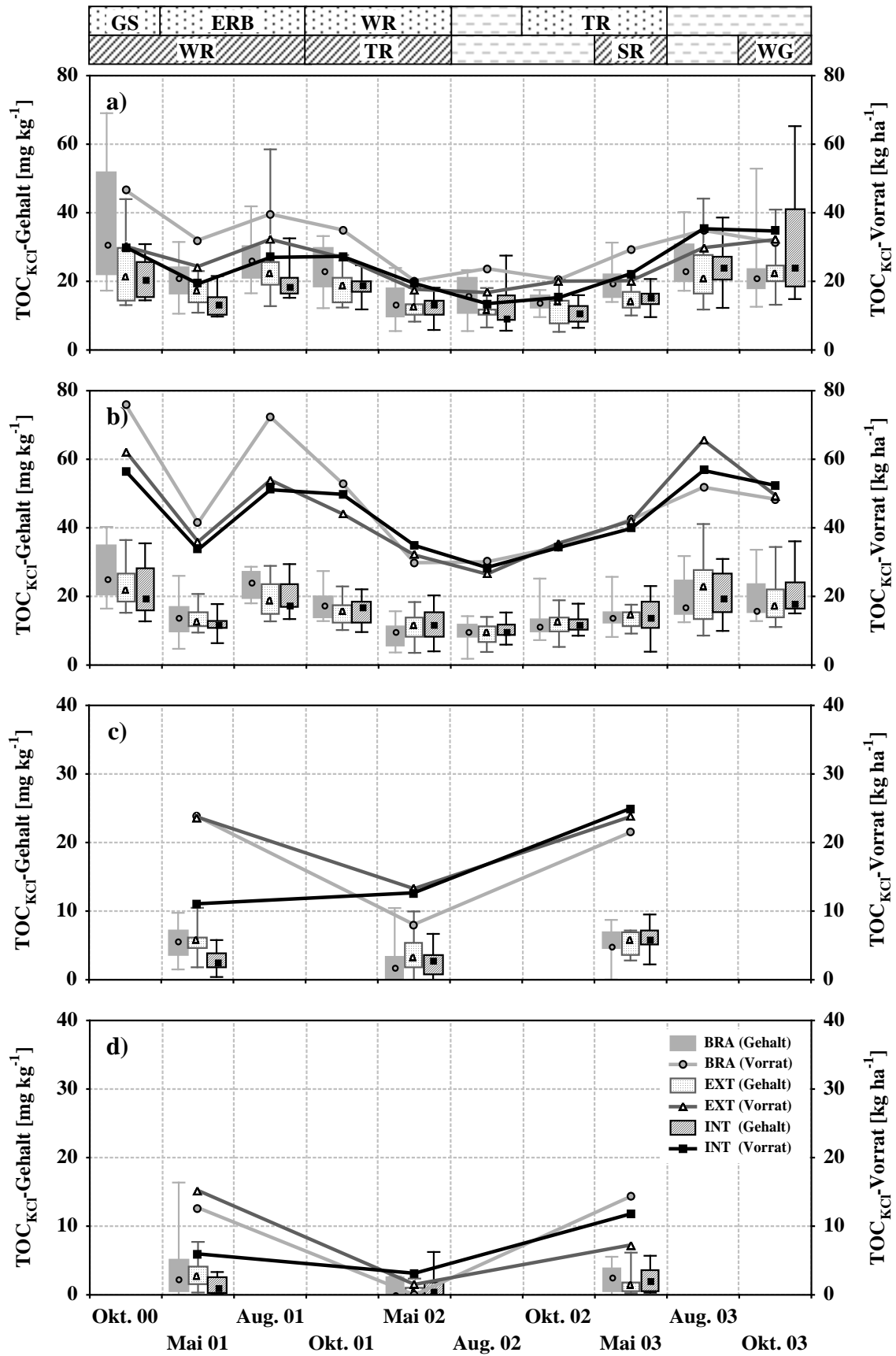


Abb. 10: TOC_{KCl}-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

TOC_{hwe}-Fraktionen – für eine signifikante Differenzierung der Versuchsvarianten als ungeeignet erschien (vgl. Tab. A117 bis A129).

Ähnlich der ermittelten TOC_{KCl}-Gehalte veränderte sich im Zeitverlauf der prozentuale Anteil dieser C-Fraktion am TOC (Abb. 10 und Tab. 6). So wurde im Boden aller Versuchsvarianten zunächst ein abnehmender Trend verzeichnet, wohingegen es im letzten Drittel des Untersuchungszeitraumes zu einer relativen Zunahme des TOC_{KCl}-Anteiles kam. Unter Beachtung der gesamten Forschungsperiode variierte der TOC_{KCl}-Anteil in 0-30 cm Bodentiefe zwischen 0,11 % und 0,36 %. Während in der Tiefenstufe 30-60 cm vergleichbare Werte festgestellt wurden, betrug der meßbare TOC_{KCl}-Anteil in 60-100 cm Tiefe nur 0,03 % bis 0,22 % (Tab. 6).

Tab. 6: Prozentualer Anteil des TOC_{KCl}-Gehaltes am TOC-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	0,35	0,24	0,25	0,27	0,16	0,18	0,15	0,23	0,26	0,24
	EXT		0,25	0,22	0,28	0,22	0,15	0,14	0,17	0,20	0,29	0,32
	INT		0,24	0,17	0,22	0,23	0,17	0,11	0,13	0,20	0,31	0,33
10-30	BRA		0,36	0,23	0,32	0,29	0,17	0,15	0,18	0,21	0,29	0,32
	EXT		0,31	0,22	0,28	0,24	0,20	0,15	0,17	0,20	0,32	0,29
	INT		0,28	0,18	0,26	0,28	0,21	0,14	0,18	0,20	0,30	0,29
30-60	BRA			0,28			0,10			0,24		
	EXT			0,33			0,16			0,30		
	INT			0,15			0,15			0,26		
60-100	BRA			0,17			0,00			0,20		
	EXT			0,19			0,03			0,11		
	INT			0,10			0,04			0,22		

4.1.2.3 Fraktionen des Stickstoffkreislaufs

4.1.2.3.1 Gesamtstickstoff (TN)

In der Tiefenstufe 0-10 cm wurden unter Brache die vergleichsweise höchsten TN-Gehalte vorgefunden. Diese betrugen im Medianbereich durchschnittlich etwa 720 mg kg⁻¹ und blieben im Laufe der Untersuchungsperiode annähernd konstant. Lediglich im Mai 2002 und Oktober 2003 ergaben sich mit 686 mg kg⁻¹ bzw. 664 mg kg⁻¹ deutlich niedrigere Werte (Abb. 11a). Im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten konnten hingegen verstärkt abnehmende Tendenzen ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A22) beobachtet werden. Hierbei war hinsichtlich der extensiven Nutzungsform die Gehaltsabnahme während des letzten Forschungsjahres besonders markant. So verringerte sich der mediane TN-Gehalt von Oktober 2002 um 107 mg kg⁻¹ auf 532 mg kg⁻¹ im Oktober 2003. Folglich stellten sich in diesem Zeitabschnitt signifikante ($P \leq 0,01$) Unterschiede zwischen Brache und extensiver Bewirtschaftungsform heraus (vgl. Tab. A17). Die medianen TN-Vorräte entsprachen in ihrer zeitlichen Entwicklung den analysierten Gehalten und bewegten sich im Bracheboden zwischen 1002 kg ha⁻¹ am Ende der Untersuchungsphase und 1138 kg ha⁻¹ im Oktober 2001. Bei extensiver Nutzung fand eine Vorratsabnahme von 968 kg ha⁻¹ im Oktober 2000 auf 771 kg ha⁻¹ im Oktober 2003 statt, wohingegen im intensiv bewirtschafteten Boden eine Reduktion von 1078 kg ha⁻¹ auf 896 kg ha⁻¹ zu verzeichnen war (Abb. 11a).

Der Boden in 10-30 cm Tiefe wies bezüglich der TN-Gehalte keine statistisch nachweisbaren nutzungsbedingten Differenzen auf. Nur im Oktober 2001 wurde zwischen Brache und

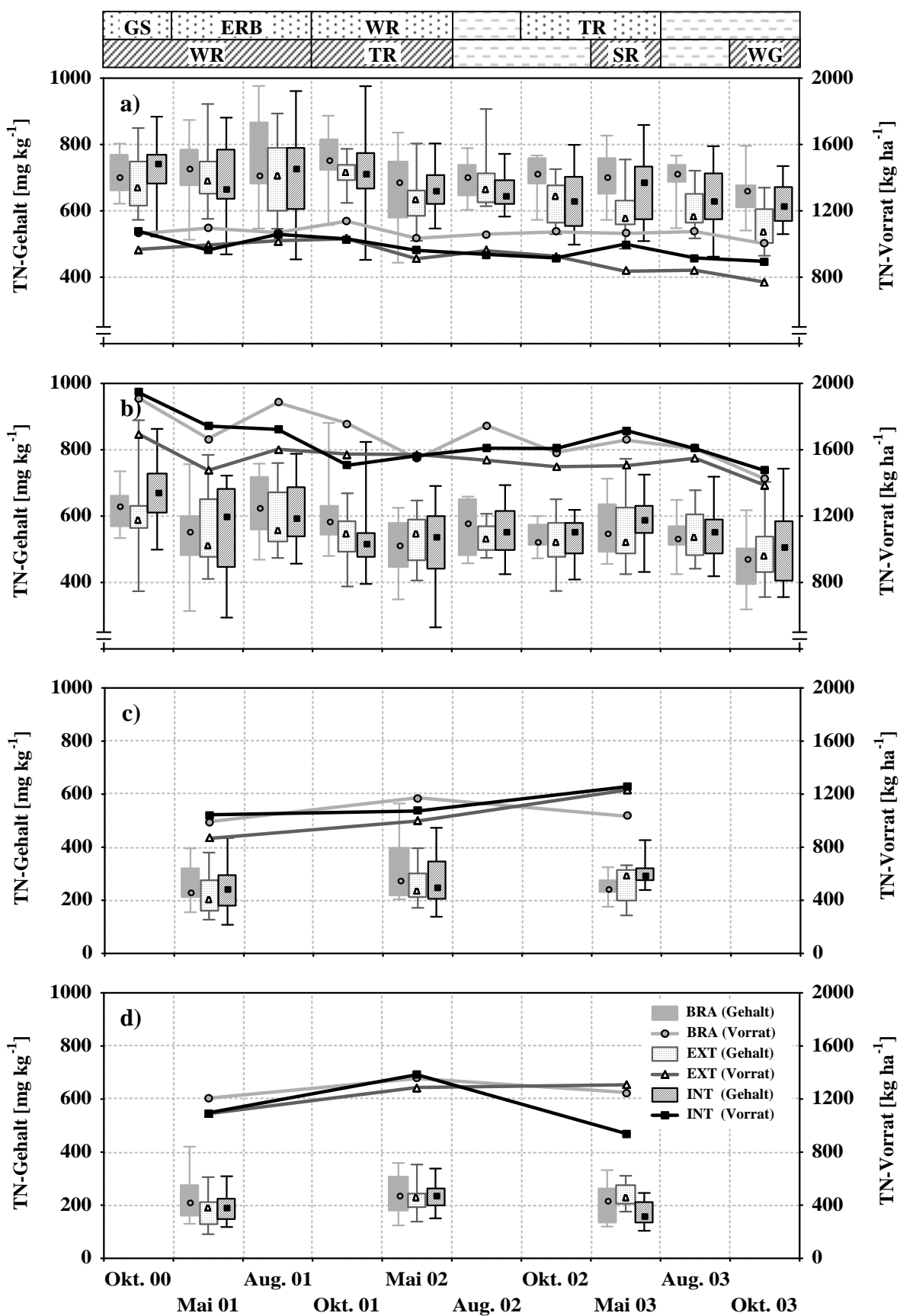


Abb. 11: TN-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

intensiver Nutzungsform ein schwach signifikanter ($P \leq 0,05$) Unterschied festgestellt (vgl. Tab. A17). Innerhalb dieser Bodentiefe war – im Gegensatz zur Tiefenstufe 0-10 cm – ebenso der Bracheboden durch einen gewichtigen ($P \leq 0,05$) Rückgang des TN-Gehaltes gekennzeichnet (von 633 mg kg^{-1} im Oktober 2000 auf 472 mg kg^{-1} im Oktober 2003). Auch im extensiv bzw. intensiv bewirtschafteten Boden zeichnete sich ein signifikant ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A22) rückläufiger Trend ab, wobei die jeweils geringsten Medianwerte beim letzten Beprobungstermin auftraten (478 mg kg^{-1} bzw. 509 mg kg^{-1} ; Abb. 11b). Die TN-Vorräte nahmen in 10-30 cm Tiefe – gleich den Gehalten – nutzungsunabhängig ab und bewegten sich unter Brache zwischen 1912 kg ha^{-1} zu Beginn der Untersuchungen und 1424 kg ha^{-1} im Oktober 2003. Im extensiv bzw. intensiv genutzten Boden variierten sie in gleicher Zeit zwischen 1695 kg ha^{-1} und 1386 kg ha^{-1} bzw. 1945 kg ha^{-1} und 1475 kg ha^{-1} (Abb. 11b).

Sowohl bei der extensiven als auch bei der intensiven Versuchsvariante stiegen die medianen TN-Gehalte in 30-60 cm Bodentiefe leicht an, während sie unter Brache insgesamt nahezu unverändert blieben. Unter Einbeziehung aller Nutzungsformen ergaben sich im Medianbereich TN-Gehalte zwischen 200 mg kg^{-1} und 290 mg kg^{-1} . Die analogen Vorräte betrugen 870 kg ha^{-1} bzw. 1260 kg ha^{-1} (Abb. 11c). Unwesentlich geringere TN-Gehalte bzw. -Vorräte wurden in der Tiefenstufe 60-100 cm vorgefunden (Abb. 11d). Zwischen den genannten Bodentiefen differierten die TN-Gehalte am stärksten im Mai 2003 bei intensiver Bewirtschaftung. Hier kristallisierten sich zu den anderen Nutzungsvarianten signifikante ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) Unterschiede heraus (vgl. Tab. A17).

Im Laufe der Forschungsperiode wies der TN in allen Tiefenstufen klare Korrelationen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,98^{***}$; vgl. Tab. A30 und A107) zum WG auf, wobei solche Beziehungen in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe vornehmlich unter Brache, vor allem aber bei intensiver Bewirtschaftung verzeichnet werden konnten. Ebenso tiefenstufenunabhängig wurden signifikante ($r_s = 0,58^*$ bis $1,00^{***}$) Beziehungen zum TOC nachgewiesen, auf welche bereits in Kapitel 4.1.2.2.1 eingegangen wurde.

Weiterhin traten in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe starke korrelative Bindungen zur TN_{KCl} ($r_s = 0,59^*$ bis $0,87^{***}$) und speziell zur TN_{hwe} -Fraktion ($r_s = 0,62^*$ bis $0,94^{***}$) auf. Mit letzterer korrelierte der TN-Gehalt besonders häufig in der Tiefenstufe 10-30 cm. Nutzungsbedingte Abweichungen ließen sich hierbei jedoch nicht erkennen. Während zum TON_{KCl} -Gehalt nur vereinzelt signifikante Beziehungen ausgemacht werden konnten, stand der TN-Gehalt mit der TON_{hwe} -Fraktion in eindeutigen Zusammenhang. Dieser stellte sich in 10-30 cm Bodentiefe ($r_s = 0,59^*$ bis $0,87^{***}$) als nutzungsunabhängig dar, war aber in der Tiefenstufe 0-10 cm besonders deutlich unter intensiver Bewirtschaftung ($r_s = 0,59^*$ bis $0,91^{***}$) ausgeprägt (vgl. Tab. A30 und A89).

Ferner zeigte der TN-Gehalt in den oberen Tiefenstufen gehäuft signifikante Beziehungen zur $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{hwe}}$ ($r_s = 0,59^*$ bis $0,90^{***}$) und insbesondere zur $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{KCl}}$ -Fraktion ($r_s = 0,59^*$ bis $0,94^{***}$; vgl. Tab. A30 bis A89) auf. Hinsichtlich des $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{KCl}}$ -Gehaltes stellten sich lediglich unter intensiver Nutzung und hier in 10-30 cm Tiefe öfters statistisch belegbare Zusammenhänge ($r_s = 0,64^*$ bis $0,78^{**}$) heraus. Diesbezügliche Korrelationen ($r_s = 0,81^{**}$ bzw. $0,93^{***}$; vgl. Tab. A64 und A91) ergaben sich auch bei extensiver Bewirtschaftung im Mai 2001 (Tiefenstufen 10-30 cm bzw. 30-60 cm) unter dem Anbau von Körnererbsen.

Im Hinblick auf die analysierten mikrobiellen und biochemischen Bodenparameter sind lediglich die signifikanten Beziehungen ($r_s = 0,62^*$ bis $0,85^{***}$; vgl. Tab. A30 bis A89)

zum N_{mic} erwähnenswert. Diese zeichneten sich vorwiegend in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe ab und traten in der intensiv bewirtschafteten Variante tendenziell häufiger auf.

Konträr zum TOC (vgl. 4.1.2.2.1), stellte der TN-Gehalt eine allgemein gut geeignete Größe für die Differenzierung der Versuchsvarianten dar. So wies er in 0-10 cm Bodentiefe bei 3 Probenahmeterminen die höchsten mittleren standardisierten Diskriminanzfunktionskoeffizienten auf (vgl. Tab. A118b, A121a und b). Besonders ausdrucksstark zeigte sich dies im Oktober 2003. Hier konnten, unter Berücksichtigung aller in die Analyse einbezogenen Bodenparameter, sämtliche Datensätze korrekt der entsprechenden Nutzungsform zugeordnet werden, wobei der TN-Gehalt – zusammen mit dem TON – die weitaus stärkste diskriminatorische Bedeutung besaß (vgl. Tab. A121b). Im selben Monat zeichnete er sich in der Tiefenstufe 10-30 cm durch eine vergleichbare Trennkraft aus. Insgesamt zählte der TN-Gehalt in dieser Bodentiefe bei 6 Beprobungszeitpunkten (hauptsächlich im August und Oktober) zu den – bezüglich ihrer diskriminatorischen Bedeutung – 6 wichtigsten Merkmalsvariablen.

4.1.2.3.2 Organischer Gesamtstickstoff

Der TON stellte durchschnittlich 98,3 % bis 99,8 % des TN-Gehaltes dar (Tab. 7) und war mit diesem tiefenstufenübergreifend höchst signifikant korreliert ($r_s = 0,98^{***}$ bis $1,00^{***}$; vgl. Tab. A30 bis A107). Aufgrund der hierdurch bedingten Parallelität dieser N-Parameter wurde auf eine gesonderte grafische Darstellung der TON-Gehalte bzw. -Vorräte verzichtet.

Die Änderungen der in Tabelle 7 aufgeführten prozentualen Anteile des TON beruhen auf Schwankungen des mineralischen N-Gehaltes (vgl. Abb. 17). Wie unter Punkt 4.1.2.3.8 dargelegt, stieg der TIN_{KCl} im intensiv bewirtschafteten Boden ab Mai 2003 beträchtlich an, wodurch es vor allem in der Tiefenstufe 0-10 cm zu einer bemerkenswerten relativen Abnahme des prozentualen TON-Anteiles kam. So betrug dieser im August 2003 bzw. Oktober 2003 nur 96,1 % bzw. 95,6 % und erreichte im Mai des gleichen Jahres gerade mal 91,8 % des TN-Gehaltes (Tab. 7). Dies wirkte sich im Mai 2003 sogar auf die korrelative Bindung zwischen TON- und TN-Gehalt aus, welche hier durch einen vergleichsweise niedrigeren Korrelationskoeffizienten von $0,93^{***}$ charakterisiert wurde (vgl. Tab. A53).

Tab. 7: Prozentualer Anteil des TON-Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; $n = 12$)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	99,61	99,53	99,07	98,46	99,29	98,94	99,13	99,19	99,33	99,31
	EXT		99,52	98,31	98,79	98,63	99,26	99,10	99,37	99,53	99,01	97,79
	INT		98,73	99,22	98,93	98,78	98,68	99,12	99,33	91,84	96,13	95,61
10-30	BRA		99,56	99,60	99,31	98,99	99,18	99,31	99,36	99,28	99,50	99,14
	EXT		99,57	98,78	98,71	98,47	99,49	99,02	99,21	99,40	98,96	97,96
	INT		98,59	99,42	99,15	98,65	99,36	99,02	99,09	97,75	98,87	97,45
30-60	BRA			99,77			99,26			99,05		
	EXT			99,20			99,56			99,22		
	INT			99,67			99,64			96,36		
60-100	BRA			99,85			99,24			99,30		
	EXT			99,20			99,17			98,77		
	INT			99,54			99,28			98,38		

In Bezug auf die anderen erhobenen Bodenparameter verhielt sich der TON-Gehalt analog zum TN. Folglich kam es zur Herausbildung ähnlicher Wechselbeziehungen mit größtenteils vergleichbaren Korrelationskoeffizienten (vgl. 4.1.2.3.1; Tab. A30 bis A107).

Als Resultat der Hauptkomponentenanalyse gehörte der TON-Gehalt – den Erläuterungen des Kapitels 4.1.2.2.1 folgend – zusammen mit der TOC-Fraktion fast ausnahmslos der ersten Hauptkomponente an (vgl. Tab. A108 bis A116), wonach auch der TON einen hohen Varianzbeitrag, im Hinblick auf die Varianz aller Bodenparameter, beschreibt. Entsprechend den errechneten und in Abbildung 8 dargestellten Faktorwerten kommt dieser Hauptkomponente, und damit dem TON-Gehalt, unter Brache eine relativ größere Bedeutung zu.

4.1.2.3.3 *Heißwasserextrahierbarer Gesamtstickstoff (TN_{hwe})*

Nutzungsbedingte Divergenzen des TN_{hwe} -Gehaltes traten vornehmlich in der Tiefenstufe 0-10 cm auf. Unter Brache war hier bis Oktober 2001 zunächst ein Anstieg von 44 mg kg^{-1} auf 67 mg kg^{-1} zu beobachten. Hinsichtlich dieses Entnahmetermins hob sich der Bracheboden signifikant ($P \leq 0,01$) von den bewirtschafteten Versuchsvarianten ab (vgl. Tab. A17). Nach Erreichen des Maximalwertes pegelte sich der mediane TN_{hwe} -Gehalt wieder auf das Ausgangsniveau ein und betrug am Ende der Untersuchungsphase abermals 44 mg kg^{-1} (Abb. 12a). Im extensiv genutzten Boden herrschten während der Forschungsperiode allgemein geringere TN_{hwe} -Gehalte vor. Explizit bei der Erst- und Endinventur glichen die medianen Gehalte jenen der Brachevariante. Der Anbau von Leguminosen führte im Mai 2001 unter extensiver Nutzung zu einer erheblichen ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A22) Erhöhung des TN_{hwe} , wodurch diese Bewirtschaftungsform statistisch signifikant ($P \leq 0,01$ bis $P \leq 0,001$; vgl. Tab. A17) von den anderen Varianten abzutrennen war. Unter Berücksichtigung des gesamten Untersuchungszeitraumes kam es hier im Medianbereich zu einer leichten ($P \leq 0,01$) Zunahme dieser N-Fraktion. Auch bei intensiver Landbewirtschaftung konnte ein deutlicher ($P \leq 0,05$) Gehaltszuwachs verzeichnet werden (Abb. 12; vgl. Tab. A22). Begründet lag diese Anhebung in der immensen Zunahme des mineralischen N-Gehaltes im Mai 2003 (vgl. Abb. 17). So bewirkte der im Frühjahr 2003 applizierte ASS-Dünger (vgl. Tab. 3), welcher aufgrund des geringen Bedeckungsgrades und des mangelnden Niederschlages unzureichend aufgenommen bzw. abgeführt werden konnte, einen Anstieg des TN_{hwe} -Gehaltes auf 104 mg kg^{-1} (Abb. 12a). Die TN_{hwe} -Vorräte bewegten sich in 0-10 cm Tiefe größtenteils zwischen 60 kg ha^{-1} und 90 kg ha^{-1} . Entsprechend des hohen Gehaltes ergab sich unter intensiver Nutzung im Mai 2003 ein maximaler Vorrat von 150 kg ha^{-1} (Abb. 12a).

In der Tiefenstufe 10-30 cm differierten die TN_{hwe} -Gehalte bzw. -Vorräte zwischen den Versuchsvarianten in geringerem Maße. Jedoch hob sich auch in dieser Bodentiefe der intensiv bewirtschaftete Boden im Mai 2003 mit 57 mg kg^{-1} signifikant ($P \leq 0,01$) von den anderen Nutzungsformen ab (vgl. Tab. A17). Während sich in der extensiven Bewirtschaftungsvariante bei durchschnittlich 35 mg kg^{-1} bis 45 mg kg^{-1} eine gewisse Kontinuität dieser N-Fraktion widerspiegelte, war der intensiv genutzte Boden durch stärkere Schwankungen gekennzeichnet (Abb. 12b). Unter Brache wurde insgesamt ein signifikant ($P \leq 0,05$) rückläufiger Trend festgestellt (vgl. Tab. A22). So sank der mediane TN_{hwe} -Gehalt von 42 mg kg^{-1} im Oktober 2000 auf 29 mg kg^{-1} im Oktober 2003, wo er sich deutlich ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,01$) von den anderen Versuchsvarianten unterschied (vgl. Tab. A17). Ungeachtet der Nutzungsform variierten die TN_{hwe} -Vorräte in dieser Tiefenstufe zwischen 90 kg ha^{-1} und 164 kg ha^{-1} (Abb. 12b).

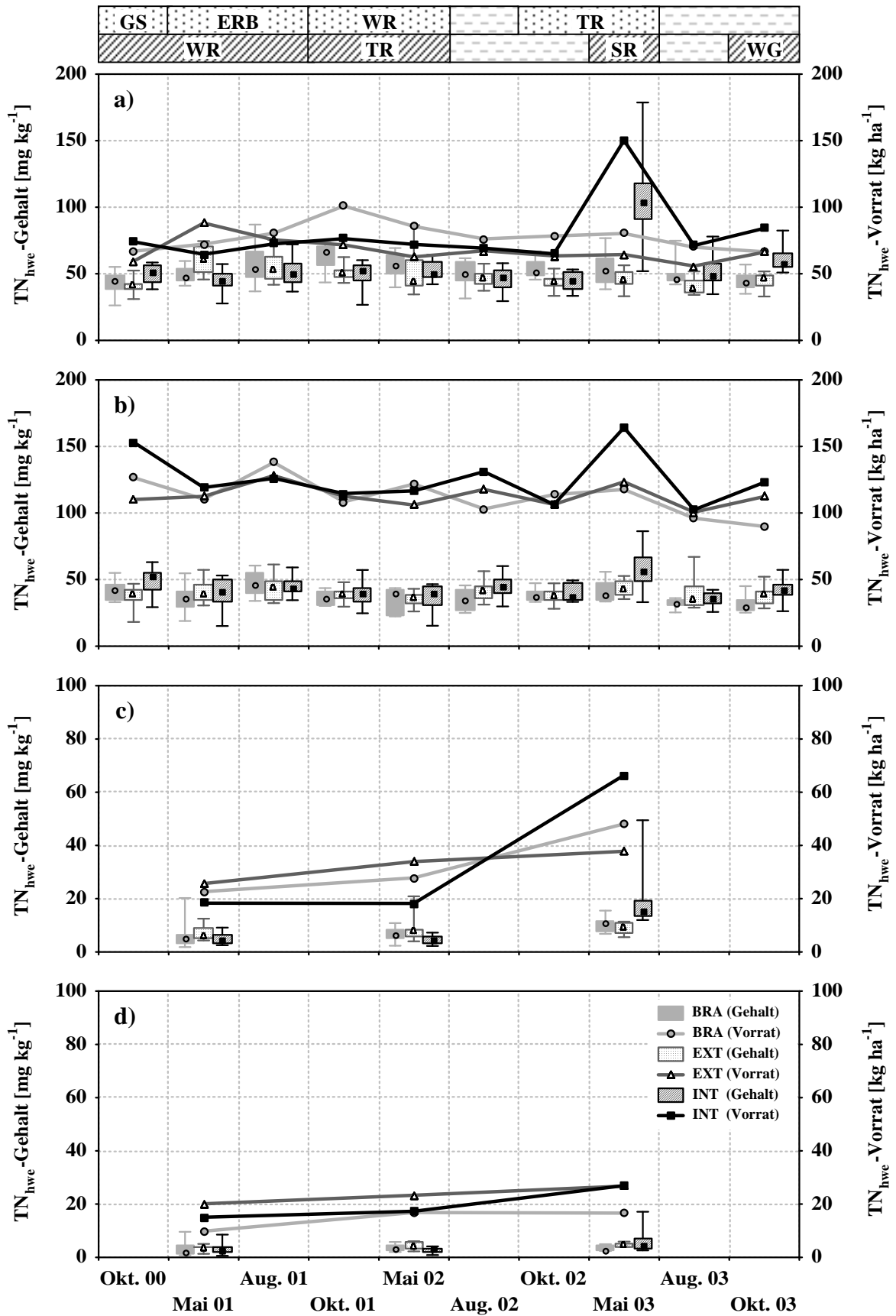


Abb. 12: TN_{hwe}-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

Unterhalb einer Tiefe von 30 cm wurden mediane TN_{hwe} -Gehalte bzw. -Vorräte zwischen 2 mg kg^{-1} und 11 mg kg^{-1} bzw. 10 kg ha^{-1} und 48 kg ha^{-1} ermittelt (Abb. 12c und d). Insbesondere in 30-60 cm Tiefe kam es bei intensiver Bewirtschaftung von Mai 2002 bis Mai 2003 zu einem erheblichen ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A26) Anstieg des TN_{hwe} -Gehaltes auf über 15 mg kg^{-1} . In dieser Tiefenstufe hob sich die intensive Versuchsvariante signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) von den anderen Nutzungsformen ab, wobei sich die Irrtumswahrscheinlichkeit mit fortwährender Untersuchungszeit verminderte (vgl. Tab. A17).

Ähnlich dem TN-Gehalt, jedoch in geringerem Maße, zeigte die TN_{hwe} -Fraktion in 0-10 cm und 10-30 cm Bodentiefe signifikante Beziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,90^{***}$) zum WG auf. Diese waren in der Tiefenstufe 10-30 cm und bei intensiver Nutzung am deutlichsten ausgeprägt (vgl. Tab. A30 bis A89). Des weiteren korrelierte der TN_{hwe} in allen Versuchsvarianten mit dem TN-Gehalt ($r_s = 0,62^*$ bis $0,94^{***}$), worauf bereits in Kapitel 4.1.2.3.1 näher eingegangen wurde. Neben engen korrelativen Bindungen ($r_s = 0,64^*$ bis $0,98^{***}$) zum TOC_{hwe} (vgl. 4.1.2.2.2) kristallisierten sich ebenfalls tiefenstufenübergreifend in bedeutsamem Umfang Wechselbeziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $1,00^{***}$) zum TON_{hwe} -Gehalt heraus. Solche Korrelationen konnten im Bracheboden bei sämtlichen Beprobungsterminen festgestellt werden. Hingegen traten sie unter intensiver Bewirtschaftung – aufgrund des hohen Anteils an mineralischem N – im letzten Drittel der Forschungsperiode teilweise nicht in Erscheinung (vgl. Tab. A30 bis A107).

In Bezug zum TIN_{hwe} -Gehalt stellten sich in stärkerem Ausmaß nur bei den bewirtschafteten Nutzungsformen statistisch belegbare Zusammenhänge ($r_s = 0,59^*$ bis $0,86^{***}$) heraus. Während diese in 0-10 cm Tiefe sowohl bei der extensiven als auch bei der intensiven Bewirtschaftungsvariante gehäuft nachzuweisen waren, traten sie in der Tiefenstufe 10-30 cm Tiefe lediglich bei extensiver Nutzung vermehrt auf (vgl. Tab. A30 bis A89). Hierbei war der TN_{hwe} -Gehalt – unabhängig von der Nutzungsintensität – innerhalb des TIN_{hwe} enger mit dem NH_4^+ - N_{hwe} verbunden ($r_s = 0,59^*$ bis $0,92^{***}$) und korrelierte weniger deutlich mit der NO_3^- - N_{hwe} -Fraktion ($r_s = 0,59^*$ bis $0,89^{***}$).

Ferner zeichneten sich im extensiv und intensiv bewirtschafteten Boden bei etwa 50 % der bis in 30 cm Tiefe durchgeführten Probenahmen signifikante Beziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,94^{***}$) zum TN_{KCl} -Gehalt ab. Unter Brache spielte dieser korrelative Zusammenhang stattdessen eine vergleichsweise untergeordnete Rolle (vgl. Tab. A30 bis A89).

Hinsichtlich der mikrobiologischen und biochemischen Bodenparameter sind lediglich die errechneten Korrelationen zum N_{mic} erwähnenswert. Waren diese in 0-10 cm Tiefe hauptsächlich unter Brache ($r_s = 0,59^*$ bis $0,71^*$) belegbar, so kam ihnen bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten ($r_s = 0,59^*$ bis $0,79^{**}$) in der Tiefenstufe 10-30 cm größere Bedeutung zu. Im Jahresverlauf ergaben sich diesbezügliche korrelative Bindungen – insbesondere bei der Brachevariante – vornehmlich im Frühjahr (vgl. Tab. A30 bis A89).

Für eine signifikante Trennung der 3 Versuchsvarianten erwies sich der TN_{hwe} -Gehalt als hervorragend geeignet. So nahm diese N-Fraktion innerhalb der in die Diskriminanzanalysen einbezogenen Bodenparameter die herausragendste Stellung ein und trug – zusammen mit der TON_{hwe} -Fraktion – wesentlich zu einer korrekten nutzungsspezifischen Klassifikation der einzelnen Datensätze bei. Dem TN_{hwe} -Gehalt konnte in allen Tiefenstufen eine hohe diskriminatorische Bedeutung zugeordnet werden, wobei er in 0-10 cm und 10-30 cm Bodentiefe bei mehr als der Hälfte aller Beprobungstermine die höchsten mittleren Diskriminanzfunktionskoeffizienten aufwies (vgl. Tab. A117 bis A126). Relativ zu den

anderen Merkmalsvariablen zeichnete sich der TN_{hwe} -Gehalt in der Tiefenstufe 0-10 cm besonders bei den Maiprobenahmen durch eine hochgradige Trennkraft aus.

Der prozentuale Anteil des TN_{hwe} am TN -Gehalt variierte in den oberen beiden Tiefenstufen von 6 % bis 9 % und nahm unterhalb 30 cm Werte zwischen 1 % und 5 % an (Tab. 8). Allgemein zeigten die Schwankungen des prozentualen Anteils Analogien zum Verhalten des TN_{hwe} -Gehaltes auf (vgl. Abb. 12). Folglich traten unter intensiver Bewirtschaftung im Mai 2003 mit 15,4 % (0-10 cm) bzw. 9,4 % (10-30 cm) ebenfalls bedeutend höhere Anteile auf. Insgesamt wurde im Laufe der Forschungsperiode in allen untersuchten Bodentiefen ein tendenziell steigender Trend festgestellt. Diese Entwicklung stand, speziell in der Tiefenstufe 10-30 cm, teilweise im Gegensatz zum TN_{hwe} -Gehalt, was auf die vergleichsweise stärkere Abnahme des TN zurückgeführt werden kann (vgl. Abb. 11b).

Tab. 8: Prozentualer Anteil des TN_{hwe} -Gehaltes am TN -Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	6,28	6,82	7,46	8,19	8,29	7,69	7,46	7,82	6,71	6,85
	EXT		5,92	8,47	7,73	7,11	7,60	6,98	7,04	7,82	6,54	7,98
	INT		6,94	6,65	7,33	6,85	8,05	7,32	7,06	15,39	8,14	9,96
10-30	BRA		6,46	6,67	7,48	6,50	6,97	6,28	7,01	7,51	6,08	7,21
	EXT		6,50	7,51	7,33	7,01	6,75	7,49	7,35	7,66	6,84	7,55
	INT		7,22	7,41	7,28	7,19	7,16	8,05	7,72	9,42	6,42	8,31
30-60	BRA			2,06			2,07			4,03		
	EXT			3,14			2,54			3,65		
	INT			1,91			1,59			5,77		
60-100	BRA			0,83			1,56			1,94		
	EXT			1,72			1,99			2,04		
	INT			1,35			1,27			2,86		

4.1.2.3.4 Heißwasserextrahierbarer organischer Stickstoff (TON_{hwe})

Die TON_{hwe} -Gehalte bzw. -Vorräte ähnelten in ihrem Entwicklungsverlauf der TN_{hwe} -Fraktion (vgl. Abb. 12 und 13), differierten von dieser jedoch im Hinblick auf die nutzungsbedingten Unterschiede (vgl. Tab. A17). So hob sich die Brachevariante – unter Beachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes – in 0-10 cm Bodentiefe hier deutlicher von den bewirtschafteten Nutzungsformen ab, wobei vor allem in den Herbstbeprobungen statistisch signifikante ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) Abweichungen ermittelt werden konnten. Da die ungleichen mineralischen N-Gehalte, welche in den verschiedenen Düngestrategien begründet liegen, beim TON_{hwe} -Gehalt nicht zum tragen kamen, unterschied ($P \leq 0,05$) sich der intensiv genutzte Boden bezüglich dieser N-Fraktion nur im Mai 2001 von der extensiv bewirtschafteten Versuchsvariante (vgl. Tab. A17). Unter Brache bewegte sich der mediane TON_{hwe} -Gehalt in 0-10 cm Tiefe während der Untersuchungsphase zwischen 38 mg kg^{-1} und 51 mg kg^{-1} , wobei bezüglich der Erst- und Endinventur keine signifikanten Unterschiede auszumachen waren (Abb. 13a). Im Boden der extensiv bzw. intensiv genutzten Parzellen blieb der TON_{hwe} -Gehalt bis Oktober 2002 mit Medianwerten von 36 mg kg^{-1} bis 46 mg kg^{-1} bzw. von 35 mg kg^{-1} bis 40 mg kg^{-1} auf konstanterem Niveau. Ab Mai 2003 kam es in allen Nutzungsformen zu einer deutlichen ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A23) Abnahme dieser N-Fraktion, welche in den bewirtschafteten Versuchsvarianten eine markantere Ausprägung fand. Hier betrugen die TON_{hwe} -Gehalte im August 2003 lediglich noch 31 mg kg^{-1} bei extensiver Nutzung bzw. 29 mg kg^{-1} bei intensiver Bewirtschaftung. Die

Vorräte veränderten sich in vergleichbarer Weise und variierten in 0-10 cm Tiefe nutzungsabhängig zwischen 42 kg ha^{-1} und 75 kg ha^{-1} (vgl. Abb. 13a).

In der Tiefenstufe 10-30 cm traten keine nennenswerten – auf der unterschiedlichen Nutzungsintensität beruhenden – statistisch belegbaren Abweichungen auf (vgl. Tab. A17). Variantenübergreifend ging der TON_{hwe} -Gehalt von Oktober 2000 bis Oktober 2003 insgesamt signifikant ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A23) zurück. Die stärkste Abnahme wurde hierbei von Mai 2003 zu August 2003 verzeichnet (Abb. 13b). Im Medianbereich schwankten die TON_{hwe} -Gehalte von 35 mg kg^{-1} bis 37 mg kg^{-1} zu Beginn der Untersuchungen und 25 mg kg^{-1} bis 28 mg kg^{-1} im Oktober 2003. Analog hierzu bewegten sich in dieser Tiefenstufe die TON_{hwe} -Vorräte von 101 kg ha^{-1} bis 113 kg ha^{-1} und 75 kg ha^{-1} bis 82 kg ha^{-1} (Abb. 13b).

Mit zunehmender Bodentiefe nahmen die TON_{hwe} -Gehalte bzw. -Vorräte bei allen Nutzungsvarianten ab. So variierten diese in 30-60 cm Tiefe zwischen 4 mg kg^{-1} und 7 mg kg^{-1} bzw. 16 kg ha^{-1} und 32 kg ha^{-1} , während in der Tiefenstufe 60-100 cm gerade mal 1 mg kg^{-1} bis 3 mg kg^{-1} bzw. 6 kg ha^{-1} bis 16 kg ha^{-1} festgestellt wurden (Abb. 13c und d). Im Laufe der Forschungsperiode zeichnete sich in 30-60 cm Tiefe eine Erhöhung der TON_{hwe} -Fraktion ab, welche von Mai 2002 zu Mai 2003 unter Brache und intensiver Bewirtschaftung signifikant ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A26) war. Letztere Versuchsvariante hob sich im Mai 2002 wesentlich ($P \leq 0,01$) von der extensiven Nutzungsform ab (vgl. Tab. A17).

Vor allem im Bracheboden ergaben sich in 0-10 cm Tiefe korrelative Bindungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,82^{**}$) zum WG. In der Tiefenstufe 10-30 cm wurden derartige Wechselbeziehungen ($r_s = 0,62^*$ bis $0,80^{***}$) hingegen öfters unter intensiver Bewirtschaftung registriert (vgl. Tab. A30 bis A89).

Neben den in Kapitel 4.1.2.2.1 bzw. 4.1.2.2.2 beschriebenen engen Korrelationen zum TOC ($r_s = 0,60^*$ bis $0,95^{***}$) und TOC_{hwe} ($r_s = 0,64^*$ bis $0,98^{***}$), wies der TON_{hwe} -Gehalt in 0-30 cm Bodentiefe signifikante Beziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,91^{***}$) zum TN, sowie in allen Tiefenstufen sehr stabile Bindungen ($r_s = 0,59^*$ bis $1,00^{***}$) zum TN_{hwe} auf. Diese wurden bereits in den Abschnitten 4.1.2.3.1 und 4.1.2.3.3 erläutert (vgl. Tab. A30 bis A107).

Bezüglich der mikrobiologischen und biochemischen Bodenparameter beschränkten sich die errechneten signifikanten Zusammenhänge – ähnlich dem TN_{hwe} – im Wesentlichen auf den N_{mic} -Gehalt. Es kristallisierten sich vorwiegend in 10-30 cm Tiefe statistisch nachweisbare Beziehungen ($r_s = 0,62^*$ bis $0,91^{***}$) heraus. Diese traten in gehäuftem Maße unter Brache auf (vgl. Tab. A60 bis A89).

In den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalysen spiegelten sich die signifikanten Korrelationen zum TOC bzw. TN und insbesondere zum TOC_{hwe} wider, indem diese C- und N-Fractionen gemeinsam mit dem TON_{hwe} -Gehalt sehr oft in die gleiche Hauptkomponente eingruppiert wurden (vgl. 4.1.2.2.1 und 4.1.2.2.2 sowie Abb. 8).

Anders als die TOC_{hwe} -Fraktion, aber ebenso wie der TN_{hwe} -Gehalt, eignete sich der TON_{hwe} sehr gut für eine signifikante Unterscheidung der einzelnen Versuchsvarianten. Hieraus resultierend zeichnete sich der TON_{hwe} -Gehalt im Rahmen der Diskriminanzanalysen durch eine außerordentlich hohe diskriminatorische Kraft aus, wobei seine mittleren

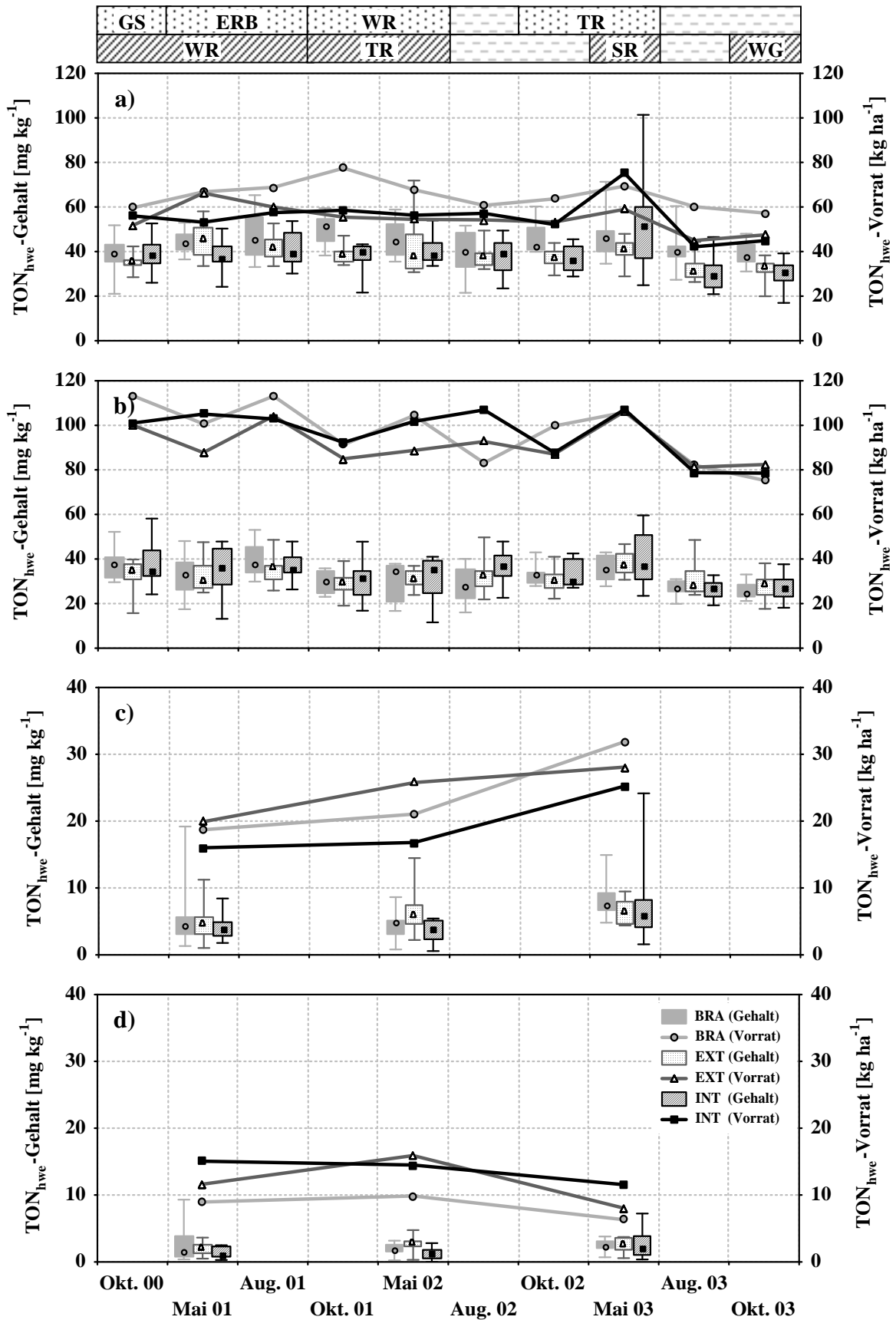


Abb. 13: TON_{hve}-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

Diskriminanzfunktionskoeffizienten nur vereinzelt größer als jene des TN_{hwe} waren (vgl. Tab. A117 bis A129).

Im Vergleich zum TN_{hwe} war der prozentuale Anteil des TON_{hwe} -Gehaltes am TN durch eine höhere Stetigkeit gekennzeichnet (vgl. Tab. 8 und 9). Er betrug in 0-30 cm Tiefe zwischen 5 % und 7 %. Unter Brache konnten hierbei oberhalb 10 cm allgemein etwas höhere mediane Anteile bestimmt werden. In der Tiefenstufe 30-60 cm variierte der prozentuale Anteil des TON_{hwe} -Gehaltes zwischen 1,3 % und 3,2 %, wohingegen in 60-100 cm Tiefe lediglich Medianwerte von 0,5 % bis 1,4 % ermittelt wurden (Tab. 9).

Innerhalb der TN_{hwe} -Fraktion dominierte bei allen Versuchsvarianten der TON_{hwe} (vgl. Abb. 14). Während er unter Brache, in 0-30 cm Tiefe, zwischen 79 % und 91 % des TN_{hwe} darstellte, nahm er im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten – abhängig vom Gehalt der mineralischen N-Fractionen – nur 68 % bis 90 % ein. Im intensiv genutzten Boden machte der TON_{hwe} ab Mai 2003 in der Tiefenstufe 0-10 cm sogar nur 55 % bis 60 % des TN_{hwe} aus.

Tab. 9: Prozentualer Anteil des TON_{hwe} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[p ₀]	5,61	6,10	6,81	6,40	7,06	6,36	6,14	6,80	5,58	5,83
	EXT		5,21	6,52	5,98	5,40	6,18	5,60	5,82	6,84	5,08	5,74
	INT		5,19	5,61	5,66	5,40	6,15	5,99	5,93	7,25	4,65	5,04
10-30	BRA		5,74	6,09	6,16	5,39	6,02	5,06	6,07	6,45	5,31	5,79
	EXT		5,78	6,00	6,09	5,23	5,79	5,81	5,95	6,83	5,33	5,71
	INT		5,38	6,54	6,01	5,62	6,12	6,43	6,32	6,20	4,67	5,09
30-60	BRA			1,73			1,51			3,19		
	EXT			2,12			2,06			2,28		
	INT			1,58			1,32			2,21		
60-100	BRA			0,56			0,88			1,32		
	EXT			1,03			1,32			1,08		
	INT			0,65			0,52			1,39		

4.1.2.3.5 Heißwasserextrahierbarer mineralischer Stickstoff (TIN_{hwe})

Da sich die TIN_{hwe} -Gehalte bzw. -Vorräte hinsichtlich ihrer zeitlichen Variabilität nur unwesentlich vom TIN_{KCl} unterschieden, wurden sie nicht gesondert grafisch dargestellt. Für eine visuelle Betrachtung ihrer Entwicklungsgänge sei an dieser Stelle daher auf die Abbildung 17 verwiesen, welche die Gehalte und Vorräte der TIN_{KCl} -Fraktion zeigt. Entsprechendes gilt für die NH_4^+ - N_{hwe} - und NO_3^- - N_{hwe} -Fraktionen im Hinblick auf die Abbildungen 18 und 19.

Der mediane TIN_{hwe} -Gehalt nahm unter Brache in 0-10 cm Tiefe von Oktober 2000 bis Oktober 2001 von 5 mg kg⁻¹ auf 14 mg kg⁻¹ zu und sank anschließend bis zum Ende der Forschungsperiode wiederum auf 6 mg kg⁻¹ ab. Im extensiv genutzten Boden betrug der TIN_{hwe} -Gehalt im Medianbereich zu Beginn der Untersuchungen 5 mg kg⁻¹, stieg durch den Anbau von Körnererbsen signifikant ($P \leq 0,05$) bis Mai 2001 auf knapp 15 mg kg⁻¹ an, und ging bis Mai 2003 wieder auf 5 mg kg⁻¹ zurück. Danach nahm er bis Oktober 2003 erneut markant ($P \leq 0,05$) bis auf 13 mg kg⁻¹ zu. Unter intensiver Bewirtschaftung wies der Boden am Anfang der Untersuchungsphase mit 11 mg kg⁻¹ mehr als das Doppelte an TIN_{hwe} auf. Im Mai 2003 kam es hier zu einem erheblichen ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A23) An-

stieg dieser N-Fraktion auf 60 mg kg^{-1} . Die TIN_{hwe} -Vorräte bewegten sich in der Tiefenstufe 0-10 cm hauptsächlich zwischen 7 kg ha^{-1} und 32 kg ha^{-1} . Ausnahmen wurden unter intensiver Nutzung im Mai 2003 (87 kg ha^{-1}) und Oktober 2003 (46 kg ha^{-1}) verzeichnet.

Im Bracheboden bildete sich ein klarer Tiefengradient heraus. So wurden in der Tiefenstufe 10-30 cm mit 3 mg kg^{-1} im Mai 2001 bis 6 mg kg^{-1} im Oktober 2001 deutlich niedrigere TIN_{hwe} -Gehalte als in 0-10 cm Tiefe festgestellt. Allgemein kleiner waren diese tiefenstufenbezogenen Unterschiede im extensiv bzw. intensiv genutzten Boden. Hier variierten die medianen TIN_{hwe} -Gehalte zwischen 4 mg kg^{-1} bzw. 5 mg kg^{-1} im Mai 2002 und 11 mg kg^{-1} bzw. 13 mg kg^{-1} im Oktober 2003. Ähnlich der Tiefenstufe 0-10 cm ergaben sich unter intensiver Nutzung im Mai 2003 signifikant ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A18) höhere Werte. Mit 17 mg kg^{-1} war dieses Maximum im Medianbereich jedoch deutlich schwächer ausgeprägt. Die TIN_{hwe} -Vorräte waren unter Brache mit Medianwerten zwischen 10 kg ha^{-1} und 19 kg ha^{-1} meist niedriger als im extensiv bzw. intensiv bewirtschafteten Boden, wo Werte von 11 kg ha^{-1} bis 31 kg ha^{-1} bzw. von 15 kg ha^{-1} bis 49 kg ha^{-1} ermittelt wurden.

Insgesamt konnte während des Untersuchungszeitraumes in 0-10 cm Tiefe bei allen Versuchsvarianten eine signifikante ($P \leq 0,05$) Zunahme des TIN_{hwe} -Gehaltes festgestellt werden. In der Tiefenstufe 10-30 cm war dies nur im Bracheboden sowie bei extensiver Nutzung der Fall (vgl. Tab. A23). Nutzungsbedingte Differenzen kristallisierten sich vorwiegend während der ersten beiden Monate und im letzten Drittel der Forschungsperiode heraus. Hierbei hob sich vor allem die intensive Bewirtschaftungsvariante statistisch nachweisbar ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) von den anderen Nutzungsformen ab (vgl. Tab. A18).

Unabhängig der Nutzungsintensität wurden unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm lediglich mediane TIN_{hwe} -Gehalte zwischen $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ und 2 mg kg^{-1} bestimmt. Die entsprechenden Vorräte variierten von 2 kg ha^{-1} bis 13 kg ha^{-1} . Eine Ausnahme hiervon bildete der intensiv bewirtschaftete Boden im Mai 2003 mit Werten zwischen 10 mg kg^{-1} bzw. 44 kg ha^{-1} in 30-60 cm und 3 mg kg^{-1} bzw. 16 kg ha^{-1} in 60-100 cm Tiefe.

Parallel zu den Gehaltsänderungen nahm der prozentuale Anteil des TIN_{hwe} am TN zu bzw. ab. In den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm betrug er im Wesentlichen 0,6 % bis 2,8 %. Höhere Anteile ergaben sich nur im intensiv bewirtschafteten Boden ab Mai 2003 in 0-10 cm Tiefe, wo er zwischen 3,7 % und 7,5 % des TN einnahm. Mit durchschnittlich 0,1 % bis 0,9 % wurden in 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe deutlich geringere Werte festgestellt (Tab. 10).

Tab. 10: Prozentualer Anteil des TIN_{hwe} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; $n = 12$)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	0,66	0,66	1,13	1,78	1,03	1,45	1,15	0,90	1,03	0,93
	EXT		0,79	2,02	1,71	1,79	1,35	1,31	1,08	0,83	1,29	2,60
	INT		1,53	0,99	1,46	1,63	1,71	1,31	1,22	7,49	3,66	5,13
10-30	BRA		0,64	0,57	1,07	1,07	1,09	1,05	0,94	0,89	0,87	1,10
	EXT		0,67	1,50	1,50	1,73	0,70	1,49	1,42	0,91	1,36	2,19
	INT		1,58	0,88	1,28	1,67	0,98	1,49	1,40	2,79	1,50	2,83
30-60	BRA			0,25			0,66			0,84		
	EXT			0,93			0,49			0,84		
	INT			0,33			0,26			3,68		
60-100	BRA			0,10			0,58			0,50		
	EXT			0,71			0,81			0,92		
	INT			0,68			0,71			1,53		

Sowohl die NH_4^+ - N_{hwe} - als auch die NO_3^- - N_{hwe} -Fraktion zeigte klare Analogien zum TN_{hwe} auf, wobei die Schwankungen beim NO_3^- - N_{hwe} vergleichsweise stärker ausgeprägt waren.

Während der Untersuchungsperiode umfaßte der NH_4^+ - N_{hwe} -Gehalt des Brachebodens in 0-10 cm Tiefe 7,1 % bis 8,3 % des TN_{hwe} . Lediglich im Oktober 2001 stellte er mit 11,7 % einen bedeutend höheren und mit 6,1 % im Oktober 2003 einen verhältnismäßig niedrigen Anteil dar (Abb. 14a). Indes wies der prozentuale Anteil des NO_3^- - N_{hwe} größere Unterschiede im Jahresverlauf auf. So nahm dieser unter Brache von 1,0 % bei Beginn der Aufnahmen auf 13,3 % im August 2002 zu und sank anschließend bis Oktober 2003 auf unter 7,0 % ab. Auch unterhalb 10 cm Tiefe variierte der NO_3^- - N_{hwe} -Anteil relativ stärker als die NH_4^+ - N_{hwe} -Fraktion, wobei die höchsten Werte ebenfalls zwischen Oktober 2001 und August 2002 auftraten (Abb. 14b bis d).

Der extensiv bzw. intensiv bewirtschaftete Boden war bezüglich der TN_{hwe} -Zusammensetzung durch größere Unregelmäßigkeiten gekennzeichnet. Unter extensiver Nutzung variierte der prozentuale NH_4^+ - N_{hwe} -Anteil in 0-10 cm Tiefe zwischen 3,2 % und 10,3 %. In den anderen Tiefenstufen bewegte sich der Prozentsatz in vergleichbaren Größenordnungen. Tendenziell ging der NH_4^+ - N_{hwe} -Anteil in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe mit fortschreitender Untersuchungszeit zurück (Abb. 14a und b). Der NO_3^- - N_{hwe} nahm in der Tiefenstufe 0-10 cm unter extensiver Bewirtschaftung 2,2 % (Oktober 2000) bis 26,2 % (Oktober 2003) des TN_{hwe} ein. Neben dem geringen Anfangswert ergaben sich vor allem im Mai 2002 und 2003 niedrige prozentuale Anteile. Während sich die ermittelten Prozentwerte in den Tiefenstufen 10-30 cm und 30-60 cm nicht wesentlich von jenen in 0-10 cm Tiefe unterschieden, machte der NO_3^- - N_{hwe} unterhalb 60 cm 28,6 % bis 39,8 % der TN_{hwe} -Fraktion aus (Abb. 14d).

Im intensiv bewirtschafteten Boden schwankte der NH_4^+ - N_{hwe} -Anteil insgesamt zwischen 2,6 % und 10,5 %. Höhere Prozentwerte traten lediglich im Mai (18,1 %) und August 2003 (14,8 %), oberhalb einer Bodentiefe von 10 cm, auf (Abb. 14a). Der Anteil des NO_3^- - N_{hwe} differierte im Boden der intensiven Nutzungsform zwischen 3,7 % und 47,6 % und stieg im Laufe der Forschungsperiode allgemein an. Während diese Zunahme in 0-60 cm Tiefe hauptsächlich ab Mai 2003 stattfand, stellte die NO_3^- - N_{hwe} -Fraktion in der Tiefenstufe 60-100 cm mit 40,7 % bis 45,9 % generell hohe Anteile des TN_{hwe} dar (Abb. 14d).

Tab. 11: Prozentualer Anteil des NH_4^+ - N_{hwe} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[‰]	0,45	0,47	0,60	1,05	0,60	0,64	0,53	0,53	0,51	0,42
	EXT		0,62	0,96	0,77	0,51	0,62	0,30	0,23	0,41	0,43	0,41
	INT		0,58	0,61	0,52	0,58	0,64	0,33	0,30	2,67	1,19	1,05
10-30	BRA		0,50	0,42	0,77	0,43	0,39	0,48	0,37	0,37	0,41	0,40
	EXT		0,59	0,57	0,55	0,47	0,46	0,30	0,27	0,41	0,45	0,38
	INT		0,57	0,59	0,56	0,62	0,53	0,38	0,35	0,75	0,48	0,42
30-60	BRA			0,15			0,20			0,19		
	EXT			0,24			0,22			0,16		
	INT			0,18			0,16			0,85		
60-100	BRA			0,03			0,05			0,04		
	EXT			0,10			0,13			0,13		
	INT			0,04			0,07			0,24		

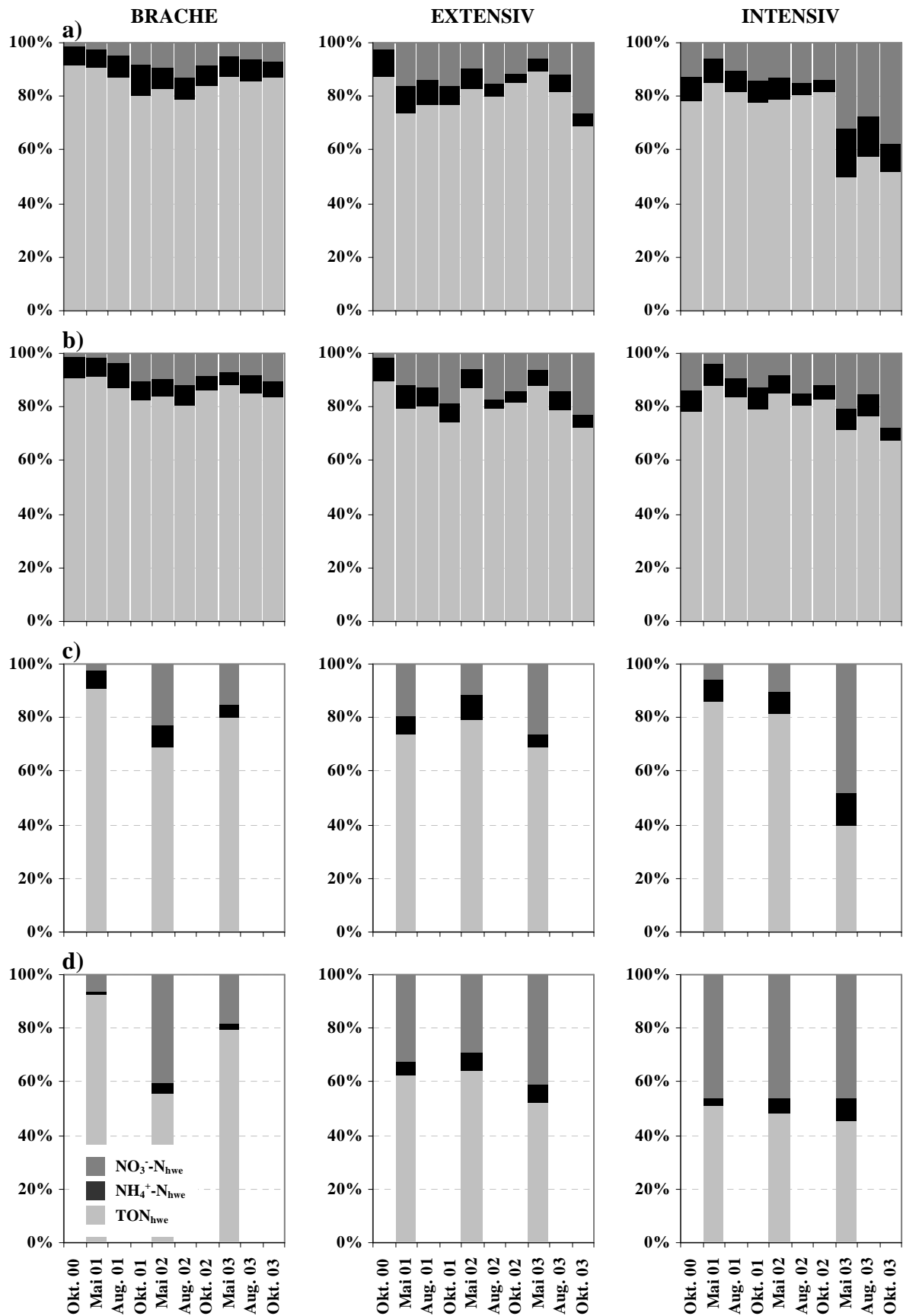


Abb. 14: Prozentuale Anteile der TON_{hwe} -, $NH_4^+ - N_{hwe}$ - und $NO_3^- - N_{hwe}$ -Gehalte am TN_{hwe} -Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in **a)** 0-10 cm, **b)** 10-30 cm, **c)** 30-60 cm und **d)** 60-100 cm Tiefe (Anteile wurden aus Medianwerten berechnet; n = 12)

Am TN-Gehalt betrug der mediane Anteil des $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe}}$ in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm mehrheitlich unter 1 %, und unterhalb 30 cm Tiefe des öfteren weniger als 0,01 %. Lediglich im 0-10 cm tiefen, intensiv bewirtschafteten Boden ergab sich mit 2,7 % ein deutlich höherer Wert (Tab. 11).

Der prozentuale Anteil des $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe}}$ am TN war tiefenstufenunabhängig im Allgemeinen durch stärkere Schwankungen charakterisiert. Während dieser unter Brache prinzipiell unter 1 % betrug, kristallisierten sich im extensiv und vor allem im intensiv genutzten Boden vornehmlich ab Mai 2003 wesentlich höhere Werte heraus (Tab. 12).

Tab. 12: Prozentualer Anteil des $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe}}$ -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	0,06	0,14	0,36	0,61	0,64	0,97	0,65	0,40	0,43	0,47
	EXT		0,14	1,26	1,07	1,16	0,73	0,99	0,84	0,43	0,87	2,20
	INT		0,86	0,36	0,73	0,94	1,13	1,00	0,95	4,87	1,99	3,51
10-30	BRA		0,07	0,11	0,26	0,67	0,64	0,69	0,57	0,51	0,47	0,69
	EXT		0,10	0,87	0,91	1,29	0,40	1,25	1,09	0,52	0,85	1,78
	INT		0,95	0,28	0,63	0,97	0,55	1,16	0,95	1,93	1,05	2,47
30-60	BRA			0,06			0,46			0,65		
	EXT			0,66			0,31			0,80		
	INT			0,19			0,17			2,96		
60-100	BRA			0,05			0,58			0,43		
	EXT			0,64			0,61			0,78		
	INT			0,46			0,57			1,36		

Die $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe}}$ - und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe}}$ -Gehalte standen in engem Zusammenhang mit der TIN_{hwe} -Fraktion. Hierbei stellten sich zwischen den $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe}}$ - und TIN_{hwe} -Gehalten in allen Tiefenstufen und Nutzungsformen klare positive korrelative Bindungen ($r_s = 0,62^*$ bis $0,99^{***}$) heraus, wohingegen die $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe}}$ -Fraktion ausschließlich bis in 60 cm Tiefe und vorzugsweise unter Brache sowie im intensiv bewirtschafteten Boden Korrelationen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,94^{***}$) zum TIN_{hwe} -Gehalt aufwies (vgl. Tab. A30 bis A107). Zwischen den $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe}}$ - und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe}}$ -Fraktionen konnten nur vereinzelt korrelative Wechselbeziehungen errechnet werden.

Weiterhin zeigte der TIN_{hwe} in starkem Umfang signifikante Zusammenhänge sowohl zum TN_{KCl} ($r_s = 0,59^*$ bis $0,97^{***}$) als auch zum TIN_{KCl} -Gehalt ($r_s = 0,61^*$ bis $0,99^{***}$) auf. Diese konnten in sämtlichen untersuchten Bodentiefen und bei allen Versuchsvarianten in gleichem Maße nachgewiesen werden (vgl. Tab. A30 bis A107).

Ebenfalls starke korrelative Bindungen zeichneten sich zwischen den $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe}}$ - und $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ - bzw. zwischen den $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe}}$ - und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalten ab. Die $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Fraktionen korrelierten ($r_s = 0,59^*$ bis $0,99^{***}$) dabei überwiegend in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm miteinander, während die $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Fraktionen auch unterhalb einer Tiefe von 30 cm in enger Beziehung ($r_s = 0,66^*$ bis $0,99^{***}$) zueinander standen (vgl. Tab. A30 bis A107).

Mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Tests wurde geprüft, ob sich die auf verschiedenen Extraktionsverfahren basierenden $\text{NH}_4^+\text{-N}$ - bzw. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Fraktionen bezüglich ihrer Absolutbeträge signifikant voneinander unterscheiden (vgl. Tab. A21). Hieraus resultierend stellten sich – je nach Beprobungstermin – entweder zwischen den $\text{NH}_4^+\text{-N}$ - oder zwischen den $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Fraktionen statistisch bedeutsame Differenzen heraus. So wurden von Oktober

2000 bis Mai 2002 sowie ab Mai 2003, in 0-10 cm und insbesondere in 10-30 cm Bodentiefe, signifikante ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) Abweichungen zwischen den NH_4^+ - N_{hwe} - und NH_4^+ - N_{KCl} -Gehalten festgestellt. Hierbei nahm der NH_4^+ - N_{hwe} meist etwas höhere Werte als der NH_4^+ - N_{KCl} ein. In den gleichen Tiefenstufen ließen sich die entsprechenden NO_3^- -N-Gehalte mehrheitlich im August und Oktober 2002 statistisch nachweisbar ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,01$) voneinander trennen. Auffälligerweise traten in diesen beiden Monaten ebenfalls keine nennenswerten Korrelationen zwischen der NH_4^+ - N_{hwe} -Fraktion und dem TN_{hwe} -Gehalt auf (vgl. Tab. A45 bis A50 und A75 bis A80). Grundsätzlich waren diese Differenzen bei keinem der N-Parameter auf eine bestimmte Nutzungsform zu reduzieren. Fernerhin ergaben sich unterhalb einer Tiefe von 30 cm – bis auf eine Ausnahme – keine diesbezüglichen Unterschiede (vgl. Tab. A21).

Im Rahmen der Diskriminanzanalysen konnte der NH_4^+ - N_{hwe} -Fraktion ein verhältnismäßig hohes Trennpotential zugebilligt werden. Demgemäß war diese Merkmalsvariable in 0-10 cm Tiefe bei 7 Probenahmeterminen unter den 6 diskriminatorisch wichtigsten Bodenparametern zu finden. Im Mai 2002 wies der NH_4^+ - N_{hwe} -Gehalt in allen Tiefenstufen einen hohen mittleren Diskriminanzfunktionskoeffizienten auf. Insgesamt kam dieser N-Fraktion eine größere diskriminatorische Bedeutung als dem NH_4^+ - N_{KCl} -Gehalt zu.

4.1.2.3.6 KCl-extrahierbarer Gesamtstickstoff (TN_{KCl})

Der TN_{KCl} -Gehalt unterlag im Laufe der Untersuchungen starken Gehalts- bzw. Vorratsänderungen, welche vor allem während der ersten beiden Beprobungstermine sowie im letzten Drittel der Forschungsperiode zwischen den Versuchsvarianten signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) differierten, und somit auf die unterschiedliche Nutzungsintensität zurückgeführt werden können (Abb. 15; vgl. Tab. A18). In der Tiefenstufe 0-10 cm stieg der mediane TN_{KCl} -Gehalt unter Brache zunächst teilweise signifikant ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A23) von 7 mg kg^{-1} zu Beginn der Aufnahmen auf 15 mg kg^{-1} im Oktober 2001 an, ging anschließend bis Mai 2002 wieder auf 9 mg kg^{-1} zurück und blieb um diesen Betrag bis zum Ende der Untersuchungen relativ konstant. Unter extensiver Bewirtschaftung kam es in 0-10 cm Tiefe – bedingt durch den Anbau von Körnererbsen – von Oktober 2000 bis Mai 2001 zu einem deutlichen ($P \leq 0,05$) Anstieg des TN_{KCl} -Gehaltes von 6 mg kg^{-1} auf 17 mg kg^{-1} . Danach sank diese N-Fraktion bis Mai 2003 kontinuierlich auf 5 mg kg^{-1} ab und nahm anschließend bis zum Ende der Forschungsphase erneut signifikant ($P \leq 0,05$) bis 14 mg kg^{-1} zu (vgl. Tab. A23). Konträr zur extensiven Versuchsvariante konnte im intensiv bewirtschafteten Boden von Oktober 2000 bis Mai 2001 eine Reduzierung des medianen TN_{KCl} -Gehaltes von 12 mg kg^{-1} auf 8 mg kg^{-1} nachgewiesen ($P \leq 0,05$) werden. Im Anschluß daran bewegte sich der TN_{KCl} -Gehalt zwischen 6 mg kg^{-1} und 13 mg kg^{-1} , bevor er im Mai 2003 erheblich ($P \leq 0,05$) auf knapp 70 mg kg^{-1} anstieg. Diese Zunahme liegt in dem zuvor ausgebrachten ASS-Dünger (vgl. Tab. 3) begründet, der im Laufe des Frühjahres 2003 wegen des geringen Bedeckungsgrades und des mangelnden Niederschlages unzureichend aufgenommen bzw. abgeführt werden konnte (Abb. 15a). Die TN_{KCl} -Vorräte verhielten sich hinsichtlich ihrer Schwankungen konform zu den Gehalten und betrugen in 0-10 cm Tiefe – unabhängig der Nutzungsform – zwischen 8 kg ha^{-1} und 25 kg ha^{-1} . Wesentlich ($P \leq 0,001$; vgl. Tab. A18) höhere Werte ergaben sich unter intensiver Nutzung ab Mai 2003. So wies der Boden in selbigem Monat hier einen TN_{KCl} -Vorrat von knapp 100 kg ha^{-1} auf (Abb. 15a).

Der Entwicklungsgang des TN_{KCl} -Gehaltes in der Tiefenstufe 10-30 cm folgte weitestgehend den in 0-10 cm Tiefe festgestellten Veränderungen. Nach einem vergleichsweise

markanteren Rückgang dieser N-Fraktion von 6 mg kg^{-1} im Oktober 2000 auf 4 mg kg^{-1} im Mai 2001 kam es unter Brache bis August 2001 zu einem bedeutenden ($P \leq 0,05$) Anstieg auf über 8 mg kg^{-1} . Anschließend nahm der mediane TN_{KCl} -Gehalt erneut ab und erreichte nach wiederholter, jedoch stetiger Zunahme am Ende der Untersuchungsperiode abermals knapp 8 mg kg^{-1} (Abb. 15b). Im extensiv genutzten Boden konnte – im Gegensatz zur Tiefenstufe 0-10 cm – von Oktober 2000 bis August 2001 ein deutlicher Anstieg des TN_{KCl} -Gehaltes von 6 mg kg^{-1} auf 11 mg kg^{-1} verzeichnet werden. Eine signifikante ($P \leq 0,05$) Reduzierung dieses N-Parameters fand in 10-30 cm Bodentiefe erst ab Oktober 2001 statt. Nachdem hier zwischen Mai 2002 und Mai 2003 der TN_{KCl} -Gehalt Medianwerte um 6 mg kg^{-1} einnahm, kam es bis zum Ende des vorgestellten Zeitabschnittes wiederum zu einer Zunahme auf 12 mg kg^{-1} (Abb. 15b). Der mediane TN_{KCl} -Gehalt der intensiv bewirtschafteten Versuchsvariante hob sich – analog zur Tiefenstufe 0-10 cm – im Oktober 2000 mit 12 mg kg^{-1} statistisch signifikant ($P \leq 0,001$; vgl. Tab. A18) von den anderen Nutzungsformen ab, sank bis Mai 2001 deutlich ($P \leq 0,05$) um mehr als die Hälfte und variierte von August 2001 bis Oktober 2002 zwischen 6 mg kg^{-1} und 9 mg kg^{-1} . Auch in 10-30 cm Tiefe kristallisierte sich mit fast 18 mg kg^{-1} im Mai 2003 ein bemerkenswertes ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A23) Maximum dieser N-Fraktion heraus. Die TN_{KCl} -Vorräte in dieser Tiefenstufe lagen im Untersuchungszeitraum, unter Einbeziehung aller Nutzungsvarianten, zwischen 12 kg ha^{-1} und 43 kg ha^{-1} . Lediglich im Mai 2003 wurde unter intensiver Bewirtschaftung mit 60 kg ha^{-1} ebenfalls ein explizit höherer Wert ermittelt (Abb. 15b).

Ausgenommen des intensiv genutzten Bodens im Mai 2003, betrug der mediane TN_{KCl} -Gehalt unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm zwischen 1 mg kg^{-1} und 4 mg kg^{-1} , während der TN_{KCl} -Vorrat Werte von 4 kg ha^{-1} bis 22 kg ha^{-1} aufwies (Abb. 15c und d).

Ähnlich dem TOC_{KCl} (vgl. Kapitel 4.1.2.2.3) zeigte der TN_{KCl} -Gehalt in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm negative Korrelationen zur Niederschlagsmenge auf. Im Gegensatz zu der entsprechenden C-Fraktion beschränkten sich diese Zusammenhänge ($r_s = -0,70^*$ bzw. $-0,76^*$; vgl. Tab. A132) jedoch auf die intensive Nutzungsform. Positive Korrelationen ($r_s = 0,61^*$ bis $0,92^{***}$) ergaben sich hingegen zum während des Probenahmezeitpunktes vorliegenden WG.

Zwischen dem TOC_{KCl} und der TN_{KCl} -Fraktion konnten nur vereinzelt statistisch signifikante Wechselbeziehungen nachgewiesen werden. Häufiger traten positive korrelative Bindungen ($r_s = 0,60^*$ bis $0,98^{***}$) zum TON_{KCl} -Gehalt auf. Bei nahezu jedem Beprobungstermin stellten sich in allen Tiefenstufen klare Bezüge ($r_s = 0,61^*$ bis $1,00^{***}$) zur TIN_{KCl} -Fraktion heraus. Diese basierten – insbesondere oberhalb einer Bodentiefe von 30 cm – weniger auf belegbare Beziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,92^{***}$) zum $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$, sondern waren in stärkerem Maße auf Zusammenhänge ($r_s = 0,60^*$ bis $1,00^{***}$) mit dem $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt zurückzuführen (vgl. Tab. A30 bis Tab. A89).

Dem TN_{KCl} -Gehalt konnte eine vergleichsweise hohe diskriminatorische Bedeutung beigemessen werden (vgl. Tab. A117 bis A129). Vor allem in der Tiefenstufe 10-30 cm trug diese N-Fraktion zu einer signifikanten Trennung der Versuchsvarianten bei. Mehrfach konnten dem TN_{KCl} die – nach der TN_{hwe} - bzw. TON_{hwe} -Fraktion – dritthöchsten mittleren Diskriminanzfunktionskoeffizienten zugeordnet werden. In den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm stellte dieser N-Parameter bei jeweils einem Probenahmetermin (Mai 2002 bzw. Mai 2001) sogar die Merkmalsvariable mit der stärksten Trennkraft dar.

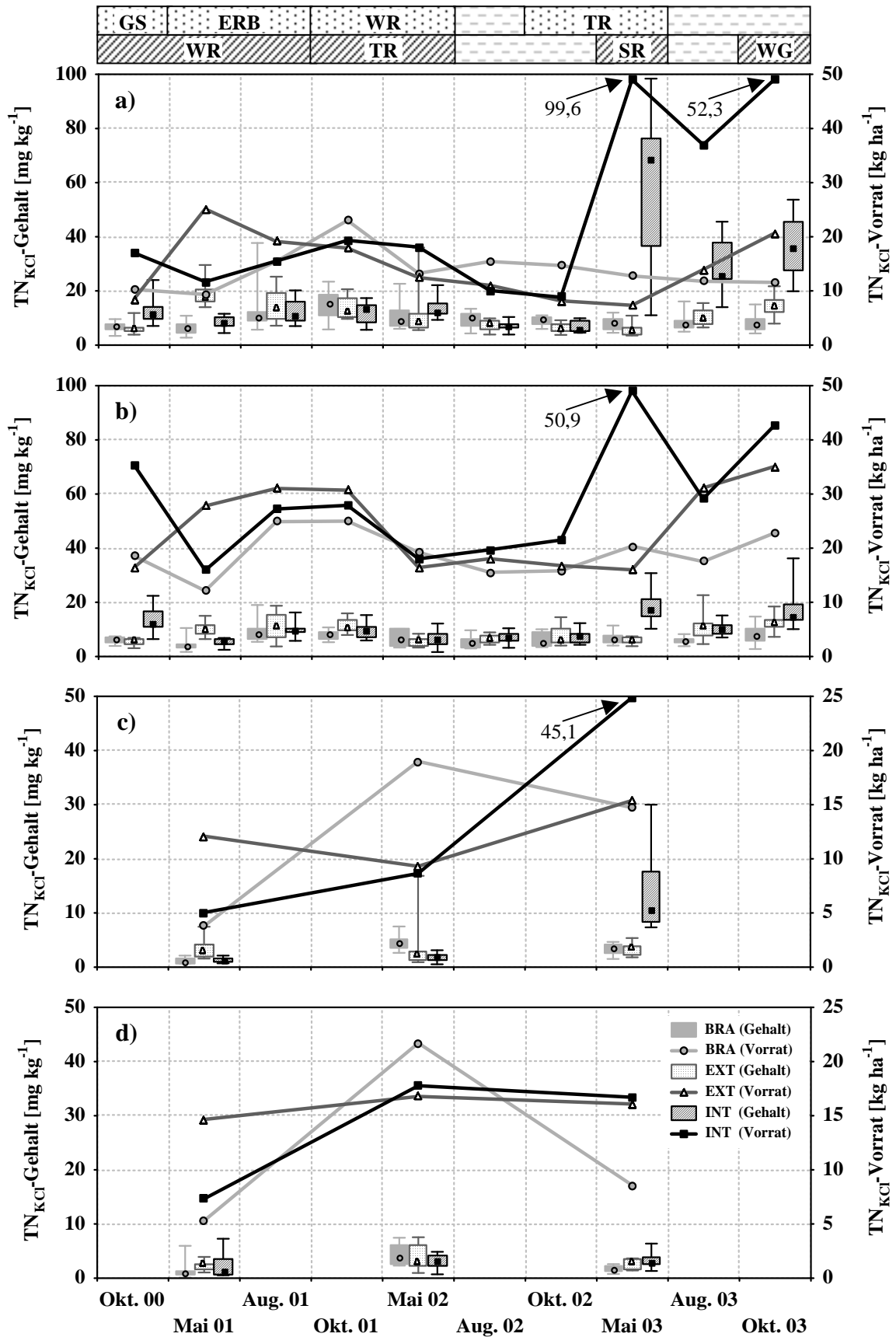


Abb. 15: TN_{KCl} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

Der TN_{KCl} -Gehalt nahm in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe anteilig 0,8 % bis 2,5 % des TN-Gehaltes ein (Tab. 13). Eine Ausnahme hiervon bildete erneut die intensive Nutzungsform im letzten Drittel der Forschungsperiode, wo speziell in der Tiefenstufe 0-10 cm wesentlich höhere Prozentwerte ermittelt wurden. So umfaßte die TN_{KCl} -Fraktion im Mai 2003 bei dieser Bewirtschaftungsvariante 8,7 % des TN-Gehaltes. Im gleichen Monat hob sich diese Bewirtschaftungsform mit einem Anteil von 3,8 % auch in der Tiefenstufe 30-60 cm deutlich von den anderen Versuchsvarianten ab (Tab. 13).

Tab. 13: Prozentualer Anteil des TN_{KCl} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; $n = 12$)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	0,88	0,85	1,34	2,00	1,19	1,35	1,36	1,16	1,07	1,11
	EXT		0,85	2,50	2,26	1,79	1,41	1,19	0,95	0,85	1,56	2,53
	INT		1,50	1,26	1,61	1,77	1,92	1,10	0,96	8,66	4,47	5,70
10-30	BRA		1,00	0,77	1,24	1,35	1,31	0,85	1,00	1,19	1,13	1,63
	EXT		0,88	1,77	1,95	1,89	0,96	1,24	1,15	0,99	1,93	2,65
	INT		1,94	0,97	1,65	1,85	1,10	1,34	1,34	2,84	1,76	3,37
30-60	BRA			0,37			1,55			1,39		
	EXT			1,30			0,96			1,26		
	INT			0,52			0,70			3,80		
60-100	BRA			0,47			1,79			0,87		
	EXT			1,37			1,53			1,33		
	INT			0,77			1,33			1,67		

4.1.2.3.7 KCl-extrahierbarer organischer Stickstoff (TON_{KCl})

Insgesamt variierte der mediane TON_{KCl} -Gehalt in 0-30 cm Tiefe zwischen 1 mg kg^{-1} und 4 mg kg^{-1} , wobei sich besonders unter Brache ein schwacher Tiefengradient abzeichnete. Lediglich der intensiv genutzte Boden enthielt ab August 2003 in der Tiefenstufe 0-10 cm mit über 6 mg kg^{-1} wesentlich höhere Gehalte (Abb. 16a). Allgemein konnten zwischen den Nutzungsintensitäten nur sporadisch statistisch signifikante Unterschiede nachgewiesen werden. Die größten Differenzen traten im August 2003 auf. Während hier der intensiv bewirtschaftete Boden in 0-10 cm Tiefe bedeutend ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,01$) größere Werte aufwies, war in der Tiefenstufe 10-30 cm die Brachevariante klar ($P \leq 0,01$) von den anderen Nutzungsformen abzugrenzen (vgl. Tab. A18). Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet stieg der TON_{KCl} -Gehalt ausschließlich bei intensiver Bewirtschaftung in 0-10 cm Tiefe signifikant ($P \leq 0,05$) an. Im Boden der weiteren Nutzungsformen blieb diese N-Fraktion von Oktober 2000 zu Oktober 2003 hingegen annähernd konstant (vgl. Tab. A23). Die TON_{KCl} -Vorräte bewegten sich in den Tiefenstufen 0-10 cm bzw. 10-30 cm zwischen 2 kg ha^{-1} und 10 kg ha^{-1} bzw. 4 kg ha^{-1} und 11 kg ha^{-1} (Abb. 16a und b). Speziell in der ersten Hälfte der Forschungsperiode waren die TON_{KCl} -Gehalte bzw. -Vorräte durch ein nutzungsübergreifendes oszillierendes Verhalten geprägt. Abweichungen hiervon kristallisierten sich nur unter extensiver Nutzung im Mai 2001 heraus, wo es – entgegen der anderen Versuchsvarianten – durch den Anbau von Körnererbsen nicht zur Herausbildung eines Minimums kam.

Auch in 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe hob sich der TON_{KCl} -Gehalt des extensiv bewirtschafteten Bodens im Mai 2001 mit über 1 mg kg^{-1} deutlich von den anderen Nutzungsformen ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$; vgl. Tab. A18) ab. Unter Brache kam es in beiden Tiefenstufen von Mai 2001 (weniger als $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$) bis Mai 2002 (über 2 mg kg^{-1}) zu einer erheblichen ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A27) Erhöhung dieser N-Fraktion, so daß sich der

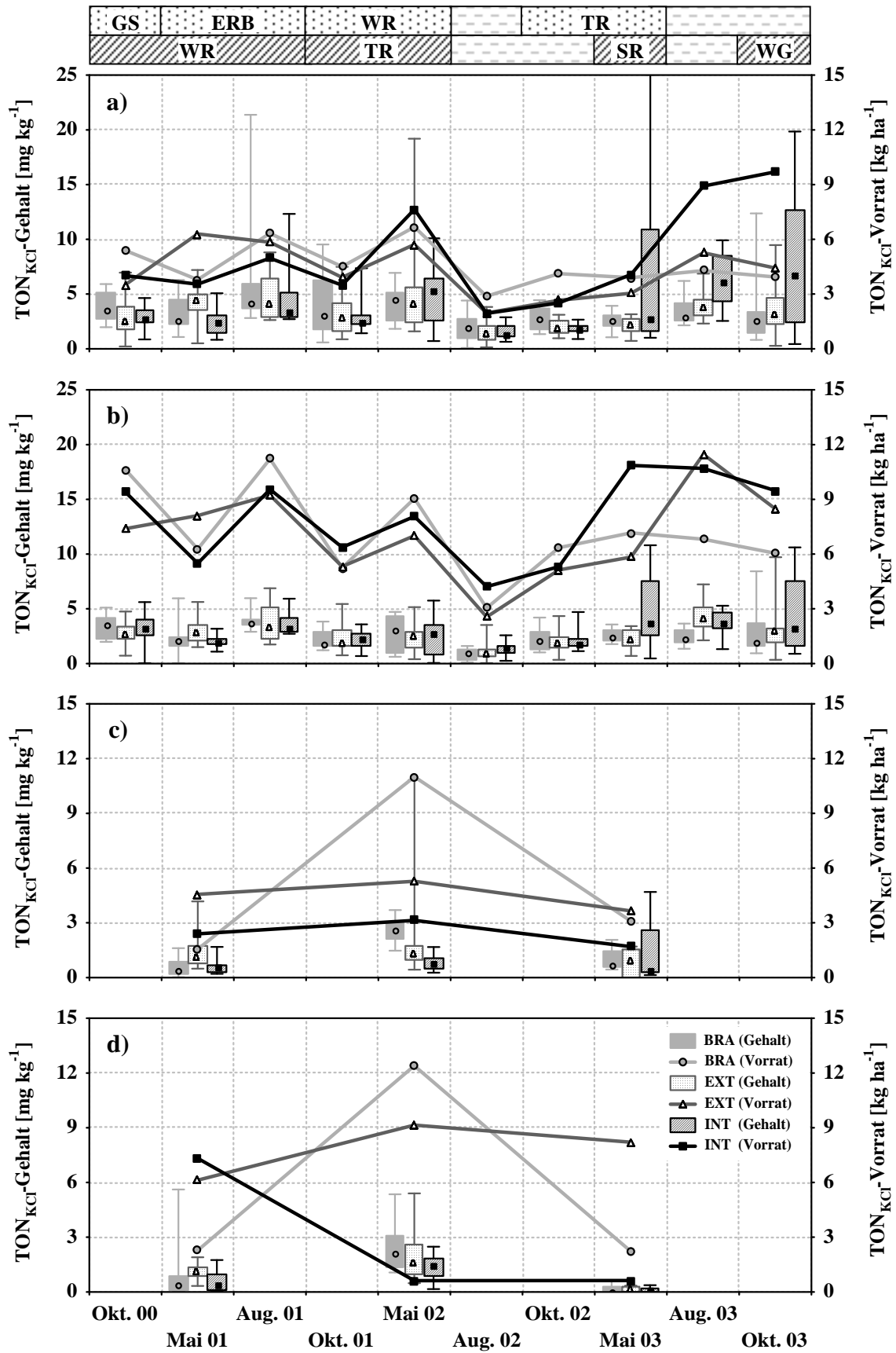


Abb. 16: TON_{KCl} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in **a)** 0-10 cm, **b)** 10-30 cm, **c)** 30-60 cm und **d)** 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; $n = 12$)

Bracheboden im Frühjahr 2002 vor allem hinsichtlich der intensiven Bewirtschaftungsvariante signifikant ($P \leq 0,001$; vgl. Tab. A18) unterschied. Die TON_{KCl} -Vorräte differierten unterhalb 30 cm Tiefe – je nach Höhe der entsprechenden Gehalte – zwischen $0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ und 12 kg ha^{-1} (Abb. 16 und d).

Wie bereits in Abschnitt 4.1.2.2.3 erwähnt, zeigte der TON_{KCl} in höherem Maße statistisch nachweisbare Wechselbeziehungen ($r_s = 0,61^*$ bis $0,98^{***}$) zum TOC_{KCl} -Gehalt auf, welche sich vornehmlich während des ersten Teils der Untersuchungen herausstellten und zumeist in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm ermittelt wurden (vgl. Tab. A30 bis A89). Außerdem stand der TON_{KCl} -Gehalt in enger Verbindung ($r_s = 0,60^*$ bis $0,98^{***}$) zur TN_{KCl} -Fraktion (vgl. Kapitel 4.1.2.3.6). Zu weiteren C- und N-Fractionen sowie zu mikrobiologischen und biochemischen Kenngrößen traten statistisch relevante Korrelationen nur vereinzelt bzw. unregelmäßig auf, weswegen diesbezügliche sachlogische Zusammenhänge mit dem TON_{KCl} -Gehalt ausgeschlossen werden konnten.

Die geringfügigen korrelativen Bindungen zu anderen erhobenen Bodenparametern spiegeln sich in den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse wider (vgl. Tab. A108 bis A116). So konnte der TON_{KCl} -Gehalt im Laufe der Untersuchungsphase keiner Variablengruppe systematisch zugeordnet werden. Lediglich die TOC_{KCl} -Fraktion war vielfach in der gleichen Hauptkomponente vorzufinden.

Im Vergleich zum TN_{KCl} kam dem TON_{KCl} -Gehalt eine schwächere diskriminanzanalytische Bedeutung zu (vgl. Tab. A117 bis A129). Tiefenstufenübergreifend trug er nur im Mai 2001 wesentlich zu einer Differenzierung der Versuchsvarianten bei.

Der TON_{KCl} -Gehalt stellte generell unter 1 % des TN dar, wobei die Schwankungen des prozentualen Anteils synchron zu seinen Gehaltsänderungen verliefen (Tab. 14). Unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm ergaben sich hierbei relativ größere Unterschiede im Zeitverlauf. Tendenziell wurden in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm – insbesondere unter Brache und bei intensiver Bewirtschaftung – niedrigere Anteile festgestellt. Die kleinsten Werte (0,01 % bis 0,05 %) zeichneten sich während des Frühjahres 2003 in 60-100 cm Tiefe ab (Tab. 14).

Tab. 14: Prozentualer Anteil des TON_{KCl} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; $n = 12$)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	0,50	0,34	0,56	0,38	0,59	0,27	0,37	0,38	0,40	0,39
	EXT		0,33	0,58	0,62	0,38	0,58	0,17	0,33	0,38	0,60	0,58
	INT		0,40	0,38	0,50	0,35	0,76	0,21	0,30	0,41	0,98	0,95
10-30	BRA		0,54	0,38	0,60	0,31	0,55	0,17	0,37	0,46	0,46	0,48
	EXT		0,41	0,48	0,56	0,34	0,40	0,16	0,38	0,39	0,77	0,63
	INT		0,48	0,36	0,53	0,38	0,48	0,26	0,34	0,79	0,68	0,81
30-60	BRA			0,14			0,78			0,31		
	EXT			0,53			0,57			0,42		
	INT			0,20			0,33			0,13		
60-100	BRA			0,18			0,99			0,01		
	EXT			0,51			0,59			0,05		
	INT			0,20			0,66			0,05		

Ein Vergleich der Abbildungen 16 und 20 läßt Zusammenhänge zwischen der Höhe des TON_{KCl} -Gehaltes und dessen prozentualen Anteil an der TN_{KCl} -Fraktion erkennen. Unter Brache sank der TON_{KCl} in 0-30 cm Bodentiefe anteilig von ca. 57 % zu Beginn der Unter-

suchungen auf 19 % im August 2002 ab und stieg bis Oktober 2003 wieder auf etwa 35 % an. Im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten kam es nach der ersten Hälfte des Forschungsabschnittes nicht zur Herausbildung eines solch ausgeprägten Minimums. Hier schwankten die Anteile während der Untersuchungsperiode insgesamt stärker, was innerhalb des TN_{KCl} auf eine relativ größere Einflußnahme der mineralischen N-Fractionen hindeutete (vgl. Abb. 20). Bei extensiver Nutzung stellte der TON_{KCl} -Gehalt in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm zwischen 14,9 % und 49,9 % des TN_{KCl} dar. Im intensiv bewirtschafteten Boden variierte der TON_{KCl} -Anteil von 7,3 % bis 40,1 % in 0-10 cm bzw. von 21,2 % bis 43,5 % in 10-30 cm Tiefe. Hierbei wurden besonders in der obersten Tiefenstufe während der letzten 3 Beprobungstermine – konträr zum Gehalt – die geringsten Prozentwerte ermittelt. In einer Bodentiefe von 60-100 cm kam es im Mai 2003 bei allen Nutzungsformen zu einer beträchtlichen Abnahme des prozentualen TON_{KCl} -Anteiles. Dieser umfaßte hier lediglich 1,7 % bis 3,4 % des TN_{KCl} -Gehaltes. Der intensiv genutzte Boden wies in diesem Monat auch in der Tiefenstufe 30-60 cm einen ähnlich niedrigen prozentualen Anteil auf (vgl. Abb. 20).

4.1.2.3.8 KCl-extrahierbarer mineralischer Stickstoff (TIN_{KCl})

Im Hinblick auf die sich im Laufe des Untersuchungszeitraumes abzeichnenden Gehalts- bzw. Vorratsänderungen, verhielt sich die TIN_{KCl} -Fraktion – ungeachtet der Nutzungsdensität – nahezu identisch zum TN_{KCl} (vgl. Abb. 15 und 17 sowie Kapitel 4.1.2.3.6). Auch bezüglich des Tiefengradienten konnten enge Analogien festgestellt werden. So fand dieser hinsichtlich des TIN_{KCl} -Gehaltes seine deutlichste Ausprägung ebenfalls im Bracheboden. Die bestimmten Medianwerte bewegten sich hier in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe zwischen 2 mg kg^{-1} und 12 mg kg^{-1} (Abb. 17a und b). In der gleichen Bodentiefe ergaben sich unter extensiver Bewirtschaftung TIN_{KCl} -Gehalte von 3 mg kg^{-1} bis 13 mg kg^{-1} , während im intensiv genutzten Boden 4 mg kg^{-1} bis maximal 62 mg kg^{-1} im Mai 2003 verzeichnet werden konnten. Die entsprechenden TIN_{KCl} -Vorräte lagen in der Tiefenstufe 0-10 cm durchschnittlich zwischen 4 kg ha^{-1} und 19 kg ha^{-1} . Lediglich bei der intensiven Bewirtschaftungsvariante traten ab Mai 2003 mit einem medianen Spitzenwert von 90 kg ha^{-1} erheblich höhere Werte auf (Abb. 17a). In 10-30 cm Tiefe schwankten die TIN_{KCl} -Vorräte während der Forschungsperiode zwischen 6 kg ha^{-1} und 37 kg ha^{-1} (Abb. 17b).

Unterhalb 30 cm Bodentiefe variierten die TIN_{KCl} -Gehalte insgesamt zwischen weniger als 1 mg kg^{-1} und 3 mg kg^{-1} bzw. 10 mg kg^{-1} bei intensiver Nutzung im Mai 2003. Basierend hierauf konnten TIN_{KCl} -Vorräte von 2 kg ha^{-1} bis 17 kg ha^{-1} bzw. maximal 42 kg ha^{-1} errechnet werden (Abb. 17c und d).

Der prozentuale Anteil der TIN_{KCl} -Fraktion am TN änderte sich entsprechend dem Verlauf des TIN_{KCl} -Gehaltes und betrug in 0-10 cm Tiefe unter Brache 0,4 % bis 1,5 %. Im extensiv bewirtschafteten Boden umfaßte der TIN_{KCl} -Anteil zwischen 0,5 % und 2,2 % des TN, wohingegen bei intensiver Nutzung Werte von 0,8 % bis 8,2 % ermittelt wurden. Die anderen untersuchten Bodentiefen wiesen weitestgehend vergleichbare prozentuale Anteile auf (Tab. 15).

Ähnlich den heißwasserextrahierbaren N-Fractionen (vgl. Abschnitt 4.1.2.3.5) stellten sich in allen Versuchsvarianten zwischen dem TIN_{KCl} und den NH_4^+ - N_{KCl} - sowie NO_3^- - N_{KCl} -Gehalten klare korrelative Bindungen heraus, wobei sich ein engerer Zusammenhang mit der NO_3^- - N_{KCl} -Fraktion andeutete. So traten zu jenem mineralischen N-Parameter – bis auf

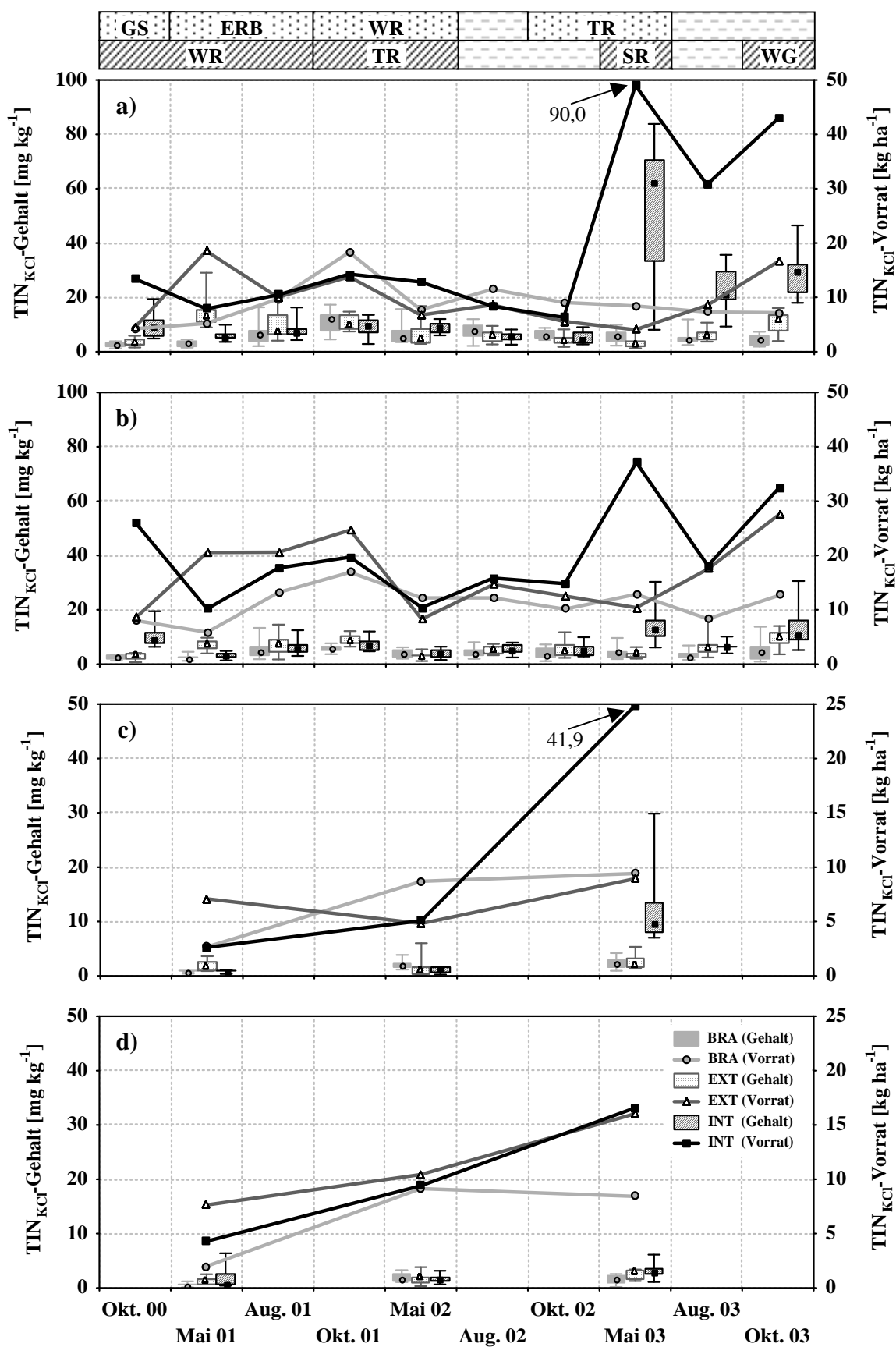


Abb. 17: TIN_{KCl}-Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

einige Ausnahmen in 0-10 cm Tiefe – bei jedem Probenahmetermin signifikante Korrelationen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,94^{***}$) auf, während die statistisch relevanten Wechselbeziehungen ($r_s = 0,60^*$ bis $0,99^{***}$) zum $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt allgemein schwächer waren und sich auf eine geringere Anzahl von Beprobungszeitpunkten beschränkten (vgl. Tab. A30 bis A107). Demgemäß zeigten die $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte und -Vorräte stärkere Korrespondenzen zum TN_{KCl} und somit auch zum TN_{KCl} auf als es bei den entsprechenden $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalten der Fall war (vgl. Abb. 15 und 17 bis 19). Hieraus ableitbar ist die Tatsache, daß die Höhe des TN_{KCl} -Gehaltes hauptsächlich durch die Variabilität der $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Fraktion beeinflusst wurde.

Tab. 15: Prozentualer Anteil des TN_{KCl} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	0,39	0,47	0,93	1,54	0,71	1,06	0,87	0,81	0,67	0,69
	EXT		0,48	1,69	1,21	1,37	0,74	0,90	0,63	0,47	0,99	2,21
	INT		1,27	0,78	1,07	1,22	1,32	0,88	0,67	8,16	3,87	4,39
10-30	BRA		0,44	0,40	0,69	0,94	0,82	0,69	0,64	0,72	0,50	0,86
	EXT		0,46	1,22	1,29	1,61	0,51	0,98	0,79	0,60	1,04	2,04
	INT		1,41	0,58	0,85	1,35	0,64	0,98	0,91	2,25	1,13	2,55
30-60	BRA			0,23			0,74			0,95		
	EXT			0,83			0,44			0,78		
	INT			0,33			0,36			3,64		
60-100	BRA			0,15			0,76			0,70		
	EXT			0,80			0,83			1,23		
	INT			0,46			0,72			1,62		

Ebenso wie der TN_{KCl} -Gehalt im intensiv bewirtschafteten Boden mit zunehmendem Niederschlag abnahm (vgl. Kapitel 4.1.2.3.6), korrelierte ($r_s = -0,73^*$ und $-0,76^*$) bei dieser Nutzungsvariante auch der TN_{KCl} -Gehalt mit der Summe des 4 Wochen vor den einzelnen Beprobungen gefallenem Niederschlages negativ. Bezüglich des $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ traten solche Beziehungen in statistisch signifikanter ($r_s = -0,68^*$) Form nur bei letzterer Fraktion und in 10-30 cm Tiefe auf (vgl. Tab. A132).

Der mediane $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt in 0-10 cm Tiefe stieg unter Brache vom Anfang der Forschungsperiode bis Oktober 2001 teilweise signifikant ($P \leq 0,05$) von 2 mg kg^{-1} auf 6 mg kg^{-1} an und ging nach einer erneuten bedeutsamen ($P \leq 0,05$) Zunahme im August 2002 bis zum Ende des dargestellten Zeitraumes abermals auf 2 mg kg^{-1} zurück (Abb. 18a; vgl. Tab. A23). Insgesamt hob sich der Bracheboden in der Tiefenstufe 0-10 cm bezüglich des $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ bei annähernd allen Probenahmeterminen statistisch signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) von den anderen Versuchsvarianten ab (vgl. Tab. A19). Im extensiv genutzten Boden kam es bereits bis Mai 2001 zu einer deutlichen ($P \leq 0,05$) Erhöhung dieser N-Fraktion von 2 mg kg^{-1} auf über 5 mg kg^{-1} . Danach sank der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt innerhalb eines Jahres stetig ab und blieb bis zum Untersuchungsende mit Werten zwischen 1 mg kg^{-1} und 2 mg kg^{-1} auf verhältnismäßig konstantem Niveau. Unter intensiver Bewirtschaftung bewegte sich der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt bis Oktober 2002 zwischen 2 mg kg^{-1} und knapp 4 mg kg^{-1} , wobei sich ein leicht abnehmender Trend abzeichnete. Durch Düngemaßnahmen (vgl. Abschnitt 4.1.2.3.6 und Tab. 3) kam es hier im Mai 2003 zu einem erheblichen ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A23) Anstieg dieses N-Parameters auf 25 mg kg^{-1} . Obwohl sich der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt bis Oktober 2003 wieder um 20 mg kg^{-1} verringerte, unterschied sich der intensiv bewirtschaftete Boden in den letzten 3 Monaten signifikant ($P \leq 0,001$) von den anderen Nutzungsformen (Abb. 18a; vgl. Tab. A19). Während in diesem Zeitabschnitt die medianen $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Vorräte oberhalb 10 cm Tiefe auf bis zu

36 kg ha⁻¹ im Mai 2003 anstiegen, variierten diese bis Oktober 2001 sowie im Boden der anderen Versuchsvarianten, im Mittel zwischen 2 kg ha⁻¹ und 8 kg ha⁻¹ (Abb. 18a).

In der Tiefenstufe 10-30 cm lagen die NH₄⁺-N_{KCl}-Gehalte im Medianbereich größtenteils unter 3 mg kg⁻¹. Hierbei waren die Absolutbeträge im intensiv bewirtschafteten Boden meist etwas höher als bei den Varianten mit geringerer Nutzungsintensität (Abb. 18b). Von Oktober 2000 zu Oktober 2003 kam es in dieser Bodentiefe nur im Bracheboden zu einer statistisch signifikanten ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A23) Reduzierung der NH₄⁺-N_{KCl}-Fraktion. Die vergleichbaren NH₄⁺-N_{KCl}-Vorräte differierten, je nach Höhe der Gehalte, zwischen 3 kg ha⁻¹ und 11 kg ha⁻¹ (Abb. 18b).

Die unteren analysierten Bodentiefen wiesen mediane NH₄⁺-N_{KCl}-Gehalte von weniger als 0,5 mg kg⁻¹ auf. Nur bei intensiver Nutzung konnte im Frühjahr 2003 mit über 2 mg kg⁻¹ in 30-60 cm Tiefe, ein wesentlich ($P \leq 0,001$; vgl. Tab. A19) größerer Wert ermittelt werden. Der entsprechende maximale Vorrat betrug 11 kg ha⁻¹. Ansonsten schwankten die NH₄⁺-N_{KCl}-Vorräte in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm von unter 1 kg ha⁻¹ bis 2 kg ha⁻¹ (Abb. 18c und d).

Mit zunehmender Tiefe nahm der prozentuale Anteil des NH₄⁺-N_{KCl} am TN-Gehalt ab. Am ausgeprägtesten zeichnete sich dieser Tiefengradient unter Brache ab (Tab. 16). Insgesamt stellte der NH₄⁺-N_{KCl} zumeist weniger als 0,5 % des TN dar. Eine größere Ausnahme hiervon bildete der intensiv bewirtschaftete Boden ab Mai 2003 mit einem Spitzenanteil von 3,2 %.

Tab. 16: Prozentualer Anteil des NH₄⁺-N_{KCl}-Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[‰]	0,31	0,31	0,49	0,79	0,43	0,62	0,49	0,37	0,36	0,28
	EXT		0,32	0,74	0,49	0,31	0,23	0,22	0,24	0,22	0,29	0,24
	INT		0,42	0,50	0,41	0,36	0,40	0,30	0,29	3,16	1,41	0,81
10-30	BRA		0,31	0,26	0,48	0,34	0,20	0,34	0,29	0,19	0,25	0,26
	EXT		0,28	0,41	0,32	0,31	0,17	0,32	0,24	0,23	0,33	0,23
	INT		0,32	0,41	0,40	0,40	0,26	0,35	0,31	0,68	0,32	0,26
30-60	BRA			0,17			0,15			0,16		
	EXT			0,23			0,19			0,11		
	INT			0,19			0,15			1,04		
60-100	BRA			0,07			0,10			0,05		
	EXT			0,19			0,07			0,09		
	INT			0,11			0,11			0,18		

Innerhalb der TN_{KCl}-Fraktion nahm der NH₄⁺-N_{KCl} im Bracheboden zwischen 22,7 % und 44,6 % in 0-10 cm sowie zwischen 16,1 % und 43,3 % in 10-30 cm Tiefe ein. In gleicher Tiefe umfaßte der NH₄⁺-N_{KCl} bei extensiver Nutzung 8,6 % bis 38,1 % des TN_{KCl}, während der prozentuale Anteil im intensiv bewirtschafteten Boden zwischen 8,8 % und 40,2 % variierte (Abb. 20a und b). Größeren Änderungen unterlag der NH₄⁺-N_{KCl}-Anteil in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm, wo er zwischen 4,8 % und 46,1 % des TN_{KCl} ausmachte (Abb. 20c und d). Der prozentuale NH₄⁺-N_{KCl}-Anteil folgte im Zeitverlauf bei keiner der Versuchsvarianten einem bestimmten Trend. Seine Variabilität beruhte vielmehr auf den relativ stärkeren Schwankungen der NO₃⁻-N_{KCl}-Fraktion.

Der NO₃⁻-N_{KCl}-Gehalt verhielt sich unter Brache in 0-10 cm Tiefe parallel zum NH₄⁺-N_{KCl}. Folglich stieg hier der mediane NO₃⁻-N_{KCl}-Gehalt von 0,5 mg kg⁻¹ zu Beginn der Untersu-

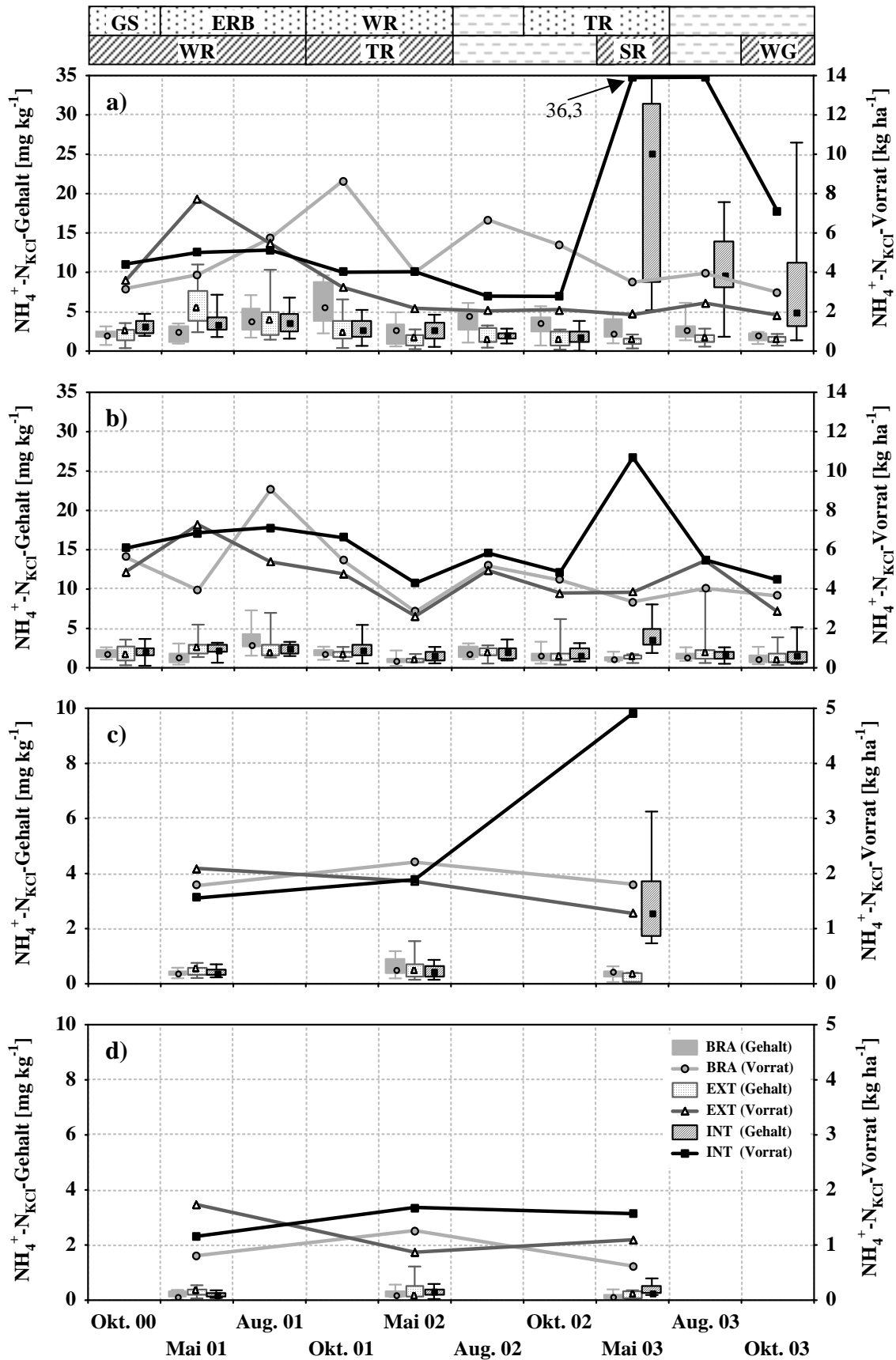


Abb. 18: $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brauche“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

chungen auf über 4 mg kg^{-1} im Oktober 2001 an. Anschließend kam es bis Oktober 2003 zu einer allmählichen Absenkung dieser N-Fraktion auf etwa 2 mg kg^{-1} (Abb. 19a). Bedingt durch den Anbau von Körnererbsen nahm der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt im extensiv genutzten Boden bis Mai 2001 beträchtlich ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A23) von ursprünglich weniger als 1 mg kg^{-1} auf über 8 mg kg^{-1} zu, wo er sich deutlich ($P \leq 0,001$; vgl. Tab. A19) von den Gehalten der anderen Versuchsvarianten abhob. Nach einer mäßigen Verringerung im darauffolgenden Sommer, konnte bis Oktober 2001 ein erneuter Anstieg auf 8 mg kg^{-1} verzeichnet werden. Im weiteren Verlauf nahm der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt bis Mai 2003 kontinuierlich bis $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ ab und stieg bis zum Ende der Forschungsperiode wieder signifikant ($P \leq 0,05$) auf 10 mg kg^{-1} an (Abb. 19a). Unter intensiver Bewirtschaftung waren diese Gehaltsänderungen noch markanter ausgeprägt. Zunächst kam es hier in der Tiefenstufe 0-10 cm von Oktober 2000 bis Mai 2001 zu einer erheblichen ($P \leq 0,05$) Abnahme des $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehaltes von über 5 mg kg^{-1} auf 2 mg kg^{-1} . Im Anschluß daran erhöhte sich diese N-Fraktion bis zum folgenden Frühjahr – anfangs signifikant ($P \leq 0,05$) – auf 7 mg kg^{-1} . Nach einer wiederholten Absenkung bis unter 3 mg kg^{-1} im Oktober 2002, kam es durch die bereits erwähnten Düngemaßnahmen im Frühjahr 2003 (vgl. Kapitel 4.1.2.3.6 und Tab. 3) zu einer immensen ($P \leq 0,05$) Zunahme des medianen $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehaltes (vgl. Tab. A23). So betrug dieser im Mai 2003 über 34 mg kg^{-1} . Noch im Oktober 2003 beinhaltete der Boden 20 mg kg^{-1} (Abb. 19a). Während des letzten Untersuchungsjahres unterschied sich die intensive Bewirtschaftungsform höchstsignifikant ($P \leq 0,001$) von den anderen Versuchsvarianten. Alles in allem konnten nutzungsbedingte Abweichungen des $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehaltes vornehmlich zu Beginn sowie am Ende des vorgestellten Zeitabschnittes statistisch belegt ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) werden (vgl. Tab. A19).

Die $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Vorräte des Brachebodens bewegten sich in der Tiefenstufe 0-10 cm zwischen 1 kg ha^{-1} im Oktober 2000 und knapp 7 kg ha^{-1} im Oktober 2001. Im Boden der extensiven Nutzungsvariante waren 1 kg ha^{-1} (Oktober 2000) bis über 14 kg ha^{-1} (Oktober 2003) dieser mineralischen N-Fraktion enthalten, wohingegen unter intensiver Bewirtschaftung Vorräte von 3 kg ha^{-1} im Mai 2001 bis 50 kg ha^{-1} im Mai 2003 ermittelt wurden (Abb. 19a).

In der Bodentiefe 10-30 cm zeigten die $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte bzw. -Vorräte einen mit der Tiefenstufe 0-10 cm weitestgehend vergleichbaren Entwicklungsgang auf. Unter Brache variierten die $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte im Medianbereich zwischen knapp 1 mg kg^{-1} zu Untersuchungsbeginn und 4 mg kg^{-1} im Oktober 2001. Die analogen Vorräte betrugen 2 kg ha^{-1} bzw. 11 kg ha^{-1} (Abb. 19b). Konträr zur Tiefenstufe 0-10 cm wies der extensiv genutzte Boden im Oktober 2001 mit 7 mg kg^{-1} ein größeres Maximum als im Mai 2001 (5 mg kg^{-1}) auf. Im weiteren Verlauf wurden $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte von 2 mg kg^{-1} bis 8 mg kg^{-1} bestimmt. Die Vorräte differierten bei extensiver Bewirtschaftung zwischen 1 kg ha^{-1} (Oktober 2000) und 25 kg ha^{-1} (Oktober 2003). Im Boden der intensiven Versuchsvariante verringerte sich der mediane $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt bis Mai 2001 beachtlich ($P \leq 0,05$) um 6 mg kg^{-1} auf 1 mg kg^{-1} . Ein erneutes Minimum zeichnete sich – im Gegensatz zur Tiefenstufe 0-10 cm – bereits im Mai 2002 ab, wo diese N-Fraktion erneut signifikant ($P \leq 0,05$) auf 2 mg kg^{-1} zurückging. Danach stieg der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt jedoch im Frühjahr 2003 in ähnlicher Weise erheblich ($P \leq 0,05$) auf mehr als 9 mg kg^{-1} an (vgl. Tab. A23). Die $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Vorräte des intensiv bewirtschafteten Bodens bewegten sich in 10-30 cm Tiefe zwischen 3 kg ha^{-1} im Mai 2001 und 27 kg ha^{-1} im Mai 2003 (Abb. 19b).

Unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm stiegen die $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte im Zeitverlauf – unabhängig der Nutzungsintensität – zum Teil signifikant ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A28) an.

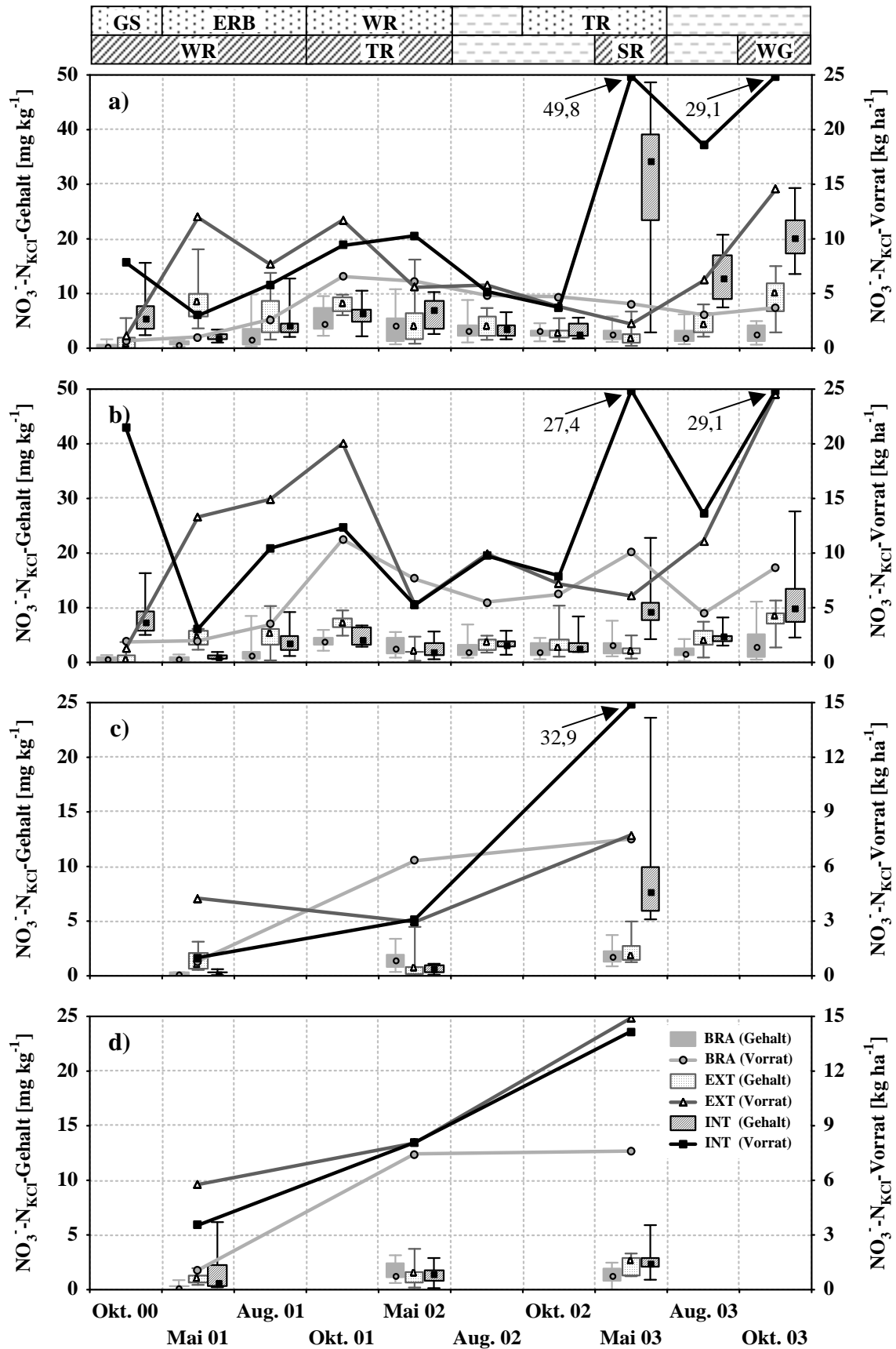


Abb. 19: $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in **a)** 0-10 cm, **b)** 10-30 cm, **c)** 30-60 cm und **d)** 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

Hierbei lagen die Absolutbeträge zwischen $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ und $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$ bzw. über 7 mg kg^{-1} bei intensiver Bewirtschaftung im Mai 2003. Entsprechend der Gehalte variierten die $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Vorräte zwischen 1 kg ha^{-1} und 15 kg ha^{-1} bzw. 33 kg ha^{-1} (Abb. 19c und d).

Unter Brache stellte der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ generell weniger als 0,8 % des TN-Gehaltes dar (Tab. 17). Indessen führte die verhältnismäßig stärkere Gehaltsvariabilität der extensiv und intensiv bewirtschafteten Böden auch zu einer größeren Differenziertheit des prozentualen Anteiles dieser N-Fraktion. Dementsprechend nahm der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Anteil bei extensiver Nutzung Werte zwischen 0,1 % und 1,9 % ein. Im Boden der intensiven Bewirtschaftungsvariante variierte dieser bis Mai 2003 in vergleichbaren Größenordnungen. Ab dem Frühjahr 2003 traten hier bis in 60 cm Tiefe jedoch wesentlich höhere Prozentwerte auf. So umfaßte die $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Fraktion in der Tiefenstufe 0-10 cm bis zu 5,2 % des TN-Gehaltes (Tab. 17).

Tab. 17: Prozentualer Anteil des $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	0,06	0,09	0,26	0,66	0,53	0,46	0,44	0,37	0,28	0,37
	EXT		0,12	1,16	0,83	1,13	0,61	0,54	0,47	0,25	0,69	1,87
	INT		0,71	0,33	0,57	0,79	1,02	0,56	0,44	5,19	1,98	3,14
10-30	BRA		0,09	0,12	0,17	0,64	0,47	0,31	0,39	0,55	0,29	0,61
	EXT		0,09	0,79	0,85	1,34	0,33	0,67	0,53	0,38	0,72	1,68
	INT		1,20	0,21	0,55	0,85	0,42	0,61	0,57	1,64	0,82	2,28
30-60	BRA			0,08			0,51			0,76		
	EXT			0,55			0,25			0,72		
	INT			0,11			0,22			2,56		
60-100	BRA			0,08			0,67			0,65		
	EXT			0,57			0,62			1,12		
	INT			0,35			0,59			1,47		

Bezüglich des $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Anteiles am TN_{KCl} -Gehalt konnte in 0-30 cm Tiefe bei allen Nutzungsformen ein steigender Trend beobachtet werden (Abb. 20a und b). Am deutlichsten zeichnete sich dies im 0-10 cm tiefen Bracheboden ab, wo der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Anteil von 6,7 % zu Untersuchungsbeginn auf 41,2 % im Oktober 2003 zunahm. Auch unter extensiver Nutzung kam es von Oktober 2000 bis Mai 2001 zu einer bedeutenden Erhöhung des $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Anteiles von 11,4 % auf 50,7 % (Tiefenstufe 0-10 cm) bzw. 9,3 % auf 44,1 % (Tiefenstufe 10-30 cm). Im weiteren Verlauf stellte der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ zwischen 28,4 % und 69,0 % der TN_{KCl} -Fraktion dar. Hierbei waren größere Schwankungen kennzeichnend (Abb. 20a und b). Bei der intensiv bewirtschafteten Variante nahm der prozentuale Anteil zunächst ab und stieg anschließend – vergleichsweise markanter – tendenziell an. Insgesamt umfaßte der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Anteil in der intensiven Nutzungsvariante 19,8 % bis 70,0 % und bildete größtenteils die stärkste Fraktion innerhalb des TN_{KCl} . In den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm konnten keine bemerkenswerten nutzungsbedingten Unterschiede ausgemacht werden. Der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Anteil variierte hier in einer weiten Spanne zwischen 18,0 % und 89,0 %, wobei die höchsten Prozentwerte während des letzten Untersuchungsjahres und vor allem in 60-100 cm Tiefe festgestellt wurden (Abb. 20c und d).

Besonders im Boden der bewirtschafteten Versuchspartzen zeigte der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt positive Korrelationen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,93^{***}$) zum WG auf. Gleichmaßen konnten signifikante Beziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,90^{***}$) zwischen dem WG und der $\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{KCl}}$ -

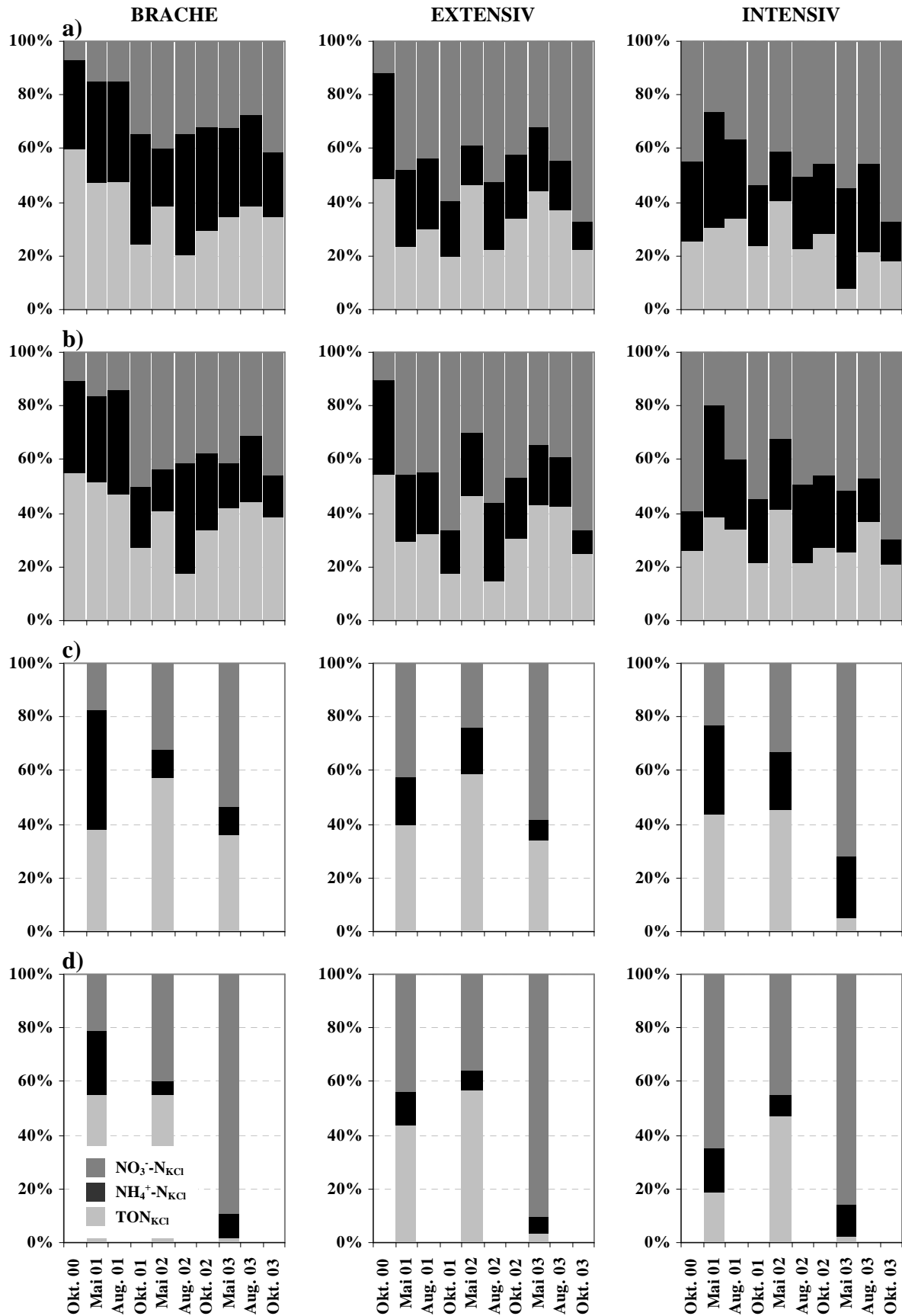


Abb. 20: Prozentuale Anteile der TON_{KCl} -, $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}_{\text{KCl}}$ - und $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte am TN_{KCl} -Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in **a)** 0-10 cm, **b)** 10-30 cm, **c)** 30-60 cm und **d)** 60-100 cm Tiefe (Anteile wurden aus Medianwerten berechnet; $n = 12$)

Fraktion nachgewiesen werden. Diese traten allgemein in 0-10 cm Tiefe zahlreicher auf und spielten speziell unter Brache eine vergleichsweise bedeutendere Rolle. Der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ stand bei einigen Beprobungsterminen außerdem in negativem Zusammenhang ($r_s = -0,59^*$ bis $-0,94^{***}$) mit der aktuellen bzw. potentiellen Bodenazidität (vgl. Kapitel 4.1.2.1). Auch derartige Wechselbeziehungen waren am häufigsten oberhalb einer Tiefe von 10 cm zu verzeichnen, wobei der intensiv genutzte Boden die wenigsten korrelativen Bindungen aufwies. Hinsichtlich des $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehaltes ergaben sich generell weniger signifikante Korrelationen zu den ermittelten pH-Werten (vgl. Tab. A30 bis A107).

Während der $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ auch mit dem TOC_{KCl} nur schwach korrelierte, zeigte der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm deutliche Signifikanzen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,88^{***}$) zu dieser C-Fraktion auf. Diese traten vornehmlich bei extensiver und intensiver Nutzung in Erscheinung (vgl. Tab. A30 bis A89).

Zu den mikrobiologischen Parametern konnten nur vereinzelt statistisch bedeutsame Korrelationen nachgewiesen werden. Lediglich unter intensiver Bewirtschaftung stellten sich in 10-30 cm Tiefe des öfteren signifikante Beziehungen ($r_s = 0,66^*$ bis $0,88^{***}$) zwischen der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Fraktion und dem N_{mic} -Gehalt heraus. Die Enzymaktivitäten waren ebenfalls sehr unregelmäßig mit den mineralischen N-Fraktionen korreliert. Diesbezüglich erwähnenswert sind nur die statistisch relevanten Korrelationen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,66^*$) zwischen dem $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ und der LGA in 0-10 cm Tiefe des intensiv genutzten Bodens (vgl. Tab. A41, A44, A47 und A50). Auch untereinander standen die mineralischen N-Komponenten des KCl-Extraktes bei einer ausgesprochen geringen Anzahl von Probenahmeterminen in signifikantem Zusammenhang.

Durch die faktoranalytischen Ergebnisse wurden die Resultate der Korrelationsanalysen weitestgehend bestätigt. Folglich spricht die Tatsache, daß die $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ - und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte nur sporadisch der gleichen Hauptkomponente angehörten, für deren gegenseitige Unabhängigkeit über große Abschnitte der Forschungsperiode. Weiterhin waren die „Variablenbündel“, welche eine der mineralischen N-Fraktionen einschlossen, sehr heterogen strukturiert, so daß keine prinzipiellen Aussagen über spezifische Wechselwirkungen mit anderen Bodenparametern getroffen werden konnten (vgl. Tab. A108 bis A116). Auffällig erschien jedoch, daß der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ in 0-10 cm Tiefe mehrheitlich zu mikrobiologischen bzw. biochemischen Untersuchungsgrößen gruppiert wurde, während der $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ verhältnismäßig stärker mit chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften, wie Bodenazidität und WG, in Verbindung zu bringen war. Bei einigen Beprobungsterminen bildete der $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt gesondert eine Hauptkomponente und stellte somit einen hohen Anteil an der Gesamtvarianz aller berücksichtigten Merkmalsvariablen dar (vgl. Tab. A108a, A110a, A112b und c und A113a).

Die Ergebnisse der im Anschluß einer jeden Hauptkomponentenanalyse durchgeführten Mann-Whitney-U-Tests deuteten auf eine hohe – vielfach statistisch abzusichernden – Variabilität des $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehaltes hin, deren Ursache in der unterschiedlichen Nutzungsintensität begründet lag. Zur beispielhaften Verdeutlichung wurden die entsprechenden Hauptkomponenten der Probenahmeterminen Oktober 2000 und Mai 2001 (Tiefenstufe 0-10 cm) in der Abbildung 21 grafisch dargestellt. So hoben sich zu Beginn der Untersuchungen die Faktorwerte der intensiven Bewirtschaftungsvariante innerhalb der Hauptkomponente 4 ($\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$) signifikant ($P \leq 0,001$; vgl. Tab. A108a) von jenen der anderen Nutzungsformen ab (Abb. 21a). Im Mai 2001 konnten hingegen – unter dem Einfluß des Anbaus von Leguminosen – die Faktorwerte des extensiv genutzten Bodens deutlich ($P \leq 0,001$; vgl. Tab. A108b) isoliert werden (Abb. 21b). Auch das in Kapitel 4.1.2.2.1

abgebildete Komponentendiagramm (vgl. Abb. 8) veranschaulicht die nutzungsbedingte Differenziertheit des NO_3^- - N_{KCl} -Gehaltes.

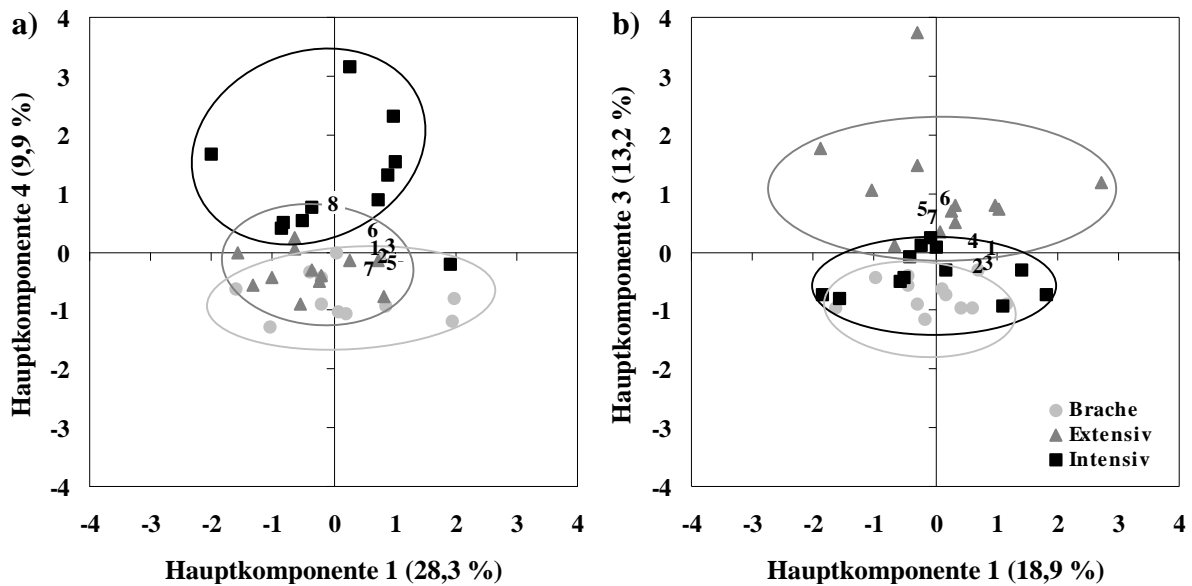


Abb. 21: Nutzungsspezifische Darstellung der Faktorwerte für die Hauptkomponenten 1 und 4 bzw. 3, ausgehend von den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse für **a)** Oktober 2000 und **b)** Mai 2001, in 0-10 cm Bodentiefe (vgl. Tab. A108a und b); die im Diagramm enthaltenen Ziffern symbolisieren die Faktorladungen der mit den Hauptkomponenten 1 und 4 bzw. 3 eng zusammenhängenden Merkmalsvariablen:

a) für HK 1: 1 = WG, 2 = TOC, 3 = TON,
4 = TOC_{hwe} , 5 = TON_{hwe} ,
6 = NH_4^+ - N_{KCl} , 7 = LGA;

für HK 4: 8 = NO_3^- - N_{KCl}

b) für HK 1: 1 = WG, 2 = TOC, 3 = TON, 4 = LGA
für HK 3: 5 = NH_4^+ - N_{KCl} , 6 = NO_3^- - N_{KCl} ,
7 = LAA

Im Rahmen der Diskriminanzanalyse wurde der NO_3^- - N_{KCl} als redundant eingestuft und fand daher keine Berücksichtigung (vgl. Abschnitt 3.6.6). Dem NH_4^+ - N_{KCl} kam vor allem in 0-10 cm Tiefe eine vergleichsweise hohe diskriminatorische Bedeutung zu. Im Oktober 2002 wies er nach der TON_{hwe} -Fraktion die zweithöchsten mittleren standardisierten Diskriminanzfunktionskoeffizienten auf und trug somit wesentlich zu einer signifikanten Trennung der Versuchsvarianten bei (vgl. Tab. A125a).

4.1.2.3 Verhältnisse der Kohlenstoff- und Stickstofffraktionen

Die TOC/TON-Verhältnisse wurden mit zunehmender Bodentiefe kleiner, wobei die relativ stärkste Abnahme von 10-30 cm zu 30-60 cm Tiefe erfolgte (Tab. 18). Trotzdem sich unter Brache ein allgemein ausgeprägter Tiefengradient abzeichnete, konnten bezüglich der Absolutbeträge keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Nutzungsformen festgestellt werden. Oberhalb 30 cm Bodentiefe variierten die TOC/TON-Verhältnisse von 10,6 bis 13,2, während in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm lediglich Werte zwischen 4,5 und 9,2 ermittelt wurden (Tab. 18).

Mit Medianwerten von 10,7 bis 13,4 nahmen die $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnisse in 0-30 cm Tiefe vergleichbare Größenordnungen wie die (TOC/TON) -Verhältnisse ein. Eine Ausnahme hiervon bildete der intensiv bewirtschaftete Boden im Mai 2003, dessen $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnis in 0-10 cm Tiefe nur 8,9 betrug (Tab. 19). Unterhalb einer Tiefe von 30 cm waren die Quotienten aus TOC_{hwe} und TON_{hwe} überwiegend größer als jene der

TOC- und TON-Fractionen. So ergaben sich hier Werte zwischen 4,3 und 13,2. Insgesamt konnte im Hinblick auf das $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnis bis in 60 cm Tiefe kein klarer Tiefengradient ausgemacht werden (Tab. 19).

Tab. 18: TOC/TON-Verhältnisse im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	TOC/TON-Verhältnis	11,6	12,2	12,0	11,3	11,1	12,4	12,7	12,1	12,2	12,9
	EXT		11,4	11,7	12,0	11,6	11,2	12,4	13,1	11,9	12,4	12,5
	INT		11,5	11,8	11,8	11,5	11,4	12,5	13,2	12,0	12,3	12,2
10-30	BRA		11,5	11,1	11,8	10,9	11,0	12,3	12,5	11,1	12,1	12,5
	EXT		11,5	11,6	11,7	11,2	10,6	12,6	12,6	11,7	12,0	12,7
	INT		11,6	11,6	11,1	11,0	10,9	12,6	13,1	12,0	12,2	12,7
30-60	BRA			8,3			6,2			8,4		
	EXT			9,2			7,4			6,8		
	INT			9,0			5,7			7,2		
60-100	BRA			7,3			4,5			5,6		
	EXT			7,4			4,9			6,1		
	INT			7,1			4,6			5,9		

Das $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCI}}$ -Verhältnis war durch beträchtlichere Schwankungen gekennzeichnet. Der Bracheboden wies in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm meist die höchsten Quotienten (4,4 bis 9,5) auf und zeichnete sich durch die relativ stärkste Kontinuität aus. Indes kristallisierten sich unter intensiver Bewirtschaftung die größten zeitbezogenen Abweichungen heraus. Hier bewegte sich das $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCI}}$ -Verhältnis zwischen 2,9 und 8,3 (Tab. 19). Eine noch höhere zeitliche Variabilität wurde in 30-100 cm Tiefe festgestellt. Die $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCI}}$ -Verhältnisse lagen in diesem Bodenbereich zwischen 1,0 und 12,1, wobei sich keine kausalen Zusammenhänge zur Nutzungsintensität erkennen ließen.

Tab. 19: $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ - und $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCI}}$ -Verhältnisse im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	$(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnis	12,7	12,0	12,5	11,5	11,3	12,9	12,3	11,6	13,3	12,5
	EXT		12,8	11,4	12,2	11,9	11,1	11,9	12,8	11,5	12,2	12,5
	INT		12,4	12,3	12,4	12,4	10,7	12,2	13,3	8,9	13,3	13,9
10-30	BRA		12,8	12,3	12,4	12,1	11,7	13,4	12,2	11,4	13,1	12,8
	EXT		12,6	11,7	12,0	12,0	11,5	12,0	13,1	11,1	12,0	12,6
	INT		13,0	12,1	12,3	12,3	12,0	11,8	12,7	11,0	13,1	13,3
30-60	BRA			13,2			10,0			9,3		
	EXT			12,6			13,2			11,2		
	INT			12,7			14,3			9,8		
60-100	BRA			9,4			4,8			5,0		
	EXT			9,8			8,8			8,0		
	INT			9,7			8,7			4,3		
0-10	BRA	$(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCI}}$ -Verhältnis	8,8	7,1	5,7	7,8	4,7	9,5	5,6	8,7	8,3	8,2
	EXT		7,9	4,0	6,3	6,6	3,4	10,1	5,7	6,4	5,9	7,3
	INT		6,7	6,1	5,3	7,9	2,9	7,4	5,4	4,6	3,8	4,7
10-30	BRA		8,0	6,9	6,4	9,1	4,4	9,2	6,4	6,3	7,8	7,5
	EXT		7,9	4,6	6,0	7,9	4,8	9,4	6,8	5,9	5,1	6,5
	INT		6,4	6,2	5,6	8,3	5,6	8,0	6,3	3,1	5,5	4,9
30-60	BRA			12,0			1,0			5,7		
	EXT			5,0			3,3			7,7		
	INT			4,2			4,3			12,1		
60-100	BRA			6,6			5,5			8,6		
	EXT			7,9			7,9			5,9		
	INT			10,5			4,5			3,5		

4.1.3 Ergebnisse der mikrobiologischen und biochemischen Untersuchungsgrößen

4.1.3.1 Mikrobiell gebundener Kohlenstoff und Stickstoff (C_{mic} und N_{mic})

In 0-10 cm Bodentiefe wurden zu Beginn der Untersuchungen in allen Versuchsvarianten mediane C_{mic} -Gehalte um 120 mg kg^{-1} ermittelt. Unter Brache nahm dieser bis Mai 2001 deutlich ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A24) auf 198 mg kg^{-1} zu und hob sich im weiteren Forschungsverlauf mit Werten zwischen 145 mg kg^{-1} und 201 mg kg^{-1} zum Teil signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$; vgl. Tab. A19) von den bewirtschafteten Nutzungsformen ab. Die größten Differenzen traten hierbei im Oktober 2001 und Oktober 2003 auf. Alles in allem kam es im 0-10 cm tiefen Bracheboden während der Untersuchungsperiode zu einem statistisch nachweisbaren ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A24) Anstieg des C_{mic} -Gehaltes (Abb. 22a). Der extensiv genutzte Boden war durch eine hohe Stetigkeit dieses mikrobiologischen Parameters gekennzeichnet. Bis August 2003 variierten die C_{mic} -Gehalte hier von 124 mg kg^{-1} im August 2003 bis 143 mg kg^{-1} im Mai des gleichen Jahres. Eine stärkere Abnahme fand erst von Sommer zu Herbst 2003 (107 mg kg^{-1}) statt. Im Vergleich hierzu zeichnete sich der intensiv bewirtschaftete Boden durch stärkere Schwankungen des C_{mic} aus. So bewegten sich die Medianwerte in einem Bereich zwischen 85 mg kg^{-1} im August 2003 und 178 mg kg^{-1} im Mai 2001, blieben jedoch unter Beachtung des gesamten Forschungszeitraumes auf einem vergleichbaren Niveau (Abb. 22a; vgl. Tab. A24). Die Änderungen der C_{mic} -Vorräte verhielten sich analog zur Variabilität der Gehalte und differierten im Boden der extensiv und intensiv bewirtschafteten Versuchsvarianten von 123 kg ha^{-1} bis 276 kg ha^{-1} . Wesentlich höhere Werte ergaben sich in der Tiefenstufe 0-10 cm unter Brache. Hier lagen die C_{mic} -Vorräte zwischen 194 kg ha^{-1} und 303 kg ha^{-1} (Abb. 22a).

Unterhalb 10 cm Bodentiefe kam es zu einer Verringerung der auf ungleicher Nutzungsintensität beruhenden Abweichungen, so daß zwischen den einzelnen Nutzungsformen nahezu keine statistisch belegbaren Unterschiede bezüglich des C_{mic} -Gehaltes herausgestellt werden konnten (vgl. Tab. A19). Während der Bracheboden am Anfang der Untersuchungen auch in der Tiefenstufe 10-30 cm die höchsten C_{mic} -Gehalte enthielt, wiesen im letzten Drittel des Forschungszeitraumes die bewirtschafteten Versuchspartellen höhere Werte auf (Abb. 22b). Von Oktober 2001 zu Mai 2002 sank der C_{mic} -Gehalt in allen Nutzungsvarianten auf einen Minimalwert um 60 mg kg^{-1} ab. Im restlichen Zeitabschnitt variierte die C_{mic} -Fraktion hauptsächlich von 74 mg kg^{-1} bis 115 mg kg^{-1} . Die C_{mic} -Vorräte bewegten sich im 10-30 cm tiefen Bracheboden zwischen 154 kg ha^{-1} im Mai 2002 und 343 kg ha^{-1} im Mai 2001, wohingegen unter extensiver bzw. intensiver Bewirtschaftung Werte von 188 kg ha^{-1} (Mai 2001) bis 338 kg ha^{-1} (Mai 2003) bzw. zwischen 193 kg ha^{-1} (Mai 2001) und 334 kg ha^{-1} (Oktober 2003) erfaßt wurden (Abb. 22b).

In 30-60 cm, aber auch in 60-100 cm Tiefe konnte unter Brache eine Abnahme des medianen C_{mic} -Gehaltes von 35 mg kg^{-1} auf 5 mg kg^{-1} bzw. von 21 mg kg^{-1} auf 2 mg kg^{-1} registriert werden. Stattdessen blieb die C_{mic} -Fraktion im extensiv genutzten Boden verhältnismäßig konstant bei 17 mg kg^{-1} (Abb. 22c und d). Im Boden der intensiv bewirtschafteten Versuchsvariante unterlag der C_{mic} stärkeren Schwankungen, wobei die geringsten Werte mit 11 mg kg^{-1} bzw. 13 mg kg^{-1} jeweils im Mai 2002 festgestellt wurden. Die entsprechenden Vorräte reichten je nach Nutzungsform in 30-60 cm Tiefe von 23 kg ha^{-1} bis 202 kg ha^{-1} bzw. in der Tiefenstufe 60-100 cm von 13 kg ha^{-1} bis 125 kg ha^{-1} (Abb. 22c und d).

Zu den ermittelten N-Fractionen zeigte der C_{mic} keine klaren Beziehungen auf. Auch die weiteren analysierten C-Fractionen standen mit dieser mikrobiologischen Größe nur vereinzelt in korrelativem Zusammenhang. Hierbei konnten am häufigsten zum TOC signifikante Korrelationen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,94^{***}$) errechnet werden. Hinsichtlich der BA kristallisierten sich vorwiegend im intensiv genutzten Boden wechselseitige Bindungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,83^{***}$) heraus. Oberhalb 30 cm Bodentiefe ergaben sich bei knapp der Hälfte aller Beprobungstermine enge Korrelationen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,94^{***}$) zum N_{mic} -Gehalt (vgl. Tab A30 bis A89). Letztere spiegelten sich in den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse wider, wo – besonders in der Tiefenstufe 0-10 cm – C_{mic} und N_{mic} vornehmlich der gleichen Hauptkomponente angehörten (vgl. Tab A108 bis A116).

Als Differenzierungsgröße zwischen den verschiedenen Nutzungsintensitäten erschien die C_{mic} -Fraktion nicht geeignet. So erlangte dieser Parameter lediglich zu Beginn der Forschungsperiode in der Tiefenstufe 10-30 cm eine höhere diskriminatorische Bedeutung (vgl. Tab A122a).

Der prozentuale Anteil des C_{mic} am TOC-Gehalt war bis in 60 cm Tiefe durch einen deutlichen Tiefengradienten gekennzeichnet, wobei sich nutzungstypische Besonderheiten nur schwach herauskristallisierten. So wies der Bracheboden in 0-10 cm Tiefe zum einen die tendenziell höchsten prozentualen C_{mic} /TOC-Verhältnisse auf und war zum anderen durch den allgemein ausgeprägtesten Tiefengradienten geprägt. Insgesamt umfaßte der C_{mic} in 0-10 cm Tiefe zwischen 1,2 % und 2,5 % des TOC, während er in der Tiefenstufe 10-30 cm nur 0,9 % bis 2,1 % dieser C-Fraktion einnahm (Tab. 20). Noch geringere Anteile stellten sich unterhalb 30 cm Tiefe heraus. Hier machte der C_{mic} -Gehalt nur 0,2 % bis 2,0 % vom TOC-Gehalt aus.

Tab. 20: Prozentualer Anteil des C_{mic} -Gehaltes am TOC-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[%]	1,59	2,09	1,79	2,23	1,92	1,74	1,91	2,07	1,68	2,47
	EXT		1,78	1,68	1,71	1,59	1,64	1,63	1,64	1,99	1,70	1,59
	INT		1,53	2,12	1,62	1,62	1,50	1,80	1,66	1,64	1,20	2,03
10-30	BRA		1,41	2,07	1,60	1,35	0,92	1,13	1,37	1,02	1,16	1,85
	EXT		1,52	1,21	1,36	1,53	1,13	1,25	1,42	1,78	1,12	1,77
	INT		1,30	1,89	1,37	1,18	1,02	1,34	1,50	1,53	1,26	1,66
30-60	BRA			1,67			0,78			0,24		
	EXT			1,06			0,93			0,59		
	INT			1,97			0,86			1,40		
60-100	BRA			1,23			1,25			0,27		
	EXT			1,46			1,26			1,75		
	INT			1,22			1,42			1,56		

Die Abbildung 23 zeigt die erhobenen Gehalte und Vorräte der N_{mic} -Fraktion. Analog zum C_{mic} beschränkten sich die nutzungsbedingten Unterschiede überwiegend auf die Tiefenstufe 0-10 cm. Nach einer Zunahme des N_{mic} -Gehaltes von 17 mg kg^{-1} im Oktober 2000 auf 25 mg kg^{-1} im August 2001, hob sich der Bracheboden bis zum Abschluß der Forschungen mit Medianwerten von größtenteils über 20 mg kg^{-1} signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) von den Böden der anderen Versuchsvarianten ab (vgl. Tab. A19). Diese beinhalteten N_{mic} -Gehalte von 7 mg kg^{-1} bis 23 mg kg^{-1} und zeigten hinsichtlich ihres zeitlichen Entwicklungsgangs starke Parallelen zueinander auf. Gemäß der Gehalte bewegten sich ab August 2001 die N_{mic} -Vorräte unter Brache zwischen 28 kg ha^{-1} und 39 kg ha^{-1} , während

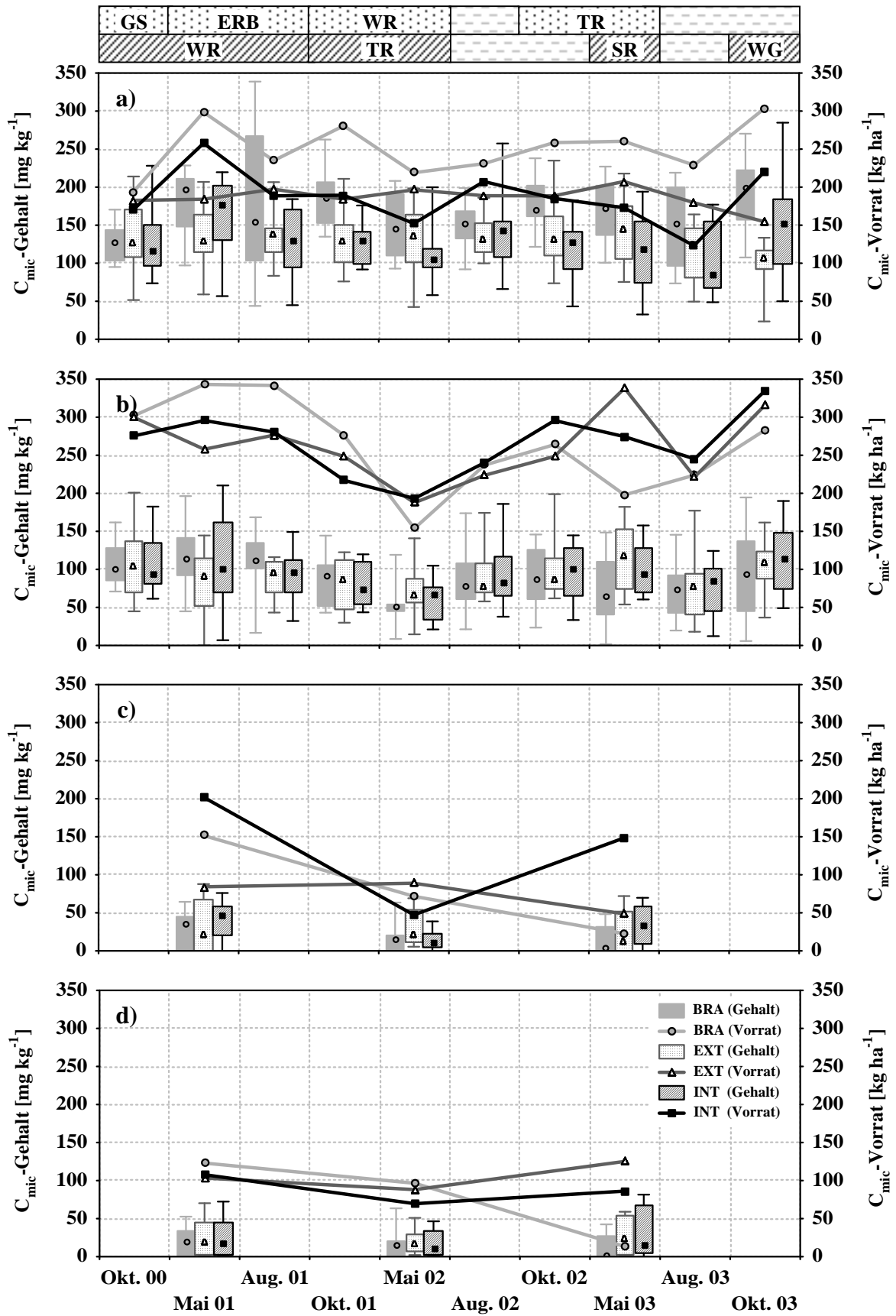


Abb. 22: C_{mic} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; $n = 12$)

im 0-10 cm tiefen extensiv bzw. intensiv bewirtschafteten Boden Werte von 11 kg ha^{-1} bis 33 kg ha^{-1} kalkuliert wurden (Abb. 23a).

In der Tiefenstufe 10-30 cm traten die Differenzen zwischen den verschiedenen Nutzungsweisen weiter in den Hintergrund. Bis Oktober 2001 war sowohl im extensiv als auch im intensiv bewirtschafteten Boden ein rückläufiger Trend des N_{mic} -Gehaltes zu beobachten. Danach kam es bei allen Versuchsvarianten zu einem Anstieg dieser mikrobiologischen Untersuchungsgröße. Unabhängig der Nutzungsform bewegten sich die medianen N_{mic} -Gehalte in dieser Bodentiefe zwischen 6 mg kg^{-1} und 15 mg kg^{-1} , wohingegen die entsprechenden Vorräte von 19 kg ha^{-1} bis 42 kg ha^{-1} variierten (Abb. 23b).

Unterhalb einer Tiefe von 30 cm wurden N_{mic} -Gehalte zwischen $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ und knapp 4 mg kg^{-1} festgestellt. Während die N_{mic} -Fraktion unter Brache sowie im intensiv bewirtschafteten Boden in der Tiefenstufe 30-60 cm leicht zunahm, ging sie bei extensiver Nutzung im Laufe des Untersuchungszeitraumes zurück. Auch in 60-100 cm Tiefe verhielt sich der extensiv bewirtschaftete Boden gegenläufig zu den anderen Versuchsvarianten. Die N_{mic} -Vorräte schwankten in 30-100 cm Bodentiefe zwischen 2 kg ha^{-1} und 16 kg ha^{-1} (Abb. 23c und d).

In den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm konnten zwischen der N_{mic} -Fraktion und dem TN-Gehalt mehrfach korrelative Bindungen ($r_s = 0,62^*$ bis $0,85^{***}$) nachgewiesen werden, wobei die Nutzungsintensität hierauf keinen entscheidenden Einfluß ausübte. Ebenso stellten sich klare Beziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,79^{**}$) zum TN_{hwe} -Gehalt heraus. Diese traten unter Brache hauptsächlich in der Tiefenstufe 0-10 cm auf, während sie im extensiv bzw. intensiv genutzten Boden verstärkt in 10-30 cm Tiefe ausgemacht werden konnten. Bei der intensiv bewirtschafteten Versuchsvariante ergaben sich in letztgenannter Tiefenstufe auch zur NH_4^+ - N_{KCl} -Fraktion enge Korrelationen ($r_s = 0,66^*$ bis $0,88^{***}$). Mit den gemessenen potentiellen Enzymaktivitäten stand der N_{mic} -Gehalt nur sporadisch in signifikantem Zusammenhang (vgl. Tab. A30 bis A89).

Im Rahmen der Hauptkomponentenanalyse deuteten sich – neben den bereits erwähnten Bindungen zum C_{mic} – auch vermehrt Wechselbeziehungen zum NH_4^+ - N_{KCl} an. So zählte dieser N-Parameter in 10-30 cm Tiefe bei 40 % der Probenahmeterminen zur gleichen Hauptkomponente wie der N_{mic} (vgl. Tab. A111b bis A114).

Ähnlich der C_{mic} -Fraktion kam auch dem N_{mic} -Gehalt keine hohe diskriminatorische Bedeutung zu. Lediglich im Mai 2003 und ab 60 cm Tiefe konnte diesem eine bemerkenswerte Trennkraft zugeschrieben werden. Hier wies der N_{mic} sogar die größten mittleren standardisierten Diskriminanzfunktionskoeffizienten auf (vgl. Tab. A129b).

Der Anteil des N_{mic} -Gehaltes am TN differierte in 0-10 cm Tiefe zwischen 1,4 % und 3,9 %. Hierbei wurden unter Brache ab August 2001 die höchsten Werte festgestellt. Ein zeitlicher Trend kristallisierte sich bei keiner der Nutzungsformen heraus (Tab. 21). In der Tiefenstufe 10-30 cm nahm der N_{mic} -Gehalt mit 1,2 % bis 2,7 % allgemein geringere Anteile des TN ein. Der Bracheboden hob sich in diesem Bodenbereich nicht mehr wesentlich von den bewirtschafteten Versuchsvarianten ab. Die niedrigsten Anteile wurden in einer Tiefe von 30-100 cm errechnet. Hier umfaßte der N_{mic} 0,1 % bis 1,4 % des TN (Tab. 21).

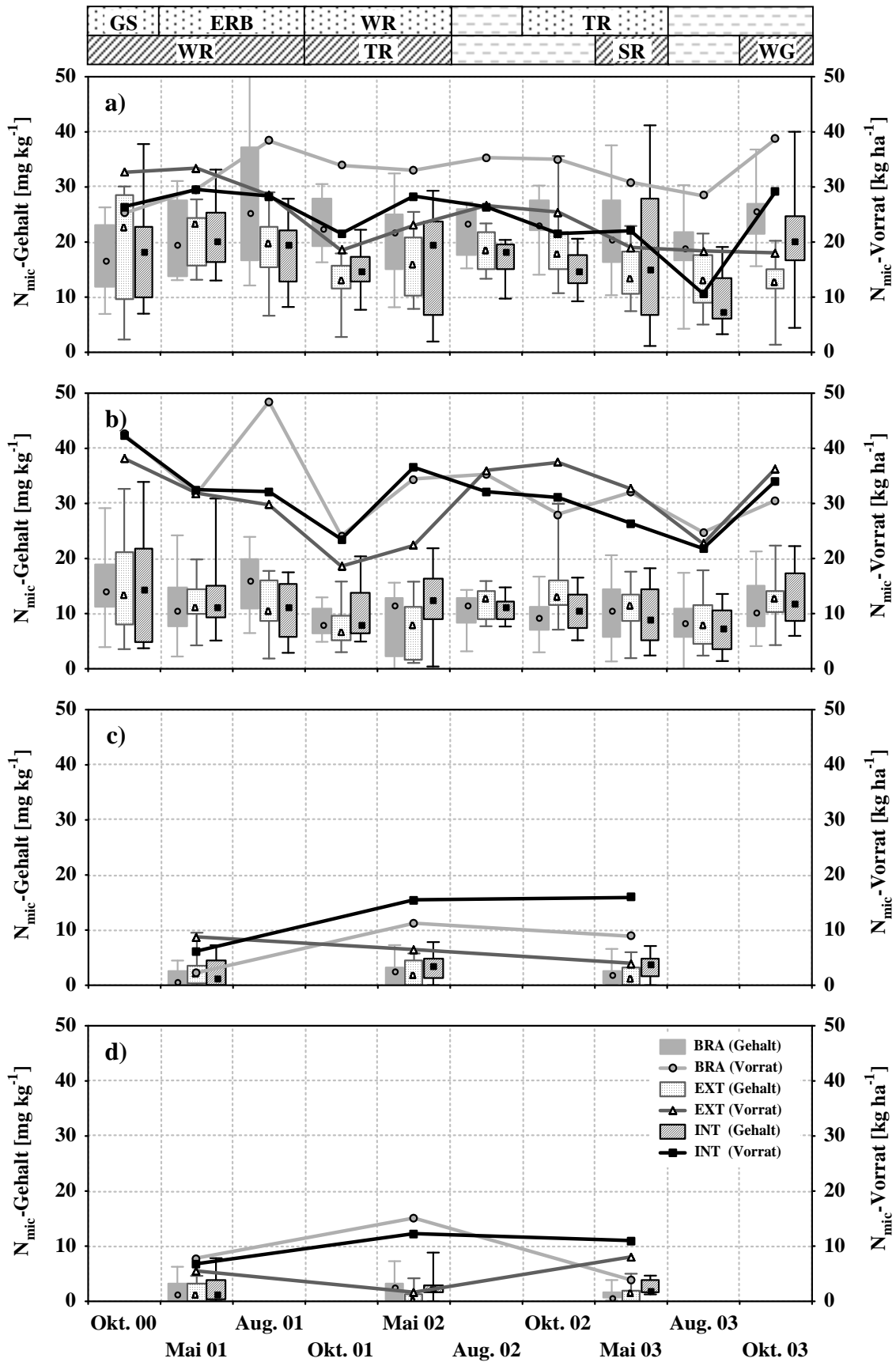


Abb. 23: N_{mic} -Gehalte (Box-Plots) und -Vorräte (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

Tab. 21: Prozentualer Anteil des N_{mic} -Gehaltes am TN-Gehalt im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; $n = 12$)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	[‰]	2,45	2,72	3,34	2,99	3,20	3,31	3,19	2,99	2,67	3,89
	EXT		2,98	2,90	2,81	1,77	2,50	2,47	2,65	2,23	2,04	2,39
	INT		2,39	3,07	2,67	2,00	2,99	2,67	2,33	2,15	1,40	3,21
10-30	BRA		2,36	1,77	2,57	1,31	2,15	1,88	1,78	2,09	1,61	2,71
	EXT		2,24	2,19	1,68	1,18	1,55	2,29	2,83	2,09	1,57	2,52
	INT		2,09	2,17	1,63	1,61	2,46	1,96	1,82	1,57	1,22	2,41
30-60	BRA			0,24			0,74			0,73		
	EXT			1,02			0,68			0,28		
	INT			0,82			1,05			1,16		
60-100	BRA			0,43			1,20			0,29		
	EXT			0,70			0,13			0,62		
	INT			0,45			1,07			1,43		

Das mediane $(C/N)_{mic}$ -Verhältnis bewegte sich in 0-10 cm Bodentiefe zwischen 6,6 und 12,6 (Tab. 22). Die geringste Variabilität wurde im Bracheboden vorgefunden. Hier variierten die Werte lediglich zwischen 6,7 im August 2001 und 8,1 im Oktober 2001. In der Tiefenstufe 10-30 cm stellten sich insbesondere unter Brache allgemein etwas höhere Werte heraus. Unterhalb 30 cm Tiefe war der Boden – vor allem unter extensiver und intensiver Bewirtschaftung – durch eine weitere Amplitude des $(C/N)_{mic}$ -Verhältnisses gekennzeichnet. Die Spannweite reichte in diesem Bodenbereich von 3,5 bis 13,6. Bei keiner der Nutzungsformen unterlagen die Änderungen des $(C/N)_{mic}$ -Quotienten einem Zeitgradienten. Auch der jahreszeitliche Aspekt schien nicht in systematischer Weise Einfluß auf dieses Verhältnis zu nehmen (Tab. 22).

Tab. 22: $(C/N)_{mic}$ -Verhältnis im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (Medianwerte; $n = 12$)

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	$(C/N)_{mic}$ -Verhältnis	7,8	8,0	6,9	8,1	7,6	6,7	7,5	7,2	7,4	7,7
	EXT		7,9	6,9	7,3	10,1	9,4	7,5	7,6	10,7	9,2	7,9
	INT		8,4	8,2	7,2	8,5	6,6	7,7	8,9	7,2	12,6	7,2
10-30	BRA		7,5	9,4	7,1	11,3	4,6	8,4	8,4	7,0	7,5	7,8
	EXT		7,5	6,9	7,8	11,6	9,7	7,3	7,0	11,7	8,4	8,5
	INT		7,1	8,1	8,6	7,8	5,3	8,4	9,8	10,7	10,6	9,1
30-60	BRA			6,6			5,5			8,6		
	EXT			7,9			7,9			5,9		
	INT			10,5			4,5			3,5		
60-100	BRA			6,2			5,5			8,7		
	EXT			7,5			13,6			10,6		
	INT			5,2			8,5			8,6		

4.1.3.2 Mikrobielle Basalatmung und metabolischer Quotient (BA und qCO_2)

Von Oktober 2000 bis Mai 2001 kam es bei allen Nutzungsarten sowohl in 0-10 cm als auch in 10-30 cm Tiefe zu einem zumeist signifikanten ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A24) Anstieg der BA um durchschnittlich $0,04 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ bzw. $0,02 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$. Während sich dieser mikrobiologische Aktivitätsparameter im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten anschließend wieder verringerte, bildete sich unter Brache, oberhalb einer Tiefe von 10 cm, bereits im Oktober 2001 ein erneutes Maximum heraus (Abb. 24a). Folglich hob sich die Brachevariante im weiteren Untersuchungsverlauf deutlich ($P \leq 0,05$

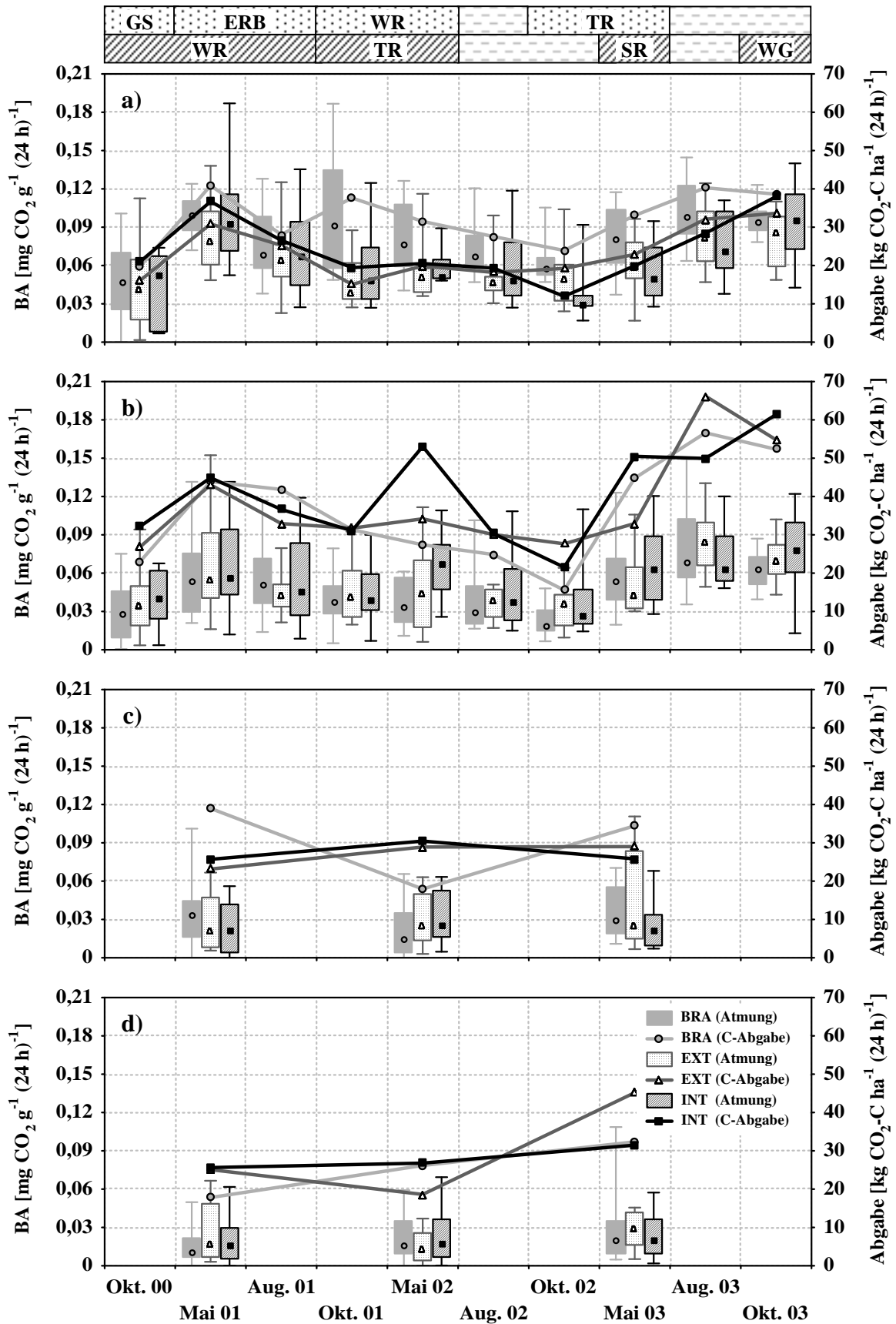


Abb. 24: Mikrobielle Basalatmung (Box-Plots) und hierdurch bedingte CO₂-C-Abgabe (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm und d) 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

bis $P \leq 0,001$; vgl. Tab. A20) vom extensiv und intensiv bewirtschafteten Boden ab. Erst am Ende der Forschungsperiode näherten sich die medianen BA-Werte der einzelnen Nutzungsformen wieder an. Insgesamt bewegte sich die BA im 0-10 cm tiefen Bracheboden zwischen $0,05 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ im Oktober 2000 und $0,10 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ im Mai 2001 bzw. August 2003, während bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten Werte von $0,03 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ bis $0,09 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ bestimmt wurden (Abb. 24a).

In 10-30 cm Tiefe war die BA unter Brache – im Gegensatz zur Tiefenstufe 0-10 cm – größtenteils geringer als im extensiv und intensiv genutzten Boden. Jedoch konnten diese nutzungsbedingten Differenzen – bis auf eine Ausnahme im Mai 2002 – statistisch nicht abgesichert werden (vgl. Tab. A20). Nach dem bereits erwähnten anfänglichen Anstieg nahm die BA in der Tiefenstufe 10-30 cm von Mai 2001 bis Oktober 2002 in allen Versuchsvarianten tendenziell von $0,05 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ auf ca. $0,03 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ ab. Bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes stieg sie wiederum auf ca. $0,09 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ an, so daß – unabhängig der Nutzungsintensität – am Ende der Forschungsperiode eine deutlich ($P \leq 0,05$; vgl. Tab. A24) höhere BA als im Oktober 2000 ermittelt wurde (Abb. 24b).

Ein im Medianbereich weitestgehend konstantes Verhalten zeigte die BA in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-100 cm auf. So stellten sich in 30-60 cm Tiefe Werte zwischen $0,02 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ und $0,03 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ heraus, wohingegen die Analyseergebnisse unterhalb 60 cm Tiefe von $0,01 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ bis $0,03 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ variierten (Abb. 24c und d). Statistisch belegbare Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungsformen konnten hierbei nicht festgestellt werden (vgl. Tab. A20).

Neben den gemessenen BA-Werten enthält die Abbildung 24 auch die hieraus errechneten medianen $\text{CO}_2\text{-C}$ -Abgabemengen, bezogen auf jeweils einen Tag. Diese schwankten im Untersuchungsverlauf – je nach Höhe der BA – zwischen $12 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ und $40 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ in den obersten 10 cm bzw. zwischen $16 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ und $66 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ in der Tiefenstufe 10-30 cm. Unterhalb dieser Bodentiefe ergaben sich $\text{CO}_2\text{-C}$ -Abgaben von $18 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ bis $32 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$.

Mit den anderen erhobenen Bodenparametern war die BA nur schwach bzw. sehr unregelmäßig korreliert. Die ermittelten Wechselbeziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,83^{***}$ und $r_s = 0,61^*$ bis $0,93^{***}$) zum C_{mic} und N_{mic} beschränkten sich hauptsächlich auf die oberen 30 cm des Bodens und traten vornehmlich unter intensiver Bewirtschaftung auf (vgl. Tab. A30 bis A89). Auch die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalysen ließen keine spezifischen Abhängigkeiten zu anderen Untersuchungsgrößen erkennen. Bei einigen Beprobungsterminen stellte die BA eine gesonderte Hauptkomponente dar (vgl. Tab. A108b und A112c). Im Hinblick auf die diskriminatorische Trennung zwischen den einzelnen Nutzungsformen erwies sich die BA als nahezu bedeutungslos (vgl. Tab. A117 bis A129).

Aufgrund seines Verhältnischarakters aus BA und C_{mic} zeigte der $q\text{CO}_2$ einen ähnlichen Entwicklungstrend wie die BA auf (vgl. Abb. 24 und 25). In der Tiefenstufe 0-10 cm variierte dieser zwischen $3 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$ und $10 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$, während er in 10-30 cm Tiefe Werte von $3 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$ bis $13 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$ einnahm. Nutzungsbedingte Unterschiede – insbesondere zwischen Brache und den bewirtschafteten Versuchsvarianten – verloren im Vergleich zur BA größtenteils an statistischer Relevanz (vgl. Abb. 24 und 25). Hingegen differierten die Nutzungsformen unterhalb 30 cm Tiefe stärker voneinander. Die Spannweite in diesem Bodenbereich reichte von $2 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$ bis $27 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$ (Abb. 25c und d).

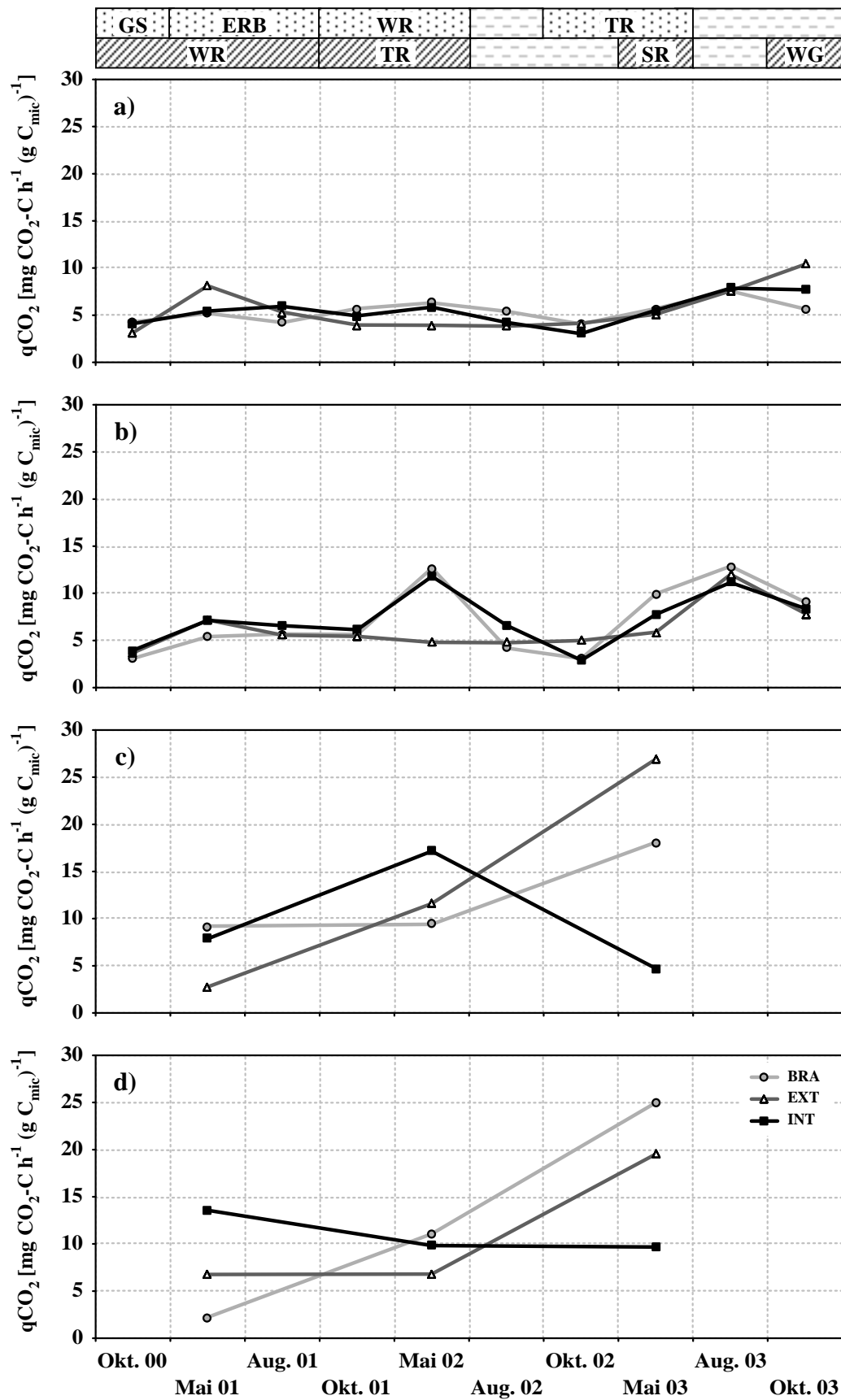


Abb. 25: Metabolischer Quotient im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in **a)** 0-10 cm, **b)** 10-30 cm, **c)** 30-60 cm und **d)** 60-100 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; n = 12)

Der $q\text{CO}_2$ war – ähnlich der BA – lediglich in geringem Maße mit anderen Parametern korrelativ verbunden (vgl. Tab. A30 bis A107) und konnte hinsichtlich seiner diskriminatorischen Bedeutung ebenso nur als schwach eingestuft werden (vgl. Tab. A117 bis A129).

4.1.3.3 L-Asparaginaseaktivität (LAA)

Die mediane LAA bewegte sich in 0-10 cm Bodentiefe zwischen $4 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ und $11 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$. Im ersten Jahr der Untersuchungsperiode nahm sie bei allen Versuchsvarianten tendenziell zu. Unter Brache hielt dieser Anstieg bis Mai 2002 an. Hier betrug die LAA im Medianbereich $11 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$. Während der zweiten Hälfte des Forschungszeitraumes ging die LAA allmählich wieder zurück, wobei im Oktober 2002 bei sämtlichen Nutzungsformen ein erneutes Maximum festgestellt werden konnte (Abb. 26a). Ab Mai 2002 wurde die höchste Aktivität unter Brache ermittelt. Innerhalb der anderen Nutzungsformen wies der extensiv genutzte Boden bis August 2002 höhere LAA-Werte als die intensive Bewirtschaftungsvariante auf. Gemäß der gemessenen Aktivität war die durch das Enzym L-Asparaginase geleistete potentielle N-Umsetzung im intensiv bewirtschafteten Boden mit Werten zwischen $6 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ und $12 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ allgemein am niedrigsten. Im Bracheboden sowie unter extensiver Nutzung variierten die Umsetzungsraten durchschnittlich von $5 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ bis $17 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$. Mit über $20 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ fand unter Brache im Mai 2002 die höchste mediane N-Umsetzung statt (Abb. 26a).

In der Tiefenstufe 10-30 cm kam es bis August 2001 – unabhängig der Nutzungsintensität – zu einem Anstieg dieses biochemischen Aktivitätsparameters von durchschnittlich $6 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ auf etwa $9 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$. Anschließend fiel die LAA bis Oktober 2002 stetig ab und erreichte im Bracheboden sowie unter intensiver Bewirtschaftung Medianwerte um $3 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ (Abb. 26b). Bei extensiver Nutzung war diese Abnahme schwächer ausgeprägt, so daß hier im Herbst 2002 immerhin noch $5 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ bestimmt wurden. Nach einer wiederholten Zunahme sank die LAA bis Oktober 2003 bei extensiver Nutzung auf $3 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ bzw. auf $4 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ im Boden der anderen Versuchspartzen ab. Die für 10-30 cm Tiefe errechneten potentiellen N-Umsetzungen bewegten sich im Untersuchungszeitraum zwischen $9 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ und $26 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ (Abb. 26).

Korrelative Bindungen zu den verschiedenen C- und N-Fractionen konnten nur sehr sporadisch, und hauptsächlich in der Tiefenstufe 0-10 cm statistisch nachgewiesen werden. Auch in Bezug auf die mikrobiologischen Untersuchungsgrößen ergaben sich lediglich vereinzelt signifikante Zusammenhänge (vgl. Tab. A30 bis A89). Die errechneten Korrelationen ($r_s = 0,75^{**}$ bis $0,83^{***}$) zur LGA beschränkten sich unter Brache ebenfalls auf eine Tiefe von 0-10 cm. Hingegen traten bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten über die gesamte untersuchte Bodentiefe von 0-30 cm signifikante Beziehungen ($r_s = 0,62^*$ bis $0,80^{**}$) auf. Die vorgefundenen Korrelationen zur LGA stellten sich – insbesondere in der Tiefenstufe 0-10 cm – vornehmlich bei den Herbstbeprobungen heraus (vgl. Tab. A30 bis A59).

Im Vergleich zu den korrelationsanalytischen Ergebnissen deuteten die Resultate der Hauptkomponentenanalyse auf eine engere Bindung zwischen den zwei analysierten Enzymaktivitäten hin. So gehörten LAA und LGA häufig dem gleichen „Variablenbündel“ an und bildeten vor allem in 10-30 cm Tiefe mehrfach eine separate Hauptkomponente (vgl. Tab. A111b bis A114).

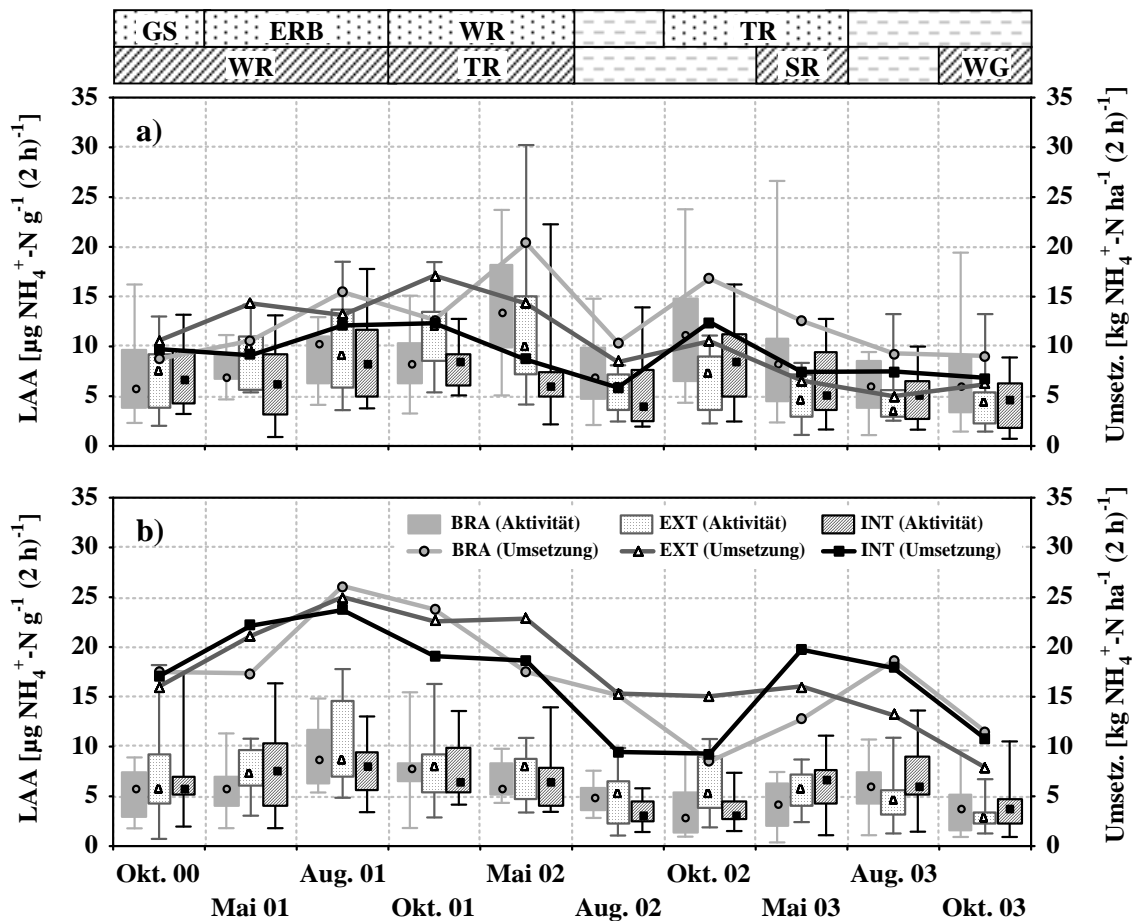


Abb. 26: L-Asparaginaseaktivität (Box-Plots) und hierdurch bedingte potentielle $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Umsetzung (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; $n = 12$)

Die im Rahmen der Diskriminanzanalyse bestimmten mittleren Diskriminanzfunktionskoeffizienten fielen für die LAA sehr klein aus, worauf auf eine äußerst geringe diskriminatorische Bedeutung dieses Parameters zu schließen war (vgl. Tab. A117 bis A126).

4.1.3.4 L-Glutaminaseaktivität (LGA)

Unter Brache nahm die LGA während der ersten beiden Untersuchungsjahre oberhalb 10 cm Tiefe von $57 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ auf $162 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ in oszillierender Weise teils signifikant ($P \leq 0,05$) zu (Abb. 27a; vgl. Tab. A24). Danach verringerte sie sich bis zum Ende der Forschungsperiode wieder auf $66 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$, wobei die stärkste Abnahme ($P \leq 0,05$) von Mai zu August 2003 verzeichnet werden konnte. Trotz dieses abnehmenden Trends wies der Bracheboden ab Oktober 2002 eine deutlich ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) höhere LGA als die anderen Nutzungsformen auf (vgl. Tab. A20). Unter extensiver und intensiver Bewirtschaftung war die LGA durch eine stärkere Konstanz gekennzeichnet. Folglich variierten die Aktivitätswerte hier lediglich von $26 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ bis $90 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ (Abb. 27a). Statistisch signifikante Unterschiede waren zwischen diesen Versuchsvarianten nicht nachzuweisen (vgl. Tab. A20). Je nach Höhe der Aktivität konnte unter Brache eine durch das Enzym L-Glutaminase bewirkte potentielle N-Umsetzung zwischen $86 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ und $244 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ ange-

nommen werden. Im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten wurden für 0-10 cm Tiefe N-Umsatzraten von $38 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ bis $130 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ ermittelt. Allgemein war die LGA um etwa das 10-fache höher als die LAA (vgl. Abb. 26 und 27).

In der Tiefenstufe 10-30 cm stieg die mediane LGA des Brachebodens von Oktober 2000 bis Mai 2001 um $41 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ auf $82 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ an und nahm bis zum Ende der Untersuchungen stetig bis $28 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ ab (Abb. 27b). Ähnlich, jedoch zeitlich um einen Beprobungstermin verschoben, verhielt sich die LGA unter intensiver Bewirtschaftung. Im Boden der extensiven Nutzungsform wurden Aktivitätswerte zwischen $31 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ und $74 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ festgestellt. Hier kam es jeweils im August zur Herausbildung eines Minimums, wohingegen sich im Frühjahr Maxima abzeichneten. Dieser saisonale Rhythmus deutete sich ebenfalls in der Tiefenstufe 0-10 cm an, war aber in 10-30 cm Tiefe wesentlich ausgeprägter (Abb. 27a und b). Die entsprechenden medianen N-Umsatzraten in der Tiefenstufe 10-30 cm bewegten sich in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität zwischen $72 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ und $249 \text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ (Abb. 27b).

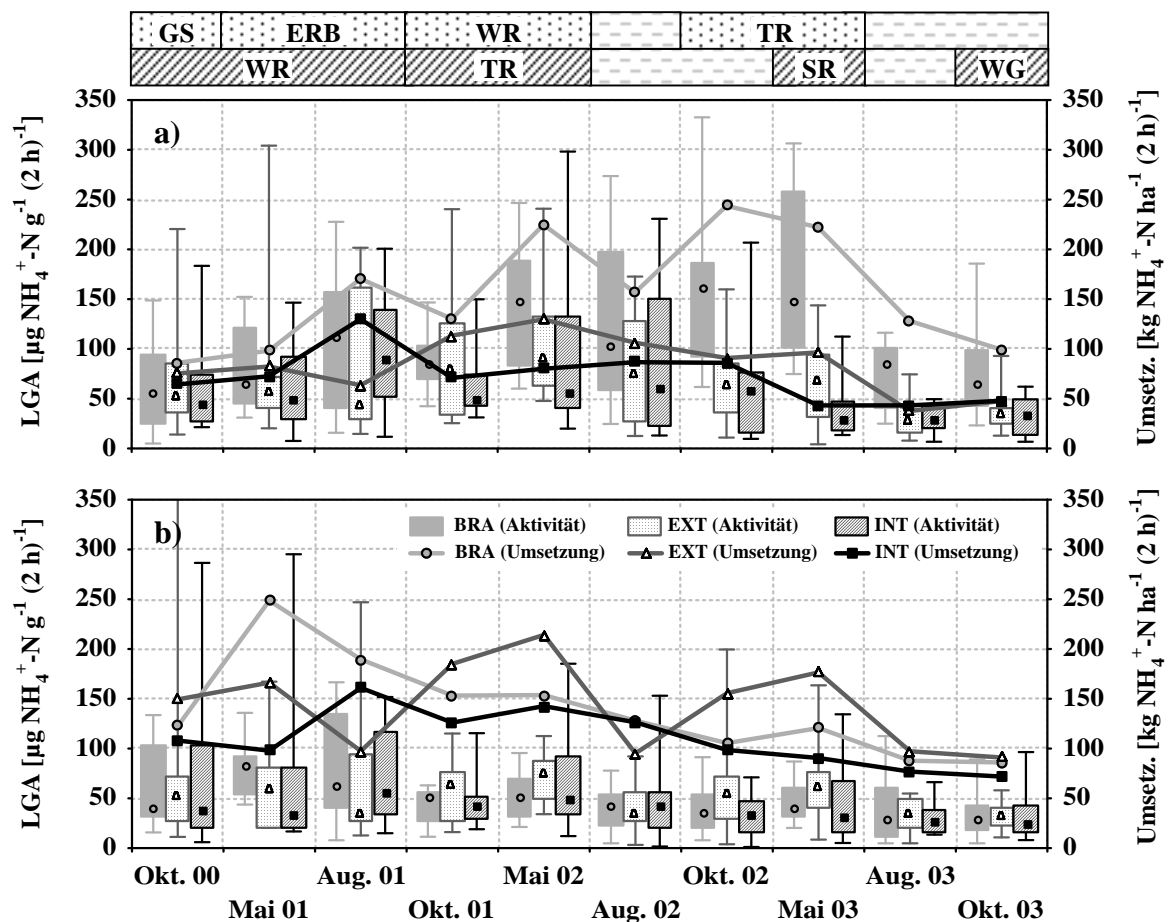


Abb. 27: L-Glutaminaseaktivität (Box-Plots) und hierdurch bedingte potentielle $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Umsetzung (Linien) im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Tiefe (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; $n = 12$)

Die LGA korrelierte in häufigerem Maße mit anderen Bodenparametern als die LAA. Insbesondere im intensiv bewirtschafteten Boden sowie unter Brache konnten zu verschied-

denen N-Fractionen wie TN und TN_{hwe} zahlreiche signifikante Beziehungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,84^{***}$ bzw. $r_s = 0,59^*$ bis $0,78^{**}$) herausgestellt werden. Bezüglich des $NH_4^+-N_{KCl}$ beschränkten sich die positiven korrelativen Bindungen ($r_s = 0,59^*$ bis $0,77^{**}$) vornehmlich auf die intensive Nutzungsform in 0-10 cm Tiefe. Weiterhin kristallisierten sich in dieser Versuchsvariante enge Korrelationen ($r_s = 0,60^*$ bis $0,85^{***}$ bzw. $r_s = 0,62^*$ bis $0,77^{**}$) sowohl zum TOC_{hwe} als auch zum WG heraus. Letztere traten vorwiegend in 0-10 cm Tiefe auf (vgl. Tab. A30 bis A59).

Oberhalb einer Tiefe von 10 cm fand die stärkere Verbundenheit zu den erläuterten C- und N-Fractionen auch in den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse ihren Ausdruck. Hingegen zeichneten sich in der Tiefenstufe 10-30 cm – wie bereits in Abschnitt 4.1.3.3 erwähnt – klarere Zusammenhänge mit der LAA ab (vgl. Tab. A108 bis A114).

Diskriminanzanalytisch erwies sich die LGA als ähnlich irrelevant wie die LAA, zeigte im Vergleich zu dieser jedoch vor allem in 0-10 cm Tiefe oftmals höhere mittlere Diskriminanzfunktionskoeffizienten auf, und erlangte im August 2002 sogar die dritthöchste diskriminatorische Bedeutung (vgl. Tab. A119b).

4.2 Ergebnisse der Pflanzenuntersuchungen

4.2.1 Oberirdische Trockenmasse

Der Trockenmassevorrat an oberirdischer Phytomasse unterlag starken saisonalen Schwankungen (Abb. 28). Hierbei war die Brachevariante durch die geringste zeitliche Variabilität gekennzeichnet. Die medianen Trockenmassevorräte variierten bei dieser Nutzungsform zwischen 1213 kg ha^{-1} und 8057 kg ha^{-1} , wobei die höchsten Werte im Zuge der Sommer- und Herbstbeprobungen ermittelt wurden. Allgemein konnte hier von 2001 zu 2002 eine Zunahme der Pflanzenmasse registriert werden. Bei den bewirtschafteten Ver-

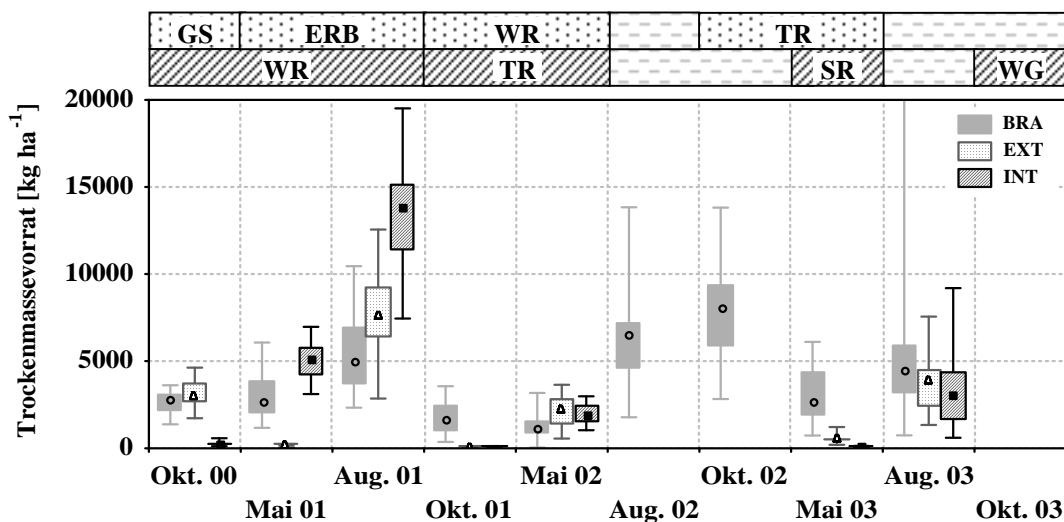


Abb. 28: Trockenmassevorräte der oberirdischen Phytomasse auf den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis August 2003 (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; $n = 24$)

(Beprobung der Phytomasse erfolgte – etwas abweichend von der Bodenbeprobung – im Aug. 02 kurz nach und im Aug. 03 kurz vor Beerntung der Versuchspartzellen „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“, im Aug. 02 konnten daher keine massebezogenen Parameter erhoben werden; im Okt. 03 wurden keine Phytomasseproben entnommen)

suchsvarianten stieg der Trockenmassevorrat – je nach Fruchtart – vom Anfang bis zur Ernte beträchtlich an. Im August 2001 stellte der auf den intensiv genutzten Parzellen ausgebrachte Winterroggen mit 13866 kg ha^{-1} die insgesamt größten Vorräte dar (Abb. 28). Verhältnismäßig niedrige Werte (3093 kg ha^{-1} bis 4526 kg ha^{-1}) ergaben sich hingegen im letzten Untersuchungsjahr. Hier kam es bei allen Nutzungsformen – bedingt durch die starke Trockenheit (vgl. Kapitel 2.2) – zu erheblichen Wachstumsdepressionen, in deren Folge die Phytomasseproduktion deutlich eingeschränkt wurde.

4.2.2 Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff (C_{phyt} und N_{phyt})

Die medianen C_{phyt} -Gehalte bewegten sich im Wesentlichen zwischen 440 g kg^{-1} und 485 g kg^{-1} . Lediglich zu Beginn der Untersuchungen wurden sowohl bei der Brachevariante als auch unter intensiver Bewirtschaftung bedeutend geringere Werte festgestellt (Abb. 29a). Entsprechend der errechneten Trockenmassevorräte (vgl. 4.2.1) variierten auch die C_{phyt} -Vorräte in einem weiten Bereich von 26 kg ha^{-1} bis 6426 kg ha^{-1} , wobei sich die Nutzungsformen bezüglich dieses Parameters zumeist signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) voneinander unterschieden (vgl. Tab. A134).

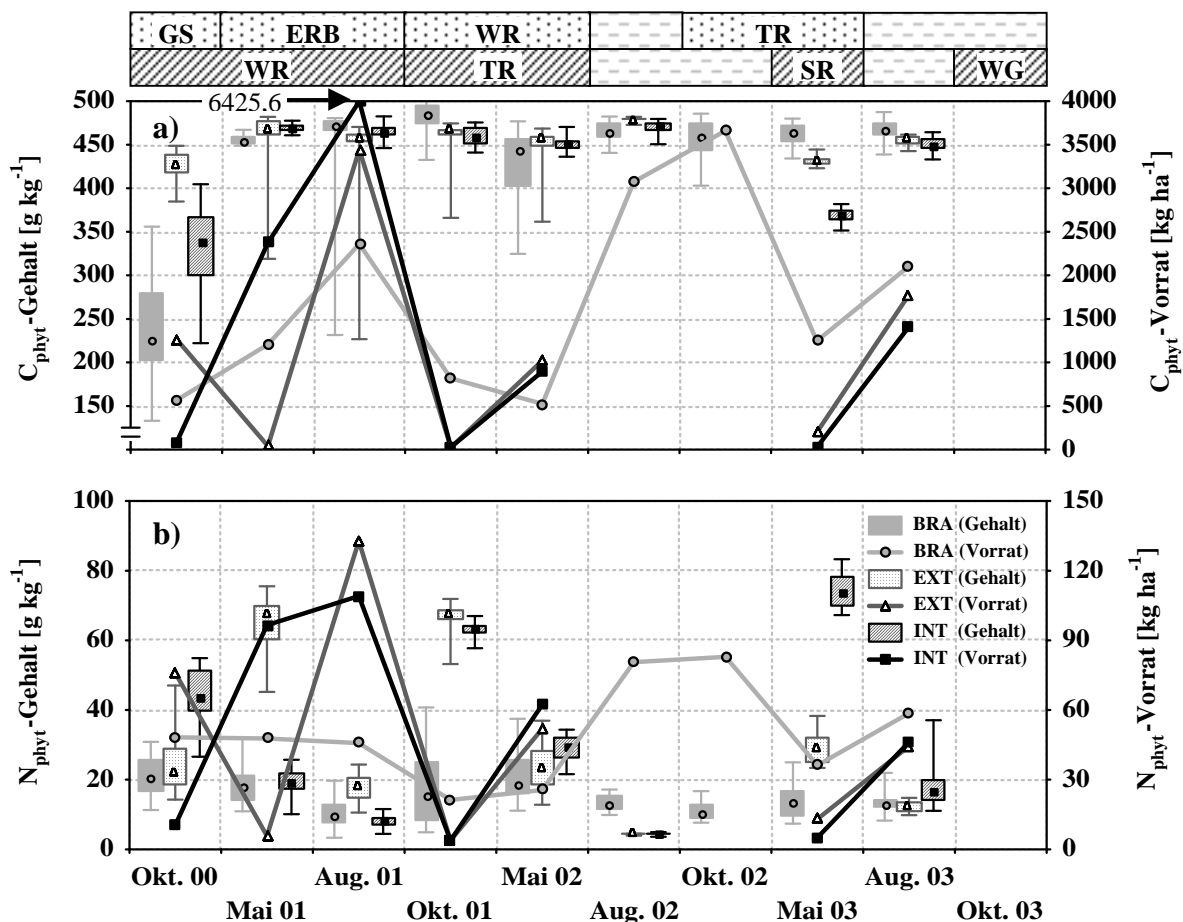


Abb. 29: a) C_{phyt} - und b) N_{phyt} -Gehalte (Box-Plots) bzw. -Vorräte (Linien) der oberirdischen Phytomasse auf den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis August 2003 (Datenpunkte symbolisieren Medianwerte; $n = 24$)

(Beprobung der Phytomasse erfolgte – etwas abweichend von der Bodenbeprobung – im Aug. 02 kurz nach und im Aug. 03 kurz vor Beerntung der Versuchspartellen „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“, im Aug. 02 konnten daher keine massebezogenen Parameter erhoben werden; im Okt. 03 wurden keine Phytomasseproben entnommen)

Hinsichtlich des N_{phyt} -Vorrates zeichnete sich ein vergleichbares Bild ab. So wurden während der Forschungsperiode N_{phyt} -Vorräte zwischen 4 kg ha^{-1} und 133 kg ha^{-1} bestimmt (Abb. 29b). Auch die versuchsvariantenbedingten Differenzen gingen größtenteils mit dem C_{phyt} -Vorrat konform (vgl. Tab. A134). Der N_{phyt} -Gehalt schwankte je nach Fruchtart und Jahreszeit von 4 g kg^{-1} bis 67 g kg^{-1} und nahm mit zunehmendem Pflanzenalter allgemein ab (Abb. 29b).

Zwischen dem C_{phyt} - bzw. N_{phyt} -Gehalt und ausgewählten Bodenparametern wurden zahlreiche korrelative Bindungen ermittelt. Diese variierten jedoch im Laufe des Untersuchungszeitraumes sehr stark, so daß keine systematisch nachvollziehbaren Wechselseitigkeiten ausgemacht werden konnten (vgl. Tab. A130 und A131).

Ähnlich dem N_{phyt} -Gehalt wies das $(C/N)_{\text{phyt}}$ -Verhältnis bei der Brachevariante mit Werten zwischen 11,7 und 48,6 die höchste Stetigkeit auf (Abb. 29b und Tab. 23). Allgemein kam es mit ansteigendem Alter der Phytomasse zu einer Erhöhung dieses Quotienten. Die größte Variabilität ergab sich im Bewirtschaftungsjahr 2001/ 2002. Hier nahm das $(C/N)_{\text{phyt}}$ -Verhältnis sowohl bei extensiver als auch bei intensiver Nutzung von ca. 7 im Oktober 2001 auf knapp 111 im August 2002 zu (Tab. 23).

Tab. 23: $(C/N)_{\text{phyt}}$ -Verhältnisse der oberirdischen Phytomasse, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis August 2003 (Medianwerte; $n = 24$)

Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
Frucht	EXT	GS	ERB	ERB	WR	WR	/ (WR) ^{a)}	TR	TR	/ (TR) ^{a)}	/
	INT	WR	WR	WR	TR	TR	/ (TR) ^{a)}	/	SR	/ (SR) ^{a)}	(WG) ^{a)}
BRA		11,7	25,4	48,6	31,9	22,6	36,2	44,0	33,5	36,4	n.b.
EXT		19,1	7,0	22,7	6,9	20,0	110,9	n.b.	15,0	37,3	/
INT		7,5	24,2	55,6	7,2	15,3	110,5	/	5,0	27,3	n.b.

^{a)} Beprobung der Phytomasse erfolgte – etwas abweichend von der Bodenbeprobung – im Aug. 02 kurz nach und im Aug. 03 kurz vor Beerntung der Versuchspartellen „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“, im Aug. 02 konnten daher keine massebezogenen Parameter erhoben werden; im Okt. 03 wurden keine Phytomasseproben entnommen

4.3 Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen

4.3.1 Azidität des Sickerwassers ($\text{pH-Wert}_{\text{Perk.}}$)

Die $\text{pH-Werte}_{\text{Perk.}}$ der einzelnen Versuchsvarianten waren durch eine relativ hohe Kontinuität geprägt und folgten im Laufe der Forschungsperiode einem vergleichbaren Entwicklungsgang. So konnten beispielsweise im Sommer 2002 bei allen Nutzungsformen markante Maxima verzeichnet werden (Abb. 30). Grundsätzlich waren die $\text{pH-Werte}_{\text{Perk.}}$ unter Brache um durchschnittlich 0,5 Einheiten höher als bei extensiver und intensiver Bewirtschaftung. Letztere zeigten bezüglich ihrer Sickerwasserazidität beachtliche Parallelen zueinander auf. Die $\text{pH-Werte}_{\text{Perk.}}$ schwankten hier in einem Bereich von 6,1 bis 7,2, wobei die größte Amplitude im Jahr 2002 festgestellt wurde. Insgesamt konnte in den extensiv und intensiv genutzten Parzellen ein leichter Anstieg des $\text{pH-Wertes}_{\text{Perk.}}$ beobachtet werden (Abb. 30).

Während unter Brache die Azidität des Sickerwassers in keinem erwähnenswerten Zusammenhang mit den erhobenen C- und N-Parametern stand, stellten sich bei den anderen Versuchsvarianten enge korrelative Bindungen zu den verschiedenen N-Fractionen heraus. Folglich waren sowohl bei extensiver als auch bei intensiver Bewirtschaftung positive Korrelationen ($r_s = 0,52^{***}$ bzw. $0,41^{***}$) zum $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{Perk.}}$ statistisch nachzuweisen. Au-

ßerdem ergaben sich unter extensiver Nutzung signifikante negative Beziehungen ($r_s = -0,49^{***}$ bzw. $-0,49^{***}$ und $-0,39^{***}$) zur NO_3^- - N_{Perk} -Fraktion und aufgrund deren Dominanz auch zum DIN_{Perk} sowie zum DN_{Perk} (vgl. Tab. A135).

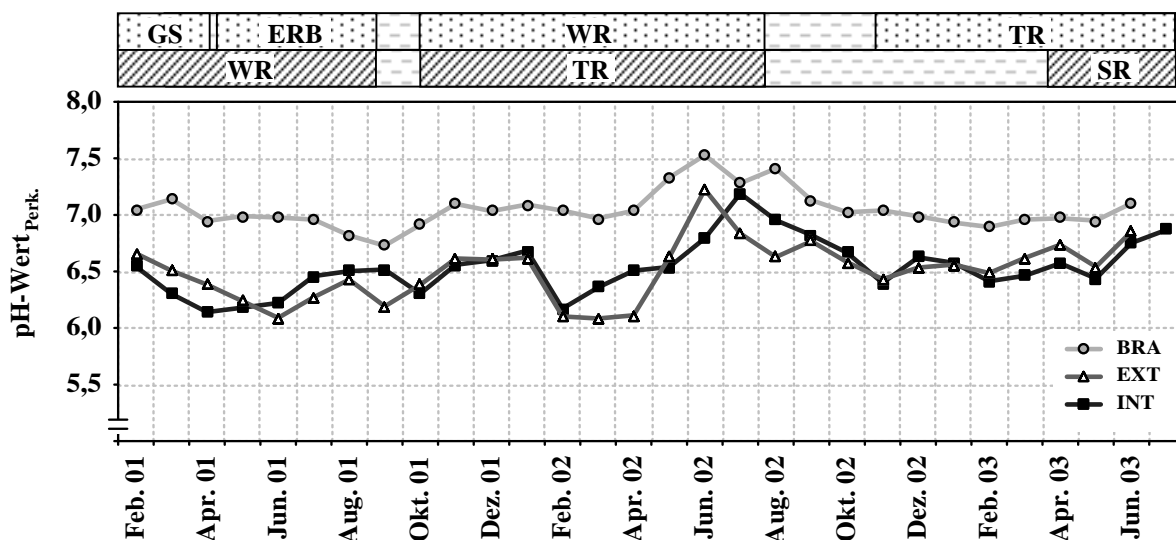


Abb. 30: Monatsmittel der $\text{pH-Werte}_{\text{Perk}}$ im Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003

(Entsprechend Kapitel 4.1.1 erfolgte für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ oberhalb der Grafik die Angabe der jeweils angebauten Fruchtarten:

ERB = Körnererbsen, GS = Gelbsenf, SR = Sommerraps, TR = Wintertriticale, WR = Winterroggen)

4.3.2 Gelöster Gesamtkohlenstoff (DC_{Perk})

Der DC_{Perk} zeichnete sich nutzungsübergreifend durch eine jahreszeitliche Rhythmik aus, die durch Sommermaxima und Winterminima gekennzeichnet war. Im Rahmen dieses

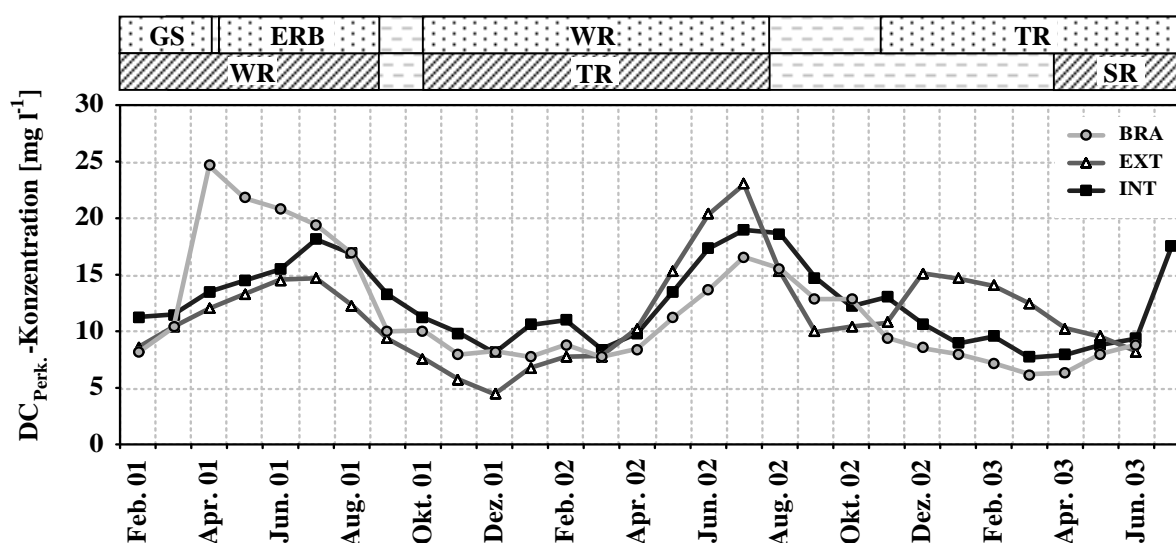


Abb. 31: Monatsmittel der DC_{Perk} -Konzentrationen im Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003

(Entsprechend Kapitel 4.1.1 erfolgte für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ oberhalb der Grafik die Angabe der jeweils angebauten Fruchtarten:

ERB = Körnererbsen, GS = Gelbsenf, SR = Sommerraps, TR = Wintertriticale, WR = Winterroggen)

oszillierenden Musters bewegten sich die Absolutwerte, welche zwischen den Versuchsvarianten lediglich geringfügig differierten, zwischen 4 mg l^{-1} und 25 mg l^{-1} (Abb. 31).

Unter Brache, aber auch bei extensiver Bewirtschaftung stand der $\text{DC}_{\text{Perk.}}$ in signifikanter negativer Wechselbeziehung ($r_s = -0,31^{**}$ bis $-0,49^{***}$) zur $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{Perk.}}$ - und $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration des Sickerwassers. Weiterhin konnten bei diesen Nutzungsformen positive Korrelationen ($r_s = 0,35^{***}$ und $0,41^{***}$) zur $\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{Perk.}}$ -Fraktion errechnet werden. Zum $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ kristallisierten sich insbesondere unter extensiver Bewirtschaftung und in schwächer signifikanter Form ebenso bei der intensiven Nutzungsvariante positive korrelative Bindungen heraus ($r_s = 0,67^{***}$ bzw. $0,30^{**}$; vgl. Tab. A135)

4.3.3 Gelöster Gesamtstickstoff ($\text{DN}_{\text{Perk.}}$) sowie organischer und mineralischer Stickstoff ($\text{DON}_{\text{Perk.}}$ und $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$)

Hinsichtlich der $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration traten enorme Unterschiede zwischen den Nutzungsintensitäten auf. Hierbei wurden im Sickerwasser der extensiv bewirtschafteten Versuchsvariante die allgemein höchsten $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Werte gemessen (Abb. 32). So kam es bei dieser Nutzungsform – unter dem Einfluß des Leguminosenanbaus – von Februar 2001 bis August 2001 zu einem Anstieg der $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration um 46 mg l^{-1} auf knapp 50 mg l^{-1} . Diese Zunahme setzte sich nach einem leichten Rückgang ab Oktober 2001 fort, was im März 2002 die Herausbildung eines zweiten Maximums zur Folge hatte. In jenem Monat wies das unter extensiver Nutzung gewonnene Perkolat eine durchschnittliche $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration von 84 mg l^{-1} auf. Während des letzten Drittels der Forschungsperiode unterlag dieser N-Parameter geringeren Schwankungen. Tendenziell konnte in diesem Zeitraum eine Abnahme der $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration verzeichnet werden. Folglich enthielt das Sickerwasser im Juni 2003 nur noch 17 mg l^{-1} (Abb. 32). Die intensive Bewirtschaftungsform verhielt sich bezüglich des $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ im ersten Drittel der Untersuchungen konträr zur extensiven Nutzungsart und ging im zweiten und dritten Forschungsjahr größtenteils mit dieser konform. Vor dem Hintergrund dieser Dynamik variierte die mittlere $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration unter intensiver Bewirtschaftung zwischen $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ im Juli 2001 und 45 mg l^{-1} im Mai 2002. Die jeweils im Frühjahr durchgeführte Mineraldüngung (vgl. Kapitel 3.1.2) verursachte lediglich im Untersuchungsjahr 2002 einen nennenswerten Anstieg des $\text{DN}_{\text{Perk.}}$. Unter Brache bewegten sich die $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Werte von $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ bis 24 mg l^{-1} , wobei die Minima jeweils während der Spätsommer- bzw. Herbstmonate auftraten. Ausgenommen des letzten Forschungsabschnittes zeigte der Entwicklungsgang der $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration daher starke Analogien zu jenem der intensiv genutzten Versuchsvariante auf (Abb. 32).

Die durch Verknüpfung von Konzentration und Sickerwassermenge ermittelten $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Austräge (vgl. Abschnitt 3.5.3) beschränkten sich im Bracheboden vornehmlich auf die Wintermonate. Mit Werten zwischen nahe 0 kg ha^{-1} und 11 kg ha^{-1} wies dieser Nutzungstyp die insgesamt niedrigsten $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Auswaschungsraten auf (Abb. 32). Auch unter intensiver Bewirtschaftung fand der höchste $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Austrag in den Winterhalbjahren statt. Hier wurde im Februar 2002 ein Spitzenwert von 18 kg ha^{-1} kalkuliert. Weitaus größere Beträge ergaben sich unter extensiver Nutzung, wo im gleichen Monat über 37 kg ha^{-1} ins Grundwasser gelangten. Neben den starken $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Auswaschungen während der Wintermonate konnten bei dieser Bewirtschaftungsform auch im restlichen Jahresverlauf beträchtliche $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Austräge erfaßt werden. Vor allem im Jahr 2001 wurden dem Boden – bedingt durch den Anbau von Körnererbsen – bedeutende $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Mengen mit dem Sickerwasser

entzogen. So kam es im Juli und September dieses Jahres zu einem $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Austrag von 12 kg ha^{-1} bzw. 14 kg ha^{-1} (Abb. 32).

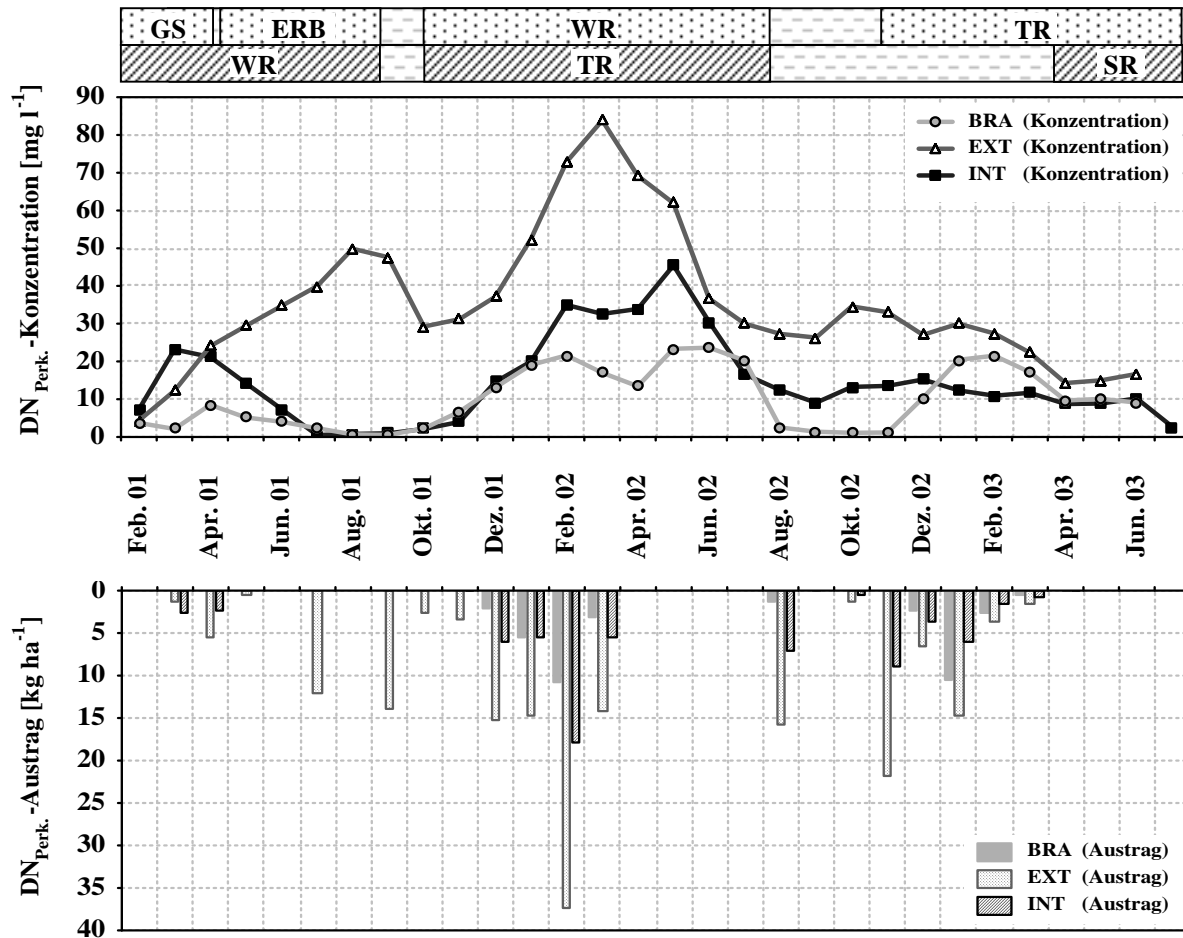


Abb. 32: Monatsmittel der $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen (Linien) und -Austräge (Balken) im bzw. durch das Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003

(Entsprechend Kapitel 4.1.1 erfolgte für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ oberhalb der Grafik die Angabe der jeweils angebauten Fruchtarten:

ERB = Körnererbsen, GS = Gelbsenf, SR = Sommerraps, TR = Wintertriticale, WR = Winterroggen)

Der $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ umfaßte unter Brache durchschnittlich 42 % des $\text{DN}_{\text{Perk.}}$. Im Perkolat der extensiv bewirtschafteten Versuchsvariante nahm dieser hingegen nur einen mittleren Anteil von 26 % ein. Prinzipiell wurden in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes höhere $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen festgestellt, wodurch ebenfalls dessen prozentualer Anteil am $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ zunahm (vgl. Abb. 32 und 33). Das Sickerwasser der extensiv bewirtschafteten Versuchsvariante wies auch bezüglich dieser N-Fraktion die höchsten Absolutwerte auf. Bereits im Spätsommer 2001 betrug die $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration hier fast 8 mg l^{-1} . Im Mai und Juni des folgenden Jahres enthielt das Perkolat sogar 20 mg l^{-1} dieses N-Parameters (Abb. 33). Auch unter intensiver Nutzung stellte sich im Frühsommer 2002 mit 17 mg l^{-1} ein Gipfelpunkt heraus. Bei der Brachevariante differierte die $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration zwischen $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ und 13 mg l^{-1} . Insgesamt konnten bei dieser Nutzungsform 3 deutliche Maxima registriert werden (Abb. 33).

Bedeutende $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Austräge fanden – entsprechend der Konzentrationshöhe – vorwiegend ab dem Frühjahr 2002 statt. Vorher kam es lediglich im Februar 2002, sowie bei

extensiver Bewirtschaftung auch im September 2001, zu bemerkenswerten Auswaschungen. Im Januar 2003 wurden unter Brache mit knapp 6 kg ha^{-1} die größten $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Austräge errechnet. Hingegen ergaben sich sowohl bei extensiver als auch bei intensiver Bewirtschaftung die höchsten Auswaschungsraten (über 12 kg ha^{-1} bzw. 4 kg ha^{-1}) im November 2002 (Abb. 33).

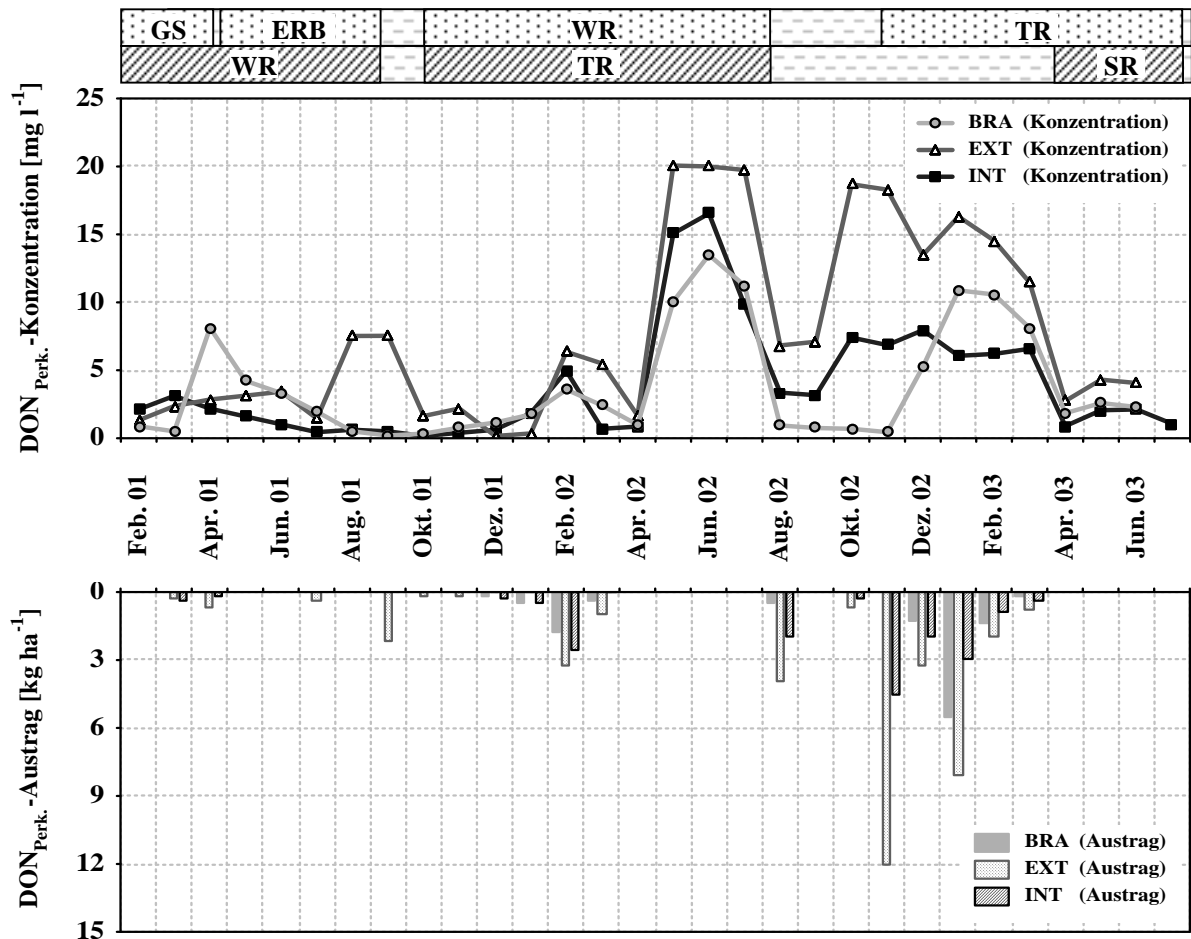


Abb. 33: Monatsmittel der $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen (Linien) und -Austräge (Balken) im bzw. durch das Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003

(Entsprechend Kapitel 4.1.1 erfolgte für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ oberhalb der Grafik die Angabe der jeweils angebauten Fruchtarten:

ERB = Körnererbsen, GS = Gelbsenf, SR = Sommerraps, TR = Wintertriticale, WR = Winterroggen)

Die Dynamik der $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Fraktion verhielt sich weitestgehend analog zur zeitlichen Variabilität der $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration (vgl. Abb. 32 und 34). Bestanden während der ersten anderthalb Forschungsjahre noch erhebliche Differenzen zwischen den Nutzungsformen, so bewegten sich die $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen im letzten Drittel der Untersuchungsperiode hauptsächlich zwischen 5 mg l^{-1} und 16 mg l^{-1} . Insbesondere von Mai 2001 bis Mai 2002 wurden im Perkolat des extensiv bewirtschafteten Bodens ungleich höhere $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen festgestellt. So enthielt das Sickerwasser im August 2001 mehr als 42 mg l^{-1} , was dem etwa 250-fachen der anderen Versuchsvarianten entsprach. Die höchsten $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Werte wurden im März 2002 gemessen. Hier betrug die $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration unter extensiver Nutzung 78 mg l^{-1} und stellte somit immerhin noch das 2,5-fache der intensiv bewirtschafteten Versuchsvariante dar (Abb. 34).

Auch die $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Austräge wiesen bezüglich ihres Verteilungsmusters starke Parallelen zum $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ auf (vgl. Abb. 32 und 34). Folglich kam es vor allem während des Winterhalbjahres 2001/ 2002 zu nennenswerten Auswaschungen dieser N-Fraktion. Aus dem Boden der extensiv bewirtschafteten Parzellen wurden im Februar 2002 über 34 kg ha^{-1} an $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ ausgetragen. Die anderen Nutzungsformen zeigten in jenem Monat ebenfalls die höchsten Auswaschungsraten auf. Mit Werten von 9 kg ha^{-1} (Brache) und 15 kg ha^{-1} (intensive Bewirtschaftung) waren diese jedoch deutlich geringer als unter extensiver Nutzung, wo außerdem im Sommer 2001 hohe $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Austräge verzeichnet werden konnten (Abb. 34).

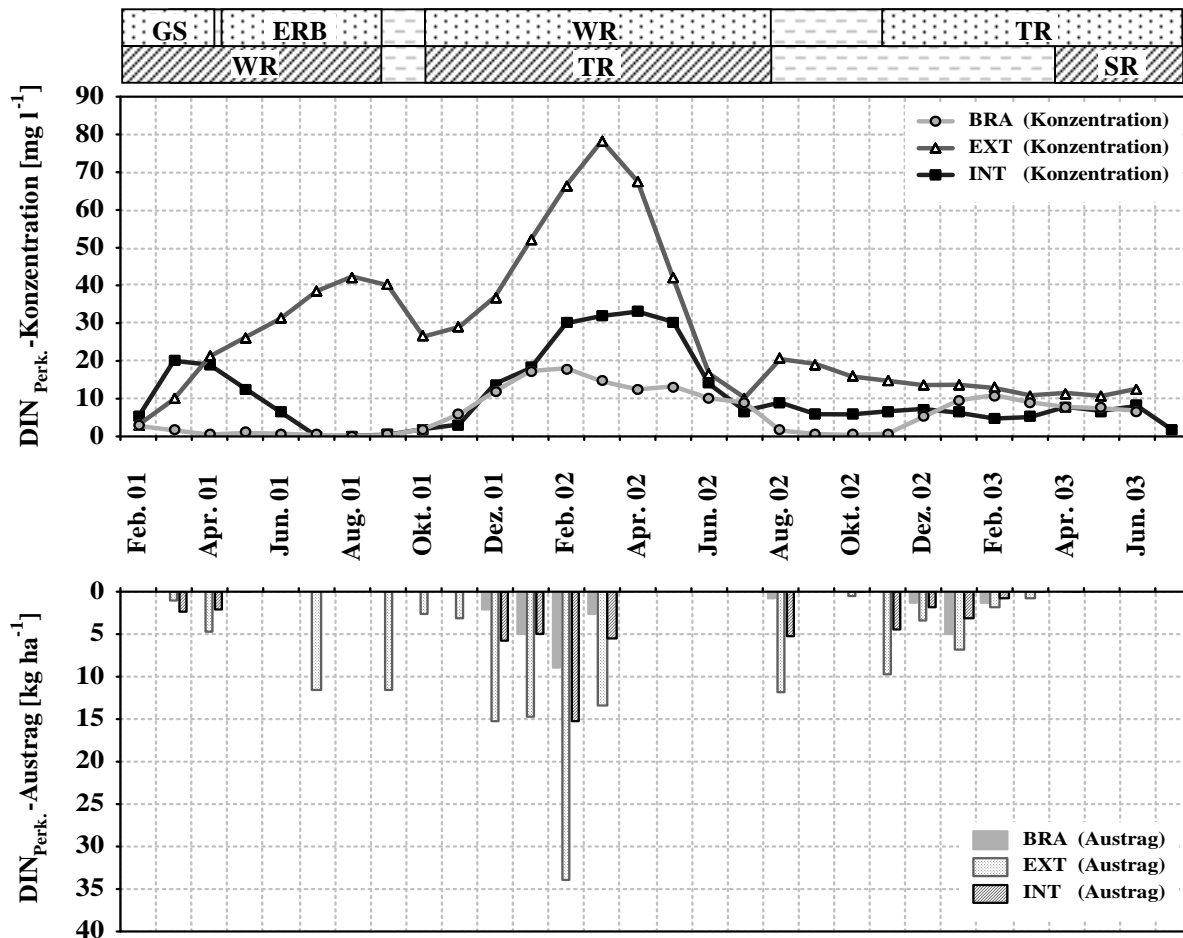


Abb. 34: Monatsmittel der $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen (Linien) und -Austräge (Balken) im bzw. durch das Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003

(Entsprechend Kapitel 4.1.1 erfolgte für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ oberhalb der Grafik die Angabe der jeweils angebauten Fruchtarten:

ERB = Körnererbsen, GS = Gelbsenf, SR = Sommerraps, TR = Wintertriticale, WR = Winterroggen)

Der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{Perk.}}$ blieb im Laufe der Untersuchungen auf einem verhältnismäßig konstantem Niveau und bildete mit Konzentrationen von zumeist unter $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ einen nur geringfügigen Teil des $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$. Dementsprechend nahm sein prozentualer Anteil an dieser N-Fraktion ausschließlich in Monaten mit äußerst niedrigen $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen bedeutende Größenordnungen an. Unter extensiver Bewirtschaftung machte der $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{Perk.}}$ stets mehr als 97,5 % des $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ aus (Tab. 24).

Die Dominanz des NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ am $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ bzw. $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ spiegelte sich – unabhängig der Nutzungsintensität – auch in den hohen Korrelationskoeffizienten ($r_s = 0,88^{***}$ bis $0,99^{***}$) zu diesen N-Fractionen wider. Weiterhin korrelierte der $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ in engem Maße ($r_s = 0,88^{***}$ bis $0,89^{***}$) mit der $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration, wohingegen zur $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Fraktion nur bei intensiver Bewirtschaftung sowie unter Brache signifikante Beziehungen ($r_s = 0,51^{**}$ und $0,79^{***}$) nachgewiesen werden konnten (vgl. Tab. A135).

Tab. 24: Monatsmittel der prozentualen Anteile der NH_4^+ - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ - und NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen an der $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration im Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003

Variante	Parameter	Feb. 01	Mrz. 01	Apr. 01	Mai 01	Jun. 01	Jul. 01	Aug. 01	Sep. 01	Okt. 01	Nov. 01
BRA	NH_4^+ - $\text{N}_{\text{Perk.}}$	0,88	1,34	35,01	5,30	6,16	9,29	14,11	5,62	0,97	0,29
EXT	$\text{N}_{\text{Perk.}}$	1,83	0,51	0,12	0,07	0,04	0,05	0,05	0,05	0,07	0,07
INT	[%]	0,58	0,10	0,11	0,15	0,24	23,60	10,82	3,19	0,80	0,59
BRA	NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$	99,12	98,66	64,99	94,70	93,84	90,71	85,89	94,38	99,03	99,71
EXT	$\text{N}_{\text{Perk.}}$	98,17	99,49	99,88	99,93	99,96	99,95	99,95	99,95	99,93	99,93
INT	[%]	99,42	99,90	99,89	99,85	99,76	76,40	89,18	96,81	99,20	99,41
Variante	Parameter	Dez. 01	Jan. 02	Feb. 02	Mrz. 02	Apr. 02	Mai 02	Jun. 02	Jul. 02	Aug. 02	Sep. 02
BRA	NH_4^+ - $\text{N}_{\text{Perk.}}$	0,20	0,15	0,17	0,29	0,27	0,19	0,79	4,38	3,62	17,10
EXT	$\text{N}_{\text{Perk.}}$	0,05	0,05	0,03	0,03	0,03	0,30	0,64	1,58	0,54	0,53
INT	[%]	0,26	0,23	0,07	0,10	0,07	0,10	0,25	1,54	1,22	1,67
BRA	NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$	99,80	99,85	99,83	99,71	99,73	99,81	99,21	95,62	96,38	82,90
EXT	$\text{N}_{\text{Perk.}}$	99,95	99,95	99,97	99,97	99,97	99,70	99,36	98,42	99,46	99,47
INT	[%]	99,74	99,77	99,93	99,90	99,93	99,90	99,75	98,46	98,78	98,33
Variante	Parameter	Okt. 02	Nov. 02	Dez. 02	Jan. 03	Feb. 03	Mrz. 03	Apr. 03	Mai 03	Jun. 03	Jul. 03
BRA	NH_4^+ - $\text{N}_{\text{Perk.}}$	54,10	24,96	1,21	0,50	0,55	0,07	0,61	0,84	2,51	/
EXT	$\text{N}_{\text{Perk.}}$	0,49	1,26	0,31	0,26	0,32	0,14	0,55	0,32	2,26	/
INT	[%]	1,33	2,72	0,54	0,51	0,66	0,51	0,82	0,51	1,38	13,95
BRA	NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$	48,90	75,04	98,79	99,50	99,45	99,93	99,39	99,16	97,49	/
EXT	$\text{N}_{\text{Perk.}}$	99,51	98,74	99,69	99,74	99,68	99,86	99,45	99,68	97,74	/
INT	[%]	98,67	97,28	99,46	99,49	99,34	99,49	99,18	99,49	98,62	86,05

4.4 Ergebnisse der Niederschlagswasseruntersuchungen

4.4.1 Azidität des Niederschlagswassers (pH-Wert_{NS})

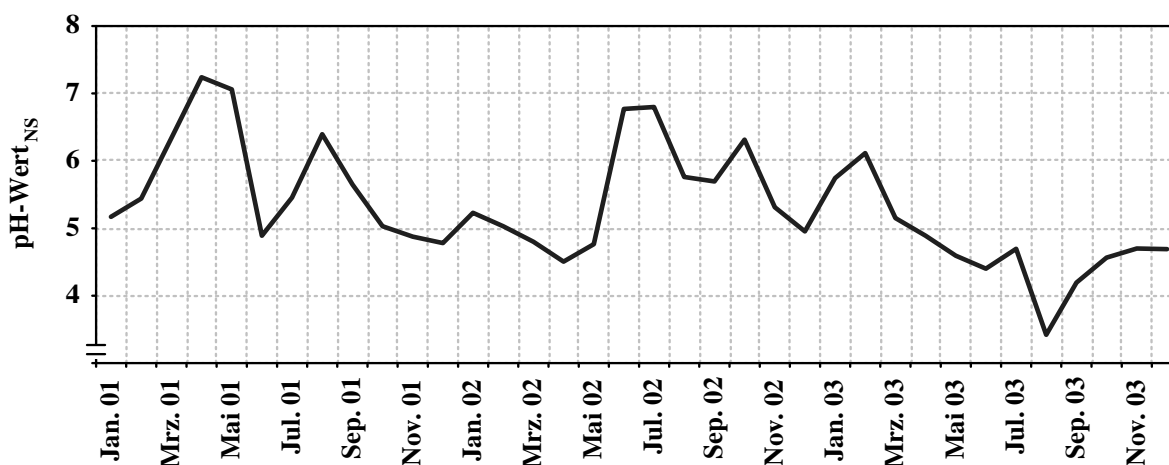


Abb. 35: Monatsmittel der pH-Werte_{NS} im Niederschlagswasser des Versuchsflächenareals von Januar 2001 bis Dezember 2003

Während des in Abbildung 35 dargestellten Zeitraumes variierte die Azidität des Niederschlagswassers im Wesentlichen zwischen 4,5 und 7,2. Nur im niederschlagsarmen Jahr 2003 (vgl. Abschnitt 2.2) sank der pH-Wert_{NS} deutlich unter diesen Wertebereich und erreichte im August dieses Jahres einen Tiefstwert von 3,4 (Abb. 35).

Die Azidität des Niederschlagswassers stand in negativem Zusammenhang ($r_s = -0,51^{***}$) mit der NO_3^- -N_{NS}-Fraktion (vgl. Tab. A136).

4.4.2 Gelöster Gesamtkohlenstoff (DC_{NS})

Bezüglich der DC_{NS}-Konzentration zeichnete sich vom Untersuchungsbeginn (5,8 mg l⁻¹) bis August 2003 (38 mg l⁻¹) ein tendenziell ansteigender Trend ab. Hierbei kristallisierten sich – neben dem erwähnten Höchstwert im Sommer 2003 – ferner im Juni 2002 und April 2003 Maxima heraus. Am Ende des letzten Forschungsjahres kam es zu einer beträchtlichen Abnahme dieses Parameters auf 7 mg l⁻¹, so daß die DC_{NS}-Konzentration bei Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes nur leicht zunahm (Abb. 36).

Der DC_{NS} wies zu sämtlichen im Niederschlagswasser erhobenen N-Fractionen signifikant positive Beziehungen ($r_s = 0,42^{**}$ bis $0,65^{***}$) auf (vgl. Tab. A136).

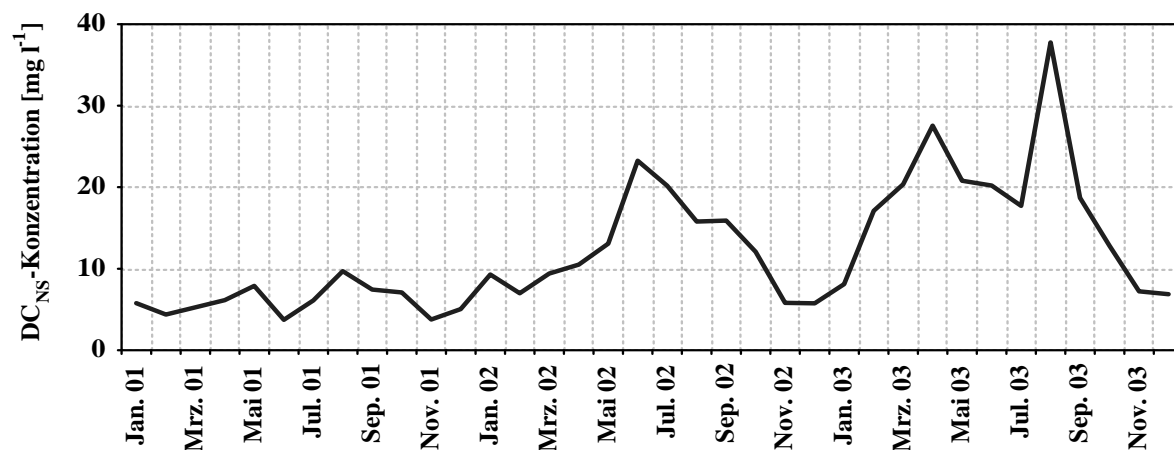


Abb. 36: Monatsmittel der DC_{NS}-Konzentrationen im Niederschlagswasser des Versuchsflächenareals von Januar 2001 bis Dezember 2003

4.4.3 Gelöster Gesamtstickstoff (DN_{NS}) sowie organischer und mineralischer Stickstoff (DON_{NS} und DIN_{NS})

Im Laufe der Forschungsperiode stieg das Jahresmittel der DN_{NS}-Konzentration kontinuierlich an. Enthielt das Niederschlagswasser 2001 durchschnittlich noch 2,5 mg l⁻¹, so wurden 2003 im Mittel bereits 4,7 mg l⁻¹ dieser N-Fraktion bestimmt (Abb. 37). Allgemein waren während der Frühjahrs- und Sommermonate höhere DN_{NS}-Konzentrationen festzustellen. Der größte Wert wurde mit knapp 28 mg l⁻¹ im April 2003 ermittelt. Im Jahr 2002 fanden aufgrund der hohen Niederschlagssumme (vgl. Kapitel 2.2) die stärksten DN_{NS}-Einträge statt. Demgemäß gelangten allein im Juli dieses Jahres fast 4 kg ha⁻¹ in den Boden (Abb. 37).

Die Schwankungen des DN_{NS} beruhen vorrangig auf der Variabilität der DIN_{NS} -Fraktion. Folglich bewegte sich die DON_{NS} -Konzentration im Untersuchungszeitraum lediglich zwischen weniger als $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ und 2 mg l^{-1} . Innerhalb der DIN_{NS} -Fraktion stellte der $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{NS}}$ mit 21 % bis 89 % einen weitaus größeren Anteil als im Perkolat dar (vgl. Tab. 24 und Abb. 37). Hieraus resultierend wurden durchschnittlich 41 % des DN_{NS} in Form von $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{NS}}$ in den Boden eingetragen.

Die dominantere Präsenz des $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{NS}}$ wurde auch hinsichtlich seiner Wechselbeziehung zur DIN_{NS} -Konzentration deutlich. So konnte zwischen diesen N-Parametern ein Korrelationskoeffizient von $r_s = 0,98^{***}$ errechnet werden, während jener zwischen DIN_{NS} und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{NS}}$ lediglich $0,79^{***}$ betrug. Der DN_{NS} zeigte vor allem zu den mineralischen N-Fractionen enge korrelative Bindungen ($r_s = 0,74^{***}$ bis $0,94^{***}$) auf (vgl. Tab. A136).

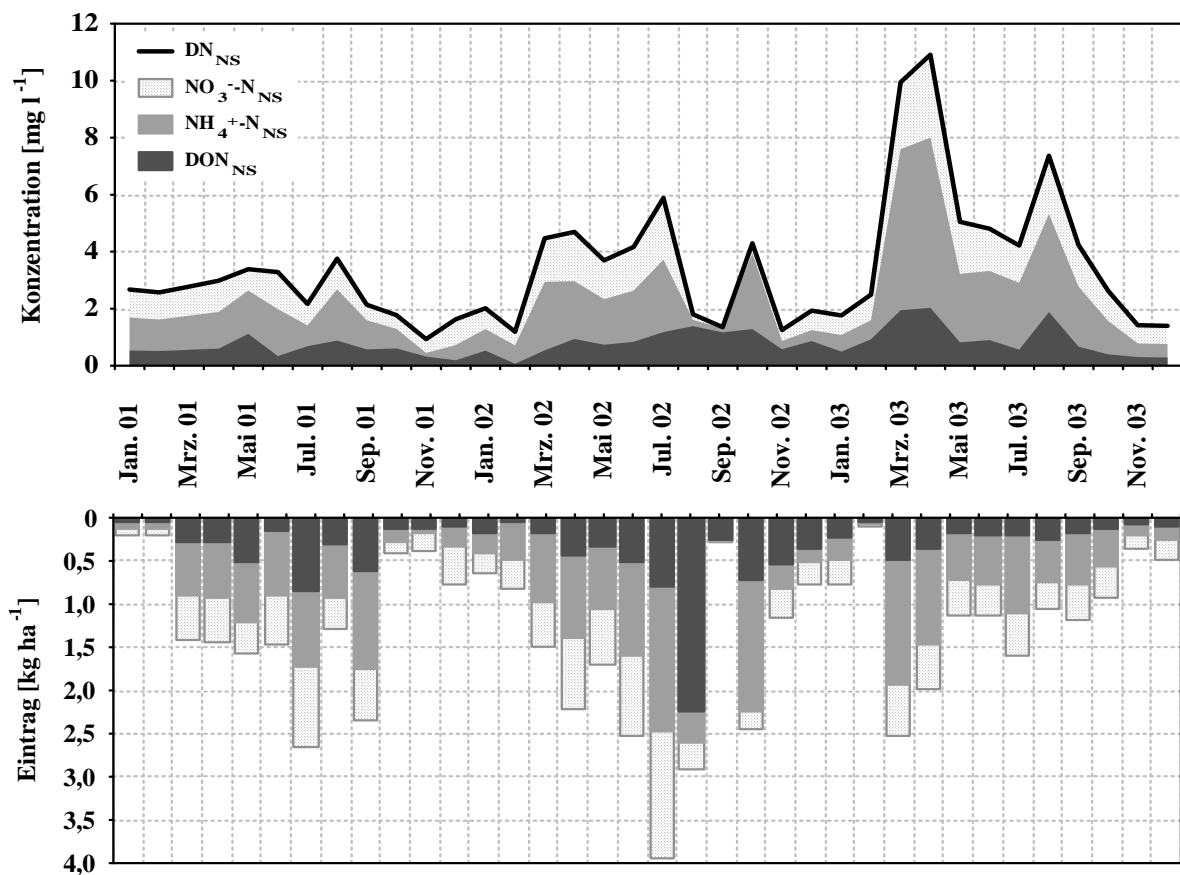


Abb. 37: Monatsmittel der DN_{NS} -Konzentrationen (Linien) und -Einträge (Balken), einschließlich der entsprechenden Anteile von DON_{NS} , $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{NS}}$ und $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{NS}}$, im bzw. durch das Niederschlagswasser des Versuchsflächenareals von Januar 2001 bis Dezember 2003

4.5 Simulation der C- und N-Dynamik

4.5.1 Das Simulationsmodell CANDY

Das Simulationsmodell CANDY (**C**arbon and **N**itrogen **D**ynamics) wurde entwickelt, um die Dynamik des Kohlenstoff- und Stickstoffumsatzes im Boden sowie der Bodentemperatur und des Bodenwassergehaltes als eindimensionale Prozesse für ein Bodenprofil in der ungesättigten Zone agrarisch genutzter Ökosysteme zu beschreiben (FRANKO *et al.*, 1995a; FRANKO *et al.*, 1997).

Die Konzipierung dieses Modells erfolgte für einen breiten Anwenderkreis. So enthält es Datenbanken mit Schätzwerten zu verschiedenen Boden- und Phytomasseparametern. Ebenso können auch eigens erhobene Meßwerte berücksichtigt werden. Der funktionelle Aufbau des Modells wurde in Abbildung 38 schematisch dargestellt.

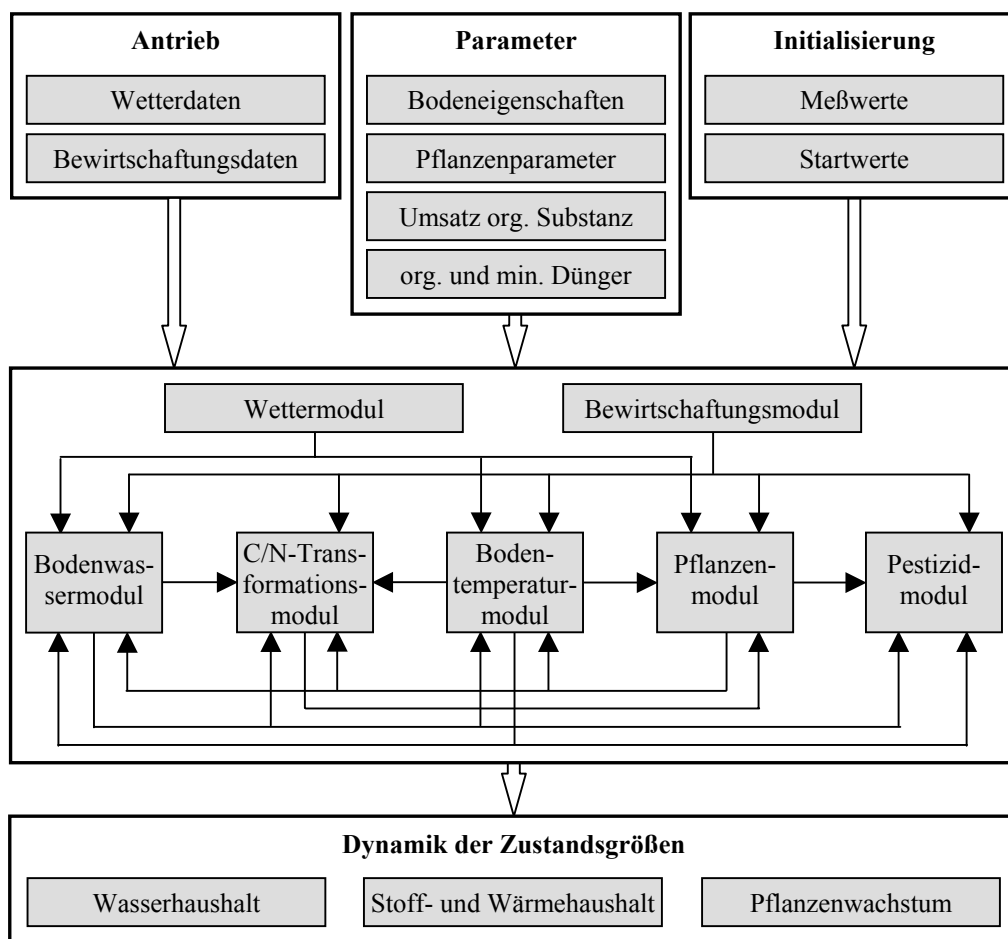


Abb. 38: Modularer Aufbau des Simulationssystems CANDY, einschließlich des Zusammenwirkens der Teilsysteme (nach DREYHAUPT (2002), verändert)

Für die Berechnung wird das verwendete Bodenprofil in homogene Rechenschichten von jeweils 10 cm unterteilt, wobei gleiche Schichten zu Horizonten zusammengefaßt werden. Jeder ausgeschiedene Horizont wird durch seine bodenphysikalischen Eigenschaften beschrieben. Hierzu werden Informationen zur Körnung (Ton-, Schluff- und Feinanteilgehalt), zur Dichte (Trockenrohichte, Trockensubstanzdichte) und zum Bodenwasserhaushalt (Feldkapazität, Permanentwelkepunkt, Versickerungsparameter λ) benötigt. Das Stan-

dardsystem besteht aus einem in eine Bedieneroberfläche eingebetteten Simulationsmodell und umgebenden Datenbanken, die Informationen zu den erforderlichen Modelleingangsdaten enthalten. Zu diesen zählen, neben den Modellparametern (Umsatzraten, Boden- und Pflanzeigenschaften, Informationen zur Düngung), Wetter- und Bewirtschaftungsdaten, welche den Modellantrieb bilden. Weiterhin gehören Anfangswerte und eventuell vorhandene Meßreihen dazu. Das Simulationssystem besteht aus 7 Modulen, die für sich abgeschlossene Funktionseinheiten darstellen, teilweise miteinander verknüpft und unabhängig voneinander nicht lauffähig sind (Abb. 38).

Sowohl die zeitliche Auflösung der Simulationsergebnisse als auch die Angabe der für den Modellantrieb erforderlichen meteorologischen Daten erfolgt in Tagesschritten.

Detailliertere Informationen zum Modellaufbau sind FRANKO *et al.* (1995a, b) und DREYHAUPT (2002) zu entnehmen.

4.5.2 Simulation der C- und N-Dynamik auf Grundlage der erhobenen Daten

Als Berechnungsgrundlage wurden die Profildaten genutzt, welche von LANDGRAF (2001a) auf dem Gebiet der Versuchsfläche erhoben wurden. Hierbei fanden die Mittelwerte aus 2 Bodenprofilen Verwendung.

Die für die Simulation benötigten Modellantriebsparameter setzten sich aus den tatsächlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen (vgl. Tab. 3 und 4) und den Wetterdaten (Lufttemperatur (2 m Höhe), Niederschlag, Globalstrahlung) der Klimastation Köllitsch (vgl. Abschnitt 2.2) zusammen.

Unter Berücksichtigung der spezifischen Eingangsdaten erfolgte für jede Versuchsvariante eine gesonderte Berechnung der Simulationsergebnisse. Der Simulationsstart wurde jeweils auf das Frühjahr 1996, dem Zeitpunkt der Flächenstillegung, festgelegt (vgl. Kapitel 3.1.1).

Um Aussagen über die Güte der Berechnungsergebnisse treffen zu können, werden im Folgenden ausgewählte Simulationsergebnisse (WG, TOC- und TIN_{KCI} -Vorrat) den realen Meßwerten gegenübergestellt. Aufgrund des vergleichbar geringfügigen Datenpools unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm beschränken sich die Erörterungen lediglich auf die Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm.

Allgemein ist zu beachten, daß Meßwerte mehr oder weniger zeitlich und räumlich differieren, wohingegen Simulationsergebnisse eher eine kontinuierliche Entwicklung wiedergeben. Zudem weisen alle empirischen Daten einen gewissen Streuungsfehler auf, während dieser bei Modellrechnungen in der Regel nicht zutage tritt. Dies bedeutet, daß die Aussagekraft einer Simulationsrechnung einerseits mit dem mathematischen Ansatz, einen dynamischen Prozeß nachzuvollziehen, andererseits vor allem auch mit der Güte der gemessenen Daten eng korreliert ist (Knuth, 1994). Die Simulation wird daher stets nur eine Annäherung an die Wirklichkeit sein.

Der simulierte gravimetrische Wassergehalt des Bodens stimmte in zufriedenstellendem Maße mit den realen Daten überein. So wichen die Simulationsergebnisse – unabhängig der Nutzungsform – im Mittel nur 2 % von den tatsächlichen Wassergehalten ab (Tab. 25).

Tab. 25: Absolute Differenzbeträge zwischen Simulationsergebnissen und tatsächlichen Meßwerten hinsichtlich des WG sowie der TOC- und TIN_{KCl} -Vorräte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe; angegeben sind neben den Durchschnittswerten jeweils die minimalen und maximalen Abweichungsbeträge

Tiefenstufe [cm]	Variante	Abweichungsbetrag des Simulationsergebnisses vom Meßwert								
		WG [%]			TOC [kg ha ⁻¹]			TIN_{KCl} [kg ha ⁻¹]		
		minimal	maximal	Ø	minimal	maximal	Ø	minimal	maximal	Ø
0-10	BRA	0,08	5,58	2,00	10	1846	1003	4,84	11,04	7,54
	EXT	0,16	4,45	2,15	49	1888	718	0,20	17,50	6,54
	INT	0,88	5,47	2,29	258	851	555	0,20	53,05	15,32
10-30	BRA	0,24	3,52	1,68	33	4281	1683	3,34	10,90	7,60
	EXT	0,08	4,64	2,13	111	3524	1804	0,28	24,50	8,68
	INT	0,04	4,40	2,03	4	5737	3073	0,26	45,85	12,85

Auch bezüglich der zeitlichen Variabilität war weitestgehend eine Übereinstimmung zwischen berechnetem und gemessenem Datenverlauf festzustellen, was exemplarisch am Beispiel der Brachevariante in Abbildung 39 grafisch illustriert wird. Der Wassergehalt kann als eine Weisergröße des Bodenwasserhaushaltes angesehen werden. Seine befriedigende Übereinstimmung ist die Voraussetzung für sinnvolle weiterführende Simulationsrechnungen, da Stoffumsatz- und Stoffverlagerungsprozesse des Bodens maßgeblich durch diesen beeinflusst werden.

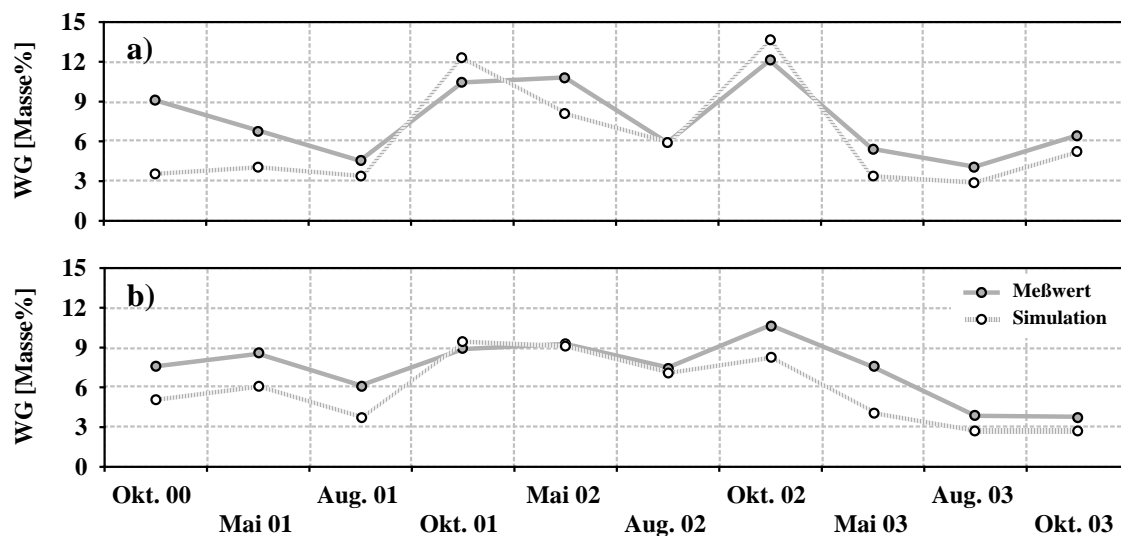
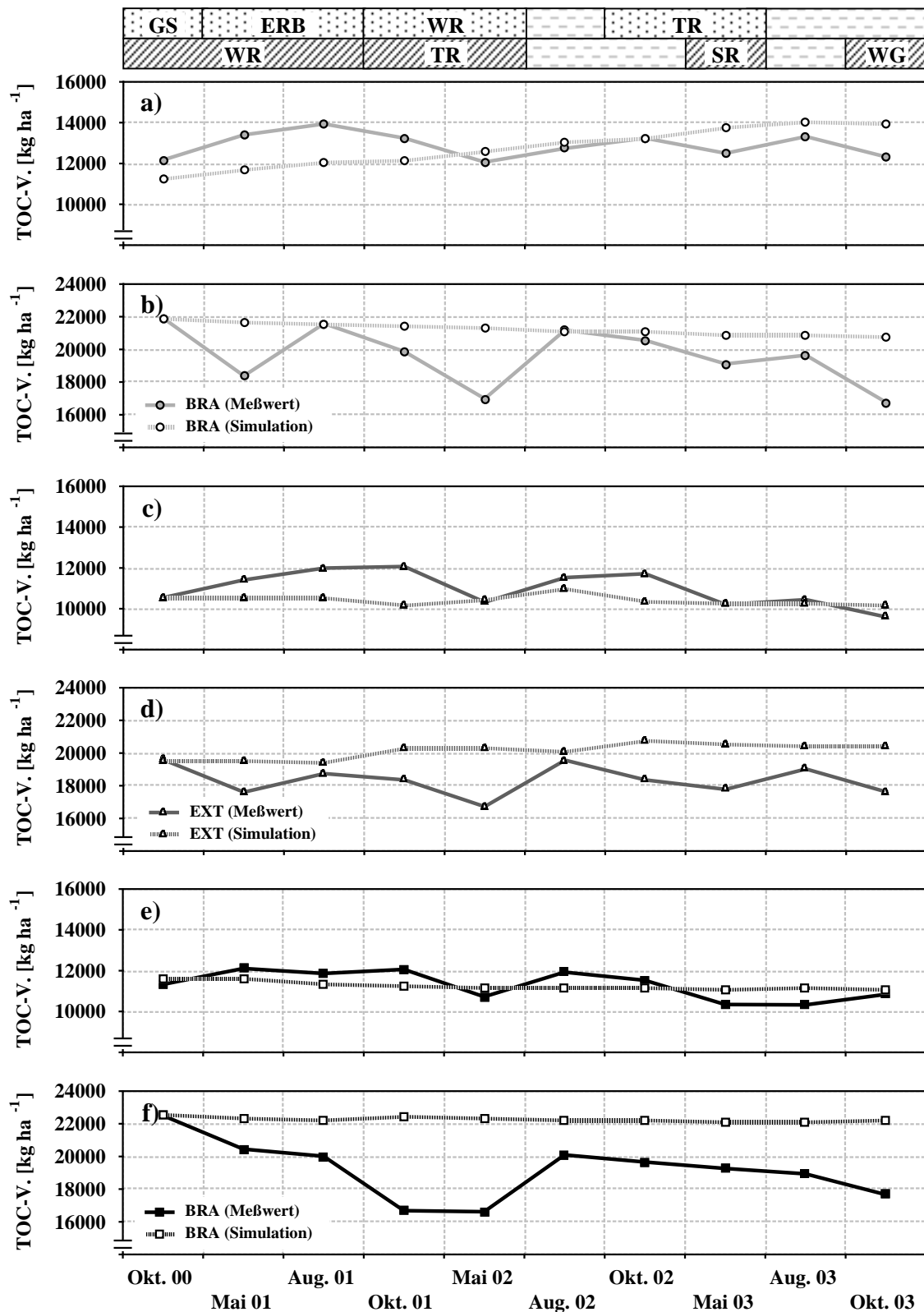


Abb. 39: Gegenüberstellung von gemessenen und zu den jeweiligen Beprobungsterminen simulierten gravimetrischen Wassergehalten im Boden der Versuchsvariante „Brache“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in a) 0-10 cm und b) 10-30 cm Tiefe

Bezüglich des TOC-Vorrates ergaben sich vor allem in der Tiefenstufe 0-10 cm annähernde Übereinstimmungen zwischen simulierten und auf Meßwerten beruhenden Daten (Tab. 25 und Abb. 40). Unter Brache wurde in dieser Bodentiefe durch das Modell CANDY eine stetige Zunahme des TOC-Vorrates berechnet. Im Gegensatz hierzu konnte anhand der Meßergebnisse keine generelle Vorratssteigerung ermittelt werden. Bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten nahmen sowohl der simulierte als auch der reale TOC-Vorrat tendenziell leicht ab. Die geringsten Abweichungen traten hierbei im intensiv genutzten Boden auf (Abb. 40).

In der Tiefenstufe 10-30 cm wurde der TOC-Vorrat durch die Simulationsergebnisse größtenteils überschätzt. Insbesondere bei intensiver Bewirtschaftung waren zum Teil erhebliche Unterschiede von bis zu 5737 kg ha⁻¹ festzustellen (Tab. 25). Während hier durch das



Modell im Laufe des Untersuchungszeitraumes ein gleichbleibender TOC-Vorrat prognostiziert wurde, wiesen die Meßergebnisse insgesamt auf eine deutliche Abnahme dieses Parameters hin. Unter extensiver Nutzung zeigten die Simulationsergebnisse einen schwachen Anstieg des TOC-Vorrates an, welcher auf Grundlage der vorliegenden Messungen nicht nachvollzogen werden kann. Im Bracheboden spiegelte sich hingegen der faktisch rückläufige Trend des TOC-Vorrates auch in den Modellberechnungen wider (Abb. 40).

Der simulierte TIN_{KCl} -Vorrat wies vor allem unter Brache und im extensiv genutzten Boden gute Parallelen zu den tatsächlichen Werten auf (Abb. 41). Bei der Brachevariante sind die vom Modell errechneten TIN_{KCl} -Vorräte – anders als beim TOC – im Allgemeinen etwas zu niedrig. Die Differenzen betrugen hier jedoch sowohl in 0-10 cm als auch in 10-30 cm Tiefe nicht einmal 8 kg ha^{-1} (Tab. 25). Auch im extensiv bewirtschafteten Boden lagen die Simulationsergebnisse, besonders in der ersten Hälfte der Forschungsperiode, klar unter den realen Datensätzen. Vermutlich fand in diesem Zeitabschnitt die N-fixierende Wirkung der im Frühjahr 2001 angebauten Leguminosen durch das Modell, vor allem in 10-30 cm Tiefe, nur ungenügend Berücksichtigung. Unter intensiver Nutzung zeichnete sich der für 0-10 cm Bodentiefe simulierte TIN_{KCl} -Vorrat durch ausgeprägte Frühjahrsmaxima aus, welche auf die jeweils im März bzw. April applizierten mineralischen N-Düngergaben zurückzuführen sind (vgl. Tab. 3). In der Realität trat ein solcher Höchstwert lediglich im sehr niederschlagsarmen Jahr 2003 auf. Während der anderen Untersuchungsjahre konnte bereits im Mai kein Düngungseffekt mehr registriert werden (Abb. 41). Da diese Maxima bei den Simulationsergebnissen in der Tiefenstufe 10-30 cm zurücktraten, fielen hier die durchschnittlichen Abweichungen zu den Meßwerten im Mittel niedriger aus (Tab. 25).

4.5.3 Mittelfristige Entwicklung der Bewirtschaftungsvarianten

Innerhalb eines Untersuchungszeitraumes von 3 Jahren sind nutzungsspezifische Modifikationen einzelner Bodenparameter nur begrenzt abzuschätzen. Folglich ist die Frage, wie sich unter Beibehaltung eines definierten Bewirtschaftungsmodus die C- und N-Vorräte mittel- bis langfristig ändern, von großem Interesse.

Mit Hilfe des Modells CANDY wurde unter Beachtung der verschiedenen Versuchsvarianten die mittelfristige Entwicklung ausgewählter C- und N-Fractionen bis zum Jahr 2020 simuliert. Die durchgeführten Berechnungen basierten auf der Annahme, daß die von 1999 bis 2003 verwirklichten Fruchtfolgen (vgl. Tab. 3 und 4) sowohl bei extensiver als auch bei intensiver Bewirtschaftung fortlaufend wiederholt wurden. Hierbei mußte vorausgesetzt werden, daß Pflanzenwachstum, Ertrag und Stickstoffzufuhr bzw. -abfuhr der Zukunft identisch mit jenen der Vergangenheit sind. Bei der Brachevariante wurden während der berechneten Simulationsperiode keinerlei ackerbaulichen Maßnahmen festgelegt.

Die zur Simulation erforderlichen Klimaparameter konnten unter Anwendung eines im Modell integrierten Wettergenerators erzeugt werden. So erfolgte aus den umfangreichen Datensätzen der agrarmeteorologischen Meßstation Köllitsch für den gesamten Simulationszeitraum die Erstellung eines Referenzwetterablaufes.

Im Folgenden werden die Berechnungen exemplarisch für einige C- und N-Fractionen dargestellt und erläutert. Es sei darauf hingewiesen, daß deren gezeigter Entwicklungsverlauf nicht generell zu erwarten ist, sondern unter Voraussetzung der statisch vorgegebenen Bewirtschaftungs- und Klimadaten lediglich eine mögliche Option widerspiegelt. Als pro-

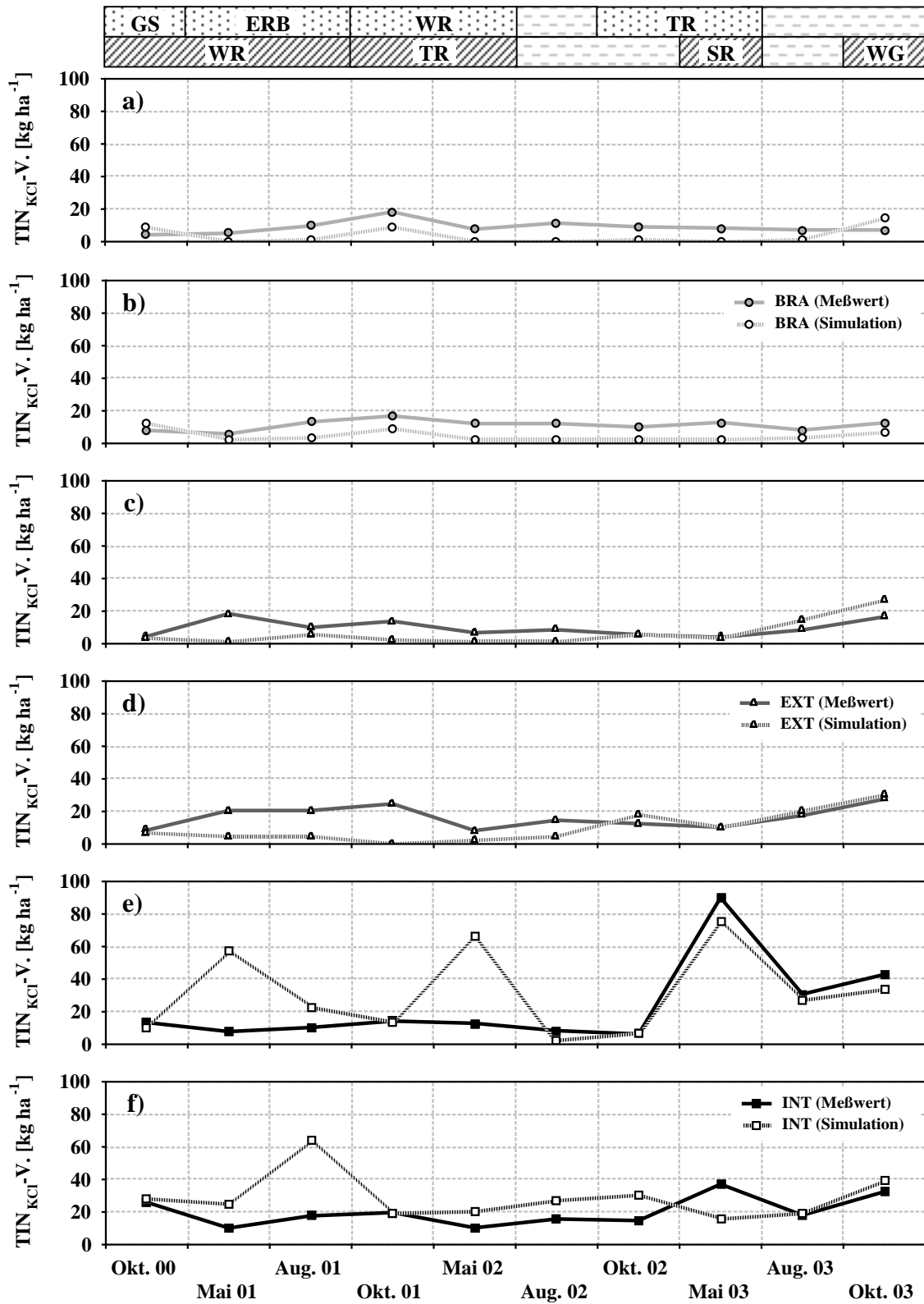


Abb. 41: Gegenüberstellung von gemessenen und zu den jeweiligen Beprobungsterminen simulierten TIN_{KCl}-Vorräten von Oktober 2000 bis Oktober 2003; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“ in **a)** 0-10 cm und **b)** 10-30 cm Tiefe, „Extensive Bewirtschaftung“ in **c)** 0-10 cm und **d)** 10-30 cm Tiefe und „Intensive Bewirtschaftung“ in **e)** 0-10 cm und **f)** 10-30 cm Tiefe

(Entsprechend Kapitel 4.1.1 erfolgte für die Versuchsvarianten „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ oberhalb der Grafik die Angabe der jeweils angebauten Fruchtarten:

ERB = Körnererbsen, GS = Gelbsenf, SR = Sommerraps, TR = Wintertriticale, WR = Winterroggen)

blematisch sind vor allem die in den Untersuchungszeitraum fallenden und im Hinblick auf die Niederschlagssumme als extrem einzustufenden Jahre 2002 und 2003 zu bewerten. Sie lassen eine rotierende Weiterführung der aus diesen Jahren stammenden Bewirtschaftungsdaten als fragwürdig erscheinen, da die Entwicklung des Pflanzenbestandes bzw. des Ertrages in erheblichem Maße von den Witterungsverhältnissen abhängig ist.

Um mittel- bis langfristige Auswirkungen der unterschiedlichen Nutzungsintensitäten erkennen zu können, wurde ein besonderes Augenmerk auf die Änderungen der im Boden gebundenen Gesamtmengen an Kohlenstoff und Stickstoff gelegt. Eine wichtige Berechnungsgröße des Modells stellt in diesem Zusammenhang der umsetzbare organische Kohlenstoff (TOC_{dec}) dar, welcher zur Herauskrystallisierung des nutzungsspezifischen Einflusses eine gute indikative Bedeutung besitzt. Nach FRANKO (1989) umfaßt diese Fraktion den gesamten an Umtauschprozessen beteiligten Kohlenstoff, welcher sich in einen aktiven organischen und einen stabilisierten organischen Teil untergliedern läßt.

Gemäß den Simulationsergebnissen ist unter Brache mittelfristig von einem kontinuierlichen Anstieg des TOC_{dec} -Vorrates auszugehen (Abb. 42). Konträr hierzu findet im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten ein Rückgang dieser C-Fraktion statt. Während dieser bei extensiver Nutzung nur sehr schwach ausgeprägt ist, kommt es im intensiv bewirtschafteten Boden zu einem deutlichen Verlust an TOC_{dec} . Als Folge jenes gegenläufigen Trends findet eine Aufweitung der nutzungsbedingten Unterschiede statt, die insbesondere zwischen der Brachevariante und den extensiv bzw. intensiv genutzten Böden bemerkenswerte Dimensionen annimmt. So stieg die Differenz an TOC_{dec} zwischen dem Bracheboden und der intensiven Bewirtschaftungsform von 1600 kg ha^{-1} im Jahr 1999 auf über 9000 kg ha^{-1} im Jahr 2020 an (Abb. 42).

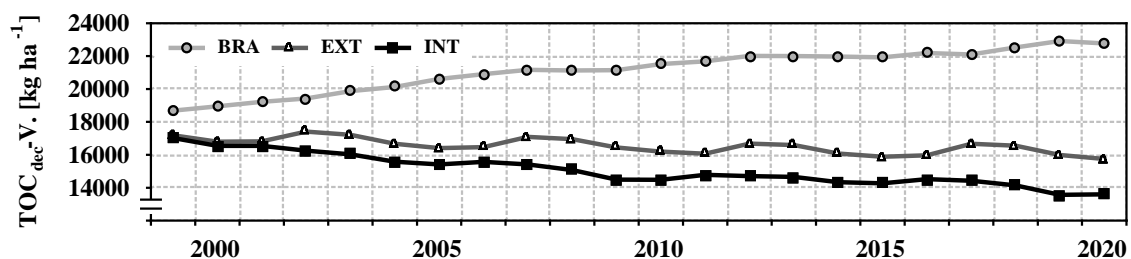


Abb. 42: Mittels Modell CANDY prognostizierte Entwicklung des TOC_{dec} -Vorrates im Simulationszeitraum von 1999 bis 2020; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-30 cm Tiefe

Bezüglich des stabilisierten organischen Kohlenstoffs differieren die Nutzungsvarianten in vergleichbarer Weise. Während in den dargestellten 22 Jahren unter Brache eine Anreicherung von mehr als 2200 kg ha^{-1} angenommen werden kann, ist im extensiv und vor allem im intensiv genutzten Boden mit einer Abnahme dieser Fraktion um 500 kg ha^{-1} bzw. 1400 kg ha^{-1} zu rechnen (Abb. 43).

Der stabilisierte organische Kohlenstoff, welcher ebenfalls als „passive“ C-Fraktion bezeichnet werden kann, steht in einem ständigen Austauschprozeß mit dem aktiven organischen Kohlenstoff. Dieser ist an sämtlichen Auf- und Abbauprozessen im Boden beteiligt und wird im wesentlichen durch die mikrobielle Biomasse synthetisiert. Auch hinsichtlich des aktiven organischen Kohlenstoffs kann nach den Resultaten der Simulationsrechnungen unter Brache mittelfristig ein Anstieg erwartet werden. Anders als bei der stabilisierten organischen Fraktion erreicht der aktive organische Kohlenstoff bereits im Jahr

2007 ein verhältnismäßig konstantes Niveau um 7500 kg ha^{-1} (Abb. 44). Im extensiv genutzten Boden ist während des dargestellten Zeitraumes mit einem weitestgehend gleichbleibendem Vorrat zwischen 3500 kg ha^{-1} und 4200 kg ha^{-1} zu rechnen. Hingegen kann in den nächsten Jahren unter intensiver Bewirtschaftung eine Abnahme des aktiven organischen Kohlenstoffvorrates vermutet werden. Diese Abreicherung verläuft zunächst relativ stark und nimmt ab 2009 nur noch geringe Ausmaße an (Abb. 44).

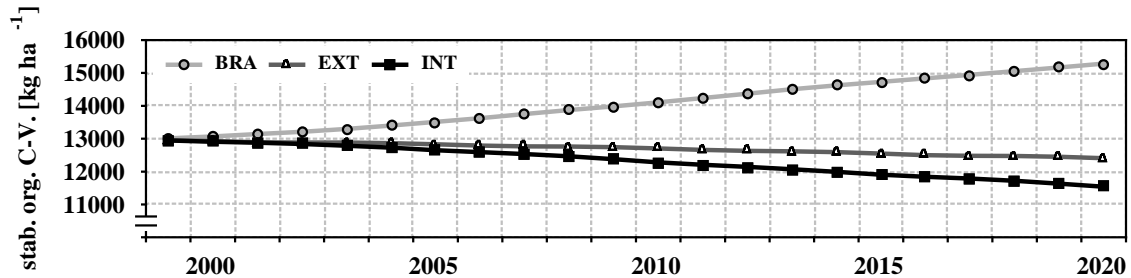


Abb. 43: Mittels Modell CANDY prognostizierte Entwicklung des Vorrates an stabilisiertem organischen Kohlenstoff im Simulationszeitraum von 1999 bis 2020; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-30 cm Tiefe

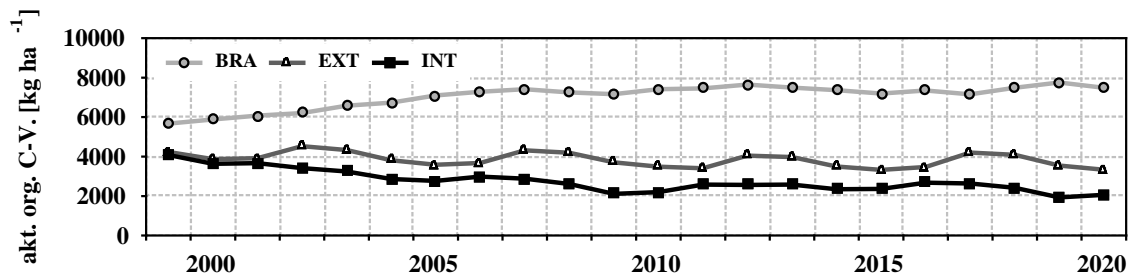


Abb. 44: Mittels Modell CANDY prognostizierte Entwicklung des Vorrates an aktivem organischen Kohlenstoff im Simulationszeitraum von 1999 bis 2020; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-30 cm Tiefe

Ähnlich den vorgestellten C-Fractionen steigt unter Brache auch der TN-Vorrat deutlich und stetig bis zum Ende des Simulationszeitraumes an. Insgesamt erhöht sich dieser bis zum Jahr 2020 um 70 kg ha^{-1} (Abb. 45). Die bewirtschafteten Versuchsvarianten unterscheiden sich bezüglich des TN-Vorrates – im Gegensatz zu den C-Vorräten – während der aufgeführten 22 Jahre nur unwesentlich voneinander. Bei beiden Nutzungsformen kommt es in der Mitte der Simulationsperiode zu einem leichten Rückgang des TN-Vorrates, welcher sich im Laufe der letzten Jahre in schwachem Maße fortsetzt, so daß der Bracheboden bereits 2020 einen um etwa 1100 kg ha^{-1} höheren TN-Vorrat aufweisen würde (Abb. 45).

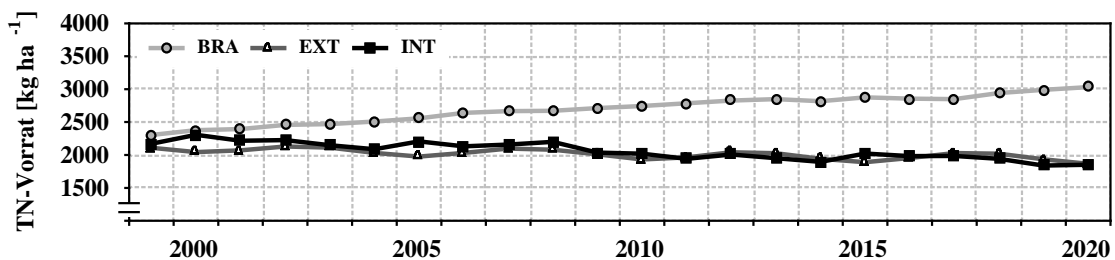


Abb. 45: Mittels Modell CANDY prognostizierte Entwicklung des TN-Vorrates im Simulationszeitraum von 1999 bis 2020; dargestellt sind die Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ in 0-30 cm Tiefe

5 Diskussion

5.1 Azidität

Der pH-Wert eines Bodens steht in mehr oder weniger enger Beziehung zu seinen pedogenetischen Eigenschaften. So werden sowohl die chemischen, physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften als auch das Pflanzenwachstum direkt oder indirekt durch die Bodenazidität beeinflusst (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Um den Aziditätsstatus eines Bodens exakt beurteilen zu können, ist es erforderlich, die methodisch unterschiedlich erhobenen pH-Werte differenziert zu betrachten. Nach ULRICH *et al.* (1984) zeigt die aktuelle Bodenazidität – also der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert – den Pufferbereich an, in dem sich ein Bodenhorizont zur Zeit der Probenahme befand. Hingegen lassen die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte erkennen, welche Säurestärke bei einer vorhergegangenen Säurebelastung schon einmal mindestens erreicht war und bei einer künftigen Salz- oder Säurebelastung potentiell wieder erreicht werden kann. Hierbei wird durch die Zugabe von CaCl_2 eine mäßige Säurebelastung simuliert (ULRICH *et al.*, 1984). Demzufolge stellt der Unterschied zwischen aktueller und potentieller Bodenazidität ein Maß für die Schwingungsamplitude des chemischen Bodenzustandes dar (ULRICH, 1981). Nach Gisi *et al.* (1990) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) sind die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte durchschnittlich 0,6 Einheiten niedriger als die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte. Ähnliche Differenzen fanden ebenfalls MOORE *et al.* (2000) und KLOSE & AJWA (2004) in ackerbaulich genutzten Böden. Verglichen hierzu waren im Kreinitzer Untersuchungsgebiet die Abweichungen mit 0,5 bis 1,0 Einheiten verhältnismäßig hoch. Dies weist darauf hin, daß der Boden sich während der Forschungsperiode in einer Phase mit geringer Säurebelastung befand (ULRICH *et al.*, 1984). Die geringsten Unterschiede traten – vor allem oberhalb 10 cm Bodentiefe – im intensiv genutzten Boden auf. Auch LANDGRAF & KLOSE (2002) stellten unter Brache ein weiteres $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})/\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Verhältnis als im Boden einer konventionell bewirtschafteten Ackerfläche fest. Dies legt die Vermutung nahe, daß sich mit abnehmender Bewirtschaftungsintensität der Belag an Kationsäuren wie z. B. Al^{3+} am Austauscher erhöht. Bestärkt wird diese Annahme durch Ergebnisse von LANDGRAF (2001a), welcher auf dem Areal des Untersuchungsgebietes in den ersten beiden Jahren nach Brachlegung eine leichte Zunahme des Al^{3+} -Anteils an der effektiven Kationenaustauschkapazität beobachtete.

Entsprechend der Klassifikation von SCHWERTMANN *et al.* (1987) sind die vorgefundenen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte (im Medianbereich überwiegend zwischen 5,2 und 6,2) ein Hinweis darauf, daß sich der Boden zur Zeit der Probenahme bei allen Versuchsvarianten im Austauscher- bzw. Silikatpufferbereich befand. Dieses pH-Niveau liegt für ton- und humusarme Böden noch im Optimalbereich landwirtschaftlich genutzter Flächen, da keine Probleme durch Säuretoxizität zu erwarten sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Die Bodenreaktion der $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte lag oberhalb einer Bodentiefe von 60 cm vornehmlich im stark sauren Bereich zwischen 4,3 und 4,9. Lediglich der Boden in der Tiefenstufe 60-100 cm konnte nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) dem mäßig sauren Bereich zugeordnet werden. Diese Werte stehen in Kontrast zu Untersuchungen anderer Autoren, welche im Oberboden sandiger landwirtschaftlich genutzter Flächen durchschnittlich 0,3 bis über 1,0 Einheiten höhere $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte fanden (SPRINGOB & MOHNKE, 1995; SPRINGOB *et al.*, 2001; HEUMANN *et al.*, (2002); LUDWIG *et al.*, 2003; KÖBL & KÖGEL-KNABNER, 2004; OVERESCH *et al.*, 2004). Ebenfalls deuten die Ergebnisse von SCHEUNER & MAKESCHIN (2004) darauf hin, daß die ermittelten $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte für ackerbaulich

genutzte Böden vergleichsweise niedrig sind. So bestimmten diese Autoren im oberen Mineralboden benachbarter Kiefernforsten nur unwesentlich geringere $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte (4,1 bis 4,3). Dies erscheint insofern ungewöhnlich, als das auf dem Untersuchungsgebiet nach der vorausgegangenen und teilweise wieder aufgenommenen intensiven Landbewirtschaftung eine stärkere Anhebung des pH-Wertes und folglich eine schärfere Abgrenzung zu den anliegenden Waldböden zu erwarten gewesen wäre. Bereits LIEBEROTH (1962) bemerkte eine deutliche Erhöhung des pH-Wertes nach ackerbaulicher Nutzung. Auch BRÜCKNER *et al.* (1987) berichteten von zahlreichen Autoren, die eine Reduzierung der Bodenazidität in landwirtschaftlich genutzten Böden gegenüber Waldböden nachweisen konnten. Ähnliches stellten auch RINKLEBE & MAKESCHIN (2003) im Ap-Horizont einer Parabraunerde fest, wo sich der pH-Wert (in KCl-Lösung) nach 27 Jahren Landbewirtschaftung selbst im schwach sauren Bereich noch um eine Einheit erhöhte. Die Ursache hierfür sahen die Autoren zumeist in den kontinuierlich durchgeführten Kalkungen der Ackerflächen. Derartige Kulturmaßnahmen wurden im Laufe der vorgestellten Untersuchungsperiode nicht bzw. hinsichtlich der intensiven Nutzungsvariante nur im Rahmen der mineralischen N-Düngung mit Kalkammonsalpeter (KAS) durchgeführt, wodurch es im Boden des Untersuchungsareals zu keiner wesentlichen Erhöhung des pH-Wertes kam.

Trotz fehlender Kalkapplikationen blieben unter Brache und bei extensiver Bewirtschaftung sowohl die aktuelle als auch die potentielle Bodenazidität auf stabilem Niveau. Diese Tatsache ist erstaunlich, da nach Flächenstillegungen gerade für carbonatfreie Sandböden erhebliche Abnahmen der pH-Werte prognostiziert wurden (HARTMANN & LORENZ, 1994). Ebenso berichteten VON BORSTEL (1974), GISI *et al.* (1979), OOMES & MOOI (1985), BERNARD (1990), GISI *et al.* (1990), GOUGH & MARRS (1990), MARSCHNER & STAHR (1992), JAHN *et al.* (1994) und GLEMNITZ *et al.* (1998) von einer Zunahme der Bodenazidität während der Brachlandentwicklung. Als Gründe für die Bodenversauerung werden der stark erhöhte Streuanfall, die Änderung der Streuzusammensetzung, ein verlangsamter Abbau des organischen Materials, höhere Gehalte an unterirdischer Pflanzenmasse und eine erhöhte durch Wurzeln und Mikroorganismen hervorgerufene Kohlendioxidbildung angeführt.

Ob nach einer Flächenstillegung prinzipiell eine Abnahme der Bodenreaktion in Kauf genommen werden muß, hängt sicherlich in größerem Maße auch von der Art und Häufigkeit geplanter Pflegemaßnahmen ab. So konnte BROLL (1989) in einem kalkhaltigen Pelosol eine Verringerung des pH-Wertes auf beweideten bzw. zweimal jährlich gemulchten Bracheflächen belegen, stellte jedoch unter natürlicher Sukzession keine Aziditätsänderung fest. Auch aus den Forschungsergebnissen der BAYRISCHEN LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU (1993) gehen keine nennenswerten Abweichungen des pH-Wertes in Dauerbrachen hervor. ABADÍN *et al.* (2002) fanden auf sandigen Standorten nach vierjähriger sekundärer Sukzession sogar etwas höhere pH-Werte (sowohl in H_2O , als auch in KCl-Lösung) als im Boden einjähriger Brachen. Interessanterweise konnte LANDGRAF (2001a) auf dem Gebiet der Versuchsfläche während der ersten Bracheperiode von 1996 bis 1999 (vgl. Kapitel 3.1.1) ebenfalls keine generelle Zunahme der Bodenazidität nachweisen. Stattdessen kam es im ersten Untersuchungsjahr zu einer Anhebung des pH-Wertes. Dies begründete der Autor mit dem anfangs vergleichsweise hohen Gehalt an $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$, der auf die intensive ackerbauliche Vornutzung zurückzuführen war. Auf die pH-Wert-erhöhende Wirkung der NO_3^- -Ernährung wiesen unter anderem MENGEL (1984) und MILLER & CRAMER (2005) hin. Es erscheint aus zweierlei Gründen jedoch zweifelhaft, den alkalisierenden Effekt einer einseitigen NO_3^- -Aufnahme als Hauptursache für den vorgefundenen Anstieg des pH-Wertes zu betrachten. Zum einen erreichte der $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt bereits während der ersten zwei Brachemonate das spätere niedrige Niveau, wohin-

gegen der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert insgesamt mehr als ein halbes Jahr zunahm. Zum anderen wurde auch zu Beginn der zweiten – diesen Forschungszeitraum umfassenden – Bracheperiode eine leichte, jedoch statistisch signifikante Verringerung der Bodenazidität ermittelt, obwohl in dieser Untersuchungsphase von Anfang an keine erhöhten NO_3^- - N_{KCl} -Gehalte verzeichnet werden konnten. Außerdem waren die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte des Oberbodens im Medianbereich (5,2 bis 5,8) um etwa 0,5 bis 1,0 Einheiten niedriger als jene von LANDGRAF (2001a) bestimmten, was auf eine verminderte NO_3^- -Bildung und somit auf eine relative Abnahme der NO_3^- -Ernährung hindeutet. Zwar wurden auch in sauren Böden noch bedeutende Nitrifikationsleistungen festgestellt (DE BOER & KOWALCHUK, 2001), doch muß aufgrund des nun geringeren pH -Wertes von einer allgemeinen Reduzierung des Nitrifikationsvermögens ausgegangen werden (ZÖTTL, 1960; BECK, 1979; RAISON *et al.*, 1987; OLNESS, 1999; MILLER & CRAMER, 2005).

Die Aziditätsdifferenz zwischen alter (Daten von LANDGRAF, 2001a) und neuer (aktuelles Datenmaterial) Bracheperiode steht offenbar in kausalem Zusammenhang mit dem Pflügen des Versuchsflächenareals im Herbst 1999 (vgl. Kapitel 3.1.1). Solche Umbrüche führen zu einer plötzlichen Zunahme toter organischer Substanz und infolge deren Abbaus zu überdurchschnittlichen Mineralisationsraten. Hierdurch können – bedingt durch Nitrifikation und anschließender NO_3^- -Auswaschung – erhebliche Säuremengen freigesetzt werden (STREBEL *et al.*, 1988; MARSCHNER & STAHR, 1992). Um zukünftig eine Entkopplung von Mineralisation und Nährstoffaufnahme zu vermeiden, sollte während der Flächenstilllegungsphase auf Pflegemaßnahmen wie Mahd oder Bodenbearbeitung verzichtet werden.

In Sukzessionsbrachen auf ehemaligem Ackerland geht nach BROLL (1989), MARSCHNER & STAHR (1992) und JAHN *et al.* (1994) die Mineralisation im Vergleich zu bewirtschafteten Flächen allgemein um 20 % bis 40 % zurück. Insbesondere ist mit zunehmender Sukzession eine brachebedingte Verringerung der Nitrifikation zu erwarten (ABADÍN *et al.*, 2002; SARMIENTO & BOTTNER, 2002). Dies spiegelt sich bei den vorliegenden Ergebnissen auch im NO_3^- - $\text{N}_{\text{KCl}}/\text{NH}_4^+$ - N_{KCl} -Verhältnis wider, welches vor allem im 0-10 cm tiefen Bracheboden deutlich geringer als im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten war. Gründe für diese Abnahme sind neben der fehlenden Bodenbearbeitung und dadurch verminderten Bodendurchlüftung die Bildung einer den N-Umsatz puffernden Streuschicht (GISI & OERTLI, 1981; BROLL, 1989). Ebenfalls führen fehlende Bodenbearbeitung und ständige Bodenbedeckung in mehrjährigen Brachen zu einer geringeren Auswaschung von NO_3^- (WALDHARDT & SCHMIDT, 1991) und Basenkationen. Auf Letzteres weisen auch die Meßergebnisse der von LANDGRAF (2001a) bestimmten effektiven Kationenaustauschkapazität hin.

Es ist daher anzunehmen, daß die Flächenstilllegung im Untersuchungsareal eine Einschränkung der mikrobiellen Oxidation von NH_4^+ bewirkte, welche hier als mutmaßliche Hauptsäurequelle angesehen werden kann. Gleichzeitig kam es – wohl begünstigt durch die oftmals geringen Jahresniederschlagssummen (vgl. Abschnitt 2.2) – nicht zu erhöhten Auswaschungsverlusten von NO_3^- und Basenkationen. Folglich konnte sich bereits nach einem halben Jahr ungestörter sekundärer Sukzession ein Aziditätsgleichgewicht einstellen. Dieses ist nach ULRICH (1981) nur gewährleistet, wenn die Rate der H^+ -Belastung kleiner als die Rate der H^+ -Abpufferung ist. Somit ist im Bereich des Untersuchungsgebietes die Brachlegung von landwirtschaftlich genutzten Flächen hinsichtlich der Bodenreaktion nicht generell als negativ zu bewerten. Ob und wie lange das Aziditätsniveau im Boden der Stilllegungsflächen auch über einen dreijährigen Zeitraum hinaus stabil bleibt, ist in nachfolgenden Untersuchungen zu klären.

Auch unter extensiver Nutzung blieb der pH-Wert im Laufe der Forschungsperiode weitestgehend unveränderlich. Im Gegensatz zur Brachevariante fand in diesen Versuchspartzen jedoch eine erheblich höhere NO_3^- -Auswaschung statt (vgl. Abb. 34). Des weiteren lag aufgrund der regelmäßig durchgeführten Bodenbearbeitung eine größere Nitrifikationsleistung vor (vgl. Abb. 20). Obwohl diese Tatsachen für eine zunehmende Versauerung des Bodens sprechen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002), konnte keine prinzipielle Steigerung der Bodenazidität registriert werden. Kurzzeitige Absenkungen des pH-Wertes traten lediglich nach den Umbrüchen von Körnererbsen und Winterroggen auf. Vergleichbare Ergebnisse stellten auch RIFFALDI *et al.* (2003) fest. So ermittelten die Autoren in Böden, denen ausschließlich Ernterückstände zugeführt wurden, höhere pH-Werte als auf konventionell bewirtschafteten Ackerflächen. Ähnliche Beobachtungen machten LIEBIG & DORAN (1999). Andererseits bestimmten BENKENSTEIN *et al.* (1996) sowohl in ungedüngten als auch in rein organisch gedüngten Sandböden deutlich niedrigere pH-Werte als bei zusätzlicher mineralischer Düngung. Keine nennenswerten Aziditätsunterschiede zwischen ungedüngten, organisch und mineralisch gedüngten Versuchsvarianten fanden hingegen KANAL *et al.* (2003) in sandigen Ackerflächen bei Berlin bzw. in Estland.

Anscheinend wurde im extensiv bewirtschafteten Boden die Konstanz des pH-Wertes durch eine höhere Protonenkonzentration im Perkolat erkaufte. Bekräftigt wird diese Vermutung durch die gemessenen pH-Werte des Sickerwassers, die – ähnlich wie bei intensiver Bewirtschaftung – unter extensiver Nutzung deutlich niedriger als im Bracheboden waren.

Die markantesten Aziditätsänderungen traten im Boden der intensiv bewirtschafteten Versuchsvariante auf. Als Ursache hierfür ist die versauernde Wirkung der applizierten mineralischen N-Düngemittel anzusehen. So werden bei der mikrobiellen Oxidation von Ammoniumdüngern doppelt so viele H^+ - wie NO_3^- -Ionen gebildet, welche auch bei einer – theoretisch annehmbaren – vollständigen NO_3^- -Aufnahme durch die Pflanzen nur zur Hälfte neutralisiert werden können (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Eine hierauf begründete Abnahme des pH-Wertes wurde unabhängig vom Bodentyp von zahlreichen Autoren berichtet (u. a. POPOVIC, 1984; KHANNA *et al.*, 1992; MCANDREW & MAHLI, 1992; DEUBEL, 1995; MERBACH *et al.*, 2000; WALTHER *et al.*, 2001; SÖDERBERG & BÅÅTH, 2004). Um dieser Versauerung entgegenzuwirken werden meist kalkhaltige Dünger verwendet, welche einen physiologisch neutralen Charakter aufweisen. Der wichtigste mineralische N-Dünger dieser Klasse ist Kalkammonsalpeter (KAS) (FINCK, 1969). Auch auf den Parzellen der intensiv genutzten Versuchsvariante wurde in den ersten beiden Untersuchungsjahren – neben NPK- und Piagran-Düngemitteln – KAS-Dünger ausgebracht. Da während dieser Zeit keine bedeutende Erhöhung der Bodenazidität festgestellt wurde, kann davon ausgegangen werden, daß die im Rahmen des KAS-Düngers applizierte Kalkmenge zur Erhaltung des vorgefundenen Aziditätsniveaus ausreichend war. Konträr hierzu kam es nach der Ausbringung von Ammonsulfatsalpeter (ASS) im Mai 2003 zu bedenklichen Versauerungserscheinungen, da dieser physiologisch sauer wirkende Dünger ohne zusätzliche Kalkgaben verwendet wurde. Dies führte vermutlich – neben einem verstärkten Verlust von Basenkationen – auch zu Wachstumsdepressionen des zu jener Zeit angebauten Sommerrapses. So bemerkten KOLBE & SCHARF (1967) auch bei Sommergerste negative Effekte einer reinen ASS-Düngung. Bedingt durch die starke Trockenheit im Frühjahr 2003 und der damit verbundenen Ertragseinbußen (vgl. Tab. 3), konnte in dieser Studie die negative Einzelwirkung der pH-Wert-Absenkung jedoch nur unzureichend quantifiziert werden.

Der pH-Wert des Niederschlages war während des dreijährigen Meßzeitraumes mit durchschnittlich 5,32 etwas saurer, als es dem Gleichgewicht mit dem CO_2 -Partialdruck der Atmosphäre (pH-Wert = 5,65) entsprechen würde (MANSFELDT & BLUME, 1997; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Dies ist ein Zeichen dafür, daß der Niederschlag teilweise stärkere Säuren wie Schwefel- und Salpetersäure enthielt. Für die Dominanz letzterer spricht der errechnete signifikant negative Zusammenhang zwischen pH-Wert_{NS} und NO_3^- -Konzentration. So kann nach MANSFELDT & BLUME (1997) unterstellt werden, daß es sich bei dem vorgefundenen NO_3^- fast ausschließlich um ein photochemisches Produkt anthropogener NO_x -Emissionen handelte, welches partiell als HNO_3 im Niederschlagswasser vorlag. Während aufgrund der hohen Azidität insbesondere im niederschlagsarmen und vergleichsweise heißen Sommer 2003 (vgl. Abb. 2) eine relative HNO_3 -Anreicherung angenommen werden kann, ist in Untersuchungsabschnitten mit pH-Werten über 5,65 von einer zunehmenden Neutralisation der Protonen auszugehen. Diese ist hauptsächlich auf eine zeitweise erhöhte Konzentration von basisch wirkenden Luftverunreinigungen zurückzuführen. Hierzu gehören vor allem NH_3 und carbonathaltige Stäube. Als Hauptquelle für NH_3 ist die Landwirtschaft anzusehen, welche speziell durch intensive Tierhaltung und Gülleausbringung beträchtliche NH_3 -Ausgasungen verursachen kann. Carbonathaltige Stäube gelangen bei Kalkungsmaßnahmen und in Form von Industrieabgasen in die Atmosphäre. Hierbei sind bedeutende Emittenten wahrscheinlich im westlich von Kreinitz befindlichen Leipziger Ballungsraum zu suchen. Es sei darauf hingewiesen, daß die Neutralisation durch carbonathaltige Stäube sowohl in der Atmosphäre als auch nachträglich in den verwendeten offenen Sammelgefäßen stattfinden kann. So fand MANSFELDT (1994) in derartigen Niederschlagsammlern um 0,3 bis 0,5 Einheiten höhere pH-Werte als in sogenannten „wet only“ Auffangbehältern.

Die Beträge der erhobenen pH-Werte_{NS} lassen im langjährigen Mittel nicht auf eine nennenswerte niederschlagsbedingte Bodenversauerung schließen. Stattdessen kann dem Niederschlag zeitweilig sogar eine neutralisierende Wirkung beigemessen werden.

5.2 Kohlenstoff

Der TOC-Gehalt eines Bodens gilt in bewirtschafteten wie in natürlichen Ökosystemen seit Langem als wichtiger Faktor zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit (KUCHARIK *et al.*, 2001). Nach ESWARAN *et al.* (1993) umfaßt der weltweit im Boden gebundene TOC-Vorrat eine Masse von ungefähr $1576 \cdot 10^9$ t. Somit stellt der Boden das größte terrestrische TOC-Reservoir dar. BATJES (1996) kalkulierte anhand zahlreicher international veröffentlichter Daten mittlere TOC-Vorräte in Abhängigkeit verschiedener Bodentypen. So errechnete der Autor für Braunerden in der Tiefenstufe 0-30 cm einen durchschnittlichen TOC-Vorrat von 50000 kg ha^{-1} . Der TOC-Vorrat der Kreinitzer Sand-Braunerde lag mit rund 31000 kg ha^{-1} in 0-30 cm Tiefe folglich deutlich unter dem globalen Mittelwert. Um eine differenziertere quantitative Einschätzung der Meßergebnisse zu ermöglichen, sind jedoch Informationen zu den jeweiligen Nutzungsformen erforderlich. Böden unter Dauergrünland und Wald enthalten wegen des stärkeren Streuanfalls und der fehlenden Bodenbearbeitung im Vergleich zu benachbarten Ackerböden meist mehr organische Substanz und damit auch einen höheren Gehalt an TOC (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; SIEBNER *et al.*, 2003). Auch in Kreinitz fanden LANDGRAF & KLOSE (2002) sowie SCHEUNER (2004) im Oberboden angrenzender Waldstandorte wesentlich mehr TOC als auf dem Gebiet der landwirtschaftlich genutzten Versuchsfläche, die in 0-30 cm Tiefe einen mittleren TOC-Gehalt von 7030 mg kg^{-1} aufwies. Dieser Betrag entspricht in etwa dem als optimal angesehenen TOC-Gehalt einer unter Ackerbau befindlichen Tiefland-Fahlerde

Brandenburgs, welcher sich hier nach langjähriger organisch-mineralischer Düngung einstellte (SCHULZ, 2000; BAUMECKER *et al.*, 2002). Im Vergleich zu anderen landwirtschaftlich genutzten sandigen Braunerden erscheint die im Untersuchungsareal erhobene TOC-Menge aber verhältnismäßig gering. So ermittelten BEYER *et al.* (1993) in Ap-Horizonten ackerbaulich genutzter Braunerden Schleswig-Holsteins einen durchschnittlichen TOC-Gehalt von 18600 mg kg^{-1} . ROGASIK *et al.* (2003) bestimmten im Oberboden einer Braunerde nahe Braunschweig – je nach Düngerart und -menge – zwischen 13100 mg kg^{-1} und 18700 mg kg^{-1} an TOC. Ebenso untersuchten NIEDER & RICHTER (2000) sowie SPRINGOB & KIRCHMANN (2002) sandige Braunerden Nordwestdeutschlands und stellten in den jeweiligen Ap-Horizonten bzw. in 0-40 cm Bodentiefe TOC-Gehalte von 6270 mg kg^{-1} bis 15100 mg kg^{-1} fest. In einer ähnlichen Größenordnung (11000 mg kg^{-1}) bewegte sich der TOC-Gehalt im Oberboden einer unter ackerbaulicher Nutzung stehenden Braunerde Südwestdeutschlands (SCHULZ, 2004). KUBAT *et al.* (2004) analysierten auf dem Gebiet der Tschechischen Republik zahlreiche in die Landwirtschaft integrierte Braunerden und ermittelten in 0-20 cm Tiefe einen mittleren TOC-Gehalt von 17000 mg kg^{-1} . Noch stärker zeigt sich der Kontrast in der Gegenüberstellung zu ertragreichen Schwarzerden. So bestimmten KUBÁT *et al.* (2004) in diesem Bodentyp einen TOC-Durchschnittswert von 24000 mg kg^{-1} . Hingegen gaben KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) für die Oberböden mitteldeutscher Schwarzerdegebiete TOC-Gehalte zwischen 16100 mg kg^{-1} und 21500 mg kg^{-1} an.

Während des dreijährigen Untersuchungszeitraumes kam es insbesondere in 0-10 cm Tiefe zur Herausbildung nutzungsbedingter Unterschiede. Hierbei wies der Bracheboden von allen 3 Versuchsvarianten die höchsten TOC-Gehalte bzw. -Vorräte auf und zeichnete sich in der genannten Tiefenstufe durch ein konstantes Verhalten dieser C-Fraktion aus. Die Absolutbeträge der erhobenen TOC-Gehalte waren mit den entsprechenden Daten der vorausgegangenen Bracheperiode vergleichbar (vgl. Kapitel 3.1.1; LANDGRAF, 2001a; LANDGRAF *et al.*, 2003). Bei Berücksichtigung der gesamten Stilllegungszeit (1996 bis 2003) deutete sich ein schwach zunehmender Trend des TOC-Gehaltes an. Dieser humussteigernde Effekt der Brachlegung ist allgemein bekannt und beruht hauptsächlich auf der Bildung einer ganzjährigen Vegetationsdecke sowie der verminderten Mineralisation von Sproß- und Wurzelmasse infolge fehlender Lockerungsmaßnahmen (TIESSEN *et al.*, 1982; BERNARD, 1990; MARSCHNER & STAHR, 1992; JAHN *et al.*, 1994; NEUFELDT *et al.*, 2003). Nach einer Literaturzusammenstellung von MARSCHNER & STAHR (1992) ist im Oberboden von Bracheflächen mit einer jährlichen Erhöhung des TOC-Gehaltes von 200 mg kg^{-1} bis 1000 mg kg^{-1} zu rechnen. Eine derart starke und stetige TOC-Akkumulation konnte im Rahmen dieser Untersuchungen nicht bestätigt werden.

Konträr zur Brachevariante kam es bei den extensiv und intensiv bewirtschafteten Nutzungsformen, oberhalb 10 cm Tiefe, insgesamt zu einer signifikanten Abnahme des TOC-Gehaltes. Dies scheint nicht verwunderlich, da Umbruchmaßnahmen aufgrund des verminderten Anfalls organischer Rückstände und des durch die Bodenbearbeitung hervorgerufenen schnelleren Stoffabbaus oftmals mit Humusverlusten im Boden gekoppelt sind (SAUERBECK, 1992; ROSS *et al.*, 1999). Großflächig betrachtet können solche Landnutzungsänderungen zu erheblichen CO_2 -Emissionen führen (BATJES, 1996). Nach KÖRSCHENS (1999) und KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) verlaufen Änderungen im TOC-Gehalt jedoch sehr langsam und sind bei Bewirtschaftungsumstellungen in praxisrelevanten Größenordnungen üblicherweise erst nach mehr als 10 Jahren nachzuweisen. Die Tatsache, daß sich der stattgefundene ackerbauliche Nutzungswechsel bereits innerhalb der dreijährigen Forschungsperiode am TOC-Gehalt abzeichnete, läßt daher auf einen verhältnismäßig hohen Anteil an umsetzbarem organischen Kohlenstoff (TOC_{dec}) schließen. Dieser

reagiert vergleichsweise schnell auf Änderungen der Nutzungsintensität und eignet sich deshalb gut als Indikator für die Beurteilung des Wirkungseffektes von verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Humusgehalt des Bodens (SCHULZ, 2004). Die Quantifizierung des TOC_{dec} -Anteiles am TOC erfordert die Separierung der organischen Bodensubstanz in Fraktionen mit unterschiedlicher Stabilität und differierenden Umsetzungszeiten (JENKINSON & RAYNER, 1977). So ist in Anlehnung an KÖRSCHENS (1980b) bzw. KÖRSCHENS (1997) die organische Bodensubstanz und damit auch der organische Kohlenstoff in mindestens zwei Fraktionen zu gliedern. Hiervon ist eine mehr oder weniger inert, daß heißt an den Umsetzungsprozessen unbeteiligt, während die andere dem TOC_{dec} entspricht und in den Mineralisationsprozeß eingebunden ist. Wie schon in Kapitel 4.5.3 hingewiesen, unterteilte FRANKO (1989) die umsetzbare organische Substanz in eine aktive und eine stabilisierte Fraktion. Erstere ist an sämtlichen Abbauprozessen im Boden beteiligt, wird im wesentlichen durch die mikrobielle Biomasse synthetisiert und steht mit der stabilisierten organischen Bodensubstanz in ständigen Austauschprozessen.

Der inerte TOC zeigt im Bearbeitungshorizont generell enge positive Korrelationen zum Feinanteilgehalt (Korngröße $< 6,3 \mu\text{m}$) des Bodens auf (KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999). Dies bedeutet, daß Böden mit niedrigem Tongehalt bei vergleichbaren Klimabedingungen einen geringeren inerten TOC-Gehalt als tonreiche Böden aufweisen. Zur Bestimmung des inerten TOC werden in der Literatur verschiedene Möglichkeiten angegeben. Die Wichtigsten stammen von KÖRSCHENS (1980a) und RÜHLMANN (1999). Beide Autoren unterstellten zwischen den genannten Faktoren einen linearen Zusammenhang, welcher durch die Gleichungen 12 und 13 wiedergegeben wird.

$$C_{\text{inert}} [\%] = 0,04 \times \text{FAT} [\%] \quad (12)$$

$$C_{\text{inert}} [\%] = 0,017 \times \text{FAT}_{\text{MS}} [\%] - 0,001 \times \exp(0,075 \times \text{FAT}_{\text{MS}} [\%]) \quad (13)$$

hierbei bedeuten: C_{inert} = prozentualer Masseanteil des inerten Kohlenstoffs
 FAT = Feinanteilgehalt (Ton- und Feinschlufffraktion; Korngröße $< 6,3 \mu\text{m}$)
 FAT_{MS} = Feinanteilgehalt einschließlich der Mittelschlufffraktion (Korngröße $< 20 \mu\text{m}$)
 $0,04$ = Proportionalitätsfaktor nach KÖRSCHENS (1980a)
 $0,017; 0,001; 0,075$ = Regressionskoeffizienten nach RÜHLMANN (1999)

LANDGRAF (2001a) ermittelte im Bewirtschaftungshorizont der Kreinitzer Sand-Braunerde einen mittleren Feinanteilgehalt von 11 %. Hieraus ergibt sich nach Gleichung 12 ein inerte TOC-Gehalt von 4400 mg kg^{-1} . Dieser Betrag erscheint für den Boden des Untersuchungsgebietes – verglichen mit dem gemessenen TOC-Gehalt – unverhältnismäßig hoch. Daher erfolgte in der vorliegenden Studie die Berechnung des inerten TOC mittels Gleichung 13. RÜHLMANN (1999) erstellte diese mathematische Beziehung unter der Hypothese, daß der in Schwarzbrachevarianten von Dauerfeldversuchen vorgefundene TOC-Gehalt gleichbedeutend mit dem inerten TOC ist. Unter Verwendung eines FAT_{MS} -Gehaltes von 18 % (LANDGRAF, 2001a) beträgt der inerte TOC im Boden des Kreinitzer Versuchsfeldes hiernach durchschnittlich 3020 mg kg^{-1} . Ähnliche Werte wurden im Boden der im Rahmen des Thyrower Dauerversuches angelegten Nullparzelle festgestellt, welche hier den stagnierten TOC-Gehalt eines leichten Sandbodens in Brandenburg repräsentieren (BENKENSTEIN *et al.*, 1996; KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999). Da der inerte TOC als erreichbarer Endwert des TOC anzusehen ist, kann anlehnend an KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) davon

ausgegangen werden, daß der errechnete Gehalt von 3020 mg kg^{-1} selbst unter extremen Feldbedingungen nicht unterschritten wird.

Der TOC_{dec} ergibt sich durch Subtraktion des inerten TOC vom TOC. Folglich variierte im Boden des Untersuchungsgebietes der TOC_{dec} zwischen 3196 mg kg^{-1} und 4935 mg kg^{-1} (Tab. 26). Dies entspricht einem prozentualen Anteil von 51,4 % bis 62,0 % am TOC. Im Bearbeitungshorizont ackerbaulicher Produktionssysteme Mitteldeutschlands liegt der Optimalbereich des TOC_{dec} -Gehaltes zwischen 2000 mg kg^{-1} und 6000 mg kg^{-1} (KÖRSCHENS, 1999; KÖRSCHENS, 2004). Sandböden weisen nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) jedoch meist weniger als 4000 mg kg^{-1} auf. Somit bewegen sich die TOC_{dec} -Gehalte der Kreinitzer Sand-Braunerde zwar allgemein in einem ökologisch und ökonomisch günstigen Rahmen, sind aber in Bezug auf die Bodenart als überdurchschnittlich hoch einzustufen.

Da bewirtschaftungsbedingte Ab- oder Zunahmen des TOC auf Änderungen der labilen Fraktion beruhen, ist die Bestimmung des TOC_{dec} -Gehaltes für eine nachhaltig orientierte Landbewirtschaftung von großer praktischer Bedeutung. Zur Abschätzung der tatsächlich vorliegenden umsetzbaren organischen Substanz im Boden wurden verschiedene Verfahren entwickelt. Häufig angewandte Methoden basieren auf dem starken korrelativen Zusammenhang zwischen der stabilen organischen Substanz eines Bodens und seinem Tongehalt. Hierzu werden – zwecks qualitativer und quantitativer Beschreibung der Ton-Humus-Komplexe – die zur Analyse gelangenden Bodenkompimente anhand ihrer Korngrößen und spezifischen Dichten physikalisch fraktioniert (u. a. CHRISTENSEN, 1987; CHRISTENSEN, 1992; GUGGENBERGER *et al.*, 1995; PARFITT *et al.*, 1997; AMELUNG *et al.*, 1998; HUSSAIN *et al.*, 1999; RÖMKENS *et al.*, 1999; ALVAREZ & ALVAREZ, 2000; WHALEN *et al.*, 2000; CHRISTENSEN, 2001; LOBE *et al.*, 2001; KAISER *et al.*, 2002).

Eine einfache Prozedur zur Abschätzung des TOC_{dec} -Gehaltes stellt die Heißwasserextraktion dar (vgl. Abschnitt 3.3.2.2.2). Das Verfahren wurde 1979 von BRONNER & BACHLER eingeführt. Nach zahlreichen Autoren verkörpert der TOC_{hwe} eines Bodens die am leichtesten umsetzbare Komponente des TOC_{dec} und kann daher als kurz- bis mittelfristig nachlieferbare C-Fraktion angesehen werden (BEHM, 1988; KÖRSCHENS *et al.*, 1990; SCHULZ, 1990; LEINWEBER *et al.*, 1995; MANZKE, 1995; FRANKO, 1997; KALBITZ & KNAPPE, 1997; SPARLING *et al.*, 1998; SCHULZ, 2004).

Laut KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) ist der TOC_{dec} unter Verwendung eines Multiplikationsfaktors von 15 aus der TOC_{hwe} -Fraktion zu berechnen. Eine solche Beziehung konnte durch die in Kreinitz erhobenen Daten nicht bestätigt werden. Hier betrug der mittlere Umrechnungsfaktor lediglich 9,3. Unterschiede hinsichtlich der Nutzungsintensität zeichneten sich diesbezüglich nicht ab (Tab. 26). Verantwortlich für diesen deutlich niedrigeren Faktor sind die vergleichsweise hohen TOC_{hwe} -Gehalte. Diese erscheinen insbesondere vor dem Hintergrund, daß sich mit Abnahme des Tongehaltes die wirksame Mineralisationszeit (vgl. KARTSCHALL, 1986; FRANKO & OELSCHLÄGEL, 1995) erhöht und damit nicht nur der inerte, sondern auch der TOC_{dec} sinkt, für einen landwirtschaftlich genutzten Sandboden überdurchschnittlich hoch. Nach KÖRSCHENS *et al.* (1998) variieren die TOC_{hwe} -Gehalte des Bearbeitungshorizontes von ungedüngten Varianten ausgewählter landwirtschaftlicher Dauerversuche je nach Bodentyp zwischen 96 mg kg^{-1} und 168 mg kg^{-1} . SCHULZ (1990) fand in einem brachgefallenen Schwarzerdestandort Mitteldeutschlands ebenfalls deutlich geringere Gehalte. ELLMER *et al.* (1997) und SCHULZ (1997) stellten in unterschiedlich gedüngten ackerbaulich genutzten Sandböden TOC_{hwe} -Gehalte bis 405 mg kg^{-1} bzw. 285 mg kg^{-1} fest. Im Oberboden (0-20 cm) landwirtschaftlich genutzter Braunerden der Tschechischen Republik ermittelten KUBÁT *et al.* (2002) einen durch-

schnittlichen TOC_{hwe} -Wert von 523 mg kg^{-1} . Der Vollständigkeit halber sei im Hinblick auf die Gegenüberstellung der Daten darauf hingewiesen, daß die in Tabelle 26 ersichtlichen TOC_{hwe} -Gehalte an feldfrischem Boden bestimmt wurden, wohingegen die angeführten Autoren getrocknetes Probenmaterial zur Heißwasserextraktion verwendeten. Da jedoch LANDGRAF & MAKESCHIN (200_) zwischen getrockneter und feldfrischer Bodensubstanz keine signifikanten Unterschiede bezüglich der TOC_{hwe} -Absolutbeträge nachweisen konnten, wurde die Vergleichbarkeit der Ergebnisse vorausgesetzt.

Tab. 26: Darstellung der TOC_{hwe} -Gehalte und ihrer Umrechnungsfaktoren (UF) zur Bestimmung des auf Grundlage von Gleichung 13 berechneten TOC_{dec} im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-30 cm Tiefe (Medianwerte; $n = 12$)

Variante	C-Fraktion		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
BRA	TOC_{hwe}	[mg kg^{-1}]	494	460	494	440	414	420	457	445	408	360
	UF		9,1	8,7	9,8	9,7	8,2	10,6	9,7	8,9	10,4	9,4
	TOC_{dec}		4503	3995	4819	4287	3393	4466	4438	3955	4252	3397
EXT	TOC_{hwe}		432	386	465	388	384	404	417	436	367	369
	UF		9,0	9,4	8,7	10,3	8,3	10,2	9,3	7,8	10,2	8,8
	TOC_{dec}		3907	3649	4043	3975	3196	4124	3892	3410	3754	3237
INT	TOC_{hwe}		491	444	462	403	385	445	425	427	350	376
	UF		10,1	9,6	9,3	8,9	8,5	9,7	9,8	8,9	10,6	9,4
	TOC_{dec}		4935	4282	4306	3584	3262	4342	4148	3784	3703	3531
Mittel	TOC_{hwe}		472	430	474	410	394	423	433	436	375	368
	UF		9,4	9,3	9,3	9,6	8,3	10,2	9,6	8,5	10,4	9,2
	TOC_{dec}		4448	3975	4389	3948	3283	4310	4159	3717	3903	3388

Der TOC_{hwe} ist zur Beurteilung eines Bodens hinsichtlich seines Versorgungsgrades an organischer Bodensubstanz (OBS) gut geeignet (SCHULZ, 1990). KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) erarbeiteten daher auf Grundlage dieser C-Fraktion 5 äquidistante OBS-Gehaltsklassen, welche auf grundwasserferne Sand- und Lehm Böden mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 6°C bis 10°C und einer Jahresniederschlagssumme zwischen 400 mm und 800 mm anwendbar sind. Demnach liegt die Verarmungsgrenze bei einem TOC_{hwe} -Gehalt von 200 mg kg^{-1} . Oberböden mit mehr als 400 mg kg^{-1} an TOC_{hwe} gelten hingegen als sehr gut mit organischer Substanz versorgt. Zu letzterer Kategorie zählt auch der Boden des Untersuchungsareals. Sein hohes Potential zur Bereitstellung kurz- bis mittelfristig verfügbaren Kohlenstoffs spiegelt sich ebenfalls in den $\text{TOC}_{\text{hwe}}/\text{TOC}$ -Verhältnissen wider. Diese variierten in 0-30 cm Tiefe von 5 % bis 7 % und lagen damit deutlich über zahlreich veröffentlichten TOC_{hwe} -Anteilen agrarisch genutzter Böden (SCHULZ, 1990; KÖRSCHENS *et al.*, 1990; LEINWEBER *et al.*, 1995; KÖHN *et al.*, 1997; KÖRSCHENS *et al.*, 1998; SPARLING *et al.*, 1998; KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999; SCHULZ, 2000, 2002; KUBÁT *et al.*, 2004). Im Laufe dieser Forschungsperiode blieb der Anteil des TOC_{hwe} am TOC annähernd konstant. Geringfügige Schwankungen gingen insbesondere in der Tiefenstufe 0-10 cm oftmals mit den Änderungen des TOC-Gehaltes konform (Abb. 46). Der enge Zusammenhang zwischen diesen beiden C-Fractionen schlug sich ebenfalls in den Resultaten der statistischen Auswertung nieder und wird auch von anderen Autoren wie BENKENSTEIN *et al.* (1996) bestätigt. Nach den Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse trugen sowohl TOC als auch TOC_{hwe} vor allem unter Brache zur Beschreibung eines hohen Varianzanteiles bei (vgl. Abb. 8).

Das unerwartet hohe C-Nachlieferungsvermögen des untersuchten Bodens liegt wahrscheinlich zu einem hohen Anteil in der historischen Landnutzung des Versuchsgebietes begründet. So unterlag diese Fläche vor der Brachlegung einer jahrzehntelangen intensiven landwirtschaftlichen Nutzung, die durch häufige und überreichliche organische Düngergaben (Gülle) geprägt war (LANDGRAF, 2001a). Resultat dieser Bewirtschaftungsweise sind

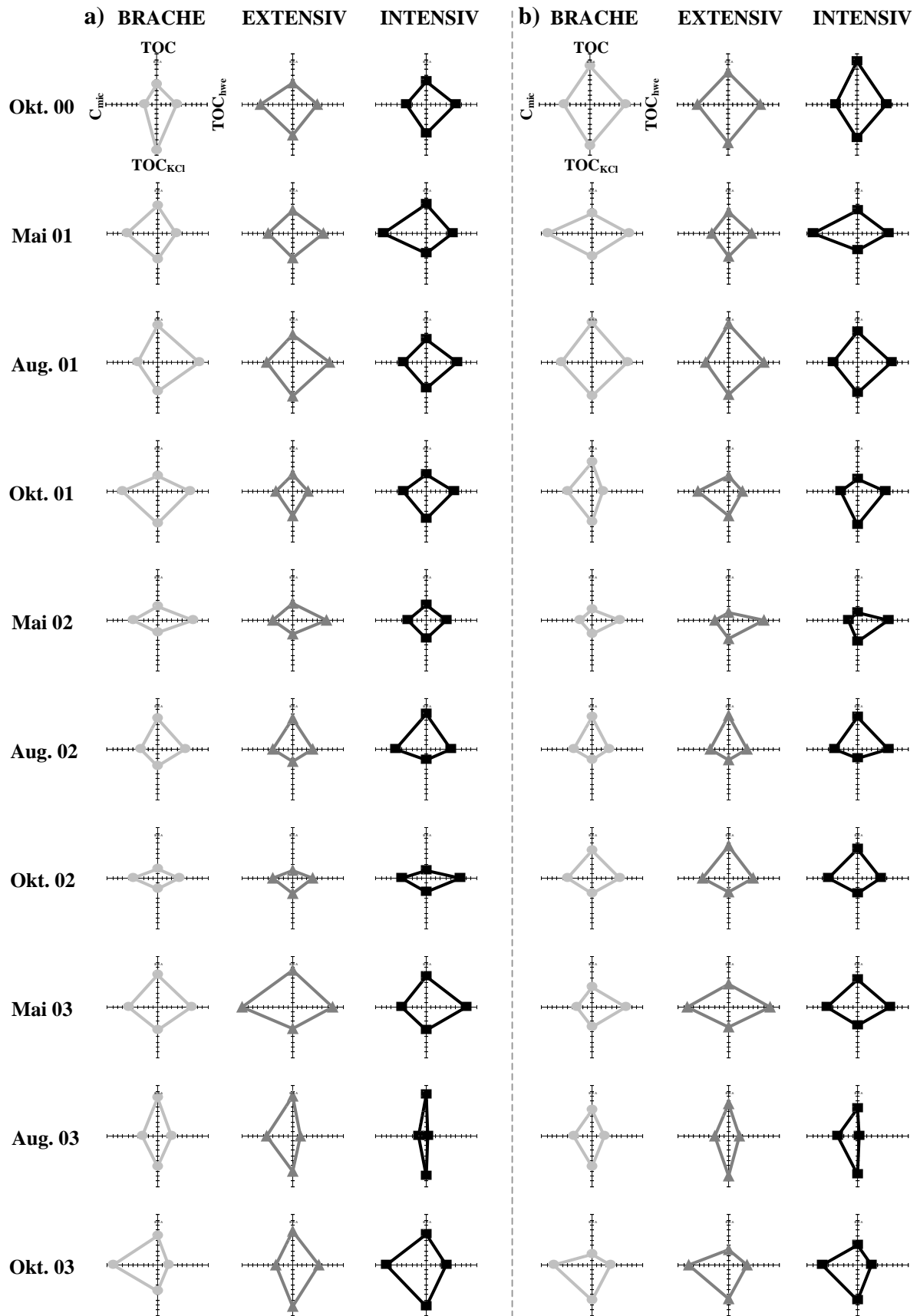


Abb. 46: Änderungen des TOC-Gehaltes (*oben*) sowie der prozentualen Anteile des TOC_{hwe} -(*rechts*), TOC_{KCl} -(*unten*) und C_{mic} -Gehaltes (*links*) am TOC-Gehalt im Laufe der Untersuchungsperiode von Oktober 2000 bis Oktober 2003, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“, in **a)** 0-10 cm und **b)** 10-30 cm Tiefe (zur Darstellung der Netzdiagramme erfolgte eine Standardisierung der Medianwerte; $n = 12$)

die zum Teil sehr mächtigen Ah-Horizonte, welche stellenweise zur Ausscheidung einer humosen Braunerde führten (vgl. Abschnitt 2.3). LANDGRAF (2001a) ermittelte zu Beginn der Flächenstillegung in 0-10 cm Tiefe einen mittleren TOC_{hwe} -Gehalt von 350 mg kg^{-1} und ein durchschnittliches $\text{TOC}_{\text{hwe}}/\text{TOC}$ -Verhältnis von 4 %. Erstaunlich ist, daß dieses Gehaltsniveau nach einer Absenkung um ca. 150 mg kg^{-1} schon im zweiten Brachejahr erneut erreicht wurde und bis zum Ende der Untersuchungen stabil blieb bzw. sogar tendenziell leicht zunahm. Folglich ergaben sich im Rahmen dieser Studie noch höhere TOC_{hwe} -Werte bzw. -Anteile. Ferner zeigte die TOC_{hwe} -Fraktion in der ersten Bracheperiode sowohl in 0-10 cm als auch in 10-30 cm Bodentiefe ein weitestgehend konstantes Verhalten auf, während sich bei diesem Forschungsabschnitt in der Tiefenstufe 10-30 cm ein leicht rückläufiger Trend andeutete. Insgesamt ist nach den Simulationsergebnissen des Modells CANDY in 0-30 cm Tiefe mittelfristig auch weiterhin mit einer Erhöhung des TOC_{dec} zu rechnen (vgl. Kapitel 4.5.3; Abb. 42).

Die absoluten TOC_{hwe} -Gehalte eines Bodens hängen stark von der Nutzungs- bzw. der Vegetationsform des jeweiligen Areals ab. So enthalten die oberen Mineralböden von Waldstandorten (KALBITZ & KNAPPE, 1997; SPARLING *et al.*, 1998; CHODAK *et al.*, 2003; SCHEUNER, 2004) erheblich mehr TOC_{hwe} als die Ap-Horizonte unter Ackerbau befindlicher Flächen (DEUBEL, 1995; KÖRSCHENS *et al.*, 1998; KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999; SCHULZ, 2002). Auch innerhalb der landwirtschaftlich genutzten Standorte existieren beträchtliche Differenzen hinsichtlich dieser C-Fraktion. Beispielsweise weisen Weideflächen im Vergleich zu intensiv bearbeiteten Böden deutlich höhere TOC_{hwe} -Gehalte auf (SPARLING *et al.*, 1998; GHANI *et al.*, 2003). Im Zuge der Umwandlung von Acker- in Grünland beobachteten RÖMKENS *et al.* (1999) einen drastischen Anstieg der organischen Bodensubstanz. So konnten die Autoren nachweisen, daß bis zu 90 % des unter Ackerbau verlorengegangenen Kohlenstoffs bereits nach 9 Jahren Weidewirtschaft ersetzt wurde. Als Ursachen hierfür benannten sie neben eines höheren Biomasseeintrages bzw. einer verstärkten Wurzelstreuakkumulation vor allem die fehlende Bodenbearbeitung. Aufgrund der bestehenden Parallelität zwischen Grünlandbegründung und Flächenstillegung ist die unter Brache stattgefundene TOC_{hwe} -Zunahme – wie bezüglich des TOC zuvor schon erwähnt – analog zu begründen. Die Geringfügigkeit des Anstiegs kann hierbei auf die für das Versuchsgebiet als überdurchschnittlich hoch zu bewertenden TOC_{dec} -Gehalte zurückgeführt werden, durch welche der Boden bereits vor der Brachlegung gekennzeichnet war. Die Abnahme des TOC_{hwe} -Gehaltes nach Inkulturnahme der Bracheflächen ist typisch und konnte in Bezug auf Weideland unter anderem auch von GHANI *et al.* (2003) beobachtet werden.

Um die nutzungsbedingten Gehaltsunterschiede der TOC_{hwe} -Fraktion genauer analysieren zu können, sind Kenntnisse über deren Herkunft und Bindungsformen erforderlich. Qualitativ sind die Heißwasserextrakte jedoch schwierig zu definieren (KÖRSCHENS *et al.*, 1998). Sie enthalten neben einfachen organischen Verbindungen auch hydrolysierbare und depolymerisierbare Kohlenwasserstoffe sowie Teile der mikrobiellen Biomasse (SCHULZ, 1997; BESCHOW & MERBACH, 2004). Detaillierter konnten sie von LEINWEBER *et al.* (1995) mit Hilfe der nuklearen Magnet-Resonanz-Spektroskopie (^{13}C -NMR) spezifiziert werden. Danach bilden Kohlenhydrate und N-haltige Verbindungen wie Aminogruppen und Amide die Hauptbestandteile der Heißwasserextrakte. Aus dieser Zusammensetzung leiteten die Autoren ab, daß es sich bei dem TOC_{hwe} um ein Ausscheidungs- und Lösungsprodukt der mikrobiellen Biomasse sowie der Wurzeln handelt. Jene Verbindungen können in der Bodenlösung vorliegen, in makromolekularen Huminstoffen gebunden oder an der Mineraloberfläche adsorbiert worden sein. Auf Letzteres weisen auch die Untersuchungen von SCHULTEN & LEINWEBER (1999) hin, welche in der sogenannten schweren Bodenfrak-

tion (spezifische Dichte $> 2,2 \text{ g cm}^{-3}$) eines Ap-Horizonts einen bemerkenswerten Anteil thermisch labiler organischer Bodensubstanz nachweisen konnten.

Vor dem Hintergrund der von LEINWEBER *et al.* (1995) geäußerten Folgerung spielt die wurzelbürtige Abgabe organischer C-Verbindungen, die sogenannte Rhizodeposition, neben der Düngerausbringung eine entscheidende Rolle für die Höhe des TOC_{hwe} -Gehaltes im Boden. Ionenchromatografische Untersuchungen von wasserlöslichen Wurzelexsudaten verschiedener Pflanzenarten unterstützen die Hypothese, daß die Rhizodeposition als eine Hauptquelle für den TOC_{hwe} anzusehen ist (MERBACH *et al.*, 1999). Das Verhältnis zwischen organischen Säuren, Kohlenhydraten und Aminosäuren wies dabei starke pflanzenartbezogene Differenzen auf, wobei systematische Unterschiede zwischen Wild- und Kulturpflanzen nicht eindeutig herauszustellen waren. ^{14}C -Untersuchungen von MERBACH & WITTENMAYER (2004) an landwirtschaftlichen Kulturpflanzen belegen, daß die C-Rhizodeposition der Wurzeln beträchtliche Größenordnungen (zwischen 14 % und 18 % der Netto- $^{14}\text{CO}_2$ -Assimilation, was etwa 23 % bis 26 % des in die Pflanzensubstanz eingebauten ^{14}C entspricht) annimmt. In einem ähnlichen Rahmen bewegten sich auch die Resultate von HELAL & SAUERBECK (1989). Die Menge der Wurzelexsudate wird durch zahlreiche biotische und abiotische Umweltfaktoren beeinflusst (GISI *et al.*, 1990). Allgemein ist die wurzelbürtige C-Nachlieferung jedoch aufgrund der höheren Wurzelmasse und wegen der üblicherweise längeren Vegetationsbedeckung unter Grünland größer als unter Getreidekulturen. Dementsprechend gelangt bei Getreideanbau im Laufe einer Wachstumsperiode durchschnittlich $1500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in den Boden, während die durch Weidegräser abgegebene C-Menge nach KUZYAKOV & DOMANSKI (2000) um ca. $600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher ist. Somit ist zu vermuten, daß auch unter Sukzessionsbrache mehr wurzelbürtiger Kohlenstoff als im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten eingetragen wurde, zumal sich laut KUZYAKOV & DOMANSKI (2000) die Rhizodeposition mit steigender N-Düngung generell verringert. Allgemein wird ein hoher Anteil der wurzelbürtigen Verbindungen (64 % bis 86 %) schnell durch Mikroorganismen veratmet (HÜTSCH *et al.*, 2002). Geht man nun davon aus, daß sich bei langjährigen Dauerbrachen die Mineralisation im Oberboden vermindert (SOMMER *et al.*, 1993), so kann im Boden der extensiv und intensiv genutzten Parzellen ein im Vergleich zur Brachevariante stärkerer Abbau der Wurzelexsudate vermutet werden. Hieraus läßt sich schlußfolgernd ableiten, daß der Rückgang des TOC_{hwe} -Gehaltes, welcher sich bei der Umstellung von Brache in extensiv bzw. intensiv bewirtschaftetes Ackerland abzeichnende, eng mit einer Abnahme der Rhizodeposition bei gleichzeitiger Erhöhung der Mineralisation, gekoppelt ist. Die bewirtschaftungsbedingte Absenkung des TOC_{hwe} -Gehaltes ist wegen der historisch begründeten überdurchschnittlich hohen Werte nicht grundsätzlich als negativ zu bewerten. Es sollte jedoch darauf geachtet werden, daß die bei KÖRSCHENS *et al.* (1990) angegebene Verarmungsgrenze von 200 mg kg^{-1} nicht unterschritten wird. Unter Beachtung einer geringen CO_2 -Belastung bei angemessener Ertragsleistung ist anlehnend an die von KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) publizierten OBS-Gehaltsklassen im Bearbeitungshorizont ein TOC_{hwe} -Gleichgewicht zwischen 250 mg kg^{-1} und 300 mg kg^{-1} anzustreben.

Da die Heißwasserextrakte – wie bereits angeführt – auch Teile der mikrobiellen Biomasse enthalten, nimmt mit dem Ansteigen der TOC_{hwe} -Fraktion auch deren Gehalt im Boden zu. Folglich ergaben sich im Bracheboden (insbesondere in 0-10 cm Tiefe) höhere C_{mic} -Werte als unter extensiver und intensiver Nutzung (vgl. Abb. 22). Enge Korrelationen zwischen TOC_{hwe} und C_{mic} berechneten unter anderem SPARLING *et al.* (1998), KLIMANEK (2000) und GHANI *et al.* (2003). Innerhalb einer Versuchsvariante waren solche Wechselbeziehungen jedoch nur vereinzelt nachzuweisen. Hintergrund dieses schwachen Zusammenhangs könnte unter anderem (vgl. Kapitel 5.5.1) der geringe Tongehalt des untersuchten

Bodens sein. So werden nach VAN VEEN *et al.* (1989) in sandreichen Böden geringere Beträge wurzelbürtigen Kohlenstoffs in die mikrobielle Biomasse eingebaut als es bei einer tondominierten Bodenart der Fall ist. Demzufolge scheinen sich Änderungen des TOC_{hwe} -Gehaltes in der Kreinitzer Sand-Braunerde nur schwach auf die Größe der mikrobiellen Biomasse auszuwirken. Die unter intensiver Bewirtschaftung festgestellten und vergleichsweise starken korrelativen Bindungen zum N_{mic} lassen bei dieser Versuchsvariante innerhalb der Rhizodeposite auf einen relativ höheren Anteil stickstoffhaltiger Verbindungen schließen.

Es ist davon auszugehen, daß die brachebedingte Anreicherung an organischem Material sich nicht nur in einer Erhöhung des TOC_{hwe} äußert, sondern vor allem eine Zunahme des stabilisierten organischen Kohlenstoffs bewirkt. Theoretisch nachzuvollziehen ist dies anhand der in den Abbildungen 43 und 44 dargestellten Simulationsergebnisse. Ersichtlich wird hierin, daß der aktive organische Kohlenstoff – zu welchem nach SCHULZ (2004) auch der TOC_{hwe} gehört – relativ schnell ein Gleichgewichtszustand erreicht, während die stabilisierte bzw. passive Fraktion des TOC_{dec} auch noch nach 20 Jahren ansteigt. Innerhalb des TOC liegen nach HAIDER (1999) etwa 70 % bis 80 % der in Böden befindlichen Huminstoffe chemisch oder physikalisch stabilisiert vor und sind damit mehr oder weniger gut durch den mikrobiellen Abbau geschützt. Da diese Stabilisierung eng mit der Bildung von organo-mineralischen Komplexen verbunden ist, spielt die Textur zur qualitativen Beurteilung der organischen Substanz eine wichtige Rolle. Gemäß den Untersuchungen von STÄHLIN & BÜRING (1971) übt die Brachlegung hierbei keinen signifikanten Einfluß auf die Korngrößenzusammensetzung eines Bodens aus, weshalb im Hinblick auf die verschiedenen Nutzungsformen Texturunterschiede ausgeschlossen wurden. In mineralischen Oberböden umfaßt die freie, das heißt nicht an anorganische Bodenpartikel sorbierte TOC-Fraktion weniger als 10 % (ANDERSON *et al.*, 1981; CHRISTENSEN, 2001). Wegen des reichlicheren Streuanfalls ist dieser Teil des TOC unter Brache höher als im extensiv und intensiv genutzten Boden. Anlehnend an GREGORICH *et al.* (1997) und SIX *et al.* (1998) kann davon ausgegangen werden, daß im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten die unkomplexierte organische Substanz infolge der einsetzenden Wiederinbetriebnahme stark reduziert wurde. Unter Brache ist diesbezüglich mittel- bis langfristig eine stärkere Differenzierung zwischen den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm zu erwarten, da die fehlende Bodenbearbeitung zu einer Streuakkumulation oberhalb 10 cm Tiefe führt. Die errechneten Trockenmassevorräte der oberirdischen Phytomasse (vgl. Abb. 28) lagen innerhalb der bei SAUERBECK (1997) für Dauerbracheflächen angegebenen Spannweite von 2000 kg ha^{-1} bis 15000 kg ha^{-1} .

Von dem an mineralischen Bodenpartikeln gebundenen TOC befinden sich nur 3 % bis 4 % in der Sandfraktion (HAIDER, 1999). Bei landwirtschaftlich genutzten Böden der gemäßigten Klimazone ist der größte Teil des im Boden gebundenen TOC in Ton-Humus-Komplexen ($< 2 \mu\text{m}$) eingelagert (STEMMER *et al.*, 1998; CHRISTENSEN, 2001). Wie durch KÖLBL & KÖGEL-KNABNER (2004) anhand ackerbaulich genutzter Braunerden gezeigt werden konnte, besitzen tonreiche Böden im Vergleich zu Sandböden daher ein höheres Speicherpotential von organischer Substanz. Ähnliche Resultate erbrachten auch die Untersuchungen von GRABE *et al.* (2003) in Böden Sachsen-Anhalts. Außerdem sind Sandböden hinsichtlich ihres C-Stabilisierungsvermögens als schwächer einzuschätzen. So haben organische Substanzen, die mit Ton- und Feinschluffpartikeln organo-mineralische Verbindungen bilden, im allgemeinen Verweilzeiten von mehreren hundert Jahren, während an Grobschluff und Sand sorbiertes organisches Material oft nur mittlere Verweilzeiten von wenigen Jahren aufweist (BUYANOVSKY *et al.*, 1994). Im Boden der Kreinitzer Versuchsfläche kann daher ein verhältnismäßig geringer Gehalt an stabilisierter organischer Sub-

stanz vermutet werden. Überdies muß bei Nutzungsänderungen – wie es sich nach der Wiederinkulturnahme bereits andeutete – mit einer relativ schnellen Reaktion des TOC-Gehaltes gerechnet werden. SPRINGOB & KIRCHMANN (2002) stellten zwar in einigen nordwestdeutschen Sandböden auch bei geringem Gehalt an mineralischer Feinsubstanz beträchtliche stabilisierte TOC-Mengen im Boden fest, doch sind diese vermutlich auf die historische Landnutzung (Plaggen, Heide) zurückzuführen und deshalb mit dem Kreinitzer Untersuchungsgebiet nur bedingt vergleichbar.

Der Umbruch des Brachebodens verursachte nicht nur eine Reduzierung des TOC-Gehaltes, sondern bewirkte höchstwahrscheinlich darüber hinaus eine Modifikation des Aggregataufbaus. CHRISTENSEN (2001) ordnete die Bestandteile der organischen Bodensubstanz anhand ihrer Größe primären, sekundären und tertiären Strukturen zu. Der primären Struktur gehören vornehmlich einzelne organo-mineralische Komplexe sowie nicht sorbiertes organisches Material im μm - bis mm-Bereich an. Innerhalb dieser Gruppierung werden die Ton- und Schluff-Humus-Komplexe anscheinend nur geringfügig durch Managementmaßnahmen (Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Düngung) beeinflusst (JOHN *et al.*, 2003). Stärkeren Änderungen unterliegen hingegen die sekundären Strukturen, welche sich hauptsächlich durch aggregierte primäre Komplexe und Feinwurzeln bzw. Pilzhyphen in mm- bis cm-Größenordnungen auszeichnen (CHRISTENSEN, 2001). Untersuchungen von TISDALL & OADES (1982), CAMBARDELLA & ELLIOTT (1993), PAUSTIAN *et al.* (2000) sowie HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ & LÓPEZ-HERNÁNDEZ (2002) zeigten, daß mit zunehmender Bodenbearbeitungsintensität die Stabilität der Makroaggregate deutlich vermindert wird. Ebenso gelang es KANDELER & MURER (1992) infolge eines Grünbracheumbruchs eine Reduzierung der Aggregatstabilität nachzuweisen. Nach Forschungsergebnissen von STAHR *et al.* (1992) ist die Aggregatstabilität unter Brache bis zu dreimal größer als in vergleichbaren Ackerböden. Daher können Letztere im Oberboden unter anderem auch durch eine reduzierte Wasserhaltekapazität (FREDE *et al.*, 1994; GHANI *et al.*, 2003) sowie durch eine geringere Lagerungsdichte (EHLERS, 1992) gekennzeichnet sein. In der Kreinitzer Sand-Braunerde deuteten sich derartige Unterschiede hinsichtlich der maximalen Wasserhaltekapazität bereits 3 Jahre nach Inkulturnahme der Bracheflächen an. Demgemäß waren die gewichtsbezogenen Werte dieser bodenphysikalischen Kenngröße im 0-10 cm tiefen Bracheboden um durchschnittlich 3 % bis 4 % höher. Auch in Bezug auf die Trockenrohdichte des Oberbodens kristallisierten sich bereits nach einer sechsjährigen Stilllegungszeit Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten heraus. So wurde unter Sukzessionsbrache eine dichtere Bodenlagerung ermittelt. Auf längere Sicht hin ist eine weitere Zunahme der Bodenverdichtung allerdings fraglich, da der vermutlich höhere Regenwurmbesatz bzw. die anzunehmende intensivere Durchwurzelung zu einer verstärkten Auflockerung des Bodens beitragen (GISI *et al.*, 1979; BEYER *et al.*, 1992; KNAUER, 1993). Die zum Zeitpunkt dieser Untersuchungen festgestellte höhere Trockenrohdichte des Brachebodens ist wahrscheinlich mit einer TOC-Mineralisationsabnahme verbunden. Daher kann bei dieser Nutzungsform in Anlehnung an DE NEVE & HOFMAN (2000) von einer verstärkten Humusakkumulation ausgegangen werden, welche nach JOHN *et al.* (2003) überwiegend in Makroaggregaten stattfindet. Die Stabilität der Makroaggregate wird jedoch nach DENEFF *et al.* (2001b) durch häufige Feuchtigkeitsschwankungen negativ beeinflusst. Da im Jahresverlauf die Variabilität des Bodenwassergehaltes aufgrund der größeren Transpirationsraten unter Brache allgemein größer ist (BEESE *et al.*, 1978; TREFFLICH, 1995), könnte die Flächenstilllegung diesbezüglich humuszehrend wirken. In der vorliegenden Studie traten nutzungsspezifische Unterschiede hinsichtlich des Wassergehaltes jedoch nur in geringem Maße auf. Auch bezüglich der Bodentiefe konnte keine ausgeprägte Feuchteheterogenität festgestellt werden. Dies geht mit den Untersuchungen von EULENSTEIN *et al.* (2003) konform, welche in der ungesättigten Zone sandiger Standorte

Nordostdeutschlands die geringste Feuchtevariabilität in eiszeitlich geprägten Sander-Standorten vorfanden. Einen humusstabilisierenden Effekt hingegen haben vermutlich die allgemein kühleren Bodentemperaturen (BROLL & SCHREIBER, 1992; DORAN, 1992; DORAN *et al.*, 1998; DALIAS *et al.*, 2001), welche sich im Bracheboden wegen der fehlenden Lockerungsmaßnahmen in Kombination mit einer stetig vorhandenen Vegetationsdecke einstellen. Weiterhin ist nach den Untersuchungen von GALE & CAMBARDELLA (2000) denkbar, daß eine höhere TOC-Stabilisierung mit der unter Brache anzunehmenden größeren Wurzelmasse verbunden ist. So stellten die Autoren im Rahmen eines einjährigen ¹⁴C-Laborversuches fest, daß der in nicht bearbeiteten Böden eingelagerte TOC seinen Ursprung weniger in den Residuen der oberirdischen Phytomasse hat, sondern zu einem hohen Prozentsatz aus den Wurzeln stammt.

Zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftungsweise zeichneten sich weder hinsichtlich des TOC noch bezüglich der TOC_{hwe}-Fraktion bemerkenswerte Unterschiede ab. Hieraus kann geschlußfolgert werden, daß die praktizierten Fruchtfolgen keinen wesentlichen Einfluß auf den Humushaushalt des Bodens ausübten. Möglicherweise fällt die Wahl der angebauten Frucht bei geringeren C-Gehalten stärker ins Gewicht. Dies wird jedoch erst nach Einstellen eines neuen TOC-Gleichgewichtes feststellbar sein. Auch die differierende Düngungsart bzw. -intensität kam in den vorliegenden Untersuchungsergebnissen nicht zum Ausdruck. Insbesondere unter extensiver Nutzung sind die ausgebrachten Düngemengen als gering einzuschätzen. So wurde hier im Laufe der Versuchszeit – neben dem Verbleib der Ernterückstände – nur einmal zusätzlich organischer Dünger appliziert (vgl. Tab. 4). Laut SAUERBECK (1992) ist in vielen Böden – angesichts des unter dichten Getreidebeständen vergleichsweise langsamen Humusabbaus – die zur Humuserhaltung erforderliche Bedarfsdeckung an organischer Masse auch ohne zusätzliche organische Düngung gegeben, wenn der Getreideanteil in der Fruchtfolge ungefähr 90 % beträgt. Dies erscheint jedoch im Hinblick auf die Ergebnisse verschiedener Dauerfeldversuche (BAUMECKER *et al.*, 2002; SCHULZ, 2002) – zumindest bezüglich eines optimalen TOC_{dec}-Gehaltes – zweifelhaft und wegen der in Sandböden allgemein anzunehmenden höheren Mineralisationsintensität (HASSINK, 1995; KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999; KÖRSCHENS, 2004) für das Gebiet des Untersuchungsareals nicht praktikabel. Ferner sind derartige Fruchtfolgen aus phytosanitären Gründen abzulehnen. Im Boden der extensiv genutzten Parzellen ist daher bei Weiterführung dieser Bewirtschaftungsweise längerfristig von einem Unterschreiten des optimalen TOC_{dec}-Gehaltes auszugehen und in diesem Zusammenhang mit Ertragseinbußen zu rechnen. Zum Zeitpunkt dieser Untersuchungsperiode kann die schwache Düngungsintensität aber aufgrund der historisch bzw. stilllegungsbedingten hohen OBS-Gehaltsklasse (vgl. KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999) als gerechtfertigt angesehen werden. Verglichen mit einer ausschließlich mineralischen Düngung führt nach den Forschungsergebnissen von FRÜCHTENICHT *et al.* (1979), BACHINGER & AHRENS, 1994; HOFFMANN *et al.* (1999a), ELLERBROCK *et al.* (2000), PULLEMAN (2000), SCHULZ (2000), BAUMECKER *et al.* (2002), RIFFALDI *et al.* (2003) und SCHMIDT & MERBACH (2004) eine regelmäßig durchgeführte rein organische Düngung zu signifikant höheren TOC-Gehalten im Boden. Die höchsten TOC- bzw. TOC_{hwe}-Vorräte stellten sich meist nach Ausbringung von Stallmistdünger in Verknüpfung mit mineralischen Düngergaben ein. So war auf einem leichten Sandstandort Brandenburgs nur durch diese Kombination ein optimaler TOC-Gehalt realisierbar (BAUMECKER *et al.*, 2002). Dementsprechend wäre für den Erhalt einer hohen Bodenfruchtbarkeit die intensive Bewirtschaftungsvariante im Versuchsareal zu favorisieren (vgl. Tab. 3). Die in den Bewirtschaftungsjahren 2000/ 2001 und 2001/ 2002 erwirtschafteten Erträge (vgl. Tab. 3 und 4) liegen sowohl bei extensiver als auch bei intensiver Bewirtschaftung unter dem jeweiligen Jahresdurchschnitt vergleichbarer Standorte (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2003a, b; 2004). Ob im Kreinitzer

Untersuchungsgebiet mit Hilfe der mineralischen Düngung höhere Ernteerträge als bei extensiver Nutzung zu erzielen sind, konnte aufgrund der verschiedenen Fruchtfolgen, aber auch bedingt durch das extrem niederschlagsarme Jahr 2003 (vgl. Abb. 2) nicht geklärt werden. Inwieweit sich die zusätzliche Mineraldüngung negativ auf die Grundwasserqualität auswirkt, wird in Kapitel 5.3 näher diskutiert. Nach MERBACH *et al.* (2000) kann eine nährstoffäquivalente Mineraldüngung die organische Düngung hinsichtlich einer nachhaltigen Ertragsfähigkeit sogar ersetzen. Ebenfalls kamen STUMPE *et al.* (2000b) zu dem Schluß, daß Gehaltsunterschiede an leicht abbaubarer organischer Bodensubstanz bei Böden mit guten physikalischen Eigenschaften (schwarzerdeähnliche Böden) nicht zu Ertragsdifferenzen führen müssen, wenn ein entsprechender Mineraldüngerausgleich erfolgt. Ein gänzlicher Verzicht auf organischen Dünger ist jedoch schon vor dem Hintergrund seiner bodenstrukturverbessernden Wirkung (FRANKEN & HURTMANN, 1985; TROLLDENIER, 1986) nicht zu empfehlen. Außerdem zeigen die Untersuchungen von ELLMER *et al.* (2000), daß in leichten Sandböden die Erhaltung der Fruchtbarkeit ohne Zufuhr von organischen Düngemitteln auf Dauer vermutlich nicht gewährleistet werden kann.

Die unterschiedlichen Düngerarten haben auch einen Einfluß auf die qualitative Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz. So konnten SCHMIDT *et al.* (2000) anhand pyrolyseanalytischer Untersuchungen zeigen, daß die organische Substanz von mit Stallmist gedüngten Böden größere Anteile an phenolischen Verbindungen und Ligninmonomeren enthält, jedoch im Vergleich zu mineralisch gedüngten Böden weniger Kohlenhydrate und Peptide aufweist. Als Ursache hierfür vermuteten die Autoren nach Anwendung organischer Düngung eine intensivere Mineralisation der Kohlenhydrate, welche sich sowohl in einer größeren mikrobiellen Biomasse als auch in einer steigenden mikrobiellen Aktivität äußert. Bezogen auf die bereits erwähnten Analyseergebnisse von LEINWEBER *et al.* (1995) müßte sich der höhere Anteil an Kohlenhydraten und Peptiden auch in einem größeren TOC_{hwe} -Gehalt widerspiegeln. Derartige düngungsbedingte Differenzen waren zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftungsvariante nicht feststellbar.

Düngungsart und Fruchtfolge übten auch auf die Höhe des TOC_{KCl} -Gehaltes keinen bemerkenswerten Einfluß aus. Lediglich im 0-10 cm tiefen Bracheboden konnten zu Beginn des Untersuchungszeitraumes signifikant höhere TOC_{KCl} -Beträge als in den bewirtschafteten Versuchsvarianten (vor allem intensive Nutzung) ermittelt werden. Seine geringe nutzungsbezogene Bindung spiegelte sich auch in der ihm zuzuordnenden schwachen diskriminatorischen Bedeutung wider. Der TOC_{KCl} repräsentiert nach LANDGRAF & KLOSE (2002) ebenfalls eine leicht mineralisierbare C-Fraktion und ist durch starke jahreszeitliche Schwankungen gekennzeichnet (LANDGRAF, 2001a). Im Gegensatz zum TOC_{hwe} stand der TOC_{KCl} jedoch nur sehr vereinzelt in statistisch nachweisbarem Zusammenhang zum TOC-Gehalt. Auch die Veränderungen seines prozentualen Anteils am TOC (0,03 % bis 0,36 %) zeigten kaum Analogien zu den Schwankungen des TOC-Gehaltes auf (Abb. 46), sondern gingen größtenteils mit den Absolutwerten des TOC_{KCl} konform. Daher scheint diese C-Fraktion zur Beurteilung eines Bodens bezüglich seines Versorgungsgrades mit organischer Substanz nicht geeignet zu sein. Ferner kristallisierten sich – anders als nach den Ergebnissen von LANDGRAF & KLOSE (2002) sowie SCHEUNER (2004) zu erwarten – nur sporadisch und zudem vornehmlich negative Korrelationen zum C_{mic} heraus. Folglich ist anzunehmen, daß die zur TOC_{KCl} -Fraktion gehörenden C-Verbindungen weder mikrobiell gebunden sind noch eine Hauptnahrungsquelle für die Mikroorganismen des untersuchten Bodens darstellen. Dies würde in Korrespondenz zu den Forschungsergebnissen von WAGAI & SOLLINS (2002) stehen, welche dem wasserextrahierbaren organischen Kohlenstoff eine geringe Bedeutung als Substrat bei der heterotrophen Bodenatmung zuschrieben. Die

errechneten negativen Wechselbeziehungen zur Summe des 4 Wochen vor jedem Beprobungstermin gefallenen Niederschlages lassen vermuten, daß es sich bei dem TOC_{KCl} -Gehalt um eine bodenfeuchteabhängige Fraktion handelt, die hauptsächlich aus leicht wasserlöslichen C-Verbindungen gebildet wird. Auf die Bedeutung des Feuchtigkeitszustandes der organischen Bodensubstanz für die Kinetik der Freisetzung gelöster organischer Substanzen wiesen unter anderem auch ZSOLNAY & GÖRLITZ (1994), GÖDDE *et al.* (1996) und SCHAUMANN *et al.* (2000) hin. Die Tatsache, daß der leicht mobilisierbare TOC_{KCl} bei zunehmender Bodendurchfeuchtung signifikant zurückgeht, läßt auf eine schnelle Verlagerung dieser C-Fraktion schließen. Unterstützt wird diese Hypothese durch die TOC_{KCl} -Gehalte unterhalb 30 cm Bodentiefe, deren Höhe – konträr zum TOC_{hwe} – stark von jenen im Oberboden bestimmt wurde. Die in 0–30 cm Tiefe belegbaren positiven Zusammenhänge zwischen der TOC_{KCl} -Fraktion und den NH_4^+ - N_{hwe} - bzw. NH_4^+ - N_{KCl} -Gehalten könnten ebenso auf die Feuchteheterogenität des Bodens zurückzuführen sein, wobei verschiedene Erklärungsmöglichkeiten existieren. Zum einen ist es denkbar, daß bei höheren Niederschlagssummen auch größere Anteile adsorbierten NH_4^+ - N_{KCl} in die Bodenlösung übergehen, zum anderen ist bei höherem Bodenwassergehalt auch eine reduzierte Nitrifikationsrate und damit verbunden ein relativ angereicherter NH_4^+ -N-Gehalt vorstellbar. Eine dritte plausible Möglichkeit ist in einer erhöhten Mineralisationsintensität infolge zunehmender Bodenfeuchtigkeit zu sehen. Diese Hypothese erscheint in Anlehnung an Kapitel 5.3 am wahrscheinlichsten.

Aufgrund seiner hohen Wasserlöslichkeit ist zu vermuten, daß Anteile des TOC_{KCl} auch im gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) enthalten sind. Dieser beeinflusst als Teil der gelösten organischen Substanz die Mobilisierung sowie den Transport von Nähr- und Schadstoffen (KALBITZ & KNAPPE, 1997) und ist im Vergleich zum TOC_{KCl} ungleich genauer erforscht. Der DOC umfaßt eine Vielzahl chemisch sehr unterschiedlicher organischer Verbindungen, die von einfachen Zuckern und Säuren bis hin zu hochmolekularen Huminstoffen reichen und bezüglich ihrer Hydrophobie sehr differenziert zu bewerten sind (MOORE & DALVA, 2001; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Innerhalb der organischen Bodensubstanz stellt er die labilste und demzufolge mobilste Kohlenstoffform dar (BOYER & GROFFMAN, 1996). Die Menge an freigesetztem DOC wird zum einen von den chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens bestimmt (JARDINE *et al.*, 1989; MOORE *et al.*, 1992; NELSON *et al.*, 1993; KAISER & ZECH, 2000; ANDERSSON & NILSSON, 2001) und zum anderen durch die Witterungsverhältnisse, der Vegetationsdecke und den Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusst (CHRIST & DAVID, 1996; KALBITZ & KNAPPE, 1997; LUNDQUIST *et al.*, 1999; KALBITZ *et al.*, 2000; KHOMUTOVA *et al.*, 2000). Nach RIFFALDI *et al.* (1998) beträgt der DOC gewöhnlich weniger als 1 % vom TOC. DALVA & MOORE (1991) fanden positive Korrelationen zwischen dem TOC-Gehalt eines Bodens und der mittleren DOC-Konzentration der Bodenlösung. KALBITZ & KNAPPE (1997) wiesen ebenfalls zur TOC_{hwe} -Fraktion positive Wechselwirkungen nach. Für den Boden des Untersuchungsgebietes können daher aufgrund der für ackerbaulich genutzte Böden großen TOC_{hwe} -Vorräte, aber auch wegen des geringen Tongehaltes, hohe DOC-Konzentrationen und damit verbunden beträchtliche C-Austräge abgeleitet werden. Da die im Sickerwasser der Versuchsfläche gemessenen $\text{DC}_{\text{Perk.}}$ -Werte jedoch neben den organischen C-Verbindungen auch die Konzentration an gelöstem CO_2 einschließen, sind sie nicht direkt mit den in der Literatur zu findenden DOC-Beträgen vergleichbar. Festzustellen ist aber, daß die von KALBITZ & KNAPPE (1997) sowie SCHEUNER (2004) unter Forstökosystemen ermittelten DOC-Konzentrationen deutlich über den $\text{DC}_{\text{Perk.}}$ -Werten des Untersuchungsareals liegen. RIFFALDI *et al.* (1998) bestimmten in landwirtschaftlich genutzten Böden der Toskana DOC-Konzentrationen zwischen 3 mg l^{-1} und 24 mg l^{-1} , was darauf hindeutet, daß die $\text{DC}_{\text{Perk.}}$ -Werte der Kreinitzer Sand-Braunerde (4 mg l^{-1} bis

25 mg l⁻¹) – anders als zuvor angenommen – nicht überdurchschnittlich hoch zu bewerten sind. Hierbei sei jedoch darauf hingewiesen, daß anlehnend an WESSEL-BOTHE *et al.* (2000) erhebliche Anteile der im Boden gelösten organischen Substanz an den Keramikköpfen der verwendeten Saugkerzen retardieren können, weswegen eine methodisch bedingte Unterschätzung der tatsächlichen DOC-Konzentrationshöhe nicht auszuschließen ist.

Unterschiede zwischen den Nutzungsformen zeichneten sich bezüglich des DC_{Perk.} nicht ab. Anlehnend an ZSOLNAY & GÖRLITZ (1994) ist bei stärkerer organischer Düngung mit einer DOC-Erhöhung zu rechnen. Auch die Inkulturnahme des Bracheareals brachte keine bemerkenswerte Veränderung der DC_{Perk.}-Konzentration mit sich. In allen Versuchsvarianten traten die höchsten DC_{Perk.}-Konzentrationen während der Sommermonate auf, was einerseits mit der im Sommer durchschnittlich geringeren Sickerwassermenge zu begründen ist und andererseits auf die mit zunehmender Temperatur steigenden Umsetzungsraten von organischer Substanz zurückgeführt werden kann. Es ist allerdings zu beachten, daß aus den jahreszeitlichen Schwankungen der DC_{Perk.}-Konzentration nicht unmittelbar auf eine klare Saisonalität der DOC-Konzentration geschlossen werden kann, da diese von der temperatur- und partialdruckabhängigen Menge an gelöstem CO₂ überlagert wird.

5.3 Stickstoff

5.3.1 Betrachtung der einzelnen Fraktionen, Transformations- und Verlagerungsprozesse

Der Stickstoff gehört zu den wichtigsten und problemreichsten Nährstoffen (KÖRSCHENS *et al.*, 1994). Im Boden ist er überwiegend in der organischen Substanz gebunden und unterliegt hier vielfältigen Umwandlungsprozessen. Er ist sowohl bei der ökologischen als auch bei der ökonomischen Standortsbewertung von zentraler Bedeutung. So übt er in seiner Rolle als Nährstoff zumeist einen positiven Einfluß auf die Ertragsfähigkeit eines Bodens aus, kann aber – insbesondere als NO₃⁻-N – auch zur Eutrophierung von Oberflächengewässern bzw. zur Minderung der Grundwasserqualität beitragen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Außerdem können in die Atmosphäre gelangende gasförmige N-Verbindungen wie N₂O eine Verstärkung des Treibhauseffektes bewirken (DICKINSON & CICERONE, 1986). Da Stickstoff in Böden überwiegend in organischer Form vorliegt, ist seine Umsetzung eng mit der Humusdynamik gekoppelt (DORAN, 1992; MARSCHNER & STAHR, 1992; APPEL, 1999; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Hieraus resultieren die starken korrelativen Bindungen zwischen TOC- und TN- bzw. TON-Gehalt. Folglich hängt die Menge des im Boden gespeicherten Stickstoffs – analog zum Kohlenstoff – ebenfalls von den klimatischen Gegebenheiten, der Bodentextur sowie der aktuellen Vegetationsdecke ab und wird oft noch in stärkerem Maße durch die Bewirtschaftungsintensität und die atmosphärischen N-Depositionen modifiziert.

Die untersuchte Kreinitzer Sand-Braunerde wies in 0-30 cm Tiefe einen durchschnittlichen TN-Gehalt von 600 mg kg⁻¹ auf. Dieser Betrag ist im Vergleich zu anderen landwirtschaftlich genutzten Böden des mitteleuropäischen Raumes als gering einzustufen. So liegen die von zahlreichen Autoren publizierten TN-Gehalte des Bearbeitungshorizontes ackerbaulich genutzter Braun- und Schwarzerden meist über 1000 mg kg⁻¹ (u. a. GISI *et al.*, 1979; KÖRSCHENS *et al.*, 1994; SCHIMMING *et al.*, 1995; BEYER & SIELING, 1998; KLIMANEK, 2000; LEINWEBER & SCHULTEN, 2000; SPIEGEL *et al.*, 2002; HEUMANN *et al.*, 2003; HEUMANN & BÖTTCHER, 2004a; ŠIMEK *et al.*, 2004). Auch im Ap-Horizont einer in Sachsen befindli-

chen und bodenartlich mit dem Untersuchungsareal vergleichbaren Tieflehm-Fahlerde sank der TN-Gehalt bei keiner der angewendeten Düngungsvarianten unter 750 mg kg^{-1} (BECKMANN *et al.*, 2001). Die Böden der hier aufgeführten Beispiele waren jedoch allesamt auch durch erheblich höhere TOC- und somit Humusgehalte gekennzeichnet. Da diese – entsprechend des zuvor erwähnten engen Zusammenhanges zwischen TOC- und TN-Fraktion – einen starken Einfluß auf die Menge des im Boden gebundenen TN nehmen, stellt der Humusgehalt bei der quantitativen Beurteilung des TN einen wichtigen Faktor dar. Folglich bestimmten PESCHKE & MOLLENHAUER (2000) in Oberböden humusärmerer (TOC-Gehalt zwischen 5800 mg kg^{-1} und 6200 mg kg^{-1}) Tieflehm-Fahlerden bzw. Sand-Braunerden Brandenburgs ebenso niedrigere TN-Gehalte (zwischen 430 mg kg^{-1} und 540 mg kg^{-1}) als im Boden der Versuchsfläche. Auch BACHINGER & AHRENS (1994) gaben für eine landwirtschaftlich genutzte Sandbänderbraunerde, welche in 0-10 cm Tiefe einen TOC-Gehalt von 8400 mg kg^{-1} aufwies, lediglich einen TN-Betrag von 660 mg kg^{-1} an. TESKE *et al.* (1988) und KANAL *et al.* (2003) stellten in sandigen Ackerböden bei Bad Salzungen bzw. Berlin-Dahlem ähnliche TN-Gehalte wie im Boden des Kreinitzer Untersuchungsgebietes fest. Unterschiede traten jedoch bezüglich des TOC-Gehaltes auf. Während die erstgenannten Autoren mit 9200 mg kg^{-1} etwas höhere TOC-Beträge ermittelten, lagen die von KANAL *et al.* (2003) für den Bearbeitungshorizont angegebenen TOC-Werte je nach Düngungsart zwischen 5200 mg kg^{-1} und 6200 mg kg^{-1} und somit also deutlich unter dem mittleren Niveau des im Rahmen dieser Studie untersuchten Bodens (vgl. Abb. 7). In den Sandböden des Thyrower Dauerversuchs (Brandenburg) wurden vergleichbare TN-Gehalte erst nach massiver organo-mineralischer Düngung erreicht (BENKENSTEIN *et al.*, 1996).

Ähnlich dem TOC verlaufen bewirtschaftungsbedingte Änderungen des TN-Gehaltes sehr langsam (KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999). Ferner wird er nach KUNTZE *et al.* (1994) ebenfalls im jahreszeitlichen Verlauf als relativ konstante Größe angesehen. Im Gegensatz zu LANDGRAF (2001a), der während der ersten Brachephase von 1996 bis 1998 (vgl. Kapitel 3.1.1) in 0-30 cm Tiefe einen leicht ansteigenden bzw. stabil bleibenden TN-Gehalt registrierte, deutete sich im Laufe dieser Forschungsperiode bei allen Versuchsvarianten ein insgesamt schwach rückläufiger Trend an. In der Tiefenstufe 0-10 cm wurden die nutzungsbedingten Unterschiede mit zunehmender Versuchsdauer größer. Insbesondere die extensive Bewirtschaftungsform hob sich im letzten Untersuchungsjahr sowohl bezüglich des TN-Gehaltes als auch hinsichtlich der TON-Fraktion signifikant von der Brachevariante ab. Eine solche nutzungsspezifische Differenzierung war aufgrund der brachebedingten Humusanreicherung – deren Ursachen bereits im Abschnitt 5.2 ausführlich diskutiert wurden – zu erwarten. Dementsprechend bestimmten beispielsweise auch GISI *et al.* (1979), TIESSEN *et al.* (1982), FRANZLUEBBERS *et al.* (2000), FRIEDEL & SCHELLER (2002) sowie LANDGRAF & KLOSE (2002) unter Brache bzw. Grassland höhere TN-Gehalte als in vergleichbaren Böden ackerbaulich genutzter Flächen. Anlehnend an MARSCHNER & STAHR (1992) ist in Dauerbrachen allgemein mit einer jährlichen Erhöhung des TN-Gehaltes um durchschnittlich 10 mg kg^{-1} bis 40 mg kg^{-1} zu rechnen. Eine derart kontinuierliche Steigerung konnte während dieser Untersuchungsperiode nicht nachvollzogen werden. Zu begründen ist dies sicherlich einerseits mit der historisch belegbaren Überdüngung des Versuchsareals (vgl. Kapitel 5.2 und LANDGRAF, 2001a), welche vermutlich bereits vor der Brachlegung eine Zunahme des TN bewirkte. Andererseits erscheint es prinzipiell schon wegen der natürlichen Standortheterogenität kaum möglich, Gehaltsänderungen dieser Größenordnung binnen eines dreijährigen Forschungszeitraumes eindeutig nachzuweisen.

Vor dem Hintergrund, daß die Einrichtung von Sukzessionsbrachen zumeist eine Erhöhung des TN-Vorrates zur Folge hat, stellt die Verringerung des TN-Gehaltes im extensiv bzw.

intensiv bewirtschafteten Boden eine logische Konsequenz der Wiederinbetriebnahme vormals stillgelegter Flächenteile dar. Überdies wird hierdurch die Annahme untermauert, daß die TN-Gehalte der Kreinitzer Sand-Braunerde bereits vor der Flächenstillegung für diesen Standort überdurchschnittlich hoch waren. Nach den Simulationsergebnissen des Modells CANDY ist im Boden dieser Versuchsvarianten mittelfristig auch weiterhin eine Reduzierung des TN-Vorrates wahrscheinlich, wobei sich die Absolutwerte der extensiven und intensiven Nutzungsform nur unwesentlich voneinander unterscheiden (vgl. Abb. 45). Konträr hierzu werden unter Brache seit Beginn des Simulationszeitraumes im Jahr 1999 stetig steigende Werte prognostiziert. Dies erscheint angesichts der vorliegenden Meßwerte, insbesondere im Hinblick auf die Intensität der Zunahme, zweifelhaft.

Analog zu den Berechnungen des Modells CANDY verliefen die Änderungen der gemessenen TN-Gehalte zwischen den bewirtschafteten Versuchsvarianten weitestgehend parallel. Lediglich am Ende des Untersuchungszeitraumes traten in 0-10 cm Tiefe statistisch belegbare Differenzen auf. Hieraus kann geschlußfolgert werden, daß die Höhe des TN-Gehaltes sowohl durch die Fruchtfolge, wie auch durch die angewandten Düngungssysteme – zumindest kurz- bis mittelfristig – nur in geringem Maße beeinflußt wird. Hingegen geht von den bodenbearbeitenden Maßnahmen höchstwahrscheinlich eine stärkere Beeinträchtigung aus (SAINJU *et al.*, 2002). Nach DORAN (1992) ist deren Wirkungsstärke auf den TN-Gehalt vor allem in frisch umgebrochenen Grünland- bzw. Bracheböden erheblich. So ist anzunehmen, daß die im Rahmen der extensiven und intensiven Bewirtschaftungsweise durchgeführten Lockerungsmaßnahmen insbesondere in 0-10 cm Tiefe eine Abnahme des TN-Gehaltes bewirkten. Ursache hierfür ist vermutlich eine mit zunehmender Bodenbearbeitung einhergehende Steigerung der N-Mineralisation, welche in unterschiedlich bearbeiteten Böden sogar zu einer Veränderung der N-Dynamik im Jahresverlauf führen kann (SPIEGEL *et al.*, 2002). Darüber hinaus stellten FREDE *et al.* (1994) auch eine Erhöhung der vertikalen Inhomogenität fest. So ermittelten die Autoren im Oberboden nicht oder reduziert bearbeiteter Ackerflächen eine stärkere räumliche Differenzierung des TN-Gehaltes als in konventionell gepflügten Böden. Ähnliche Beobachtungen konnten mit zunehmender Untersuchungsdauer ebenfalls im Boden der Brachevariante gemacht werden. Bestehende Ungleichheiten zwischen extensiver und intensiver Nutzungsform können indes nicht auf abweichende physikalische Bodenstörungen zurückgeführt werden, da die Lockerungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Intensität und zeitlichen Variabilität nur geringfügig voneinander divergierten (vgl. Tab. 3 und 4).

Wie bereits erwähnt, liegt der im Boden befindliche TN überwiegend in organischer Form vor (APPEL, 1999). Folglich nahm auch die TON-Fraktion der Kreinitzer Sand-Braunerde mindestens 90 %, meist sogar über 98 % des TN ein. Hieraus resultieren die hochsignifikanten Wechselbeziehungen zwischen TN- und TON-Gehalt, welche mit Hilfe der durchgeführten Korrelationsanalysen eindrucksvoll aufgezeigt werden konnten. Somit wird klar, daß Informationen zur Dynamik und Zusammensetzung des TON wesentlich zu einem besseren Verständnis des N-Kreislaufes beitragen. Die chemische Zusammensetzung der organischen N-Verbindungen im Boden ist allerdings nach LEINWEBER & SCHULTEN (2000) bisher nur unzureichend bekannt, da 20 % bis 35 % des TON nicht hydrolysiert und demzufolge mit naßchemischen Methoden auch nicht identifiziert werden können. Der Hauptanteil des TON ist vermutlich in Form von Amidstrukturen stabilisiert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). SCHULTEN & SCHNITZER (1998) gehen davon aus, daß der TON aus ca. 40 % eiweißhaltigen (Proteine, Peptide) und 35 % heterozyklischen Verbindungen (Purine, Pyrimidine) sowie aus 19 % Ammoniak-N und 5 % bis 6 % Amino-zuckern besteht. Generell sind organische N-Verbindungen maßgeblich an allen Auf-, Um- und Abbauprozessen der organischen Bodensubstanz beteiligt (ALDAG & KICKUTH, 1973).

Große Teile des TON sind jedoch sehr stark in Humuskomplexen fixiert, wodurch ihre Mineralisationsrate relativ niedrig ist. Anlehnend an AMELUNG (2003) ist es wahrscheinlich, daß die Mikroorganismen nach erfolgter Wiederinbetriebnahme ehemaliger Brache- flächen einen stärkeren Zugang zu diesen N-Bestandteilen erhielten, deren Abbaquote erhöhten und somit insgesamt eine Verringerung des TON- bzw. TN-Gehaltes verursach- ten.

Die Änderungen des TON-Gehaltes sind vermutlich – entsprechend dem TOC – mehrheitlich auf die Dynamik seines umsetzbaren Anteils (TON_{dec}) zurückzuführen. Auf- grund der korrelations- und faktoranalytischen Ergebnisse, nach denen sowohl TOC- und TOC_{hwe} -, als auch TON- und TON_{hwe} -Fraktion statistisch signifikant zusammenhängen, ist parallel zum Kohlenstoffkreislauf anzunehmen, daß über die Menge des im Boden gebun- denen TON_{hwe} ebenfalls Aussagen zu dessen TON_{dec} -Gehalt getroffen werden können. Unterstellt man für den Bearbeitungshorizont der Kreinitzer Sand-Braunerde ein durch- schnittliches TOC/TON-Verhältnis von 11,9 (vgl. Tab. 18), so beträgt gemäß Gleichung 13 (vgl. Kapitel 5.2) der inerte Teil des TON ca. 250 mg kg^{-1} . Mit Hilfe dieses Wertes lassen sich wiederum die TON_{dec} -Gehalte berechnen, welche – ungeachtet der Nutzungsform – Beträge von 240 mg kg^{-1} bis 440 mg kg^{-1} einnahmen und sich nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) damit im ökologischen Optimalbereich ackerbaulicher Produktionssysteme Mittel- deutschlands bewegten. Es sei jedoch darauf verwiesen, daß die von den Autoren angege- benen Werte auf TN- und nicht wie hier auf TON-Gehalte basieren. Daher sind die errechneten Beträge für den unmittelbaren Vergleich je nach Höhe des mineralischen Stickstoffs etwas nach oben zu korrigieren. Der mediane Umrechnungsfaktor zur Ermitt- lung des TON_{dec} -Gehaltes aus dem TON_{hwe} beträgt im Boden der Versuchsfläche 8,6. In Analogie zum Kohlenstoff handelt es sich hierbei um einen deutlich geringeren Multiplika- tor, als es nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) zu erwarten wäre. Zwar liegen die in 0-30 cm Tiefe gemessenen TN_{hwe} -Gehalte mit durchschnittlich 43 mg kg^{-1} im Bereich anderer gedüngter Ackerböden (SCHULZ, 1990; SCHULZ, 2002), doch spricht der niedrige Umrechnungsfaktor in Bezug auf den untersuchten Standort für untypisch hohe TN_{hwe} - Gehalte. Gestützt wird diese Vermutung durch den prozentualen Anteil des TON_{hwe} am TN, welcher im Bearbeitungshorizont zwischen 5 % und 7 % variierte und demzufolge selbst über den publizierten TN_{hwe} /TN-Verhältnissen anderer landwirtschaftlich genutzter Böden lag (KANDELER *et al.*, 1994; LEINWEBER *et al.*, 1995; SCHULZ, 2002). Entsprechend der C-Fraktion sind anscheinend auch die für diesen Standort überdurchschnittlich hohen TON_{hwe} -Gehalte auf die historisch bedingte Überdüngung des Versuchsflächenareals zu- rückzuführen. So gehen KÖRSCHENS *et al.* (1990) bei Daueranwendung von Gülle von einer beträchtlichen Zunahme der TOC_{hwe} -Fraktion aus.

Ferner machten jene Autoren darauf aufmerksam, daß es sich bei der TOC_{hwe} -Fraktion um eine von jahreszeitlichen Schwankungen relativ unabhängige Größe handelt, deren quanti- tative Änderungen Rückschlüsse auf den Versorgungszustand eines Bodens mit organi- scher Substanz (OBS) ermöglichen. Analog hierzu scheint nach den Ergebnissen dieser Studie ebenfalls die TON_{hwe} -Fraktion, welche von zahlreichen Autoren als kurz- bis mittel- fristig nachlieferbare N-Ressource angesehen wird (u. a. BRONNER & BACHLER, 1979; BEHM, 1988; FREYTAG *et al.*, 1989; LEINWEBER *et al.*, 1995; MANZKE, 1995; WODSAK, 1997; SCHULTEN & LEINWEBER, 1999; KOCH *et al.*, 2002), eine verhältnismäßig hohe Independenz gegenüber kurzfristig wirkenden wirtschaftlichen und umweltbedingten Ein- flußfaktoren zu besitzen. Die engen korrelativen Beziehungen zwischen TOC_{hwe} - und TON_{hwe} -Gehalt bestätigen diese Annahme. Auf Grundlage der errechneten starken Bin- dungen zwischen TON_{hwe} und TOC, die vermutlich indirekt über Korrelationen zur TOC_{hwe} - bzw. TON-Fraktion zustande kamen, erscheint es außerdem denkbar, den OBS-

Versorgungsgrad eines Bodens anhand des TON_{hwe} -Gehaltes charakterisieren zu können. Dies deutete sich bereits in den Forschungsergebnissen von LANDGRAF (2001a) an, der im Bereich des Untersuchungsgebietes auch TN_{hwe} -Bestimmungen in Abhängigkeit vom Bodentyp (vgl. Kapitel 2.3) durchführte. Sie zeigen, daß Areale, welche durch eine humose Sand-Braunerde geprägt waren, in 0-10 cm Tiefe deutlich höhere TN_{hwe} -Vorräte aufwiesen als Flächenabschnitte, in denen eine „normale“ Sand-Braunerde ausgeschieden wurde. Nach den Resultaten der Hauptkomponentenanalyse besitzt die Beziehung zwischen Humus- und TON_{hwe} -Gehalt insbesondere auf Standorten mit geringer landwirtschaftlicher Nutzungsintensität (wie Bracheflächen) eine große Wichtigkeit.

Darüber hinaus konnte mit Hilfe der Diskriminanzanalyse aufgezeigt werden, daß sich der TON_{hwe} hervorragend eignet, um vergleichbare Standorte anhand ihrer differierenden Bewirtschaftung voneinander zu unterscheiden. Auch der TN zeichnete sich durch eine hohe Trennkraft aus. Da sich jedoch nutzungsbedingte Änderungen des TN-Gehaltes zunächst auf seinen umsetzbaren Teil beschränken, reagiert der TON_{hwe} wesentlich sensibler auf Bewirtschaftungsumstellungen. Kurzfristige Schwankungen der mineralischen N-Fractionen spiegeln sich im TON_{hwe} -Gehalt allerdings nur in geringem Maße wider. Erheblich stärker kommen sie im TN_{hwe} zum Ausdruck. Deshalb verwundert es nicht, daß diesem insgesamt eine noch stärkere diskriminatorische Bedeutung als dem TON_{hwe} -Gehalt beizumessen ist. Besonders ausgeprägt war das Klassifikationsvermögen des TN_{hwe} bei den Beprobungsterminen im Mai. Dies kann höchstwahrscheinlich zum einen auf die düngungsbedingte Zufuhr von mineralischem Stickstoff zurückgeführt werden und steht vermutlich zum anderen ebenso in kausalem Zusammenhang mit nutzungsdifferenzierten N-Mineralisations- bzw. N-Immobilisationsraten, deren Intensität laut SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) in europäischen Böden während der Frühjahrsmonate am höchsten ist. Zusammenfassend ist festzustellen, daß mittels des TN_{hwe} sowohl Veränderungen im Humusgehalt als auch kurzfristige, meist düngungsabhängige Schwankungen des mineralischen N-Gehaltes reflektiert werden können. In Anlehnung an die vorliegenden Ergebnisse stellt dieser N-Parameter aufgrund seiner sensitiven Eigenschaften daher die geeignetste Größe dar, um den nutzungsspezifischen Einfluß hinsichtlich des N-, aber auch des C-Kreislaufes quantitativ beurteilen zu können. Durch die Gegenüberstellung der diskriminanzanalytischen Resultate mit den Ergebnissen des Mann-Whitney-U-Tests wird jedoch ersichtlich, daß die hohe nutzungsbezogene Trennkraft des TON_{hwe} - bzw. TN_{hwe} -Gehaltes nur in Kombination mit weiteren Bodenparametern vollständig zum Tragen kommt. So war es im Hinblick auf diese N-Fractionen nicht möglich, nur durch die alleinige Anwendung des einfachen verteilungsunabhängigen U-Tests bei allen Beprobungsterminen signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten nachzuweisen. Hingegen konnten mit Hilfe der Diskriminanzanalyse, welche die Berücksichtigung aller erhobenen Merkmalsvariablen erlaubt, bis zu 100 % der Meßdaten korrekt der entsprechenden Nutzungsform zugeordnet werden. Hierbei sank die durchschnittliche Klassifikationsgüte tendenziell mit zunehmender Bodentiefe. Wie die im Anhang befindlichen Tabellen A117 bis A129 zeigen, haben zahlreiche Bodenparameter allerdings oftmals nur eine geringe diskriminatorische Bedeutung und tragen deshalb nur unerheblich zu einer signifikanten Trennung bei. Folglich war die Einbeziehung der jeweils 6 diskriminatorisch wichtigsten Größen für eine gute nutzungsorientierte Klassifikation der analysierten Daten zumeist ausreichend. Hierbei spielten die Fraktionen des N-Kreislaufes eine tragende Rolle, wobei der TN_{hwe} -Gehalt allgemein die herausragendste Stellung einnahm. Dies steht in Kontrast zu Untersuchungen anderer Autoren, die – wie beispielsweise GHANI *et al.* (2003) – den TOC_{hwe} zur Beurteilung der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität favorisierten. Die Tatsache, daß die Versuchsvarianten auf Basis der ermittelten Bodenparameter in 0-10 cm Tiefe bereits 2 Jahre nach Inkulturnahme der Bracheflächen vollständig voneinander iso-

liert werden konnten (vgl. Tab. A117b), läßt auf eine starke und wirkungsschnelle bewirtschaftungsspezifische Modifikation des untersuchten Bodens schließen. Da diese bei Betrachtung eines einzelnen Parameters häufig nicht statistisch zu belegen ist, erscheint es für eine umfassende Bewertung des Nutzungseinflusses sinnvoll und hilfreich – zumindest ergänzend – stets auch multivariate Analyseverfahren anzuwenden.

Kenntnisse über die chemische Zusammensetzung des TN_{hwe} würden bei Nutzungsänderungen bzw. Bewirtschaftungsumstellungen neben quantitätsbezogenen Aussagen ebenfalls eine qualitative Analyse ermöglichen. Bislang beschäftigten sich jedoch nur wenige Forschungsarbeiten mit diesem Thema. Wie schon in Kapitel 5.2 geschildert, bilden nach LEINWEBER *et al.* (1995) N-haltige Verbindungen wie Aminogruppen und Amide substantiell wichtige Bestandteile des Heißwasserextraktes. LANDGRAF *et al.* (200_) untersuchten unter Verwendung eines Pyrolyse-Feld-Ionisations-Massenspektrometers (Py-FIMS) die Zusammensetzung der heißwasserextrahierbaren organischen Substanz in den Auflagehorizonten eines Altbuchenbestandes und konnten fast 60 % der organischen Substanzen verschiedenen Stoffgruppen zuordnen. Hiervon waren ca. 6,5 % heterozyklische N-Verbindungen und 3,2 % Peptide. Da anzunehmen ist, daß die prozentualen Anteile der einzelnen Verbindungsklassen zwischen Waldhumusauflagen und mineralischen Oberbodenhorizonten landwirtschaftlicher Standorte variieren, können die Angaben nicht direkt auf das Kreinitzer Untersuchungsgebiet übertragen werden. Überdies ist nicht geklärt, welche Auswirkungen Nutzungswechsel auf die Zusammensetzung des Heißwasserextraktes haben. Den bisher zur TN_{hwe} -Fraktion publizierten Ergebnissen sind hierzu keine detaillierten Informationen zu entnehmen. Daher lassen sich auf Grundlage der vorliegenden Daten keine literaturgestützten Hypothesen zu einer eventuellen nutzungsbedingten Veränderung der TN_{hwe} -Zusammensetzung ableiten. Fest steht, daß ein gewisser Teil des TN_{hwe} mineralischer Natur ist. Dieser Anteil bewegte sich im Oberboden der Kreinitzer Sand-Braunerde zwischen knapp 10 % und 45 %, wobei die NO_3^- - N_{hwe} -Fraktion vor allem in den extensiv und intensiv bewirtschafteten Parzellen größtenteils dominierte. Nicht vollständig geklärt ist demzufolge der strukturelle Aufbau des TON_{hwe} . Korrespondierend zum TOC_{hwe} -Gehalt enthält vermutlich auch dieser Teile der mikrobiellen Biomasse (LEINWEBER *et al.*, 1995). Die errechneten positiven Korrelationen zwischen TON_{hwe} - und N_{mic} -Gehalt untermauern diese Annahme. Anlehnend an SCHULZ (1997) ist ferner davon auszugehen, daß Teile des TON_{hwe} hydrolysierbaren organischen Verbindungen entstammen. In Bezug auf die Höhe der hydrolysierbaren Aminosäuren gelang es FRIEDEL & SCHELLER (2002), enge Beziehungen zum nutzungsabhängigen TN-Gehalt eines Bodens nachzuweisen. Somit kann analog zu den Forschungsergebnissen jener Autoren angenommen werden, daß mit dem Umbruch der Bracheflächen auch eine Reduzierung dieser hydrolysierbaren TON_{hwe} -Formen einherging. Ob ebenfalls deren Zusammensetzung durch die Nutzungsänderung beeinflusst wurde, hängt anscheinend von der Menge des dem TON_{hwe} zugehörigen N_{mic} ab. Je höher diese ist, desto wahrscheinlicher sind qualitative Unterschiede des hydrolysierbaren TON_{hwe} -Anteils. Begründet liegt diese Vermutung abermals in den Ergebnissen von FRIEDEL & SCHELLER (2002), welche die Einflußnahme von Landnutzungssystemen ebenfalls auf die Muster hydrolysierbarer Aminosäuren untersuchten. So konnten sie bezogen auf den Gesamtboden zwar keine nennenswerten Differenzen aufdecken, stellten aber bei den hydrolysierbaren Aminosäuren, die ihren Ursprung in der mikrobiellen Biomasse hatten, eine hohe Variabilität fest.

Untersuchungen verschiedener Autoren (KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999; LANDGRAF, 2001a; SCHULZ, 2002) haben gezeigt, daß sich Düngungsmaßnahmen allgemein in einer Erhöhung des TN_{hwe} -Gehaltes äußern. Ein Vergleich der im Rahmen dieser Studie separat dargestellten Entwicklungsgänge von TN_{hwe} - und TON_{hwe} -Gehalt führt zu der Annahme, daß dieser

Anstieg zu einem hohen Anteil auf einer Zunahme der mineralischen Komponente beruht. Indes verlaufen hierauf gründende Erhöhungen der TON_{hwe} -Fraktion zwar meist parallel, jedoch verhältnismäßig schwächer und beruhen vermutlich vornehmlich auf einer Anhebung der mikrobiellen N-Immobilisationsrate (MENGEL, 1984; ENGELS & KUHLMANN, 1993; PESCHKE & MOLLENHAUER, 1998; BLANKENAU & KUHLMANN, 2000; KING *et al.*, 2001; PESCHKE & SCHMIDT, 2004). Nach Forschungen von BLANKENAU *et al.* (2000) kann die mikrobielle Immobilisation düngungsbürtigen mineralischen Stickstoffs zwischen 54 % und 97 % der Gesamt-Netto-N-Immobilisation betragen. Besonders hohe N-Immobilisationsraten stellten die Autoren zwischen März und Ende April – nach der gewöhnlich ersten N-Applikation – fest, da in dieser Zeit das Pflanzenwachstum und damit auch die N-Aufnahme der Vegetation noch gering ist.

Fernerhin scheinen Leguminosen einen Anstieg des TON_{hwe} -Gehaltes zu bewirken. So hatte der Anbau von Körnererbsen im 0-10 cm tiefen, extensiv bewirtschafteten Boden eine beträchtliche Zunahme dieser N-Fraktion zur Folge. Ursache hierfür ist die biologische Bindung atmosphärischen molekularen Stickstoffs, zu welcher unter anderem auch die mit den Leguminosen in Symbiose lebenden Rhizobien (Knöllchenbakterien) befähigt sind. Die symbiontische N_2 -Fixierung bei Leguminosen ist ein fein regulierter Prozeß, der einen massiven Substanzumsatz in der Pflanze beinhaltet (SCHULZE, 2004). Weltweit werden auf dem Festland jährlich zwischen $100 \cdot 10^6$ t und $290 \cdot 10^6$ t des molekularen Luftstickstoffs biologisch gebunden (CLEVELAND *et al.*, 1999). Davon werden nach JENKINSON (2001) ungefähr $40 \cdot 10^6$ t bis $48 \cdot 10^6$ t durch landwirtschaftliche Kulturarten fixiert. Die zusätzliche N-Quelle spiegelte sich auch in den Phytomasseuntersuchungen dieser Arbeit wider. So wiesen die angebauten Erbsenpflanzen deutlich höhere N_{phyt} -Gehalte bzw. wesentlich engere $(\text{C/N})_{\text{phyt}}$ -Verhältnisse als das parallel analysierte Pflanzenmaterial der anderen Versuchsvarianten auf. Sowohl der vor der Ernte (August 2001) ermittelte Trockenmassevorrat als auch der entsprechende N_{phyt} -Vorrat lagen annähernd im Bereich der Forschungsergebnisse von REITER *et al.* (2002), welche die N_2 -Fixierung von Körnererbsen in Abhängigkeit der Bearbeitungsintensität auf einer eutrophen Parabraunerde Niedersachsens quantifizierten. Nach Untersuchungen von KADIATA *et al.* (2002) an Ackerbohnen (*Vicia faba* L.) ist es denkbar, daß die im Vorfeld der Körnererbssenaussaat stattgefundene Einarbeitung von Gelbsenf (vgl. Tab. 4) eine Beeinträchtigung der N_2 -Fixierung zur Folge hatte. Dagegen sprechen die publizierten Ergebnisse von SINGH *et al.* (2004), die bei Sojabohnen (*Glycine max* L.) nach erfolgter Gründüngung eine Steigerung der N_2 -Bindungsrate beobachteten. Eine diesbezügliche Einschätzung der auf den extensiv genutzten Parzellen angebauten Körnererbsen ist schwierig, da klare datengestützte Aussagen über die Höhe des biologisch gebundenen und damit in den Boden gelangenden Stickstoffs bei der hiesigen Studie nicht getroffen werden konnten. Interessant ist allerdings weniger der Fakt einer symbiontisch bedingten Erhöhung des Bodenstickstoffgehaltes, sondern vielmehr deren zeitlicher Verlauf während der Wachstumsperiode. Der Anstieg des TON_{hwe} fand im Boden der extensiven Nutzungsform schon vor der Ernte und damit vor dem Absterben bzw. Unterpflügen der mit Stickstoff angereicherten Phytomasse statt. Als Ursache hierfür könnte der allmähliche Zerfall der an den Wurzeln befindlichen Knöllchen angeführt werden. Dieser beginnt nach MENGEL (1984) aber erst mit dem Eintritt der Wirtspflanze in die generative Phase. Da jedoch bereits Anfang Mai, also vor der Hauptblütezeit, eine signifikante Zunahme der TON_{hwe} -Fraktion verzeichnet werden konnte, ist diese Begründung so nicht nachvollziehbar. Es ist eher wahrscheinlich, daß die TON_{hwe} -Erhöhung auf der Zersetzung absterbender Feinwurzeln und der Abgabe stickstoffreicher Wurzelexsudate beruht. Letztgenanntes würde auch mit der in Kapitel 5.2 angeführten literaturgestützten Hypothese konform gehen, nach welcher Wurzelexsudate wichtige Bestandteile des Heißwasserextraktes ackerbaulich genutzter Mineralböden darstellen. Schon KHAN *et al.* (2002)

machten darauf aufmerksam, daß den Wurzeln, Knöllchen und Rhizodepositionen im Hinblick auf die biologische N_2 -Fixierung möglicherweise eine größere Bedeutung als den eingearbeiteten Blatt- und Sproßresten zukommt. Nach Untersuchungen von MAYER *et al.* (2003a) umfaßt der Betrag an wurzelbürtigem Stickstoff ungefähr 12 % bis 16 % des in den jeweiligen Leguminosenarten gebundenen Gesamtstickstoffs. Hierbei variieren sowohl die absolute Menge (MAYER *et al.*, 2004) als auch die Zusammensetzung (MERBACH *et al.*, 1999; GRANSEE & WITTENMAYER, 2000) der Wurzelexsudate je nach Pflanzenart. So geben Körnererbsen im Vergleich zu Ackerbohnen und Weißen Lupinen (*Lupinus albus* L.) mit den Rhizodepositionen relativ weniger Stickstoff in den Boden ab (MAYER *et al.*, 2004). Die meisten dieser wurzelbürtigen N-Verbindungen werden von leicht abbaubaren Aminosäuren und Amiden gebildet (GRANSEE & WITTENMAYER, 2000) und verbleiben im Gegensatz zum entsprechenden Kohlenstoff länger im Boden (MAYER *et al.*, 2004). Nach letztgenannten Autoren werden diese N-Verbindungen vermutlich schnell in die mikrobielle Biomasse eingebaut und stellen anschließend als mikrobielle Residuen, welche nach JÖRGENSEN (1995) bzw. JÖRGENSEN *et al.* (1995) aus mikrobiellen Exoenzymen, Schleimhüllen und mikrobieller Nekromasse bestehen, einen leicht dekompostierbaren Teil der organischen Bodensubstanz dar. Dies würde bedeuten, daß die während der Vegetationsphase stattgefundenen Zunahme des TON_{hwe} -Gehaltes auf einer Erhöhung der mikrobiellen Bio- und Residualmasse basierte, deren Ursprung wiederum vornehmlich in den wurzelbürtigen N-Verbindungen zu suchen ist. Die Integration von Leguminosen in die Fruchtfolge bewirkte aber weder eine bemerkenswerte Erhöhung des C_{mic} -, noch des N_{mic} -Gehaltes (vgl. Abb. 22 und 23). Indes läßt der Anstieg des metabolischen Quotienten (vgl. Abb. 25) bezüglich des mikrobiellen Stoffabbaus auf eine Abnahme der energetischen Effizienz schließen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Eine solche Folgerung erscheint jedoch im Hinblick auf die parallel verlaufende Steigerung des TIN_{hwe} - bzw. TIN_{KCl} -Gehaltes keinesfalls plausibel. Vielmehr weist die deutlich erhöhte Mineralisationsrate auf eine Verstärkung der mikrobiellen Abbauleistungen hin. Die unter extensiver Bewirtschaftung stattgefundenen Zunahme des metabolischen Quotienten von Oktober 2000 zu Mai 2001 gründet auf einer erhöhten Atmungsaktivität (vgl. Abb. 24) bei – konträr zu den anderen Nutzungsformen – gleichbleibender mikrobieller Biomasse. Dies könnte auch auf einer durch Leguminosen hervorgerufenen Förderung einzelner Organismengruppen beruhen. So ist seit Längerem bekannt, daß Pflanzen durch Aufnahme und Abgabe von Nährstoffen die bodenmikrobielle Gemeinschaft direkt beeinflussen können (LYNCH, 1994). Eine Reihe durchgeführter Studien zeigen, daß speziell in der Rhizosphäre zahlreiche wichtige Bakterienstämme innerhalb nur weniger Millimeter präsent sind (MACRAE *et al.*, 2000), bzw. daß die Wurzeln die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft bis mehrere Millimeter in den Boden hinein beeinflussen können (KANDELER *et al.*, 2002). SPEHN *et al.* (2000) schrieben anhand ihrer Untersuchungen zu möglichen Wechselbeziehungen zwischen Vegetation und mikrobieller Gemeinschaft den Leguminosen eine Schlüsselrolle zu. Diesbezüglich genauere Aussagen traf HEDLUND (2002). Sie vermutete, daß Leguminosen allgemein Bakterien fördern und Arbuskuläre-Mykorrhiza-Pilze unterdrücken. Da Bakterien an der mikrobiellen Biomasse im allgemeinen einen mengenbezogenen Anteil von lediglich 25 % bis 50 % einnehmen (GISI, *et al.*, 1990), andererseits – im Vergleich zu Pilzen – wesentlich größere Beträge der aufgenommenen Nahrung veratmen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002), könnte sich die Förderung einzelner am Stoffabbau beteiligter Bakterienstämme in höheren Respirationswerten äußern, ohne eine signifikante Anhebung des C_{mic} -Gehaltes zu bewirken. Gleichzeitig ist die geringe Erhöhung der N_{mic} -Fraktion ein Anzeichen dafür, daß der Anstieg des TON_{hwe} -Gehaltes größtenteils auf einer Zunahme der mikrobiellen Residualmasse fußt. Dies wiederum weist darauf hin, daß die Mikroorganismen der extensiv genutzten Versuchsvariante einer rapiden Umsetzungsgeschwindigkeit unterlagen, was ebenfalls für ein gehäuftes Auftreten von Bakterien

(r-Strategen) spricht, da jene nach GISI *et al.* (1990) speziell in der Rhizosphäre durch kurze Generationszeiten gekennzeichnet sind. Weil jedoch bei den Nicht-Leguminosen der intensiven Bewirtschaftungsform derartige N-Umsätze nicht festgestellt werden konnten, heißt dies im weiteren aber auch, daß Leguminosen entweder vergleichsweise größere Wurzelexsudatmengen produzieren, ihre Rhizodepositionen durch höhere N-Konzentrationen geprägt sind oder die von ihnen abgegebenen N-Verbindungen in stärkerem Maße von den Mikroorganismen aufgenommen werden. Die ersten zwei Vermutungen sind nach den Forschungsergebnissen von JENSEN (1996) eher unwahrscheinlich. So wiesen die vom Autor bei Körnererbsen und Wintergerste ermittelten N-Rhizodepositionsgehalte hinsichtlich ihres prozentualen Anteils am Gesamtstickstoffgehalt der Pflanzen nur geringfügige Unterschiede auf. Hierbei ist jedoch vorauszusetzen, daß die erwartungsgemäß höheren N_{phyt} -Gehalte der Körnererbsenpflanzen durch ihre meist niedrigeren Trockenmassevorräte kompensiert werden.

Wie schon erwähnt, sind die in der mikrobiellen Residualmasse gespeicherten N-Verbindungen laut MAYER *et al.* (2004) durch eine geringe Abbauresistenz gekennzeichnet. Hierauf deutete auch die verhältnismäßig schnelle Abnahme der TON_{hwe} -Fraktion hin, die sich auf der extensiv genutzten Versuchsvariante noch während des Körnererbsenanbaus einstellte. Konträr zu den Untersuchungen jener Autoren verhielt sich hingegen die Länge der mikrobiell bedingten Festlegung des aus eingearbeiteten Pflanzenteilen stammenden Stickstoffs. So wurde die Phytomasse bei MAYER *et al.* (2004) im Rahmen eines Inkubationsversuches rasch durch die Mikroorganismen aufgenommen. Bezüglich der Pflanzensubstanz von Körnererbsen blieben hiervon während der gesamten dreimonatigen Inkubationszeit signifikante Mengen als Teil der organischen Bodensubstanz erhalten. Diese standen theoretisch – wie auch entsprechende Forschungen von MAYER *et al.* (2003b) praktisch zeigten – nach erfolgter Remineralisation nachkommenden Fruchtarten zur Verfügung. In dieser Studie konnte nach Einarbeitung der Körnererbsen eine derartige Festlegung des in den Leguminosen fixierten Stickstoffs nicht nachvollzogen werden. Demgemäß wurden knapp 3 Monate nach der Ernte (Oktober 2001) sowohl in 0-10 cm als auch in 10-30 cm Bodentiefe geringere TON_{hwe} -Gehalte als im August 2001 bestimmt. Die während der folgenden Winter- und Frühjahrsmonate im Perkolat der extensiven Bewirtschaftungsform gemessenen DIN_{Perk} -Konzentrationen (vgl. Abb. 34) weisen darauf hin, daß organischer Stickstoff zwar in erheblichen Größenordnungen mineralisiert, anschließend aber nicht immobilisiert sondern mit dem Sickerwasser ausgewaschen wurde. Der so verlorengegangene Stickstoff stand – entgegen den Untersuchungsergebnissen anderer Autoren (HAGGAR *et al.*, 1993; WANI *et al.*, 1995; MAYER *et al.*, 2003b) – der nachfolgenden Kultur nicht zur Verfügung. Diese Tatsache ist insbesondere für den organischen Landbau von großer praktischer Relevanz, da hierdurch die zielführende Düngewirkung des Leguminosenanbaus für diesen Standort in Frage gestellt wird.

Im 0-10 cm tiefen Bracheboden kam es im Jahr 2001 ebenfalls zu einer deutlichen Zunahme des TON_{hwe} -Gehaltes. Vermutlich ist auch dieser Anstieg zu einem Großteil auf das gebietsweise dominante Auftreten verschiedener Leguminosenarten zurückzuführen. Nach bislang unveröffentlichten Ergebnissen des Departments Biozönoseforschung vom Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) wies in dieser Zeit insbesondere die Zottige Wicke (*Vicia villosa* ROTH) sehr hohe Deckungsgrade auf. Der hohe Leguminosenanteil schlug sich allerdings nicht in den medianen N_{phyt} -Gehalten der Gesamtvegetation nieder. Nach HARTWIG *et al.* (1996) stellt die symbiontische N_2 -Fixierung die bedeutendste natürliche N-Quelle mitteleuropäischer Wiesenökosysteme dar. Anders als bei den Körnererbsen der extensiven Nutzungsform vollzog sich der Anstieg hier bis zum Herbst 2001. Grundend auf der zuvor diskutierten Hypothese könnte dies auf der längeren Wachstums-

periode der Brachepflanzen basieren, durch welche innerhalb eines Jahres die Eintragung größerer N-Rhizodepositionsmengen in den Boden ermöglicht wird. In diesem Zusammenhang spricht auch die Tatsache, daß bei den Herbstbeprobungen unter Brache zumeist signifikant höhere TON_{hwe} -Gehalte als im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten vorgefunden wurden, für eine kausale Verbindung zwischen N-Rhizodeposition und TON_{hwe} -Fraktion. Im Gegensatz zur extensiven Bewirtschaftungsart war der TON_{hwe} -Anstieg unter Brache auch mit einer Erhöhung des N_{mic} -Gehaltes gekoppelt, was auf eine vergleichsweise geringere Umsatzgeschwindigkeit der mikrobiellen Biomasse hinweist. Überdies konnte der im folgenden Winter und Frühjahr „zusätzlich“ mineralisierte Stickstoff besser durch die hier permanent vorhandene Vegetationsdecke aufgenommen werden, wodurch erheblich geringere N-Auswaschungsraten auftraten (vgl. Abb. 32). Auf die austragungsregulierende Wirkung der auf Wiesen- und Bracheflächen vorkommenden Nicht-Leguminosen wiesen unter anderem auch LEDGARD (2001) und OELMANN & WILKE (2003) hin. Je höher deren Anteil ist, desto niedriger ist der potentielle N-Auswaschungsverlust des durch die Leguminosen fixierten Stickstoffs. Nach der Stilllegung von Ackerflächen kommt es vor allem auf Sukzessionsbrachen zu markanten Artenverschiebungen, wobei bestimmte Pflanzenarten in gewissen Zeiträumen sehr hohe Deckungsgrade aufweisen können. Eine solche zeitliche Versetzung der Dominanzarten zeichnete sich ebenfalls auf den Bracheparzellen des Kreinitzer Untersuchungsgebietes ab und wurde von TISCHEW & SCHMIEDEKNECHT (1993) auch auf anderen Ackerbrachen des mitteldeutschen Trockengebietes beobachtet. In Folge zunehmender Dominanz und Beschattung durch Obergräser ist auf Dauerbrachen längerfristig mit einem Verlust des Leguminosenbestandes bis auf Rudimente zu rechnen (SCHUBERT *et al.*, 2003). Hierauf deuten auch die vegetationskundlichen Untersuchungen der Arbeitsgruppe Klotz (Department Biozönoseforschung/ UFZ), die während des Untersuchungszeitraumes auf dem Gebiet des Versuchsflächenareals durchgeführt wurden.

Ein weiterer – vermutlich indirekter – quantitativer Regulator des TON_{hwe} -Gehaltes stellt allem Anschein nach der Bodenwassergehalt dar. So konnten unter Anwendung der Korrelationsanalyse bei zahlreichen Beprobungsterminen signifikante positive Zusammenhänge zwischen diesen beiden Parametern nachgewiesen werden. Möglicherweise handelt es sich beim Bodenwassergehalt – speziell in der Kreinitzer Sand-Braunerde – um einen limitierenden Faktor für den mikrobiell gesteuerten Stoffabbau. Zwar ist der N-Mineralisationsprozeß nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) in einem weiten Bereich unabhängig von der Bodenfeuchtigkeit, doch ist bei einer starken Bodenaustrocknung zumindest eine Einschränkung der mikrobiellen Tätigkeit wahrscheinlich. Anzeichen hierfür sind auch die berechneten Korrelationen zwischen Bodenfeuchtigkeit und N_{mic} -Gehalt. Die mengenmäßig geringe Anzahl dieser signifikanten Wechselbeziehungen liegt dabei sicherlich zu einem Großteil in der Vorkonditionierung des Probenmaterials begründet (vgl. Abschnitt 3.2.2.1). Der Boden des Kreinitzer Untersuchungsgebietes ist aufgrund der für mitteleuropäische Verhältnisse niedrigen mittleren Jahresniederschlagssummen (vgl. Kapitel 2.2), verbunden mit dem vorherrschend sandigem Substrat, während niederschlagsarmen Jahresabschnitten durch auffallend geringe gravimetrische Wassergehalte gekennzeichnet. Im besonders trockenen Sommer 2003 betrugen diese oberhalb 30 cm Bodentiefe gerade einmal 3 % bis 4 %, was etwa 14 % bis 18 % der maximalen Wasserhaltekapazität entspricht. Es ist also davon auszugehen, daß – insbesondere nach trockenen Phasen – eine Erhöhung der Bodenfeuchtigkeit zu einem Anstieg der mikrobiellen Biomasse bzw. Residualmasse führt und damit mittelbar eine Zunahme des TON_{hwe} -Gehaltes bewirkt. Die ermittelten positiven Korrelationen zwischen dem Bodenwassergehalt und den bestimmten NH_4^+ -N-Fractionen sind ein Zeichen für die bodenfeuchtebezogene Abhängigkeit der Mineralisationsintensität. Das diese Wechselbeziehungen nicht auf einer

indirekten feuchtebedingten Minderung der Nitrifikation (BECK, 1979) beruhen, zeigen die positiven korrelativen Bindungen zum NO_3^- -N-Gehalt, welche hauptsächlich im extensiv und intensiv genutzten Boden aufgedeckt werden konnten. Allgemein kann – in Anlehnung an die Forschungsergebnisse von BIRCH (1958), DENEFF *et al.* (2001a) und OLFS *et al.* (2004) – insbesondere nach starken Schwankungen des Bodenwassergehaltes mit großen Mineralisationsschüben gerechnet werden. Unter der Annahme, daß nicht nur Teile der mikrobiellen Biomasse im TON_{hwe} integriert sind, sondern darüber hinaus Bestandteile dieser N-Fraktion eine direkte Nahrungsquelle der Bodenmikroorganismen darstellen, könnte eine gesteigerte N-Mineralisationsintensität jedoch auch eine Reduktion des TON_{hwe} -Gehaltes bedingen. Gegen diese Vermutung sprechen die vereinzelt aufgetretenen signifikanten positiven Beziehungen zum TN_{hwe} -Gehalt des Bodens, welche sich speziell bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten herauskristallisierten. Dies heißt allerdings nicht, daß die TON_{hwe} -Fraktion nur in sehr geringem Maße Mineralisationsprozessen unterlegen war. Es ist vielmehr ein Hinweis darauf, daß die Bildung mineralischen Stickstoffs mit einer parallel verlaufenden Bereitstellung leicht abbaubarer N-Verbindungen verknüpft ist. Folglich kann der Kreinitzer Sand-Braunerde ein beachtliches N-Nachlieferungspotential zugesprochen werden, welches wiederum auf hohe Umsetzungsgeschwindigkeiten der organischen Substanz hindeutet. Hierbei scheint die Nutzungsintensität Einfluß auf die Quantität und Schnelligkeit des Stoffumsatzes zu nehmen. So können bei intensiver Bewirtschaftung höhere Mineralisationsintensitäten als unter Brache angenommen werden (MARSCHNER & STAHR, 1992; STAHR *et al.*, 1992; BROLL & SCHREIBER, 1994; SAUER-BECK, 1997).

Da davon auszugehen ist, daß der durch höhere Bodenwassergehalte begünstigte Stoffabbau mittelbar ebenfalls mit einer stärkeren mikrobiellen N-Immobilisation verbunden ist, sind die positiven korrelativen Zusammenhänge zwischen Bodenfeuchtigkeit und TON_{hwe} -Fraktion sicherlich teilweise auch auf steigende mikrobielle N-Immobilisationsraten zurückzuführen. Begünstigt wird der N-Immobilisationsvorgang nach SCHUSTER & GARZ (1990) durch weite C/N-Verhältnisse der oberirdischen Phytomasse, welche speziell bei der Brachevariante oftmals deutlich über 30 lagen. Wegen der fortschreitenden Vergrasung und Verbuschung ist mit zunehmender Stilllegungsdauer ein durchschnittlicher Anstieg des $(\text{C/N})_{\text{phyt}}$ -Verhältnisses wahrscheinlich. Auch der Abbau des auf den extensiv und intensiv genutzten Parzellen untergepflügten Strohens ist höchstwahrscheinlich mit einer Anhebung der mikrobiellen N-Immobilisationsrate verbunden (THOMSEN, 1993; CHRISTENSEN & OLESEN, 1998; PRASAD *et al.*, 2001), wobei nach CHESHIRE *et al.* (1999) vor allem den Pilzen eine große Bedeutung zukommt. Schon ab einem $(\text{C/N})_{\text{phyt}}$ -Verhältnis oberhalb 20 ist in der Regel keine unmittelbare Netto-N-Mineralisation mehr im Boden meßbar, weil der freiwerdende Stickstoff sofort in der neugebildeten mikrobiellen Biomasse gebunden wird (SCHULZ, 1988; KLIMANEK, 1990). Der Einfluß abgestorbenen Pflanzenmaterials zeigt sich auch in der tiefenstufenspezifischen Häufung dieser korrelativen Bindungen. So konnten bei der intensiv bewirtschafteten Versuchsvariante durch die Einarbeitung der Ernterückstände vor allem in 10-30 cm Tiefe Wechselbeziehungen zwischen Bodenwassergehalt und TON_{hwe} -Fraktion errechnet werden. Hingegen traten diese unter Brache – bedingt durch die oberflächennahe Streuakkumulation – vornehmlich in der Tiefenstufe 0-10 cm auf.

Die Bodenfeuchtigkeit stand des weiteren oftmals in positivem Zusammenhang zum TN_{KCl} -Gehalt des Bodens. Begründet lagen diese Wechselbeziehungen vornehmlich in der mineralischen Komponente dieser N-Fraktion, welche – anders als beim TN_{hwe} – besonders im extensiv und intensiv genutzten Boden meist mehr als 50 % des TN_{KCl} -Gehaltes umfaßte. Hierdurch wird die zuvor diskutierte Hypothese untermauert, daß der Bodenwasserge-

halt des Kreinitzer Untersuchungsgebietes eine limitierende Größe für den mikrobiellen Stoffabbau darstellt. Auch jene in der intensiven Bewirtschaftungsvariante ermittelten negativen Korrelationen zwischen dem TN_{KCl} -Gehalt und der 4 Wochen vor jedem Beprobungstermin gefallenem Niederschlagssumme beruhten im wesentlichen auf der TIN_{KCl} - (speziell dem $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$) und nicht auf der TON_{KCl} -Fraktion. Ursache hierfür sind vermutlich niederschlagsbedingte Auswaschungsverluste anorganischer N-Verbindungen.

Aufgrund seines hohen Anteils an mineralischem Stickstoff handelt es sich bei dem TN_{KCl} um eine direkt und indirekt stark durch Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Düngungsmanagement und Witterungsverhältnisse geprägte Größe. Infolge dessen ist diese N-Fraktion im allgemeinen erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen unterlegen. Im Hinblick auf seine durchschnittliche bis gute diskriminatorische Bedeutung erscheint der TN_{KCl} -Gehalt durchaus geeignet, um als Spiegel – vor allem für kurzfristige nutzungsbedingte Änderungen des N-Haushaltes zu fungieren. Da jedoch – wie schon von LANDGRAF & KLOSE (2002) berichtet wurde – die TON_{KCl} -Fraktion nur ungenügend zu nutzungsspezifischen Modifikationen des Humusgehaltes sowie der mikrobiellen Biomasse in Beziehung steht, ist der TN_{hwe} als Sensitivitätsparameter zur Beurteilung des Bewirtschaftungseinflusses dem TN_{KCl} unbedingt vorzuziehen. Zwischen TN_{hwe} - und TN_{KCl} -Fraktion konnten bei etwa 50 % der Beprobungstermine signifikante Wechselbeziehungen nachgewiesen werden. Diese gründeten jedoch größtenteils auf Korrelationen der TIN -Gehalte. Auch die errechneten korrelativen Bindungen zwischen der TN_{KCl} -Fraktion und dem TN -Gehalt hängen mehrheitlich mit den Abweichungen des $\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{KCl}}$ bzw. $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ zusammen. Wie die Abbildung 47 zeigt, stellten die temporären Schwankungen der mineralischen N-Fractionen zumeist die Grundlage für die jahreszeitliche Heterogenität des TN -Gehaltes dar.

In Anlehnung an STANFORD (1982) und APPEL & MENGEL (1998) zählt die KCl-Extraktion zu den „milden“ Extraktionsverfahren, bei denen zumeist weniger als 2 % des im Boden befindlichen TON herausgelöst wird. Bei der Kreinitzer Sand-Braunerde nahm die TON_{KCl} -Fraktion generell weniger als 1 % des TN -Gehaltes ein. ZHONG & MAKESCHIN (2003) definierten den mittels Salzlösung extrahierbaren organischen Stickstoff als gelösten organischen Stickstoff im Sinne laboranalytischer Verfahren, wohingegen der DON dem unter natürlichen Bedingungen gelösten organischen Stickstoff der Bodenlösung entspricht. Laut MURPHY *et al.* (2000) sind diese gelösten N-Fractionen weder hinsichtlich ihrer Größe noch bezüglich ihrer strukturellen Zusammensetzung identisch. Nach APPEL (1998) und APPEL & MENGEL (1998) ist davon auszugehen, daß bei der KCl-Extraktion leicht mineralisierbare N-Fractionen erfaßt werden, die als Kenngröße für den leicht mineralisierbaren Stickstoff herangezogen werden können. Diese Annahme wird durch die Forschungsergebnisse von MENGEL *et al.* (1999), nach denen der CaCl_2 -extrahierbare organische Stickstoff zu annähernd 60 % aus Aminosäuren und Peptiden besteht, unterstrichen. Ebenso sind die von ZHONG & MAKESCHIN (2003) publizierten Ergebnisse ein Hinweis darauf, daß es sich bei dem TON_{KCl} um eine direkt verfügbare Nahrungsquelle der mikrobiellen Biomasse handelt und dieser somit eine unmittelbar korrespondierende organische N-Fraktion zum TIN_{KCl} darstellt. So gelang es den Autoren in Waldböden der gemäßigten Klimazone signifikante Beziehungen zwischen dem in 1 M KCl-Lösung extrahierten organischen Stickstoff und der mikrobiellen Biomasse sowie der Netto-N-Mineralisation aufzuzeigen. Solche gerichteten Zusammenhänge ergaben sich bezüglich des im Rahmen dieser Studie analysierten TON_{KCl} -Gehaltes nicht. Auch seine statistisch belegbaren Beziehungen zu anderen organischen N-Fractionen waren größtenteils vernachlässigbar. Dies schlug sich nicht nur in den korrelationsanalytischen Ergebnissen, sondern ebenfalls in den Resultaten der Hauptkomponentenanalyse nieder. Da der TON_{KCl} nach

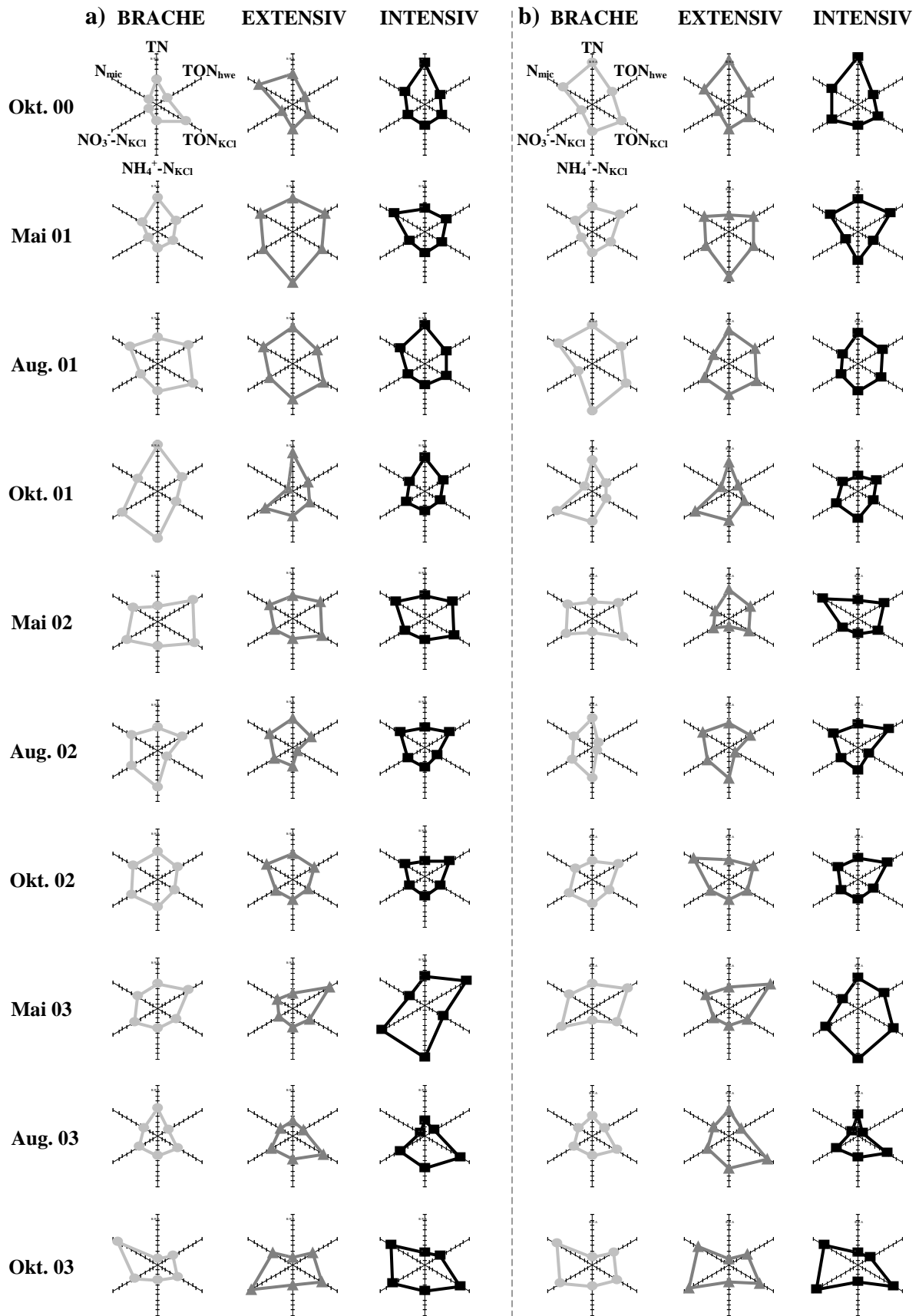


Abb. 47: Änderungen des TN-Gehaltes (*oben*) sowie der prozentualen Anteile des TON_{hwe} - (*rechts oben*), TON_{KCl} - (*rechts unten*), $\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{KCl}}$ - (*unten*), $\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{KCl}}$ - (*links unten*) und N_{mic} -Gehaltes (*links oben*) am TN-Gehalt im Laufe der Untersuchungsperiode von Oktober 2000 bis Oktober 2003, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“, in **a)** 0-10 cm und **b)** 10-30 cm Tiefe (zur Darstellung der Netzdiagramme erfolgte eine Standardisierung der Medianwerte; $n = 12$)

LANDGRAF (2001a) als ein Bestandteil der TON_{hwe} -Fraktion anzusehen ist, erscheinen vor allem deren nur schwache Verbindungen zueinander bemerkenswert. Immerhin betrug der TON_{KCl} demnach im Mittel 7 % des TON_{hwe} . Schwankungen des TON_{KCl} -Gehaltes müßten folglich von parallel verlaufenden Änderungen des TON_{hwe} -Gehaltes bekleidet werden. Daß dies nicht der Fall war, zeigen auch die zumindest teilweise unterschiedlich verlaufenden Entwicklungsgänge ihrer Anteile am TN, welche in den Polygongrafiken der Abbildung 47 abzulesen sind. Schlußfolgernd ist daher zu vermuten, daß nutzungsbedingte Modifikationen des TON_{hwe} -Gehaltes in größerem Maße auch Stoffgruppen betreffen, die mit Hilfe der angewandten KCl-Extraktion nicht herauszulösen sind.

WODSAK & WERNER (1991) schlugen vor, den CaCl_2 -extrahierbaren organischen Stickstoff als Basis für die Aufstellung eines Gehaltsklassenkonzeptes zur schlagspezifischen Berücksichtigung des N-Nachlieferungsvermögens zu nutzen. Eine solche Empfehlung konnte bezüglich des TON_{KCl} -Gehaltes nicht gegeben werden, da dieser sehr stark auf kurzzeitige Veränderungen der Witterungs- und Bewirtschaftungsverhältnisse reagiert und somit für den Kreinitzer Standort als Prognosewert zur mittelfristigen Beurteilung des nutzungsabhängigen N-Nachlieferungspotentials als ungeeignet einzuschätzen ist. Die Resultate der durchgeführten Diskriminanzanalyse, nach denen dem TON_{KCl} lediglich eine schwache Trennkraft beizumessen war, bestätigen diese Aussage. Eine Verbesserung seiner Prognosefähigkeit könnte durch die voranalytische Trocknung der Bodenproben erreicht werden. Diese ist für die Extrahierbarkeit organischer N-Verbindungen nach APPEL (1999) von überragender Bedeutung, weil der herauslösbare N-Gehalt in getrockneten Bodenproben wesentlich höher ist. Ähnliche Erfahrungen sammelten auch JUNGE *et al.* (1993). Speziell durch Anwendung einer sogenannten „milden“ Trocknung bei 40 °C scheint eine biologisch bedeutsame N-Fraktion freigesetzt zu werden. APPEL (1999) leitete aus den Ergebnissen seiner Untersuchungen hinsichtlich des CaCl_2 -extrahierbaren organischen Stickstoffs ab, daß bei ungetrockneten Proben die Bestimmung dieses N-Parameters nicht präzise genug ist, um eine Differenzierung unterschiedlicher Standorte zu gewährleisten.

Der TON_{KCl} ist weder qualitativ noch quantitativ dem DON gleichzusetzen (MURPHY *et al.*, 2000). Dies schließt allerdings nicht aus, daß im Boden des Versuchsareals diverse TON_{KCl} -Bestandteile mit dem Sickerwasser in Form von $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ ausgetragen wurden, zumal Sandböden für vertikalgerichtete Stoffverlagerungen generell prädestiniert sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Anzeichen hierfür sind auch die in 60-100 cm Bodentiefe ermittelten TON_{KCl} -Gehalte, welche – ähnlich wie der $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ – im Mai des niederschlagsreichen Jahres 2002 signifikant größer als im deutlich trockenerem Folgejahr waren. Die höchsten $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen wurden während dieser Zeit im extensiv bewirtschafteten Boden festgestellt, was höchstwahrscheinlich auf die im April 2002 erfolgte Gülleausbringung zurückzuführen ist (vgl. Tab. 4). Ungeachtet der Nutzungsform variierte der $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ im Laufe der Forschungsperiode zwischen unter 1 mg l⁻¹ und 20 mg l⁻¹. Diese Werte erscheinen für landwirtschaftlich genutzte Böden überdurchschnittlich hoch. So bestimmten SIEMENS & KAUPENJOHANN (2002) bei gedüngten sandigen Ackerböden Nordwestdeutschlands in vergleichbarer Bodentiefe lediglich mediane $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen um 2 mg l⁻¹, wobei die gemessenen Höchstwerte 6 mg l⁻¹ nicht überschritten. Analog hierzu waren auch die $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Austräge bei der Kreinitzer Sand-Braunerde wesentlich höher als in den von SIEMENS & KAUPENJOHANN (2002) untersuchten Böden. Die Autoren kalkultierten Jahresausträge zwischen 8 kg ha⁻¹ und 11 kg ha⁻¹. Solche Beträge wurden im Jahr 2002, als die Jahresniederschlagssumme der Kreinitzer Region in etwa der durchschnittlichen Jahresniederschlagssumme des von den Autoren untersuchten Areals entsprach, unter extensiver Bewirtschaftung zum Teil schon innerhalb

eines Monats erreicht. Parallelen zwischen den Untersuchungen dieser Studie und jener von SIEMENS & KAUPENJOHANN (2002) kristallisierten sich in Bezug auf die Nutzungsinintensität heraus. Demgemäß wiesen ungedüngte Bracheflächen im Vergleich zu bewirtschaftetem Ackerland im Mittel nur geringfügig niedrigere $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen, jedoch deutlich reduzierte $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Austräge auf. Ursache hierfür ist vermutlich eine brachebedingte Minderung der Sickerwassermenge, die durch das Auftreten höherer Interzeptionsverluste bei gleichzeitig größeren Transpirationsraten zu erklären ist. Auch ist unter Brache von einer dichteren tiefreichenden Durchwurzelung und somit von einem höheren Wasserentzug auszugehen. Die managementspezifischen Differenzen dieser Forschungsergebnisse decken sich auch mit den Ergebnissen von MURPHY *et al.* (2000), welche berichteten, daß organisch gedüngte Versuchsflächen durch höhere $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Austräge als mineralisch gedüngte bzw. ungedüngte Areale gekennzeichnet waren. Auf die $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -erhöhende Wirkung organischer Düngemittel verwiesen ebenfalls KALBITZ *et al.* (2000).

Der Anteil des $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ am $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Austrag hing vorrangig von der Konzentrationsstärke der NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Fraktion ab, welche im allgemeinen durch größere jahreszeitliche Schwankungen geprägt ist. Insbesondere bei wenig oder nicht gedüngten landwirtschaftlichen Flächen sollte der Beitrag des $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ am Gesamt-N-Austrag nicht unterschätzt werden. So betrug der $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Austrag unter Brache im Medianbereich knapp 38 % des $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Austrages. Im extensiv und intensiv bewirtschafteten Boden umfaßte sein Anteil am $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ -Austrag immerhin noch 16 % bzw. 19 %. Je größer die relative Zunahme des $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ ist, desto größer ist auch seine Einflußstärke auf den $\text{DN}_{\text{Perk.}}$. Folglich konnten im Perkolat der Bracheparzellen die engsten korrelativen Bindungen zwischen diesen beiden N-Fractionen errechnet werden.

Niedermolekulare Verbindungen des DON repräsentieren nicht nur eine wichtige N-Quelle für Mikroorganismen, sondern können auch von einigen Pflanzenarten direkt aufgenommen und genutzt werden (JONES *et al.*, 2004). Mit steigendem prozentualen Anteil des DON an der Gesamt-N-Konzentration der Bodenlösung gewinnt seine Funktion als unmittelbare N-Ressource zunehmend an Bedeutung. WEIGELT *et al.* (2003) konnten mittels zweifach markiertem Glycin-2- ^{13}C - ^{15}N zeigen, daß verschiedene Grünland-Arten befähigt sind, bei Mangel an mineralischem Stickstoff verstärkt auf organische N-Verbindungen zurückzugreifen, wobei die Höhe der direkten Aminosäureaufnahme artspezifisch variierte. Anlehnend an diese Untersuchungen ist demnach theoretisch vor allem unter Brache eine direkte Nutzung des $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ wahrscheinlich. Praktisch allerdings scheint der Anteil gelöster organischer N-Verbindungen auch nach Flächenstillegung keinen entscheidenden Einfluß auf die Vegetationszusammensetzung des Kreinitzer Versuchsareals auszuüben. Hinweise hierzu gaben bisher unveröffentlichte Forschungsergebnisse der Arbeitsgruppe Klotz (Department Biozönoseforschung/ UFZ). Die Wissenschaftler führten auf dem Gebiet der Kreinitzer Untersuchungsfläche pflanzensoziologische Aufnahmen in Konformität zum Bodenbeprobungsschema durch. Hierbei konnten sie – zumindest hinsichtlich des TON_{KCl} – keine bedeutsame Einflußnahme organischer N-Verbindungen auf das vorherrschende Vegetationsmuster nachweisen. Jedoch stellten sie signifikante Zusammenhänge zwischen den KCl-extrahierbaren mineralischen N-Fractionen und den ungewichteten Nährstoff- bzw. Stickstoffzahlen der jeweils vorkommenden Pflanzenarten (zugeordnet nach ELLENBERG *et al.* (1992)) fest. Vergleichbare Korrelationen ermittelten auch WALDHARDT & SCHMIDT (1993) auf selbstbegrüntem Ackerbrachen des südniedersächsischen Hügellandes. Da dem NO_3^- - N_{KCl} diesbezüglich eine besonders hohe Differenzierungsgüte zugesprochen werden konnte, ist auf der Kreinitzer Versuchsfläche von einer bevorzugten NO_3^- -N-Ernährung auszugehen.

Wie die vegetationskundlichen Untersuchungen der Arbeitsgruppe Klotz weiterhin zeigten, hängt das Angebot an mineralischem Stickstoff sehr stark von der Nutzungsart ab. So war anhand der ungewichteten Stickstoffzahlen eine eindeutige Unterscheidung der Versuchsvarianten möglich. Typische Stickstoffzeigerarten traten vor allem bei intensiver Bewirtschaftung auf, wohingegen sich die Pflanzen der Bracheparzellen durch wesentlich geringere Stickstoffzahlen auszeichneten. Eine Mittelstellung nahm die Vegetation der extensiv genutzten Versuchsvariante ein. Die Nutzungsabhängigkeit der Vegetationsmuster läßt auf ein deutlich differenziertes TIN_{KCl} -Angebot schließen. In diesem Zusammenhang ist besonders bemerkenswert, daß sich die unterschiedliche TIN_{KCl} -Verfügbarkeit weder in der absoluten Höhe dieser N-Fraktion noch in den Vorräten potentiell mineralisierbarer N-Fractionen (TON_{hwe} oder TON_{KCl}) klar widerspiegelte. Folglich wies der intensiv bewirtschaftete Boden – zumindest bis Mai 2003 – nicht permanent die höchsten TIN_{KCl} -Gehalte auf und war darüber hinaus sogar überwiegend durch geringere TON_{hwe} - bzw. TON_{KCl} -Vorräte geprägt. Diese Tatsache legt die Hypothese nahe, daß es mit zunehmender Nutzungsintensität zu einer Steigerung der Umsetzungsgeschwindigkeit im Boden kam. Ähnliches deutete sich bereits hinsichtlich der zuvor diskutierten TON_{hwe} -Fraktion an. Bei künftigen Untersuchungen sollte deshalb beachtet werden, daß über das Jahr verteilte Einzelmessungen des TIN_{KCl} -Gehaltes höchstwahrscheinlich nicht ausreichen, um konkrete Aussagen zur faktisch existierenden N-Verfügbarkeit treffen zu können. Mineralisations- und Tracerversuche mit ^{15}N könnten detailliertere Informationen zu der angeführten Problematik liefern.

Die Verfügbarkeit von einfachen anorganischen N-Verbindungen im Boden ist für den Pflanzenbau wie für den Belebtheitsgrad des Bodens von essentieller Wichtigkeit (BECK, 1979). Sowohl die Variabilität des NO_3^- -N-, als auch des NH_4^+ -N-Gehaltes hängen in hohem Maße von den vorherrschenden Standortsfaktoren, der Fruchtfolge, der Düngungs- und Bodenbearbeitungsweise sowie den Witterungsverhältnissen ab.

Die Bestimmung des mineralischen Stickstoffs erfolgte im Rahmen dieser Studie auf der Basis zweier Extraktionsverfahren. Wie durch die Anwendung des Mann-Whitney-U-Tests gezeigt wurde, traten verfahrenskausale Unterschiede im Hinblick auf die gemessenen Absolutbeträge vornehmlich bei der NH_4^+ -N-Fraktion auf (vgl. Tab. A21). Hierbei war der NH_4^+ - N_{hwe} -Gehalt zumeist etwas höher als der NH_4^+ - N_{KCl} -Gehalt. Dies führt zu der Annahme, daß mittels einstündigem Kochen größere Mengen adsorbierten NH_4^+ als mit Hilfe der verwendeten KCl-Lösung freigesetzt werden. Vermutlich kommt es bei der Heißwasserextraktion aufgrund der hohen thermischen Energie zu einer teilweisen Zerlegung organischer Stoffe und damit verbunden zu einer partiellen Herauslösung adsorbierter bzw. in die Molekülstruktur eingebundener NH_4^+ -Ionen. In Böden mit höheren Tongehalten ist es außerdem denkbar, daß durch Dissaggregation von Tonmineralen auch am Mineralboden fixiertes NH_4^+ freigesetzt wird. Die stark adsorbierten und fixierten NH_4^+ -Ionen haben für die N-Dynamik im Boden und der N-Ernährung der Pflanzen allerdings keine Bedeutung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002), so daß den KCl-extrahierbaren mineralischen N-Fractionen eine größere praktische Relevanz zugesprochen werden kann.

Zwischen den KCl-extrahierbaren anorganischen N-Fractionen NH_4^+ - N_{KCl} und NO_3^- - N_{KCl} bestanden nur sporadisch statistisch belegbare Korrelationen. Dies kann einerseits als Anhaltspunkt dafür gewertet werden, daß unabhängig der Nutzungsart Ammonifikations- und Nitrifikationsprozesse weitestgehend unbeeinflusst voneinander abliefen. So machte schon BECK (1983) darauf aufmerksam, daß es sich bei diesen Transformationsprozessen um biologisch grundverschiedene Stoffumsetzungen handelt. Andererseits erschweren unter Freilandverhältnissen schlecht kontrollierbare Faktoren wie Auswaschung, Denitrifikation

und Pflanzenentzug eine genaue Einschätzung der realen Nitrifikationsrate (BECK, 1979), so daß unter Laborbedingungen sicherlich engere korrelative Bindungen zu erwarten sind. Das Nitrifikationspotential der Böden übertrifft in einem mittleren Temperaturbereich zwischen 10 °C und 30 °C das der Ammonifikation erfahrungsgemäß recht deutlich (STANFORD *et al.*, 1973). Daher ist eine Anhäufung von $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ in luftdurchlässigen Ackerböden meist unwahrscheinlich. Folglich lag der mineralische Stickstoff im Boden – analog zu den Forschungsergebnissen von ASMUS (1994), BROLL & SCHREIBER (1994) und HOFFMANN *et al.* (1999a) – größtenteils als $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ vor. Im Oberboden wies die Brachevariante die höchsten relativen $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Anteile am TIN_{KCl} auf. Eine Abnahme des $\text{NO}_3^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Verhältnisses stellten auch ABADÍN *et al.* (2002) in Sukzessionsbrachen der tropischen Anden fest. Verantwortlich hierfür könnte neben anderen Faktoren, wie der fehlenden Zufuhr mineralischer N-Dünger, und bzw. oder höheren N-Immobilisationsraten infolge ganzjährig anfallender Streu mit verhältnismäßig hohen $(\text{C}/\text{N})_{\text{phyt}}$ -Verhältnissen, auch ein verstärktes Auftreten von Nitrifikationshemmstoffen sein. So besteht die Vermutung, daß insbesondere die Wurzeln von Wiesengräsern lösliche Verbindungen in den Boden ausscheiden, welche die Nitrifikation hemmen (BECK, 1979). Dies wäre insofern von großer praktischer Bedeutung, als die Auswaschungs- und Denitrifikationsverluste durch Brachlegung gemindert würden.

Ob es – wie CAMERON & WILD (1984), DOMNING & PRZEMECK (1991) sowie BISCHOFF (1992) von anderen Untersuchungsgebieten berichteten – durch die Wiederinbetriebnahme der Bracheflächen kurzzeitig zu einer starken Erhöhung des TIN_{KCl} -Vorrates kam, konnte wegen der erst später einsetzenden Erstinventur nicht geklärt werden. Wahrscheinlich ist aber, daß unter Brache bereits im Herbst 1999 eine verstärkte Mineralisation, gekoppelt mit hohen NO_3^- -Frachten, stattfand. Grund dieser Annahme ist das Pflügen des Versuchsfeldes zwischen alter (Daten von LANDGRAF, 2001a) und neuer (aktuelles Datenmaterial) Bracheperiode (vgl. Kapitel 3.1.1). Fest steht hingegen, daß der TIN_{KCl} -Vorrat des intensiv bewirtschafteten Bodens im Oktober 2000 wesentlich höher als bei den anderen Versuchsvarianten war. Dies könnte allerdings auch auf eine bedarfsübersteigende TIN_{KCl} -Nachlieferung zurückzuführen sein, welche bei geringen Bedeckungsgraden besonders während der Herbstmonate typisch ist (RUNGE, 1970). Unterstützt wird letztere Vermutung durch die Tatsache, daß es unter extensiver Nutzung, wo im Oktober 2000 aufgrund der angebauten Zwischenfrucht ein höherer TIN_{KCl} -Bedarf vorherrschte, die TIN_{KCl} -Fraktion nicht anstieg. Da der im Herbst bestimmte TIN_{KCl} -Vorrat nach RÜCK & STAHR (1996) als ein Orientierungswert für die winterliche NO_3^- -Auswaschung zu betrachten ist, kann der TIN_{KCl} -bindende Zwischenfruchtanbau für den Kreinitzer Standort als hilfreich eingeschätzt werden. Auch BECKMANN *et al.* (2001) beurteilten den Winterzwischenfruchtanbau für sandige Ackerböden Sachsens positiv. Um eine effiziente Reduzierung des Stoffaustrages zu gewährleisten, sollte der Zwischenfruchtanbau allerdings kurz nach der Ernte der Vorfrucht erfolgen (BÖHM & HÖSCH, 2001). Zu beachten ist weiterhin, daß nach dem Abfrieren von nicht winterharten Zwischenfrüchten wie Gelbsenf bis zu 60 % der aufgenommenen N-Menge bis Mitte Januar wieder freigesetzt werden können (BERGER *et al.*, 1996). Die im Februar 2001 gemessenen DIN_{Perk} -Konzentrationen des extensiv bewirtschafteten Bodens weisen jedoch nicht auf eine zeitversetzte Zunahme der TIN_{KCl} -Verlagerung hin.

Eine Verarmung des $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Vorrates, wie es JUNGE & MARSCHNER (1991) und STAHR *et al.* (1992) in Selbstbegrünungs- und Grasdauerbrachen Baden-Württembergs beobachteten, wurde bei den Bracheflächen des Kreinitzer Untersuchungsareals im Laufe der dreijährigen Forschungsperiode nicht registriert. Zwar unterschieden sich die Versuchsvarianten bezüglich der aktuellen mineralischen N-Gehalte bei zahlreichen Beprobungs-

terminen signifikant voneinander (vgl. auch Faktorwerte der Hauptkomponentenanalyse; Tab. A108 bis A116), doch kam es nicht zur Herauskristallisierung einer nutzungstypischen Tendenz. Dessen ungeachtet fällt bei einer Gegenüberstellung der im August 2001 kalkulierten N_{phyt} -Vorräte auf, daß der auf den intensiv bewirtschafteten Parzellen angebaute Winterroggen dem Boden wesentlich höhere N-Mengen entzog als die Brachevegetation. Auch dies ist ein Hinweis darauf, daß die Umsetzungsgeschwindigkeiten zwischen den Nutzungsintensitäten differierten und demzufolge der Vegetation des intensiv bewirtschafteten Bodens ein reichhaltigeres TIN_{KCl} -Angebot vorlag. Die noch höheren N_{phyt} -Vorräte der Körnererbsen sind aufgrund der symbiontischen N_2 -Bindung nicht direkt vergleichbar. In den anderen Untersuchungsjahren ist eine nutzungsbezogene Bewertung der N_{phyt} -Vorräte nicht möglich, da entweder keine massebezogenen Daten existieren oder die Werte aufgrund massiver Trockenschäden nicht repräsentativ sind. Der mediane N_{phyt} -Gehalt der Brachevegetation variierte insgesamt von 10 g kg^{-1} bis 21 g kg^{-1} und war somit deutlich niedriger als bei Ackerbrachen des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes (SAUERBECK, 1997). Analog hierzu verhielt es sich mit den vom Autor ermittelten N_{phyt} -Vorräten. Noch höhere Vorräte bestimmte MERBACH (2000) bei Dauerbrachen auf ehemaligen Stallmist- und Gülledeponien. Der N-Entzug des auf den intensiv bewirtschafteten Parzellen angebauten Winterroggens bewegte sich an der unteren Grenze der von PESCHKE & MOLLENHAUER (2000) für sandige Böden publizierten Werte. Ob die fehlende mineralische Düngung unter extensiver Nutzung erheblich geringere N-Entzüge bzw. Erträge zur Folge hatte ist fraglich, da zum einen aufgrund der Versuchszintention eines „praxisorientierten Landbaus“ (vgl. Kapitel 3.1.2) die Fruchtfolgen voneinander abwichen, die Erträge also nicht unmittelbar vergleichbar sind, und zum anderen in den als klimatisch extrem einzustufenden Jahren 2002 und 2003 keine charakteristischen Erträge erzielt werden konnten. Unbestritten ist, daß es sich bei der Düngung allgemein um eine ertrags- und qualitätssteigernde Maßnahme handelt, auf welche in Abhängigkeit von der Bodengüte, der Nährstoffversorgung und der angebauten Fruchtart zwischen 10 % und 50 % des jeweiligen Ertrages zurückzuführen sind (ALBERT *et al.*, 1995). Die Anwendung von organischem Dünger bewirkt nach den Ergebnissen von GUTSER & CLAASSEN (1994) eine höhere düngerspezifische N-Anreicherung der Böden und damit verbunden eine größere Ertragssicherheit als mineralische N-Dünger. Im Hinblick auf die Kreinitzer Sand-Braunerde darf dies jedoch nicht ausschließlich positiv bewertet werden, da hierdurch insbesondere in auswaschungsgefährdeten Sandböden das Gefahrenpotential für hohe N-Verluste zunimmt. Auch mineralischer N-Dünger kann starken Auswaschungsverlusten unterliegen, doch wird dieser – bei entsprechender Berücksichtigung der phänologischen Phasen und klimatischen Gegebenheiten – im allgemeinen schneller durch die Pflanzen assimiliert (FINCK, 1969; FLEIGE *et al.*, 1996). Nach PESCHKE *et al.* (2001) besitzt speziell der Winterroggen ein hohes Stickstoffaneignungsvermögen. Anlehnend an jene Autoren ist durch die in Kreinitz erfolgte Staffelung der mineralischen N-Düngung (vgl. Tab. 3) eine höhere Abschöpfung der zugeführten N-Gaben wahrscheinlich. Vom Standpunkt der Ertragsleistung und der Bodenfruchtbarkeit erscheint eine Kombination aus organischen und mineralischen Düngern am günstigsten (HOFFMANN *et al.*, 1999b; KÖRSCHENS *et al.*, 2002; PESCHKE & SCHMIDT, 2004)

Bei der intensiven Versuchsvariante war in den Jahren 2001 und 2002 keine eindeutige Kausalität zwischen der Applikation mineralischen N-Düngers und der Variabilität des TIN_{KCl} -Vorrates zu erkennen. Dies steht in Kontrast zu den Simulationsverläufen des Modells CANDY (vgl. Abb. 41e, f), nach denen jeweils bei den Mai-Beprobungsterminen klare düngungsbedingte TIN_{KCl} -Maxima zu erwarten gewesen wären. Die Tatsache, daß die $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen ab April des jeweiligen Jahres nicht wesentlich zunahmen, lassen keine überdurchschnittliche N-Verlagerung vermuten. Daher ist anzunehmen, daß

der ausgebrachte Dünger effektiv von den Kulturen genutzt werden konnte. Konträr hierzu – jedoch analog zu den Modellierungsergebnissen – kam es im Mai 2003 zu einem massiven Anstieg des medianen TIN_{KCl} -Vorrates auf bis zu 90 kg ha^{-1} . Dieser ist offensichtlich mit der zuvor erfolgten Düngungsmaßnahme in Verbindung zu bringen. Der ursächliche Hintergrund hierfür ist in den Witterungsverhältnissen zu sehen. So war der parallel zur Düngung ausgesäte Sommerraps wegen der starken Trockenheit von Aufgangs- bzw. Wachstumsdefiziten gekennzeichnet, wodurch er die zur Verfügung stehenden N-Ressourcen nicht in befriedigendem Maße nutzen konnte. Entsprechendes stellten auch TARN (1997) und GANDECKI *et al.* (2003) bei Sommerweizen (*Triticum aestivum* L.) bzw. Wintergerste fest. Eine wesentliche mikrobielle Immobilisation des anorganischen Stickstoffs – wie PESCHKE & SCHMIDT (2004) es nach längeren Trockenperioden beobachteten – zeichnete sich in den C_{mic} - und N_{mic} -Gehalten erst im August 2003 ab. Der NO_3^- - N_{KCl} -Vorrat blieb bis zum Ende der Untersuchungsperiode auf hohem Niveau und konnte weder durch die Vegetation noch durch die Mikroorganismen in erheblichem Umfang abgeschöpft werden. Aufgrund des zu dieser Zeit geringen Sickerwasseranfalles entstanden während des aufgezeichneten Zeitraumes jedoch keine ökologisch bedenklichen NO_3^- -Frachten. Dennoch wies die Tiefenstufe 30–60 cm im Mai 2003 deutlich erhöhte NH_4^+ - N_{KCl} - und NO_3^- - N_{KCl} -Werte auf. Dies spricht einerseits für ein geringes Sorptionsvermögen und andererseits für ein hohes Verlagerungspotential der Kreinitzer Sand-Braunerde. Bezüglich der TIN_{KCl} -Umsetzungs- und Verlagerungsprozesse kann schlussfolgernd den Witterungsbedingungen – insbesondere der Verteilung und Stärke der Niederschläge – eine Schlüsselrolle zugeschrieben werden. Auf die Notwendigkeit, das Witterungsgeschehen bei der Managementplanung zu berücksichtigen, wiesen unter anderem auch HANSCHMANN (1983) und PATTEY *et al.* (2001) hin.

Das Einbringen von Leguminosen in die Fruchtfolge führte im extensiv bewirtschafteten Boden zu einer bemerkenswerten Anhebung der TIN_{KCl} -Vorräte. Dies steht in Korrespondenz zu den publizierten Forschungsergebnissen von SMUKALSKI & ROGASIK (1991), HÜBNER *et al.* (1995) und GASTINE *et al.* (2003). Da in der untersuchten Sand-Braunerde – wie auch die hohen $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen sowie die NO_3^- - N_{KCl} -Gehalte unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm zeigen – große Teile des mineralischen Stickstoffs verlagert wurden, ist die Effizienz dieser „biologischen“ N-Düngungsvariante für den Kreinitzer Standort in Frage zu stellen, zumal bei der Folgefrucht keine ertragssteigernden Effekte erkennbar waren. Der leguminosenbedingte Anstieg des TIN_{KCl} -Vorrates wurde durch das Modell CANDY deutlich unterschätzt (vgl. Abb. 41c, d).

Der hohe Düngemiteleinsatz bewirkte in Deutschland während der letzten Jahrzehnte nicht nur eine allgemeine Erhöhung der landwirtschaftlichen Erträge, sondern führte auch zu einer stetigen Zunahme des N-Überschusses (Vergleich der N-Zufuhr durch mineralische und organische Düngung mit N-Entzug durch Ernteprodukte) (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, 1995). Hiermit verbunden ist eine erhöhte N-Belastung des Grundwassers, welcher in den letzten Jahren große Beachtung geschenkt wurde (DOU *et al.*, 2000). Da die Quantität der vertikalen N-Verlagerung sehr stark von der anfallenden Sickerwassermenge abhängig ist, sind Sandböden aufgrund ihrer hohen Wasserleitfähigkeit besonders gefährdet. Speziell der NO_3^- - N_{KCl} besitzt wegen seiner unspezifischen Sorptionsweise ein hohes Verlagerungspotential im Boden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Im Gegensatz hierzu kann der Austrag von NH_4^+ - N_{KCl} größtenteils vernachlässigt werden. Da Letzterer auch in der vorliegenden Studie bei bemerkenswertem Sickerwasseranfall meist weniger als 1 % der $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration einnahm, wurde bei den folgenden Ausführungen zur N-Auswaschung der NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ dem $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ gleichgesetzt. Anlehnend an SUTOR (2000) besitzt die Kreinitzer Sand-Braunerde aufgrund der Dominanz sandigen

Substrates ein vergleichsweise hohes Verhältnis von nutzbarer Feldkapazität zur Feldkapazität, so daß auch die potentielle Zwischenspeicherung pflanzenverfügbaren $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ im Totwasserbereich der Feinporen als gering eingestuft werden kann.

Wie der Tabelle 27 zu entnehmen ist, zeigten die mit Hilfe des Simulationsmodells CANDY kalkulierten Jahressickerwassersummen sehr große nutzungsspezifische Differenzen auf. Während die Grundwasserneubildung bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten annähernd identisch verlief, wurden unter Sukzessionsbrache wesentlich niedrigere Sickerwassermengen bestimmt (vgl. Erläuterungen zum $\text{DON}_{\text{Perk.}}$). Entscheidenden Einfluß auf die Höhe der Sickerwassermenge haben Jahresniederschlagssumme und Verdunstung (ERNSTBERGER *et al.*, 1992; KLOTZ *et al.*, 2001). Ebenso wichtig ist die Verteilung des Niederschlages im Jahresverlauf (vgl. Abb. 2), da neben der Textur auch Bedeckungsgrad sowie Art und Zeitpunkt der Bewirtschaftungsmaßnahmen eine wichtige Rolle spielen. So ergaben sich bei extensiver Nutzung sowie unter Brache im Jahr 2001 geringere Sickerwassersummen als im insgesamt niederschlagsärmeren Jahr 2003. Bei landwirtschaftlich genutzten Flächen des mitteldeutschen Trockengebietes konnten KNAPPE & HA FERKORN (2001) mittels Berechnungen zur jährlichen Austauschhäufigkeit von Bodenwasser im effektiven Wurzelraum und zur Verlagerungsgeschwindigkeit in der Dränwasserzone zeigen, daß witterungs- und bodenbedingte Effekte gegenüber dem nutzungsbedingten Verlagerungsrisiko bei jährlicher Betrachtungsweise überwiegen.

Tab. 27: Grundwasserneubildung (Jahressickerwassersummen) und deren prozentualer Anteil an den Jahresniederschlagssummen der Jahre 2001, 2002 und 2003 in Abhängigkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ (Kalkulation erfolgte mit Hilfe des Simulationsmodells CANDY) sowie die entsprechenden Jahresniederschlagssummen (ΣNS) in Anlehnung an Abbildung 2

Variante		2001	2002	2003
BRA	[mm]	16,6	179,6	66,4
EXT		155,8	248,2	71,5
INT		66,8	248,1	71,5
ΣNS		585	728	315
		(2,8 %)	(24,7 %)	(21,1 %)
		(26,6 %)	(34,1 %)	(22,7 %)
		(11,4 %)	(34,1 %)	(22,7 %)

Die prozentualen Anteile der kalkulierten Sickerwassermengen an der Jahresniederschlagssumme des Untersuchungsareals liegen mit durchschnittlich 20 % bis 35 % im Bereich der Meßergebnisse von Lysimeteruntersuchungen bodenartlich vergleichbarer Standorte Mitteleuropas (Tab. 27; KNAPPE *et al.*, 1994; HA FERKORN & KNAPPE, 2002; KNAPPE *et al.*, 2002). Dies spricht für die Eignung des Modells CANDY zur Berechnung der Grundwasserneubildung am Standort Kreinitz. Eine Ausnahme stellt die sehr geringe Sickerwasserrate des Jahres 2001 unter Brache dar. Zwar fiel in diesem Jahr außerhalb der Vegetationszeit (insbesondere Januar und Februar) – in der nach MASSWOHL (2001) die höchsten Sickerwassermengen zu erwarten sind – deutlich weniger Niederschlag als in den anderen Untersuchungsjahren, doch ist eine Unterschätzung der Grundwasserneubildung hier nicht auszuschließen. Zweifelhaft erscheint in diesem Jahr auch die immense Differenz zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftung. Ungeachtet der Dimension spiegelt sie jedoch gut den Einfluß der Kulturart auf die Sickerwassermenge wider. So beruhte die erheblich höhere Sickerwasserrate unter extensiver Nutzung vornehmlich auf den hohen Niederschlagssummen der Monate April, Juli und September, in denen die Körnererbsen aufgrund ihres aussaat- und reifebedingten niedrigeren Bedeckungsgrades im Vergleich zum Winterroggen vermutlich geringere Interzeptionsverluste verursachten bzw. dem Boden weniger Wasser entzogen.

Die folgende Betrachtung der NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Frachten basiert auf der Annahme, daß das mittels Saugkerzen in 90 cm Tiefe gewonnene Saugwasser (nachfolgend als Perkolat bzw. Sickerwasser bezeichnet) vollständig dem Grundwasser zugeführt wurde. Dies ist allerdings strittig, da sich – verschiedenen Autoren zufolge – die Wurzeln diverser Ackerpflanzen und damit deren Wasserentzugstiefen mindestens 110 cm, oftmals aber sogar tiefer als 200 cm in den Boden erstrecken (KAPPEN *et al.*, 2000; SAUER *et al.*, 2002; EULENSTEIN *et al.*, 2003). So werden beispielsweise in tiefgründig durchwurzelbaren Lößböden trockener Gebiete temporär im Wurzelraum vorhandene hohe NO_3^- -N-Gehalte nur zu einem geringen Teil aus der Wurzelzone verlagert, da die Pflanzenwurzeln im Unterboden den NO_3^- -N über mehrere Jahre erreichen und abschöpfen können (SAUER *et al.*, 2002). Außerdem ist anlehnend an ANGER *et al.* (2002) zu beachten, daß bei der Beprobung mit Saugkerzen dem Boden nicht nur real sickern des Wasser, sondern je nach Höhe des angelegten Unterdrucks auch gering gespanntes Haftwasser entzogen wird. In Sandböden fallen jedoch größere Mengen schnell sickern des Wasser an, so daß durchaus davon ausgegangen werden kann, daß zumindest maßgebliche Anteile des in der Kreinitzer Versuchsfläche gemessenen NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ tatsächlich in das Grundwasser gelangten.

Trotz einer beprobungsbedingten möglichen Überschätzung des NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Austrages läßt sich festhalten, daß die gemessenen NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen insbesondere unter extensiver Bewirtschaftung den Trinkwassergrenzwert von $11,3 \text{ mg l}^{-1}$ (entspricht $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$, BUNDESGESETZBLATT, 1990) oftmals deutlich überschritten und somit eine potentielle Gefahr für die Grundwasserreinheit darstellten. Da die Trinkwasserversorgung in Deutschland nach MEISSNER (1999) zu etwa 70 % aus dem Grundwasser erfolgt, sollten Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Minderung von Grundwasserverunreinigungen in der Landwirtschaft höchste Priorität besitzen.

Ähnlich den Sickerwassermengen variierten auch die NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen bzw. -Austräge stark in Abhängigkeit der Nutzungsform. Die durchschnittlich geringsten Werte wurden unter Brache ermittelt. Dies steht in Analogie zu Forschungsergebnissen zahlreicher Autoren, die unter Dauerbrachland gegenüber Schwarzbrachen oder Ackerflächen eine erhebliche Reduzierung sowohl der NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen als auch der -Frachten feststellten (u. a. STINNER *et al.*, 1984; MARSCHNER & STAHR, 1992; STAHR *et al.*, 1992; DAMBROTH & FORCHE, 1993; SOMMER *et al.*, 1993; ASMUS, 1994; KNAPPE & KEESE, 1997; SCHINDLER *et al.*, 1999; EDER, 2001; SIEMENS & KAUPENJOHANN, 2002). Aufgrund der verminderten Mineralisationsintensität und der gleichzeitig höheren Wasseraufnahme der Vegetation scheinen Sukzessionsbracheflächen mit gut etablierten Grasbeständen in der Lage zu sein, überschüssigen NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ im Oberboden zu halten und der nächsten Pflanzengeneration zur Verfügung zu stellen (KNAPPE & KEESE, 1997; MERBACH, 2000). Für den leichten, sorptionsschwachen Kreinitzer Standort, welcher nur eine geringe Wasserspeicherkapazität besitzt, ist dies ökologisch ausgesprochen bedeutsam, da hierdurch die potentielle N-Belastung des Grundwassers deutlich verringert wird.

Unter intensiver Bewirtschaftung konnte der mineralisierte Stickstoff während der Winter- und Frühjahrsmonate weniger effizient durch die Pflanzendecke „abgepuffert“ werden. Insbesondere die Einbeziehung von Winterbrachen in die Fruchtfolge ist im Hinblick auf die NO_3^- -Verlagerung kritisch zu beurteilen. So hätten anlehnend an SØRENSEN (1992), LIPPOLD & ALBERT (1996), RICHTER *et al.* (1996) und STAUFFER & SPIESS (2001) im Herbst/ Winter 2002/ 2003 durch den Anbau einer Zwischenfrucht sicherlich signifikante N-Verluste vermieden werden können. Zwar bewegten sich die errechneten N-Frachten dank der zu dieser Zeit nur geringen Niederschlagsmengen noch in einem überschaubaren Rahmen, doch wurde das N-Verlagerungspotential durch das Offenhalten der Parzellen

beträchtlich erhöht. Falls im Anschluß der Erntemaßnahmen auf den Anbau von Zwischenfrüchten verzichtet wird, könnte – nach den Untersuchungen von STENBERG *et al.* (1999) und KORSAETH *et al.* (2002) – eine gewisse Reduzierung des NO_3^- -Austrages ebenfalls durch das weitere Hinausschieben der nach den Erntearbeiten erfolgten Bodenbearbeitungsmaßnahmen (Stoppelbearbeitung bzw. Pflugfurche; vgl. Tab. 3) in den Spätherbst hinein möglich sein. Die Autoren begründeten dies mit dem dann später einsetzenden bearbeitungsbedingten Mineralisationsschub. Gegen eine Verschiebung der Lockerungsmaßnahmen spricht allerdings die hiermit einhergehende stärkere Verunkrautung des Ackerbodens, welche – speziell bei extensiver Bewirtschaftung (kein Gebrauch von Pflanzenschutzmitteln) – zu Ertragsverlusten führen kann. Wie bereits erwähnt, verursachte die mineralische N-Düngung höchstwahrscheinlich keine N-Austragsspitzen. Zumindest ließen die NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen des gewonnenen Perkolats nicht eindeutig darauf schließen. Bei intensiver Bewirtschaftung ist nach Mittlung der vorliegenden Daten des dreijährigen Forschungszeitraumes mit einer jährlichen N-Austragsrate von etwa 23 kg ha^{-1} zu rechnen (vgl. Tab. 28). Dies liegt zwar im unteren Durchschnitt vergleichbarer Böden des mitteldeutschen Trockengebietes (KNAPPE *et al.*, 1994 und 2002; HAFERKORN & KNAPPE, 2002; KNAPPE & HAFERKORN, 2002), jedoch in Höhe des von ISERMANN & ISERMANN (1995) angesetzten kritischen Grenzwertes bezüglich einer nachhaltigen Landbewirtschaftung. Deutlich geringere Beträge ($4,3 \text{ kg NO}_3^-$ - $\text{N}_{\text{Perk.}} \text{ ha}^{-1}$) ermittelten SCHINDLER *et al.* (2001) in entkalkten Geschiebelehm Böden des nordostdeutschen Tieflands.

Wesentlich höher war mit durchschnittlich 62 kg ha^{-1} der auswaschungsbedingte N-Verlust im extensiv genutzten Boden (vgl. Tab. 28). Die Hauptursache hierfür ist in dem Anbau von Leguminosen zu sehen. Die NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration stieg bereits während der Fruchtphase beträchtlich an und erreichte erst im Frühjahr des Folgejahres (2002) ihr Maximum. Da jenes Jahr durch eine besonders hohe Niederschlagssumme geprägt war (vgl. Abb. 2), ergaben sich ebenfalls sehr hohe N-Frachten (über 37 kg ha^{-1} im Februar 2002). Gefördert durch die Applikation organischen Düngers im April 2002 (vgl. Tab. 3) blieben die NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen bzw. -Auswaschungsraten bis zum Ende der Untersuchungsperiode unter extensiver Bewirtschaftung am höchsten. Die Einbeziehung von Leguminosen in die Fruchtfolge wird in der Literatur kontrovers diskutiert. BERG *et al.* (1999) und DERSCH & HÖSCH (2001) stellten nach Umbruch N_2 -fixierender Pflanzen keine bedenkliche Erhöhung der NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration fest und beurteilten deren Integration in den Bewirtschaftungsplan aufgrund ihrer Düngewirkung für die Folgefrucht positiv. Hingegen kann nach SCHULTHEISS (1993), SEEGER *et al.* (1997) und JENSEN & HAUGGAARD-NIELSEN (2003) durchaus mit einem durch Leguminosen bedingten Anstieg des N-Austrages gerechnet werden. Da – worauf auch letztgenannte Autoren hinwiesen – die ökologische wie ökonomische Sinnhaftigkeit des Leguminosenanbaus wesentlich von den Standortbedingungen wie Klima und Boden abhängig ist, können allgemeingültige Aussagen diesbezüglich nicht getroffen werden. Im Hinblick auf das Kreinitzer Untersuchungsgebiet sind Leguminosen jedoch eher nachteilig statt förderlich einzuschätzen.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen auch, daß trotz Existenz geringer TIN_{KCl} -Vorräte im Boden, welche nach dem SÄCHSISCHEN STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2003) weit unter dem sächsischen Durchschnitt landwirtschaftlicher Flächen lagen, hohe N-Austräge entstehen können. Daher erscheint die Abwägung der NO_3^- -Frachten anhand der zu bestimmten Jahreszeiten vorliegenden TIN_{KCl} -Vorräte nicht uneingeschränkt auf alle Standorte sinnvoll anwendbar. Bestätigt wird dies durch einen Vergleich der Forschungsergebnisse von BOUWER *et al.* (1995), RÜCK & STAHR (1996) und GABEL (2001), welche in unterschiedlichen Versuchsflächen bei einem herbstlichen TIN -

Vorrat des Bodens von $45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NO}_3^-$ -Frachten zwischen 6 kg ha^{-1} und 135 kg ha^{-1} kalkulierten.

5.3.2 Ansätze zur Stickstoffflächenbilanzierung

Seit dem Beginn der achtziger Jahre hat sich die Diskussion über die Rolle der Landwirtschaft bei der Verursachung von Umweltschäden intensiviert (BACH & FREDE, 1998). Im Hinblick auf den Bodenschutz stellt die Höhe des N-Bilanzsaldos eine Kenngröße dar, welche die spezielle Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in Bezug auf den Stickstoffhaushalt der Böden beschreibt (BACH, 1988). Deutschlandweit wurde der N-Überschuß seit dem Ende der achtziger Jahre um mehr als 20 % reduziert, gleichzeitig ist die Effizienz des Nährstoffeinsatzes in der Landwirtschaft entsprechend gestiegen (BACH & FREDE, 1998).

Der N-Eintrag aus der Atmosphäre ist einer der wichtigsten Größen für eine sachlich richtige Berechnung der N-Bilanz (FRANKO *et al.*, 2001). Für die Erstellung einer Stickstoffflächenbilanz anhand der im Rahmen dieser Studie erhobenen N-Parameter wurde die atmosphärische Gesamt-N-Deposition – anlehnend an Literaturdaten (Mindestwerte) für den mitteldeutschen Agrarraum – auf $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgesetzt (MEHLERT, 1996; KÖRSCHENS *et al.*, 1998; RUSSOW & WEIGEL, 2000; WEIGEL *et al.*, 2000). Der gleiche Betrag fand bereits im Zuge der durchgeführten Simulationsrechnungen Anwendung. Mögliche Schwankungen, welche nach BÖHME *et al.* (2003) beispielsweise auf Zusammensetzung und Wachstum der aktuellen Vegetation basieren, blieben unberücksichtigt. Die in der Gesamt-N-Deposition integrierte Naßdeposition gründet auf der DN_{NS} -Konzentration des auf dem Versuchsfeld gewonnenen Niederschlages. Ihre Höhe variierte in Abhängigkeit der Niederschlagssumme bzw. -verteilung zwischen $13,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $18,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Diese Werte liegen im Bereich der von MEHLERT *et al.* (1995) bei Bad Lauchstädt mit Hilfe von „wet only“ Sammlern ermittelten N-Einträge von $15,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Deutlich höhere N-Naßdepositionen ($28,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bestimmten hingegen SCHINDLER *et al.* (2001) in der Uckermark. Entsprechend den bei SCHLEGEL (1976), GOSS *et al.* (1998) und DRINKWATER *et al.* (1998) angegebenen Größenordnungen wurde ferner – ungeachtet der Nutzungsform – eine mittlere asymbiontische N_2 -Fixierung von $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angenommen. Für die symbiontische N_2 -Fixierung der 2001 auf den extensiv bewirtschafteten Versuchspartzellen angebauten Körnererbsen erfolgte die Veranschlagung von $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Auf den Bracheparzellen variierte der Deckungsgrad des Leguminosenanteils – nach bislang unveröffentlichten Daten der Arbeitsgruppe Klotz (UFZ) – im Laufe des Untersuchungszeitraumes sehr stark. Daher wurde bei der Brachevariante auf die Kalkulation der symbiontischen N_2 -Fixierung verzichtet.

Eine detaillierte Aufschlüsselung der errechneten Stickstoffflächenbilanzen erfolgte in Tabelle 28. Wie dieser zu entnehmen ist, ergaben sich unter Brache sowie bei intensiver Bewirtschaftung während des gesamten Beobachtungszeitraumes positive N-Bilanzen. Diese betrugen bei der Brachevariante zwischen $31 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $54 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und bewegten sich unter intensiver Nutzung sogar von $64 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $111 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei letzterer Versuchsvariante konnte ein steigender Trend des N-Überschusses festgestellt werden. Im Gegensatz hierzu war die extensive Bewirtschaftungsform mit negativen N-Bilanzen ($-22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $-32 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) verbunden. Lediglich im Bewirtschaftungsjahr 2000/ 2001 wurde unter Berücksichtigung der biologischen N_2 -Fixierung ein N-Übertrag von $97 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ errechnet (Tab. 28). Bei Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes und unter Einbeziehung des geschätzten symbiontisch bzw. nicht-

symbiontisch festgelegten Stickstoffs konnten bei allen Versuchsvarianten positive N-Bilanzen verzeichnet werden. Unter der Voraussetzung eines ausgeglichenen TN-Vorrates sind die positiven N-Salden als N-Verlustgrößen zu betrachten. Allgemein kann der N-Überschuß als ein Charakteristikum landwirtschaftlicher Betriebsysteme gewertet werden, das deren unterschiedliches N-Belastungspotential quantitativ beschreibt (BACH, 1988). Die N-Verluste bewegen sich auch nach Aufaddierung jener in der Bilanzierung bereits abgezogenen N-Auswaschungsbeträge mit meist weniger als $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im deutschlandweiten Durchschnitt der neunziger Jahre (BACH & FREDE, 1998). Vor dem Hintergrund der vergleichsweise schwachen Düngungsintensität allerdings, sind die N-Überträge als überdurchschnittlich hoch zu bewerten.

Tab. 28: Stickstoffflächenbilanzen der Bewirtschaftungsjahre 2000/ 2001, 2001/ 2002 und 2002/ 2003 sowie für den gesamten Untersuchungszeitraum von Oktober 2000 bis Oktober 2003, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Bewirtschaftungsjahr ^{a)}	2000/ 2001			2001/ 2002			2002/ 2003		
Fruchtfolge		GS/ ERB	WR		WR	TR		TR	(WB)/ SR
Versuchsvariante	BRA	EXT	INT	BRA	EXT	INT	BRA	EXT	INT
+ Eintrag [kg N ha⁻¹]									
Deposition									
~ Trockendeposition	+ 36,3	+ 36,3	+ 36,3	+ 31,9	+ 31,9	+ 31,9	+ 34,1	+ 34,1	+ 34,1
~ Naßdeposition	+ 13,7	+ 13,7	+ 13,7	+ 18,1	+ 18,1	+ 18,1	+ 15,9	+ 15,9	+ 15,9
N ₂ -Fixierung									
~ nicht-symbiontisch	(+ 4)	(+ 4)	(+ 4)	(+ 4)	(+ 4)	(+ 4)	(+ 4)	(+ 4)	(+ 4)
~ symbiontisch		(+ 120)							
Saatgut	/	+ 8,2 ^{b)}	+ 1,1 ^{b)}	/	+ 1,4	+ 2,3	/	+ 2,2	+ 0,1 ^{b)}
N-Dünger									
~ organisch	/	/	/	/	+ 54,0	/	/	/	/
~ mineralisch	/	/	+ 100,5	/	/	+ 132,5	/	/	+ 78,0
– Austrag [kg N ha⁻¹]									
Erntegut ^{d)}	/	– 52,1 ^{b)}	– 82,2 ^{b)}	/	– 38,1	– 64,6	/	– 28,3	kein Ertrag
Auswaschung	≈ 0 ^{c)}	– 33,4 ^{c)}	– 5,1 ^{c)}	– 22,9	– 103,6	– 42,3	– 16,1	– 49,9	– 21,6
Denitrifikation und NH ₃ -Volatilisation ^{e)}	?	?	?	?	?	?	?	?	?
Saldo [kg N ha⁻¹]	+ 54,0	+ 96,7	+ 68,3	+ 31,1	– 32,3	+ 81,9	+ 37,9	– 22,0	+ 110,5
(ohne N₂-Fixierung)	(+ 50,0)	(– 27,3)	(+ 64,3)	(+ 27,1)	(– 36,3)	(+ 77,9)	(+ 33,9)	(– 26,0)	(+106,5)
Gesamtstickstoffbilanz von Oktober 2000 bis Oktober 2003									
Versuchsvariante:	BRA			EXT			INT		
Saldo [kg N ha⁻¹]:	+ 123,0 / (+ 111,0)			+ 42,4 / (– 89,6)			+ 260,7 / (+ 248,7)		

^{a)} Bewirtschaftungsjahr umfaßt jeweils den Zeitraum vom 01.10. bis zum 30.09.

^{b)} Kalkulation erfolgte auf Basis publizierter Rohproteingehalte (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2003a, 2004)

^{c)} Summe der N-Auswaschungsverluste beruht zum Teil auf simulierte (Modell CANDY) N-Konzentrationen des Perkolats

^{d)} Ernterückstände verblieben auf dem Untersuchungsareal

^{e)} Messungen zu Denitrifikations- und NH₃-Volatilisationsverlusten wurden nicht durchgeführt

Da in den aufgestellten N-Bilanzen die auswaschungsbedingten N-Entzüge bereits enthalten sind, ist davon auszugehen, daß die in Tabelle 28 angegebenen positiven Fehlbeträge entweder auf eine Anhebung des TN-Vorrates zurückzuführen sind oder gasförmige N-Verluste verkörpern. Ersteres kann nach den vorliegenden Resultaten ausgeschlossen werden, da sich in Bezug auf eine Bodentiefe von 0-100 cm unter Brache sowie bei intensiver Bewirtschaftung insgesamt eine Abnahme des TN-Vorrates abzeichnete und jener im extensiv genutzten Boden aufgrund einer stärkeren N-Akkumulation in 30-100 cm Tiefe annähernd konstant blieb. Somit können die positiven N-Salden mit gasförmigen

N-Verlusten gleichgesetzt werden. Der tatsächliche Umfang dieser N-Einbußen zeigt sich jedoch erst bei der Betrachtung deren prozentualen Anteile am jeweiligen Gesamt-N-Eintrag. Diese umfaßten im Bracheboden – anlehnend an Tabelle 28 – zwischen 58 % und nahezu 100 % und nahmen unter intensiver Nutzung einen Anteil von 43 % bis 84 % ein. Im Hinblick auf die Absenkung des TN-Vorrates sind die Absolutbeträge der gasförmigen N-Verluste – zumindest bei den genannten Nutzungsformen – wahrscheinlich noch bedeutender, als es die positiven N-Bilanzen zunächst vermuten lassen.

Gasförmige N-Verluste aus dem Boden sind im wesentlichen an die Prozesse Denitrifikation, Nitrifikation und NH_3 -Volatilisation gekoppelt. NH_3 -Emissionen treten vor allem nach Zufuhr von organischen (tierische Exkrementen) und anorganischen (Ammoniumsalze) Düngemitteln auf. Hierbei hängt die Höhe der NH_3 -Volatilisation in großem Maße von der Bodenfeuchtigkeit, dem pH-Wert und der Art des eingesetzten Düngers ab (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; SIGUNGA *et al.*, 2002). Da die medianen pH-Werte des untersuchten Bodens während der gesamten Forschungsperiode unter 6,0 lagen, der Boden meist deutlich weniger Feuchtigkeit als 60 % seiner maximalen Wasserhaltekapazität enthielt und organische Düngemittel eine untergeordnete Rolle spielten, ist anlehnend an die erwähnten Autoren anzunehmen, daß die NH_3 -Volatilisation und damit ihr Beitrag an den gasförmigen N-Verlusten auf dem Kreinitzer Versuchsfeld gering ist. Eine Reduzierung möglicher NH_3 -Emissionen könnte bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten nach BECKMANN *et al.* (2002), SIGUNGA *et al.* (2002) und THOMPSON & MEISINGER (2005) durch eine parallel zur Applikation verlaufenden Einarbeitung der Düngemittel erreicht werden.

Auch der Denitrifikationsprozeß wird von zahlreichen Faktoren beeinflusst und ist daher nur schwer abschätzbar. Neben der Höhe des atmosphärischen N-Eintrages (BUTTERBACH-BAHL *et al.*, 1998 und 2002) sowie dem NO_3^- -Gehalt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002), der Temperatur (MENYAILO & HUWE, 1999; KOPONEN *et al.*, 2004) und dem pH-Wert (ŠIMEK & COOPER, 2002) des Bodens stellt insbesondere der Gehalt an leicht verfügbaren organischen C-Verbindungen ein wichtiger Regulator dar (PARAMASIVAM *et al.*, 1998; AZAM *et al.*, 2002; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; SEHY *et al.*, 2004). Wie in Kapitel 5.2 erläutert, besitzt die Kreinitzer Sand-Braunerde einen vergleichsweise hohen Anteil leicht umsetzbaren Kohlenstoffs (hoher Anteil des TOC_{hwe} am TOC_{dec}). Dies spricht für ein hohes Denitrifikationspotential. Dem entgegen steht das vorwiegend sandige Substrat und damit verbunden die gute Dränung und der vermutlich allgemein hohe Sauerstoffreichtum des untersuchten Bodens (HERMSMEYER & VAN DER PLOEG, 1996). Fernerhin wird das Denitrifikationspotential durch die Applikation von Düngemitteln beeinflusst. So ermittelten DRURY *et al.* (1998) in regelmäßig gedüngten Ackerböden um 35 % höhere Denitrifikationsraten als in ungedüngten Böden. Ebenso bestimmten MÜLLER *et al.* (2003) die höchsten N_2O -Emissionen auf zuvor mit NO_3^- gedüngten Flächen. KAISER & RUSER (2000) konnten zwischen der N_2O -Emission und der N-Düngermenge zwar keinen signifikanten Zusammenhang nachweisen, stellten jedoch bei organisch gedüngten Ackerböden größere gasförmige N-Verluste als auf mineralisch gedüngten Flächen fest. Nach Untersuchungen von DITTERT *et al.* (2005) an Graslandböden führt sowohl die Ausbringung leicht abbaubarer organischer Düngemittel als auch die Applikation nitrathaltiger mineralischer N-Dünger kurzzeitig zu einer bemerkenswerten Erhöhung der N_2O -Emission. Die Wissenschaftler fanden außerdem heraus, daß speziell die kombinierte Anwendung derartiger Düngemittel beträchtliche, auf den mineralischen N-Düngerpool zurückzuführende N_2O -Ausgasungen zur Folge hat. Hingegen ermittelten BECKMANN *et al.* (2002) im Rahmen ihrer Untersuchungen zum ökologischen Landbau auf sandigen Ackerböden Sachsens die höchsten N_2O -Emissionen bei der ungedüngten Versuchsvariante. Auch FLESSA *et al.*

(1998) wiesen auf ungedüngten Ackerflächen höhere gasförmige N-Verluste nach. Allgemein konnten jene Autoren auf Wiesen im Vergleich zu bewirtschafteten Ackerböden geringere N_2O -Emissionen feststellen. Auch TEEPE *et al.* (2000) ermittelten auf unter Ackerbau befindlichen Böden höhere N_2O -Ausgasungen als bei Bracheflächen oder Forstökosystemen. Dies geht mit den Forschungsergebnissen des Kreinitzer Versuchsfeldes konform. So traten bei der N-Bilanzierung auf der intensiv genutzten Versuchsvariante höhere positive Fehlbeträge als unter Brache auf (Tab. 28). KAISER & RUSER (2000) schlußfolgerten anhand ihrer Forschungsergebnisse, daß bezüglich der N_2O -Emissionsrate dem Standort eine größere Bedeutung als der N-Düngung beizumessen ist. Weiterhin scheinen sowohl Bodenbearbeitung (CIVEROLO & DICKERSON, 1998; PASSIANOTO *et al.*, 2003) als auch die Vegetation (MÜLLER, 2003) die Höhe der N_2O -Emissionen zu beeinflussen.

In der Literatur sind sehr unterschiedliche Angaben zu gasförmigen N-Verlusten durch Denitrifikation zu finden. HERMSMEYER & VAN DER PLOEG (1996) schätzten die Denitrifikationsrate auf sandigen Böden kleiner als $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die von BECKMANN *et al.* (2002) gemessenen N_2O -Emissionen betrugen im Durchschnitt lediglich $2,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. KAISER & RUSER (2000) bestimmten auf verschiedenen deutschen Ackerböden N_2O -Verluste von $0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $16,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. In ähnlichen Größenordnungen bewegten sich die von SCHNEIDER & HAIDER (1992) ermittelten Denitrifikationsverluste. Wesentlich höhere Werte (mehr als $200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurden von RICHTER & RICHTER (1991) aus einer in die Landwirtschaft integrierten Pseudogley-Parabraunerde Norddeutschlands gemessen. Jene Autoren beobachteten, daß sowohl unter Brache als auch unter Winterweizen 20 % des im Herbst vorhandenen NO_3^- bis zum Frühjahr denitrifiziert wurde. Noch höhere Denitrifikationsverluste – nämlich $360 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ – stellten HATCH *et al.* (1998) aus einer Sand-Braunerde unter Grünlandnutzung in England fest. In benachbarten Kiefernforsten der Kreinitzer Versuchsfläche schätzte SCHEUNER (2004) anhand eines ^{15}N -Tracerversuches den durch Denitrifikation verlorengegangenen Stickstoff auf etwa $500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Nach STRONG & FILLERY (2002) sind in sandigen Böden bei unbegrenztem NO_3^- -Angebot sogar Denitrifikationsraten von bis zu $1100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ möglich. Die Ergebnisse zeigen, daß auch in allgemein gut durchlüfteten Sandböden hohe N_2O -Emissionen erreicht werden können. Bei der Bewertung von gasförmigen N-Verlusten sollten jedoch auf Einzelmessungen beruhende Schätzungen von jährlichen Denitrifikationsraten generell kritisch hinterfragt werden, da anlehnend an PAPEN & BUTTERBACH-BAHL (1999) die N_2O -Emission im Jahresverlauf extremen Schwankungen unterlegen sein kann. So berichteten diese Autoren auf der Grundlage dreijähriger kontinuierlicher Messungen der bodenbürtigen N_2O -Emission eines Forstökosystems von einer massiven saisonalen, aber auch zwischenjährlichen Variabilität. N-Ausgasungsspitzen traten vor allem während längerer Frostperioden auf. Folglich bestimmten PAPEN & BUTTERBACH-BAHL (1999) im Laufe der Frost- und Auftauperiode des Bodens bis zu 73 % der gesamten jährlichen N_2O -Emission. Im Hinblick auf ackerbaulich genutzte Böden wiesen auch LUDWIG *et al.* (2004) darauf hin, daß die während Gefrier-Auftau-Ereignissen freigesetzten N_2O -Mengen – abhängig von Standorts- und Frostbedingungen – erheblich zur Gesamtsumme der jährlichen N_2O -Emissionen beitragen können. Beträchtliche N_2O -Freisetzungen im Winter beobachteten auch MÜLLER *et al.* (2003) bei Graslandböden. Letztgenannte Autoren stellten fest, daß NO_3^- und NH_4^+ kurz nach Düngerausbringung mikrobiell immobilisiert, aber teilweise durch den Frosteffekt wieder verfügbar wurden. Sie konnten bestätigen, daß N_2O während Frost- und Auftauperioden im Winter durch biologische Prozesse produziert werden kann. In diesem Zusammenhang scheint anlehnend an TEEPE *et al.* (2000) neben dem NO_3^- -Gehalt des Bodens vor allem die beim Auftauprozess vorhandene Menge wassergefüllter Poren eine wichtige Rolle zu spielen.

Daher ist nach diesen Autoren unter Brache – aufgrund der dichteren Vegetationsdecke – allgemein mit einer geringeren N_2O -Emission im Laufe der Wintermonate zu rechnen.

Es ist anzunehmen, daß gerade in aeroben Sandböden die ermittelten N_2O -Emissionen zum Teil auch auf den autotrophen Nitrifikationsprozeß zurückzuführen sind. So trug die Nitrifikation nach Untersuchungen von AMBUS (1998) in Graslandböden der gemäßigten Klimazone mit mehr als 60 % an der Gesamt- N_2O -Produktion bei. In bewirtschafteten Ackerböden variierte ihr Anteil zwischen 13 % und 74 %. CHENG *et al.* (2004) untersuchten diesbezüglich landwirtschaftlich genutzte Böden in China und schrieben der Nitrifikation einen Anteil von über 80 % bei der Produktion von N_2O bzw. NO zu. Im Hinblick auf die gasförmigen N-Verluste im Boden unterstrichen auch WRAGE *et al.* (2001) sowie McLAIN & MARTENS (2005) die Bedeutung der Nitrifikation.

Abschließend ist festzuhalten, daß die N-Verluste bei allen Versuchsvarianten – trotz vergleichsweise niedriger Erträge (vgl. Tab. 3 und 4; SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2003a, b; 2004) – verhältnismäßig hoch waren. Während nach den errechneten N-Bilanzen (Tab. 28) die gasförmigen N-Entzüge vermutlich besonders unter Brache sowie im intensiv bewirtschafteten Boden dominierten, kam der N-Auswaschung vor allem unter extensiver Nutzung große Bedeutung zu. Für eine genauere Quantifizierung der gasförmigen N-Verluste sind weitere Untersuchungen erforderlich.

5.4 C/N-Verhältnisse

Die medianen TOC/TON-Verhältnisse der Kreinitzer Sand-Braunerde variierten während des Forschungszeitraumes oberhalb 30 cm Bodentiefe zwischen 10,6 und 13,2. Dieser Wertebereich steht in Einklang mit publizierten Daten anderer ackerbaulich genutzter Sandböden Deutschlands (u. a. BEYER *et al.*, 1993; BACHINGER & AHRENS, 1994; SCHIMMING *et al.*, 1995; SPRINGOB & MOHNKE, 1995; KLIBSCH *et al.*, 1998; NIEDER & RICHTER, 2000; SPRINGOB *et al.*, 2001). Im Mittel etwas weitere C/N-Verhältnisse bestimmten BECKMANN *et al.* (2001) und HEUMANN & BÖTTCHER (2004a, b) in verschiedenen sandigen Ackerböden Sachsens bzw. Niedersachsens. Geringere Werte (unter 10) stellten hingegen KANAL *et al.* (2003) in einer landwirtschaftlich genutzten Parabraunerde bei Berlin-Dahlem fest. Wie die Untersuchungen von MERBACH *et al.* (2000) und STUMPE *et al.* (2000b) zeigen, ist das Kreinitzer Versuchsareal bezüglich des TOC/TON-Verhältnisses ebenfalls mit Ackerböden mitteldeutscher Schwarzerderegionen vergleichbar. MENGEL (1984) berichtete in Anlehnung an QUASTEL (1965), daß bei einem C/N-Verhältnis von 10 ein gewisser Schwellenwert (Optimalwert) vorliegt, dessen Überschreitung sich in einer tendenziellen Zunahme der N-Immobilisierung äußert, während durch eine Unterschreitung das Gleichgewicht zugunsten der N-Mineralisation verschoben wird. Demnach ist im untersuchten Boden prinzipiell von einer schwachen Dominanz der N-Festlegung auszugehen.

Im Hinblick auf das TOC/TON-Verhältnis kristallisierten sich im Laufe der dreijährigen Untersuchungsperiode keine klaren nutzungsbedingten Unterschiede heraus. Dies steht in Kontrast zu den Forschungsergebnissen von GISI *et al.* (1979), TIESSEN *et al.*, 1982 und JUNGE *et al.* (1993), welche nach Brachlegung landwirtschaftlich genutzter Flächen eine deutliche Aufweitung der C/N-Verhältnisse nachweisen konnten. Im Gegensatz hierzu stellten BROLL & SCHREIBER (1994) in einem nährstoffreichen Pelosol keine Einengung der C/N-Verhältnisse infolge der Flächenstillegung fest. Die Divergenz dieser Ergebnisse beruht vermutlich auf differierende Streuqualitäten. Bei ärmeren Böden kommt es auf Sukzes-

sionsbrachen nach Ausbleiben der N-Düngung meist zu einer relativen Verringerung der N_{phyt} -Gehalte, was zu einer Abnahme des Stoffabbaus und somit längerfristig zu weiteren C/N-Verhältnissen des Bodens führen kann. Im Bracheboden des Kreinitzer Untersuchungsgebietes war eine solche Aufweitung lediglich andeutungsweise erkennbar. Auch unterschieden sich die angeführten TOC/TON-Verhältnisse nicht wesentlich von jenen der ersten Bracheperiode (vgl. Kapitel 3.1.1; LANDGRAF 2001a). Begründet liegt dies einerseits sicherlich in dem Umbruch der Bracheparzellen Ende 1999, durch welchem die Brachevegetation erneut auf das Initialstadium der Sukzession zurückgesetzt wurde. Andererseits war – zumindest zeitweise – der Leguminosenanteil der aufwachsenden Vegetation relativ hoch, was einer Erhöhung des $(C/N)_{\text{phyt}}$ -Verhältnisses entgegenwirkte. Wie lange das TOC/TON-Verhältnis unter Dauerbrache auf einem verhältnismäßig konstantem Niveau bleiben wird, ist im Rahmen dieser Studie noch nicht abzusehen. Auf längere Sicht hin ist jedoch wegen der zunehmenden Vergrasung und Verbuschung mit einer Aufweitung dieser Kenngröße zu rechnen.

Sowohl die Inkulturnahme der Bracheflächen als auch die ungleichen Düngungssysteme bzw. die Einarbeitung der Ernterückstände übten auf das TOC/TON-Verhältnis keinen entscheidenden Einfluß aus. Analog hierzu konnten beispielsweise auch STUMPE *et al.* (2000a), SCHULZ (2002) und KANAL *et al.* (2003) bei Dauerversuchen mit langjährig differenzierten Düngungsmaßnahmen keine bemerkenswerten Änderungen nachweisen. Ebenso stellten FRIEDEL & GABEL (2001a) zwischen unterschiedlich lange ökologisch bewirtschafteten Ackerböden keine statistisch belegbaren Abweichungen des C/N-Verhältnisses fest. PERSSON & KIRCHMANN (1994) berichteten nach Untersuchungen an schwedischen Ackerböden, daß auch die Zugabe großer Mengen organischer Frischsubstanz mit verschiedenen N-Gehalten keine nennenswerte Modifikation des ursprünglichen C/N-Verhältnisses (10) bewirkte.

Unterhalb einer Bodentiefe von 30 cm nahm das TOC/TON-Verhältnis deutlich niedrigere Werte an. Dies hängt wahrscheinlich mit der vertikalen Verlagerung einfacher organischer, vornehmlich niedermolekularer N-Verbindungen zusammen, die durch ein enges C/N-Verhältnis gekennzeichnet sind und im Unterboden aufgrund des hier geringen Humus- bzw. TOC-Gehaltes stärker im TOC/TON-Verhältnis zum Tragen kommen.

Die errechneten $(\text{TOC/TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnisse bewegten sich in einem ähnlichen Wertebereich wie die TOC/TON-Verhältnisse und erwiesen sich damit für die gesamte organische Bodensubstanz als repräsentativ. Da die mineralische N-Komponente des Heißwasserextraktes von verschiedenen Autoren in das Verhältnis mit einbezogen wurde, waren Erstere deutlich höher als jene der Literatur zu entnehmenden $(\text{TOC/TN})_{\text{hwe}}$ -Verhältnisse (KÖRSCHENS *et al.*, 1990; SCHULZ, 1990; LEINWEBER *et al.*, 1995; LANDGRAF, 2001a; SCHULZ, 2002). Der Einschluß des anorganischen Stickstoffs erscheint jedoch nicht zweckmäßig, weil witterungs- und düngungskausale kurzzeitige Schwankungen der mineralischen N-Fractionen den Blick auf die Mineralisationsbedingungen der leicht umsetzbaren organischen Substanz verfälschen und so die Aussagekraft zu deren Qualität schmälern können.

Die Tatsache, daß die Beträge der $(\text{TOC/TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnisse den TOC/TON-Verhältnissen gleichen, läßt drei wichtige Folgerungen zu. Zum einen wird hiermit die in Kapitel 5.2 diskutierte Theorie bestärkt, nach welcher die leicht abbaubaren Rhizodepositionen einen bedeutenden Anteil im Heißwasserextrakt einnehmen. So bestehen die wasserlöslichen Wurzelexsudate nach MERBACH *et al.* (1999) vor allem aus neutralen Zuckern und organischen Säuren. N-haltige Verbindungen wie Aminosäuren umfassen je nach Pflanzenart nur einen mehr oder weniger geringen Mengenanteil. Zweitens spiegelt sich

hierdurch der ungewöhnlich hohe prozentuale Anteil des TOC_{hwe} bzw. TON_{hwe} am TOC_{dec} bzw. TON_{dec} wider. Dieser bewirkt eine relative Reduzierung des mittels Heißwasserextraktion erfaßten prozentualen Anteils mikrobieller Biomasse, wodurch die Einflußstärke des erheblich niedrigeren $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Verhältnisses abgeschwächt wird. Das prozentuale $\text{C}_{\text{mic}}/\text{TOC}_{\text{hwe}}$ -Verhältnis, was während des Untersuchungszeitraumes oberhalb 30 cm Bodentiefe im Mittel zwischen 20 % und 30 % variierte, weist allerdings darauf hin, daß im Heißwasserextrakt der Kreinitzer Sand-Braunerde prinzipiell nur ein geringer Anteil der mikrobiellen Biomasse enthalten war. Höhere Anteile am TOC_{hwe} – wie sie mit 43 % bis 66 % zum Beispiel BESCHOW & MERBACH (2004) bestimmten – hätten sich in einer Verengung des $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnisses geäußert. Da jedoch anzunehmen ist, daß im TOC_{hwe} bzw. TON_{hwe} zumindest Teile des C_{mic} bzw. N_{mic} integriert sind, ist wegen der geringen Einflußnahme des engeren $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Verhältnisses auf das $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnis zum dritten zu vermuten, daß bei der Heißwasserextraktion relativ mehr C-Verbindungen des Bodens als N-haltige Bestandteile herausgelöst werden.

Die $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCl}}$ -Verhältnisse waren erheblich enger und unterlagen speziell in der extensiv und intensiv genutzten Versuchsvariante wesentlich größeren Schwankungen als die TOC/TON - sowie $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnisse. Auch bewirtschaftungsbedingte Einflußgrößen, wie die mineralische N-Düngung oder der Leguminosenanbau, schlugen sich im $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCl}}$ -Verhältnis stärker nieder. Insbesondere unterhalb 30 cm Bodentiefe bewegten sie sich in einem weiten Bereich von 1,0 bis 12,1. Dies deutet einerseits auf eine starke Heterogenität der Verlagerungsprozesse hin und bestätigt andererseits die Forschungsergebnisse von MENGEL *et al.* (1999), nach denen der CaCl_2 -extrahierbare organische Stickstoff zu annähernd 60 % aus Aminosäuren und Peptiden besteht (vgl. Abschnitt 5.3.1), welche bekanntlich durch sehr enge C/N-Verhältnisse charakterisiert sind. $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCl}}$ -Verhältnisse unter 3 sind jedoch auch mit derartigen Stoffgruppen nicht erklärbar, so daß in diesen Fällen entweder von der Anreicherung einzelner Aminogruppen oder aber aufgrund der im Unterboden sehr geringen TOC_{KCl} - bzw. TON_{KCl} -Gehalte von Meßungenauigkeiten auszugehen ist.

5.5 Mikrobiologische und biochemische Untersuchungsparameter

5.5.1 Mikrobielle Biomasse und mikrobielle Aktivität

Die Bodenmikroorganismen gehören zusammen mit Makroflora und -fauna neben geologischen Bedingungen (Ausgangsgestein), Relief, Klima, Zeit und anthropogenen Einflüssen zu den wichtigsten bodenbildenden Faktoren (ANDERSON, 1991). Der Anteil lebender Mikroorganismen an der organischen Bodensubstanz, deren Größe kleiner als $500 \mu\text{m}^3$ ist, wird zusammenfassend als mikrobielle Biomasse bezeichnet (JÖRGENSEN & BROOKES, 1991). Diese, bestehend aus Bakterien, Pilzen, Aktinomyceten, Algen und der Mikrofauna, fungiert als Transformator der Stoffumsetzungsprozesse im Boden und spielt demzufolge eine zentrale Rolle bei bedeutsamen Ökosystemprozessen wie dem Stoffabbau und -umbau, der Nährstofffreisetzung und der Produktion von Treibhausgasen. Die mikrobielle Biomasse weist die kürzesten Umsetzungszeiten unter den Bestandteilen der organischen Substanz im Boden auf (JENKINSON & LADD, 1981) und reagiert daher lange bevor sich Änderungen in Menge oder Gehalt an organischer Substanz im Boden abzeichnen (POWLSON *et al.*, 1987). Folglich wird sie von verschiedenen Autoren als sensibler Indikator für die Auswirkungen von Fruchtfolgen, Pflanzenschutz-, Düngungs- und Bodenbearbei-

tungsmaßnahmen auf das biologische System angesehen (GEHLEN & SCHRÖDER, 1989; KAISER & HEINEMEYER, 1993; BECK & BECK, 1994; LANDGRAF, 2001b).

Als Maß für die Besiedlungsdichte des Bodens mit Mikroorganismen wird üblicherweise der C_{mic} -Gehalt herangezogen. Dessen Quantifizierung ist ein wichtiger Parameter zur Beschreibung von Bodenökosystemen (MANZKE, 1995). Der C_{mic} -Vorrat der Kreinitzer Sand-Braunerde bewegte sich ungeachtet der Nutzungsform in 0-30 cm Tiefe zwischen 345 kg ha^{-1} und 642 kg ha^{-1} . Diese Werte sind nach dem sechsstufigen Klassensystem von MACHULLA *et al.* (2001) allgemein als gering bis mäßig hoch einzuschätzen. Die grundsätzliche Höhe des C_{mic} -Gehaltes eines Standortes steht in enger Beziehung zu seinen pedogenen (Humus-, Tongehalt, pH-Wert) und makroklimatischen (geographischer Breitengrad, mittlere Temperatur des kältesten Monats, Jahresniederschlag) Eigenschaften (WARDLE, 1992). Im allgemeinen sind Sandböden gegenüber tonreichen Böden durch geringere C_{mic} -Gehalte gekennzeichnet (BECK *et al.*, 1995; KANDELER *et al.*, 1999; EMMERLING *et al.*, 2001). Untersuchungen von VAN VEEN *et al.* (1985) und VAN GESTEL *et al.* (1991) haben gezeigt, daß feinkörnige Böden (Tongehalt über 40 %) ca. 2,5- bis 3,5-fach mehr C_{mic} als grobkörnige Böden (Tongehalt weniger als 15 %) aufweisen können. Die positiven Wechselbeziehungen zwischen C_{mic} - und Tongehalt eines Bodens basieren, anlehnend an FRANZLUEBBERS *et al.* (1996a), wahrscheinlich auf engen korrelativen Bindungen zu dessen Humus- bzw. TOC-Gehalt. So stellten zahlreiche Autoren signifikante Korrelationen zwischen der C_{mic} -Fraktion und dem TOC fest (u. a. SPARLING *et al.*, 1986; MANZKE *et al.*, 1993; BECK *et al.*, 1997; BURKET & DICK, 1998; BANERJEE *et al.*, 1999; KLIMANEK, 2000; MOORE *et al.*, 2000; TAYLOR *et al.*, 2002). Auch im Rahmen dieser Studie konnten derartige Zusammenhänge bei einigen Probenahmeterminen statistisch belegt werden.

Für die Charakterisierung der mikrobiellen Besiedlungsdichte unabhängig vom Humusgehalt findet das C_{mic}/TOC -Verhältnis Anwendung. Dieses wird als Indikator für die Verfügbarkeit organischer Bodensubstanz betrachtet. Es zeigt an, in welchem Ausmaß die Mikroorganismen den TOC zum Aufbau und zum Erhalt ihrer Biomasse nutzen können (ANDERSON & DOMSCH, 1989; BAUHUS *et al.*, 1998). Im Boden des Untersuchungsgebietes umfaßte der C_{mic} oberhalb 10 cm Tiefe einen TOC-Anteil von 1,2 % bis 2,5 %. Vergleichbare Werte ermittelten JÖRGENSEN *et al.* (2002) im Ap-Horizont eines hessischen Tschernosems. Etwas höhere Anteile (2,9 % bis 3,8 %) bestimmten BEYER *et al.* (1999) und RIFFALDI *et al.* (2003) in nordwestdeutschen bzw. italienischen Ackerböden. Von wesentlich niedrigeren C_{mic}/TOC -Verhältnissen (0,4 % bis 1,1 %) berichteten hingegen MOORE *et al.* (2000) sowie OVERESCH *et al.* (2004) nach Forschungen an nordamerikanischen bzw. niedersächsischen landwirtschaftlich genutzten Böden. Der C_{mic}/TOC -Quotient der Kreinitzer Sand-Braunerde nahm demnach eine Mittelstellung ein. Dies deutet auf eine gute und angemessen hohe C-Verfügbarkeit hin. Der verhältnismäßig hohe Anteil des TOC_{hwe} am TOC_{dec} , also die theoretisch vorhandene große Menge an leicht nachlieferbaren C-Verbindungen, hätte allerdings größere C_{mic} -Gehalte und damit verbunden höhere C_{mic}/TOC -Verhältnisse erwarten lassen. Unter der Annahme, daß es sich zumindest bei Teilen des TOC_{hwe} um eine bevorzugte Nahrungsquelle der mikrobiellen Biomasse handelt, sind signifikante Zusammenhänge zwischen diesen C-Fractionen prinzipiell vorauszusetzen. Da im Rahmen dieser Studie solche korrelativen Bindungen jedoch nur vereinzelt nachzuweisen waren, ist im Hinblick auf die Kreinitzer Sand-Braunerde zu vermuten, daß die leicht umsetzbare organische Substanz quantitativ betrachtet kein begrenzender Faktor für die Mikroorganismen darstellte. Änderungen des TOC_{hwe} -Gehaltes spielten sich demzufolge in einer für die mikrobielle Biomasse irrelevanten Größenordnung ab. Verdeutlicht wird dies durch den Vergleich der Entwicklungsgänge jener

C-Fractionen. So blieben die C_{mic} -Gehalte des extensiv und intensiv bewirtschafteten Bodens während der Untersuchungsperiode in 0-10 cm Tiefe insgesamt annähernd auf konstantem Niveau, obwohl sich bezüglich der TOC_{hwe} -Fraktion ein rückläufiger Trend abzeichnete (vgl. Abb. 9a und 22a). Auch deren Anteile am TOC variierten mehrheitlich nicht synchron. Die größten Übereinstimmungen ergaben sich unter extensiver Nutzung in 10-30 cm Tiefe (vgl. Abb. 46b). Analog hierzu stellten OVERESCH *et al.* (2004) in Sandböden Niedersachsens fest, daß die Mikroorganismen bei hohen Kompostgaben das Substrat nicht mehr adäquat nutzen konnten, wodurch die Zunahme der mikrobiellen Biomasse eingeschränkt wurde. Somit zeigen niedrige C_{mic}/TOC -Verhältnisse anscheinend nicht immer eine geringe Verfügbarkeit organischer Bodensubstanz an, sondern können bei bestimmten Standorten ursächlich auch auf überdurchschnittlich hohe Gehalte leicht umsetzbarer organischer Substanz zurückzuführen sein.

Da der Bracheboden oberhalb 10 cm Tiefe neben eines tendenziell höheren TOC-Gehaltes oftmals auch signifikant größere Gehalte an C_{mic} aufwies, spiegelte sich die differenzierte Nutzungsintensität im Laufe des dreijährigen Forschungszeitraumes nur sehr schwach in den C_{mic}/TOC -Verhältnissen wider. Die Tatsache, daß in Brache- bzw. Grünlandböden allgemein höhere C_{mic} -Gehalte als in bewirtschaftetem Ackerland vorzufinden sind, ist weithin bekannt und wird durch zahlreiche Untersuchungsergebnisse belegt (u. a. COLLINS *et al.*, 1992; MANZKE *et al.*, 1993; BECK & BECK, 1994; EMMERLING *et al.*, 1994; FILSER *et al.*, 1996; ALVAREZ *et al.*, 1998; FRANZLUEBBERS *et al.*, 2000; LANDGRAF & KLOSE, 2002; CARPENTER-BOGGS *et al.*, 2003). Interessant ist, daß die nutzungsbedingten Abweichungen des C_{mic} -Gehaltes nicht auf einer Reduzierung infolge der Wiederinbetriebnahme, sondern vorrangig auf einem leichten Anstieg im Bracheboden beruhten. Die in den extensiv und intensiv bewirtschafteten Parzellen durchgeführten Bodenbearbeitungsmaßnahmen führten während der Untersuchungsperiode im Oberboden also nicht – wie es nach den Forschungsergebnissen von EHLERS (1992), FRANZLUEBBERS *et al.* (1995, 1996b), ALVAREZ *et al.* (1998), DRIJBER *et al.* (2000), BAILEY *et al.* (2002) und HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ & LÓPEZ-HERNÁNDEZ (2002) zu vermuten gewesen wäre – zu einer Verringerung des C_{mic} -Gehaltes. Hieraus ist abzuleiten, daß sich die mikrobielle Biomasse zum Zeitpunkt der ersten Probenahme bereits in einem Gleichgewichtszustand befunden haben muß. Die C_{mic} -Gehaltszunahme im Bracheboden gründet anlehnend an JÖRGENSEN (1995) wahrscheinlich auf einer stilllegungsbedingten Verbesserung der mikrobiellen Lebensbedingungen (permanent geschlossene Pflanzendecke mit relativ kontinuierlichem C-Eintrag durch Wurzeln, keine Störung durch Bodenbearbeitung). Auch LANDGRAF (2001a) beobachtete im Zuge seines dreijährigen Versuchszeitraumes (erste Bracheperiode; vgl. Abschnitt 3.1.1) in 0-10 cm Tiefe einen Anstieg des C_{mic} -Gehaltes um ungefähr 120 mg kg^{-1} auf weit über 200 mg kg^{-1} . Da der im Oktober 2000 bestimmte mediane C_{mic} -Gehalt unter Brache aber lediglich knapp 130 mg kg^{-1} betrug, wird klar, daß die zwischen den Versuchsphasen stattgefundene Umbruchmaßnahme eine beträchtliche und rapide Reduzierung der mikrobiellen Biomasse bewirkte. Dies erklärt auch, weshalb sich jene C-Fraktion im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten schon bei Untersuchungsbeginn in einer Art Gleichgewicht befand. In der Tiefenstufe 10-30 cm waren die nutzungsbedingten Differenzen weniger stark ausgeprägt. Ferner fand hier im Vergleich zu den Daten von LANDGRAF (2001a) keine bedeutende Abnahme des C_{mic} -Gehaltes statt.

Die mineralischen N-Düngerapplikationen übten auf den C_{mic} -Gehalt des intensiv bewirtschafteten Bodens, abgesehen von kurzfristigen Depressionen (GISI *et al.*, 1990; LANDGRAF & MAKESCHIN, 2002) im Mai 2002 und Mai bzw. August 2003, keinen gerichteten Einfluß aus. In Analogie hierzu konnten auch LOVELL & HATCH (1998) nach mehreren mineralischen N-Düngergaben keinen signifikanten Effekt auf die mikrobielle Biomasse

eines englischen Graslandbodens feststellen. Ähnliches, allerdings in Bezug auf die Organismengruppe der Bakterien, berichteten SÖDERBERG & BÅÅTH (2004) von schwedischen Ackerflächen. Sie folgerten hieraus, daß der Stickstoff keine limitierende Variable für die bakterielle Aktivität darstellte. Eine leichte Erhöhung des C_{mic} -Gehaltes beobachteten hingegen CAMPBELL *et al.* (1995) nach gesplitterter Zugabe von 144 kg N ha^{-1} , was sie mit einem Anstieg der Phytomasseproduktion auf dem betreffenden Weideland begründeten. Auch die Ausbringung von Schweinegülle im April 2002 (vgl. Tab. 4) verursachte im Boden der extensiv genutzten Parzellen keine nennenswerte Änderung des C_{mic} -Gehaltes. Ein Grund für die geringen Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten ist in den allgemein niedrigen Düngerapplikationsmengen zu sehen. Werden diese Bewirtschaftungssysteme beibehalten, so ist nach den Untersuchungen von OBERDOERSTER *et al.* (1997) an einem vergleichbaren Sandboden nahe Berlin-Dahlem bei Minereraldüngung (intensive Bewirtschaftungsform) langfristig mit höheren mikrobiellen Biomassegehalten zu rechnen. Kommt es jedoch im extensiv genutzten Boden aufgrund großer Stallmistgaben zu einer Zunahme des TOC, so sind hier höhere C_{mic} -Gehalte wahrscheinlich (WITTER, 1996; LEITA *et al.*, 1999; KAUR *et al.*, 2005).

Bei keiner der Nutzungsformen konnte der zeitliche Entwicklungsverlauf des C_{mic} -Gehaltes bzw. -Vorrates einem eindeutigen saisonalen Muster zugeordnet werden. Lediglich unter Brache deuteten sich schwache Sommerminima an. Gleiches berichteten MÜLLER (1992) und JÖRGENSEN *et al.* (1994), welche in einer niedersächsischen Parabraunerde trotz stärkerer Varietäten der Witterungsverhältnisse keine kurzfristigen jahreszeitlichen Schwankungen feststellten. Im Gegensatz hierzu ließen die in Texas durchgeführten Untersuchungen von FRANZLUEBBERS *et al.* (1995) saisonale Abhängigkeiten erkennen. Die Autoren brachten diese mit qualitativen und quantitativen Änderungen von Rhizodepositionen und Ernterückständen sowie der Bodenbearbeitung in Verbindung. Weiterhin stellten COLLINS *et al.* (1992) eine saisonale Rhythmik des C_{mic} -Gehaltes mit Frühjahrsmaxima fest. Über die Einflußstärke sehr trockener Jahresabschnitte auf die mikrobielle Biomasse liegen unterschiedliche Ergebnisse vor. So beobachtete JÖRGENSEN (1995) während einer Periode mit sehr geringen Bodenwassergehalten (August bis September) sogar eine signifikante Zunahme des C_{mic} -Gehaltes. Hingegen ermittelten VAN GESTEL *et al.* (1992) bei Feldproben, deren Wassergehalt im Sommer auf bis zu 1,4 % sank, etwa 30 % niedrigere Werte als in den wesentlich feuchteren Winterproben. Anknüpfend an die Ausführungen in Kapitel 5.3.1 und entsprechend den Untersuchungen von LANDGRAF (2001a, b) kann in der Kreinitzer Sand-Braunerde bei heißen Sommern – unabhängig von anderen exogenen Faktoren – durchaus mit Beeinträchtigungen der mikrobiellen Biomasse gerechnet werden. Verantwortlich für die geringe jahreszeitliche Variabilität der vorliegenden Daten ist zumindest teilweise die erfolgte Vorkonditionierung des Probenmaterials (vgl. Abschnitt 3.2.2.1), welche eine „Verfälschung“ der aktuellen Feldbedingungen bewirkte. Da bei der Bestimmung der mikrobiellen Biomasse auf eine Vorbehandlung (beschrieben bei JÖRGENSEN *et al.* (1991) und MÜLLER *et al.* (1992)) der gesiebten Proben verzichtet wurde, erscheint fernerhin eine Überlagerung der C_{mic} -Gehalte durch nicht entfernte frische, lebende Feinwurzeln möglich (JÖRGENSEN, 1995; FRIEDEL *et al.*, 2002). Die vergleichsweise geringe Gehaltsamplitude und insbesondere die Unregelmäßigkeit der aufgetretenen Frühjahrsmaxima sprechen jedoch gegen eine hohe Fehlerquote durch derartige Interferenzen.

Die C_{mic} -Gehalte nahmen mit zunehmender Bodentiefe erheblich ab, wobei zwischen den Tiefenstufen 10-30 cm und 30-60 cm eine besonders starke Verringerung erkennbar war. Wegen der fehlenden Bodenbearbeitung und der damit verbundenen oberflächennahen Streuakkumulation fand der Tiefengradient vor allem im Bracheboden eine deutliche Aus-

prägung. Dies geht mit den bei JÖRGENSEN (1995) geschilderten Untersuchungsergebnissen zur C_{mic} -Tiefenverteilung in Acker- und Grünlandböden konform.

Nach den Forschungsergebnissen von MOORE *et al.* (2000) kann dem N_{mic} sowohl gegenüber der Fruchtfolge als auch hinsichtlich des Pflanzenbedeckungsgrades zum Probenahmezeitpunkt eine höhere Sensitivität als dem C_{mic} zugewiesen werden. Keine Auswirkungen auf die mikrobielle Biomasse hatte nach diesen Autoren die Applikation von Harnstoff. CAMPBELL *et al.* (1995) sowie LOVELL & HATCH (1998) konnten nach Anwendung anorganischer N-Dünger ebenfalls keine signifikanten Änderungen des N_{mic} -Gehaltes nachweisen. Konträr hierzu stellten LANDGRAF & MAKESCHIN (2002) in Bezug auf die mineralische N-Düngung verhältnismäßig starke Reaktionen des N_{mic} -Gehaltes fest. Im Rahmen dieser Studie konnte dem N_{mic} keine bemerkenswert höhere indikative Bedeutung gegenüber bewirtschaftungsspezifischen Maßnahmen zugeschrieben werden. Auffallend war jedoch, daß der N_{mic} im Vergleich zur C_{mic} -Fraktion allgemein stärker mit anderen chemischen und biochemischen Untersuchungsgrößen in signifikantem Zusammenhang stand. Nach den im Anhang dargestellten diskriminanzanalytischen Ergebnissen scheinen beide mikrobiologischen Kenngrößen quantitativ betrachtet nicht geeignet, um bewirtschaftungsbedingte Effekte auf den Stoffhaushalt der Kreinitzer Sand-Braunerde kurz- bis mittelfristig beurteilen zu können. Eine engere Beprobungssequenz könnte den Indikatorwert des C_{mic} bzw. N_{mic} erhöhen, da auf diese Weise ebenfalls mögliche, sehr kurzfristige Änderungen des mikrobiellen Biomassegehaltes erfaßt würden.

Bezüglich der nutzungsbedingten Differenzen, des zeitlichen Entwicklungsganges und der Tiefenverteilung zeigte der N_{mic} -Gehalt deutliche Korrespondenzen zur C_{mic} -Fraktion auf. Dies äußerte sich zum einen in den errechneten korrelativen Bindungen zwischen jenen Parametern und schlug sich zum anderen – besonders in der Tiefenstufe 0-10 cm – in den Resultaten der Hauptkomponentenanalyse nieder. Analoge statistisch belegbare Beziehungen ermittelten neben LANDGRAF (2001a) unter anderem auch CAMPBELL *et al.* (1995), BURKET & DICK (1998), DENG *et al.* (2000) und MOORE *et al.* (2000). Relativ stärkere Oszillationen des N_{mic} , wie sie beispielsweise von BROOKES *et al.* (1985b), JÖRGENSEN (1995) und MOORE *et al.* (2000) berichtet werden, zeichneten sich bei diesen Untersuchungen nicht ab. Die prozentualen N_{mic} /TN-Verhältnisse variierten in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm von 1,2 % bis 3,9 % und waren folglich mit publizierten Angaben anderer landwirtschaftlich genutzter Flächen vergleichbar (FLIEBBACH & MÄDER, 2000; MOORE *et al.*, 2000; FRIEDEL & GABEL, 2001b; FRIEDEL & SCHELLER, 2002; BENDING *et al.*, 2004; STARK *et al.*, 2004). Da sich im Bracheboden oberhalb 10 cm Tiefe meist etwas größere N_{mic} /TN-Quotienten ergaben, ist hier anlehnend an JÖRGENSEN (1995) von einer allgemein höheren N-Verfügbarkeit auszugehen.

Wie die Ergebnisse der Korrelationsanalyse zeigen, stand der N_{mic} -Gehalt – neben häufiger aufgetretenen korrelativen Bindungen zum TN – vor allem mit der TN_{hwe} -Fraktion in signifikantem Zusammenhang. Hierbei ist das vertikale, nutzungsspezifische Verteilungsmuster dieser Beziehungen (unter Brache vorwiegend in 0-10 cm und bei extensiver sowie intensiver Bewirtschaftung hauptsächlich in 10-30 cm Tiefe) wahrscheinlich auf eine räumlich differenzierte Konzentration abbaubarer organischer Substanzen zurückzuführen. So wurden bei der extensiven und intensiven Bewirtschaftungsvariante die Ernterückstände in den Boden eingearbeitet, während es unter Brache zu einer Streuanreicherung an der Bodenoberfläche kam. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, daß die Korrelationen zum TN_{hwe} einerseits auf signifikante Verbindungen zum TON_{hwe} und andererseits auf korrelative Zusammenhänge zur NH_4^+ - N_{KCl} -Fraktion basierten. Letztere verweisen auf einen Anstieg der N-Mineralisationsrate. Sie traten insbesondere unter intensiver Bewirtschaftung auf

und kamen verstärkt in der Hauptkomponentenanalyse zum Ausdruck. Auch CORRE *et al.* (2002) ordneten bei einem Graslandboden die Dynamik des NH_4^+ -N der saisonalen Variabilität der mikrobiellen Biomasse zu, welche sich nach deren Untersuchungen an der jahreszeitlichen Verfügbarkeit organischen Materials orientierte. Die oftmals parallel verlaufende Anhebung von N_{mic} und TON_{hwe} ist sicherlich zum Teil mit der Zuführung bzw. Bildung leicht abbaubarer organischer Substanz begründbar, welche als schnell verwertbare Nahrungsquelle neben einer Zunahme des TON_{hwe} - möglicherweise auch einen gewissen Anstieg des N_{mic} -Gehaltes verursachte. Die geringen Bindungen zwischen TON_{hwe} und C_{mic} könnten hierbei anlehnend an PURI & ASHMAN (1998) mit der Beteiligung bzw. Förderung einzelner Organismengruppen in kausalem Zusammenhang stehen. Dies würde bedeuten, daß Stickstoff in der Kreinitzer Sand-Braunerde – zumindest für Teile der Mikroorganismengemeinschaft – ein begrenzender Faktor darstellt. Die nichtgerichtete Einflußnahme der N-Düngung auf die mikrobielle Biomasse bestätigt das allerdings nicht. Ein weiterer Hintergrund für die errechneten Korrelationen zwischen TON_{hwe} - und N_{mic} -Gehalt ist in der Erhöhung der mikrobiellen Residualmasse zu sehen, worauf bereits in Kapitel 5.3.1 ausführlicher eingegangen wurde.

Wie ebenfalls schon in Kapitel 5.3.1 erläutert, ist zu vermuten, daß die zumeist relativ weiten $(\text{C/N})_{\text{phyt}}$ -Verhältnisse des Streumaterials begünstigend auf die mikrobielle N-Immobilisation wirkten. Die allgemein schwachen Beziehungen zwischen mikrobieller Biomasse und der NO_3^- - N_{KCl} -Fraktion lieferten hierzu jedoch keinen Beweis. Ursachen dieses geringen Zusammenhangs sind vermutlich verlagerungs- und pflanzenernährungsbedingte Interferenzen des mikrobiellen NO_3^- - N_{KCl} -Konsums. Nach den Ergebnissen von BURGER & JACKSON (2003) ist in konventionell bewirtschafteten Flächen mit einer höheren NO_3^- -N-Immobilisationsrate als in organisch bewirtschafteten Böden zu rechnen.

Die mikrobiellen Gemeinschaften des Bodens zählen zu den artenreichsten Bestandteilen terrestrischer Ökosysteme, doch sind die Kenntnisse über deren Strukturen noch relativ gering (GILLER, 1996). Bodeneigenschaften, klimatische Gegebenheiten und anthropogene Aktivitäten beeinflussen die Artenzusammensetzung der Mikroorganismen (STARK *et al.*, 2004). Untersuchungen zu Auswirkungen der verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungsintensitäten auf die strukturelle Diversität der bodenmikrobiellen Gemeinschaft waren zwar nicht Gegenstand dieser Studie, doch geben die ermittelten $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Quotienten Anhaltspunkte zu den relativen Anteilen von Pilzen und Bakterien. So besitzt das C/N-Verhältnis von Pilzen einen Schwankungsbereich zwischen 4 und 15, während jenes der Bakterien lediglich zwischen 3 und 5 variiert (PAUL & CLARK, 1989). Folglich ist bei abnehmenden $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Quotienten eine relative Zunahme der Bakterienpopulationen wahrscheinlich. Da jedoch die Höhe des $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Verhältnisses in hohem Maße von den gewählten k_{EC} - und k_{EN} -Faktoren (vgl. Abschnitt 3.3.3.1) abhängt (CAMPBELL *et al.*, 1995; JÖRGENSEN, 1995; LADD *et al.*, 2004), sollten direkte Vergleiche der Absolutwerte stets unter Beachtung des Bodentyps, der regionalen Bedingungen, aber auch des Meßprinzips kritisch hinterfragt werden.

Der Bracheboden zeigte – insbesondere in 0-10 cm Tiefe – bezüglich des $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Verhältnisses die höchste Konstanz auf und war somit durch eine ausgewogene Pilz/Bakterien-Relation gekennzeichnet. Ein Anstieg dieses Quotienten mit fortschreitender Stillebungsdauer, wie LANDGRAF (2001a) es beobachtete, zeichnete sich während des dreijährigen Untersuchungszeitraumes nicht ab. Bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten wurden meist etwas weitere $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Verhältnisse bestimmt, was für einen relativ höheren Pilzanteil spricht. Dies steht nicht nur in Kontrast zu den Untersuchungsergebnissen von TISCHER & ALTERMANN (1992), sondern auch zur allgemeinen Literaturmeinung, die nach

Zugabe von mineralischen, aber auch organischen N-Düngern von einer verstärkten Förderung der Bakterien ausgeht (u. a. GISI *et al.*, 1990; BARDGETT *et al.*, 1993; LOVELL *et al.*, 1995; BARDGETT *et al.*, 1999; FLIEBBACH & MÄDER, 2000; MARSCHNER *et al.*, 2003). Auch die Forschungsergebnisse von FROSTEGÅRD & BÅÅTH (1996) hätten im extensiv und intensiv bewirtschafteten Boden aufgrund der hier niedrigeren TOC-Vorräte verhältnismäßig größere Mengen an Bakterien erwarten lassen. Die Autoren untersuchten verschiedene Böden unter differierenden Nutzungsformen und stellten einen positiven Zusammenhang zwischen dem Gehalt an organischer Bodensubstanz und dem Pilz/Bakterien-Verhältnis fest. Die Ursachen für diesen Dissens konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Es sei jedoch darauf hingewiesen, daß – trotz der relativ schwachen nutzungsbedingten Abweichungen des $(C/N)_{mic}$ -Quotienten – bei unterschiedlicher Bewirtschaftung bzw. Nutzung generell Differenzen der mikrobiellen Struktur, insbesondere auch innerhalb der Bakteriengemeinschaft, anzunehmen sind (PEACOCK *et al.*, 2001). Hierfür spricht auch die in Kapitel 5.3.1 geäußerte Hypothese eines bezüglich Quantität und Schnelligkeit nutzungsdifferenten Stoffumsatzes. Der Hintergrund für die allgemein geringe Modifikation des $(C/N)_{mic}$ -Verhältnisses könnte in der Vermutung begründet sein, daß in den meisten Böden nur ein kleiner Teil (ungefähr 10 %) der mikrobiellen Biomasse zur gleichen Zeit wirklich aktiv ist (JENKINSON, 1988). Unter Voraussetzung dieser Annahme würde sich auch nach Halbierung des $(C/N)_{mic}$ -Quotienten von 10 % der Mikroorganismen das $(C/N)_{mic}$ -Verhältnis der gesamten mikrobiellen Biomasse nur geringfügig ändern (JØRGENSEN, 1995).

Anlehnend an die Untersuchungen von ØVREÅS & TORSVIK (1998) ist unter Brache eine größere Mikroorganismenvielfalt wahrscheinlich. Die Autoren verglichen einen humusreichen Weidelandboden mit einem intensiv genutzten, humusarmen Ackerboden bezüglich der Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaft und stellten unter Weideland eine wesentlich höhere strukturelle Diversität fest. Sie begründeten dies mit dem vielfältigeren Angebot verschiedener organischer Stoffe (bedingt durch den größeren Artenreichtum der Pflanzendecke) und mit der hier fehlenden Bodenbearbeitung, welche im Ackerboden vermutlich zur Instabilität der Bakterienpopulationen führte. LARKIN (2003) untersuchte die Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse hinsichtlich verschiedener Fruchtfolgen und stellte ebenfalls einen starken Einfluß der Pflanzenarten auf die Zusammensetzung der Bodenorganismen sowie deren Aktivität fest. STEPHAN *et al.* (2000) konnten mit sinkender Anzahl der Pflanzenarten sogar eine log-lineare Abnahme der Bakteriendichte und damit verbunden eine Reduzierung der bakteriellen funktionellen Diversität nachweisen. In diesem Zusammenhang wurde den Leguminosen von SPEHN *et al.* (2000) eine Schlüsselrolle zugewiesen. HEDLUND (2002) vermutete, daß Leguminosen allgemein Bakterien fördern und Arbuskuläre-Mykorrhiza-Pilze unterdrücken (vgl. Kapitel 5.3.1). BECK (1984) berichtete nach der Integration von Leguminosen in die Fruchtfolge von erhöhten Bakterienzahlen. Dies steht in Einklang mit den ermittelten $(C/N)_{mic}$ -Verhältnissen im Mai 2001. Hier wies der extensiv bewirtschaftete Boden unter dem Anbau von Körnererbsen deutlich niedrigere $(C/N)_{mic}$ -Quotienten als die anderen Nutzungsformen auf. Eine vergleichbare Einflußnahme ging möglicherweise auch von den Leguminosen der Bracheparzellen aus.

Nach Untersuchungen zur Dynamik der bodenmikrobiellen Gemeinschaft entlang eines Transektes zwischen unterschiedlich intensiv genutztem Weideland wiesen BRODIE *et al.* (2002) den bodenchemischen Eigenschaften insgesamt eine wichtigere Rolle zu als den Charakteristika der Rhizosphäre von einzelnen Pflanzenarten. In hohem Maße bedeutsam scheint hierbei die Bodenazidität zu sein. Da Pilze in saurem Bodenmilieu allgemein besser zurechtkommen, treten bei tieferen pH-Werten meist weitere $(C/N)_{mic}$ -Verhältnisse auf. Dies erklärt, weshalb der $(C/N)_{mic}$ -Quotient unter intensiver Bewirtschaftung nach der im

Mai 2003 stattgefundenen düngungsbedingten Erniedrigung des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wertes (vgl. Abb. 5a), bis August 2003 oberhalb 10 cm Tiefe auf 12,6 anstieg. Auch O'DONNELL *et al.* (2001), MERILÄ *et al.* (2002), BÅÅTH & ANDERSON (2003) sowie STEENWERTH *et al.* (2003) berichteten über Zusammenhänge zwischen mikrobieller Diversität und Bodenazidität.

Die Bodenbearbeitungsmaßnahmen im extensiv und intensiv bewirtschafteten Boden könnten anlehnend an DRIJBER *et al.* (2000) eine Abnahme von Arbuskulären-Mykorrhiza-Pilzen bewirkt haben. Ebenso fanden FREY *et al.* (1999) in nicht bearbeiteten Böden eine höhere Pilz-Biomasse als in konventionell bearbeiteten Böden vor. Im Hinblick auf die Biomasse der Bakterien konnten die Autoren hingegen keinen signifikanten Effekt nachweisen. Unklar ist ferner, ob die unter intensiver Bewirtschaftung applizierten Pflanzenschutzmittel die Struktur der mikrobiellen Biomasse beeinflussten. Zwar stellten EMMERLING *et al.* (2001) bei reduziertem Eintrag von Chemikalien auch nach 10 Jahren keinen wesentlichen Effekt auf die bodenmikrobielle Biomasse fest, doch gehen JOHNSEN *et al.* (2001) davon aus, daß Pestizide prinzipiell auf die bakterielle Gemeinschaft Einfluß nehmen.

Allgemein ist nach FILIP *et al.* (1998) in Bezug auf die Huminstoffe festzustellen, daß Mischpopulationen (Bakterien, Actinomyceten, Pilze) aufgrund ihres vielseitigen Enzymapparates den Stoffab- bzw. -umbau besonders effektiv bewerkstelligen können. Die Bestimmung der Mikroorganismenvielfalt (Anzahl und Häufigkeit der anwesenden Spezies) sowie die Beschreibung ihrer Gemeinschaftsstruktur (Organisation in ökologischen oder taxonomischen Einheiten) kann durch die Erfassung der im Boden enthaltenen Phospholipidfettsäuren (PLFA) realisiert werden (FROSTEGÅRD *et al.*, 1993). Folglich könnten – anlehnend an ZELLES *et al.* (1992) – die im Institut für Bodenkunde und Standortlehre der TU Dresden bereits geplanten PLFA-Analysen künftig eine exaktere qualitative Beurteilung der Auswirkungen verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten auf Verschiebungen und Sukzessionen der Mikroorganismengemeinschaft in der Kreinitzer Sand-Braunerde ermöglichen.

BENDING *et al.* (2000) schlußfolgerten auf der Grundlage ihrer Forschungsergebnisse, daß Stoffwechseländerungen der mikrobiellen Gemeinschaft gegenüber managementbedingten Einflüssen auf bodenbiologische Eigenschaften sensitivere Indikatoren als der Gehalt von organischer Bodensubstanz oder mikrobieller Biomasse darstellen. Eine wichtige Kenngröße für den physiologischen Zustand der Mikroorganismen im Boden ist der $q\text{CO}_2$, welcher als Quotient aus Basalatmung (CO_2 -Produktionsrate) und mikrobieller Biomasse berechnet wird (ANDERSON & DOMSCH, 1990). Unter Gleichgewichtsbedingungen (Umsatzrate = Sterberate = Wachstumsrate) ist der $q\text{CO}_2$ ein Maß für die Menge an Substrat-C, die zum Erhalt einer Einheit C_{mic} pro Zeiteinheit veratmet werden muß (JÖRGENSEN, 1995). Der $q\text{CO}_2$ spiegelt somit die Effizienz der mikrobiellen Substratnutzung wider. Erhöhte Werte können sowohl bei ungünstigen Lebensbedingungen als auch bei hoher Substratverfügbarkeit auftreten (DILLY *et al.*, 2001). Im Boden des Kreinitzer Versuchsareals bewegte sich der mediane $q\text{CO}_2$ in 0-30 cm Tiefe größtenteils zwischen $4 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$ und $6 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$. Diese Werte liegen deutlich über den publizierten Angaben von ANDERSON & DOMSCH (1990), WINTER & BEESE (1995), BRELAND & ELTUN (1999), LEITA *et al.* (1999), DILLY *et al.* (2001), DINESH (2004) und OVERESCH *et al.* (2004), welche insgesamt in einer Spannweite von ca. $0,2 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$ bis $3,8 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$ variierten. Lediglich DILLY & MUNCH (1998) bestimmten unter einer Mais (*Zea mays* L.)-Monokultur mittlere Werte um $5 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g } C_{\text{mic}})^{-1}$. Aufgrund des überdurchschnittlich hohen $q\text{CO}_2$ ist den Mikroorganismen der Kreinitzer

Sand-Braunerde eine äußerst ineffiziente Substratnutzung zu unterstellen. Hierbei ist davon auszugehen, daß der andauernd hohe energetische Aufwand der Mikroorganismen eine allgemeine Verkürzung der Generationszeiten bewirkte, was jene in Abschnitt 5.3.1 angeführte Vermutung einer schnellen Umsetzungsgeschwindigkeit der mikrobiellen Biomasse unterstreichen würde. Die hohen Werte des qCO_2 lassen zunächst auf eine starke Belastung der mikrobiellen Biomasse schließen. Als Ursache hierfür könnten atypische pedogene (ANDERSON & DOMSCH, 1993; WARDLE & GHANI, 1995) oder klimatische (ANDERSON & DOMSCH, 1986; ALVAREZ *et al.*, 1995; FRANZLUEBBERS *et al.*, 2001) Standortbedingungen in Frage kommen. Ermittelte Bodenparameter wie pH-Wert oder TOC/TON-Verhältnis weisen jedoch nicht auf eine ungewöhnlich hohe Streßsituation hin. Auch sind im Boden des Untersuchungsgebietes überdurchschnittlich hohe Schadstoffgehalte unwahrscheinlich. Bezüglich den Witterungsverhältnissen zeichnete sich lediglich im sehr trockenen und heißen Jahr 2003 (vgl. Abb. 2) eine deutlich erhöhte Belastung ab. Bedingt durch Trocken- bzw. Hitzestreß stieg der qCO_2 im zu jener Zeit unbedeckten extensiv bewirtschafteten Boden sogar auf über $10 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g C}_{\text{mic}})^{-1}$ an und kam so der Obergrenze des bei JÖRGENSEN (1995) angegebenen qCO_2 -Variationsbereiches von $12,5 \text{ mg CO}_2\text{-C h}^{-1} (\text{g C}_{\text{mic}})^{-1}$ recht nahe. Nach FRANZLUEBBERS *et al.* (1996a) scheinen sandige Böden im Vergleich zu tonreichen Böden allerdings generell durch eine höhere mikrobielle Aktivität gekennzeichnet zu sein. Die Autoren schoben dies auf die höhere Anzahl von Grobporen, durch welche die mikrobielle Biomasse in einen erhöhten Streßzustand versetzt wird (größere Schwankungen des Bodenwassergehaltes, höherer Prädatordruck). Neben einer nicht auszuschließenden texturbedingten, permanent hohen Belastung der Mikroorganismen, steht die ineffiziente Substratnutzung im Kreinitzer Versuchsareal, anlehnend an MOHR *et al.* (2002) und OVERESCH *et al.* (2004), anscheinend auch mit einer anhaltend hohen C-Verfügbarkeit in kausalem Zusammenhang. Hypothetisch würde dies bedeuten, daß die Bodenmikroorganismen während der dreijährigen Forschungsperiode überwiegend nicht C-limitiert waren. Hierfür spricht auch die Tatsache, daß die BA – sofern es bei der angewandten Beprobungssequenz ersichtlich war – nach Einarbeitung von Ernterückständen sowie Zugabe von organischem Dünger keine bemerkenswerte Reaktion zeigte. Nach JÖRGENSEN (1995) weisen auch die relativ schwachen korrelativen Bindungen zwischen CO_2 -Produktionsrate (BA) und C_{mic} -Gehalt auf eine hohe Verfügbarkeit von leicht abbaubarem Substrat hin. Des weiteren wird diese Vermutung durch die hohen TOC_{hwe} -Anteile am TOC_{dec} bzw. TOC gestützt, welche als Indiz für ein beachtliches C-Nachlieferungsvermögen angesehen werden können. Die Ursache des hohen C-Angebotes ist einerseits sicherlich – wie in Kapitel 5.2 angedeutet – auf die historische Überdüngung dieses Standortes zurückzuführen. Andererseits lassen die zumeist recht weiten $(C/N)_{\text{phyt}}$ -Verhältnisse der Streu, das geringe Düngungsniveau sowie die angenommene hohe Mineralisationsintensität ein stetig vorhandenes C-Überangebot zweifelhaft erscheinen. Als mögliche Substratquelle könnten überdurchschnittlich hohe Rhizodepositionsmengen in Erwägung gezogen werden, deren Hintergrund allerdings ungeklärt ist. Weiterhin ist eine methodisch bedingte Überbewertung der mikrobiellen Aktivität bis zu einem gewissen Grade nicht vollständig auszuschließen, da die Vorkonditionierung und Inkubation des Probenmaterials eventuell das Vorhandensein leicht abbaubarer C-Verbindungen kurzfristig begünstigte. Unabhängig dieser Einflußfaktoren (ungünstige Lebensbedingungen, Substratverfügbarkeit, methodische Fehler) erscheint es durchaus denkbar, daß die im Vergleich zum C_{mic} -Gehalt hohen BA-, und damit gekoppelt großen qCO_2 -Werte, auf einem ungewöhnlich hohen Anteil gleichzeitig wirklich aktiver Mikroorganismen beruhen, deren Prozentsatz – wie bereits erwähnt – gemeinhin auf lediglich 10 % geschätzt wird (JENKINSON, 1988). Zur Aufklärung der überdurchschnittlich hohen mikrobiellen Aktivität sollten diesen Untersuchungen weiterführende Forschungen folgen.

Der $q\text{CO}_2$ zeigte in der Kreinitzer Sand-Braunerde nur geringe nutzungsspezifische Differenzen auf, während die BA analog zum C_{mic} – insbesondere in 0-10 cm Tiefe – unter Brache allgemein höher als im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten war. Letzteres korrespondiert mit den Ergebnissen von CARPENTER-BOGGS *et al.* (2003), welche im Vergleich zu Ackerflächen unter Grasland deutlich höhere Respirationswerte ermittelten. Anlehnend an die Untersuchungen von RUPPEL & MAKSWITAT (1999) ist eine Reduzierung der BA als Folge der durchgeführten N-Düngungsmaßnahmen nicht auszuschließen. Die Meßwerte lieferten hierzu jedoch keine Anhaltspunkte. Die errechnete atmungsbedingte mikrobielle CO_2 -C-Abgabe bewegte sich in dem von GISI *et al.* (1990) angegebenen allgemeinen Wertebereich von $6 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$ bis $65 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} (24 \text{ h})^{-1}$.

5.5.2 Enzymaktivitäten

Enzymaktivitäten sind für die Umsetzung von Elementen und Verbindungen in Böden von entscheidender Bedeutung und werden daher seit über 4 Jahrzehnten intensiv analysiert (DILLY & NANNIPIERI, 1998). Durch ihre katalytische Wirkung ermöglichen Enzyme das Fließgleichgewicht einer lebenden Zelle, das durch ständigen Stoffumsatz und Transport von Reaktionsprodukten bei annähernd gleichbleibender Konzentration der Stoffwechselprodukte gekennzeichnet ist, aufrechtzuerhalten. Die enzymatischen Reaktionen stehen unter dem Einfluß verschiedener chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften, zu denen unter anderem pH-Wert, Ionenkonzentration, Temperatur, Humus-, Ton-, Sauerstoff- und Wassergehalt zählen (TABATABAI, 1994). Nach BURNS (1982) setzt sich die Aktivität bedeutender Enzyme im Boden aus Einzelaktivitäten von mit biotischen und abiotischen Komponenten assoziierten Enzymen zusammen. Daher sind die im Boden befindlichen Enzym pools in intrazelluläre und extrazelluläre Enzyme zu differenzieren. Während Erstere in Verbindung mit der mikrobiellen Biomasse stehen, bewegen sich Letztere frei in der Bodenlösung oder sind an Tonmineralen und Huminstoffen adsorbiert bzw. gebunden. Aufgrund ihrer Unabhängigkeit von der mikrobiellen Biomasse scheinen extrazelluläre Enzyme wesentlich resistenter gegenüber unvorteilhaften Umweltbedingungen zu sein (BURNS, 1982). Ungeachtet ihrer Lage sind die Enzymaktivitäten im Boden für das Funktionieren bodenchemischer und -biologischer Prozesse von essentieller Wichtigkeit (KANDELER *et al.*, 1996). Anhand ihrer ökologischen Funktion lassen sich die Enzyme in folgende Hauptkategorien unterteilen: Hydrolasen, Oxidoreduktasen, Transferasen und Lyasen (GIANFREDA & BOLLAG, 1996; DICK, 1997). Im Rahmen dieser Studie wurden lediglich die Aktivitäten der Enzyme L-Asparaginase und L-Glutaminase bestimmt, welche wichtige Hydrolasen des N-Kreislaufes darstellen. Hierbei konnte mit der angewandten Methode (vgl. Kapitel 3.3.3.3) keine Trennung in intrazelluläre und extrazelluläre Enzymaktivitäten realisiert werden. Außerdem sei anlehnend an DILLY & NANNIPIERI (1998) ausdrücklich darauf hingewiesen, daß es sich bei den ermittelten Aktivitäten um potentielle Werte handelt.

Sowohl L-Asparaginase als auch L-Glutaminase gehören zur Gruppe der Amidohydrolasen. Diese sind in der Natur weit verbreitet und wurden nicht nur in der mikrobiellen Biomasse, sondern auch in Pflanzen und Tieren nachgewiesen. Im Boden ist der Hauptanteil der Amidohydrolasenaktivität jedoch den Mikroorganismen zuzuschreiben (KLOSE & TABATABAI, 2002). Die Amidohydrolasen katalysieren die Hydrolyse von organischen N-Verbindungen (TABATABAI, 1994) und spielen demzufolge für den N-Mineralisationsprozeß im Boden eine bedeutende Rolle. Durch das Enzym L-Asparaginase wird speziell die Hydrolyse von L-Asparagin zu L-Asparaginsäure und NH_3 katalysiert, wohingegen L-Glutaminase die Hydrolyse von L-Glutamin zu L-Glutaminsäure und NH_3 katalysiert.

Die Untersuchungsergebnisse von SOWDEN (1958) verdeutlichen die herausragende Stellung dieser Enzyme bezüglich des N-Umsatzes im Boden. So wird ein signifikanter Teil (15 % bis 25 %) des organischen Stickstoffs im Boden bei saurer Hydrolyse als NH_4^+ freigesetzt. Der Autor zeigte, daß ein beträchtlicher Anteil dieses freigesetzten NH_4^+ auf die Hydrolyse von Amidrückständen (Asparagin und Glutamin) der organischen Bodensubstanz zurückzuführen ist. Folglich entsprach der Prozentsatz des freigesetzten NH_4^+ in etwa der Summe des aus Asparagin bzw. Glutamin stammenden Asparaginsäure-N und Glutaminsäure-N.

Im Boden des Kreinitzer Versuchsareals betrug die LAA in 0-30 cm Tiefe mit durchschnittlich $5 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ bis $10 \mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$ nur ungefähr ein Zehntel der LGA. Etwas größere LAA-Werte ermittelten LANDGRAF & KLOSE (2002) im Boden einer vergleichbaren Ackerfläche der Kreinitzer Region. Wesentlich niedriger war die LAA hingegen in den von LANDGRAF & KLOSE (2002) sowie KLOSE *et al.* (2003) untersuchten sächsischen Waldböden. Deutlich höhere Aktivitäten (ca. $20 \text{ g NH}_4^+\text{-N g}^{-1} (2 \text{ h})^{-1}$) bestimmten erstere Autoren allerdings im Boden (0-30 cm Tiefe) einer Sukzessionsbrache-fläche. Analog hierzu fanden auch BURKET & DICK (1998) unter Weideland höhere LAA-Werte als in unterschiedlich bewirtschafteten Ackerböden. Dies steht in Kontrast zu den vorliegenden Daten, nach denen nutzungsbedingte Unterschiede der LAA vor allem in 10-30 cm, mehrheitlich aber auch in 0-10 cm Tiefe nahezu vernachlässigbar waren. Begründet könnten diese differenten Ergebnisse in dem während des Herbstes 1999 erfolgten Umbruch der Versuchsfläche liegen (vgl. Abschnitt 3.1.1), welcher möglicherweise eine Beeinträchtigung der LAA zur Folge hatte. Anzeichen hierfür gibt die Tatsache, daß die LAA des Brachebodens ab der Hälfte des Untersuchungszeitraumes begann, sich von den anderen Versuchsvarianten abzuheben. Bearbeitungsbedingte Störungen des Bodens bewirken im allgemeinen eine Abnahme der Makroaggregate, wodurch die organische Bodensubstanz weniger geschützt und somit die Vielfalt der Mikrohabitate reduziert wird (GUPTA & GERMIDA, 1988; BURKET & DICK, 1998). Insgesamt wären – entsprechend den Forschungsergebnissen von LANDGRAF & KLOSE (2002) – nach einer dreijährigen Stillebungsdauer jedoch signifikant höhere LAA-Werte zu erwarten gewesen. Auffällig ist ebenfalls, daß die LAA – im Gegensatz zur LGA – ausgesprochen gering mit anderen chemischen und mikrobiologischen Bodenparametern in statistisch nachweisbarem Zusammenhang stand. Auch dies korrespondiert nicht mit den Ergebnissen von FRANKENBERGER & TABATABAI (1991a), BURKET & DICK (1998), ACOSTA-MARTÍNEZ & TABATABAI (2000), LANDGRAF & KLOSE (2002), DODOR & TABATABAI (2003) sowie EKENLER & TABATABAI (2004). Die weitestgehend fehlenden korrelativen Bindungen zwischen LAA und $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ deuten darauf hin, daß in der Kreinitzer Sand-Braunerde die Verfügbarkeit von mineralischem Stickstoff nur unwesentlich durch das Enzym L-Asparaginase kontrolliert wurde. Dies schlußfolgerten bereits BÖHM & LANDGRAF (2002) anhand der nur sporadisch aufgetretenen Beziehungen zum C_{mic} - bzw. N_{mic} -Gehalt. Der schwache korrelative Zusammenhang zwischen LAA und mikrobieller Biomasse könnte ein Hinweis darauf sein, daß die L-Asparaginase im Boden des Versuchsareals vornehmlich extrazellulär aktiv war. Anhaltspunkte hierzu liefern die Forschungsergebnisse von KLÖPPNER (1999), die bei Untersuchungen an Pseudomonaden eine überwiegend extrazelluläre Hydrolyse von Asparagin feststellte. Dagegen sprechen jedoch die bereits erwähnten Resultate von LANDGRAF & KLOSE (2002), nach denen die nutzungsdifferenzierte LAA vermutlich auf unterschiedlich hohe Gehalte mikrobieller Biomasse basierte. Als Ursache für die Divergenz zwischen dieser Studie und jener von LANDGRAF & KLOSE (2002) erscheinen zwei Möglichkeiten plausibel. Eine zentrale Rolle für die Art und Höhe der Enzymaktivitäten im Boden könnte zum einen die Menge und Zusammensetzung der Rhizodepositionen spielen. So zeigte KLÖPPNER (1999) auf der Grundlage diverser Literaturdaten auf, daß

zwischen 30 % und 50 % der in den Exsudaten enthaltenen Aminosäuren auf Aspartat und Glutamat sowie die entsprechenden Säureamide Asparagin und Glutamin entfielen. Da Wurzelexsudate quantitativ und qualitativ unter anderem auch von der Zusammensetzung des Pflanzenbestandes abhängig sind (GISI *et al.*, 1990), kann eine vegetationsbedingte Verringerung des Asparaginanteils an den Rhizodepositionen und damit verbunden ein allgemeiner Rückgang der L-Asparaginase nicht ausgeschlossen werden. Dies würde jedoch eine eindeutige Substratspezifität des Enzyms L-Asparaginase voraussetzen, welche nach KLÖPPNER (1999) in Bezug auf das Glutamin oft nicht sehr hoch ist. Ferner ist vorstellbar, daß bestimmte Wurzelexsudate als Inhibitoren fungierten. So berichtete die Autorin weiterhin, daß die Anwesenheit von Glucose zu einer Verlangsamung bzw. Hemmung der Hydrolyse von Asparagin führte. Größere Glukosemengen könnten anlehnd an MERBACH *et al.* (1999) durch Rhizodepositionen in den Boden gelangt sein. Unter der in Kapitel 5.2 geschilderten Annahme, daß Wurzelexsudate eine Hauptquelle der als leicht umsetzbar angesehenen TOC_{hwe} -Fraktion darstellen, könnten die verhältnismäßig hohen TOC_{hwe} -Anteile am TOC_{dec} bzw. TOC als Hintergrund für überdurchschnittlich hohe Glucosegehalte in der Kreinitzer Sand-Braunerde gewertet werden. Dies könnte wiederum – entsprechend den Untersuchungen von KLÖPPNER (1999) – zu einer sogenannten Katabolitrepression der L-Asparaginase geführt haben. Eine zweite Ursache für die LAA-Abweichungen zwischen diesen Ergebnissen und jenen von LANDGRAF & KLOSE (2002) könnten Unterschiede im Hinblick auf die strukturelle Diversität der Mikroorganismen sein. Zwar wurden Asparaginasen in zahlreichen Bakterien nachgewiesen (HUERTA-ZEPEDA *et al.*, 1996), doch besteht die Möglichkeit, daß solche Mikroorganismen in der Kreinitzer Sand-Braunerde einem bislang unbekannten Selektionsnachteil ausgesetzt waren. Hierbei erscheint ein kausaler Zusammenhang zur Qualität der Wurzelexsudate durchaus denkbar.

Der LGA ist am N-Umsatz der Kreinitzer Sandbraunerde eine größere Bedeutung als der LAA beizumessen. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von KLOSE & TABATABAI (2002), welche bei enzymologischen Untersuchungen verschiedener nordamerikanischer Ackerböden, innerhalb der analysierten Amidohydrolasen, die höchsten Aktivitäten bei L-Glutaminase und Amidase feststellten, wobei Erstere nach den Autoren die größte katalytische Effizienz besaß. Parallel hierzu ordneten ACOSTA-MARTÍNEZ & TABATABAI (2000) anhand ihrer Forschungsergebnisse ebenfalls der LGA die größte enzymatische Bedeutung im N-Kreislauf von Ackerböden zu. Auch EL-KAMMAH (2000) bestimmte in landwirtschaftlich genutzten Böden Ägyptens eine deutlich höhere LGA als LAA. Die absolute Höhe der in der Kreinitzer Sand-Braunerde gemessenen LGA ist – verglichen mit Untersuchungsergebnissen von ACOSTA-MARTÍNEZ & TABATABAI (2000), KLOSE & TABATABAI (2002), DODOR & TABATABAI (2003) sowie EKENLER & TABATABAI (2004) – allerdings als unterdurchschnittlich einzuschätzen.

Im Gegensatz zur LAA war die LGA durch klare nutzungsspezifische Differenzen gekennzeichnet. Analog zum C_{mic} - bzw. N_{mic} -Gehalt wurden – insbesondere in 0-10 cm Tiefe – die höchsten LGA-Werte unter Brache ermittelt. Bezüglich der Amidohydrolase Amidase stellten auch BURKET & DICK (1998) sowie BANDICK & DICK (1999) unter Graslandböden höhere Aktivitäten als in Ackerflächen fest. Korrelationen zwischen diesen mikrobiologischen Kenngrößen und der LGA traten im Vergleich zur LAA zwar häufiger auf, waren im Hinblick auf die gesamte dreijährige Forschungsperiode jedoch ebenfalls als gering einzustufen. Die feste Involvierung der LGA in den N-Kreislauf der Kreinitzer Sand-Braunerde offenbarte sich jedoch in den errechneten korrelativen Bindungen zu den TN -, TN_{hwe} -, TON_{hwe} - und NH_4^+ - N_{KCl} -Gehalten. Letztere traten vor allem unter intensiver Bewirtschaftung auf. Dies deutet darauf hin, daß der N-Mineralisationsprozeß im intensiv genutzten

Boden – zumindest hinsichtlich der L-Glutaminase – trotz geringerer potentieller Aktivität die größte Intensität aufwies. Hierdurch wird die in Kapitel 5.3.1 aufgestellte Hypothese gestützt, nach welcher es in der Kreinitzer Sand-Braunerde mit zunehmender Nutzungsinintensität zu einer Steigerung der Umsetzungsgeschwindigkeit kam. Die signifikanten Beziehungen zum TOC_{hwe} -Gehalt, welche sich ebenfalls vorwiegend im Boden der intensiv bewirtschafteten Versuchsvariante ergaben, könnten anlehnend an KLÖPPNER (1999) ein Hinweis darauf sein, daß Glutamin nicht nur als N-Quelle, sondern auch als C-Quelle bedeutsam ist.

Da die LGA weder in 0-10 cm noch in 10-30 cm Bodentiefe zwischen der extensiven und intensiven Nutzungsform signifikant differierte, kann davon ausgegangen werden, daß der applizierte mineralische N-Dünger keine unmittelbare Beeinträchtigung der LGA zur Folge hatte. Dies steht in Analogie zu den Forschungsergebnissen von DODOR & TABATABAI (2003), welche allerdings – wie auch DICK *et al.* (1988) – innerhalb der Amidohydrolasen eine mineraldüngerbedingte Repression der Amidaseaktivität nachweisen konnten. Mineralische N-Dünger können durch eine Absenkung des pH-Wertes allerdings auch indirekt zu einer Minderung der LGA führen. Nach ACOSTA-MARTÍNEZ & TABATABAI (2000) und EKENLER & TABATABAI (2004) reagiert die L-Glutaminase sensibler auf pH-Wert-Abnahmen als andere wichtige Amidohydrolasen. Folglich ist anzunehmen, daß die unter intensiver Nutzung im Mai 2003 erfolgte düngungskausale Erniedrigung des pH-Wertes mitverantwortlich für die in 0-10 cm Tiefe stattgefundene Reduzierung der medianen LGA war. Genau konnte die Einflußnahme der Bodenazidität während dieser Zeit jedoch nicht spezifiziert werden, da ein gewisser Anteil des LGA-Rückgangs vermutlich auch auf die starke Trockenheit des Jahres 2003 zurückzuführen ist. Hinweise hierzu liefert die Tatsache, daß in den anderen Versuchsvarianten ab August 2003 ebenfalls eine deutliche Abnahme der LGA registriert wurde. Gestützt wird diese Hypothese durch die statistisch belegbaren Korrelationen zum Bodenwassergehalt, welche auch von BERGSTROM *et al.* (1998) im Ap-Horizont einer Parabraunerde errechnet werden konnten. Die Tatsache, daß sich derartige Wechselbeziehungen in der vorliegenden Studie auf eine vergleichsweise geringe Anzahl von Beprobungsterminen beschränken, ist vermutlich auf die Vorkonditionierung des Probenmaterials zurückzuführen (vgl. Kapitel 3.2.2.1).

Abschließend ist zu bemerken, daß die LGA im Boden des Kreinitzer Untersuchungsgebietes zwar relativ schnell auf Managementänderungen reagierte, jedoch – konträr zu den Schlußfolgerungen von BURKET & DICK (1998) und DODOR & TABATABAI (2003) – nicht geeignet erscheint, um Vorhersagen zur N-Mineralisation treffen zu können.

5.6 Kritische Schlußbetrachtung zum praktischen Einsatz der angewandten Nutzungsformen

Die gesellschaftspolitischen Interessen zielen auf die Erhaltung einer Landwirtschaft, in der wirtschaftliche und ökologische Aufgaben in optimaler Verbindung zueinander stehen (PRIEBE, 1991). Hierbei ist die Steuerung des Stickstoff-Umsatzes in Agrarökosystemen sowohl aus ökonomischen als auch aus ökologischen Gründen von zentralem Interesse. Einerseits gilt es, den Einsatz von Stickstoff als Düngemittel in der landwirtschaftlichen Produktion zu optimieren, andererseits die negativen Auswirkungen entstehender N-Überschüsse, z. B. in Form der NO_3^- -Auswaschung, zu minimieren. Dies setzt in dem jeweiligen Agrarökotop das quantitative und qualitative Verständnis der Teilprozesse des Stickstoff-Umsatzes voraus.

Dem ökonomischen Aspekt – speziell der Frage zu möglichen, auf der Applikation von N-Düngern und Pestiziden beruhenden Ertragsdifferenzen zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftung – konnte im Rahmen dieser Arbeit keine Beachtung geschenkt werden. Ausschlaggebend hierfür sind im wesentlichen zwei Gründe. Zum einen ermöglichten die divergierenden Fruchtfolgen keinen direkten Ertragsvergleich zwischen den genannten Versuchsvarianten. Dieser „Informationsverlust“ stand bereits im Vorfeld der Versuchsplanungen fest und wurde zugunsten einer praxisorientierten Bewirtschaftungsweise in Kauf genommen. So unterscheidet sich die Kulturfolge des extensiven (ökologischen) Landbaus praxisüblich grundsätzlich von jener der intensiven (konventionellen) Ackernutzung. Eine zweite, jedoch unvorhersehbare Einschränkung der ökonomischen Qualitätsbewertung stellten die für das Kreinitzer Untersuchungsgebiet klimatisch als extrem einzustufenden Versuchsjahre 2002 und 2003 dar, in welchen – bei Letzterem insbesondere aufgrund massiver Trockenschäden – eine witterungsbedingte Überlagerung möglicher düngungs- bzw. pestizidkausaler Ertragsdifferenzen stattfand. Anlehnend an die Forschungsergebnisse von HAAS (2001) und KÖRSCHENS *et al.* (2002) sind jedoch unter extensiver Bewirtschaftung im allgemeinen etwas geringere Getreideerträge wahrscheinlich. Auch qualitativ können unter intensiver Nutzung günstigere Verhältnisse angenommen werden. So wiesen BOSAK & SMEYANOVICH (2004) nach Anwendung mineralischer Düngemittel bezüglich des Protein-, Rohprotein- und Aminosäuregehaltes von Weizenkörnern eine Verbesserung der Kornqualität nach.

Auch die Bewertung der ökologischen Vorteilhaftigkeit einer landwirtschaftlichen Nutzungsart kann bis zu einem gewissen Grade nur unter Berücksichtigung der klimatischen Gegebenheiten vorgenommen werden. Mittelpunkt der ökologisch bedeutsamen Differenzen zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftungsform war der unter extensiver Nutzung erfolgte Anbau von Körnererbsen. Der Leguminosenanbau ist ein fester integraler Bestandteil ökologisch orientierter Ackerbausysteme. Häufig sind die N-Bilanzen im ökologischen Landbau daher negativ bzw. weitgehend ausgeglichen. Dies spiegelt sich in der Regel ebenfalls in niedrigeren NO_3^- -Gehalten und somit auch geringeren NO_3^- -Verlusten durch das Sickerwasser wider (GABEL, 2001). In der vorliegenden Studie hatte der Anbau von Körnererbsen unter Beachtung der symbiontischen N_2 -Fixierung zwar ebenfalls eine signifikant niedrigere Stickstoffflächenbilanz zur Folge (vgl. Tab. 28), führte aber zu grundwasserqualitätsgefährdenden N-Frachten. Auch wenn das Ausmaß der auswaschungsbedingten N-Verluste im Jahr 2002 durch die verhältnismäßig hohen Winterniederschläge sicherlich zum Teil verstärkt wurde, bleibt der Anbau von Leguminosen im Kreinitzer Versuchsareal risikobehaftet und ist folglich für sandige Standorte dieser Region als ökologisch bedenklich anzusehen. Das Fehlen eines klar ersichtlichen N-Transfers zu den Nachfrüchten läßt den Leguminosenanbau auch aus ertragssteigernder Sicht nicht vorteilhaft erscheinen.

Im Vergleich hierzu war die Ausbringung von mineralischen N-Düngern mit deutlich geringeren N-Austrägen verbunden. Mittels Zwischenfruchtanbau wäre vermutlich eine noch stärkere Reduzierung der N-Verluste möglich gewesen (vgl. Abschnitt 5.3.1). Ferner konnte bei Anwendung kalkhaltiger Düngemittel keine bemerkenswerte Versauerung des Bodens festgestellt werden. Hingegen nahm der errechnete N-Bilanzsald unter intensiver Bewirtschaftung wesentlich höhere Werte als bei extensiver Nutzung an (vgl. Tab. 28). Dies deutet darauf hin, daß die Atmosphäre bei intensiver Nutzung einer größeren Belastung durch klimarelevanter Gase ausgesetzt war. Daher sind anlehnend an WERNER (1997) dauerhafte Bilanzüberschüsse generell abzulehnen. Fraglich ist jedoch, ob die gasförmigen N-Verluste im extensiv bewirtschafteten Boden tatsächlich erheblich niedriger waren oder ob diese aufgrund der höheren N-Auswaschungswerte im Saldo der N-Bilanz

lediglich überlagert wurden. Allgemein könnte durch die parallel zur Applikation verlaufende Einarbeitung der Düngemittel eine Minderung der gasförmigen N-Verluste realisiert werden. Um eine schnellere Auflösung des festen Mineraldüngers zu gewährleisten, erscheint es in diesem Zusammenhang ebenfalls sinnvoll – jedoch in der Praxis nicht realisierbar, die N-Ausbringung im Vorfeld eines leichten Niederschlagsereignisses durchzuführen. Hierbei ist zur Vermeidung erhöhter N-Auswaschungsverluste ein geschlossener aufwachsender Pflanzenbestand Voraussetzung.

Vom Standpunkt der Umweltwirkung erwies sich die als ökologisch orientiert geltende extensive Bewirtschaftungsform als nicht nachhaltig bzw. sogar als ökologisch bedenklich. Daher sollte sie in der angewendeten Weise auf dem Kreinitzer Standort der intensiven Nutzungsart nicht vorgezogen werden. Ungeklärt bleibt in diesem Zusammenhang allerdings, ob und inwieweit die im Rahmen der intensiven Bewirtschaftung ausgebrachten Pestizide aus umweltrelevanter Sicht negativ zu beurteilen sind. Ihre ökologische Einschätzung war nicht Gegenstand dieser Untersuchungen.

Die Praxis der Flächenstillegung wird in der Literatur kontrovers diskutiert. Aus Blick des Naturschutzes werden vor allem die positiven Auswirkungen auf die floristische und faunistische Artenvielfalt begrüßt (u. a. AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN, 1997). Von bodenkundlicher Seite wurde hingegen des öfteren auf die Gefahren einer brachlegungsbedingten Verschlechterung der Bodenqualität aufmerksam gemacht. Diese kann sich beispielsweise in Absenkungen des pH-Wertes (BERNARD, 1990) oder Abnahmen leicht verfügbarer N-Verbindungen (JUNGE *et al.*, 1993) äußern. Da Qualität und Quantität sowohl positiver als auch negativer Auswirkungen in hohem Maße von den spezifischen Standortsfaktoren abhängig sind, können pauschalisierte Aussagen zu Für und Wider von Flächenstillegungen nicht getroffen werden. Bezüglich der leichten Sandstandorte des Kreinitzer Untersuchungsgebietes schätzte LANDGRAF (2001a) das Brachfallen landwirtschaftlicher Flächen für unterschiedliche Zeiträume als fragwürdig ein, da es nach seinen Forschungsergebnissen innerhalb sehr kurzer Zeit zu einer Abnahme des mineralischen Stickstoffs kam. Weil dieser weder in organische N-Fractionen noch in die mikrobielle Biomasse sichtbar eingebaut wurde, vermutete LANDGRAF (2001a) erhöhte N-Auswaschungsverluste. Dies konnte durch die vorliegenden Untersuchungsergebnisse mit Hilfe eines spezifizierten Versuchsaufbaus (Sickerwasseranalysen) jedoch nicht bestätigt werden. Die in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten und diskutierten Forschungsergebnisse lassen vielmehr keine bedeutenden negativen Effekte während und nach der Brachephase erkennen. Somit kann die Begründung von Sukzessionsbracheflächen für einen drei- bis fünfjährigen Zeitraum in der Kreinitzer Region als eine ökologisch sinnvolle Alternative angesehen werden, um landwirtschaftlich genutzte Flächen zeitweilig aus der ackerbaulichen Nutzung herauszunehmen. Die sich im Bereich der Bodentiefe 0-10 cm abzeichnende humusstabilisierende Wirkung der Dauerbrachlegung ist im Hinblick auf die Bodenfruchtbarkeit sogar positiv zu bewerten. Während der Brachephase sollten jedoch Schnitt- und Umbruchmaßnahmen unbedingt vermieden werden. Nicht geklärt werden konnte auf der Grundlage dieser Untersuchungen allerdings die Frage, ob in der Zeit kurz vor und kurz nach Brachlegung ökologisch bedenkliche N-Verluste aufgetreten sind bzw. bei zukünftig stattfindenden Stillegungen auftreten können. Um derartigen Problemen vorzubeugen bzw. mögliche N-Verluste signifikant einzuschränken, ist die Anwendung eines fachgerechten Managements unabdingbar. Hierzu gehören unter anderem Begrünungsan- oder Untersaaten mit schnellem und dichtem Bestandesschluß bis zur Nichtvegetationszeit, rechtzeitiges Absetzen von N-Düngungsmaßnahmen und Umbruch der Bracheflächen nach Ablauf der Stillegungsperiode erst im Frühjahr bei gleichzeitiger Aus-

saat der Folgefrucht (u. a. BERNARD, 1990; SMUKALSKI & ROTH, 1990; APEL, 1992; ERNSTBERGER *et al.*, 1992; ASMUS, 1993).

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen einmal mehr, daß Aussagen zu einer „ökologisch richtigen“ Bewirtschaftung nur bedingt als allgemeingültig angesehen werden können. Zusammenfassend bleibt daher festzustellen, daß die Beachtung regionaler, ja lokaler Standortsgegebenheiten für eine ökologisch wie ökonomisch nachhaltige Landnutzung von essentieller Bedeutung ist. Außerdem wird ersichtlich, daß zur Formulierung abgesicherter Forschungsergebnisse oft langjährige Untersuchungszeiträume mit engen Beprobungssequenzen nötig sind.

6 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Im Rahmen von Maßnahmen zur Begrenzung der landwirtschaftlichen Überschußproduktion im Bereich der Europäischen Union (EU) wurden in Deutschland bundesweit Flächenstilllegungsprogramme initiiert. Die Wiederaufnahme der ackerbaulichen Nutzung solcher Flächen ist mit der allgemeinen Bestrebung verbunden, den vor der Brachephase vorhandenen Ausgangszustand wiederherzustellen. Bei Vorliegen einer stilllegungsbedingten Minderung der Bodenfruchtbarkeit kann dies zu einem finanziellen Mehraufwand des Landwirtschaftsbetriebes führen. Andererseits ist durch erhöhte N-Auswaschungsraten und den sich daraus ergebenden Folgeschäden eine Steigerung des ökologischen Gefahrenpotentials nicht auszuschließen.

Um für sandige Böden des mitteldeutschen Agrarraumes Aussagen bzw. Empfehlungen hinsichtlich der ökologisch vertretbaren Wiederinbetriebnahme brachgefallener Flächen treffen zu können, war es Ziel dieses Forschungsvorhabens, auf einem leichten Sandstandort Nordsachsens die Gehalte, Vorräte, Bindungsformen und Dynamik des Kohlen- und Stickstoffs im Boden nach Inkulturnahme stillgelegter Flächen zu bestimmen und zu quantifizieren. Vor diesem Hintergrund erfolgte im Herbst 1999 die Einrichtung von zwei Bewirtschaftungssystemen mit unterschiedlicher Nutzungsintensität. Hierbei war die Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ durch typische Merkmale des ökologischen Landbaus gekennzeichnet, während sich bei der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ an den Methoden der konventionellen Ackerbewirtschaftung orientiert wurde. Um diese Bewirtschaftungsformen mit stillgelegten Flächen vergleichen zu können, verblieben Teile des Untersuchungsareals weiterhin unter Sukzessionsbrache und bildeten die Versuchsvariante „Brache“.

Der Versuch erstreckte sich über einen dreijährigen Zeitraum von Oktober 2000 bis Oktober 2003. Die Entnahme der Bodenproben erfolgte dreimal jährlich, getrennt nach den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm. Jeweils im Frühjahr wurde zusätzlich Probenmaterial aus den Bodentiefen 30-60 cm und 60-100 cm entnommen. Neben der Ermittlung von Bodenazidität und ausgewählten C- und N-Fractionen erfolgte die Bestimmung wichtiger bodenmikrobiologischer und -biochemischer Kenngrößen. Weitere Untersuchungen bezüglich des C- und N-Kreislaufes wurden an Probenmaterial der oberirdischen Phytomasse, des mittels Saugkerzen gewonnenen Sickerwassers sowie des Niederschlagswassers durchgeführt. Zur Prognostizierung nutzungsspezifischer mittel- bis langfristiger Veränderungen des im Boden gebundenen Kohlen- und Stickstoffs wurden Teile der erhobenen Parameter in das Simulationsmodell CANDY eingebunden.

Auf der Grundlage dieser Forschungen konnten für den Bereich des Untersuchungsgebietes folgende wichtige Ergebnisse erzielt werden:

Die Bodenazidität zeigte keine prinzipiellen Änderungen in Abhängigkeit der Nutzungsintensität auf. Sowohl aktueller als auch potentieller pH-Wert blieben unter Brache und bei extensiver Bewirtschaftung trotz fehlender Kalkapplikationen auf stabilem Niveau. Somit ist die Brachlegung von landwirtschaftlich genutzten Flächen hinsichtlich der Bodenreaktion nicht generell als negativ zu bewerten. Eine stilllegungsbedingte Aufweitung des $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})/\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Verhältnisses ist jedoch wahrscheinlich.

Nach Brachlegung deutete sich in 0-10 cm Tiefe ein schwach zunehmender Trend des TOC-Gehaltes an. Dies geht mit den errechneten Simulationsergebnissen konform, nach welchen unter Brache vor allem von einer Zunahme des stabilisierten organischen Kohlen-

stoffs auszugehen ist. Die Wiederinbetriebnahme hatte – ebenfalls insbesondere oberhalb 10 cm Bodentiefe – einen humuszehrenden Effekt. Gleichzeitig kann nach Inkulturnahme von einer Verringerung der Makroaggregatstabilität ausgegangen werden. Aufgrund der relativ schnell verlaufenden Änderung des TOC-Gehaltes wurde auf einen hohen Anteil an umsetzbarem organischen Kohlenstoff (TOC_{dec}) geschlossen. Unterschiede zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftung waren im Hinblick auf den TOC insgesamt vernachlässigbar.

Bezüglich des TOC_{hwe} zeichnete sich bei extensiver und intensiver Bewirtschaftung in 0-10 cm Tiefe – ähnlich dem TOC – ein signifikant rückläufiger Trend ab, während unter Brache diese C-Fraktion annähernd konstant blieb. In der Tiefenstufe 10-30 cm wurde bei allen Versuchsvarianten eine Abnahme dieser C-Fraktion registriert. Die Höhe der analysierten TOC_{hwe} -Gehalte sowie deren Anteile am TOC_{dec} bzw. TOC weisen auf einen allgemein sehr gut mit leicht verfügbarer organischer Substanz versorgten Boden hin. Hieraus erfolgte die Ableitung eines hohen Bereitstellungspotentials von kurz- bis mittelfristig verfügbarem Kohlenstoff. Als Grund für dieses hohe C-Nachlieferungsvermögen wurden neben einer historisch bedingten Überdüngung des Versuchsareals große Mengen an Rhizodepositionen vermutet.

Im Gegensatz zum TOC_{hwe} stand der TOC_{KCl} nur sehr vereinzelt in statistisch nachweisbarem Zusammenhang zum TOC-Gehalt und schien daher zur Beurteilung eines Bodens hinsichtlich seines Versorgungsgrades mit organischer Substanz nicht geeignet zu sein. Die Variabilität des TOC_{KCl} -Gehaltes unterlag keinem nutzungsspezifischen Muster, sondern zeigte Abhängigkeiten zur Niederschlagssumme des Untersuchungsgebiets auf. Das Verlagerungspotential des vermutlich überwiegend leicht wasserlöslichem TOC_{KCl} wurde als hoch eingeschätzt. Aufgrund der äußerst schwachen Beziehungen zum C_{mic} ist anzunehmen, daß die TOC_{KCl} -Verbindungen weder mikrobiell gebunden sind noch eine Hauptnahrungsquelle für die Mikroorganismen darstellen.

Durch die Inkulturnahme des Bracheareals erfolgte keine bemerkenswerte Veränderung der $\text{DC}_{\text{Perk.}}$ -Konzentration. Insgesamt waren die $\text{DC}_{\text{Perk.}}$ -Werte bei keiner der untersuchten Nutzungsvarianten als überdurchschnittlich hoch einzustufen.

Die korrelativ eng miteinander verbundenen TN- und TON-Gehalte wiesen oberhalb 30 cm Bodentiefe bei allen Versuchsvarianten einen schwach rückläufigen Trend auf. Unter extensiver und intensiver Bewirtschaftung nahmen sie in der Tiefenstufe 0-10 cm relativ schneller ab, so daß sich am Ende der Untersuchungsperiode deutliche nutzungsbedingte Unterschiede herauskristallisierten. Nach den errechneten Simulationsergebnissen ist im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten mittelfristig auch weiterhin eine Reduzierung des TN-Vorrates wahrscheinlich. Kurz- bis mittelfristig betrachtet kann lediglich von einer geringen Einflußnahme durch Fruchtfolge und angewandten Düngungssystemen auf die absolute Höhe des TN-Gehaltes ausgegangen werden.

Analog zum TOC_{hwe} waren die TN_{hwe} - und TON_{hwe} -Gehalte aufgrund ihrer prozentualen Anteile am umsetzbaren organischen Stickstoff (TON_{dec}) sowie am TN in Bezug auf den untersuchten Standort als untypisch hoch zu bewerten. Differenzen in Abhängigkeit der Nutzungsintensität traten vornehmlich in 0-10 cm Tiefe auf, wobei der Bracheboden durch allgemein höhere Werte gekennzeichnet war. Änderungen des TN_{hwe} -Gehaltes basierten überwiegend auf Schwankungen der mineralischen Komponente. Aufgrund der errechneten starken Bindungen zwischen TON_{hwe} und TOC erscheint es denkbar, den Versorgungszustand eines Bodens mit organischer Substanz anhand des TON_{hwe} -Gehaltes charakteri-

sieren zu können. Der Anbau von Leguminosen bewirkte eine Erhöhung des TON_{hwe} -Gehaltes, deren Kausalität ausführlich diskutiert wurde. Ein weiterer – vermutlich indirekter – quantitativer Regulator des TON_{hwe} -Gehaltes stellte allem Anschein nach der Bodenwassergehalt dar. Korrespondierend zum TOC_{hwe} -Gehalt wurde angenommen, daß Teile der mikrobiellen Biomasse im TON_{hwe} integriert sind.

Durch Anwendung der Diskriminanzanalyse konnte aufgezeigt werden, daß sich der TON_{hwe} , vor allem aber der TN_{hwe} in Kombination mit anderen Parametern hervorragend eignet, um vergleichbare Standorte anhand ihrer abweichenden Bewirtschaftung voneinander differenzieren zu können. Mittels des TN_{hwe} können sowohl Veränderungen im Humusgehalt als auch kurzfristige, meist düngungsabhängige Schwankungen des mineralischen N-Gehaltes reflektiert werden.

Der TN_{KCl} wird direkt und indirekt stark durch Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Düngungsmanagement und Witterungsverhältnisse geprägt und unterlag infolge dessen erheblichen Schwankungen, die vornehmlich auf seinen hohen Anteil an mineralischem Stickstoff zurückgeführt werden konnten. Die Variabilität dieser N-Größe erhöhte sich mit zunehmender Nutzungsintensität.

Bezüglich des TON_{KCl} -Gehaltes konnten nur sporadisch statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Nutzungsformen nachgewiesen werden. Gerichtete Zusammenhänge zu Kenngrößen des Stoffabbaus waren nicht herauszustellen. Zur mittelfristigen Beurteilung des nutzungsabhängigen N-Nachlieferungspotentials erschien der TON_{KCl} ungeeignet.

Der TIN_{KCl} lag größtenteils als $\text{NO}_3^- \text{-N}_{\text{KCl}}$ vor, wobei im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten im Mittel größere Beträge als unter Brache verzeichnet werden konnten. Die relativ höchsten $\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalte wurden im Oberboden der Brachevariante ermittelt. Ob es durch die Wiederinbetriebnahme der Bracheflächen kurzzeitig zu einer starken Erhöhung des TIN_{KCl} -Vorrates kam, konnte wegen des später einsetzenden Untersuchungsbeginns nicht vollständig geklärt werden. Bei der intensiven Versuchsvariante war in den Jahren 2001 und 2002 keine eindeutige Kausalität zwischen der Applikation mineralischen N-Düngers und der Variabilität des TIN_{KCl} -Vorrates zu erkennen. In diesen Jahren konnte der ausgebrachte Dünger vermutlich effektiv von den Kulturen genutzt werden. Der Zwischenfruchtanbau wurde als hilfreich eingeschätzt, um eine bedarfsübersteigende TIN_{KCl} -Nachlieferung einzuschränken. Das Einbringen von Leguminosen in die Fruchtfolge führte im extensiv bewirtschafteten Boden zu einer bemerkenswerten Anhebung der TIN_{KCl} -Vorräte. Eine limitierende Größe der N-Mineralisation stellte wahrscheinlich der Bodenwassergehalt dar. Den Witterungsbedingungen – insbesondere der Verteilung und Stärke des Niederschlages – konnte bezüglich der TIN_{KCl} -Umsetzungs- und Verlagerungsprozesse allgemein eine Schlüsselrolle zugeschrieben werden.

Verfahrenskausale Unterschiede zwischen TIN_{hwe} und TIN_{KCl} traten im Hinblick auf die gemessenen Absolutbeträge vornehmlich bezüglich der $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ -Fraktion auf. Hierbei war der $\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{hwe}}$ -Gehalt zumeist etwas höher als der $\text{NH}_4^+ \text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt.

Im Hinblick auf das TOC/TON -Verhältnis kristallisierten sich im Laufe der dreijährigen Untersuchungsperiode keine klaren nutzungsbedingten Unterschiede heraus. Die errechneten $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnisse bewegten sich in einem ähnlichen Wertebereich wie die TOC/TON -Verhältnisse und erwiesen sich damit für die gesamte organische Bodensubstanz als repräsentativ. Erheblich enger waren die $(\text{TOC}/\text{TON})_{\text{KCl}}$ -Verhältnisse. Diese unterlagen speziell in der extensiv und intensiv genutzten Versuchsvariante wesentlich

größeren Schwankungen als die TOC/TON- sowie $(\text{TOC/TON})_{\text{hwe}}$ -Verhältnisse. So schlugen sich hier auch bewirtschaftungsbedingte Einflußgrößen (mineralische N-Düngung, Leguminosenanbau) stärker nieder.

Die mit Hilfe des Simulationsmodells CANDY kalkulierten Jahressickerwassersummen wiesen große nutzungsspezifische Differenzen auf. Während die Grundwasserneubildung bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten annähernd identisch verlief, wurden unter Sukzessionsbrache wesentlich niedrigere Sickerwassermengen bestimmt.

Die $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen bzw. -Austräge wurden für landwirtschaftlich genutzte Böden als überdurchschnittlich hoch eingestuft. Unter extensiver Bewirtschaftung ergaben sich im Mittel die höchsten $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ -Werte. Aufgrund des unter Brache vergleichsweise niedrigeren $\text{DN}_{\text{Perk.}}$ hatte der $\text{DON}_{\text{Perk.}}$ hier die relativ größte Bedeutung am Gesamt-N-Austrag.

Ähnlich den Sickerwassermengen variierten die $\text{DIN}_{\text{Perk.}}$ - bzw. NO_3^- - $\text{N}_{\text{Perk.}}$ -Konzentrationen und -Austräge stark in Abhängigkeit der Nutzungsform. Die durchschnittlich geringsten Werte wurden unter Brache, die höchsten unter extensiver Bewirtschaftung ermittelt. Bedingt durch den Anbau von Leguminosen wurde insbesondere bei extensiver Nutzung oftmals eine deutliche Überschreitung des Trinkwassergrenzwertes von $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ registriert. Die mineralische N-Düngung hatte indes keine erkennbaren N-Austragsspitzen zur Folge. Eine Einbeziehung von Winterbrachen in die Fruchtfolge ist im Hinblick auf die NO_3^- -Verlagerung kritisch zu beurteilen.

Bei Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes und unter Einbeziehung des geschätzten symbiontisch bzw. nicht-symbiontisch festgelegten Stickstoffs konnten bei allen Versuchsvarianten positive N-Bilanzen verzeichnet werden. Die mit Abstand niedrigsten Bilanzwerte wurden hierbei unter extensiver Bewirtschaftung festgestellt. Da die TN-Gehalte bei keiner der Nutzungsformen bemerkenswert zunahmen, können beträchtliche gasförmige N-Verluste angenommen werden.

Die C_{mic} -Gehalte waren allgemein als gering bis mäßig hoch einzuschätzen. Nutzungsbedingte Differenzen beschränkten sich überwiegend auf die Tiefenstufe 0-10 cm, wobei im Bracheboden infolge eines leichten Anstiegs die größten C_{mic} -Vorräte vorgefunden wurden. Anhand der $\text{C}_{\text{mic}}/\text{TOC}$ -Quotienten konnte eine gute und angemessen hohe C-Verfügbarkeit abgeleitet werden. Es wurde vermutet, daß die leicht umsetzbare organische Substanz quantitativ betrachtet kein begrenzender Faktor für die Mikroorganismen darstellte.

Bezüglich der nutzungsbedingten Differenzen, des zeitlichen Entwicklungsganges und der Tiefenverteilung zeigte der N_{mic} -Gehalt deutliche Korrespondenzen zur C_{mic} -Fraktion auf. Der N_{mic} stand im Vergleich zum C_{mic} jedoch allgemein stärker mit anderen chemischen und biochemischen Untersuchungsgrößen in signifikantem Zusammenhang. Aufgrund der im Bracheboden oberhalb 10 cm Tiefe meist etwas größeren $\text{N}_{\text{mic}}/\text{TN}$ -Quotienten, war hier insgesamt von einer höheren N-Verfügbarkeit auszugehen.

Im Hinblick auf das $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Verhältnis zeigte der Bracheboden – insbesondere in 0-10 cm Tiefe – die höchste Konstanz auf und war demnach vermutlich durch eine ausgewogene Pilz/Bakterien-Relation gekennzeichnet. Die Böden der bewirtschafteten Versuchsvarianten wiesen im Vergleich hierzu meist etwas höhere $(\text{C/N})_{\text{mic}}$ -Verhältnisse auf, was für einen relativ höheren Pilzanteil spricht. Nutzungsbedingte Einflüsse auf mögliche strukturelle Veränderungen der mikrobiellen Biomasse wurden diskutiert.

Analog zum C_{mic} war die BA – speziell in 0-10 cm Tiefe – unter Brache allgemein höher als im Boden der bewirtschafteten Versuchsvarianten. Hingegen konnten hinsichtlich des qCO_2 nur geringe nutzungsspezifische Differenzen verzeichnet werden. Der qCO_2 nahm überdurchschnittlich hohe Werte an, weshalb den Mikroorganismen eine äußerst ineffiziente Substratnutzung unterstellt wurde. Diese stand neben einer nicht auszuschließenden texturbedingten, permanent hohen Belastung der Mikroorganismen wahrscheinlich mit einer anhaltend hohen C-Verfügbarkeit in kausalem Zusammenhang.

Die LAA betrug nur ungefähr ein Zehntel der LGA und war deutlich geringer mit den ermittelten N-Fractionen korreliert. Daher konnte der LGA am N-Umsatz eine größere Bedeutung als der LAA zugesprochen werden. Zur quantitativen Charakterisierung der N-Mineralisation erschien jedoch auch die LGA nicht geeignet. Im Gegensatz zur LAA war die LGA durch klare nutzungsspezifische Differenzen gekennzeichnet. Analog zum C_{mic} - bzw. N_{mic} -Gehalt wurden unter Brache – vor allem in 0-10 cm Tiefe – die höchsten LGA-Werte bestimmt.

Das Modell CANDY eignete sich in zufriedenstellendem Maße zur Simulation des Bodenwassergehaltes sowie zur Berechnung der Grundwasserneubildung. Anpassungsbedarf bestand hinsichtlich der TOC- und TIN_{KCl} -Vorräte.

Die vorliegenden Ergebnisse lassen in Bezug auf das Untersuchungsgebiet folgende Schlußfolgerungen zu:

Der TN_{hwe} besitzt eine hohe Differenzierungsgüte zur Unterscheidung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten. Er stellt einen geeigneten Sensitivitätsparameter dar, um nutzungsspezifische Einflüsse hinsichtlich des N-, aber auch des C-Kreislaufes quantitativ beurteilen zu können.

Die Kreinitzer Sand-Braunerde ist durch ein beachtliches C- und N-Nachlieferungspotential gekennzeichnet, welches auf hohe Umsetzungsgeschwindigkeiten der organischen Substanz hindeutet. Hierbei scheinen sich Quantität und Schnelligkeit des Stoffumsatzes mit zunehmender Nutzungsintensität zu erhöhen.

Unter Berücksichtigung eines fachgerechten Managements stellt die Begründung von Sukzessionsbracheflächen für einen dreijährigen Zeitraum eine ökologisch tragbare Alternative dar, um landwirtschaftlich genutzte Flächen zeitweilig aus der ackerbaulichen Nutzung herauszunehmen. Während der Brachephase sollten jedoch Schnitt- und Umbruchmaßnahmen unbedingt vermieden werden.

Der Anbau von Leguminosen als integraler Bestandteil des Ökolandbaus erwies sich aus ertragssteigernder Sicht nicht effizient und war bezüglich der Umweltwirkung als nicht nachhaltig zu bewerten. Für leichte Sandböden des mitteldeutschen Trockengebietes ist daher die extensive Bewirtschaftungsweise aus ökologischen und höchstwahrscheinlich auch aus ökonomischen Gesichtspunkten nicht vertretbar. Deshalb ist bei der Wahl zwischen den angewandten Bewirtschaftungssystemen die intensive Bewirtschaftungsform der extensiven Nutzungsart vorzuziehen.

7 Literaturverzeichnis

- ABADÍN, J., GONZÁLEZ-PRieto, S. J., SARMIENTO, L., VILLAR, M. C., CARBALLAS, T. (2002): Successional dynamics of soil characteristics in a long fallow agricultural system of the high tropical Andes. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1739-1748.
- ACOSTA-MARTÍNEZ, V., TABATABAI, M. A. (2000): Enzyme activities in a limed agricultural soil. *Biol. Fertil. Soils* 31: 85-91.
- AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (UMWELTAKADEMIE) (1997): Sukzession auf landwirtschaftlichen Brachflächen – ihre Bedeutung für den Natur- und Umweltschutz in Schleswig-Holstein. Akademie aktuell 7 (Informationsblatt der Akademie für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein): 1-4.
- ALBERT, E., ERNST, H., FÖRSTER, F. (1995): Düngungsberatung in Sachsen auf der Grundlage von BEFU und GREM. In: *Umweltgerechte Landbewirtschaftung im mitteldeutschen Agrarraum* (Hrsg.: LANDWIRTSCHAFTLICHE FAKULTÄT DER M.-L-UNIVERSITÄT HALLE-WITTENBERG). Wissenschaftliche Beiträge der 3. Hochschultage: 155-160.
- ALDAG, R., KICKUTH, R. (1973): Stickstoffverbindungen in Böden und ihre Beziehung zur Humusdynamik. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 136: 193-202.
- ALVAREZ, C. R., ALVAREZ, R., GRIGERA, M. S., LAVADO, R. S. (1998): Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 30: 767-773.
- ALVAREZ, R., SANTANATOGLIA, O. J., GARCÍA, R. (1995): Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems. *Biol. Fertil. Soils* 19: 227-230.
- ALVAREZ, R., ALVAREZ, C. R. (2000): Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 184-189.
- AMBUS, P. (1998): Nitrous oxide production by denitrification and nitrification in temperate forest, grassland and agricultural soils. *Europ. J. Soil Sci.* 49: 495-502.
- AMELUNG, W. (2003): Nitrogen biomarkers and their fate in soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 677-686.
- AMELUNG, W., FLACH, K. W., ZHANG, X., ZECH, W. (1998): Climatic effects on C pools of native and cultivated prairie. *Advances in Geocology* 31: 217-224.
- ANDERSON, D. W., SAGGAR, S., BETTANY, J. R., STEWART, J. W. B. (1981): Particle size fractions and their use in studies of soil organic matter (I). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 767-772.
- ANDERSON, T.-H. (1991): Bedeutung der Mikroorganismen für die Bildung von Aggregaten im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 154: 409-416.
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K. H. (1986): Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149: 457-468.
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K. H. (1989): Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21: 471-479.
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K. H. (1990): Application of eco-physiological quotients ($q\text{CO}_2$ and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22: 251-255.
- ANDERSON, T.-H., DOMSCH, K. H. (1993): The metabolic quotient for CO_2 ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25: 393-395.
- ANDERSSON, S., NILSSON, S. I. (2001): Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1181-1191.
- ANGER, M., HÜGING, H., HUTH, C., KÜHBAUCH, W. (2002): Nitrat-Austräge auf intensiv und extensiv beweidetem Grünland, erfasst mittels Saugkerzen- und N_{\min} -Beprobung. I. Einfluss der Beweidungsintensität. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 640-647.
- APEL, B. (1992): Vorfrucht der Brache nutzen. *DLG-Mitteilungen* 11/92: 42-45.
- APPEL, T. (1998): Non-biomass soil organic N – the substrate for N mineralization flushes following soil drying-rewetting and for organic N rendered CaCl_2 -extractable upon soil drying. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1445-1456.

- APPEL, T. (1999): Extrahierbarer organischer Stickstoff im Boden. Deutsche Hochschulschriften 1161: 263 S.
- APPEL, T., MENGEL, K. (1998): Prediction of mineralizable nitrogen in soils on the basis of an analysis of extractable organic N. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 161: 433-452.
- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 4). Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Hannover, 4. Auflage: 392 S.
- ASMUS, F. (1993): Umweltverträgliche landwirtschaftliche Pflanzenproduktion: Ständige Pflanzendecke spart Nährstoffe und schont die Umwelt. Neue Landwirtschaft 10/93: 35-36.
- ASMUS, F. (1994): Untersuchungen zur N-Dynamik in stillgelegten Ackerböden. Arch. Acker- Pfl. Boden 38: 441-447.
- AZAM, F., MÜLLER, C., WEISKE, A., BENCKISER, G., OTTOW, J. C. G. (2002): Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide – role of oxidizable carbon and applied nitrogen. Biol. Fertil. Soils 35: 54-61.
- BÅÅTH, E., ANDERSON, T.-H. (2003): Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. Soil Biol. Biochem. 35: 955-963.
- BACH, M. (1988): Ausmaß und Bilanz der Nitratbelastung durch die Landwirtschaft. In: Bodenschutz; Nutzung, Planung, Beratung, Genehmigung: Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landwirtschaft und Grundwasser (Hrsg.: ROSENKRANZ, D. *et al.*). Band 2, Erich Schmidt Verlag Berlin: Loseblattsammlung: 4300 (1-29).
- BACH, M., FREDE, H.-G. (1998): Agricultural nitrogen, phosphorus and potassium balances in Germany – Methodology and trends. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 161: 385-393.
- BACHINGER, J., AHRENS, E. (1994): Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten auf die zeitliche Dynamik und räumliche Verteilung von bodenchemischen und mikrobiologischen Parametern der C- und N-Dynamik einer Sandbänderbraunerde. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 73: 19-22.
- BAILEY, V. L., PEACOCK, A. D., SMITH, J. L., BOLTON, H. (2002): Relationship between soil microbial biomass determined by chloroform-fumigation-extraction, substrate-induced respiration, and phospholipid fatty acid analysis. Soil Biol. Biochem. 34: 1385-1389.
- BANDICK, A. K., DICK, R. P. (1999): Field management effects on soil enzyme activities. Soil Biol. Biochem. 31: 1471-1479.
- BANERJEE, M. R., BURTON, D. L., GRANT, C. A. (1999): Influence of urea fertilization and urease inhibitor on the size and activity of the soil microbial biomass under conventional and zero tillage at two sites. Can. J. Soil Sci. 79: 255-263.
- BARDGETT, R. D., FRANKLAND, J. C., WHITTAKER, J. B. (1993): The effects of agricultural management on the soil biota of some upland grasslands. Agriculture, Ecosystems and Environment 45: 25-45.
- BARDGETT, R. D., LOVELL, R. D., HOBBS, P. J., JARVIS, S. C. (1999): Seasonal changes in soil microbial communities along a fertility gradient of temperate grasslands. Soil Biol. Biochem. 31: 1021-1030.
- BATJES, N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. Europ. J. Soil Sci. 47: 151-163.
- BAUHUS, J., PARÉ, D., COTÉ, L. (1998): Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. Soil Biol. Biochem. 30: 1077-1089.
- BAUMECKER, M., ELLMER, F., CHMIELEWSKI, F.-M. (2002): Langfristige Entwicklung der Humusgehalte eines Sandbodens unter dem Einfluß von Düngung und Klima. Arch. Acker- Pfl. Boden 48: 533-542.
- BAYRISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU (1993): Dauerbrache, Puch, Bauemannshof, Neuhof. Versuchsergebnisse der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau zu Bodenbearbeitung, Mulchsaat, Bodenerosion, Pflanzenbausysteme, Brache: 40-52.
- BECK, T. (1979): Die Nitrifikation in Böden (Sammelreferat). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 142: 344-364.
- BECK, T. (1983): Die N-Mineralisierung von Böden im Laborbrutversuch. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146: 243-252.
- BECK, T. (1984): Einfluß unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngungsintensitäten auf die bodenmikrobiologischen Eigenschaften. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, Sonderheft 2: 57-65.

- BECK, T., BECK, R. (1994): Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden. 1. Mitteilung: Die räumliche Verteilung der Biomasse in Böden. *Agribiological Research* 47: 284-294.
- BECK, T., CAPRIEL, P., BORCHERT, H., BRANDHUBER, R. (1995): Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden. 2. Mitteilung: Beziehungen der Biomasse zu chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften. *Agribiological Research* 48: 74-82.
- BECK, T., JÖRGENSEN, R. G., KANDELER, E., MAKESCHIN, F., NUSS, E., OBERHOLZER, H. R., SCHEU, S. (1997): An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1023-1032.
- BECKMANN, U., KOLBE, H., MODEL, A., RUSSOW, R. (2001): Ackerbausysteme im ökologischen Landbau unter besonderer Berücksichtigung von N-Bilanz und Effizienzkennzahlen. *UFZ-Bericht* 14/2001: 138 S.
- BECKMANN, U., KOLBE, H., MODEL, A., RUSSOW, R. (2002): Ackerbausysteme im ökologischen Landbau – Untersuchungen zur N_{min} -, N_2O -N- und NH_3 -N-Dynamik sowie Rückschlüsse zur Anbau-Optimierung. *Initiativen zum Umweltschutz* 35, Erich Schmidt Verlag Berlin: 226 S.
- BEESE, F., VAN DER PLOEG, R. R., RICHTER, W. (1978): Der Wasserhaushalt einer Löß-Parabraunerde unter Winterweizen und Brache. *Z. Acker- und Pflanzenbau* 146: 1-19.
- BEHM, R. (1988): Untersuchungen zur Bestimmung der leicht umsetzbaren N- und C-Anteile im Heißwasserextrakt des Bodens. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 32: 333-335.
- BENDING, G. D., PUTLAND, C., RAYNS, F. (2000): Changes in microbial community metabolism and labile organic matter fractions as early indicators of the impact of management on soil biological quality. *Biol. Fertil. Soils* 31: 78-84.
- BENDING, G. D., TURNER, M. K., RAYNS, F., MARX, M.-C., WOOD, M. (2004): Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. *Soil Biol. Biochem.* 36: 1785-1792.
- BENKENSTEIN, H., PAGEL, H., KRÜGER, W. (1996): C- und N-Kennwerte eines Sandbodens nach langjährig differenzierter Düngung in ausgewählten Varianten der Thyrower Dauerversuche. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 40: 13-23.
- BERG, M., HAAS, G., KÖPKE, U. (1999): Konventioneller, integrierter oder organischer Landbau: Fallbeispiel Wasserschutzgebiet am Niederrhein. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 145-147.
- BERGER, G., SCHMALER, K., RICHTER, K. (1996): N-Aufnahme verschiedener Zwischenfrüchte und ihr Einfluß auf die winterliche N_{min} -Dynamik sandiger Böden. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 40: 217-229.
- BERGSTROM, D. W., MONREAL, C. M., MILLETTE, J. A., KING, D. J. (1998): Spatial dependence of soil enzyme activities along a slope. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1302-1308.
- BERNARD, H. (1990): Flächenstillegung: Nutzen oder Schaden. *DLG-Mitteilungen* 11-12/90: 1-4.
- BESCHOW, H., MERBACH, W. (2004): Entwicklung der organischen Bodensubstanz (OBS) auf Löss in der Abhängigkeit von unterschiedlicher Düngung am Beispiel des Bodenbildungsversuches in Halle/Saale. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 59-64.
- BEYER, L., SACHT, M., BLUME, H.-P. (1992): Die Veränderung ökologischer Bodeneigenschaften innerhalb von 5 Jahren Ackerintensivierung. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35 (Kongreßband): 619-622.
- BEYER, L., FRÜND, R., SCHLEUB, U., WACHENDORF, C. (1993): Colluvisols under cultivation in Schleswig-Holstein. 2. Carbon distribution and soil organic matter composition. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 156: 213-217.
- BEYER, L., SIELING, K. (1998): Microbial biomass, enzyme activity and soil organic matter composition in arable top soil layers with a low humus level. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 43: 27-43.
- BEYER, L., SIELING, K., PINGPANK, K. (1999): The impact of a low humus level in arable soils on microbial properties, soil organic matter quality and crop yield. *Biol. Fertil. Soils* 28: 156-161.
- BIRCH, H.-F. (1958): The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil* 10: 9-31.
- BISCHOFF, R. (1992): Wirkung von Grünbrache auf die Dynamik, den Unkrautwuchs und den Ertrag der Folgekulturen. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35 (Kongreßband): 175-178.

- BLANKENAU, K., KUHLMANN, H. (2000): Effect of N supply on apparent recovery of fertilizer N as crop N and N_{min} in soil during and after cultivation of winter cereals. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 91-100.
- BLANKENAU, K., OLFS, H.-W., KUHLMANN, H. (2000): Effect of microbial nitrogen immobilization during the growth period on the availability of nitrogen fertilizer for winter cereals. *Biol. Fertil. Soils* 32: 157-165.
- BÖHM, C., LANDGRAF, D. (2002): Aktivitäten von L-Asparaginase und L-Glutaminase in Abhängigkeit zu ausgewählten mikrobiellen Parametern einer Sand-Braunerde unter Berücksichtigung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 99: 161-162.
- BÖHM, K., HÖSCH, J. (2001): Der Zwischenfruchtanbau als Instrument der Stoffkonservierung. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 51-56.
- BÖHME, F., MERBACH, I., WEIGEL, A., RUSSOW, R. (2003): Effect of crop type and crop growth on atmospheric nitrogen deposition. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 601-605.
- BOSAK, V., SMEYANOVICH, A. (2004): Biologischer Wert des Winterweizens in Abhängigkeit vom Düngungs niveau. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 104: 13-14.
- BOWER, W., GÄTH, S., FREDE, H.-G. (1995): Konzepte zur Quantifizierung der Nitratauswaschung auf Standorten mit großem Verlagerungsrisiko – ein kritischer Vergleich. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 76: 1243-1246.
- BOYER, J. N., GROFFMAN, P. M. (1996): Bioavailability of water extractable organic fractions in forest and agricultural soil profiles. *Soil Biol. Biochem.* 28: 783-790.
- BRELAND, T. A., ELTUN, R. (1999): Soil microbial biomass and mineralization of carbon and nitrogen in ecological, integrated and conventional forage and arable cropping systems. *Biol. Fertil. Soils* 30: 193-201.
- BRODIE, E., EDWARDS, S., CLIPSON, N. (2002): Bacterial community dynamics across a floristic gradient in a temperature upland grassland ecosystem. *Microb. Ecol.* 44: 260-270.
- BROLL, G. (1989): Die mikrobielle Aktivität von Böden einer Bracheversuchsfläche in Südwestdeutschland unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. *Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* 10: 1-95.
- BROLL, G., SCHREIBER, K.-F. (1992): Einfluß extensiver Grünlandnutzung auf die mikrobielle Aktivität der Böden. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35 (Kongreßband): 837-841.
- BROLL, G., SCHREIBER, K.-F. (1994): Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 73: 31-34.
- BRONNER, H., BACHLER, W. (1979): Der hydrolysierbare Stickstoff als Hilfsmittel für die Schätzung des Stickstoffnachlieferungsvermögens von Zuckerrübenböden. *Landwirtsch. Forschung* 32: 255-261.
- BROOKES, P. C., KRAGT, J. F., POWLSON, D. S., JENKINSON, D. S. (1985a): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: The effects of fumigation time and temperature. *Soil Biol. Biochem.* 17: 831-835.
- BROOKES, P. C., LANDMAN, A., PRUDEN, G., JENKINSON, D. S. (1985b): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17: 837-842.
- BRÜCKNER, J., REHFUESS, K.-E., MAKESCHIN, F. (1987): Braunerden auf Schotterterrassen im Alpenvorland unter Grünland, Fichten-Erstaufforstung, Laubbaum-Folgebestand und altem Wald. In: *Mittlg. d. Vereins f. Forstl. Standortskd. Und Forstpfl.züchtg.* 33, München: 49-61.
- BUNDESGESETZBLATT (1990): Bekanntmachung der Neufassung der Trinkwasserverordnung vom 05.01.1990.
- BURGER, M., JACKSON, L. E. (2003): Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 35: 29-36.
- BURKET, J. Z., DICK, R. P. (1998): Microbial and soil parameters in relation to N mineralization in soils of diverse genesis under differing management systems. *Biol. Fertil. Soils* 27: 430-438.
- BURNS, R. G. (1982): Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* 14: 423-427.

- BUTTERBACH-BAHL, K., GASCHE, R., HUBER, C., KREUTZER, K., PAPEN, H. (2002): Impact of N-input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH₄-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe. *Atmospheric Environment* 32: 559-564.
- BUTTERBACH-BAHL, K., BREUER, L., GASCHE, R., WILLIBALD, G., PAPEN, H. (2002): Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands. *For. Ecol. Managm.* 167: 123-134.
- BUYANOVSKY, G. A., ASLAM, M., WAGNER, G. H. (1994): Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1167-1173.
- CAMBARDELLA, C. A., ELLIOTT, E. T. (1993): Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1071-1076.
- CAMERON, K. C., WILD, A. (1984): Potential aquifer pollution from nitrate leaching following the plowing of temporary grassland. *J. Environ. Qual.* 13: 274-278.
- CAMPBELL, C. D., CHAPMAN, S. J., URQUHART, F. (1995): Effect of nitrogen fertiliser on temporal and spatial variation of mineral nitrogen and microbial biomass in a silvopastoral system. *Biol. Fertil. Soils* 19: 177-184.
- CARPENTER-BOGGS, L., STAHL, P. D., LINDSTROM, M. J., SCHUMACHER, T. E. (2003): Soil microbial properties under permanent grass, conventional tillage, and no-till management in South Dakota. *Soil and Tillage Research* 71: 15-23.
- CHENG, W., TSURUTA, H., CHEN, G., YAGI, K. (2004): N₂O and NO production in various Chinese agricultural soils by nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 36: 953-963.
- CHESHIRE, M. V., BEDROCK, C. N., WILLIAMS, B. L., CHAPMAN, S. J., SOLNTSEVA, I., THOMSEN, I. (1999): The immobilization of nitrogen by straw decomposing in soil. *Europ. J. Soil Sci.* 50: 329-341.
- CHODAK, M., KHANNA, P., BEESE, F. (2003): Hot water extractable C and N in relation to microbiological properties of soils under beech forests. *Biol. Fertil. Soils* 39: 123-130.
- CHRIST, M. J., DAVID, M. B. (1996): Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a spodosol. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1191-1199.
- CHRISTENSEN, B. T. (1987): Decomposability of organic matter in particle size fractions from field soils with straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19: 429-435.
- CHRISTENSEN, B. T. (1992): Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.* 20: 1-90.
- CHRISTENSEN, B. T. (2001): Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Europ. J. Soil Sci.* 52: 345-353.
- CHRISTENSEN, B. T., OLESEN, J. E. (1998): Nitrogen mineralization potential of organomineral size separates from soils with annual straw incorporation. *Eurp. J. Soil Sci.* 49: 25-36.
- CIVEROLO, K. L., DICKERSON, R. R. (1998): Nitric oxide soil emissions from tilled and untilled cornfields. *Agricultural and Forest Meteorology* 90: 307-311.
- CLEVELAND, C. C., TOWNSEND, A. R., SCHIMEL, D. S., FISHER, H., HOWARTH, R. W., HEDEIN, L. O., PERAKIS, S. S., LATTY, E. F., VON FISCHER, J. C., ELSEROAD, A., WATSON, M. F. (1999): Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N₂) fixation in natural ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles* 13: 623-645.
- COLLINS, H. P., RASMUSSEN, P. E., DOUGLAS, C. L. (1992): Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 783-788.
- CORRE, M. D., SCHNABEL, R. R., STOUT, W. L. (2002): Spatial and seasonal variation of gross nitrogen transformations and microbial biomass in a Northeastern US grassland. *Soil Biol. Biochem.* 34: 445-457.
- DALIAS, P., ANDERSON, J. M., BOTTFNER, P., COÛTEAUX, M.-M. (2001): Long-term effects of temperature on carbon mineralisation processes. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1049-1057.
- DALVA, M., MOORE, T. R. (1991): Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry* 15: 1-19.
- DAMBROTH, M., FORCHE, T. (1993): Einfluß der Begrünung von Stilllegungsflächen auf die Nitratkonzentration im Bodenwasser. *Landbauforschung Völkenrode* 43: 204-210.

- DE BOER, W., KOWALCHUK, G. A. (2001): Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 33: 853-866.
- DENEF, K., SIX, J., BOSSUYT, H., FREY, S. D., ELLIOTT, E. T., MERCKX, R., PAUSTIAN, K. (2001a): Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1599-1611.
- DENEF, K., SIX, J., PAUSTIAN, K., MERCKX, R. (2001b): Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: short-term effects of physical disturbance induced by dry-wet cycles. *Soil Biol. Biochem.* 33: 2145-2153.
- DE NEVE, S., HOFMAN, G. (2000): Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues. *Biol. Fertil. Soils* 30: 544-549.
- DENG, S. P., MOORE, J. M., TABATABAI, M. A. (2000): Characterization of active nitrogen pools in soils under different cropping systems. *Biol. Fertil. Soils* 32: 302-309.
- DERSCHE, G., HÖSCH, J. (2001): Wirkung unterschiedlicher Begrünungen (mit Leguminosen, abfrostand, winterhart) in Kombination mit Gülle auf den N-Austrag und die Düngewirkung im N.Ö. Alpenvorland. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 149-152.
- DEUBEL, W.-D. (1995): Einfluß verschiedener Ackerflächenverhältnisse, Düngungsmaßnahmen und Fruchtarten auf die mikrobielle Biomasse des Bodens und Beziehungen zur Reproduktion der organischen Substanz. Dissertation Martin-Luther-Universität Halle (Saale).
- DICK, R. P. (1997): Soil enzyme activities as integrative indicator of soil health. In: *Biological indicators of soil health* (Hrsg.: PANKHURST, C. E., DOUBE, B. M., GUPTA, V. V. S. R.). Cab International, New York: 121-156.
- DICK, R. P., RASMUSSEN, P. E., KERLE, E. A. (1988): Influence of long-term residue management on soil enzyme activities in relation to soil chemical properties of a wheat-fallow system. *Biol. Fertil. Soils* 6: 159-164.
- DICKINSON, R. E., CICERONE, R. J. (1986): Future global warming from atmospheric trace gases. *Nature* 319: 109-115.
- DILLY, O., MUNCH, J.-C. (1998): Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils. *Biol. Fertil. Soils* 27: 374-379.
- DILLY, O., NANNIPIERI, P. (1998): Intracellular and extracellular enzyme activity in soil with reference to elemental cycling. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 161: 243-248.
- DILLY, O., WINTER, K., LANG, A., MUNCH, J.-C. (2001): Energetic eco-physiology of the soil microbiota in two landscapes of southern and northern Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 407-413.
- DINESH, R. (2004): Long-term effects of leguminous cover crops on microbial indices and their relationships in soils of a coconut plantation of a humid tropical region. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 189-195.
- DITTERT, K., LAMPE, C., GASCHKE, R., BUTTERBACH-BAHL, K., WACHENDORF, M., PAPEN, H., SATTELMACHER, B., TAUBE, F. (2005): Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biol. Biochem.* (in press).
- DODOR, D. E., TABATABAI, M. A. (2003): Amidohydrolases in soils as affected by cropping systems. *Applied Soil Ecology* 24: 73-90.
- DOMNING, B., PRZEMECK, E. (1991): Untersuchungen über Auswirkungen der Flächenstilllegung auf die Stickstoffnachlieferung eines Bodens. *VDLUFA-Schriftenreihe* 33 (Kongreßband): 221-226.
- DORAN, J. W. (1992): Einfluß verschiedener Bewirtschaftungs- und Bearbeitungssysteme auf die organische Bodensubstanz und die Bodenfruchtbarkeit. In: *Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*, Band 4: Humushaushalt. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 206: 155-167.
- DORAN, J. W., ELLIOTT, E. T., PAUSTIAN, K. (1998): Soil microbial activity, nitrogen cycling, and long-term changes in organic carbon pools as related to fallow tillage management. *Soil and Tillage Research* 49: 3-18.
- DOU, H., ALVA, A. K., APPEL, T. (2000): An evaluation of plant-available soil nitrogen in selected sandy soils by electro-ultrafiltration, KCl, and CaCl₂ extraction methods. *Biol. Fertil. Soils* 30: 328-332.
- DREYHAUPT, J. (2002): Die Bedeutung der Heterogenität von Boden, Klima und Landnutzung für die Regionalisierung von Modellzustandsgrößen. *UFZ-Bericht* 23/2002: 200 S.

- DRIJBER, R. A., DORAN, J. W., PARKHURST, A. M., LYON, D. J. (2000): Changes in soil microbial community structure with tillage under long-term wheat-fallow management. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1419-1430.
- DRINKWATER, L. E., WAGONER, P., SARRANTONIO, M. (1998): Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* 396: 262-265.
- DRURY, C. F., OLOYA, T. O., MCKENNEY, D. J., GREGORICH, E. G., TAN, C. S., VAN LUYK, C. L. (1998): Long-term effects of fertilization and rotation on denitrification and soil carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1572-1579.
- EBERLE, M., ALDAG, R. (1987): Die Auswirkungen von Grünland-Umbruch auf die Fraktionen des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 55/1: 295-300.
- EDER, G. (2001): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumauswaschung bei Wirtschaftsdüngeranwendung im Grün- und Ackerland. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 61-66.
- EHLERS, W. (1992): Reduzierte Bodenbearbeitung – Ökologische Folgen und ackerbauliche Grenzen. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35 (Kongreßband): 35-52.
- EKENLER, M., TABATABAI, M. A. (2004): Arylamidase and amidohydrolases in soils as affected by liming and tillage systems. *Soil and Tillage Research* 77: 157-168.
- EL-KAMMAH, M. A. M. (2000): Investigations of amidohydrolases activity in some egyptian soils inside the plastic tunnels. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 93: 240-243.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 258 S.
- ELLERBROCK, R. H., HÖHN, A., GERKE, H. H. (2000): Effects of different fertilizer combinations on soil organic matter composition – results from long-term field experiments. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 93: 128-131.
- ELLMER, F., BAUMECKER, M., BENKENSTEIN, H., KRÜGER, W., PAGEL, H., PESCHKE, H., SCHNIEDER, E. (1997): Dauerfeldversuche an der Humboldt-Universität zu Berlin. Einfluß der Bodennutzung auf die langfristige Entwicklung von Fruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit sandiger Böden. *Ökologische Heft* 7: 111-126.
- ELLMER, F., PESCHKE, H., KÖHN, W., CHMIELEWSKI, F.-M., BAUMECKER, M. (2000): Tillage and fertilizing effects on sandy soils. Review and selected results of long-term experiments at Humboldt-University Berlin. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 267-272.
- EMMERLING, C., SCHNEIDER, R., SCHRÖDER, D. (1994): Zur bodenkundlichen Beurteilung von Grünbrachen und nachfolgendem Umbruch im Rahmen der Flächenstillegung. *VDLUFA-Schriftenreihe* 38 (Kongreßband): 273-276.
- EMMERLING, C., UDELHOVEN, T., SCHRÖDER, D. (2001): Response of soil microbial biomass and activity to agricultural de-intensification over a 10 year period. *Soil Biol. Biochem.* 33: 2105-2114.
- ENGELS, T., KUHLMANN, H. (1993): Effect of the rate of N fertilizer on apparent net mineralization of N during and after cultivation of cereals and sugar beet crops. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156: 149-154.
- ERNSTBERGER, H., MEUSER, A., SOKOLLEK, V., WOHLRAB, B. (1992): Hydrologische Brachlandforschung im Mittelgebirge – Zehn Jahre Untersuchungen Hessen. *DVWK-Schriften* 101: 183 S.
- ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E., REICH, P. (1993): Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 192-194.
- EULENSTEIN, F., SCHINDLER, U., MÜLLER, L. (2003): Feldskalige Variabilität von Frühjahrsfeuchte und mineralischem Stickstoff in der ungesättigten Zone sandiger Standorte Nordostdeutschlands. *Archives of Agronomy and Soil Science* 49: 187-201.
- FELDSCHÄTZUNGSBUCH (1937): Anlage 3 der Reichsbodenschätzung der Gemeinde Kreinitz, Tagesabschnitt VII. Finanzamt Sachsen, Außenstelle Döbeln: 20-23.
- FILIP, Z., CLAUS, H., DIPPELL, G. (1998): Abbau von Huminstoffen durch die Bodenorganismen – eine Übersicht. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161: 605-612.
- FILSER, J., LANG, A., MEBES, K.-H., MOMMERTZ, S., PALOJÄRVI, A., WINTER, K. (1996): The effect of land use change on soil organisms – an experimental approach. *Verhandl. Gesellsch. Ökologie* 26: 671-679.

- FINCK, A. (1969): Pflanzenernährung in Stichworten. Ferdinand Hirt Verlag Kiel: 200 S.
- FLEIGE, H., MÜLLER, U., SCHEFFER, B., SCHÜLTEN, H., TSCHIRSCH, C. (1996): Wasserwirtschaftliche Forderungen an der Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten. DVWK-Schriften 111: 124 S.
- FLESSA, H., WILD, U., KLEMISCH, M., PFADENHAUER, J. (1998): Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *Europ. J. Soil Sci.* 49: 327-335.
- FLIEBBACH, A., MÄDER, P. (2000): Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biol. Biochem.* 32: 757-768.
- FRANKEN, H., HURTMANN, E. (1985): Der Einfluß langjähriger Düngungsmaßnahmen auf die Dynamik der Bodenstruktur. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 148: 159-168.
- FRANKENBERGER, W. T., TABATABAI, M. A. (1991a): Factors affecting L-asparaginase activity in soils. *Biol. Fertil. Soils* 11: 1-5.
- FRANKENBERGER, W. T., TABATABAI, M. A. (1991b): L-Asparaginase activity of soils. *Biol. Fertil. Soils* 11: 6-12.
- FRANKENBERGER, W. T., TABATABAI, M. A. (1991c): L-Glutaminase activity of soils. *Soil Bio. Biochem.* 9: 869-874.
- FRANKO, U. (1989): C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden. Dissertation Akademie der Landwirtschaftswissenschaften Berlin.
- FRANKO, U. (1997): Modellierung von Umsetzungsprozessen der organischen Bodensubstanz. *Arch. Acker-Pfl. Boden* 41: 527-547.
- FRANKO, U., OELSCHLÄGEL, B. (1995): Einfluß von Klima und Textur auf die biologische Aktivität beim Umsatz der organischen Bodensubstanz. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 39: 155-163.
- FRANKO, U., OELSCHLÄGEL, B., SCHENK, S. (1995a): Modellierung von Prozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. *UFZ-Bericht* 3/1995.
- FRANKO, U., OELSCHLÄGEL, B., SCHENK, S. (1995b): Simulation of temperature, water and nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecol. Modell.* 81: 213-222.
- FRANKO, U., CROCKER, G. J., GRACE, P. R., KLIR, J., KÖRSCHENS, M., POULTON, P. R., RICHTER, D. D. (1997): Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the CANDY model. *Geoderma* 81: 109-120.
- FRANKO, U., SEEGER, J., SCHMIDT, T., DREYHAUPT, J. (2001): Einfluss von Standort und Nutzungsintensität auf den N-Haushalt von Ackerböden. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 33-36.
- FRANZLUEBBERS, A. J., HONS, F. M., ZUBERER, D. A. (1995): Tillage and crop effects on seasonal soil carbon and nitrogen dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1618-1624.
- FRANZLUEBBERS, A. J., HANEY, R. L., HONS, F. M., ZUBERER, D. A. (1996a): Active fractions of organic matter in soils with different texture. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1367-1372.
- FRANZLUEBBERS, A. J., HONS, F. M., ZUBERER, D. A. (1996b): Seasonal dynamics of active soil carbon and nitrogen pools under intensive cropping in conventional and no tillage. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 159: 343-349.
- FRANZLUEBBERS, A. J., STUEDEMANN, J. A., SCHOMBERG, H. H., WILKINSON, S. R. (2000): Soil organic C and N pools under long-term pasture management in Southern Piedmont USA. *Soil Biol. Biochem.* 32: 469-478.
- FRANZLUEBBERS, A. J., HANEY, R. L., HONEYCUTT, C. W., ARSHAD, M. A., SCHOMBERG, H. H., HONS, F. M. (2001): Climatic influences on active fractions of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1103-1111.
- FREDE, H.-G., BEISECKER, R., GÄTH, S. (1994): Long-term impacts of tillage on the soil ecosystem. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 157: 197-203.
- FREY, S. D., ELLIOTT, E. T., PAUSTIAN, K. (1999): Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol. Biochem.* 31: 573-585.
- FREYTAG, H. E., RAUSCH, H., LÜTTICH, M. (1989): Ermittlung von N-Mineralisationspotentialen über den N-Gehalt der Böden. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 33: 741-746.

- FRIEDEL, J. K., GABEL, D. (2001a): Nitrogen pools and turnover in arable soils under different durations of organic farming: I: Pool size of total soil nitrogen, microbial biomass nitrogen, and potentially mineralizable nitrogen. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 415-419.
- FRIEDEL, J. K., GABEL, D. (2001b): Microbial biomass and microbial C:N ratio in bulk soil and buried bags for evaluating *in situ* net N mineralization in agricultural soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 673-679.
- FRIEDEL, J. K., SCHELLER, E. (2002): Composition of hydrolysable amino acids in soil organic matter and soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 34: 315-325.
- FRIEDEL, J. K., FIEDLER, S., KRETZSCHMAR, A. (2002): Limitations when quantifying microbial carbon and nitrogen by fumigation-extraction in rooted soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 589-593.
- FRIEDEL, J. K., KOBEL, C., PFEFFER, M., FITZ, W. J., WENZEL, W. W. (2003): Effects of different freezing methods on estimates of soil microbial biomass N by fumigation-extraction. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 326-327.
- FROSTEGÅRD, Å., TUNLID, A., BÅÅTH, E. (1993): Phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biol. Fertil. Soils* 22: 59-65.
- FROSTEGÅRD, Å., BÅÅTH, E. (1996): The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biol. Fertil. Soils* 22: 59-65.
- FRÜCHTENICHT, K., HOFFMANN, G., VETTER, H. (1979): Düngen wir richtig im Blick auf Bodenfruchtbarkeit, Ertrag und Gewinn? *Landwirtsch. Forschung* 35 (Sonderheft): 152-168.
- GABEL, D. (2001): Einfluß der Bodenbewirtschaftung des Ökologischen Landbaus auf die Stickstoff-Dynamik während der Umstellungsphase. *Hohenheimer Bodenkundliche Berichte* 61: 191 S.
- GALE, W. J., CAMBARDELLA, C. A. (2000): Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 190-195.
- GANDECKI, R., ŚNIADY, R., ZIMMY, L. (2003): Ertragsreaktion von Wintergerste im internationalen organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Wrocław-Swojec. *Archives of Agronomy and Soil Science* 49: 537-542.
- GASTINE, A., SCHERER-LORENZEN, M., LEADLEY, P. W. (2003): No consistent effects of plant diversity on root biomass, soil biota and soil abiotic conditions in temperate grassland communities. *Applied Soil Ecology* 24: 101-111.
- GEHLEN, P., SCHRÖDER, D. (1989): Bedeutung von pH-Wert, C_{org} -Gehalt, Kultur-, Substrat- und Jahreseinfluß für bodenmikrobiologische Eigenschaften in einheitlich genutzten Ackerböden. *VDLUFA-Schriftenreihe* 30 (Kongreßband): 467-472.
- GEOLOGISCHE KARTE VON SACHSEN (1923): GK 25, Blatt 16 (Riesa/ Strehla), Maßstab 1:25000, Landesvermessungsamt Sachsen, 2. Auflage.
- GIANFREDI, L., BOLLAG, J.-M. (1996): Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. In: *Soil biochemistry* (Hrsg.: STOTZKY, G., BOLLAG, J.-M.). Marcel Dekker Verlag New York, Band 9: 123-193.
- GILLER, P. S. (1996): The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rain forest'. *Biodiversity Conservation* 5: 135-168.
- GISI, U., FROSSARD, P., OERTLI, J. J. (1979): Bodenkundlicher Vergleich von Kultur- und Brachland im Schweizer Jura. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 142: 639-654.
- GISI, U., OERTLI, J. J. (1981): Ökologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiese. II. Veränderung in der ober- und unterirdischen Pflanzenmasse. *Acta Oekologia* 2/16: 79-86.
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F. X., STICHER, H. (1990): *Bodenökologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart: 304 S.
- GHANI, A., DEXTER, M., PERROTT, K. W. (2003): Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 35: 1231-1243.
- GLEMNITZ, M., WURBS, A., DIECKMANN, M. (1998): Bedeutung von Bodenreaktion und Nährstoffgehalt für das Vorkommen von Arten der Sandtrockenrasen auf Brachflächen. *Verhandl. Gesellsch. Ökologie* 28: 529-535.

- GÖDDE, M., DAVID, M. B., CHRIST, M. J., KAUPENJOHANN, M., VANCE, G. (1996): Carbon mobilization from the forest floor under red spruce in the Northeastern U.S.A.. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1181-1189.
- GOSS, M. J., HOWSE, K. R., CHRISTIAN, D. G., CATT, J. A., PEPPER, T. J. (1998): Nitrate leaching: modifying the loss from mineralized organic matter. *Europ. J. Soil Sci.* 49: 649-659.
- GOUGH, M. W., MARRS, R. H. (1990): Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex, England. *Biological Conservation* 52: 135-146.
- GRABE, M., KLEBER, M., HARTMANN, K.-J., JAHN, R. (2003): Preparing a soil carbon inventory of Saxony-Anhalt, Central Germany using GIS and the state soil data base SABO_P. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 642-648.
- GRANSEE, A., WITTENMAYER, L. (2000): Qualitative and quantitative analysis of water-soluble root exsudates in relation to plant species and development. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 381-385.
- GREGORICH, E. G., DRURY, C. F., ELLERT, B. H., LIANG, B. C. (1997): Fertilization effects on physically protected light fraction organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 482-484.
- GUGGENBERGER, G., ZECH, W., THOMAS, R. J. (1995): Lignin and carbohydrate alteration in particle size separates of an Oxisol under tropical pastures following native savanna. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1629-1638.
- GUPTA, V. V. S. R., GERMIDA, J. J. (1988): Distribution of microbial biomass and activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20: 777-786.
- GUTSER, R., CLAASSEN, N. (1994): Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 73: 47-50.
- HAAS, G. (2001): Organischer Landbau in Grundwasserschutzgebieten: Leistungsfähigkeit und Optimierung des pflanzenbaulichen Stickstoffmanagements. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau, Habilitationsschrift Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn: 152 S.
- HAFERKORN, U., KNAPPE, S. (2002): Dauerfeldversuche mit Lysimetern – Ergebnisse aus der Lysimeterstation Brandis. I. Mitteilung: Einfluss von Witterung und Bewirtschaftung auf den Wasserhaushalt verschiedener Böden im Grenzraum des mitteldeutschen Trockengebietes. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 48: 485-491.
- HAGGAR, J. P., TANNER, E. V. J., BEER, J. W., KASS, D. C. L. (1993): Nitrogen dynamics of tropical agroforestry and annual cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1363-1378.
- HAIDER, K. (1999): Von der toten organischen Substanz zum Humus. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 162: 363-371.
- HANSCHMANN, A. (1983): Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Mineralisierung von Bodenstickstoff. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 27: 297-305.
- HARTMANN, K.-J., LORENZ, S. (1994): Abschätzung zur Entwicklung der pH-Werte Brandenburger Böden infolge von Flächenstillegungen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 74: 185-188.
- HARTWIG, U. A., ZANETTI, S., WEISBACH, C., TROMMLER, J., NÖSBERGER, J. (1996): Symbiotische N₂-Fixierung: Ein Boden-Pflanze-Interface. *Agrarforschung* 3: 267-270.
- HASSINK, J. (1995): Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictors of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1099-1108.
- HATCH, D. J., JARVIS, S. C., PARKINSON, R. J. (1998): Concurrent measurement of net mineralization, nitrification, denitrification and leaching from field incubated soil cores. *Biol. Fertil. Soils* 26: 323-330.
- HEDLUND, K. (2002): Soil microbial community structure in relation to vegetation management on former agricultural land. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1299-1307.
- HELAL, H. M., SAUERBECK, D. (1989): Carbon turnover in the rhizosphere. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152: 211-216.
- HERMSMEYER, D., VAN DER PLOEG, R. R. (1996): Schätzung der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden. II. Ergebnisse und Bewertung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159: 445-452.
- HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, R. M., LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D. (2002): Microbial biomass, mineral nitrogen and carbon content in savanna soil aggregates under conventional and no-tillage. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1563-1570.

- HEUMANN, S., BÖTTCHER, J., SPRINGOB, G. (2002): N mineralization parameters of sandy arable soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165: 441-450.
- HEUMANN, S., BÖTTCHER, J., SPRINGOB, G. (2003): Pedotransfer functions for the pool size of slowly mineralizable organic N in sandy arable soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166: 308-318.
- HEUMANN, S., BÖTTCHER, J. (2004a): Temperature functions of the rate coefficients of net N mineralization in sandy arable soils. Part I. Derivation from laboratory incubations. J. Plant Nutr. Soil Sci. 167: 381-389.
- HEUMANN, S., BÖTTCHER, J. (2004b): Temperature functions of the rate coefficients of net N mineralization in sandy arable soils. Part II. Evaluation via field mineralization measurements. J. Plant Nutr. Soil Sci. 167: 390-396.
- HOFFMANN, S., KISMÁNYOKY, T., BALÁZS, J. (1999a): Einfluß langjähriger organischer und mineralischer N-Düngung auf Gehalt an C_{org} und N-Verlagerung. Arch. Acker- Pfl. Boden 44: 69-79.
- HOFFMANN, S., KISMÁNYOKY, T., BALÁZS, J. (1999b): Ertragsleistung, N-Bilanz und N-Ausnutzung in Abhängigkeit von organischer und mineralischer N-Düngung. Arch. Acker- Pfl. Boden 44: 81-92.
- HÜBNER, W., ROSCHKE, M., METZ, R. (1995): Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bodennutzungssysteme auf die N_{min}-Gehalte des Bodens im Herbst und Frühjahr. VDLUFA-Schriftenreihe 40 (Kongreßband): 253-256.
- HUERTA-ZEPEDA, A., DURAN, S., DU PONT, G., CALDERON, J. (1996): Asparagine degradation in *Rhizobium etli*. Microbiology 142: 1071-1076.
- HUSSAIN, I., OLSON, K. R., EBELHAR, S. A. (1999): Long-term tillage effects on soil chemical properties and organic matter fractions. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 1335-1341.
- HÜTSCH, B. W., AUGUSTIN, J., MERBACH, W. (2002): Plant rhizodeposition – an important source for carbon turnover in soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165: 397-407.
- ISERMANN, K., ISERMANN, R. (1995): Tolerierbare Emmissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsdaten der naturnahen Ökosysteme. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76: 547-550.
- ISERMAYER, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 56: 26-38.
- JÄGGI, W. (1976): Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. Schweizerische Landw. Forschung 15: 371-380.
- JAHN, R., BILLEN, N., LEHMANN, A., STAHR, K. (1994): Bodenerhaltung durch Extensivierung und Flächenstilllegung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 73: 55-58.
- JARDINE, P. M., WEBER, N. L., MCCARTHY, J. F. (1989): Mechanism of dissolved organic carbon adsorption on soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 53: 1378-1385.
- JENKINSON D. A. (2001): The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. Plant and Soil 228: 3-15.
- JENKINSON, D. S. (1988): The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems (Hrsg.: WILSON, J. R.). CAB International, Wallingford: 368-386.
- JENKINSON, D. S., RAYNER, J. H. (1977): The turnover of soil organic matter in some of the Rothamstead classical experiments. Soil Science 123: 298-305.
- JENKINSON, D. S., LADD, J. N. (1981): Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: Soil biochemistry (Hrsg.: PAUL, E. A., LADD, J. N.). Marcel Decker Verlag New York, Band 5: 415-417.
- JENKINSON, D. S., BROOKES, P. C., POWLSON, D. S. (2004): Measuring soil microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 36: 5-7.
- JENSEN, E. S. (1996): Rhizodeposition of N by pea and barley and its effect on soil N dynamics. Soil Biol. Biochem. 28: 65-71.
- JENSEN, E. S., HAUGGAARD-NIELSEN, H. (2003): How can increased use of biological N₂ fixation in agriculture benefit the environment? Plant and Soil 252: 177-186.

- JOHN, B., YAMASHITA, T., FLESSA, H., LUDWIG, B. (2003): Kohlenstoffumsatz in aggregierten Böden – Messung anhand der natürlichen ^{13}C -Verteilung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 102: 351-352.
- JOHNSEN, K., JACOBSEN, C. S., TORSVIK, V. (2001): Pesticide effects on bacterial diversity in agricultural soils – a review. *Biol. Fertil. Soils* 33: 443-453.
- JONES, D. L., SHANNON, D., MURPHY, D. V., FARRAR, J. (2004): Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 36: 749-756.
- JÖRGENSEN, R. G. (1995): Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 104: 229 S.
- JÖRGENSEN, R. G., BROOKES, P. C. (1991): Soil microbial biomass estimations by fumigation-extraction. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 66: 511-514.
- JÖRGENSEN, R. G., MEYER, B., MÜLLER, T. (1991): Messung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode bei Anwesenheit frischer Wurzeln. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 66: 519-522.
- JÖRGENSEN, R. G., MEYER, B., MÜLLER, T. (1994): Time-course of the soil microbial biomass under wheat: a one year field study. *Soil Biol. Biochem.* 26: 987-994.
- JÖRGENSEN, R. G., SCHMÄDEKE, F., WINDHORST, K., MEYER, B. (1995): Biomass and activity of microorganisms in a fuel-oil contaminated soil. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1137-1143.
- JÖRGENSEN, R. G., RAUBUCH, M., BRANDT, M. (2002): Soil microbial properties down the profile of a black earth buried by colluvium. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 274-280.
- JUNGE, A., MARSCHNER, H. (1991): Untersuchungen zur N-Dynamik auf Dauerbrachen im Rahmen der Flächenstilllegung. *VDLUFA-Schriftenreihe* 33 (Kongreßband): 227-232.
- JUNGE, A., STÖBER, C., MARSCHNER, H. (1993): Auswirkungen der Flächenstilllegung auf den Stickstoffhaushalt von Böden. *Agrobiological Research* 46: 112-119.
- KADIATA, B. D., YAN, F., SCHUBERT, S. (2002): Nodulation and N_2 fixation of faba bean (*Vicia faba* L.) after soil amendment with crop residues. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 725-731.
- KAISER, E.-A., HEINEMEYER, O. (1993): Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen im Boden: Einfluß der mikrobiellen Biomasse. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 559-562.
- KAISER, E.-A., RUSER, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – An evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 249-259.
- KAISER, K., ZECH, W. (2000): Dissolved organic matter sorption by mineral constituents of subsoil clay fractions. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 531-535.
- KAISER, K., EUSTERHUES, K., RUMPEL, C., GUGGENBERGER, G., KÖGEL-KNABNER, I. (2002): Stabilisation of organic matter by soil minerals – investigations of density and particle-size fractions of two acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 451-459.
- KALBITZ, K., KNAPPE, S. (1997): Einfluß der Bodeneigenschaften auf die Freisetzung der gelösten organischen Substanz (DOM) aus dem Oberboden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 160: 475-483.
- KALBITZ, K., SOLINGER, S., PARK, J.-H., MICHALZIK, B., MATZNER, E. (2000): Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science* 165: 277-304.
- KANAL, A., KAUTZ, T., ELLMER, F., RÜHLMANN, J. (2003): Einfluß langjährig differenzierter Düngungsmaßnahmen auf die Schwefel- und Stickstoffversorgung von Sommergerstein Berlin-Dahlem (D) und Tartu (EST). *Archives of Agronomy and Soil Science* 49: 543-553.
- KANDELER, E., MURER, E. (1992): Jahreszeitlicher Verlauf bodenbiologischer Prozesse und der Aggregatstabilität nach Extensivierung einer Lockersedimentbraunerde. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35 (Kongreßband): 258-261.
- KANDELER, E., EDER, G., SOBOTIK, M. (1994): Microbial biomass, N mineralization, and the activities of various enzymes in relation to nitrate leaching and root distribution in a slurry-amended grassland. *Biol. Fertil. Soils* 18: 7-12.
- KANDELER, E., KAMPICHLER, C., HORAK, O. (1996): Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Biol. Fertil. Soils* 23: 299-306.

- KANDELER, E., PALLI, S., STEMMER, M., GERZABEK, M. H. (1999): Tillage changes microbial biomass and enzyme activities in particle-size fractions of a Haplic Chernozem. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1253-1264.
- KANDELER, E., MARSCHNER, P., TSCHERKO, D., GAHOONIA, T. S., NIELSEN, N. E. (2002): Microbial community composition and functional diversity in the rhizosphere of maize. *Plant and Soil* 238: 301-312.
- KAPPEN, L., SCHULTZ, G., GRULER, T., WIDMOSER, P. (2000): Effects of N-fertilization on shoots and roots of rape (*Brassica napus* L.) and consequences for the soil matric potential. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 481-489.
- KARTSCHALL, T. (1986): Simulationsmodell der Bodenstickstoffdynamik. Dissertation Akademie der Landwirtschaftswissenschaften Berlin.
- KAUR, K., KAPOOR, K. K., GUPTA, A. P. (2005): Impact of organic manures with and without mineral fertilizers on soil chemical and biological properties under tropical conditions. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 117-122.
- KHAN, W. D. F., PEOPLES, M. B., HERRIDGE, D. F. (2002): Quantifying below-ground nitrogen of legumes. *Plant and Soil* 245: 327-334.
- KHANNA, P. K., RAISON, R. A., FALKINER, R. A., WILLETT, I. R., CONNELL, M. J. (1992): Effects of NPK fertilisation on the chemistry of a yellow podzolic soil under *Pinus radiata*. *For. Ecol. Managm.* 52: 65-85.
- KHOMUTOVA, T. E., SHIRSHOVA, L. T., TINZ, S., ROLLAND, W., RICHTER, J. (2000): Mobilization of DOC from sandy loamy soils under different land use (Lower Saxony, Germany). *Plant and Soil* 219: 13-19.
- KING, J. A., SYLVESTER-BRADLEY, R., ROCHFORD, A. D. H. (2001): Availability of nitrogen after fertilizer applications to cereals. *The Journal of Agricultural Science* 136: 141-157.
- KLIEBSCH, K., MÜLLER, U., VAN DER PLOEG, R. R. (1998): Nitrataustrag aus einer ländlichen Siedlungsfläche in Nordwestdeutschland. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161: 571-576.
- KLIMANEK, E.-M. (1990): Umsetzungsverhalten von Ernterückständen. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 34: 559-567.
- KLIMANEK, E.-M. (2000): Die Wirkung von Düngungsänderungen auf die mikrobielle Aktivität von Löss-Schwarzerde nach 96 Jahren differenzierter organischer und mineralischer Düngung im "Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt". *Arch. Acker- Pfl. Boden* 45: 381-397.
- KLÖPPNER, U. (1999): Assimilation von Glutamat, Aspartat und ihrer Amide durch Pseudomonaden. Dissertation Philipps-Universität Marburg: 108 S.
- KLOSE, S., TABATABAI, M. A. (2002): Response of amidohydrolases in soils to chloroform fumigation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 125-132.
- KLOSE, S., WERNECKE, K. D., MAKESCHIN, F. (2003): Microbial biomass and enzyme activities in coniferous forest soils as affected by lignite-derived deposition. *Biol. Fertil. Soils* 38: 32-44.
- KLOSE, S., AJWA, H. (2004): Enzyme activities in agricultural soils fumigated with methyl bromide alternatives. *Soil. Biol. Biochem.* 36: 1625-1635.
- KLOTZ, D., HINREINER, G., SEILER, K.-P. (2001): Erfassung des Niederschlags – wichtigster Input für Lysimeteruntersuchungen. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 173-174.
- KNAPPE, S., MORITZ, C., KEESE, U. (1994): Grundwasserneubildung und N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung – Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 38: 393-403.
- KNAPPE, S., KEESE, U. (1997): Untersuchungen zum Einfluß von N-Bilanzen auf den N-Austrag und den Nitratgehalt im Sickerwasser bei ackerbaulicher Nutzung und Flächenstillegung – Lysimeteruntersuchungen an vier Bodenformen. *VDLUFA-Schriftenreihe* 46 (Kongreßband): 587-590.
- KNAPPE, S., HAFERKORN, U. (2001): Witterungs-, boden- und nutzungsbedingte N-Auswaschungspotentiale von typischen Pedohydrotopen des Mitteldeutschen Trockengebietes (Partheinzugsgebiet). 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 83-87.
- KNAPPE, S., HAFERKORN, U. (2002): Dauerfeldversuche mit Lysimetern – Ergebnisse aus der Lysimeterstation Brandis. II. Mitteilung: witterungs-, boden- und nutzungsbedingte N-Auswaschungspotentiale von typischen Pedohydrotopen des Mitteldeutschen Trockengebietes (Partheinzugsgebiet). *Arch. Acker- Pfl. Boden* 48: 493-502.

- KNAPPE, S., HAFERKORN, U., MEISSNER, R. (2002): Influence of different agricultural management systems on nitrogen leaching: results of lysimeter studies. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 73-77.
- KNAUER, N. (1993): *Ökologie und Landwirtschaft: Situation – Konflikte – Lösungen*. Eugen Ulmer Verlag Stuttgart.
- KNUTH, F. (1994): Quantifizierung von Stickstoffverlusten durch Auswaschung bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen: 152 S.
- KOCH, J., KLOSE, S., MAKESCHIN, F. (2002): Stratigraphic and spatial differentiation of chemical properties in long-term fly ash influenced forest soils in the Dübener Heide Region, NE Germany. *Forstw. Cbl.* 121: 157-170.
- KÖHN, W., PESCHKE, H., LIMBERG, P. (1997): Dauerfeldversuche an der Humboldt-Universität zu Berlin. Einfluß der Bodennutzung auf die langfristige Entwicklung von Fruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit sandiger Böden. *Ökologische Hefte* 7: 75-89.
- KOLBE, G., SCHARF, H. (1967): Der Einfluß verschiedener N-Formen und N-Mengen auf Pflanzenertrag und Bodenreaktion in einem langjährigen Düngungsversuch – 1. Mittlg.: Einfluß auf den Pflanzenertrag. *Thaer-Archiv* 11: 103-114.
- KÖLBL, A., KÖGEL-KNABNER, I. (2004): Content and composition of free and occluded particulate organic matter in a differently textured arable Cambisol as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 45-53.
- KOPONEN, H. T., FLÖJT, L., MARTIKAINEN, P. J. (2004): Nitrous oxide emissions from agricultural soils at low temperatures: a laboratory microcosm study. *Soil Biol. Biochem.* 36: 757-766.
- KORSAETH, A., HENRIKSEN, T. M., BAKKEN, L. R. (2002): Temporal changes in mineralization and immobilization of N during degradation of plant material: implications for the plant N supply and nitrogen losses. *Soil Biol. Biochem.* 34: 789-799.
- KÖRSCHENS, M. (1980a): Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz. Dissertation Akademie der Landwirtschaftswissenschaften Berlin.
- KÖRSCHENS, M. (1980b): Beziehung zwischen Feinanteil, C_t - und N_t -Gehalt des Bodens. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 24: 585-592.
- KÖRSCHENS, M. (1997): Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluß auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 41: 435-463.
- KÖRSCHENS, M. (1999): Experimentelle Möglichkeiten zur Ableitung optimaler C_{org} -Gehalte in Ackerböden. In: *Beziehungen zwischen organischer Bodensubstanz und bodenmikrobiologischen Prozessen* (Hrsg.: KÖRSCHENS, M.). UFZ-Bericht 9/1999: 75-92.
- KÖRSCHENS, M. (2004): Soil organic matter and environmental protection. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 3-9.
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., BEHM, R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralbl. Mikrobiol.* 145: 305-311.
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E., KNAPPE, S. (1994): Einfluß von Dauerbrache und Fruchtfolge auf die N-Bilanzen einer Löß-Schwarzerde unter Berücksichtigung extremer Düngungsvarianten. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 38: 415-422.
- KÖRSCHENS, M., WEIGEL, A., SCHULZ, E. (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161: 409-424.
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E. (1999): Die organische Bodensubstanz. UFZ-Bericht 13/1999: 46 S.
- KÖRSCHENS, M., HOWITZ, H., HEIN, H.-O. (2002): Untersuchungen über eine leistungsfähige, nachhaltige sowie ökonomisch und ökologisch orientierte Landwirtschaft. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 48: 195-211.
- KUBÁT, J., CERHANOVÁ, D., NOVÁKOVÁ, J., LIPAVSKÝ, J. (2002): Soil organic matter content and quality in polyfactorial field experiments. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 48: 131-140.
- KUBÁT, J., CERHANOVÁ, D., NOVÁKOVÁ, J., KLEMENT, V., ČERMÁK, P., DOSTÁL, J. (2004): Total organic C and its decomposable part in arable soils in the Czech Republic. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 21-32.

- KUCHARIK, C. J., BRYE, K. R., NORMAN, J. M., FOLEY, J. A., GOWER, S. T., BUNDY, L. G. (2001): Measurements and modelling of carbon and nitrogen cycling in Agroecosystems of Southern Wisconsin: Potential for SOC sequestration during the next 50 years. *Ecosystems* 4: 237-258.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G., SCHWERTDFEGER, G. (1994): *Bodenkunde*. Eugen Ulmer Verlag Stuttgart, 5. Auflage: 424 S.
- KUZYAKOV, Y., DOMANSKI, G. (2000): Carbon input by plants into the soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 421-431.
- LADD, J. N., AMATO, M., VAN VEEN, H. A. (2004): Soil microbial biomass: its assay and role in turnover of organic matter C and N. *Soil Biol. Biochem.* 36: 1369-1372.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Nitrat. (Hrsg.: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG): 104 S.
- LANDGRAF, D. (2001a): Stickstoffhaushalt einer Sand-Braunerde unter verschiedenen Bracheformen. *UFZ-Bericht 9/2001*: 278 S.
- LANDGRAF, D. (2001b): Dynamics of microbial biomass in Cambisols under a three year succession fallow in North Eastern Saxony. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 665-671.
- LANDGRAF, D., KLOSE, S. (2002): Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 9-16.
- LANDGRAF, D., MAKESCHIN, F. (2002): Einfluss mineralischer N-Düngung auf die mikrobielle Biomasse unter Sukzessionsbrache auf einem Sandbraunerdestandort in Sachsen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 99: 159-160.
- LANDGRAF, D., BÖHM, C., MAKESCHIN, F. (2003): Dynamic of different C and N fractions in a Cambisol under five year succession fallow in Saxony (Germany). *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 319-325.
- LANDGRAF, D., MAKESCHIN, F. (200_): Hot- and cold-water extractable carbon in top soils under fallow in Northeast Germany: A comparison of different soil preparation methods. *Archives of Agronomy and Soil Science* (submitted).
- LANDGRAF, D., LEINWEBER, P., MAKESCHIN, F. (200_): Cold and hot water extractable organic matter as indicators of litter decomposition in forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* (submitted).
- LARKIN, R. P. (2003): Characterization of soil microbial communities under different potato cropping systems by microbial population dynamics, substrate utilization, and fatty acid profiles. *Soil Biol. Biochem.* 35: 1451-1466.
- LEDGARD, S. F. (2001): Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil* 228: 43-59.
- LEINWEBER, P., SCHULTEN, H.-R., KÖRSCHENS, M. (1995): Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biol. Fertil. Soils* 20: 17-23.
- LEINWEBER, P., SCHULTEN, H.-R. (2000): Nonhydrolyzable forms of soil organic nitrogen: Extractability and composition. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 433-439.
- LEITA, L., DE NOBILI, M., MONDINI, C., MUHLBACHOVA, G., MARCHIOL, L., BRAGATO, G., CONTIN, M. (1999): Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. *Biol. Fertil. Soils* 28: 371-376.
- LIEBIG, M. A., DORAN, J. W. (1999): Impact of organic production practices on soil quality indicators. *J. Environ. Qual.* 28: 1601-1609.
- LIEBEROTH, I. (1962): Über den Einfluß der Ackerkultur auf die Bodenentwicklung im sächsischen Lößgebiet. *Thaer-Archiv* 6: 3-30.
- LIPPOLD, H., ALBERT, E. (1996): Nitratverlagerung aus der Gülle unter Winterzwischenfrucht. Lysimeter-Experimente mit ¹⁵N auf einem lehmigen Sandboden und einem Löss-Lehmboden. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 40: 183-187.
- LOBE, I., AMELUNG, W., DU PREEZ, C. C. (2001): Losses of carbon and nitrogen with prolonged arable cropping from sandy soils of the South African Highveld. *Europ. J. Soil Sci.* 52: 93-101.
- LOVELL, R. D., JARVIS, S. C., BARDGETT, R. D. (1995): Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: effects of management changes. *Soil Biol. Biochem.* 27: 969-975.

- LOVELL, R. D., HATCH, D. J. (1998): Stimulation of microbial activity following spring applications of nitrogen. *Biol. Fertil. Soils* 26: 28-30.
- LUDWIG, B., JOHN, B., ELLERBROCK, R., KAISER, M., FLESSA, H. (2003): Stabilization of carbon from maize in a sandy soil in a long-term experiment. *Europ. J. Soil Sci.* 54: 117-126.
- LUDWIG, B., WOLF, I., TEEPE, R. (2004): Contribution of nitrification and denitrification to the emission of N_2O in a freeze-thaw event in an agricultural soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 678-684.
- LUNDQUIST, E. J., JACKSON, L. E., SCOW, K. M. (1999): Wet-dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1031-1038.
- LYNCH, J. M. (1994): The rhizosphere – form and function. *Applied Soil Ecology* 1: 193-198.
- MACHULLA, G., BLUME, H.-P., JAHN, R. (2001): Schätzung der mikrobiellen Biomasse von Böden aus anthropogenen und natürlichen Substraten – ein Beitrag zur Standortbewertung. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 547-554.
- MACRAE, A., RIMMER, D. L., O'DONNELL, A. G. (2000): Novel bacterial diversity recovered from the rhizosphere of oil-seed rape (*Brassica napus*) determined by the analysis of 16S ribosomal DNA. *Int. J. Microbiol.* 78: 13-21.
- MANNFELD, K., RICHTER, H. (1995): Naturräume in Sachsen. *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 238: 228 S.
- MANSFELDT, T. (1994): Schwefeldynamik von Böden des Dithmarscher Speicherkoogs und der Bornhöveder Seenkette in Schleswig-Holstein. *Schriftenreihe Institut Pflanzenernährung Bodenkunde* 28, Universität Kiel: 154 S.
- MANSFELDT, T., BLUME, H.-P. (1997): Niederschlags-Chemismus und atmosphärische Element-Deposition in einem an der Nordseeküste von Schleswig-Holstein gelegenen Agrarökosystem. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160: 437-445.
- MANZKE, F. (1995): Bodenmikrobiologische und bodenchemische Kenngrößen zur Beurteilung des Umsatzes organischer Bodensubstanz in unterschiedlichen Bodennutzungssystemen. *Dissertation Georg-August-Universität Göttingen*.
- MANZKE, F., BECK, T., KLIMANEK, E.-M. (1993): Mikrobiologische und bodenchemische Parameter bei unterschiedlicher Bodennutzung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72: 601-604.
- MERILÄ, P., STRÖMMER, R., FRITZE, H. (2002): Soil microbial activity and community structure along a primary succession transect on the land-uplift coast in western Finland. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1647-1654.
- MARSCHNER, B., STAHR, K. (1992): Auswirkungen von Flächenstillegungen auf Bodeneigenschaften. In: *Informationen zur Raumentwicklung* (Hrsg.: BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDESKUNDE UND RAUMORDNUNG). Heft 7: 579-600.
- MARSCHNER, P., KANDELER, E., MARSCHNER, B. (2003): Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biol. Biochem.* 35: 453-461.
- MASSWOHL, J. (2001): Stickstoffverfügbarkeit (N-min) ausgewählter Ackerstandorte im Jahresverlauf und zugehörige Sickerwasserbeurteilung mittels Kleinlysometern in der südlichen Steiermark. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 57-60.
- MAYER, J., BUEGGER, F., JENSEN, E. S., SCHLOTER, M., HEB, J. (2003a): Estimating N rhizodeposition of grain legumes using a ^{15}N in situ stem labelling method. *Soil Biol. Biochem.* 35: 21-28.
- MAYER, J., BUEGGER, F., JENSEN, E. S., SCHLOTER, M., HEB, J. (2003b): Residual nitrogen contribution from grain legumes to succeeding wheat and rape and related microbial process. *Plant and Soil* 255: 541-554.
- MAYER, J., BUEGGER, F., JENSEN, E. S., SCHLOTER, M., HEB, J. (2004): Turnover of grain legume N rhizodeposits and effect of rhizodeposition on the turnover of crop residues. *Biol. Fertil. Soils* 39: 153-164.
- MCANDREW, D. W., MAHLI, S. S. (1992): Long-term N fertilization of a solonchic soil: effects on chemical and biological properties. *Soil Biol. Biochem.* 24: 619-623.
- MCLAIN, J. E. T., MARTENS, D. A. (2005): Nitrous oxide flux from soil amino acid mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 37: 289-299.

- MEHLERT, S. (1996): Untersuchungen zur atmosphärischen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. UFZ-Bericht 22/1996: 131 S.
- MEHLERT, S., DITTRICH, P., RUSSOW, R. (1995): Untersuchungen zur atmosphärischen Stickstoffdeposition am Standort Bad Lauchstädt im Mitteldeutschen Trockengebiet. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76: 875-878.
- MEISSNER, R. (1999): Stand und Entwicklung der Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 15-18.
- MENGEL, K. (1984): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gustav Fischer Verlag, 6. Auflage: 431 S.
- MENGEL, K., SCHNEIDER, B., KOSEGARTEN, H. (1999): Nitrogen compounds extracted by electroultrafiltration (EUF) or CaCl_2 solution and their relationships to nitrogen mineralization in soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162: 139-148.
- 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.
- MERBACH, I. (2000): Stickstoffaufnahme und -freisetzung durch Ruderalzönosen auf Dauerbrachen im mitteldeutschen Trockengebiet. Arch. Acker- Pfl. Boden 45: 417-430.
- MERBACH, W., MIRUS, E., KNOF, G., REMUS, R., RUPPEL, S., RUSSOW, R., GRANSEE, A., SCHULZE, J. (1999): Release of carbon and nitrogen compounds by plant roots and their possible ecological importance. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162: 373-383.
- MERBACH, W., GARZ, J., SCHLIEPHAKE, W., STUMPE, H., SCHMIDT, L. (2000): The long-term fertilization experiments in Halle (Saale), Germany – Introduction and survey. J. Plant Nutr. Soil Sci. 163: 629-638.
- MERBACH, W., WITTENMAYER, L. (2004): Einfluß der pflanzlichen Rhizodeposition auf die C-Flüsse im Boden. Archives of Agronomy and Soil Science 50: 99-113.
- METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR (1953): Klimaatlas der DDR. Akademie-Verlag Berlin.
- MILLER, A. J., CRAMER, M. D. (2005): Root nitrogen acquisition and assimilation. Plant and Soil (in press).
- MOHR, D., NICOLINI, F., TOPP, W. (2002): Sind mikrobielle Parameter verlässliche Indikatoren für Bodenqualität? Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 99: 163-164.
- MOORE, J. M., KLOSE, S., TABATABAI, M. A. (2000): Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. Biol. Fertil. Soils 31: 200-210.
- MOORE, T. R., DE SOUZA, W., KOPRIVNJAK, J.-F. (1992): Controls on the sorption of dissolved organic carbon by soils. Soil Science 154: 120-129.
- MOORE, T. R., DALVA, M. (2001): Some controls on the release of dissolved organic carbon by plant tissues and soils. Soil Science 166: 38-47.
- MÜLLER, C. (2003): Plants effect the *in situ* N_2O emissions of a temperate grassland ecosystem. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166: 771-773.
- MÜLLER, C., KAMMANN, C., OTTOW, J. C. G., JÄGER, H.-J. (2003): Nitrous oxide emission from frozen grassland soil and during thawing periods. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166: 46-53.
- MÜLLER, T. (1992): Zeitgang der mikrobiellen Biomasse in der Ackerkrume einer mitteleuropäischen Löß-Parabraunerde. Eine Ursache für die Mineralisation und Immobilisation des Bodenstickstoffs? Dissertation Georg-August-Universität Göttingen: 113 S.
- MÜLLER, T., JÖRGENSEN, R. G., MEYER, B. (1992): Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation-extraction. Soil Biol. Biochem. 24: 179-181.
- MURPHY, D. V., MACDONALD, A. J., STOCKDALE, E. A., GOULDING, K. W. T., FORTUNE, S., GAUNT, J. L., POULTON, P. R., WAKWFIELD, J. A., WEBSTER, C. P., WILMER, W. S. (2000): Soluble organic nitrogen in agricultural soils. Biol. Fertil. Soils 30: 374-387.
- NELSON, P. N., BALDOCK, J. A., OADES, J. M. (1993): Concentration and composition of dissolved organic carbon in streams in relation to catchment soil properties. Biogeochemistry 19: 27-50.
- NEUFELDT, H., SCHÄFER, M., ANGENENDT, E. (2003): Einfluß der Landnutzung auf die Kohlenstoffvorräte in Baden-Württemberg. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 102/2: 537-538.

- NICKLIS, M. (1991): Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft – Umweltwirkungen und umweltpolitische Maßnahmen. Europäische Hochschulschriften, Reihe 5, Band 1189, Peter Lang Verlag Frankfurt/Main, 283 S.
- NIEDER, R., RICHTER, J. (2000): C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment – Developments 1970-1998. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 65-72.
- OBERDOERSTER, U., PESCHKE, H., MOLLENHAUER, S. (1997): Einfluss mineralischer und organischer N-Düngung auf bodenmikrobiologische Parameter im internationalen organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 42: 11-19.
- O'DONNELL, A. G., SEASMAN, M., MACRAE, A., WAITE, I., DAVIES, J. T. (2001): Plants and fertilisers as drivers of change in microbial community structure and function in soils. *Plant and Soil* 232: 135-145.
- OELMANN, Y., WILCKE, W. (2003): Reduziert steigende Biodiversität die Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden in einem Grünlandökosystem? *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 102/2: 381-382.
- OLFS, H.-W., NEU, A., WERNER, W. (2004): Soil N transformations after application of ¹⁵N-labeled biomass in incubation experiments with repeated soil drying and rewetting. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 147-152.
- OLNESS, A. (1999): A description of the general effect of pH on formation of nitrate in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162: 549-556.
- OOMES, M. J. M., MOOI, H. (1985): The effect of management on succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. In: Sukzession auf Grünlandböden (Hrsg.: SCHREIBER, K.-F.). *Münstersche Geographische Arbeiten* 20: 59-68.
- OVERESCH, M., BROLL, G., HÖPER, H., LORENZ, F. (2004): Einfluß der Kompostanwendung auf die organische Bodensubstanz und mikrobiologische Eigenschaften von Sandböden in Niedersachsen. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 73-84.
- ØVREÅS, L., TORSVIK, V. (1998): Microbial diversity and community structure in two different agricultural soil communities. *Microb. Ecol.* 36: 303-315.
- PAPEN, H., BUTTERBACH-BAHL, K. (1999): A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany: 1. N₂O emissions. *J. Geophys. Res.* 104/18 (D15): 487-504.
- PARAMASIVAM, S., ALVA, A. K., PRAKASH, O. (1998): Denitrification from sandy soils treated with liquid or dry granular nitrogen form. *Soil Science* 163: 686-693.
- PARFITT, R. L., THENG, B. K. G., WHITTON, J. S., SHEPHERD, T. G. (1997): Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* 75: 1-12.
- PASSIANOTO, C. C., AHRENS, T., FEIGL, B. J., STEUDLER, P. A., DO CARMO, J. B., MELILLO, J. M. (2003): Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biol. Fertil. Soils* 38: 200-208.
- PATTEY, E., STRACHAN, I. B., BOISVERT, J. B., DESJARDINS, R. L., McLAUGHLIN, N. B. (2001): Detecting effects of nitrogen rate and weather on corn growth using micrometeorological and hyperspectral reflectance measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 108: 85-99.
- PAUL, E. A., CLARK, F. E. (1989): *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, San Diego.
- PAUSTIAN, K., SIX, J., ELLIOTT, E. T., HUNT, H. W. (2000): Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48: 147-163.
- PEACOCK, A. D., MULLEN, M. D., RINGELBERG, D. B., TYLER, D. D., HEDRICK, D. B., GALE, P. M., WHITE, D. C. (2001): Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1011-1019.
- PERSSON, J., KIRCHMANN, H. (1994): Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51: 249-255.
- PESCHKE, H., MOLLENHAUER, S. (1998): N_{min}-Gehalt im Boden, mineralische N-Düngung und N-Entzug von Winterweizen im Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161: 9-15.
- PESCHKE, H., MOLLENHAUER, S. (2000): Präzisionsstufen der Stickstoffdüngungsbemessung zu Winterweizen und Winterroggen auf sandigen Böden. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 45: 431-451.

- PESCHKE, H., MOLLENHAUER, S., BAUMECKER, M. (2001): Die Wirksamkeit mineralischer Stickstoffdünger-Teilgaben zu Winterroggen auf Sandboden. Arch. Acker- Pfl. Boden 47: 313-331.
- PESCHKE, H., SCHMIDT, S. (2004): Zum Verbleib des Düngemittelstickstoffs im Verlaufe der Winterroggen-Vegetation. Archives of Agronomy and Soil Science 50: 167-180.
- PFADENHAUER, J. (1988): Gedanken zu Flächenstillegungs- und Extensivierungsprogrammen aus ökologischer Sicht. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 29: 165-175.
- POWLSON, D. S., BROOKES, P. C., CHRISTENSEN, B. T. (1987): Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. Soil Biol. Biochem. 19, 159-164.
- POPOVIC, B. (1984): Mineralization of carbon and nitrogen in humus from field acidification studies. For. Ecol. Managm. 8: 81-93.
- PRASAD, R., SINGH, D. K., SINGH, R. K. (2001): Temporal variation in mineral nitrogen in soil as influenced by incorporation of legume or cereal residues under submergence or well drained conditions. Arch. Acker- Pfl. Boden 47: 133-139.
- PRIEBE, H. (1991): Auswirkungen der Agrarpolitik auf die Art der Landbewirtschaftung. In: Stoffkreisläufe – Grundlagen umweltgerechter Landbewirtschaftung (Hrsg.: LEITHOLD, G.). Kongreß- und Tagungsberichte der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1991/22 (S 73): 24-30.
- PULLEMAN, M. M., BOUMA, J., VAN ESSEN, E. A., MEIJLES, E. W. (2000): Soil organic matter content as a function of different land use history. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 689-693.
- PURI, G., ASHMAN, M. R. (1998): Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralisation. Soil Biol. Biochem. 30: 251-256.
- QUASTEL, J. H. (1965): Soil metabolism. Ann. Rev. Plant Physiol. 16: 217-240.
- RAISON, R. J., CONNELL, M. J., KHANNA, P. K. (1987): Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in situ*. Soil Biol. Biochem. 19: 521-530.
- REITER, K., SCHMIDTKE, K., RAUBER, R. (2002): The influence of long-term tillage systems on symbiotic N₂ fixation of pea (*Pisum sativum* L.) and red clover (*Trifolium pratense* L.). Plant and Soil 238: 41-55.
- RICHTER, G. M., RICHTER, J. (1991): Verlagerung und Abbau von Nitrat in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 66: 1003-1006.
- RICHTER, G. M., BAUMANN, K., RICHTER, J. (1996): Simulation des Nitrataustrages im Winterhalbjahr aus intensiv genutzten Ackerböden in der Geest. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159: 279-288.
- RIFFALDI, R., LEVI-MINZI, R., SAVIOZZI, A., BENETTI, A. (1998): Adsorption on soil of dissolved organic carbon from farmyard manure. Agriculture, Ecosystems and Environment 69: 113-119.
- RIFFALDI, R., SAVIOZZI, A., LEVI-MINZI, R., CARDELLI, R. (2003): Organically and conventionally managed soils: characterization of composition. Archives of Agronomy and Soil Science 49: 349-355.
- RINKLEBE, J., MAKESCHIN, F. (2003): Der Einfluß von Acker- und Waldnutzung auf Boden und Vegetation – ein Zeitvergleich nach 27 Jahren. Forstw. Cbl. 122: 81-98.
- ROGASIK, J., SCHROETTER, S., FUNDER, U., SCHNUG, E., KURTINECZ, P. (2004): Long-term fertilizer experiments as a data base for calculating the carbon sink potential of arable soils. Archives of Agronomy and Soil Science 50: 11-19.
- RÖMKENS, P. F. A. M., VAN DER PFLICHT, J., HASSINK, J. (1999): Soil organic matter dynamics after the conservation of arable land to pasture. Biol. Fertil. Soils 28: 277-284.
- ROSS, D. J., TATE, K. R. (1993): Microbial C and N, and respiratory activity, in litter and soil of a Southern Beech (*Nothofagus*) forest: distribution and properties. Soil Biol. Biochem. 25: 477-438.
- ROSS, D. J., TATE, K. R., SCOTT, N. A., FELTHAM, C. W. (1999): Land-use change: effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. Soil Biol. Biochem. 31: 803-813.
- RÜCK, F., STAHR, K. (1996): Herbst-N_{min}-Werte als Maß der Nitratauswaschungsgefährdung in Abhängigkeit von Böden und Nutzung. Agrobiological Research 49: 97-112.
- RÜHLMANN, J. (1999): A new approach to estimating the pool of stable organic matter in soil using data from long-term field experiments. Plant and Soil 213: 149-160.

- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora* 159: 233-257.
- RUPPEL, S., MAKSWITAT, E. (1999): Effect of nitrogen fertilization and irrigation on soil microbial activities and population dynamics – a field study. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162: 75-81.
- RUSSOW, R., WEIGEL, A. (2000): Atmosphärischer N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ¹⁵N-gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des statischen Dauerdüngungsversuches. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 45: 399-416.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2003a): Landessortenversuch 2003 – Winterroggen. 22 S.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2003b): Landessortenversuch 2003 – Wintertriticale. 18 S.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2004): Sortenempfehlungen 2004 – Körnererbsen, Ackerbohnen, Lupinen. 8 S.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2003): Sächsischer Agrarbericht 2003: 87-92.
- SAINJU, U. M., SINGH, B. P., WHITEHEAD, W. F. (2002): Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil and Tillage Research* 63: 167-179.
- SARMIENTO, L., BOTTLNER, P. (2002): Carbon and nitrogen dynamics in two soils with different fallow times in the high tropical Andes: indications for fertility restoration. *Applied Soil Ecology* 19: 79-89.
- SAUER, S., HAUBMANN, W., HARRACH, T. (2002): Effektive Durchwurzelungstiefe, Sickerwasserbildung und Nitratverlagerung in tiefgründigen Lössböden eines Trockengebietes. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 269-273.
- SAUERBECK, D. (1992): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Fruchtbarkeit – ein Überblick. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 4: Humushaushalt. *Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft* 206: 13-29.
- SAUERBECK, G. (1997): Zur Stickstoffdynamik selbstbegrünter Ackerbrachen im mitteldeutschen Schwarz-erdegebiet. *UFZ-Bericht* 4/1997: 138 S.
- SCHAUMANN, G. E., SIEWERT, C., MARSCHNER, B. (2000): Kinetics of the release of dissolved organic matter (DOM) from air-dried and pre-moistened soil material. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 1-5.
- SCHNEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, 15. Auflage: 607 S.
- SCHNEURER, E. T. (2004): Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffeinträge auf die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik unterschiedlich stark stickstoffbelasteter Waldböden. Dissertation Technische Universität Dresden: 256 S.
- SCHNEURER, E. T., MAKESCHIN, F. (2004): Die Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge auf den löslichen organischen Kohlenstoff und Stickstoff im Boden: Ein Vergleich von zwei unterschiedlich stark stickstoffbelasteten Sandböden unter Kiefernnutzung (*Pinus sylvestris* L.). *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 133-148.
- SCHIMMING, C.-G., METTE, R., REICHE, E.-W., SCHRAUTZER, J., WETZEL, H. (1995): Stickstoffflüsse in einem typischen Agrarökosystem Schleswig-Holsteins. Messergebnisse, Bilanzen, Modellvalidierung. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 158: 313-322.
- SCHINDLER, U., EULENSTEIN, F., MÜLLER, L. (1999): Nitratausträge unter verschiedenen Landnutzungssystemen auf sandigen Standorten Nord-Ostdeutschlands. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 81-85.
- SCHINDLER, U., WOLFF, M., KÜHN, G. (2001): Lysimeterstudie zum Einfluß von Düngung und Bewirtschaftung auf die Ertragsbildung, den Wasserhaushalt und die Nährstoffauswaschung im Trockengebiet der Uckermark. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 697-703.
- SCHLEGEL, H. G. (1976): Allgemeine Mikrobiologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart, 4. Auflage.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P., STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschaftsverlag Berlin, Wien, 2. Auflage: 295 S.

- SCHMIDT, L., WARNSTORFF, K., DÖRFEL, H., LEINWEBER, P., LANGE, H., MERBACH, W. (2000): The influence of fertilization and rotation on soil organic matter and plant yields in the long-term *Eternal Rye* trial in Halle (Saale), Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 639-648.
- SCHMIDT, L., MERBACH, W. (2004): Reaktion des Boden-C- und N-Gehaltes auf Düngung – Ergebnisse von Dauerversuchen in Halle/S., Deutschland. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 49-57.
- SCHNEIDER, U., HAIDER, K. (1992): Denitrification- and nitrate leaching-losses in an intensively cropped watershed. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 155: 135-141.
- SCHUBERT, M., LÖSCH, S., MILIMONKA, A. (2003): Leguminosen unter Bedingungen extensiver Bewirtschaftung von Auengrünland – ökologische Ansprüche und Quantitäten. *Archives of Agronomy and Soil Science* 49: 375-392.
- SCHULTEN, H.-R., SCHNITZER, M. (1998): The chemistry of soil organic nitrogen: A review. *Biol. Fertil. Soils* 26: 1-15.
- SCHULTEN, H.-R., LEINWEBER, P. (1999): Thermal stability and composition of mineral-bound organic matter in density fractions of soil. *Europ. J. Soil Sci.* 50: 237-248.
- SCHULTHEISS, U. (1993): Art der Begrünung von Rotationsbrachen und Konsequenzen für den Gewässerschutz. *Verhandl. Gesellsch. Ökologie* 22: 153-156.
- SCHULZ, E. (1988): N-Transformationsprozesse beim Abbau von organischer Primärschubstanz im Boden in Abhängigkeit von ihrer Stabilität und dem C/N-Verhältnis. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 32: 577-582.
- SCHULZ, E. (1990): Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). *Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss.* 295: 269-275.
- SCHULZ, E. (1997): Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 41: 465-483.
- SCHULZ, E. (2000): Einfluß von Bodenart und langfristig differenzierter Düngung auf die Akkumulation und Stabilisierung organischer Bodensubstanz (OBS) in unterschiedlichen Bodenfraktionen. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 45: 365-380.
- SCHULZ, E. (2002): Influence of extreme management on decomposable soil organic matter pool. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 48: 101-105.
- SCHULZ, E. (2004): Influence of site conditions and management on different soil organic matter (SOM) pools. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50: 33-47.
- SCHULZE, J. (2004): How are nitrogen fixation rates regulated in legumes? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 125-137.
- SCHUSTER, C., GARZ, J. (1990): CO₂-Abgabe, Zu- und Abnahme der mikrobiellen Biomasse sowie des N_{an}-Gehaltes im Boden nach Zugabe verschiedener Pflanzenmaterialien – Modelluntersuchungen zum Umsatz von Ernte- und Wurzelrückständen. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 34: 549-557.
- SCHWERTMANN, U., SÜSSER, P., NÄTSCHER, L. (1987): Protonenpuffersubstanzen in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 150: 174-178.
- SCOTT, N. A., PARFITT, R. L., ROSS, D. J., SALT, G. J. (1999): Carbon and nitrogen transformations in New Zealand plantation forest soils from sites with different N status. *Can. J. For. Res.* 28: 967-976.
- SEEGER, J. R., MEISSNER, R., RUPP, H., SCHONERT, P. (1997): Reduzierung der Stoffausträge durch Ökologischen Landbau? 7. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 95-99.
- SEHY, U., DYCKMANS, J., RUSER, R., MUNCH, J. C. (2004): Adding dissolved organic carbon to simulate freeze-thaw related N₂O emissions from soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 471-478.
- SIEBNER, C. S., DÜWEL, O., UTERMANN, J. (2003): Bundesweite Auswertung von organischen C-Gehalten und Bodenarten in Oberböden Deutschlands. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 102/2: 583-584.
- SIEMENS, J., KAUPENJOHANN, M. (2002): Contribution of dissolved organic nitrogen to N leaching from four German agricultural soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 675-681.
- SIGUNGA, D. O., JANNSEN, B. H., OENEMA, O. (2002): Ammonia volatilization from Vertisols. *Europ. J. Soil Sci.* 53: 195-202.

- ŠIMEK, M., COOPER, J. E. (2002): The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *Europ. J. Soil Sci.* 53: 345-354.
- ŠIMEK, M., ELHOTTOVÁ, D., KLIMEŠ, F., HOPKINS, D. W. (2004): Emissions of N₂O and CO₂, denitrification measurements and soil properties in red clover and ryegrass stands. *Sil Biol. Biochem.* 36: 9-21.
- SIMON, U. (1987): Bewirtschaftungsmodelle stillgelegter Flächen aus pflanzenbaulicher und bodenkundlicher Sicht. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 64: 1007-1017.
- SINGH, M., KUNDU, S., BISWAS, A. K., SAHA, J. K., TRIPATHI, A. K., CHUNI, L. (2004): Quantification of N₂ fixation in soybean accrued to the soil under soybean-wheat continuous rotation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167: 577-583.
- SIX, J., ELLIOT, E. T., PAUSTIAN, K., DORAN, J. W. (1998): Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1367-1377.
- SMUKALSKI, M., ROTH, R. (1990): Flächenstillegung – umweltschutzgerecht und ökonomisch durchführen. *Feldwirtschaft* 31: 468-470.
- SMUKALSKI, M., ROGASIK, J. (1991): Vergleichende Untersuchungen zum Nitratgehalt eines lehmigen Sandbodens unter Rotationsbrache, Körnererbsen und Sommergerste sowie zu vor- und nachwinterlichen Nitratrestmengen, ohne und mit Stoppelfruchtanbau. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 35: 459-467.
- SMUKALSKI, M., ROGASIK, J., ROTH, R., ROGASIK, H. (1991): Flächenstillegung unter begrünter Brache – Auswirkungen auf meßbare Faktoren der Bodenfruchtbarkeit. *Feldwirtschaft* 32: 212-216.
- SÖDERBERG, K. H., BÅÅTH, E. (2004): The influence of nitrogen fertilisation on bacterial activity in the rhizosphere of barley. *Soil Biol. Biochem.* 36: 195-198.
- SOMMER, M., JAHN, R., STAHR, K. (1993): Bodenkundliche Aspekte der Flächenstillegung. Zusammenfassender Bericht zum Forschungsobjekt „Begleitforschung zur Flächenstillegung“, Universität Hohenheim: 31 S.
- SØRENSEN, J. N. (1992): Effect of catch crops on the content of soil mineral nitrogen before and after winter leaching. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 155: 61-66.
- SOWDEN, F. J. (1958): The forms of nitrogen in the organic matter of different horizons of soil profiles. *Can. J. Soil Sci.* 38: 147-154.
- SPARLING, G. P., SPEIR, T. W., WHALE, K. N. (1986): Changes in microbial biomass C, ATP content, soil phospho-monoesterase and phospho-diesterase activity following air-drying of soils. *Soil Biol. Biochem.* 18: 363-370.
- SPARLING, G. P., FELTHAM, C. W., REYNOLDS, J., WEST, A. W., SINGLETON, P. (1990): Estimation of the soil microbial C by fumigation-extraction method: use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the k_{ec}-factor. *Soil Biol. Biochem.* 22: 301-307.
- SPARLING, G. P., VOJVODIĆ-VUKOVIĆ, M., SCHIPPER, L. A. (1998): Hot-water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. *Soil Bio. Biochem.* 30: 1469-1472.
- SPEHN, E. M., JOSHI, J., SCHMID, B., ALPHEI, J., KÖRNER, C. (2000): Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems. *Plant and Soil* 224: 217-230.
- SPIEGEL, H., PFEFFER, M., HÖSCH, J. (2002): N-Dynamik bei reduzierter Bodenbearbeitung. *Arch. Acker-Pfl. Boden* 48: 503-512.
- SPRINGOB, G., MOHNKE, M. (1995): Winterliche N-Mineralisation in sandigen Böden des „Fuhrberger Feldes“ (Hannover). *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 158: 243-249.
- SPRINGOB, G., BRINKMANN, S., ENGEL, N., KIRCHMANN, H., BÖTTCHER, J. (2001): Organic C levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 681-690.
- SPRINGOB, G., KIRCHMANN, H. (2002): C-rich sandy Ap horizons of specific historical land-use contain large fractions of refractory organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1571-1581.
- STÄHLIN, A., BÜRING, H. (1971): Sozialbrache auf Äckern und Wiesen in pflanzensoziologischer und ökologischer Sicht. *Z. Acker- und Pflanzenbau* 133: 200-214.
- STAHR, K., JAHN, R., BILLEN, N., LEHMANN, A. (1992): Auswirkung der Flächenstillegung auf Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie Bodenstruktur repräsentativer Ackerstandorte Baden-Württembergs.

- Abschlußbericht des Forschungsprojektes „Begleitforschung zur Flächenstillegung – Projektbereich Bodenkunde –“, Universität Hohenheim: 49 S.
- STANFORD, G. (1982): Assessment of soil nitrogen availability. In: Nitrogen in agricultural soils (Hrsg.: STEVENSON, F. J.). *Agronomy* 22: 651-683.
- STANFORD, G., FERE, M. H., SCHWANINGER, D. H. (1973): Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Science* 115: 321-323.
- STARK, C. H. E., CONDRON, L. M., STEWART, A., DI, H. J., O'CALLAGHAN, M. (2004): Small-scale spatial variability of selected soil biological properties. *Soil Biol. Biochem.* 36: 601-608.
- STAUFFER, W., SPIESS, E. (2001): Einfluß unterschiedlicher Fruchtfolgen und nachwachsender Rohstoffe auf die Nitratauswaschung. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein: 47-50.
- STEENWERTH, K. L., JACKSON, L. E., CALDERÓN, F. J., STROMBERG, M. R., SCOW, K. M. (2003): Soil microbial community composition and land use history in cultivated and grassland ecosystems of coastal California. *Soil Biol. Biochem.* 35: 489-500.
- STEMMER, M., GERZABEK, M. H., KANDELER, E. (1998): Organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soils obtained after low-energy sonication. *Soil Biol. Biochem.* 30: 9-17.
- STENBERG, M., ARONSSON, H., LINDÉN, B., RYDBERG, T., GUSTAFSON, A. (1999): Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil and Tillage Research* 50: 115-125.
- STEPHAN, A., MEYER, A. H., SCHMID, B. (2000): Plant diversity affects culturable soil bacteria in experimental grassland communities. *J. Ecol.* 88: 988-998.
- STINNER, B. R., CROSSLEY, D. A., DOUM, E. P. I., TODD, R. L. (1984): Nutrient budgets and internal cycling of N, P, K, Ca and Mg in conventional tillage, no tillage, and old-field ecosystems on the Georgia Piedmont. *Ecology* 65: 354-369.
- STREBEL, O., BÖTTCHER, J., EBERLE, M., ALDAG, R. (1988): Quantitative und qualitative Veränderungen im A-Horizont von Sandböden nach Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 151: 341-347.
- STRONG, D. T., FILLERY, I. R. P. (2002): Denitrification response to nitrate concentrations in sandy soils. *Soil Biol. Biochem.* 34: 945-954.
- STUMPE, H., WITTENMAYER, L., MERBACH, W. (2000a): Effects and residual effects of straw, farmyard manuring, and mineral fertilization at Field F of the long-term trial in Halle (Saale), Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 649-656.
- STUMPE, H., GARZ, J., SCHLIEPHAKE, W., WITTENMAYER, L., MERBACH, W. (2000b): Effects of humus content, farmyard manuring, and mineral-N fertilization on yields and soil properties in a long-term trial. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 657-662.
- SUTOR, G. (2000): Standortdifferenzierte Quantifizierung des zulässigen auswaschungsgefährdeten Stickstoffs zur Einhaltung einer bestimmten Nitratkonzentration im Sickerwasser. Dissertation Technische Universität München: 250 S.
- TABATABAI, M. A. (1994): Soil enzymes. In: Methods of soil analysis. Part 2 – Microbiological and biochemical properties (Hrsg.: WEAVER, R. W., ANGLE, J. S., BOTTOMLEY, P. S.). Soil Science Society of America Book Series 5, Madison, Wisconsin USA: 775-833.
- TARN, T. (1997): Der Einfluß der mineralischen und organischen N-Düngung auf den Stickstoffgehalt in Getreidepflanzen. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 42: 45-49.
- TAYLOR, J. P., WILSON, B., MILLS, M. S., BURNS, R. G. (2002): Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biol. Biochem.* 34: 387-401.
- TEEPE, R., BRUMME, R., BEESE, F. (2000): Nitrous oxide emissions from frozen soils under agricultural, fallow and forest land. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1807-1810.
- TESKE, W., MATZEL, W., HEBER, R. (1988): Beeinflussung des Nitrifikationsverlaufes durch Bodeneigenschaften, Temperatur und Nitrifikationsinhibitoren. *Arch. Acker- Pfl. Boden* 32: 697-703.
- THOMPSON, R. B., MEISINGER, J. J. (2005): Gaseous nitrogen losses and ammonia volatilization measurement following land application of cattle slurry in the mid-atlantic region of the USA. *Plant and Soil* (in press).

- THOMSEN, I. K. (1993): Turnover of ^{15}N -straw and NH_4NO_3 in a sandy loam soil: Effects of straw disposal and N fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1561-1566.
- TIESSEN, H., STEWART, J., BETTANY, J. R. (1982): Cultivation effects on the concentration and amounts of carbon, nitrogen, and phosphorus in grassland soils. *Agronomy Journal* 74: 831-835.
- TISCHER, S., ALTERMANN, M. (1992): Veränderungen der mikrobiologischen Aktivität durch Wechsel der Bodennutzung – Ergebnisse aus dem ehemaligen Grenzstreifen. *VDLUFA-Schriftenreihe* 35 (Kongreßband): 559-562.
- TISCHEW, S., SCHMIEDEKNECHT, A. (1993): Vegetationsentwicklung und Dynamik der Diasporenbank und des Diasporenfalls einer Ackerbrache unter den Bedingungen des Mitteldeutschen Trockengebietes. *Verhandl. Gesellsch. Ökologie* 22: 162-173.
- TISDALL, J. M., OADES, J. M. (1982): Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.
- TREFFLICH, A. (1995): Die Veränderung der Bodenfeuchte im Zusammenhang mit der spontanen Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. *Kühn-Archiv* 89: 87-102.
- TROLLDENIER, G. (1986): Einfluß von Kulturmaßnahmen auf das Bodenleben. *Kali-Briefe (Büntehof)* 18: 371-382.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 144: 289-305.
- ULRICH, B., MEIWES, K. J., KÖNIG, N., KHANNA, P. K. (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. *Der Forst- und Holzwirt* 11: 278-286.
- VANCE, E. D., BROOKES, P. C., JENKINSON, D. J. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil. Biol. Biochem.* 19: 703-709.
- VAN GESTEL, M., LADD, J. N., AMATO, M. (1991): Carbon and nitrogen mineralization from two soils of contrasting texture and microaggregate stability: Influence of sequential fumigation, drying and storage. *Soil Biol. Biochem.* 23: 313-322.
- VAN GESTEL, M., LADD, J. N., AMATO, M. (1992): Microbial biomass responses to seasonal change and imposed drying regimes at increasing depths of undisturbed topsoil profiles. *Soil Biol. Biochem.* 24: 103-111.
- 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 $^{14}\text{C}(\text{U})$ glucose and $^{15}\text{N}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes. *Soil Biol. Biochem.* 17: 747-756.
- VAN VEEN, J. A., MERCKX, R., VAN DE GEIJN, S. C. (1989): Plant- and soil related controls of the flow of carbon from roots through the soil microbial biomass. *Plant and Soil* 115: 179-188.
- VON BORSTEL, U.-O. (1974): Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge (Westerwald, Rhön, Vogelsberg). *Dissertation Universität Gießen*: 159 S.
- WAGAI, R., SOLLINS, P. (2002): Biodegradation and regeneration of water-soluble carbon in a forest soil: leaching column study. *Biol. Fertil. Soils* 35: 18-26.
- WALDHARDT, R., SCHMIDT, W. (1991): Pflanzenartenzahlen und Boden-Nitratgehalte junger Ackerbrachen in Süd-Niedersachsen – eine erste Bewertung aus Sicht des Naturschutzes. *Verhandl. Gesellsch. Ökologie* 20: 385-392.
- WALDHARDT, R., SCHMIDT, W. (1993): Vegetationsentwicklung junger selbstbegrünter Ackerbrachen und Beziehungen zum Stickstoff-Haushalt. *Verhandl. Gesellsch. Ökologie* 22: 175-182.
- WALTHER, W., REINSORF, F., HEBLACK, K., CRAMER, T., Jankowski, A. (2001): Handlungsempfehlungen zur Bewertung des Zustandes des Grundwassers hinsichtlich Versauerung, dargestellt an einem Beispiel aus Niedersachsen. *Zbl. Geol. Paläont.* 1: 191-208.
- WANI, S. P., RUPELA, O. P., LEE, K. K. (1995): Sustainable agriculture in the semi-arid tropics through biological nitrogen fixation in grain legumes. *Plant and Soil* 174: 29-49.
- WARDLE, D. A. (1992): A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soils. *Biol. Rev.* 67: 321-358.

- WARDLE, D. A., GHANI, A. (1995): A critique of the microbial metabolic quotient ($q\text{CO}_2$) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1601-1610.
- WEIGEL, A., RUSSOW, R., KÖRSCHENS, M. (2000): Quantification of airborne N-input in long-term field experiments and its validation through measurements using ^{15}N isotope dilution. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 261-265.
- WEIGELT, A., KING, R., BOL, R., BARDGETT, R. D. (2003): Inter-specific variability in organic nitrogen uptake of three temperate grassland species. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 606-611.
- WERNER, W. (1997): Regionalisierte und einzelbetriebliche Nährstoffbilanzierung als Informationsgrundlage zur gezielten Quantifizierung der Wirkungspotentiale von Maßnahmen zur Vermeidung auftretender Überschüsse. Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Forschungsberichte 46: 75 S.
- WESSEL-BOTHE, S., PÄTZOLD, S., KLEIN, C., BEHRE, G., WELP, G. (2000): Adsorption von Pflanzenschutzmitteln und DOC an Saugkerzen aus Glas und Keramik. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 53-56.
- WHALEN, J. K., BOTTOMLEY, P. J., MYROLD, D. D. (2000): Carbon and nitrogen mineralization from light- and heavy-fraction additions to soil. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1345-1352.
- WINTER, J. P., ZHANG, Z., TENUTA, M., VORONEY, R. P. (1994): Measurement of microbial biomass by fumigation-extraction in soil stored frozen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1645-1651.
- WINTER, K., BEESE, F. (1995): The spatial distribution of soil microbial biomass in a permanent row crop. *Biol. Fertil. Soils* 19: 322-326.
- WITTER, E. (1996): Soil C balance in a long-term field experiment in relation to the size of the microbial biomass. *Biol. Fertil. Soils* 23: 33-37.
- WODSAK, H.-P. (1997): Untersuchungen zum organisch gebundenen Stickstoffvorrat und Stickstoffnachlieferungsvermögen von Böden in Wassereinzugsgebieten des Rheinlandes. Dissertation Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 140 S.
- WODSAK, H.-P., WERNER, W. (1991): Eignung organischer N-Fractionen zur Kennzeichnung des N-Nachlieferungspotentiales von Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 66: 1051-1054.
- WRAGE, N., VELTHOF, G. L., VAN BEUSICHEM, M. L., OENEMA, O. (2001): Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1723-1732.
- WU, J., JÖRGENSEN, R. G., POMMERENING, B., CHAUSSOD, R., BROOKES, P. C. (1990): Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation extraction – an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1167-1169.
- ZELLES, L., BAI, Q. Y., BECK, T., BEESE, F. (1992): Signature fatty acids in phospholipids and lipopolysaccharides as indicators of microbial biomass and community structure in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 24: 317-323.
- ZHONG, Z., MAKESCHIN, F. (2003): Soluble organic nitrogen in temperate forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 35: 333-338.
- ZÖTTL, H. (1969): Dynamik der Stickstoffmineralisierung in organischem Waldbodenmaterial: III. pH-Wert und Mineralstickstoff-Nachlieferung. *Plant and Soil* 13: 183-223.
- ZSOLNAY, A., GÖRLITZ, H. (1994): Water extractable organic matter in arable soils: Effects of drought and long-term fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1257-1261.

Anhang

Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Tab. A1:	Medianwerte der WG, pH(H ₂ O)-Werte, pH(CaCl ₂)-Werte, TOC- und TOC _{hwe} -Gehalte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)	207
Tab. A2:	Medianwerte der TOC _{KCl} -, TN-, TON-, TN _{hwe} - und TON _{hwe} -Gehalte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12) ..	208
Tab. A3:	Medianwerte der TIN _{hwe} -, NH ₄ ⁺ -N _{hwe} -, NO ₃ ⁻ -N _{hwe} -, TN _{KCl} - und TON _{KCl} -Gehalte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)	209
Tab. A4:	Medianwerte der TIN _{KCl} -, NH ₄ ⁺ -N _{KCl} -, NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -, C _{mic} - und N _{mic} -Gehalte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)	210
Tab. A5:	Medianwerte von BA, qCO ₂ , LAA und LGA im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)	211
Tab. A6:	Medianwerte der TOC-, TOC _{hwe} -, TOC _{KCl} -, TN- und TON-Vorräte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12) ..	212
Tab. A7:	Medianwerte der TN _{hwe} -, TON _{hwe} -, TIN _{hwe} -, NH ₄ ⁺ -N _{hwe} - und NO ₃ ⁻ -N _{hwe} -Vorräte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)	213
Tab. A8:	Medianwerte der TN _{KCl} -, TON _{KCl} -, TIN _{KCl} -, NH ₄ ⁺ -N _{KCl} - und NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -Vorräte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)	214
Tab. A9:	Medianwerte der C _{mic} - und N _{mic} -Vorräte sowie der durch die mikrobielle Basalatmung bedingten CO ₂ -C-Abgaben und der durch die potentiellen Aktivitäten von L-Asparaginase und L-Glutaminase hervorgerufenen NH ₄ ⁺ -N-Umsetzungen im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)	215
Tab. A10:	Medianwerte der a) WG _{phyt} , C _{phyt} - und N _{phyt} -Gehalte sowie der b) Trockenmasse (TM)-, C _{phyt} - und N _{phyt} -Vorräte der oberirdischen Phytomasse auf den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis August 2003 (n = 24)	216
Tab. A11:	Monatsmittel der pH-Werte _{Perk.} , DC _{Perk.} -, DN _{Perk.} -, DON _{Perk.} -, DIN _{Perk.} -, NH ₄ ⁺ -N _{Perk.} - und NO ₃ ⁻ -N _{Perk.} -Konzentrationen des Sickerwassers sowie der hierauf zurückzuführenden DN _{Perk.} -, DON _{Perk.} -, DIN _{Perk.} -, NH ₄ ⁺ -N _{Perk.} - und NO ₃ ⁻ -N _{Perk.} -Austräge aus dem Boden der Versuchsvariante „Brache“ von Februar 2001 bis Juli 2003	217
Tab. A12:	Monatsmittel der pH-Werte _{Perk.} , DC _{Perk.} -, DN _{Perk.} -, DON _{Perk.} -, DIN _{Perk.} -, NH ₄ ⁺ -N _{Perk.} - und NO ₃ ⁻ -N _{Perk.} -Konzentrationen des Sickerwassers sowie der hierauf zurückzuführenden DN _{Perk.} -, DON _{Perk.} -, DIN _{Perk.} -, NH ₄ ⁺ -N _{Perk.} - und NO ₃ ⁻ -N _{Perk.} -Austräge aus dem Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003.....	218

Tab. A13:	Monatsmittel der pH-Werte _{Perk.} , DC _{Perk.} -, DN _{Perk.} -, DON _{Perk.} -, DIN _{Perk.} -, NH ₄ ⁺ -N _{Perk.} - und NO ₃ ⁻ -N _{Perk.} -Konzentrationen des Sickerwassers sowie der hierauf zurückzuführenden DN _{Perk.} -, DON _{Perk.} -, DIN _{Perk.} -, NH ₄ ⁺ -N _{Perk.} - und NO ₃ ⁻ -N _{Perk.} -Austräge aus dem Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003	219
Tab. A14:	Monatsmittel der pH-Werte _{NS} , DC _{NS} -, DN _{NS} -, DON _{NS} -, DIN _{NS} -, NH ₄ ⁺ -N _{NS} - und NO ₃ ⁻ -N _{NS} -Konzentrationen des Niederschlagswassers sowie der hierauf zurückzuführenden DN _{NS} -, DON _{NS} -, DIN _{NS} -, NH ₄ ⁺ -N _{NS} - und NO ₃ ⁻ -N _{NS} -Einträge in den Boden des Versuchsflächen-areals von Januar 2001 bis Dezember 2003	220
Tab. A15:	Prüfung der erhobenen chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Bodenparameter auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnov-Test unter Einbeziehung aller Versuchsvarianten (n = 36), sowie getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ (n = 12) von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (die in der Tabelle aufgeführten Bodenparameter gelten als <u>nicht</u> hinreichend normalverteilt)	221
Tab. A16:	Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12) bezüglich WG, pH(H ₂ O)-Wert, pH(CaCl ₂)-Wert, TOC- und TOC _{hwe} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe	222
Tab. A17:	Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12) bezüglich TOC _{KCl} -, TN-, TON-, TN _{hwe} - und TON _{hwe} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe	223
Tab. A18:	Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12) bezüglich TIN _{hwe} -, NH ₄ ⁺ -N _{hwe} -, NO ₃ ⁻ -N _{hwe} -, TN _{KCl} - und TON _{KCl} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe	224
Tab. A19:	Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12) bezüglich TIN _{KCl} -, NH ₄ ⁺ -N _{KCl} -, NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -, C _{mic} - und N _{mic} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe	225
Tab. A20:	Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12) bezüglich BA, qCO ₂ , LAA und LGA im Boden von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe	226
Tab. A21:	Vergleich der heißwasser- und KCl-extrahierbaren mineralischen N-Fractionen im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12) von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe	227
Tab. A22:	Vergleich der aufeinanderfolgenden Beprobungstermine sowie der Anfangs- und Endinventur mittels Wilcoxon-Test (n = 6) bezüglich WG, pH(H ₂ O)-Wert, pH(CaCl ₂)-Wert, TOC-, TOC _{hwe} -, TOC _{KCl} -, TN-, TON- und TN _{hwe} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	228
Tab. A23:	Vergleich der aufeinanderfolgenden Beprobungstermine sowie der Anfangs- und Endinventur mittels Wilcoxon-Test (n = 6) bezüglich TON _{hwe} -, TIN _{hwe} -, NH ₄ ⁺ -N _{hwe} -, NO ₃ ⁻ -N _{hwe} -, TN _{KCl} -, TON _{KCl} -, TIN _{KCl} -, NH ₄ ⁺ -N _{KCl} - und NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	229
Tab. A24:	Vergleich der aufeinanderfolgenden Beprobungstermine sowie der Anfangs- und Endinventur mittels Wilcoxon-Test (n = 6) bezüglich C _{mic} - und N _{mic} -Gehalt des Bodens sowie hinsichtlich BA, qCO ₂ , LAA und LGA in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe von Oktober 2000 bis Oktober 2003, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	230

Tab. A25:	Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels Wilcoxon-Test (n = 6) bezüglich WG, pH(H ₂ O)-Wert, pH(CaCl ₂)-Wert, TOC- und TOC _{hwe} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	231
Tab. A26:	Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels Wilcoxon-Test (n = 6) bezüglich TOC _{KCL} -, TN-, TON-, TN _{hwe} - und TON _{hwe} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	232
Tab. A27:	Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels Wilcoxon-Test (n = 6) bezüglich TIN _{hwe} -, NH ₄ ⁺ -N _{hwe} -, NO ₃ ⁻ -N _{hwe} -, TN _{KCL} - und TON _{KCL} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	233
Tab. A28:	Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels Wilcoxon-Test (n = 6) bezüglich TIN _{KCL} -, NH ₄ ⁺ -N _{KCL} -, NO ₃ ⁻ -N _{KCL} -, C _{mic} - und N _{mic} -Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	234
Tab. A29:	Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels Wilcoxon-Test (n = 6) bezüglich BA, qCO ₂ , LAA und LGA im Boden von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“	235
Tab. A30:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2000 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	236
Tab. A31:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2000 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	237
Tab. A32:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2000 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	238
Tab. A33:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	239
Tab. A34:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	240
Tab. A35:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	241
Tab. A36:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	242
Tab. A37:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	243
Tab. A38:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	244

Tab. A39:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	245
Tab. A40:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	246
Tab. A41:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	247
Tab. A42:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	248
Tab. A43:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	249
Tab. A44:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	250
Tab. A45:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	251
Tab. A46:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	252
Tab. A47:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	253
Tab. A48:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	254
Tab. A49:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	255
Tab. A50:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	256
Tab. A51:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	257
Tab. A52:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	258
Tab. A53:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)	259
Tab. A54:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	260

Tab. A55:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	261
Tab. A56:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	262
Tab. A57:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	263
Tab. A58:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	264
Tab. A59:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12).....	265
Tab. A60:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2000 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	266
Tab. A61:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2000 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	267
Tab. A62:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2000 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	268
Tab. A63:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	269
Tab. A64:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	270
Tab. A65:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	271
Tab. A66:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	272
Tab. A67:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	273
Tab. A68:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	274
Tab. A69:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	275
Tab. A70:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	276

Tab. A71:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	277
Tab. A72:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	278
Tab. A73:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	279
Tab. A74:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	280
Tab. A75:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	281
Tab. A76:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	282
Tab. A77:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	283
Tab. A78:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	284
Tab. A79:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	285
Tab. A80:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	286
Tab. A81:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	287
Tab. A82:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	288
Tab. A83:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	289
Tab. A84:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	290
Tab. A85:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	291
Tab. A86:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	292

Tab. A87:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12).....	293
Tab. A88:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	294
Tab. A89:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)	295
Tab. A90:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2001 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	296
Tab. A91:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	297
Tab. A92:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	298
Tab. A93:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2002 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	299
Tab. A94:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	300
Tab. A95:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	301
Tab. A96:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	302
Tab. A97:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	303
Tab. A98:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)	304
Tab. A99:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2001 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)	305
Tab. A100:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)	306
Tab. A101:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)	307
Tab. A102:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2002 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)	308

Tab. A103:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 60-100 cm Tiefe (n = 12).....	309
Tab. A104:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 60-100 cm Tiefe (n = 12).....	310
Tab. A105:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2003 in 60-100 cm Tiefe (n = 12).....	311
Tab. A106:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 60-100 cm Tiefe (n = 12).....	312
Tab. A107:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 60-100 cm Tiefe (n = 12).....	313
Tab. A108:	Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Oktober 2000, b) Mai 2001 und c) August 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 36).....	314
Tab. A109:	Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Oktober 2001, b) Mai 2002 und c) August 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 36).....	315
Tab. A110:	Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Oktober 2002, b) Mai 2003 und c) August 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 36).....	316
Tab. A111:	Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Oktober 2003 in 0-10 cm Tiefe sowie im b) Oktober 2000 und c) Mai 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)	317
Tab. A112:	Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) August 2001, b) Oktober 2001 und c) Mai 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 36).....	318
Tab. A113:	Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) August 2002, b) Oktober 2002 und c) Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 36).....	319
Tab. A114:	Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) August 2003 und b) Oktober 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)	320

Tab. A115: Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Mai 2001, b) Mai 2002 und c) Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe (n = 36).....	321
Tab. A116: Ausgewählte Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse zur Untersuchung des Wirkungszusammenhangs verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Mai 2001, b) Mai 2002 und c) Mai 2003 in 60-100 cm Tiefe (n = 36)	322
Tab. A117: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) Oktober 2000 und b) Mai 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 36)	323
Tab. A118: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) August 2001 und b) Oktober 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 36).....	324
Tab. A119: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) Mai 2002 und b) August 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 36)	325
Tab. A120: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) Oktober 2002 und b) Mai 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 36)	326
Tab. A121: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) August 2003 und b) Oktober 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 36).....	327
Tab. A122: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) Oktober 2000 und b) Mai 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)	328
Tab. A123: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) August 2001 und b) Oktober 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)	329
Tab. A124: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) Mai 2002 und b) August 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)	330
Tab. A125: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) Oktober 2002 und b) Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)	331
Tab. A126: Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im a) August 2003 und b) Oktober 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)	332

Tab. A127:	Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter im a) Mai 2001 und b) Mai 2002 in 30-60 cm Tiefe (n = 36)	333
Tab. A128:	Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter im a) Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe und b) Mai 2001 in 60-100 cm Tiefe (n = 36)	334
Tab. A129:	Ausgewählte Ergebnisse der Diskriminanzanalyse zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter im a) Mai 2002 und b) Mai 2003 in 60-100 cm Tiefe (n = 36)	335
Tab. A130:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen dem C_{phyt} - bzw. N_{phyt} -Gehalt und ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Bodenparametern in 0-30 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Mai 2002 (n = 6)	336
Tab. A131:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen dem C_{phyt} - bzw. N_{phyt} -Gehalt und ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Bodenparametern in 0-30 cm Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von August 2002 bis August 2003 (n = 6)	337
Tab. A132:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen Bodenparametern in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe sowie Wetterdaten der Klimastation Köllitsch (vgl. 2.2), getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ während des Untersuchungszeitraumes von Oktober 2000 bis Oktober 2003 (n = 10)	338
Tab. A133:	Prüfung der erhobenen chemischen Phytomasseparameter auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnov-Test, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ (n = 24) von Oktober 2000 bis August 2003 (die in der Tabelle aufgeführten Phytomasseparameter gelten als <u>nicht</u> hinreichend normalverteilt)	339
Tab. A134:	Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 24) bezüglich WG_{phyt} , Trockenmasse-, C_{phyt} - und N_{phyt} -Vorrat der oberirdischen Phytomasse von Oktober 2000 bis Oktober 2003 ...	339
Tab. A135:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen Parametern im Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003 (n = 91).....	340
Tab. A136:	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen Parametern im Niederschlagswasser von Januar 2001 bis Dezember 2003 (n = 59).....	340

Tab. A1: Medianwerte der WG, pH(H₂O)-Werte, pH(CaCl₂)-Werte, TOC- und TOC_{hwc}-Gehalte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	WG [%]	9,11	6,83	4,54	10,44	10,82	5,91	12,10	5,43	4,08	6,45
	EXT		8,04	7,72	6,40	9,17	9,90	5,79	11,82	4,16	3,19	5,01
	INT		8,85	7,28	8,57	10,09	10,44	5,61	12,59	6,84	3,86	6,79
10-30	BRA		7,58	8,52	6,14	8,89	9,28	7,50	10,69	7,53	3,85	3,78
	EXT		6,64	7,85	6,33	8,41	8,55	7,09	10,52	5,71	4,05	4,56
	INT		7,67	8,43	7,89	9,29	9,24	8,02	11,69	8,41	4,49	4,23
30-60	BRA			10,02			10,35			9,81		
	EXT			8,47			8,59			8,36		
	INT			9,82			8,33			11,09		
60-100	BRA			11,11			7,57			10,80		
	EXT			10,68			7,30			11,04		
	INT			10,05			8,78			9,13		
0-10	BRA	pH(H ₂ O)-Wert	5,29	5,64	5,75	5,42	5,67	5,45	5,40	5,46	5,71	5,72
	EXT		5,36	5,53	5,64	5,37	5,74	5,59	5,63	5,59	5,68	5,62
	INT		5,15	5,46	5,52	5,16	5,69	5,34	5,22	4,80	5,21	5,24
10-30	BRA		5,25	5,48	5,56	5,27	5,74	5,28	5,35	5,12	5,36	5,42
	EXT		5,39	5,43	5,50	5,39	5,73	5,35	5,54	5,50	5,69	5,64
	INT		5,12	5,38	5,62	5,26	5,85	5,31	5,29	4,95	5,34	5,46
30-60	BRA			5,72			5,69			5,08		
	EXT			5,68			5,70			5,22		
	INT			5,51			5,80			5,05		
60-100	BRA			6,08			5,79			6,12		
	EXT			5,89			5,81			6,13		
	INT			5,90			5,84			6,09		
0-10	BRA	pH(CaCl ₂)-Wert	4,59	4,84	4,92	4,67	4,94	4,75	4,57	4,60	4,81	4,73
	EXT		4,62	4,81	4,87	4,63	4,99	4,77	4,79	4,64	4,89	4,68
	INT		4,57	4,59	4,87	4,51	4,84	4,67	4,60	4,33	4,49	4,62
10-30	BRA		4,46	4,58	4,68	4,48	4,83	4,44	4,40	4,35	4,41	4,45
	EXT		4,54	4,71	4,75	4,65	5,14	4,76	4,75	4,49	4,80	4,86
	INT		4,47	4,56	4,86	4,48	4,93	4,63	4,49	4,35	4,43	4,64
30-60	BRA			4,73			4,89			4,21		
	EXT			4,81			4,99			4,25		
	INT			4,45			4,89			4,30		
60-100	BRA			5,36			5,28			5,24		
	EXT			5,21			5,28			5,31		
	INT			5,15			5,35			5,54		
0-10	BRA	TOC-Gehalt [mg kg ⁻¹]	8069	8876	9231	8769	7995	8434	8770	8275	8818	8161
	EXT		7275	7868	8267	8326	7119	7949	8079	7042	7210	6620
	INT		8349	7812	8181	8315	7393	8230	7955	7133	7120	7477
10-30	BRA		7253	6087	7146	6578	5624	7013	6804	6328	6502	5547
	EXT		6755	6072	6463	6332	5766	6744	6330	6127	6558	6077
	INT		7760	7050	6901	5750	5729	6930	6778	6642	6527	6090
30-60	BRA			1970			1694			2060		
	EXT			1895			1864			1919		
	INT			2087			1477			2063		
60-100	BRA			1420			941			1248		
	EXT			1218			1173			1335		
	INT			1356			1023			976		
0-10	BRA	TOC _{hwc} -Gehalt [mg kg ⁻¹]	491,74	532,67	552,25	574,61	519,79	520,73	571,46	536,70	513,42	467,71
	EXT		440,09	480,50	506,53	453,60	437,08	444,77	463,67	453,30	390,55	410,50
	INT		492,08	466,94	515,77	491,83	413,94	470,81	477,55	440,87	365,62	404,25
10-30	BRA		494,68	424,33	464,74	372,25	360,70	370,20	400,15	399,26	355,86	305,44
	EXT		427,57	339,49	444,47	354,82	357,79	383,06	394,10	427,91	354,72	347,87
	INT		490,23	432,68	435,84	358,29	370,74	432,76	398,83	420,59	342,82	361,15
30-60	BRA			64,34			40,93			74,22		
	EXT			47,97			68,81			76,35		
	INT			45,10			46,26			56,91		
60-100	BRA			16,05			11,42			10,53		
	EXT			20,65			19,56			24,74		
	INT			10,96			13,19			9,60		

Tab. A2: Medianwerte der TOC_{KCl} -, TN -, TON -, TN_{hwe} - und TON_{hwe} -Gehalte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	TOC_{KCl} -Gehalt [mg kg ⁻¹]	30,85	21,23	26,24	23,20	13,38	15,72	13,64	19,40	23,08	20,81
	EXT		20,81	16,79	22,25	18,60	12,20	11,55	13,82	13,93	20,56	22,19
	INT		20,66	13,30	18,62	18,83	13,38	9,32	10,54	15,37	24,38	23,92
10-30	BRA		25,12	13,73	23,96	17,54	9,88	9,96	11,43	14,08	17,17	16,01
	EXT		21,49	12,40	18,60	15,21	11,06	9,15	12,27	14,51	22,62	17,06
	INT		19,49	11,61	17,63	17,17	12,02	9,81	11,82	13,73	19,56	18,05
30-60	BRA			5,55			1,88			5,01		
	EXT			5,53			3,10			5,54		
	INT			2,58			2,95			5,82		
60-100	BRA			2,20			< 0,01			2,49		
	EXT			2,64			0,26			1,26		
	INT			1,03			0,54			2,05		
0-10	BRA	TN -Gehalt [mg kg ⁻¹]	704	726	708	754	686	702	711	705	712	664
	EXT		668	686	704	712	629	662	639	577	581	532
	INT		744	665	730	711	664	647	632	690	632	618
10-30	BRA		633	552	624	583	512	579	525	549	532	472
	EXT		585	509	553	543	542	530	517	519	534	478
	INT		671	601	594	520	540	555	554	592	554	509
30-60	BRA			231			274			241		
	EXT			202			233			287		
	INT			244			250			293		
60-100	BRA			210			235			217		
	EXT			189			224			227		
	INT			190			240			163		
0-10	BRA	TON -Gehalt [mg kg ⁻¹]	702,04	723,50	698,81	738,56	708,53	694,20	705,20	698,42	707,59	658,85
	EXT		665,19	666,40	694,66	699,29	631,44	657,65	633,83	574,90	576,36	523,31
	INT		737,42	656,67	723,68	701,19	656,32	640,32	626,47	618,45	607,97	592,09
10-30	BRA		630,55	549,40	620,20	576,78	506,54	575,40	521,15	545,22	527,93	465,07
	EXT		582,23	503,09	544,18	535,16	539,34	524,75	513,64	514,70	529,70	470,31
	INT		663,41	597,49	589,18	512,17	535,66	549,15	549,96	575,06	547,85	493,50
30-60	BRA			230,69			271,47			239,66		
	EXT			200,57			235,79			284,77		
	INT			242,86			248,98			283,59		
60-100	BRA			208,92			233,08			214,74		
	EXT			187,74			208,81			225,71		
	INT			188,73			238,81			160,44		
0-10	BRA	TN_{hwe} -Gehalt [mg kg ⁻¹]	44,35	47,88	53,32	66,85	56,68	50,50	51,91	53,15	46,40	44,08
	EXT		40,99	60,79	52,07	49,49	43,28	46,46	43,79	44,47	38,49	45,65
	INT		51,03	44,60	50,03	52,72	49,73	47,76	44,88	103,60	49,19	58,00
10-30	BRA		41,93	36,57	45,68	35,89	40,36	34,12	37,69	38,97	31,80	29,78
	EXT		37,97	38,81	44,17	38,82	36,55	40,62	36,69	42,58	34,72	38,75
	INT		52,83	41,08	43,48	39,54	40,24	45,20	36,67	56,61	35,34	42,41
30-60	BRA			5,27			6,49			11,22		
	EXT			5,99			7,91			8,81		
	INT			4,27			4,24			15,47		
60-100	BRA			1,70			2,92			2,89		
	EXT			3,49			4,05			4,65		
	INT			2,61			3,00			4,68		
0-10	BRA	TON_{hwe} -Gehalt [mg kg ⁻¹]	39,53	44,23	45,58	51,27	44,87	40,23	42,15	45,96	39,84	37,93
	EXT		35,73	45,68	41,36	38,25	37,56	37,39	36,71	40,66	31,01	32,76
	INT		38,62	36,70	39,64	40,37	38,85	39,40	35,94	51,87	29,06	30,98
10-30	BRA		37,49	33,33	37,45	30,25	34,58	27,52	33,01	35,04	27,19	24,92
	EXT		34,50	30,27	35,95	29,31	30,60	31,98	30,04	36,65	28,01	28,42
	INT		34,85	36,23	35,46	31,83	35,09	36,87	30,27	36,95	27,16	27,08
30-60	BRA			4,36			4,91			7,44		
	EXT			4,65			6,01			6,55		
	INT			3,73			3,92			5,89		
60-100	BRA			1,56			1,71			2,33		
	EXT			2,02			2,76			2,52		
	INT			1,10			1,40			2,01		

Tab. A3: Medianwerte der $\text{TiN}_{\text{hwe-}}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe-}}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe-}}$, $\text{TN}_{\text{KCl-}}$ und $\text{TON}_{\text{KCl-}}$ -Gehalte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	$\text{TiN}_{\text{hwe-}}$ Gehalt [mg kg ⁻¹]	4,48	4,69	8,34	14,40	8,05	10,55	8,51	6,23	7,58	6,00
	EXT		5,05	14,65	10,90	12,68	8,53	8,65	6,64	4,54	7,47	13,10
	INT		10,63	7,15	9,03	12,75	11,92	8,50	7,95	59,76	21,74	31,40
10-30	BRA		3,65	3,24	6,19	6,34	5,59	5,82	4,91	5,39	4,72	4,78
	EXT		4,00	8,63	8,39	9,58	3,93	7,93	6,61	4,95	7,79	10,65
	INT		10,06	5,14	7,61	8,80	4,99	8,27	7,43	16,92	8,13	12,72
30-60	BRA			0,49			1,76			1,96		
	EXT			1,96			1,54			2,31		
	INT			0,75			0,86			10,35		
60-100	BRA			0,28			1,39			0,81		
	EXT			1,20			1,65			2,25		
	INT			1,15			1,49			2,84		
0-10	BRA	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe-}}$ Gehalt [mg kg ⁻¹]	3,49	3,24	4,68	7,43	4,32	4,74	3,89	3,51	3,77	2,93
	EXT		3,97	6,89	5,60	3,46	3,41	2,15	1,34	2,52	2,51	2,27
	INT		4,20	4,08	4,64	4,40	4,00	2,19	1,88	20,79	7,07	5,92
10-30	BRA		2,94	2,27	4,77	2,74	1,89	2,51	1,96	1,87	2,30	1,76
	EXT		3,39	3,20	3,17	2,49	2,47	1,58	1,51	2,27	2,49	1,85
	INT		3,46	3,36	3,71	3,36	2,41	2,11	1,97	4,42	2,73	2,05
30-60	BRA			0,38			0,47			0,44		
	EXT			0,43			0,58			0,48		
	INT			0,43			0,40			2,22		
60-100	BRA			0,06			0,10			0,11		
	EXT			0,24			0,27			0,29		
	INT			0,08			0,15			0,38		
0-10	BRA	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe-}}$ Gehalt [mg kg ⁻¹]	0,41	1,03	2,43	4,26	4,94	6,35	4,11	2,94	3,19	3,03
	EXT		0,86	9,09	7,00	8,25	4,64	6,49	5,35	2,35	5,33	11,09
	INT		6,31	2,11	4,56	6,92	7,97	6,49	5,58	37,60	13,39	24,24
10-30	BRA		0,41	0,63	1,68	3,57	3,04	3,37	3,22	3,21	2,60	2,81
	EXT		0,54	4,80	5,42	7,15	1,91	6,48	4,96	2,68	4,89	8,61
	INT		6,25	1,32	4,30	5,50	2,22	6,11	5,04	12,06	5,70	10,98
30-60	BRA			0,14			1,25			1,72		
	EXT			1,30			0,92			1,83		
	INT			0,27			0,43			8,46		
60-100	BRA			0,16			1,19			0,70		
	EXT			1,10			1,20			1,91		
	INT			0,72			1,18			2,75		
0-10	BRA	$\text{TN}_{\text{KCl-}}$ Gehalt [mg kg ⁻¹]	6,81	6,19	10,24	15,24	8,78	10,22	9,74	8,46	7,80	7,67
	EXT		5,85	17,34	13,20	12,36	8,60	7,61	5,63	5,07	9,61	14,23
	INT		11,74	8,05	10,70	13,33	12,48	6,95	6,09	68,67	25,52	36,05
10-30	BRA		6,15	4,02	8,24	8,28	6,37	5,15	5,24	6,74	5,81	7,54
	EXT		5,65	9,58	10,70	10,59	5,66	6,22	5,79	5,52	10,73	12,09
	INT		12,20	5,48	9,40	9,62	6,22	6,79	7,41	17,53	10,05	14,70
30-60	BRA			0,88			4,43			3,43		
	EXT			2,82			2,17			3,59		
	INT			1,18			2,02			10,52		
60-100	BRA			0,92			3,77			1,49		
	EXT			2,54			2,91			2,79		
	INT			1,27			3,08			2,90		
0-10	BRA	$\text{TON}_{\text{KCl-}}$ Gehalt [mg kg ⁻¹]	3,57	2,51	4,19	2,98	4,42	1,90	2,73	2,58	2,84	2,60
	EXT		2,42	4,34	4,03	2,70	3,94	1,36	1,83	2,10	3,63	3,05
	INT		2,77	2,44	3,43	2,40	5,27	1,34	1,74	2,81	6,15	6,69
10-30	BRA		3,52	2,08	3,71	1,74	3,00	1,01	2,10	2,37	2,26	2,00
	EXT		2,55	2,80	3,18	1,83	2,42	0,88	1,77	2,01	3,95	2,92
	INT		3,24	1,89	3,29	2,20	2,78	1,45	1,83	3,74	3,69	3,27
30-60	BRA			0,36			2,56			0,72		
	EXT			1,08			1,23			0,85		
	INT			0,56			0,73			0,39		
60-100	BRA			0,40			2,15			0,04		
	EXT			1,06			1,59			0,11		
	INT			0,39			1,42			0,11		

Tab. A4: Medianwerte der TIN_{KCl} , $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$, C_{mic} - und N_{mic} -Gehalte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	TIN_{KCl} -Gehalt [mg kg ⁻¹]	2,79	3,45	6,42	12,12	5,10	7,61	6,00	5,58	4,83	4,76
	EXT		3,09	12,79	6,91	9,50	4,66	5,94	3,85	2,78	5,88	11,47
	INT		9,27	5,45	7,20	9,84	8,86	5,77	4,36	62,09	21,21	29,62
10-30	BRA		2,66	1,95	4,37	5,60	4,04	4,04	3,35	4,26	2,76	4,20
	EXT		2,94	7,09	7,10	8,51	2,86	5,05	4,33	3,59	6,04	9,52
	INT		8,97	3,50	6,11	6,80	3,60	5,46	5,10	12,80	6,24	11,21
30-60	BRA			0,62			2,03			2,20		
	EXT			1,65			1,12			2,08		
	INT			0,61			1,18			9,76		
60-100	BRA			0,35			1,59			1,46		
	EXT			1,33			1,81			2,78		
	INT			0,74			1,63			2,88		
0-10	BRA	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt [mg kg ⁻¹]	2,10	2,57	3,80	5,73	2,65	4,42	3,56	2,31	2,61	1,98
	EXT		2,45	5,31	3,77	2,24	1,50	1,40	1,45	1,28	1,68	1,26
	INT		3,05	3,46	3,54	2,76	2,78	1,92	1,91	25,04	9,60	4,91
10-30	BRA		1,86	1,31	3,00	1,80	0,94	1,71	1,47	1,11	1,34	1,21
	EXT		1,68	2,51	1,86	1,65	0,90	1,71	1,31	1,32	1,88	0,98
	INT		2,09	2,37	2,46	2,28	1,48	2,01	1,68	3,69	1,89	1,54
30-60	BRA			0,42			0,51			0,42		
	EXT			0,49			0,43			0,30		
	INT			0,36			0,44			2,58		
60-100	BRA			0,14			0,22			0,11		
	EXT			0,30			0,15			0,19		
	INT			0,20			0,29			0,27		
0-10	BRA	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{KCl}}$ -Gehalt [mg kg ⁻¹]	0,45	0,68	1,75	4,43	4,06	3,20	3,11	2,69	2,02	2,45
	EXT		0,73	8,24	5,27	8,09	3,84	3,98	2,62	1,53	4,26	10,01
	INT		5,40	2,05	4,03	6,48	7,09	3,58	2,57	34,35	12,81	20,05
10-30	BRA		0,62	0,66	1,14	3,72	2,52	1,83	2,06	3,33	1,48	2,87
	EXT		0,45	4,59	5,15	6,92	1,82	3,43	2,47	2,09	3,84	8,47
	INT		7,39	1,06	3,60	4,25	1,81	3,36	2,73	9,45	4,69	10,03
30-60	BRA			0,19			1,47			1,75		
	EXT			0,99			0,69			1,81		
	INT			0,23			0,72			7,66		
60-100	BRA			0,19			1,29			1,32		
	EXT			1,00			1,40			2,59		
	INT			0,61			1,40			2,46		
0-10	BRA	C_{mic} -Gehalt [mg kg ⁻¹]	128,53	197,68	155,53	185,88	145,07	152,92	171,16	172,33	151,60	200,63
	EXT		125,94	126,89	136,03	126,89	135,50	130,22	130,02	143,03	123,83	106,67
	INT		117,66	177,72	130,09	130,64	105,01	143,03	127,68	119,30	84,84	151,73
10-30	BRA		100,02	113,61	113,18	91,29	50,96	78,44	87,40	65,56	74,15	93,63
	EXT		103,36	88,93	95,35	85,60	64,67	77,10	85,71	116,57	76,35	108,78
	INT		95,04	101,93	96,67	74,75	66,61	82,85	101,97	94,62	84,54	115,33
30-60	BRA			35,35			16,72			5,33		
	EXT			19,63			20,70			11,36		
	INT			47,08			11,02			34,60		
60-100	BRA			21,35			16,72			2,29		
	EXT			17,94			15,29			21,75		
	INT			18,68			12,07			14,96		
0-10	BRA	N_{mic} -Gehalt [mg kg ⁻¹]	16,70	19,61	25,41	22,45	21,87	23,39	23,19	20,44	18,81	25,61
	EXT		22,52	23,04	19,69	12,74	15,87	18,35	17,55	13,13	12,68	12,44
	INT		18,24	20,37	19,55	14,85	19,54	18,22	14,86	15,20	7,33	20,08
10-30	BRA		14,08	10,51	16,06	7,99	11,40	11,68	9,29	10,60	8,20	10,11
	EXT		13,16	10,99	10,26	6,42	7,71	12,41	12,91	11,26	7,82	12,53
	INT		14,57	11,20	11,09	8,11	12,61	11,08	10,72	9,10	7,52	11,75
30-60	BRA			0,53			2,62			2,07		
	EXT			2,04			1,51			0,93		
	INT			1,44			3,61			3,71		
60-100	BRA			1,36			2,62			0,67		
	EXT			0,96			0,08			1,40		
	INT			1,18			2,13			1,91		

Tab. A5: Medianwerte von BA, qCO₂, LAA und LGA im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	BA [mg CO ₂ g ⁻¹ (24 h) ⁻¹]	0,048	0,099	0,068	0,091	0,076	0,067	0,058	0,080	0,098	0,094
	EXT		0,041	0,078	0,064	0,038	0,050	0,046	0,049	0,058	0,081	0,085
	INT		0,053	0,093	0,067	0,049	0,052	0,049	0,030	0,050	0,072	0,096
10-30	BRA		0,028	0,053	0,051	0,038	0,033	0,030	0,019	0,054	0,069	0,063
	EXT		0,034	0,054	0,042	0,040	0,043	0,038	0,035	0,042	0,084	0,069
	INT		0,041	0,057	0,046	0,039	0,067	0,038	0,027	0,064	0,063	0,078
30-60	BRA			0,033			0,015			0,029		
	EXT			0,020			0,025			0,025		
	INT			0,022			0,026			0,022		
60-100	BRA			0,011			0,017			0,021		
	EXT			0,016			0,012			0,029		
	INT			0,016			0,017			0,020		
0-10	BRA	qCO ₂ [mg CO ₂ -C h ⁻¹ (g C _{mik}) ⁻¹]	4,28	5,21	4,22	5,70	6,31	5,41	4,05	5,69	7,56	5,66
	EXT		3,14	8,11	5,32	3,96	3,93	3,83	4,13	5,09	7,56	10,39
	INT		4,10	5,43	5,93	4,92	5,85	4,23	3,04	5,52	7,85	7,70
10-30	BRA		3,10	5,41	5,68	5,63	12,68	4,19	3,07	9,95	12,88	9,06
	EXT		3,71	7,17	5,56	5,44	4,80	4,76	4,99	5,87	12,01	7,84
	INT		3,97	7,13	6,57	6,13	11,79	6,60	2,89	7,77	11,14	8,39
30-60	BRA			9,20			9,40			18,10		
	EXT			2,75			11,59			26,91		
	INT			7,86			17,15			4,72		
60-100	BRA			2,22			11,06			24,89		
	EXT			6,76			6,80			19,53		
	INT			13,56			9,82			9,67		
0-10	BRA	LAA [µg NH ₄ ⁺ -N g ⁻¹ (2 h) ⁻¹]	5,79	7,01	10,24	8,39	13,49	6,87	11,13	8,32	6,17	5,99
	EXT		7,31	9,88	9,07	11,81	9,87	5,81	7,26	4,54	3,45	4,26
	INT		6,71	6,29	8,35	8,51	5,97	4,05	8,58	5,13	5,17	4,72
10-30	BRA		5,79	5,75	8,65	7,87	5,79	5,02	2,82	4,22	6,17	3,81
	EXT		5,52	7,28	8,62	7,78	7,87	5,28	5,19	5,53	4,54	2,72
	INT		5,88	7,64	8,17	6,58	6,43	3,26	3,21	6,80	6,17	3,72
0-10	BRA	LGA [µg NH ₄ ⁺ -N g ⁻¹ (2 h) ⁻¹]	56,93	65,03	112,82	86,21	148,79	103,63	161,46	147,13	84,82	65,77
	EXT		52,03	56,71	43,75	78,20	89,42	73,26	62,63	66,58	25,94	32,84
	INT		44,37	49,94	89,60	48,87	55,21	59,78	59,32	29,77	29,75	33,02
10-30	BRA		40,53	82,28	62,76	50,71	50,87	42,35	34,90	39,91	29,03	28,48
	EXT		51,49	57,33	33,61	63,81	73,85	32,84	53,67	60,88	33,56	31,39
	INT		37,24	33,72	55,51	43,44	49,15	43,58	33,95	31,22	26,49	24,76

Tab. A6: Medianwerte der TOC-, TOC_{hwc}-, TOC_{KCl}-, TN- und TON-Vorräte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	TOC-Vorrat [kg ha ⁻¹]	12183	13403	13938	13241	12072	12739	13242	12495	13316	12323
	EXT		10549	11408	11987	12073	10323	11525	11715	10210	10454	9599
	INT		12106	11327	11862	12057	10719	11933	11534	10342	10323	10841
10-30	BRA		21904	18383	21579	19866	16983	21178	20547	19109	19635	16751
	EXT		19588	17607	18743	18361	16722	19558	18357	17768	19018	17623
	INT		22504	20445	20011	16675	16614	20096	19655	19262	18927	17662
30-60	BRA			8449			7268			8837		
	EXT			8127			7994			8233		
	INT			8953			6336			8850		
60-100	BRA			8179			5419			7188		
	EXT			7016			6756			7690		
	INT			7809			5890			5620		
0-10	BRA	TOC _{hwc} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	742,5	804,3	833,9	867,7	784,9	786,3	862,9	810,4	775,3	706,2
	EXT		638,1	696,7	734,5	657,7	633,8	644,9	672,3	657,3	566,3	595,2
	INT		713,5	677,1	747,9	713,2	600,2	682,7	692,5	639,3	530,2	586,2
10-30	BRA		1493,9	1281,5	1403,5	1124,2	1089,3	1118,0	1208,5	1205,8	1074,7	922,4
	EXT		1239,9	984,4	1289,0	1029,0	1037,6	1110,9	1142,9	1240,9	1028,7	1008,8
	INT		1421,7	1254,8	1263,9	1039,0	1075,2	1255,0	1156,6	1219,7	994,2	1047,3
30-60	BRA			276,0			175,6			318,4		
	EXT			205,8			295,2			327,6		
	INT			193,5			198,5			244,1		
60-100	BRA			92,4			65,8			60,7		
	EXT			119,0			112,6			142,5		
	INT			63,1			76,0			55,3		
0-10	BRA	TOC _{KCl} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	46,6	32,1	39,6	35,0	20,2	23,7	20,6	29,3	34,9	31,4
	EXT		30,2	24,3	32,3	27,0	17,7	16,8	20,0	20,2	29,8	32,2
	INT		30,0	19,3	27,0	27,3	19,4	13,5	15,3	22,3	35,4	34,7
10-30	BRA		75,9	41,5	72,4	53,0	29,8	30,1	34,5	42,5	51,8	48,3
	EXT		62,3	36,0	53,9	44,1	32,1	26,5	35,6	42,1	65,6	49,5
	INT		56,5	33,7	51,1	49,8	34,9	28,5	34,3	39,8	56,7	52,4
30-60	BRA			22,9			12,9			22,5		
	EXT			24,6			15,7			22,8		
	INT			11,9			11,5			25,8		
60-100	BRA			12,7			<0,01			14,4		
	EXT			15,2			1,5			7,3		
	INT			6,0			3,1			11,8		
0-10	BRA	TN-Vorrat [kg ha ⁻¹]	1063	1096	1069	1138	1035	1060	1073	1065	1075	1002
	EXT		968	995	1020	1032	912	960	927	837	842	771
	INT		1078	964	1059	1031	962	938	916	1000	916	896
10-30	BRA		1912	1667	1884	1759	1546	1747	1584	1658	1607	1424
	EXT		1695	1476	1603	1575	1572	1537	1498	1504	1549	1386
	INT		1945	1743	1723	1507	1565	1610	1607	1717	1607	1475
30-60	BRA			992			1173			1034		
	EXT			867			997			1231		
	INT			1045			1074			1256		
60-100	BRA			1207			1355			1250		
	EXT			1090			1287			1308		
	INT			1096			1384			940		
0-10	BRA	TON-Vorrat [kg ha ⁻¹]	1060,1	1092,5	1055,2	1115,2	1069,9	1048,2	1064,9	1054,6	1068,5	994,9
	EXT		965,5	966,3	1007,3	1014,0	915,6	953,6	919,1	833,6	835,7	758,8
	INT		1069,3	952,2	1049,3	1016,7	951,7	928,5	908,4	896,7	881,6	858,5
10-30	BRA		1904,3	1659,2	1873,0	1741,9	1529,8	1737,7	1573,9	1646,6	1594,3	1404,5
	EXT		1688,5	1459,0	1578,1	1552,0	1564,1	1521,8	1489,6	1492,6	1536,1	1363,9
	INT		1923,9	1732,7	1708,6	1485,3	1553,4	1592,5	1594,9	1667,7	1588,8	1431,1
30-60	BRA			989,6			1164,6			1028,2		
	EXT			860,5			1011,5			1221,7		
	INT			1041,9			1068,1			1216,6		
60-100	BRA			1203,4			1342,5			1236,9		
	EXT			1081,4			1202,7			1300,1		
	INT			1087,1			1375,5			924,1		

Tab. A7: Medianwerte der TN_{hwe^-} , TON_{hwe^-} , TIN_{hwe^-} , $NH_4^+-N_{hwe^-}$ und $NO_3^--N_{hwe^-}$ -Vorräte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	TN_{hwe^-} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	67,0	72,3	80,5	100,9	85,6	76,3	78,5	80,3	70,1	66,6
	EXT		59,4	88,1	75,5	71,8	62,8	67,4	63,5	64,5	55,8	66,2
	INT		74,0	64,7	72,5	76,5	72,1	69,3	65,1	150,2	71,3	84,1
10-30	BRA		126,6	110,4	137,9	108,4	121,9	103,0	113,8	117,7	96,0	89,9
	EXT		110,1	112,5	128,1	112,6	106,0	117,8	106,4	123,5	100,7	112,4
	INT		153,2	119,1	126,1	114,7	116,7	131,1	106,4	164,2	102,5	123,0
30-60	BRA			22,6			27,8			48,1		
	EXT			25,7			33,9			37,8		
	INT			18,3			18,2			66,4		
60-100	BRA			9,8			16,8			16,6		
	EXT			20,1			23,3			26,8		
	INT			15,1			17,3			26,9		
0-10	BRA	TON_{hwe^-} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	59,7	66,8	68,8	77,4	67,8	60,8	63,7	69,4	60,2	57,3
	EXT		51,8	66,2	60,0	55,5	54,5	54,2	53,2	59,0	45,0	47,5
	INT		56,0	53,2	57,5	58,5	56,3	57,1	52,1	75,2	42,1	44,9
10-30	BRA		113,2	100,7	113,1	91,3	104,4	83,1	99,7	105,8	82,1	75,3
	EXT		100,1	87,8	104,3	85,0	88,7	92,8	87,1	106,3	81,2	82,4
	INT		101,1	105,8	102,8	92,3	101,8	106,9	87,8	107,2	78,8	78,5
30-60	BRA			18,7			21,1			31,9		
	EXT			19,9			25,8			28,1		
	INT			16,0			16,8			25,3		
60-100	BRA			9,0			9,9			13,4		
	EXT			11,6			15,9			14,5		
	INT			6,3			8,1			11,6		
0-10	BRA	TIN_{hwe^-} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	6,8	7,1	12,6	21,7	12,2	15,9	12,8	9,4	11,4	9,1
	EXT		7,3	21,2	15,8	18,4	12,4	12,5	9,6	6,6	10,8	19,0
	INT		15,4	10,4	13,1	18,5	17,3	12,3	11,5	86,6	31,5	45,5
10-30	BRA		11,0	9,8	18,7	19,1	16,9	17,6	14,8	16,3	14,3	14,4
	EXT		11,6	25,0	24,3	27,8	11,4	23,0	19,2	14,4	22,6	30,9
	INT		29,2	14,9	22,1	25,5	14,5	24,0	21,5	49,1	23,6	36,9
30-60	BRA			2,1			7,6			8,4		
	EXT			8,4			6,6			9,9		
	INT			3,2			3,7			44,4		
60-100	BRA			1,6			8,0			4,7		
	EXT			6,9			9,5			13,0		
	INT			6,6			8,6			16,4		
0-10	BRA	$NH_4^+-N_{hwe^-}$ -Vorrat [kg ha ⁻¹]	5,3	4,9	7,1	11,2	6,5	7,2	5,9	5,3	5,7	4,4
	EXT		5,8	10,0	8,1	5,0	4,9	3,1	1,9	3,7	3,6	3,3
	INT		6,1	5,9	6,7	6,4	5,8	3,2	2,7	30,1	10,3	8,6
10-30	BRA		8,9	6,9	14,4	8,3	5,7	7,6	5,9	5,6	6,9	5,3
	EXT		9,8	9,3	9,2	7,2	7,2	4,6	4,4	6,6	7,2	5,4
	INT		10,0	9,7	10,8	9,7	7,0	6,1	5,7	12,8	7,9	6,0
30-60	BRA			1,6			2,0			1,9		
	EXT			1,9			2,5			2,1		
	INT			1,9			1,7			9,5		
60-100	BRA			0,3			0,6			0,6		
	EXT			1,4			1,5			1,7		
	INT			0,5			0,8			2,2		
0-10	BRA	$NO_3^--N_{hwe^-}$ -Vorrat [kg ha ⁻¹]	0,6	1,6	3,7	6,4	7,5	9,6	6,2	4,4	4,8	4,6
	EXT		1,2	13,2	10,2	12,0	6,7	9,4	7,8	3,4	7,7	16,1
	INT		9,2	3,1	6,6	10,0	11,6	9,4	8,1	54,5	19,4	35,2
10-30	BRA		1,2	1,9	5,1	10,8	9,2	10,2	9,7	9,7	7,9	8,5
	EXT		1,6	13,9	15,7	20,7	5,5	18,8	14,4	7,8	14,2	25,0
	INT		18,1	3,8	12,5	15,9	6,4	17,7	14,6	35,0	16,5	35,0
30-60	BRA			0,6			5,4			7,4		
	EXT			5,6			4,0			7,8		
	INT			1,1			1,9			36,3		
60-100	BRA			0,9			6,8			4,0		
	EXT			6,3			6,9			11,0		
	INT			4,1			6,8			15,9		

Tab. A8: Medianwerte der TN_{KCl^-} , TON_{KCl^-} , TIN_{KCl^-} , $NH_4^+-N_{KCl^-}$ und $NO_3^--N_{KCl^-}$ -Vorräte im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefen- stufe [cm]	Variante	Para- meter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	TN_{KCl^-} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	10,3	9,3	15,5	23,0	13,3	15,4	14,7	12,8	11,8	11,6
	EXT		8,5	25,1	19,1	17,9	12,5	11,0	8,2	7,4	13,9	20,6
	INT		17,0	11,7	15,5	19,3	18,1	10,1	8,8	99,6	37,0	52,3
10-30	BRA		18,6	12,1	24,9	25,0	19,2	15,6	15,8	20,4	17,5	22,8
	EXT		16,4	27,8	31,0	30,7	16,4	18,0	16,8	16,0	31,1	35,1
	INT		35,4	15,9	27,2	27,9	18,0	19,7	21,5	50,9	29,1	42,6
30-60	BRA			3,8			19,0			14,7		
	EXT			12,1			9,3			15,4		
	INT			5,0			8,6			45,1		
60-100	BRA			5,3			21,7			8,6		
	EXT			14,7			16,8			16,1		
	INT			7,3			17,8			16,7		
0-10	BRA	TON_{KCl^-} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	5,4	3,8	6,3	4,5	6,7	2,9	4,1	3,9	4,3	3,9
	EXT		3,5	6,3	5,8	3,9	5,7	2,0	2,7	3,0	5,3	4,4
	INT		4,0	3,5	5,0	3,5	7,6	1,9	2,5	4,1	8,9	9,7
10-30	BRA		10,6	6,3	11,2	5,2	9,0	3,0	6,4	7,2	6,8	6,0
	EXT		7,4	8,1	9,2	5,3	7,0	2,6	5,1	5,8	11,5	8,5
	INT		9,4	5,5	9,5	6,4	8,1	4,2	5,3	10,9	10,7	9,5
30-60	BRA			1,6			11,0			3,1		
	EXT			4,7			5,3			3,7		
	INT			2,4			3,1			1,7		
60-100	BRA			2,3			12,4			0,2		
	EXT			6,1			9,1			0,6		
	INT			2,2			8,2			0,6		
0-10	BRA	TIN_{KCl^-} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	4,2	5,2	9,7	18,3	7,7	11,5	9,1	8,4	7,3	7,2
	EXT		4,5	18,5	10,0	13,8	6,8	8,6	5,6	4,0	8,5	16,6
	INT		13,4	7,9	10,4	14,3	12,9	8,4	6,3	90,0	30,8	42,9
10-30	BRA		8,0	5,9	13,2	16,9	12,2	12,2	10,1	12,9	8,3	12,7
	EXT		8,5	20,6	20,6	24,7	8,3	14,6	12,5	10,4	17,5	27,6
	INT		26,0	10,2	17,7	19,7	10,4	15,8	14,8	37,1	18,1	32,5
30-60	BRA			2,7			8,7			9,4		
	EXT			7,1			4,8			8,9		
	INT			2,6			5,1			41,9		
60-100	BRA			2,0			9,1			8,4		
	EXT			7,6			10,4			16,0		
	INT			4,3			9,4			16,6		
0-10	BRA	$NH_4^+-N_{KCl^-}$ -Vorrat [kg ha ⁻¹]	3,2	3,9	5,7	8,7	4,0	6,7	5,4	3,5	3,9	3,0
	EXT		3,6	7,7	5,5	3,2	2,2	2,0	2,1	1,9	2,4	1,8
	INT		4,4	5,0	5,1	4,0	4,0	2,8	2,8	36,3	13,9	7,1
10-30	BRA		5,6	3,9	9,1	5,5	2,9	5,2	4,4	3,4	4,0	3,7
	EXT		4,9	7,3	5,4	4,8	2,6	5,0	3,8	3,8	5,4	2,8
	INT		6,1	6,9	7,1	6,6	4,3	5,8	4,9	10,7	5,5	4,5
30-60	BRA			1,8			2,2			1,8		
	EXT			2,1			1,9			1,3		
	INT			1,6			1,9			11,1		
60-100	BRA			0,8			1,3			0,6		
	EXT			1,7			0,9			1,1		
	INT			1,2			1,7			1,6		
0-10	BRA	$NO_3^--N_{KCl^-}$ -Vorrat [kg ha ⁻¹]	0,7	1,0	2,6	6,6	6,1	4,8	4,7	4,1	3,1	3,7
	EXT		1,1	11,9	7,6	11,7	5,6	5,8	3,8	2,2	6,2	14,5
	INT		7,8	3,0	5,9	9,4	10,3	5,2	3,7	49,8	18,6	29,1
10-30	BRA		1,9	2,0	3,5	11,2	7,6	5,5	6,2	10,1	4,5	8,7
	EXT		1,3	13,3	14,9	20,1	5,3	9,9	7,2	6,1	11,1	24,6
	INT		21,4	3,1	10,4	12,3	5,2	9,7	7,9	27,4	13,6	29,1
30-60	BRA			0,8			6,3			7,5		
	EXT			4,3			3,0			7,7		
	INT			1,0			3,1			32,8		
60-100	BRA			1,1			7,5			7,6		
	EXT			5,8			8,0			14,9		
	INT			3,5			8,1			14,2		

Tab. A9: Medianwerte der C_{mic} - und N_{mic} -Vorräte sowie der durch die mikrobielle Basalatmung bedingten CO_2 -C-Abgaben und der durch die potentiellen Aktivitäten von L-Asparaginase und L-Glutaminase hervorgerufenen NH_4^+ -N-Umsetzungen im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe (n = 12)

Tiefenstufe [cm]	Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	C_{mic} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	194,1	298,5	234,8	280,7	219,0	230,9	258,5	260,2	228,9	303,0
	EXT		182,6	184,0	197,2	184,0	196,5	188,8	188,5	207,4	189,5	154,7
	INT		170,6	257,7	188,6	189,4	152,3	207,4	185,1	173,0	123,0	220,0
10-30	BRA		302,0	343,1	341,8	275,7	153,9	236,9	264,0	198,0	223,9	282,8
	EXT		299,7	257,9	276,5	248,2	187,6	223,6	248,6	338,1	221,4	315,5
	INT		275,6	295,6	280,3	216,8	193,2	240,3	295,7	274,4	245,2	334,4
30-60	BRA			151,6			71,7			22,9		
	EXT			84,2			88,8			48,7		
	INT			202,0			47,3			148,4		
60-100	BRA			123,0			96,3			13,2		
	EXT			103,3			88,1			125,3		
	INT			107,6			69,5			86,2		
0-10	BRA	N_{mic} -Vorrat [kg ha ⁻¹]	25,2	29,6	38,4	33,9	33,0	35,3	35,0	30,9	28,4	38,7
	EXT		32,7	33,4	28,6	18,5	23,0	26,6	25,4	19,0	18,4	18,0
	INT		26,4	29,5	28,4	21,5	28,3	26,4	21,5	22,0	10,6	29,1
10-30	BRA		42,5	31,7	48,5	24,1	34,4	35,3	28,1	32,0	24,8	30,5
	EXT		38,2	31,9	29,7	18,6	22,4	36,0	37,4	32,7	22,7	36,3
	INT		42,2	32,5	32,2	23,5	36,6	32,1	31,1	26,4	21,8	34,1
30-60	BRA			2,3			11,3			8,9		
	EXT			8,8			6,5			4,0		
	INT			6,2			15,5			15,9		
60-100	BRA			7,8			15,1			3,9		
	EXT			5,5			1,6			8,1		
	INT			6,8			12,3			11,0		
0-10	BRA	CO_2 -C-Abgabe [kg CO_2 -C ha ⁻¹ (24 h) ⁻¹]	19,7	40,9	28,1	37,6	31,5	27,5	23,9	33,0	40,3	38,6
	EXT		16,0	30,8	25,3	15,1	19,9	18,2	19,2	22,9	32,1	33,7
	INT		20,9	36,7	26,6	19,4	20,5	19,3	12,0	19,9	28,4	38,0
10-30	BRA		23,0	43,9	41,8	31,3	27,4	24,9	15,6	44,8	56,6	52,3
	EXT		26,8	43,0	32,9	31,7	34,2	30,1	27,7	33,0	66,2	54,8
	INT		32,2	44,9	36,6	31,1	53,1	30,3	21,5	50,5	49,9	61,4
30-60	BRA			39,0			17,9			34,4		
	EXT			23,1			28,9			29,0		
	INT			25,7			30,5			25,8		
60-100	BRA			17,8			26,2			32,3		
	EXT			25,1			18,6			45,2		
	INT			25,6			26,8			31,5		
0-10	BRA	LAA-Umsetz. kg NH_4^+ -N ha ⁻¹ (2 h) ⁻¹	8,7	10,6	15,5	12,7	20,4	10,4	16,8	12,6	9,3	9,0
	EXT		10,6	14,3	13,2	17,1	14,3	8,4	10,5	6,6	5,0	6,2
	INT		9,7	9,1	12,1	12,3	8,7	5,9	12,4	7,4	7,5	6,8
10-30	BRA		17,5	17,4	26,1	23,8	17,5	15,2	8,5	12,7	18,6	11,5
	EXT		16,0	21,1	25,0	22,6	22,8	15,3	15,0	16,0	13,2	7,9
	INT		17,1	22,1	23,7	19,1	18,6	9,4	9,3	19,7	17,9	10,8
0-10	BRA	LGA-Umsetz. kg NH_4^+ -N ha ⁻¹ (2 h) ⁻¹	86,0	98,2	170,4	130,2	224,7	156,5	243,8	222,2	128,1	99,3
	EXT		75,4	82,2	63,4	113,4	129,7	106,2	90,8	96,5	37,6	47,6
	INT		64,3	72,4	129,9	70,9	80,1	86,7	86,0	43,2	43,1	47,9
10-30	BRA		122,4	248,5	189,5	153,2	153,6	127,9	105,4	120,5	87,7	86,0
	EXT		149,3	166,3	97,5	185,0	214,2	95,2	155,7	176,6	97,3	91,0
	INT		108,0	97,8	161,0	126,0	142,5	126,4	98,5	90,5	76,8	71,8

Tab. A10: Medianwerte der a) WG_{phyt} , C_{phyt} - und N_{phyt} -Gehalte sowie der b) Trockenmasse (TM)-, C_{phyt} - und N_{phyt} -Vorräte der oberirdischen Phytomasse auf den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Oktober 2000 bis August 2003 (n = 24)

a)

Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
EXT	Frucht	GS	ERB	ERB	WR	WR	/ (WR) ^{a)}	TR	TR	/ (TR) ^{a)}	/
INT		WR	WR	WR	TR	TR	/ (TR) ^{a)}	/	SR	/ (SR) ^{a)}	(WG) ^{a)}
BRA	WG_{phyt} [%]	75,73	82,49	48,12	57,94	82,01	58,39	57,77	43,32	56,71	n.b.
EXT		85,63	87,11	22,88	92,39	86,94	n.b.	n.b.	81,38	26,29	/
INT		84,03	85,09	16,96	86,81	86,86	n.b.	/	90,08	74,99	n.b.
BRA	C_{phyt} [g kg ⁻¹]	227,00	454,14	471,98	484,55	443,12	463,85	460,19	463,35	467,62	n.b.
EXT		426,78	467,92	457,79	465,96	456,43	477,52	n.b.	431,84	455,46	/
INT		339,71	468,46	464,11	458,96	451,44	473,11	/	369,64	448,98	n.b.
BRA	N_{phyt} [g kg ⁻¹]	20,58	17,92	9,75	15,38	18,40	13,07	10,48	13,55	12,84	n.b.
EXT		21,98	67,49	18,10	67,24	22,83	4,33	n.b.	28,76	12,17	/
INT		43,65	19,39	8,40	63,55	29,56	4,30	/	74,03	16,62	n.b.

b)

Variante	Parameter	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
EXT	Frucht	GS	ERB	ERB	WR	WR	/ (WR) ^{a)}	TR	TR	/ (TR) ^{a)}	/
INT		WR	WR	WR	TR	TR	/ (TR) ^{a)}	/	SR	/ (SR) ^{a)}	(WG) ^{a)}
BRA	TM [kg ha ⁻¹]	2763,2	2667,8	5031,2	1679,2	1212,8	6511,2	8056,8	2682,4	4525,6	n.b.
EXT		2992,8	87,8	7553,6	56,0	2232,0	n.b.	n.b.	463,2	3878,4	/
INT		251,2	5097,4	13865,6	60,8	1992,0	n.b.	/	71,2	3092,8	n.b.
BRA	C_{phyt} [kg ha ⁻¹]	566,5	1207,0	2360,7	816,9	524,9	3073,7	3695,9	1247,1	2100,5	n.b.
EXT		1268,9	41,3	3445,0	26,1	1023,9	n.b.	n.b.	198,0	1767,7	/
INT		77,0	2373,3	6425,6	27,8	895,9	n.b.	/	26,0	1401,2	n.b.
BRA	N_{phyt} [kg ha ⁻¹]	48,3	47,7	45,8	21,3	25,6	80,6	82,9	36,2	58,6	n.b.
EXT		76,0	5,8	132,8	3,8	52,0	n.b.	n.b.	13,1	44,4	/
INT		10,4	96,5	109,1	3,9	62,3	n.b.	/	5,1	46,2	n.b.

^{a)} Beprobung der Phytomasse erfolgte – etwas abweichend von der Bodenbeprobung – im Aug. 02 kurz nach und im Aug. 03 kurz vor Beerntung der Versuchspartellen „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“, im Aug. 02 konnten daher keine massebezogenen Parameter erhoben werden; im Okt. 03 wurden keine Phytomasseproben entnommen

[illegible][illegible]

[illegible]

Tab. A13: Monatsmittel der pH-Werte_{Perk.}, DC_{Perk.}-, DN_{Perk.}-, DON_{Perk.}-, DIN_{Perk.}-, NH₄⁺-N_{Perk.}- und NO₃⁻-N_{Perk.}-Konzentrationen des Sickerwassers sowie der hierauf zurückzuführenden DN_{Perk.}-, DON_{Perk.}-, DIN_{Perk.}-, NH₄⁺-N_{Perk.}- und NO₃⁻-N_{Perk.}-Austräge aus dem Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003

Monat / Jahr	pH-Wert _{Perk.}	DC _{Perk.}	DN _{Perk.}	DON _{Perk.}	DIN _{Perk.}	NH ₄ ⁺ -N _{Perk.}	NO ₃ ⁻ -N _{Perk.}					
		Konzentration [mg l ⁻¹]						Austrag [kg ha ⁻¹]				
Feb. 01	6,55	11,28	7,25	2,11	5,14	0,03	5,11	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Mrz. 01	6,30	11,50	23,18	3,12	20,06	0,02	20,04	2,7	0,3	2,4	≈ 0	2,4
Apr. 01	6,14	13,50	21,19	2,18	19,01	0,02	18,98	2,3	0,3	2,0	≈ 0	2,0
Mai 01	6,18	14,50	14,30	1,60	12,70	0,02	12,68	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Jun. 01	6,22	15,49	7,42	1,02	6,40	0,02	6,38	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Jul. 01	6,46	18,13	0,51	0,45	0,06	0,01	0,05	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Aug. 01	6,50	16,85	0,80	0,62	0,18	0,02	0,16	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Sep. 01	6,52	13,28	0,97	0,50	0,47	0,02	0,46	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Okt. 01	6,30	11,22	2,10	0,16	1,94	0,02	1,92	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Nov. 01	6,56	9,88	3,99	0,40	3,18	0,02	3,16	0,1	< 0,1	0,1	≈ 0	0,1
Dez. 01	6,60	8,10	14,55	0,63	13,93	0,04	13,89	6,0	0,3	5,7	< 0,1	5,7
Jan. 02	6,68	10,55	19,95	1,86	18,10	0,04	18,06	5,6	0,5	5,1	< 0,1	5,1
Feb. 02	6,17	10,99	34,96	4,94	30,01	0,02	29,99	17,9	2,5	15,4	< 0,1	15,4
Mrz. 02	6,36	8,44	32,60	0,69	31,91	0,03	31,88	5,5	0,1	5,4	< 0,1	5,4
Apr. 02	6,51	9,81	33,91	0,86	33,05	0,02	33,03	< 0,1	≈ 0	< 0,1	≈ 0	< 0,1
Mai 02	6,54	13,49	45,42	15,06	30,37	0,03	30,34	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Jun. 02	6,79	17,31	30,50	16,54	13,96	0,04	13,92	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Jul. 02	7,19	18,97	16,62	9,80	6,82	0,11	6,72	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Aug. 02	6,95	18,68	12,36	3,36	9,00	0,11	8,89	7,1	1,9	5,2	< 0,1	5,1
Sep. 02	6,82	14,75	9,07	3,16	5,90	0,10	5,81	< 0,1	< 0,1	< 0,1	≈ 0	< 0,1
Okt. 02	6,67	12,22	13,26	7,41	5,85	0,08	5,78	0,5	0,3	0,2	≈ 0	0,2
Nov. 02	6,40	13,02	13,52	6,86	6,67	0,18	6,49	8,9	4,5	4,4	0,1	4,3
Dez. 02	6,62	10,71	15,24	7,95	7,29	0,04	7,25	3,7	1,9	1,8	< 0,1	1,8
Jan. 03	6,58	8,94	12,34	6,07	6,27	0,03	6,24	6,1	3,0	3,1	< 0,1	3,1
Feb. 03	6,41	9,54	10,94	6,21	4,74	0,03	4,71	1,5	0,9	0,6	≈ 0	0,6
Mrz. 03	6,46	7,68	11,70	6,03	5,68	0,03	5,65	0,8	0,4	0,4	≈ 0	0,4
Apr. 03	6,57	7,92	8,72	0,90	7,82	0,06	7,76	0,1	< 0,1	0,1	≈ 0	0,1
Mai 03	6,44	8,81	8,85	2,05	6,79	0,03	6,76	< 0,1	< 0,1	< 0,1	≈ 0	< 0,1
Jun. 03	6,75	9,35	10,21	2,12	8,10	0,11	7,99	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Jul. 03	6,87	17,60	2,69	1,06	1,63	0,23	1,40	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0

Tab. A14: Monatsmittel der pH-Werte_{NS}, DC_{NS}-, DN_{NS}-, DON_{NS}-, DIN_{NS}-, NH₄⁺-N_{NS}- und NO₃⁻-N_{NS}-Konzentrationen des Niederschlagswassers sowie der hierauf zurückzuführenden DN_{NS}-, DON_{NS}-, DIN_{NS}-, NH₄⁺-N_{NS}- und NO₃⁻-N_{NS}-Einträge in den Boden des Versuchsflächenareals von Januar 2001 bis Dezember 2003

Monat / Jahr	pH-Wert _{NS}	DC _{NS}	DN _{NS}	DON _{NS}	DIN _{NS}	NH ₄ ⁺ -N _{NS}	NO ₃ ⁻ -N _{NS}	DN _{NS}	DON _{NS}	DIN _{NS}	NH ₄ ⁺ -N _{NS}	NO ₃ ⁻ -N _{NS}
		Konzentration [mg l ⁻¹]						Eintrag [kg ha ⁻¹]				
Jan. 01	5,17	5,79	2,67	0,53	2,14	1,15	0,98	0,2	< 0,1	0,2	0,1	0,1
Feb. 01	5,44	4,38	2,57	0,51	2,06	1,11	0,95	0,2	< 0,1	0,2	0,1	0,1
Mrz. 01	6,34	5,26	2,77	0,55	2,22	1,20	1,02	1,4	0,3	1,1	0,6	0,5
Apr. 01	7,24	6,15	2,98	0,60	2,38	1,29	1,10	1,5	0,3	1,2	0,6	0,5
Mai 01	7,06	7,91	3,39	1,12	2,27	1,52	0,75	1,6	0,5	1,0	0,7	0,3
Jun. 01	4,89	3,24	3,28	0,34	2,95	1,65	1,30	1,5	0,2	1,3	0,7	0,6
Jul. 01	5,46	6,12	2,17	0,69	1,48	0,73	0,75	2,7	0,8	1,8	0,9	0,9
Aug. 01	6,40	9,71	3,76	0,88	2,88	1,80	1,08	1,3	0,3	1,0	0,6	0,4
Sep. 01	5,65	7,44	2,14	0,57	1,57	1,02	0,54	2,4	0,6	1,7	1,1	0,6
Okt. 01	5,03	7,10	1,77	0,60	1,17	0,69	0,49	0,4	0,1	0,3	0,2	0,1
Nov. 01	4,88	3,77	0,93	0,32	0,61	0,13	0,48	0,4	0,1	0,3	0,1	0,2
Dez. 01	4,78	5,04	1,63	0,19	1,44	0,53	0,91	0,8	0,1	0,7	0,3	0,4
Jan. 02	5,23	9,29	2,02	0,53	1,49	0,76	0,73	0,6	0,2	0,5	0,2	0,2
Feb. 02	5,03	6,98	1,19	0,07	1,12	0,65	0,48	0,8	0,1	0,8	0,4	0,3
Mrz. 02	4,80	9,41	4,47	0,54	3,94	2,41	1,53	1,5	0,2	1,3	0,8	0,5
Apr. 02	4,51	10,50	4,70	0,94	3,76	2,03	1,73	2,2	0,4	1,8	1,0	0,8
Mai 02	4,77	13,08	3,69	0,74	2,95	1,60	1,36	1,7	0,3	1,4	0,7	0,6
Jun. 02	6,77	23,25	4,16	0,83	3,33	1,80	1,53	2,5	0,5	2,0	1,1	0,9
Jul. 02	6,80	20,19	5,89	1,18	4,71	2,54	2,17	3,9	0,8	3,2	1,7	1,5
Aug. 02	5,76	15,80	1,81	1,39	0,42	0,22	0,20	2,9	2,2	0,7	0,4	0,3
Sep. 02	5,70	15,91	1,35	1,17	0,19	0,15	0,03	0,3	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Okt. 02	6,31	12,08	4,30	1,29	3,01	2,66	0,35	2,5	0,7	1,7	1,5	0,2
Nov. 02	5,31	5,81	1,25	0,58	0,68	0,29	0,38	1,2	0,5	0,6	0,3	0,4
Dez. 02	4,96	5,77	1,93	0,86	1,07	0,39	0,68	0,8	0,4	0,4	0,2	0,3
Jan. 03	5,75	8,12	1,76	0,49	1,27	0,59	0,68	0,8	0,2	0,6	0,3	0,3
Feb. 03	6,12	17,11	2,50	0,92	1,57	0,67	0,90	0,1	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1
Mrz. 03	5,15	20,37	9,95	1,94	8,00	5,66	2,35	2,5	0,5	2,0	1,4	0,6
Apr. 03	4,89	27,57	10,91	2,03	8,88	5,97	2,91	2,0	0,4	1,6	1,1	0,5
Mai 03	4,59	20,80	5,05	0,82	4,23	2,40	1,83	1,1	0,2	1,0	0,5	0,4
Jun. 03	4,40	20,21	4,81	0,90	3,91	2,43	1,48	1,1	0,2	0,9	0,6	0,4
Jul. 03	4,70	17,72	4,22	0,56	3,65	2,35	1,31	1,6	0,2	1,4	0,9	0,5
Aug. 03	3,42	37,76	7,37	1,88	5,49	3,45	2,04	1,1	0,3	0,8	0,5	0,3
Sep. 03	4,20	18,71	4,24	0,67	3,57	2,11	1,46	1,2	0,2	1,0	0,6	0,4
Okt. 03	4,57	12,82	2,63	0,40	2,23	1,17	1,06	0,9	0,1	0,8	0,4	0,4
Nov. 03	4,70	7,23	1,42	0,31	1,12	0,48	0,64	0,4	0,1	0,3	0,1	0,2
Dez. 03	4,69	6,88	1,40	0,29	1,11	0,47	0,64	0,5	0,1	0,4	0,2	0,2

Tab. A15: Prüfung der erhobenen chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Bodenparameter auf Normalverteilung mittels **Kolmogorov-Smirnov-Test** unter Einbeziehung aller Versuchsvarianten (n = 36), sowie getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ (n = 12) von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm** und **60-100 cm** Tiefe (die in der Tabelle aufgeführten Bodenparameter gelten als nicht hinreichend normalverteilt)

Tiefenstufe [cm]	Versuchsvarianten	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv
	EXT	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv
	INT	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv
	alle	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl} , LGA	TIN _{hwe} , TON _{KCl} , TIN _{KCl}	TON _{KCl}	nv	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	nv	TIN _{hwe} , NH ₄ ⁺ -N _{hwe} , NO ₃ ⁻ -N _{hwe} , TN _{KCl} , TON _{KCl} , TIN _{KCl} , NH ₄ ⁺ -N _{KCl} , NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	TIN _{KCl} , NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe} , TON _{KCl} , NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
10-30	BRA	nv	nv	qCO ₂	nv	nv	qCO ₂	nv	nv	nv	nv
	EXT	nv	nv	LGA	nv	nv	nv	nv	nv	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	nv
	INT	nv	qCO ₂	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv	nv
	alle	TIN _{hwe} , NO ₃ ⁻ -N _{hwe} , TN _{KCl} , TIN _{KCl} , NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl} , qCO ₂	qCO ₂	nv	nv	qCO ₂	qCO ₂	TIN _{hwe} , TN _{KCl} , TON _{KCl} , TIN _{KCl} , NH ₄ ⁺ -N _{KCl} , qCO ₂	NH ₄ ⁺ -N _{hwe} , NH ₄ ⁺ -N _{KCl} , qCO ₂	NH ₄ ⁺ -N _{hwe} , TOC _{KCl} , TON _{KCl} , qCO ₂
30-60	BRA		nv			nv			nv		
	EXT		nv			nv			nv		
	INT		nv			qCO ₂			nv		
	alle		TN _{KCl} , TIN _{KCl} , NO ₃ ⁻ -N _{KCl} , qCO ₂			qCO ₂			NH ₄ ⁺ -N _{KCl}		
60-100	BRA		nv			TOC			nv		
	EXT		nv			nv			nv		
	INT		qCO ₂			nv			nv		
	alle		qCO ₂			TOC, NH ₄ ⁺ -N _{hwe} , TOC _{KCl}			TN _{hwe} , NH ₄ ⁺ -N _{hwe} , qCO ₂		

nv – alle erhobenen Bodenparameter gelten als hinreichend normalverteilt

Tab. A16: Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels **Mann-Whitney-U-Test** (n = 12) bezüglich **WG**, **pH(H₂O)-Wert**, **pH(CaCl₂)-Wert**, **TOC-** und **TOC_{hve}-Gehalt** des Bodens von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm**, **10-30 cm**, **30-60 cm** und **60-100 cm** Tiefe

Tiefenstufe [cm]	Variantenvergleich		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA / EXT	WG	-	-	*	-	-	-	-	-	-	***
	BRA / INT		-	-	**	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	***	-	***
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	**
	BRA / INT		-	-	*	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	**	-	*
30-60	BRA / EXT			-			*			*		
	BRA / INT			-			-			*		
	EXT / INT			-			-			***		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	pH(H ₂ O)-Wert	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	*	-	-	-	-	-	***	**	**
	EXT / INT		-	-	-	-	-	*	-	***	*	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	*	*	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	**	*	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	pH(CaCl ₂)-Wert	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	***	-	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	TOC-Gehalt	-	-	-	-	-	-	**	**	**	***
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	*	**	*	*
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			**		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			*		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			*		
0-10	BRA / EXT	TOC _{hve} -Gehalt	*	-	-	**	*	-	**	*	**	*
	BRA / INT		-	*	-	**	**	-	**	**	***	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			**			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			*			-		
60-100	BRA / EXT			-			*			***		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			*			*			**		

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A17: Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12) bezüglich TOC_{KCl}-, TN-, TON-, TN_{hwe}- und TON_{hwe}-Gehalt des Bodens von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe

Tiefen- stufe [cm]	Varianten- vergleich		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA / EXT	TOC _{KCl} -Gehalt	*	-	-	-	-	-	-	**	-	-
	BRA / INT		**	**	**	-	-	-	*	*	-	-
	EXT / INT		-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	*	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			*			-			-		
	EXT / INT			**			-			-		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			*			-			-		
0-10	BRA / EXT	TN-Gehalt	-	-	-	-	-	-	**	**	**	**
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			**		
	EXT / INT			-			-			*		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			***		
0-10	BRA / EXT	TON-Gehalt	-	-	-	-	-	-	**	**	**	**
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	*	*	*	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			*		
	EXT / INT			-			-			-		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			***		
0-10	BRA / EXT	TN _{hwe} -Gehalt	-	**	-	**	-	-	*	-	**	-
	BRA / INT		-	-	-	**	-	-	*	***	-	***
	EXT / INT		**	***	-	-	-	-	-	***	**	***
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
	BRA / INT		-	-	-	-	-	*	-	**	-	**
	EXT / INT		**	-	-	-	-	-	-	**	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			*			***		
	EXT / INT			*			**			***		
60-100	BRA / EXT			-			-			***		
	BRA / INT			-			-			**		
	EXT / INT			-			**			-		
0-10	BRA / EXT	TON _{hwe} -Gehalt	*	-	-	***	-	-	**	-	**	**
	BRA / INT		-	*	-	**	-	-	*	-	**	**
	EXT / INT		-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			*		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			**			-		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			**			-		

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A18: Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels **Mann-Whitney-U-Test** (n = 12) bezüglich $\text{TN}_{\text{hwe-}}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe-}}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe-}}$, $\text{TN}_{\text{KCl-}}$ und $\text{TON}_{\text{KCl-}}$ -Gehalt des Bodens von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm** Tiefe

Tiefenstufe [cm]	Variantenvergleich		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA / EXT	$\text{TN}_{\text{hwe-}}$ -Gehalt	-	***	-	-	-	-	-	-	-	***
	BRA / INT		***	**	-	-	-	-	-	***	***	***
	EXT / INT		**	***	-	-	-	-	-	***	***	***
10-30	BRA / EXT		-	***	-	***	-	-	-	-	**	**
	BRA / INT		***	*	-	**	-	-	-	***	***	***
	EXT / INT		***	***	-	-	-	-	-	***	-	-
30-60	BRA / EXT			***			-			-		
	BRA / INT			-			**			***		
	EXT / INT			***			-			***		
60-100	BRA / EXT			***			-			**		
	BRA / INT			*			-			***		
	EXT / INT			-			-			*		
0-10	BRA / EXT	$\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{hwe-}}$ -Gehalt	-	***	-	**	-	**	**	*	**	-
	BRA / INT		-	-	-	**	-	**	*	***	**	***
	EXT / INT		-	**	-	-	-	-	-	***	***	***
10-30	BRA / EXT		-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	*	-	-	-	-	-	***	-	-
	EXT / INT		-	-	-	**	-	-	-	***	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			***		
	EXT / INT			-			-			***		
60-100	BRA / EXT			-			-			**		
	BRA / INT			-			-			**		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	$\text{NO}_3^-\text{-N}_{\text{hwe-}}$ -Gehalt	-	***	*	**	-	-	-	-	-	***
	BRA / INT		***	**	-	-	-	-	-	***	***	***
	EXT / INT		**	***	-	-	-	-	-	***	***	***
10-30	BRA / EXT		-	***	**	***	*	*	-	-	**	**
	BRA / INT		***	**	**	*	-	**	-	***	***	***
	EXT / INT		***	***	-	**	-	-	-	***	-	-
30-60	BRA / EXT			***			-			-		
	BRA / INT			-			***			***		
	EXT / INT			***			-			***		
60-100	BRA / EXT			***			-			**		
	BRA / INT			*			-			**		
	EXT / INT			-			-			*		
0-10	BRA / EXT	$\text{TN}_{\text{KCl-}}$ -Gehalt	-	***	-	-	-	*	***	*	-	***
	BRA / INT		***	*	-	-	*	*	**	***	***	***
	EXT / INT		***	***	-	-	*	-	-	***	***	***
10-30	BRA / EXT		-	***	-	**	-	-	-	-	**	**
	BRA / INT		***	-	-	-	-	*	-	***	***	***
	EXT / INT		***	***	-	-	-	-	-	***	-	*
30-60	BRA / EXT			***			*			-		
	BRA / INT			-			***			***		
	EXT / INT			***			-			***		
60-100	BRA / EXT			**			-			***		
	BRA / INT			-			-			***		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	$\text{TON}_{\text{KCl-}}$ -Gehalt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	*	-	**	-
	EXT / INT		-	*	-	-	-	-	-	-	*	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	**	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	*	-	-	**	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
30-60	BRA / EXT			***			*			-		
	BRA / INT			-			***			-		
	EXT / INT			**			*			-		
60-100	BRA / EXT			*			-			-		
	BRA / INT			-			*			-		
	EXT / INT			*			-			-		

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A19: Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels **Mann-Whitney-U-Test** (n = 12) bezüglich **TIN_{KCl}**, **NH₄⁺-N_{KCl}**, **NO₃⁻-N_{KCl}**, **C_{mic}**- und **N_{mic}-Gehalt** des Bodens von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe**

Tiefen- stufe [cm]	Varianten- vergleich		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA / EXT	TIN _{KCl} -Gehalt	-	***	-	-	-	-	**	*	-	***
	BRA / INT		***	***	-	-	**	-	-	***	***	***
	EXT / INT		***	***	-	-	**	-	-	***	***	***
10-30	BRA / EXT		-	***	-	***	-	-	-	-	**	**
	BRA / INT		***	*	-	-	-	-	-	***	***	**
	EXT / INT		***	***	-	-	-	-	-	***	-	-
30-60	BRA / EXT			***			*			-		
	BRA / INT			-			***			***		
	EXT / INT			***			-			***		
60-100	BRA / EXT			***			-			**		
	BRA / INT			**			-			***		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	NH ₄ ⁺ -N _{KCl} -Gehalt	-	**	-	**	*	**	**	**	*	*
	BRA / INT		*	*	-	**	-	**	**	***	***	***
	EXT / INT		*	-	-	-	*	-	-	***	***	***
10-30	BRA / EXT		-	**	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	*	*	-	-	-	-	***	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	***	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			***		
	EXT / INT			-			-			***		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			***		
	EXT / INT			-			-			***		
0-10	BRA / EXT	NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -Gehalt	-	***	**	**	-	-	-	-	*	***
	BRA / INT		***	***	*	-	-	-	-	***	***	***
	EXT / INT		***	***	-	-	-	-	-	***	***	***
10-30	BRA / EXT		-	***	**	***	*	*	-	-	**	**
	BRA / INT		***	-	**	-	-	*	-	***	***	***
	EXT / INT		***	***	-	**	-	-	-	***	-	-
30-60	BRA / EXT			***			*			-		
	BRA / INT			-			**			***		
	EXT / INT			***			-			***		
60-100	BRA / EXT			***			-			**		
	BRA / INT			**			-			***		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	C _{mic} -Gehalt	-	*	-	**	-	-	*	-	-	***
	BRA / INT		-	-	-	***	*	-	**	*	*	*
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	*	-	-	*	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			*		
	EXT / INT			-			-			-		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	N _{mic} -Gehalt	-	-	-	***	-	*	*	**	*	***
	BRA / INT		-	-	-	***	-	*	***	-	**	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	**	-	-	-
	BRA / INT		-	-	*	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			*		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			***		
	EXT / INT			-			**			***		

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A20: Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels **Mann-Whitney-U-Test** (n = 12) bezüglich **BA**, **qCO₂**, **LAA** und **LGA** im Boden von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm**, **10-30 cm**, **30-60 cm** und **60-100 cm** Tiefe

Tiefenstufe [cm]	Variantenvergleich		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA / EXT	BA	-	-	-	**	*	**	-	*	-	-
	BRA / INT		-	-	-	*	-	-	***	*	*	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	**	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			-			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	*	-	-	-	-	-
30-60	BRA / EXT			-			-			**		
	BRA / INT			-			*			*		
	EXT / INT			-			-			***		
60-100	BRA / EXT			-			-			-		
	BRA / INT			*			-			-		
	EXT / INT			-			-			-		
0-10	BRA / EXT	LAA	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	*	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA / EXT		-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
0-10	BRA / EXT	LGA	-	-	-	-	-	-	**	***	**	*
	BRA / INT		-	-	-	-	*	-	**	**	**	**
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA / EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA / INT		-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT / INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A21: Vergleich der heißwasser- und KCl-extrahierbaren mineralischen N-Fractionen im Boden der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12) von Oktober 2000 bis Oktober 2003 in 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
0-10	BRA	TIN _{hwe} / TIN _{KCl}	**	*	-	-	-	*	**	-	**	-
	EXT		**	-	-	-	-	*	**	*	-	-
	INT		-	-	-	-	*	**	*	-	-	-
10-30	BRA		**	**	-	-	-	**	*	-	**	-
	EXT		*	-	-	-	-	**	-	**	-	-
	INT		-	*	*	-	-	**	*	**	*	-
30-60	BRA			-			-			-		
	EXT			-			-			-		
	INT			-			-			-		
60-100	BRA			-			-			-		
	EXT			-			-			-		
	INT			-			-			-		
0-10	BRA	NH ₄ ⁺ -N _{hwe} / NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	***	*	-	-	**	-	-	-	*	**
	EXT		***	-	-	*	***	-	-	**	*	***
	INT		*	-	-	*	**	-	-	-	-	-
10-30	BRA		***	**	*	**	**	-	-	**	**	*
	EXT		**	*	*	**	***	-	-	**	-	*
	INT		**	*	**	*	**	-	-	-	*	*
30-60	BRA			*			-			-		
	EXT			-			-			-		
	INT			-			-			-		
60-100	BRA			-			-			-		
	EXT			-			-			-		
	INT			-			-			-		
0-10	BRA	NO ₃ ⁻ -N _{hwe} / NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	*	-	-	-	*	*	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	**	-	-	-
	INT		-	-	-	-	-	**	**	-	-	-
10-30	BRA		-	-	-	-	-	*	-	-	*	-
	EXT		-	-	-	-	-	**	-	-	-	-
	INT		-	-	-	-	-	**	*	-	-	-
30-60	BRA			-			-			-		
	EXT			-			-			-		
	INT			-			-			-		
60-100	BRA			-			-			-		
	EXT			-			-			-		
	INT			-			-			-		

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A22: Vergleich der aufeinanderfolgenden Beprobungstermine sowie der Anfangs- und Endinventur mittels **Wilcoxon-Test** ($n = 6$) bezüglich **WG**, **pH(H₂O)-Wert**, **pH(CaCl₂)-Wert**, **TOC-**, **TOC_{hwe}-**, **TOC_{KCl}-**, **TN-**, **TON-** und **TN_{hwe}-Gehalt** des Bodens von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm** und **10-30 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Tiefenstufe [cm]	Variante		Okt. 00/ Mai 01	Mai 01/ Aug. 01	Aug. 01/ Okt. 01	Okt. 01/ Mai 02	Mai 02/ Aug. 02	Aug. 02/ Okt. 02	Okt. 02/ Mai 03	Mai 03/ Aug. 03	Aug. 03/ Okt. 03	Okt. 00/ Okt. 03
0-10	BRA	WG	-	< *	> *	> *	< *	> *	< *	-	> *	< *
	EXT		-	-	> *	-	< *	> *	< *	< *	> *	< *
	INT		< *	-	> *	-	< *	> *	< *	< *	> *	< *
10-30	BRA	WG	-	< *	> *	-	< *	> *	< *	< *	-	< *
	EXT		> *	< *	> *	-	< *	> *	< *	< *	-	< *
	INT		-	-	-	-	< *	> *	< *	< *	-	< *
0-10	BRA	pH(H ₂ O)-Wert	> *	-	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		-	-	< *	-	-	-	-	-	< *	> *
	INT		> *	-	-	-	-	-	< *	> *	-	-
10-30	BRA	pH(H ₂ O)-Wert	> *	-	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		-	-	-	> *	-	-	-	-	-	-
	INT		-	-	-	-	< *	-	< *	> *	-	-
0-10	BRA	pH(CaCl ₂)-W.	> *	-	-	-	-	-	-	-	> *	> *
	EXT		> *	-	< *	> *	-	-	-	-	-	-
	INT		-	-	-	-	< *	-	< *	> *	-	-
10-30	BRA	pH(CaCl ₂)-W.	-	-	-	> *	< *	-	-	-	> *	-
	EXT		> *	-	-	> *	< *	-	-	-	-	> *
	INT		> *	-	-	-	< *	-	-	-	> *	-
0-10	BRA	TOC-Gehalt	-	-	-	-	> *	-	-	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	< *	-	< *	< *
	INT		-	-	-	-	-	-	< *	-	-	< *
10-30	BRA	TOC-Gehalt	< *	> *	-	< *	> *	-	-	-	-	< *
	EXT		-	-	-	-	> *	-	-	-	-	-
	INT		< *	-	< *	-	> *	-	-	-	-	< *
0-10	BRA	TOC _{hwe} -G.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT		> *	-	-	-	-	-	-	< *	-	< *
	INT		-	> *	-	-	> *	-	-	< *	-	< *
10-30	BRA	TOC _{hwe} -G.	< *	> *	< *	-	-	-	-	< *	-	< *
	EXT		< *	> *	-	-	> *	-	-	-	-	< *
	INT		-	-	< *	-	> *	-	-	< *	-	< *
0-10	BRA	TOC _{KCl} -G.	-	-	-	< *	-	-	> *	-	-	-
	EXT		-	> *	-	-	-	-	-	> *	-	-
	INT		< *	> *	-	< *	-	-	> *	> *	-	-
10-30	BRA	TOC _{KCl} -G.	< *	> *	< *	< *	-	-	-	-	-	-
	EXT		< *	> *	< *	-	-	-	-	-	-	-
	INT		< *	> *	-	-	-	-	-	-	-	-
0-10	BRA	TN-Gehalt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< *
	EXT		-	-	-	< *	-	< *	-	-	< *	< *
	INT		-	-	-	-	-	-	> *	-	-	< *
10-30	BRA	TN-Gehalt	< *	> *	-	< *	-	-	-	-	< *	< *
	EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	< *
	INT		< *	-	< *	-	-	-	> *	< *	< *	< *
0-10	BRA	TON-Gehalt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< *
	EXT		-	-	-	< *	-	< *	-	-	< *	< *
	INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	< *
10-30	BRA	TON-Gehalt	< *	> *	-	< *	-	-	-	-	< *	< *
	EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	< *
	INT		< *	-	< *	-	-	-	> *	< *	< *	< *
0-10	BRA	TN _{hwe} -Gehalt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT		> *	-	-	-	-	-	-	-	-	> *
	INT		< *	> *	-	-	-	-	> *	< *	-	> *
10-30	BRA	TN _{hwe} -Gehalt	-	> *	< *	-	-	-	< *	-	-	< *
	EXT		-	-	-	< *	> *	-	> *	-	-	-
	INT		< *	-	-	-	> *	-	> *	< *	> *	< *

- keine signifikanten Unterschiede; > * bzw. < * symbolisieren signifikante Zunahme bzw. signifikante Abnahme auf $P \leq 0,05$

Tab. A23: Vergleich der aufeinanderfolgenden Beprobungstermine sowie der Anfangs- und Endinventur mittels **Wilcoxon-Test** (n = 6) bezüglich **TON_{hwe}**-, **TIN_{hwe}**-, **NH₄⁺-N_{hwe}**-, **NO₃⁻-N_{hwe}**-, **TN_{KCl}**-, **TON_{KCl}**-, **TIN_{KCl}**-, **NH₄⁺-N_{KCl}**- und **NO₃⁻-N_{KCl}**-Gehalt des Bodens von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm** und **10-30 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Tiefen- stufe [cm]	Varianten- vergleich		Okt. 00/ Mai 01	Mai 01/ Aug. 01	Aug. 01/ Okt. 01	Okt. 01/ Mai 02	Mai 02/ Aug. 02	Aug. 02/ Okt. 02	Okt. 02/ Mai 03	Mai 03/ Aug. 03	Aug. 03/ Okt. 03	Okt. 00/ Okt. 03
0-10	BRA	TON _{hwe} -G.	-	-	-	-	-	-	-	< *	-	-
	EXT		> *	-	-	-	-	-	-	< *	-	< *
	INT		-	-	-	-	-	-	> *	< *	-	< *
10-30	BRA	TON _{hwe} -G.	-	-	< *	-	-	-	-	< *	-	< *
	EXT		-	-	-	-	-	-	> *	-	-	< *
	INT		-	-	-	-	-	-	-	< *	-	< *
0-10	BRA	TIN _{hwe} -G.	-	> *	-	-	-	< *	-	-	-	> *
	EXT		> *	-	-	-	-	-	-	> *	> *	> *
	INT		< *	> *	-	-	-	< *	> *	< *	> *	> *
10-30	BRA	TIN _{hwe} -G.	-	> *	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		> *	-	-	< *	> *	-	< *	-	> *	> *
	INT		< *	> *	-	< *	> *	-	> *	< *	-	-
0-10	BRA	NH ₄ ⁺ -N _{hwe} -G.	-	-	-	< *	-	-	-	-	< *	-
	EXT		> *	-	-	-	< *	< *	-	-	-	< *
	INT		-	-	-	-	< *	-	> *	< *	-	-
10-30	BRA	NH ₄ ⁺ -N _{hwe} -G.	< *	> *	< *	-	-	-	-	-	-	< *
	EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	< *
	INT		-	-	-	< *	-	-	> *	< *	-	< *
0-10	BRA	NO ₃ ⁻ -N _{hwe} -G.	> *	> *	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		> *	-	-	-	-	-	< *	> *	> *	> *
	INT		< *	> *	-	-	-	-	> *	< *	> *	> *
10-30	BRA	NO ₃ ⁻ -N _{hwe} -G.	-	> *	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		> *	-	> *	< *	> *	-	< *	> *	> *	> *
	INT		< *	> *	-	< *	> *	-	> *	< *	> *	-
0-10	BRA	TN _{KCl} -Gehalt	-	> *	-	-	-	-	< *	-	-	-
	EXT		> *	-	-	-	< *	-	-	> *	> *	> *
	INT		< *	-	-	-	< *	-	> *	< *	-	> *
10-30	BRA	TN _{KCl} -Gehalt	-	> *	-	-	-	-	-	< *	-	-
	EXT		> *	-	-	< *	-	-	-	> *	-	> *
	INT		< *	> *	-	-	-	-	> *	< *	> *	-
0-10	BRA	TON _{KCl} -G.	-	> *	-	-	-	-	-	-	-	-
	EXT		-	-	< *	-	< *	-	-	> *	-	-
	INT		-	-	-	-	< *	-	> *	-	-	> *
10-30	BRA	TON _{KCl} -G.	-	> *	< *	-	< *	-	-	-	-	-
	EXT		-	-	< *	-	-	> *	-	> *	-	-
	INT		-	> *	< *	-	-	> *	> *	-	-	-
0-10	BRA	TIN _{KCl} -G.	-	> *	-	< *	-	-	-	-	-	> *
	EXT		> *	-	-	< *	-	-	-	> *	> *	> *
	INT		< *	-	-	-	< *	-	> *	< *	> *	> *
10-30	BRA	TIN _{KCl} -G.	-	> *	-	< *	-	-	-	-	-	-
	EXT		> *	-	-	< *	> *	-	< *	> *	> *	> *
	INT		< *	> *	-	< *	-	-	> *	< *	> *	-
0-10	BRA	NH ₄ ⁺ -N _{KCl} -G.	-	> *	-	< *	> *	-	-	-	< *	-
	EXT		> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	INT		-	-	-	-	-	> *	< *	-	-	> *
10-30	BRA	NH ₄ ⁺ -N _{KCl} -G.	-	> *	< *	< *	> *	-	-	-	-	< *
	EXT		-	-	-	< *	> *	-	-	-	< *	-
	INT		-	-	-	-	-	> *	< *	-	-	-
0-10	BRA	NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -G.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		> *	-	-	< *	-	-	-	> *	> *	> *
	INT		< *	> *	-	-	-	-	> *	< *	> *	> *
10-30	BRA	NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -G.	-	> *	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		> *	-	> *	< *	-	-	< *	> *	> *	> *
	INT		< *	> *	-	< *	-	-	> *	< *	> *	-

- keine signifikanten Unterschiede; > * bzw. < * symbolisieren signifikante Zunahme bzw. signifikante Abnahme auf P ≤ 0,05

Tab. A24: Vergleich der aufeinanderfolgenden Beprobungstermine sowie der Anfangs- und Endinventur mittels **Wilcoxon-Test** ($n = 6$) bezüglich **C_{mic}-** und **N_{mic}-Gehalt** des Bodens sowie hinsichtlich **BA**, **qCO₂**, **LAA** und **LGA** in **0-10 cm** und **10-30 cm** Tiefe von **Oktober 2000 bis Oktober 2003**, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Tiefen- stufe [cm]	Varianten- vergleich		Okt. 00/ Mai 01	Mai 01/ Aug. 01	Aug. 01/ Okt. 01	Okt. 01/ Mai 02	Mai 02/ Aug. 02	Aug. 02/ Okt. 02	Okt. 02/ Mai 03	Mai 03/ Aug. 03	Aug. 03/ Okt. 03	Okt. 00/ Okt. 03
0-10	BRA	C _{mic} -Gehalt	> *	-	-	-	-	-	-	-	> *	> *
	EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	< *
	INT		-	-	-	-	> *	-	-	-	-	-
10-30	BRA	C _{mic} -Gehalt	-	-	-	-	> *	-	-	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	< *	> *	-	-
	INT		-	-	-	< *	> *	-	-	> *	-	-
0-10	BRA	N _{mic} -Gehalt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		-	-	-	> *	-	-	< *	-	-	-
	INT		-	-	-	-	-	-	-	> *	-	-
10-30	BRA	N _{mic} -Gehalt	-	> *	< *	-	-	-	-	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0-10	BRA	BA	> *	-	-	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		> *	-	-	> *	-	-	-	-	-	> *
	INT		> *	-	-	-	-	< *	> *	-	-	> *
10-30	BRA	BA	-	-	-	-	-	-	> *	-	-	> *
	EXT		> *	< *	-	-	-	-	> *	> *	-	> *
	INT		> *	-	-	-	-	-	> *	-	-	> *
0-10	BRA	qCO ₂	-	-	-	-	-	< *	-	-	< *	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	> *
	INT		-	-	-	-	-	-	-	-	< *	> *
10-30	BRA	qCO ₂	-	-	-	> *	-	-	> *	-	-	> *
	EXT		> *	< *	-	-	-	-	-	> *	-	> *
	INT		-	-	-	> *	< *	-	-	-	-	> *
0-10	BRA	LAA	-	> *	-	-	< *	> *	-	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	< *	-	-	-	-	-
	INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA	LAA	-	> *	-	-	-	-	-	-	< *	-
	EXT		-	> *	-	-	-	-	-	-	< *	< *
	INT		-	-	-	-	< *	-	> *	-	-	< *
0-10	BRA	LGA	-	-	-	> *	-	-	-	< *	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	INT		-	> *	-	-	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA	LGA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	< *
	EXT		-	-	-	-	< *	-	-	< *	-	< *
	INT		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Unterschiede; > * bzw. < * symbolisieren signifikante Zunahme bzw. signifikante Abnahme auf $P \leq 0,05$

Tab. A25: Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels **Wilcoxon-Test** (n = 6) bezüglich **WG**, **pH(H₂O)-Wert**, **pH(CaCl₂)-Wert**, **TOC-** und **TOC_{hwe}-Gehalt** des Bodens von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm**, **10-30 cm**, **30-60 cm** und **60-100 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „**Brache**“, „**Extensive Bewirtschaftung**“ und „**Intensive Bewirtschaftung**“

Tiefenstufe [cm]	Variantenvergleich		Mai 01/ Mai 02	Mai 02/ Mai 03	Aug. 01/ Aug. 02	Aug. 02/ Aug. 03	Okt. 00/ Okt. 01	Okt. 01/ Okt. 02	Okt. 02/ Okt. 03
0-10	BRA	WG	> *	< *	-	-	-	> *	< *
	EXT		> *	< *	-	< *	> *	> *	< *
	INT		> *	< *	< *	< *	> *	> *	< *
10-30	BRA		-	< *	-	< *	> *	-	< *
	EXT		-	< *	-	< *	> *	> *	< *
	INT		-	-	-	< *	> *	> *	< *
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
0-10	BRA	pH(H ₂ O)-Wert	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		-	-	-	> *	-	-	-
	INT		-	< *	-	-	-	-	-
10-30	BRA		-	< *	-	-	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	-
	INT		-	< *	-	-	-	-	-
30-60	BRA		-	< *					
	EXT		-	< *					
	INT		> *	< *					
60-100	BRA		-	> *					
	EXT		-	> *					
	INT		-	-					
0-10	BRA	pH(CaCl ₂)-Wert	-	-	-	-	-	-	> *
	EXT		-	< *	-	-	-	> *	-
	INT		> *	< *	-	-	-	-	-
10-30	BRA		> *	< *	-	< *	-	-	-
	EXT		> *	< *	-	-	-	-	-
	INT		> *	< *	-	< *	-	-	-
30-60	BRA		-	< *					
	EXT		-	< *					
	INT		> *	< *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
0-10	BRA	TOC-Gehalt	< *	-	-	-	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	< *
	INT		-	-	-	< *	-	-	< *
10-30	BRA		-	-	-	-	-	-	< *
	EXT		-	-	-	-	-	-	-
	INT		-	> *	-	-	< *	> *	-
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		< *	> *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		< *	-					
0-10	BRA	TOC _{hwe} -Gehalt	-	-	< *	-	> *	-	< *
	EXT		-	-	< *	-	-	-	< *
	INT		-	-	-	< *	-	-	< *
10-30	BRA		-	> *	< *	-	< *	-	< *
	EXT		-	> *	-	-	< *	-	-
	INT		-	-	-	< *	< *	-	-
30-60	BRA		-	> *					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					

- keine signifikanten Unterschiede; > * bzw. < * symbolisieren signifikante Zunahme bzw. signifikante Abnahme auf $P \leq 0,05$

Tab. A26: Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels **Wilcoxon-Test** (n = 6) bezüglich **TOC_{KCL}**-, **TN**-, **TON**-, **TN_{hwe}**- und **TON_{hwe}**-Gehalt des Bodens von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm**, **10-30 cm**, **30-60 cm** und **60-100 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Tiefen- stufe [cm]	Varianten- vergleich		Mai 01/ Mai 02	Mai 02/ Mai 03	Aug. 01/ Aug. 02	Aug. 02/ Aug. 03	Okt. 00/ Okt. 01	Okt. 01/ Okt. 02	Okt. 02/ Okt. 03
0-10	BRA	TOC _{KCL} -Gehalt	-	-	< *	> *	-	< *	> *
	EXT		-	-	< *	> *	-	-	> *
	INT		-	-	< *	> *	-	< *	> *
10-30	BRA		< *	-	< *	> *	< *	< *	-
	EXT		-	-	< *	> *	< *	-	> *
	INT		-	-	< *	> *	< *	< *	> *
30-60	BRA		-	> *					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		< *	-					
	EXT		< *	> *					
	INT		-	-					
0-10	BRA	TN-Gehalt	-	-	-	-	> *	-	-
	EXT		< *	-	-	< *	-	< *	< *
	INT		-	-	-	-	-	< *	-
10-30	BRA		-	-	-	-	-	< *	< *
	EXT		-	-	-	-	< *	-	-
	INT		-	-	< *	-	< *	-	-
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
0-10	BRA	TON-Gehalt	-	-	-	-	> *	-	-
	EXT		< *	-	-	< *	-	< *	< *
	INT		-	-	-	-	-	< *	-
10-30	BRA		-	-	-	-	-	< *	< *
	EXT		-	-	-	-	< *	-	-
	INT		-	-	< *	-	< *	-	-
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	< *					
0-10	BRA	TN _{hwe} -Gehalt	-	-	-	-	> *	< *	< *
	EXT		-	-	< *	-	> *	< *	-
	INT		> *	< *	-	< *	-	< *	> *
10-30	BRA		-	> *	< *	-	-	-	< *
	EXT		-	> *	-	-	-	-	-
	INT		-	> *	-	< *	< *	-	-
30-60	BRA		-	> *					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
0-10	BRA	TON _{hwe} -Gehalt	-	-	-	-	> *	-	< *
	EXT		-	-	-	-	> *	-	< *
	INT		-	-	-	< *	-	-	< *
10-30	BRA		-	> *	< *	-	< *	-	< *
	EXT		-	> *	-	-	< *	-	-
	INT		-	-	-	< *	< *	-	-
30-60	BRA		-	> *					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					

- keine signifikanten Unterschiede; > * bzw. < * symbolisieren signifikante Zunahme bzw. signifikante Abnahme auf $P \leq 0,05$

Tab. A27: Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels **Wilcoxon-Test** (n = 6) bezüglich **TIN_{hwe}**-, **NH₄⁺-N_{hwe}**-, **NO₃⁻-N_{hwe}**-, **TN_{KCl}**- und **TON_{KCl}-Gehalt** des Bodens von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm**, **10-30 cm**, **30-60 cm** und **60-100 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Tiefenstufe [cm]	Variantenvergleich		Mai 01/ Mai 02	Mai 02/ Mai 03	Aug. 01/ Aug. 02	Aug. 02/ Aug. 03	Okt. 00/ Okt. 01	Okt. 01/ Okt. 02	Okt. 02/ Okt. 03
0-10	BRA	TIN _{hwe} -Gehalt	> *	-	-	-	> *	-	< *
	EXT		< *	< *	-	-	> *	< *	> *
	INT		> *	> *	-	> *	-	< *	> *
10-30	BRA		> *	-	-	< *	> *	-	-
	EXT		< *	-	-	-	> *	-	> *
	INT		-	> *	-	-	-	-	> *
30-60	BRA		> *	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		> *	< *					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
0-10	BRA	NH ₄ ⁺ -N _{hwe} -Gehalt	-	-	-	-	> *	< *	-
	EXT		< *	< *	< *	-	-	< *	-
	INT		-	> *	< *	> *	-	< *	> *
10-30	BRA		-	-	< *	-	-	< *	-
	EXT		< *	-	-	-	< *	-	-
	INT		-	> *	< *	-	-	< *	-
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	< *					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
0-10	BRA	NO ₃ ⁻ -N _{hwe} -Gehalt	> *	-	-	-	> *	-	-
	EXT		< *	-	-	-	> *	-	> *
	INT		> *	> *	-	> *	-	-	> *
10-30	BRA		> *	-	-	-	> *	-	-
	EXT		< *	-	-	-	> *	-	> *
	INT		-	> *	-	-	-	-	> *
30-60	BRA		> *	-					
	EXT		< *	> *					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		> *	< *					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
0-10	BRA	TN _{KCl} -Gehalt	-	-	-	-	> *	< *	< *
	EXT		-	-	-	-	> *	< *	-
	INT		> *	> *	-	-	-	< *	> *
10-30	BRA		-	-	< *	-	> *	-	-
	EXT		< *	-	< *	> *	> *	< *	> *
	INT		-	> *	< *	> *	< *	-	> *
30-60	BRA		> *	< *					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		> *	< *					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
0-10	BRA	TON _{KCl} -Gehalt	-	-	< *	> *	-	-	-
	EXT		-	< *	< *	> *	-	-	-
	INT		-	-	< *	> *	-	< *	> *
10-30	BRA		-	-	< *	> *	< *	-	-
	EXT		-	-	< *	> *	-	-	-
	INT		-	-	< *	> *	-	-	-
30-60	BRA		> *	< *					
	EXT		> *	-					
	INT		-	-					
60-100	BRA		> *	< *					
	EXT		> *	< *					
	INT		-	< *					

- keine signifikanten Unterschiede; > * bzw. < * symbolisieren signifikante Zunahme bzw. signifikante Abnahme auf $P \leq 0,05$

Tab. A28: Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels **Wilcoxon-Test** (n = 6) bezüglich **TIN_{KCl}**, **NH₄⁺-N_{KCl}**, **NO₃⁻-N_{KCl}**, **C_{mic}**- und **N_{mic}-Gehalt** des Bodens von **Okttober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm** und **60-100 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Tiefenstufe [cm]	Variantenvergleich		Mai 01/ Mai 02	Mai 02/ Mai 03	Aug. 01/ Aug. 02	Aug. 02/ Aug. 03	Okt. 00/ Okt. 01	Okt. 01/ Okt. 02	Okt. 02/ Okt. 03
0-10	BRA	TIN _{KCl} -Gehalt	> *	-	-	-	> *	< *	< *
	EXT		< *	< *	-	-	> *	< *	> *
	INT		> *	> *	< *	> *	-	< *	> *
10-30	BRA		> *	-	-	-	> *	-	-
	EXT		< *	-	-	-	> *	< *	> *
	INT		-	> *	-	-	< *	-	> *
30-60	BRA		> *	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		> *	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
0-10	BRA	NH ₄ ⁺ -N _{KCl} -Gehalt	-	-	-	< *	> *	< *	< *
	EXT		< *	-	< *	-	-	-	-
	INT		-	> *	< *	> *	-	< *	> *
10-30	BRA		-	-	-	-	-	-	-
	EXT		< *	-	-	-	-	-	-
	INT		-	> *	-	-	-	< *	-
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	< *					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
0-10	BRA	NO ₃ ⁻ -N _{KCl} -Gehalt	> *	-	-	-	> *	-	-
	EXT		< *	< *	-	-	> *	< *	> *
	INT		> *	> *	-	> *	-	< *	> *
10-30	BRA		> *	-	-	-	> *	-	-
	EXT		< *	-	-	-	> *	< *	> *
	INT		-	> *	-	-	< *	-	> *
30-60	BRA		> *	-					
	EXT		-	-					
	INT		> *	> *					
60-100	BRA		> *	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
0-10	BRA	C _{mic} -Gehalt	-	> *	-	-	> *	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	-
	INT		< *	-	-	-	-	-	-
10-30	BRA		< *	> *	-	-	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	-
	INT		-	> *	-	-	-	-	-
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	> *					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
0-10	BRA	N _{mic} -Gehalt	-	-	-	-	-	-	-
	EXT		< *	-	-	< *	-	> *	< *
	INT		-	-	-	< *	-	-	-
10-30	BRA		-	-	< *	-	< *	-	-
	EXT		-	-	-	< *	< *	> *	-
	INT		-	-	-	< *	-	-	-
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					

- keine signifikanten Unterschiede; > * bzw. < * symbolisieren signifikante Zunahme bzw. signifikante Abnahme auf P ≤ 0,05

Tab. A29: Vergleich der jahreszeitlich aufeinanderfolgenden Beprobungstermine mittels **Wilcoxon-Test** (n = 6) bezüglich **BA**, **qCO₂**, **LAA** und **LGA** im Boden von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** in **0-10 cm**, **10-30 cm**, **30-60 cm** und **60-100 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Tiefen- stufe [cm]	Varianten- vergleich		Mai 01/ Mai 02	Mai 02/ Mai 03	Aug. 01/ Aug. 02	Aug. 02/ Aug. 03	Okt. 00/ Okt. 01	Okt. 01/ Okt. 02	Okt. 02/ Okt. 03
0-10	BRA	BA	-	-	-	> *	> *	< *	> *
	EXT		-	-	-	> *	-	-	> *
	INT		-	-	-	-	-	-	> *
10-30	BRA		-	-	-	> *	-	< *	> *
	EXT		-	-	-	> *	-	-	> *
	INT		-	-	-	-	-	-	> *
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
60-100	BRA		-	-					
	EXT		-	> *					
	INT		-	-					
0-10	BRA	qCO ₂	-	-	-	> *	-	-	-
	EXT		-	-	-	> *	-	-	> *
	INT		-	-	-	> *	-	-	> *
10-30	BRA		> *	-	-	-	-	< *	> *
	EXT		-	-	-	> *	-	-	> *
	INT		-	-	-	> *	-	-	-
30-60	BRA		-	-					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
60-100	BRA		> *	> *					
	EXT		-	-					
	INT		-	-					
0-10	BRA	LAA	> *	-	< *	-	-	-	< *
	EXT		-	< *	< *	-	> *	< *	-
	INT		-	-	< *	-	-	-	< *
10-30	BRA		-	< *	< *	-	-	< *	-
	EXT		-	-	< *	-	> *	-	< *
	INT		-	-	< *	> *	-	< *	-
0-10	BRA	LGA	-	-	-	-	> *	> *	< *
	EXT		-	-	-	< *	-	-	< *
	INT		-	< *	-	-	-	-	-
10-30	BRA		< *	-	< *	-	-	-	-
	EXT		-	-	-	-	-	-	-
	INT		-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Unterschiede; > * bzw. < * symbolisieren signifikante Zunahme bzw. signifikante Abnahme auf $P \leq 0,05$

Tab. A30: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2000 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
	-	-	-	-	0,69*	-	0,59*	0,59*	0,75**	0,68*	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96***	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	0,72**	-	-	-	-	-	-	0,82**	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	0,85***	-	-	-	0,83***	-	0,78**	-	-	0,73**	-	0,62*	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-0,78**	-0,90***	-	-	0,89***	-	-	-	-	0,80**	0,73**	-	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-0,65*	-0,73**	-	-	0,77**	-	-	-	-	0,74**	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	0,80**	-0,74**	-0,74**	-	-	0,80**	-	-	-	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	0,74**	-0,87***	-0,90***	-	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	0,72**	-	-	-	-	-	0,82**	-	0,98***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	0,77**	-	-	0,59*	0,97***	-	0,85***	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	0,84***	-	-	0,76**	0,83***	-	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	0,84***	-	-	0,76**	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	0,62*	-0,89***	-0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	0,80**	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A31: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2000 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,77**	0,76**	0,80**	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	0,67*	0,63*	-	LGA
		0,84***	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	0,80**	-	-	-	LAA
			0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
						-	0,60*	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							-	0,85***	-0,77**	-	0,71*	-0,63*	-	-	-	-	-	-0,64*	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								-	-	-	0,66*	0,84***	-	-	0,69*	0,69*	-	-	-	-	-	-	0,78**	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	-	0,84***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
									-	-	0,78**	-	-	-	-	-	-	0,87***	0,59*	-	-0,75**	-0,76**	0,72**	TON _{KCl}
									0,61*	-	0,76**	-	0,73**	0,69*	0,69*	-	-	-	-	0,61*	-	-	0,66*	TN _{KCl}
										-	-	-	0,73**	-	0,61*	0,78**	0,78**	0,77**	0,59*	0,59*	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
												0,73**	-	0,85***	0,91***	0,91***	-	-	-	0,85***	-	-	0,74**	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
													-	0,82**	-	-	-	0,69*	0,71*	-	-	-	-	TIN _{hwe}
															0,87***	0,87***	-	0,62*	0,94***	-	-	-	-	TON _{hwe}
																1,00***	-	-	0,90***	-	-	0,73**	-	TN _{hwe}
																	-	-	0,90***	-	-	0,73**	-	TON
																			0,90***	-	-	-	-	TN
																		0,76**	-	-0,69*	-0,67*	-	-	TOC _{KCl}
																				-	-	-	-	TOC _{hwe}
																				-	-	-	-	TOC
																						0,98***	-	pH(CaCl ₂)
																						-	-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A32: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2000 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	LGA
		-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
					-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	BA
						0,63*	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	0,64*	0,64*	-	-	-	0,65*	-	-	N _{mic}
							-	-	0,96***	-	0,87***	0,88***	0,59*	0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
								-	-	-	-	-	0,59*	-	0,67*	0,74**	0,84***	0,84***	0,59*	0,71**	0,80**	-	-	0,79**	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
									-	-	0,93***	0,89***	0,67*	0,93***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
										-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	-	-	-0,69*	-	-	TON _{KCl}
												0,81**	0,69*	0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
													-	0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
														0,78**	-	0,69*	0,76**	0,76**	-	-	0,69*	-	-0,59*	0,59*	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
															-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
																0,88***	0,62*	0,62*	-	0,90***	0,69*	-	-	-	TON _{hwe}
																	0,76**	0,76**	0,68*	0,73**	0,82**	-	-	0,59*	TN _{hwe}
																		1,00***	-	-	0,94***	-	-	0,93***	TON
																			-	-	0,94***	-	-	0,93***	TN
																				-	-	-	-0,64*	-	TOC _{KCl}
																					0,62*	-	-	-	TOC _{hwe}
																						-	-	0,86***	TOC
																						0,77**	-	pH(CaCl ₂)	
																							-	pH(H ₂ O)	
																								WG	

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A33: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	0,77**	-	-0,73**	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	0,66*	-	-	-	0,65*	-	-	-	-	N _{mic}
						-	-	-	-	-0,82**	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-0,66*	-	-	-	-	-	C _{mic}
							-	-	0,64*	-	-	0,70*	-	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								-	0,85***	-	0,64*	-	0,75**	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
										0,62*	0,85***	0,67*	0,84***	0,91***	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
											0,90***	-	0,67*	0,71*	-	-	-	-	0,81**	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
												-	0,82**	0,81**	-	-	-	-	0,81**	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
													-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
														0,87***	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
															-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
																0,99***	-	-	-	0,89***	-	-	-	-	TON _{hwe}
																	-	-	-	0,90***	-	-	-	-	TN _{hwe}
																		0,98***	-	-	0,85***	-	-	0,75**	TON
																			-	-	0,85***	-	-	0,72**	TN
																				-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																					-	-	-	-	TOC _{hwe}
																						-	-	-	TOC
																							0,92***	-	pH(CaCl ₂)
																							-	-	pH(H ₂ O)
																								-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A34: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-0,66*	-	-	-	-	-0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-0,67*	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	0,74**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,68*	-	-	0,76**	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-0,64*	-	0,99***	-	0,77**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	-	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90***	0,73**	-	0,98***	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,91***	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,79**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90***	0,59*	0,60*	-	0,87***	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	-	0,59*	0,96***	-	-	0,83***	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,94***	-	-	0,86***	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,71*	-	0,69*	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,70*	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A35: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	0,81**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-	0,83***	-	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	0,61*	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,93***	0,64*	0,64*	-	0,83***	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,83***	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	0,92***	-	-	0,98***	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	-	0,98***	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,91***	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75**	-	pH(CaCl ₂)	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG	

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A36: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	0,63*	0,58*	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-0,62*	-	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
		-0,59*	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-0,66*	-	-	-	qCO ₂
			-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,66*	-	0,78**	-	-	-	-	BA
				-	0,94***	-	-0,71**	-0,59*	-	-0,72**	-	-	-0,67*	-	-	0,84***	0,83***	-	-	0,90***	-	0,59*	-	N _{mic}
						-	-0,76**	-0,65*	-	-0,76**	-	-0,59*	-0,76**	-	-	0,73**	0,70*	-	-	0,78**	-	-	-	C _{mic}
							-	0,88***	-	0,72**	0,93***	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								0,71*	0,69*	0,86***	-	0,90***	0,83***	-	-	-0,62*	-	0,64*	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	0,91***	-	-	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
										-	-	0,78**	-	-	0,60*	-0,71*	-	0,78**	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
											0,77**	0,69*	0,95***	-	-	-	-0,63*	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
												-	0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
												0,63*	-	-	0,69*	-	-	0,82**	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	-	-0,60*	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
															0,92***	-	-	0,60*	0,91***	-	-	-	-	TON _{hwe}
																-	-	0,67*	0,80**	-	-	-	-	TN _{hwe}
																	0,99***	-	0,65*	0,83***	-	-	-	TON
																		-	0,69*	0,84***	-	-	-	TN
																			-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																				0,60*	-	-	-	TOC _{hwe}
																					-	-	-	TOC
																						0,94***	-	pH(CaCl ₂)
																							-	pH(H ₂ O)
																							-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A37: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,66*	-	-	-0,60*	-	-	-	0,60*	0,60*	-	-	0,59*	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
			-	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	0,59*	-	-	0,59*	-	-	-	BA
				-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	0,72**	0,66*	0,66*	-	-	0,64*	-	-0,63*	-	N _{mic}
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,64*	-	0,75**	0,63*	-	-0,68*	-	C _{mic}
							-	0,85***	-	0,78**	0,96***	-	0,90***	0,61*	0,80**	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								0,59*	-	0,67*	-	0,87***	-	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	0,91***	0,87***	-	0,94***	-	0,75**	-	-	-	0,68*	-	-	-	-	TIN _{KCl}
										0,74**	-	0,64*	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
											0,75**	0,68*	0,85***	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
												-	0,93***	0,60*	0,79**	-	-	-	0,74**	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
													-	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														0,59*	0,78**	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	TIN _{hwe}
															0,92***	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	TON _{hwe}
																-	-	-	0,93***	-	-	-	-	TN _{hwe}
																	1,00***	-	-	1,00***	-	-0,64*	-	TON
																		-	-	1,00***	-	-0,64*	-	TN
																			-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																			-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
																				-	-	-0,64*	-	TOC
																						0,91***	-	pH(CaCl ₂)
																						-	-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A38: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA	
	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	0,62*	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	0,64*	-	-	0,59*	-	-	-	0,61*	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	0,64*	0,60*	0,59*	-	-	0,61*	0,62*	0,66*	0,71*	-	0,71*	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	0,73**	0,73**	0,95***	0,76**	-	0,83***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	0,61*	-	-	0,71**	0,80**	-	0,75**	0,75**	0,91***	0,89***	0,85***	0,76**	-	-	0,93***	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	0,70*	0,66*	-	-	0,77**	0,76**	0,76**	0,87***	-	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	0,62*	0,86***	0,73**	0,64*	0,64*	0,94***	0,92***	0,92***	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-0,67*	-	-	0,79**	0,65*	-	-	0,78**	0,79**	0,79**	0,73**	0,76**	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	0,64*	0,70*	-	-	0,79**	0,75**	0,75**	0,79**	0,76**	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	0,61*	-	-	0,76**	0,95***	0,62*	0,78**	0,78**	0,99***	0,99***	0,99***	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	0,73**	0,94***	0,68*	0,76**	0,76**	-	-	-	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	0,88***	-	-	0,98***	0,76**	-	1,00***	-	0,76**	0,76**	0,76**	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	0,88***	-	-	0,98***	0,76**	-	-	-	0,76**	0,76**	0,76**	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	0,76**	0,76**	0,76**	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	0,62*	-	-	0,69*	-	-	-	-	0,76**	0,76**	0,76**	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	0,76**	0,76**	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	0,76**	0,76**	0,76**	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	0,76**	0,76**	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
									0,76**	0,76**	0,76**	0,99***	0,87***	-	0,93***	0,83***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A39: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
-	-	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	0,70*	-	-	0,64*	-	-	-	qCO ₂
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	0,73**	-	-	0,65*	-	-	-	BA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	-	0,75**	0,71*	0,62*	0,64*	-	-	-	-	-	0,73**	N _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,75**	-	0,65*	0,84***	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,75**	-	0,71**	-	0,78**	0,73**	0,69*	0,85***	-	-	-	0,75**	-	-0,80**	-0,75**	0,78**	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	0,78**	-	0,86***	-	0,69*	-	-	-	-	0,62*	-	-0,68*	-0,72**	0,76**	TIN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90***	0,59*	-	-	-	-	TON _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	0,82**	0,97***	0,61*	0,83***	-	0,59*	-	-	-	0,88***	-	-0,71*	-	-	TN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	-	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	-	0,75**	-	0,60*	-	0,65*	0,79**	-	-0,76**	-0,68*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75**	-	0,60*	-	0,82**	-	-0,70*	-0,64*	0,64*	-	TIN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	0,67*	0,68*	-	0,81**	-	-0,80**	-	0,75**	-	TON _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	0,62*	-	0,91***	-	0,91***	-	-0,85***	-0,59*	0,72**	TN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	-	0,71**	0,89***	-0,70*	-	0,81**	TON
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	0,86***	-0,72**	-	0,83***	TN
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	TOC _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,76**	-	0,65*	TOC _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	TOC
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	-0,86***	pH(CaCl ₂)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,80**	-	pH(H ₂ O)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A40: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	BA
					-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
						-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	-	0,59*	0,63*	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							-	0,83***	0,67*	0,77**	0,75**	0,75**	0,76**	-	0,83***	-	-	-	-	-0,64*	-0,60*	-	0,62*	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								0,83***	-	0,76**	-	0,85***	0,67*	-	-	-	-	0,83***	-	-	-0,90***	-0,87***	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	0,83***	0,67*	0,93***	0,78**	-	0,80**	-	-	0,59*	-	-	-0,71**	-0,66*	-	TIN _{KCl}
										0,90***	0,95***	0,65*	0,84***	-	-	-	-	0,69*	-	-0,67*	-0,69*	-0,63*	-	TON _{KCl}
											0,89***	0,83***	0,87***	-	0,61*	-	-	0,77**	-	-0,59*	-0,78**	-0,70*	-	TN _{KCl}
												0,68*	0,88***	-	0,61*	-	-	-	-	-0,78**	-0,66*	-0,63*	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
													0,80**	-	0,73**	-	-	0,62*	-	-	-0,74**	-0,68*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	0,83***	-	-	0,66*	-	-	-0,65*	-0,63*	0,68*	TIN _{hwe}
																-	-	-	0,88***	-	-	-	-	TON _{hwe}
																	-	-	0,69*	-	-	-	0,75**	TN _{hwe}
																	0,98***	-	-	0,65*	-	-	-	TON
																		-	-	0,60*	-	-	-	TN
																			-	-	-0,74**	-0,73**	-	TOC _{KCl}
																				-	-	-	-	TOC _{hwe}
																					0,64*	0,64*	-	TOC
																						0,98***	-	pH(CaCl ₂)
																							-	pH(H ₂ O)
																							-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A41: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG			
LGA	-	-	-	-	0,62*	0,73**	0,73**	0,70*	0,78**	-	-	0,87***	0,94***	-	0,97***	-	0,78**	0,70*	0,73**	0,73**	0,62*	-	-	-0,71**	0,77**	LGA		
	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	-	-	-	-	-	0,66*	0,71**	-	-0,65*	-0,59*	0,61*	LAA		
	-	-	0,92***	-0,59*	-	-	-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-0,75**	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	0,67*	-	qCO ₂		
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,76**	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	-	-	BA		
	-	-	-	-	0,62*	0,69*	0,80**	0,69*	-	0,72**	0,64*	0,73**	0,62*	-	0,73**	0,73**	0,75**	0,59*	0,82**	-	-0,83***	-0,77**	0,92***	-	N _{mic}			
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75**	0,71*	-	0,84***	0,63*	0,67*	-	-	0,69*	C _{mic}		
	-	-	-	-	-	0,66*	0,99***	-	0,91***	0,82**	0,70*	0,81**	0,71*	0,85***	0,79**	0,80**	0,73**	0,70*	-	-0,64*	-	-	-	0,80**	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}			
	-	-	-	-	-	-	0,69*	0,60*	0,71*	0,66*	0,94***	0,68*	-	0,62*	0,79**	0,83***	0,71*	0,78**	-	-0,85***	-0,92***	0,79**	-	-	0,79**	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}		
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	0,77**	0,74**	0,78**	0,66*	0,82***	0,80**	0,81**	0,68*	0,68*	-	-0,66*	-0,59*	0,78**	-	-	0,78**	TIN _{KCl}		
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,67*	-	-	-0,59*	0,59*	TON _{KCl}		
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,67*	-	-	-0,70*	0,89***	TN _{KCl}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,67*	-	-	-0,71*	0,83***	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	0,77**	-	-0,79**	-0,83***	0,73**	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	0,77**	-	-	-0,73**	0,82**	TIN _{hwe}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90***	0,69*	-	-	-	0,73**	TON _{hwe}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	0,90***	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	0,86***	-	-	-0,66*	0,90***	TON	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	0,73**	0,71*	-0,62*	-0,78**	0,85***	TN	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	0,81**	0,71**	-0,63*	-0,83***	0,87***	TOC _{KCl}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	-	-	-0,70*	-0,82**	0,92***	TOC _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC		
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)		
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)		
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG		

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A42: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	LGA
	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
		-	0,85***	-	-	-0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	qCO ₂
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
					-	-	-	0,91***	-	0,83***	0,96***	0,62*	0,91***	-	-	-	-	-0,86***	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
							-	-	0,58*	0,88***	0,93***	0,70*	0,93***	-	-	-	-	-0,71**	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
								-	0,88***	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
									0,76**	-	-	0,73**	-	0,63*	-	-	-	-0,66*	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
											0,72**	0,97***	-	-	-	-	-	-0,75**	-	-	-	-	-0,61*	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
												0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
													-	-	-	-	-	-0,68*	-	-	-	-0,66*	-	TIN _{hwe}
														0,87***	-	-	-	-	0,97***	-	-	-	-	TON _{hwe}
															-	-	-	-	0,82**	-	-	-	-	TN _{hwe}
																0,98***	-	-	-	0,85***	-	-	0,75**	TON
																	-	-	-	0,85***	-	-	0,72**	TN
																		-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																			-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
																				-	-	-	-	TOC
																					-	0,73**	-	pH(CaCl ₂)
																						-	-	pH(H ₂ O)
																							-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A43: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
	-	-	-	-	-	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*	-	-	qCO ₂
	0,74**	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	0,68*	0,58*	-	0,81**	0,80**	0,66*	0,62*	-	-	-	-	0,60*	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	0,77**	0,63*	-	-	-	0,76**	0,70*	-	0,95***	-	0,99***	0,74**	-	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	0,84***	0,72**	-	-	-	0,85***	0,78**	-	0,92***	-	0,96***	0,88***	-	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	0,71*	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	0,71**	-	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	0,62*	-	-	0,82**	0,67*	-	0,65*	0,68*	0,80**	0,76**	-	0,73**	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	0,79**	0,66*	-	-	-	0,79**	0,71**	-	0,96***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-0,75**	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	0,80**	0,68*	-	-	-	0,99***	0,84***	-	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	0,63*	-	-	0,95***	0,95***	-	0,62*	0,61*	0,99***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	0,97***	0,92***	-	0,64*	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	0,73**	0,63*	-	0,99***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	-	-	-	0,72**	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	0,73**	-	-	0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A44: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	0,67*	0,66*	0,71*	-	-	0,70*	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	0,71*	-	-0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-0,74**	0,90***	-	-	-	0,92***	-	0,72**	-	0,65*	-	-	-0,71**	-	-	-0,76**	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,69*	-	-0,71*	-	-	0,74**	0,74**	0,69*	-	-	0,76**	0,78**	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,88***	-	0,74**	-	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82**	-	0,65*	-	-	-0,61*	-	-	-0,70*	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-0,67*	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	0,67*	-	-	-	0,78**	-	-	-	0,76**	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	0,86***	0,72**	-	0,66*	0,64*	-	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	0,72**	-	0,66*	0,64*	-	-	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	0,71*	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	-	-	0,65*	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A45: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,79**	-	-	-	-	0,62*	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
		-	0,64*	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	0,61*	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	0,73**	0,73**	-	-	0,61*	-	-	-	-	BA
					-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	0,85***	-	0,65*	-	-	-	-	-	N _{mic}
					-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
						-	-	0,90***	-	0,74**	0,77**	-	0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
							0,61*	-	-	0,59*	-	0,67*	-	0,59*	0,69*	-	-	-	0,63*	-	-0,69*	-0,65*	0,71**	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
								-	-	0,90***	0,71**	-	0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
								-	-	-	-	-	-	-	-	0,79**	0,79**	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
									-	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
										-	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
											-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
												-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
														0,95***	-	-	-	-	0,94***	-	-0,62*	-	0,82**	TON _{hwe}
															-	-	-	-	0,90***	-	-0,69*	-0,65*	0,82**	TN _{hwe}
																-	-	-	0,61*	0,63*	-	-	-	TON
																	-	-	0,61*	0,63*	-	-	-	TN
																		-	-	-	0,67*	0,70*	-0,71**	TOC _{KCl}
																			-	-	-	-	0,78**	TOC _{hwe}
																				-	-	-	-	TOC
																						0,98***	-0,77**	pH(CaCl ₂)
																						-0,75**	-	pH(H ₂ O)
																						-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A46: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
LGA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAA	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{hwe}	0,82**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LGA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{KCl}	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	0,82**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{hwe}	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A47: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	0,67*	0,71**	-	-	0,59*	-	-	-	0,71**	-	-	-	0,67*	0,84***	0,84***	-	0,73**	-	-	-	0,71*	LGA
	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	0,59*	-	-	-	-	-	-	LAA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
			-	0,61*	-	-	0,71*	-	-	-	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	N _{mic}
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	-	-	-	-	C _{mic}
					-	-	-	0,94***	-	0,96***	0,88***	-	0,89***	-	-	-	-	-0,69*	-	-	-	-	0,70*	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
						-	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
							-	-	-	0,98***	0,91***	-	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	TIN _{KCl}
								-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
									-	0,87***	-	0,90***	-	-	-	-	-	-0,70*	-	-	-	-	0,80**	TN _{KCl}
										-	0,97***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
											-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
												-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	-	-	-0,61*	0,80**	TIN _{hwe}
														0,93***	0,59*	0,59*	-	0,92***	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
															0,69*	0,69*	-	0,89***	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
																1,00***	-	0,65*	-	-	-	-	0,61*	TON
																	-	0,65*	-	-	-	-	0,61*	TN
																		-	-	-	-	-0,62*	-	TOC _{KCl}
																			-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
																				-	-	-	-	TOC
																					0,88***	-	-	pH(CaCl ₂)
																						-0,73**	-	pH(H ₂ O)
																							-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A48: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA	
	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	LGA
	0,63*	-	-	-	0,66*	-	-	-	0,78**	0,63*	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-0,76**	-	-	-	0,60*	-	-0,60*	-0,86***	-	0,79**	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	0,62*	-	-	-	0,62*	0,70*	0,73**	0,73**	0,64*	-	-	0,85***	-	-	-0,63*	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	0,96***	-	-0,61*	-	0,71**	-	0,64*	0,64*	-	-	-	0,83***	-	0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	0,87***	-	-0,59*	-	0,68*	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-0,73**	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	0,75**	-	-	-	-	-	0,79**	0,79**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	0,59*	-	-	-	0,92***	0,66*	-	-	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	0,88***	0,72**	0,79**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-0,69*	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	WG																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A49: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	LAA
	-	-	-	0,86***	-0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	0,81**	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	0,64*	-	-	-	-	-	-	-0,65*	0,62*	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	-	0,73***	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	0,76**	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	0,71**	-	-	0,63*	-	-	0,76**	0,76**	0,76**	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,93***	-	0,61*	-	-	-	0,67*	0,68*	0,78**	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,84***	0,70*	-	-	-	0,60*	0,61*	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-0,70*	-0,59*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,67*	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,95***	-	-	-	0,84***	0,71*	-0,70*	-0,69*	0,89***	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	0,69*	-0,64*	-0,63*	0,86***	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	0,82**	-	-	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82**	-	-	-	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	0,73**	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94***	-0,67*	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,69*	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A50: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
	0,62*	-	-	-	0,62*	0,63*	0,69*	0,69*	0,64*	0,61*	-	0,80**	-	0,76**	-	0,66*	0,59*	0,62*	-	-	-	-	0,64*	LGA
	0,73**	-0,70*	-0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82**	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	0,83***	-0,62	-0,59*	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	0,78**	0,62*	0,69*	0,76**	0,76**	0,71**	0,69*	-	0,71**	-	-	-	-	0,75**	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	0,67*	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	0,61*	-	-	0,66*	0,77**	0,87***	0,94***	0,94***	0,87***	0,87***	-	0,78**	-	0,74**	-	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	0,87***	-	-	0,78**	0,98***	0,85***	0,87***	0,87***	0,84***	0,76**	0,73**	0,79**	-	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	0,85***	-	-	0,69*	0,94***	0,78**	0,81**	0,81***	0,78**	0,71**	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,89***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	0,85***	-	-	0,70*	0,83***	0,87***	0,90***	0,90***	0,90***	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	0,59*	-	-	0,64*	0,73**	0,59*	-	-	-	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	0,68*	-	-	0,64*	0,78**	0,94***	0,91***	0,91***	0,94***	0,78**	0,94***	0,91***	0,90***	0,89***	0,89***	0,89***	0,94***	0,94***	0,94***	0,94***	0,94***	0,94***	0,94***	TON _{hwe}
	0,78**	-	-	0,73**	0,87***	0,99***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	0,89***	TN _{hwe}
	0,77**	-	-	0,77**	0,77**	0,86***	0,88***	1,00***	0,99***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	TON
	0,77**	-	-	0,77**	0,77**	0,86***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	0,88***	TN
	0,75**	-	-	0,70*	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	TOC _{KCl}
	0,92**	-	-	0,77**	0,77**	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	0,87***	TOC _{hwe}
0,62*	-	-	-	0,77**	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	0,70*	TOC	
-0,68*	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A51: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	0,70*	-	-	-	0,69*	0,68*	0,62*	-	-	0,65*	-	-	-	-	0,64*	-	0,63*	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	0,62*	-	-	0,83***	-	-	0,76**	0,76**	0,59*	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	0,67*	0,66*	-	-	0,75**	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	0,78**	0,64*	-	0,70*	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	0,84***	-0,65*	-	-	0,71**	-	0,67*	0,67*	0,72**	0,87***	0,84***	0,90***	0,73**	0,79**	-	-	0,90***	0,72**	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	0,77**	-	-	-	0,90***	0,87***	0,84***	0,77**	0,83***	0,88***	-	-	0,90***	0,77**	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	0,76**	-	-	-	0,62*	-	-	-	0,78**	0,71**	0,91***	0,76**	0,95***	-	-	-	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	0,71**	-	-	-	-	-	0,59*	0,59*	0,69*	0,64*	0,90***	0,75**	-	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	0,73**	-	-	0,63*	0,84***	-	0,69*	0,69*	-	0,66*	0,66*	0,66*	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	0,73**	-	-	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	0,65*	-	-	0,86***	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	0,65*	-	-	0,86***	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	0,84***	0,69*	0,69*	0,69*	0,66*	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-0,61*	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	WG																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A52: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	0,60*	0,69*	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	-	-0,64*	-	
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,87***	-	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,72**	-0,75**	-	-0,69*	-	-	-	-	-	-	-0,66*	-	-	0,64*		
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	0,75**	-	-	0,67*	-	-	-	0,59*	-	-	0,67*	-	0,71**	-	-	0,62*	-	-	-	-	-			
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	0,75**	-0,80**	-0,71**	0,79**	-	-	0,84***	0,82**	-	-	-	-	-	0,79**	-	0,89***	-	-	-	-	-			
	-	-	-	0,76**	0,76**	0,71*	0,59*	0,60*	0,76**	0,64*	0,76**	0,88***	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-			
	0,83***	-0,65*	-	0,90***	-	-	0,86***	0,85***	-	-	-	-	0,63*	0,89***	-	-	-	-	-	-	-			
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	0,64*	-0,64*	-	0,78**	0,62*	-	0,63*	0,62*	0,59*	-	0,59*	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-			
	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	0,92***	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	0,72**	-	-	-	0,84***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	0,73**	-0,69*	-0,66*	0,85***	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	0,80**	-0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	-	-	0,96***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A53: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	0,62*	-	-0,74**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,71**	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,61*	0,68*	-	0,59*	0,78**	-	-	0,76**	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	0,81**	0,92***	-	0,80**	0,85***	0,77**	0,82**	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	0,93***	-	0,92***	0,80**	0,92***	0,86***	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,91***	0,89***	0,89***	0,92***	-	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,72**	-	-0,62*	-0,59*	-	-	-	-	-	-0,69*	-	-	-0,61*	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	0,86***	0,84***	0,87***	-	0,63*	-	0,83***	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	0,89***	0,97***	0,94***	-	0,82**	-	-	-	-	-	0,64*	0,64*	-	0,87***	0,78**	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A54: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	0,66*	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-0,67*	-	LAA
		-	-	-	-0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
					-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	C _{mic}
						-	-	0,87***	-	0,73**	0,94***	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
							-	-	0,59*	0,59*	-	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									0,77**	0,91***	0,85***	-	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
										0,92***	0,67*	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	TON _{KCl}
											0,80**	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	TN _{KCl}
												-	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
													-	-	-	0,64*	0,66*	-	0,65*	0,69*	-	-0,69*	0,66*	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
															0,78**	-	0,59*	-	0,76**	0,59*	-	-	-	TON _{hwe}
																0,60*	0,66*	-	0,69*	0,67*	-	-	-	TN _{hwe}
																	0,99***	-	0,88***	0,84***	-	-	-	TON
																		-	0,90***	0,85***	-	-	-	TN
																			-	-	-0,75**	-0,72**	0,64*	TOC _{KCl}
																				0,83***	-	-	-	TOC _{hwe}
																					-	-	-	TOC
																						0,89***	-0,64*	pH(CaCl ₂)
																						-0,63*	-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A55: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	0,65*	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94***	0,73**	0,93***	0,99***	-	0,85***	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	0,62*	0,69*	-	-	-	0,77**	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*	0,94***	0,93***	-	0,97***	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	0,72**	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	0,89***	-	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	0,65*	0,65*	0,71*	0,82**	-	-0,64*	-0,63*	0,67*	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	-	-	-	0,84***	-	-0,65*	-0,62*	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	0,69*	-	0,83***	-	-0,61*	-0,66*	0,75**	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	0,64*	0,62*	0,75**	-	-	0,62*	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,62*	0,75**	-	-	0,62*	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,79**	-0,69*	0,63*	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A56: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
LGA	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAA	-	-	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
qCO ₂	-	-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A57: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	-	-0,85***	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	qCO ₂
				-	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
						0,68*	-	0,66*	-	-	0,63*	-	-	-	-	0,63*	0,62*	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							-	0,97***	-0,69*	-	0,88***	-	0,86***	-	-	0,64*	0,68*	-0,71**	-	0,63*	-	-0,66*	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								0,61*	-	-	-	0,73**	0,73**	-	-	-	0,62*	-	-	-	-0,59*	-0,61*	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-0,62*	-	0,84***	-	0,90***	-	-	0,69*	0,73**	-0,65*	-	0,69*	-	-0,71*	-	TIN _{KCl}
										-	-0,65*	-	-	-	-	-	-	0,96***	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
												-	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
													-	0,73**	0,75**	-	-	-	0,65*	-	-	-	0,58*	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
														-	-	0,70*	0,76**	-	0,62*	0,74**	-	-	0,69*	TIN _{hwe}
															0,98***	-	-	-	0,92***	0,66*	-	-	0,59*	TON _{hwe}
																0,60*	0,64*	-	0,94***	0,69*	-	-	0,67*	TN _{hwe}
																	0,99***	-	0,78**	0,97***	-0,59*	-0,62*	0,76**	TON
																		-	0,80**	0,98***	-0,62*	-0,65*	0,78**	TN
																			-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																				0,85***	-	-	0,76**	TOC _{hwe}
																					-	0,83***	-	TOC
																						0,97***	-0,64*	pH(CaCl ₂)
																						-0,62*	-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A58: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
LGA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
qCO ₂	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,66*	-	-	-	-
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-0,65*	-0,81**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{KCl}	-	-0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{hwe}	-	-0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A59: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	-	-0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	0,60*	0,63*	-	-	-	-0,72**	-	-	-	-	0,61*	-	0,62*	0,61*	-	-	0,65*	-	-	-	BA
						0,77**	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75**	-	0,59*	0,64*	-	-	0,63*	-	-	-	N _{mic}
							-0,66*	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-	0,82**	0,80**	-	0,66*	0,85***	-	-	0,59*	C _{mic}
								-	-	-	0,60*	0,90***	-	-	-	-	-0,71*	-0,67*	0,64*	-	-0,76**	-	-	-0,64*	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
									0,72**	-	-	-	0,94***	0,77**	-	0,72**	-	-	-	-	-	-0,59*	-0,74**	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
										-	0,77**	0,66*	0,75**	0,92***	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
											0,71**	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
												0,64*	0,74**	0,89***	-	-	-	-	0,81**	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
													-	0,71*	-	-	-	-	0,62*	-	-0,60*	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
														0,81**	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	-0,77**	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
															-	0,63*	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
																0,66*	0,83***	0,89***	-	0,81**	0,80**	-	-	-	TON _{hwe}
																	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	TN _{hwe}
																		0,99***	-	0,80**	0,97***	-	-	0,71*	TON
																			-	0,83***	0,96***	-	-	0,64*	TN
																				-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																					0,69*	-	-	0,71**	TOC _{hwe}
																						-	-	0,66*	TOC
																							0,90***	-	pH(CaCl ₂)
																							-	-	pH(H ₂ O)
																									WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A60: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2000 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	0,77**	0,75**	-	-	-	-	-	0,80**	0,76**	0,62*	0,66*	-	-	0,59*	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
		-	0,89***	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	qCO ₂
			-	-	-	-	-	0,67*	-	0,59*	-	-	-	0,73**	0,73**	0,64*	0,67*	-	-	0,62*	-	-	0,66*	BA
				-	0,82**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
					-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	C _{mic}
						-	-	0,71*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
							-	0,76**	-	-	-	-	-	0,74**	0,78**	0,81**	0,82**	-	-	0,73**	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
								-	-	-	-	-	-	0,71**	0,69*	0,69*	0,73**	-	-	0,64*	-	-	-	TIN _{KCl}
									-	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	-	-0,86***	-0,83***	-	TON _{KCl}
									-	-	0,65*	0,61*	0,66*	0,78**	0,87***	0,87***	0,83***	0,62*	0,84***	-0,62*	-0,59*	0,82**	-	TN _{KCl}
											-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
												0,87***	-	-	-	-	-	0,71*	-	-	-0,78**	-0,76**	0,67*	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
													-	-	-	-	0,59*	-	-	-0,80**	-0,85***	-	-	TIN _{hwe}
														0,97***	0,82**	0,85***	-	0,87***	0,85***	-	-	0,70*	-	TON _{hwe}
															0,91***	0,93***	-	0,89***	0,93***	-	-	0,76**	-	TN _{hwe}
																0,99***	-	0,76**	0,97***	-	-	0,73**	-	TON
																	-	0,76**	0,96***	-	-	0,75**	-	TN
																		-	-	-0,73**	-0,69*	0,59*	-	TOC _{KCl}
																			0,86***	-	-	0,67*	-	TOC _{hwe}
																			-	-	-	0,75**	-	TOC
																					0,98***	-	-	pH(CaCl ₂)
																					-	-	-	pH(H ₂ O)
																							-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A61: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2000 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	0,63*	0,78**	-	-	0,69*	-	-	0,71**	-	0,69*	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	0,65*	-	LAA
		-	0,89***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	-	-	-	-	-	qCO ₂
			-	-	-	-	-	-	0,67*	0,69*	-	0,65*	-	-	-	-	-	0,83***	-	-	-	-	-	BA
				-	0,76**	-	0,90***	-	-	0,64*	-	0,83***	0,96***	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
					-	-	0,65*	-	-	-	-	0,69*	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
						-	-	0,70*	-0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,76**	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
							-	-	-	0,75**	-	0,78**	0,94***	-	0,59*	-	-	-	-	-	0,63*	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
								-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	0,82**	0,76**	-	TIN _{KCl}
									-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
										-	0,78**	0,75**	-	0,67*	-	-	-	-	-	0,76**	0,70*	0,70*	-	TN _{KCl}
											-	-	-	-	-	-	-	-0,66*	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
												0,86***	-	0,60*	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
													-	0,60*	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,60*	-	TIN _{hwe}
															0,95***	0,87***	0,91***	-	0,84***	-	-	-	-	TON _{hwe}
																0,87***	0,91***	-	0,82**	-	-	-	-	TN _{hwe}
																	0,99***	-	0,87***	0,64*	-	-	-	TON
																		-	0,91***	0,65*	-	-	-	TN
																			-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																				0,61*	-	-	-	TOC _{hwe}
																					0,62*	0,65*	-	TOC
																						0,96***	-	pH(CaCl ₂)
																						-	-	pH(H ₂ O)
																							-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A62: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2000 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	0,59*	0,71*	0,61*	-	0,62*	-	-	-	-	0,66*	0,66*	0,70*	-	0,60*	0,65*	-	-	0,73**	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
		-	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
				-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
					-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	0,66*	-	-	0,59*	-	-	-	C _{mic}
						-	-	0,96***	-	0,87***	-	-	-	-	-	0,64*	0,64*	-	-	0,62*	-	-	0,73**	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
							-	-	-	0,62*	-	0,66*	-	-	0,60*	0,78*	0,81**	-	-	0,71**	-	-	0,85***	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
								-	-	0,93***	-	-	-	-	0,61*	0,74**	0,75**	-	-	0,69*	-	-	0,82**	TIN _{KCl}
									-	-	-	-	0,71**	0,69*	-	-	-	0,89***	0,76*	-	-0,70*	-0,66*	-	TON _{KCl}
									-	-	0,66*	-	-	0,73**	0,80**	0,81**	-	-	0,76**	-	-	-	0,92***	TN _{KCl}
										-	-	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
											0,70*	-	-	-	0,60*	0,59*	-	-	-	-	-	-	0,70*	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
													-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
														0,87***	0,70*	0,69*	0,75**	0,90***	0,76**	-	-	0,62*	-	TON _{hwe}
															0,81**	0,83***	0,66*	0,88***	0,87***	-	-	0,81***	-	TN _{hwe}
																0,99***	-	0,68*	0,93***	-	-	0,90***	-	TON
																	-	0,69*	0,92***	-	-	0,91***	-	TN
																		0,71*	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																			0,69*	-	-	0,68*	-	TOC _{hwe}
																				-	-	0,87***	-	TOC
																						0,86***	-	pH(CaCl ₂)
																						-	-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A63: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	0,80**	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
					-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
							-	-	-	-0,64*	-	-	-	-	0,61*	0,60*	0,61*	0,61*	-	0,61*	0,62*	-	-	-	C _{mic}
								-	0,68*	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
										-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
											0,62*	-	0,81**	0,67*	-	-	0,61*	0,61*	-	-	0,66*	-	-	0,61*	TIN _{KCl}
												-	-	-	-	-	-	-	0,68*	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
													-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	TN _{KCl}
														-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
														0,73**	0,68*	0,68*	0,77**	0,77**	-	0,64*	0,80**	-	-0,67*	0,74**	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
															-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	-	TIN _{hwe}
																1,00***	0,87***	0,87***	-	0,96***	0,88***	-	-	-	TON _{hwe}
																	0,87***	0,87***	-	0,96***	0,88***	-	-	-	TN _{hwe}
																		1,00***	-	0,91***	0,99***	-	-	0,67*	TON
																			-	0,91***	0,99***	-	-	0,67*	TN
																				-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																					0,90***	-	-	-	TOC _{hwe}
																						-	-	0,66*	TOC
																							0,97***	-	pH(CaCl ₂)
																							-0,67*	-	pH(H ₂ O)
																									WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A64: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG		
													-0,66*												LGA	
																									LAA	
																									qCO ₂	
																									BA	
							0,59*					0,59*			0,76**	0,68*	0,71**	0,71**	-	0,60*	0,76**	-	-	-	N _{mic}	
																									C _{mic}	
									0,82**	-	0,83***	0,95***	-	0,77**	0,73**	0,89***	0,81**	0,81**	-	0,87***	0,74**	-	-	0,83***	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	
									0,78**	-	0,60*	-	0,86***	0,75**	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	
									-		0,90***	0,77**	0,69*	0,96***	0,73**	0,85***	0,73**	0,73**	-	0,85***	0,69*	-0,76**	-0,66*	0,72**	TIN _{KCl}	
									-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}	
												0,80**	0,62*	0,94***	-	0,77**	0,77**	0,77**	-	0,85***	0,69*	-0,75**	-	0,75**	TN _{KCl}	
													0,76**	0,78**	0,89***	0,85***	0,85***	-	0,89***	0,80**	-	-	0,75**	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}		
													0,76**		-	-	-	-	-	-	-	-0,62*	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	
															0,63*	0,76**	0,71*	0,71*	-	0,83***	0,64*	-0,73**	-	0,64*	TIN _{hwe}	
																0,94***	0,78**	0,78**	-	0,87***	0,81**	-	-	-	TON _{hwe}	
																		0,83***	0,83***	-	0,94***	0,83***	-	-0,67*	0,71*	TN _{hwe}
																			1,00***	-	0,92***	0,98***	-	-	0,71**	TON
																				-	0,92***	0,98***	-	-	0,71**	TN
																					-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																						0,90***	-0,60*	-	0,71**	TOC _{hwe}
																					-	-	0,66*	TOC		
																						0,80**	-0,65*	pH(CaCl ₂)		
																						-	-0,68*	pH(H ₂ O)		
																								WG		

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A65: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	0,86***	-	-	0,67*	0,71*	-	-	-	0,65*	0,75**	-	-	-	LGA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
-	-	-	-	-	0,71**	-	0,88***	0,81**	-	0,70*	-	0,69*	0,66*	0,62*	0,63*	0,70*	0,70*	-	0,62*	0,78**	-	-	0,62*	N _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	-	0,66*	-	-	-	0,75**	0,77**	0,75**	0,75**	-	0,75**	0,80**	-	-	0,71*	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,90***	-	0,85***	-	0,80**	0,70*	0,69*	0,69*	0,80**	0,80**	-	0,71*	0,80**	-0,59*	-0,65*	0,73**	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	-	0,61*	0,66*	0,86***	0,88***	0,92***	0,92***	-	0,85***	0,96***	-	-	0,82**	TIN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	0,83***	0,87***	0,89***	0,87***	0,87***	-	0,93***	0,84***	-	-0,62*	0,81**	-	-0,62*	0,81**	TN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	0,63*	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,64*	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-0,74**	-0,63*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	0,78**	0,68*	0,68*	-	0,83***	0,71**	-0,63*	-	0,61*	-	-	-	-	0,61*	TIN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	0,95***	0,95***	-	0,97***	0,92***	-	0,97***	0,92***	-	-	0,89***	-	-	0,89***	TON _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94***	0,94***	-	0,99***	0,93***	-	0,99***	0,94***	-	0,92***	0,94***	-	-0,70*	0,92***	0,84***	TN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	TON
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	TN
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A66: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	0,64*	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
		-	0,71*	-	-0,59*	-	-	-	0,76**	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
				0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*	-	0,80**	0,80**	-	0,73**	0,71**	-	-	-	N _{mic}
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	0,62*	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	C _{mic}
						0,80**	0,94***	-	0,83***	0,87***	0,62*	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
							0,94***	-	0,96***	0,80**	0,90***	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
								-	0,94***	0,87***	0,77**	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
									0,60*	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
										0,83***	0,85***	0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
											0,67*	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
												0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
													-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
														0,92***	0,71**	0,77**	-	0,98***	0,83***	-	-	-	-	TON _{hwe}
															0,60*	0,66*	-	0,89***	0,73**	0,62*	-	-	-	TN _{hwe}
																0,99***	-	0,79**	0,87***	-	-	-	-	TON
																	-	0,83***	0,90***	-	-	-	-	TN
																		0,59*	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																			0,91***	-	-	-	-	TOC _{hwe}
																				-	-	-	-	TOC
																					0,87***	-	-	pH(CaCl ₂)
																						-0,62*	-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A67: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	0,72**	-	-	-	-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
-	-	-	-	-	0,77**	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,65*	0,80**	0,79**	-	0,71*	0,80**	-	-0,59*	0,74**	N _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	0,66*	-	-	0,76**	-	-	-	C _{mic}
-	-	-	-	-	-	0,64*	0,95***	0,83***	0,92***	0,94***	0,80**	0,94***	0,63*	0,77**	-	-	-	0,81**	0,71**	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	0,80**	-	0,75**	0,62*	0,78**	0,79**	-	0,70*	-	-	-	0,76**	0,61*	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	0,95***	0,87***	0,85***	0,94***	0,62*	0,77**	-	-	-	0,89***	0,72**	0,60*	-	-	-	TIN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	0,76**	0,75**	0,78**	-	0,65*	-	-	-	0,62*	0,72**	-	-	-	-	TON _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	0,91***	0,94***	0,71*	0,80**	-	0,61*	0,82**	0,82**	0,66*	-	-	-	-	0,63*	TN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,79**	0,94***	0,65*	0,82**	-	-	-	0,73**	0,73**	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	0,83**	0,91***	0,66*	0,67*	0,83***	0,90***	0,71*	-	-	-	-	-	-	0,64*	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	0,88***	-	-	-	0,83***	0,82**	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94***	0,78**	0,79**	0,60*	0,94***	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	TON _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	0,74**	0,69*	0,96***	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	TN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	-	0,79**	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	TON
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	TN
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A68: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	0,73**	0,64*	0,64*	-	0,61*	0,71*	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82**	0,82**	0,84***	0,84***	-	0,80**	0,94***	-	-	0,59*	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,97***	-	0,72**	0,93***	-	0,94***	-	0,71*	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	0,88***	-	0,94***	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82**	0,88***	0,88***	-	0,86***	0,90***	-	-	0,72**	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	0,69*	-	0,69*	0,82**	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	0,97***	0,94***	-	-	0,87***	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,97***	0,94***	-	-	0,87***	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-0,64*	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,88***	-	-	0,89***	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,95***	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A69: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					-	-	-	-	0,78**	-	0,64*	0,71*	-	0,81**	-	-	-	-	-	-	-	-0,77**	-0,71*	0,67*	N _{mic}
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							-	-	0,88***	-	0,73**	0,73**	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								-	-	-	-	0,74**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,68*	-0,70*	0,62*	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	-	0,86***	0,79**	-	0,83***	-	-	0,64*	0,64*	-	-	-	-0,71*	-0,72**	0,73**	TIN _{KCl}
										-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
											0,66*	0,62*	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	-	TN _{KCl}
												-	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,67*	-0,65*	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
													0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,71**	-0,64*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	-	-	-	-	-	-	-	-0,78**	-0,71*	0,59*	TIN _{hwe}
																0,92***	-	-	-	0,87***	-	-	-	-	TON _{hwe}
																	-	-	-	0,94***	-	-	-	-	TN _{hwe}
																		1,00***	-	-	-	-	-	-	TON
																			-	-	-	-	-	-	TN
																			-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																			-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
																					-	-	-0,59*	-	TOC
																						0,98***	-0,70*	-	pH(CaCl ₂)
																							-0,73**	-	pH(H ₂ O)
																									WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A70: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					-	-	-	-	-0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	N _{mic}
						-0,73**	-0,80**	-0,76**	-0,75**	-0,90***	-0,84***	-	-0,83***	-	-	-	-	-0,81**	-	0,69*	0,59*	0,64*	-	C _{mic}
							0,71**	0,97***	-	0,87***	0,85***	-	0,93***	-	-	-	-	0,62*	-	-	-0,60*	-0,70*	0,90***	NO ₃ -N _{KCl}
								0,82***	0,63*	0,86***	0,77**	-	0,82**	-	-	-	-	0,73**	-	-	-0,88***	-0,84***	0,63*	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	0,90***	0,82**	-	0,91***	-	-	-	-	0,65*	-	-	-0,73**	-0,80**	0,87***	TIN _{KCl}
										0,74**	0,66*	-	0,62*	-	-	-	-	0,63*	-	-0,65*	-	-	-	TON _{KCl}
											0,92***	-	0,96***	-	-	-	-	0,78**	-	-0,68*	-0,71**	-0,77**	0,81**	TN _{KCl}
												-	0,97***	-	-	-	-	0,77**	-	-0,62*	-0,62*	-0,71**	0,75**	NO ₃ -N _{hwe}
													-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	-	-	-	0,77**	-	-	-0,67*	-0,75**	0,86***	TIN _{hwe}
															0,89***	0,90***	0,86***	-	0,85***	0,84***	-	-	-	TON _{hwe}
																0,76**	0,72**	-	0,88***	0,62*	-	-	-	TN _{hwe}
																	0,99***	-	0,66*	0,82**	-	-	-	TON
																		-	0,60*	0,81**	-	-	-	TN
																			-	-	-	-	0,62*	TOC _{KCl}
																				0,69*	-	-	-	TOC _{hwe}
																					-	0,59*	-	TOC
																						0,97***	-	pH(CaCl ₂)
																						-0,64*	-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A71: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2001 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A72: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	0,69*	-	-0,60*	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-0,64*	-	-	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58*	0,58*	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	-	-0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58*	0,62*	-	BA
					-	0,62*	-0,71**	-	-	-	0,77**	-	0,59*	0,62*	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
						-	-0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							-	0,95***	0,82**	0,87***	0,89***	-	-	0,88***	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								-	-	-	-0,69*	-	-0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									0,81**	0,94***	0,76**	-	-	0,85***	0,90***	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	TIN _{KCl}
										0,90***	0,65*	-0,66*	-	0,86***	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
											0,64*	-0,64*	-	0,80**	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	TN _{KCl}
												-	0,77**	0,79**	0,85***	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
													-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,73**	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
															0,97***	0,66*	0,66*	-	0,77**	-	-	-	-	TON _{hwe}
																0,62*	0,62*	-	0,74**	-	-	-	-	TN _{hwe}
																	1,00***	-	0,68*	0,85***	-	-	-	TON
																		-	0,68*	0,85***	-	-	-	TN
																			-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																				-	-	-	-	TOC _{hwe}
																				0,72**	-	-	-	TOC
																					-	0,62*	-	pH(CaCl ₂)
																						-	-	pH(H ₂ O)
																							-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A73: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-0,73**	LAA
			-	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	qCO ₂
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					-	-	-	-	-	-	-	-	-0,65*	-	0,78**	0,64*	-	-	0,58*	0,80**	-	0,71**	0,86***	-	N _{mic}
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							-	-	0,69*	-	-	0,98***	-	0,93***	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	-	-	0,60*	-	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
										-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
												-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
													-	0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
														0,72**	-	-	-	-	-0,80**	-	-	-0,62*	-0,59*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
															-	-	-	-	-0,65*	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
																0,92***	0,59*	0,59*	-	0,74**	0,60*	0,68*	0,82**	-	TON _{hwe}
																	-	-	-	0,64*	0,65*	-	0,63*	-	TN _{hwe}
																		1,00***	-	-	-	-	-	-	TON
																			-	-	0,58*	-	-	-	TN
																				-	-	-	0,61*	-	TOC _{KCl}
																					-	-	0,67*	-	TOC _{hwe}
																						-	-	-	TOC
																							0,85***	-0,74**	pH(CaCl ₂)
																							-	-	pH(H ₂ O)
																								-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A74: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	0,72**	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	0,73**	-	-	0,73**	0,85***	-	0,78**	0,83***	-	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	qCO ₂
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,62*	BA
				-	-	-	0,66*	-	0,73**	-	-	-	-	0,91***	0,79**	0,76**	0,78**	-	0,73**	0,70*	0,68*	0,82**	-	N _{mic}
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	C _{mic}
					-	-	-	0,87***	-	0,63*	0,90***	-	0,84***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
						-	-	-	0,64*	-	-	-	-	0,60*	-	0,62*	0,63*	0,67*	0,60*	0,83***	0,93***	0,80**	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
							-	-	-	0,89***	0,82**	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
								-	-	0,85***	-	-	-	0,74**	0,80**	0,73**	0,74**	-	-	0,74**	-	0,67*	-	TON _{KCl}
									-	-	0,62*	-	-	-	0,70*	0,68*	0,69*	-	-	0,65*	-	-	-	TN _{KCl}
										-	-	-	0,96***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
											-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
												-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
														-	0,94***	0,71*	0,72**	0,64*	0,84***	0,66*	0,72**	0,82**	-	TON _{hwe}
																0,73**	0,74**	-	0,80**	0,69*	0,64*	0,73**	0,59*	TN _{hwe}
																	1,00***	-	0,81**	0,84***	0,60*	0,75**	-	TON
																		-	0,80**	0,85***	-	-	-	TN
																			0,69*	-	0,77**	0,73**	-	TOC _{KCl}
																				0,71**	0,77**	0,85***	-	TOC _{hwe}
																					-	-	-	TOC
																						0,88***	-	pH(CaCl ₂)
																						-	-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A75: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	0,65*	0,65*	0,64*	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,67*	-	0,62*	-	-	-	-	N _{mic}
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							-	-	0,92***	-	0,92***	0,66*	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								-	-	-	-	-	-	-	0,72**	0,69*	-	-	-	0,66*	-	-	0,90***	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	-	0,93***	-	-	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
										-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
											-	-	-	0,83***	-	-	0,62*	0,64*	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
												-	-	-	0,67*	-	0,66*	0,65*	-	0,76**	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
													-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
															0,99***	0,69*	0,68*	-	0,94***	-	-	-	-	0,76**	TON _{hwe}
																0,73**	0,72**	-	0,94***	-	-	-	-	0,69*	TN _{hwe}
																	0,99***	-	0,71*	0,70*	-	-	-	-	TON
																		-	0,69*	0,66*	-	-	-	-	TN
																			-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																				-	-	-	0,66*	-	TOC _{hwe}
																					-	-	-	-	TOC
																						0,97***	-0,62*	-0,67*	pH(CaCl ₂)
																									pH(H ₂ O)
																									WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A76: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
LGA	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAA	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	0,78**	-	-	-
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	0,67*	-0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	-	-	0,77**	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,97***	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A77: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	0,69*	-	0,71**	0,71*	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	0,62*	-	0,62*	-	-	-	-	LGA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
-	-	-	0,74**	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,79**	-	-	0,76**	0,68*	-	qCO₂
-	-	-	-	0,93***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	0,68*	-	-	BA
-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	0,80**	-	-	N_{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	C_{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	-	0,85***	0,73**	-	0,87***	-	-	0,78**	0,78**	-	-	0,73**	-	-	0,61*	NO₃⁻-N_{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	-	0,76**	-	0,83***	-	-	-	0,70*	0,70*	-	0,61*	-	-	-	0,64*	NH₄⁺-N_{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94***	-	0,67*	0,82**	-	0,69*	0,83***	0,83***	-	0,59*	0,66*	-	-	0,71*	TIN_{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON_{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	0,73**	-	0,63*	0,71**	0,71**	-	-	-	-	-	0,62*	TN_{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO₃⁻-N_{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH₄⁺-N_{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	TIN_{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON_{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN_{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	TON
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	TN
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC_{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC_{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl₂)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,69*	-	pH(H₂O)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A78: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
LGA	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LAA	-	-	-	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
qCO ₂	-	-	-	-	0,64*	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BA	-	-	-	-	0,74**	-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	-	-	-	-	-	-0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	0,75**	0,65*	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A79: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82**	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	0,78**	0,83***	-	0,77**	0,77**	0,71*	0,64*	-	0,69*	0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	0,66*	-	-	0,59*	-	-	0,59*	0,59*	0,75**	0,75**	-	-	-	0,62*	0,97***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	0,67*	-	-	-	-	-	0,62*	0,62*	0,80**	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-0,77**	-	-	-	0,76**	0,76**	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	0,78**	0,59*	0,64*	0,64*	0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	0,79**	0,87***	-	0,75**	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	0,80**	0,85***	-	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	-	-	-	0,80**	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-0,59*	0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
																										WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A80: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
-	-	-	0,87***	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	0,61*	0,94***	-	0,83***	-	0,65*	0,75**	-	-	0,70*	0,72**	-	-	-	-0,66*	-0,69*	0,62*	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	0,71*	0,71**	-	-	0,66*	0,67*	-	-	-	-0,62*	-0,65*	0,64*	TIN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	0,65*	0,66*	-	-	-	-	-0,69*	-	TN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	0,67*	-	-	-	-	-	-	0,69*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,63*	-0,67*	-	TIN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75**	0,62*	-	0,66*	0,85***	0,63*	-	-	0,76**	TON _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	0,66*	-	0,90***	0,59*	-	-0,66*	0,76**	TN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	-	0,67*	0,66*	-0,60*	-0,66*	0,81**	TON
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,62*	-0,64*	-0,69*	0,78**	TN
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	TOC _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	0,69*	TOC _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	TOC
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90***	-0,59*	pH(CaCl ₂)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,64*	-	pH(H ₂ O)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A81: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	LAA
			-	-	-0,71**	-0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					-	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							0,75**	0,99***	-	0,92***	0,88***	-	0,81**	0,64*	0,80**	0,91***	0,91***	-	-	0,78**	-0,63*	-0,69*	0,93***	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								0,80**	-	0,67*	0,67*	0,90***	0,73**	-	0,75**	0,71*	0,71*	-	0,75**	-	-	-	0,61*	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	0,93***	0,89***	-	0,84***	0,65*	0,83***	0,93***	0,93***	-	-	0,80**	-0,60*	-0,68*	0,92***	-	TIN _{KCl}
										-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
											0,86***	-	0,80**	0,62*	0,85***	0,87***	0,87***	-	-	0,90***	-	-0,63*	0,91***	-	TN _{KCl}
												-	0,97***	-	-	0,80**	0,80**	-	-	0,68*	-0,72**	-0,81**	0,94***	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
												0,59*	-	-	0,59*	-	-	-	0,88***	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	-	0,77**	0,77**	-	-	0,66*	-0,65*	-0,74**	0,87***	-	TIN _{hwe}
																0,86***	0,67*	0,67*	-	-	0,63*	-	-	-	TON _{hwe}
																	0,81**	0,81**	-	0,73**	0,85***	-	-	0,68*	TN _{hwe}
																		1,00***	-	-	0,84***	-	-0,66*	0,87***	TON
																			-	-	0,84***	-	-0,66*	0,87***	TN
																			-	-	-	0,60*	-	-	TOC _{KCl}
																				-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
																					-	-	-	0,77**	TOC
																						0,95***	-0,71**	-0,82**	pH(CaCl ₂)
																									pH(H ₂ O)
																									WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A82: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG		
	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	LGA	
		-	-	-	0,68*	-	-	-	-	-0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			-	0,66*	-	-0,77**	-	-	-	-	-	-	-0,71**	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
					-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
							-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
								-	0,93***	-	0,71*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,62*	0,67*	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
									-	-	-	0,76**	0,72**	-	0,71**	-	-	-	-	0,85***	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
										-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
											-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
												-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
													-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
														0,73**	0,62*	0,74**	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
															-	0,66*	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
																0,94***	-	-	-	0,77**	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
																	-	-	-	0,85***	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
																		1,00***	-	0,69*	0,93***	-	-	-	-	TON
																			-	0,69*	0,93***	-	-	-	-	TN
																				-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																					0,65*	-	-	-	-	TOC _{hwe}
																						-	-	-	-	TOC
																							0,98***	-	-	pH(CaCl ₂)
																								-0,59*	-	pH(H ₂ O)
																										WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A83: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,73**	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
			0,76**	-	-0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
				-	-	-0,65*	-	-	-	-	-0,60*	-	-0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
					-	-	-	-0,64*	-	-0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
							0,93***	0,99***	-	0,83***	0,66*	0,78**	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								0,94***	-	0,73**	0,78**	0,88***	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									-	0,83***	0,71*	0,77**	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
											-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
											0,71**	0,72**	0,74**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
												0,69*	0,97***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
													0,79**	-	0,71*	0,70*	0,75**	0,66*	0,68*	0,78**	-	-	0,64*	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
														-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
															0,97***	0,74**	0,75**	-	0,92***	0,86***	-	-	-	TON _{hwe}
																0,71**	0,73**	0,60*	0,94***	0,87***	-	-	-	TN _{hwe}
																	0,99***	-	0,64*	0,86***	-	-	0,80**	TON
																		-	0,66*	0,90***	-	-	0,81**	TN
																			0,78**	0,66*	-	-	-	TOC _{KCl}
																				0,84***	-	-	-	TOC _{hwe}
																					-	-	0,60*	TOC
																						0,96***	-	pH(CaCl ₂)
																							-	pH(H ₂ O)
																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A84: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im August 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG		
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA	
	-	-	-	0,85***	-	-0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂	
	-	-	-	-	-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94***	-	0,70*	0,83***	-	0,79**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	0,75**	-	0,78**	0,64*	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	0,73***	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	0,83***	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-0,62*	-0,67*	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96***	-0,64*	-	-	-	-	-	-	-0,66*	-0,69*	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,77***	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	-	-	0,73**	-	-0,69*	-0,72**	0,64*	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	-	0,62*	0,59*	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,62*	-0,64*	0,66*	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,98***	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A85: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im August 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
-	-	-	-0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
-	-	-	-	-	-0,83***	-	-0,69*	-	-	-	-	-0,87***	-	-	-	-	-	-0,60*	-	-	0,67*	0,68*	-	qCO ₂
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
-	-	-	-	-	-	0,62*	-	0,64*	-	-	0,59*	-	0,66*	-	-	0,62*	0,62*	-	-	0,69*	-	-	-	N _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-0,69*	-0,64*	-	C _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,97***	0,71*	0,92***	0,98***	-	0,96***	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	0,87***	0,95***	-	0,94***	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	0,75**	-	0,75**	0,59*	0,74**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	0,94***	0,66*	0,85***	0,63*	0,63*	-	-	0,64*	0,61*	-	-	-	-	TN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,97***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,85***	-	-	0,73**	0,73**	-	-0,79**	-0,80**	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,89***	-	-	0,62*	0,62*	-	-	-	-	TIN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	0,63*	-	-	-	-	TN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	0,90***	-	-	-	TON
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	0,90***	-	-	-	TN
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,78**	-0,71*	-	TOC _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-0,69*	-0,78**	-	-	TOC _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	TOC
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,98***	-	-	pH(CaCl ₂)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A86: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im August 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,63*	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,85***	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	0,68*	-	-	-	-	0,88***	-	-	-	-	-	0,66*	0,85***	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-0,72**	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	0,90***	0,71**	0,76**	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	0,76**	-0,71**	-0,67*	-	-	0,79**	-	-	-	-	-	0,72**	0,79**	0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	0,76**	-0,74**	-0,68*	-	-	-	-	-	0,65*	-	0,84***	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	0,82**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	0,71**	-	-	-	0,75**	0,66*	0,60*	0,61*	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	0,59*	-	-	-	0,64*	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	0,64*	-	-	0,60*	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	0,71**	-	-	0,89***	0,74**	0,70*	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	0,70*	-	-	0,88***	0,74**	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	0,73**	-	-	0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	-	0,96***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A87: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Oktober 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA
	-	-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,94***	-0,69*	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	0,70*	-	0,59*	0,59*	0,59*	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	0,79**	-0,75**	-0,68*	0,60*	-	-	0,65*	0,65*	-	0,78**	-	0,93***	-	0,94***	0,64*	-	0,76**	0,99***	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-0,67*	-0,61*	-	-	-	0,82**	0,82**	-	-	-	0,71*	-	0,69*	-	0,79**	-0,72**	0,79**	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	0,80**	-0,80**	-0,74**	0,62*	-	-	0,69*	0,69*	-	0,77**	-	0,97***	-	0,95***	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	-	0,79**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	0,87***	-0,77**	-0,72**	-	-	-	0,64*	0,64*	-	-	-	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	0,66*	-0,63*	-0,63*	0,72**	0,89***	-	0,69*	0,69*	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	0,87***	-0,82**	-0,77**	-	-	0,60*	0,68*	0,68*	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	0,79**	0,90***	-	-	-	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	0,74**	-0,76**	-0,70*	0,79**	0,92***	-	0,66*	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	0,63*	-0,80**	-0,76**	0,87***	0,92***	0,66*	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	0,63*	-0,80**	-0,76**	0,87***	-	0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	0,64*	-0,76**	-0,75**	0,82**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	0,62*	-0,78**	-0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-0,71**	-0,71**	0,99***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	WG																								WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A88: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Extensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

	LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG		
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LGA	
	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LAA	
	-	-	-	0,66*	-0,79**	-0,77**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA	
	-	-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	C _{mic}	
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	-	-	0,92***	-	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	0,81**	0,67*	-	0,79**	0,70*	0,70*	-	0,73**	0,69*	-0,82**	-0,80**	0,64*	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	0,95***	-	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	-0,74**	-0,80**	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-0,60*	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96***	-	-	-	-	-	-	-	-0,62*	-0,71**	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78**	0,87***	0,68*	0,68*	-	0,82**	0,64*	-	-	0,75**	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,63*	-0,72**	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	0,73**	0,73**	0,68*	0,92***	0,80**	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	0,80**	-	0,87***	0,80**	-	-	0,59*	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	0,90***	0,95***	-	-	-	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90***	0,95***	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,93***	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94***	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A89: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Oktober 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 12)

LGA	LAA	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	LGA
-	-	-	0,79**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	-	0,66*	0,62*	-	0,64*	0,58*	-	-	-	LAA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
-	-	-	-	-	0,65*	-	-	-	-0,73**	-	-	-	-	0,69*	0,62*	0,69*	0,66*	-	-	-	-	-	-	BA
-	-	-	-	-	-	-	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75**	0,78**	-	-	0,75**	-	-0,66*	-	N _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,90***	-	-	-	-	-	-	0,74**	0,71**	-	-	0,80**	-	-	-	C _{mic}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,97***	-	0,70*	0,90***	0,83***	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	0,59*	-	-	-	-0,77**	-0,94***	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	0,77**	-	-	0,62*	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,69*	-	TIN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,73**	-0,69*	-	-	-	-0,74**	-	-	-	TON _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	0,71**	-	-	-	0,62*	-	-0,66*	-0,88***	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	TIN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	0,71**	-	0,60*	0,72**	-	-	-	TN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	-	0,71*	0,96***	-	-	-	-	TON
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	0,97***	-	-	-	-	TN
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	TOC _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	-	pH(CaCl ₂)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A90: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2001 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂
qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,63*	-0,61*	-	-0,66*	-	-	-	-	-	-	-0,60*	-	-	-
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,65*	-	-	-
C _{mic}	-	-	0,65*	-	-	-0,68*	-	-	-	-	-	0,65*	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-	-0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A91: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Extensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2001 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)

qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,94***	-0,60*	-0,85***	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-0,84***	-0,70*	-	-	-	-	-	-0,68*	-	0,70*	qCO ₂
		-	-0,78**	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-0,72**	-	-	-	-	-	-	-0,63*	-	0,65*	BA
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
				-	-	-	-	-	-	-	-	0,77**	0,75**	-	-	-	0,75**	-	-	-	-	C _{mic}
					-	0,97***	0,91***	0,95***	0,97***	-	0,94***	-	-	0,93***	0,93***	-	-	0,83***	-	-	0,81***	NO ₃ -N _{KCl}
						-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	0,61*	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
							0,86***	0,94***	0,94***	-	0,91***	-	-	0,90***	0,90***	-	-	0,80**	-	-	0,85***	TIN _{KCl}
								0,95***	0,92***	-	0,92***	-	-	0,92***	0,92***	-	-	0,73**	-	-	0,82**	TON _{KCl}
									0,92***	-	0,90***	-	-	0,89***	0,89***	-	-	0,74**	-	-	0,87***	TN _{KCl}
										-	0,99***	-	-	0,94***	0,94***	-	-	0,85***	-	-	0,83***	NO ₃ -N _{hwe}
											-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
												-	-	0,90***	0,90***	-	-	0,78**	-	-	0,85***	TIN _{hwe}
													0,90***	-	-	-	0,82**	-	-	-	-0,75**	TON _{hwe}
														-	-	-	0,90***	-	-	-	-	TN _{hwe}
															-	-	-	0,87***	-	-	0,77**	TON
																-	-	0,87***	-	-	0,77**	TN
																	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																		-	-	-	-	TOC _{hwe}
																			-	-	0,60*	TOC
																				0,78**	-	pH(CaCl ₂)
																				-	-	pH(H ₂ O)
																						WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

	qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
					-0,61*	-	-	-	-	-	-	-0,63*	-0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
						-	-	-0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
						-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	C _{mic}
							0,84***	-	-	0,63*	-	0,74**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
								-	-	-	0,61*	-	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
									0,81**	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
										0,67*	-	-	-	-	-	-	0,83***	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
												0,89***	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
												0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,64*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
													-	0,95***	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
													-		-	-	0,88***	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
													-		-	-	0,91***	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
													-		-	1,00***	-	-	0,73**	-	0,94***	-	TON
													-		-		-	-	0,73**	-	0,94***	-	TN
													-		-		-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
													-		-		-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
													-		-		-	-	-	-	0,65*	-	TOC
													-		-		-	-	-	0,78**	-	-	pH(CaCl ₂)
													-		-		-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
													-		-		-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A93: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2002 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59*	-0,66*	0,86***	0,70*	0,61*	0,79**	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	-	-	-0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	0,78**	-	0,76**	0,83***	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-	-	0,93***	-	0,67*	0,97***	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,77**	-	-	0,96***	-	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	0,89***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	-	-	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	0,81**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A94: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Extensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2002 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,64*	-	-	0,66*	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
	-	-0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
	-	-0,69*	-	-	-	-	-	-	0,62	-	-	-	-	0,83***	-	-	-	0,82***	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
	0,64*	-0,68*	-	-	-	-0,61*	-	-	0,67*	-	-	-	-	0,89***	-	-	0,91***	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
	0,59*	-0,77**	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	-	-	0,89***	-	0,79**	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
	-	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
	-	-0,76**	-	-	-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	0,97***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
	-	-0,75**	-	-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}
	-	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
	-	-0,82**	-0,73**	-	-	-0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	0,89***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
	0,87***	-	-	0,80**	-	-	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON
	0,87***	-	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN
	-	-	0,74**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
	-	-	-	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(CaCl ₂)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A95: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Intensive Bewirtschaftung“ im Mai 2002 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)

qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-0,66*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58*	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
				-	-	0,90***	0,62*	0,96***	0,84***	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	NO ₃ -N _{KCl}
					-	0,69*	-	-	-	-	0,59*	-	-	0,63*	0,63*	-	-	0,64*	-	-0,60*	0,78***	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
							-	0,83***	0,76**	-	0,69*	-	-	-	-	-	-	0,69*	-	-	-	TIN _{KCl}
								0,77**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
									0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	TN _{KCl}
										-	0,80**	-	-	-	-	-	-	0,59*	-	-	-	NO ₃ -N _{hwe}
											0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-0,76**	-0,69*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
																		0,67*	-	-0,67*	-	TIN _{hwe}
													0,96***	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	TON _{hwe}
														-	-	-	0,86***	-	-	-	-	TN _{hwe}
															1,00***	-	-	0,80**	-	-	0,85***	TON
																	-	0,80**	-	-	0,85***	TN
																	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
																		-	-	0,73**	-	TOC
																			-	-	-	pH(CaCl ₂)
																				-	-	pH(H ₂ O)
																						WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A96: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂
qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,73**	-	-	-
BA	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	0,65*	-	-	-	-	-	-0,74**	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,77**	-	-	0,87***	-	-	0,68*	0,68*	-	-	0,84***	-	0,76**	-	-	0,87***	0,84***	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,84***	-	-	0,74**	-	-	0,80**	0,80**	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	0,79**	-	-	0,88***	-	-	0,73**	0,73**	-	-	0,85***	-	0,77**	-	-	0,84***	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-0,74**	-	-	0,58*	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	0,77**	-	-	0,82**	-	-	0,67*	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	0,80**	-	-	0,89***	-	-	-	-	-	-	-	-	0,88***	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	0,63*	-	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	0,80**	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	0,80**	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-0,59*	-0,69*	-	0,96***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-0,65*	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	0,94***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	0,91***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A97: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Extensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)

qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,63*	-	-	-	-	-	qCO ₂
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	-	-	-	BA
		-	-	0,80**	0,73**	0,82**	-	0,77**	0,94***	-	0,96***	-	-	0,68*	0,68*	-	-	0,70*	-	-	0,95***	N _{mic}
			-	-	-	-	-	-	-	-0,84***	-	-0,73**	-0,74**	-	-	-	-0,64*	-	-	-	-	C _{mic}
				-	-	0,99***	-	0,68*	0,84***	-	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	NO ₃ -N _{KCl}
					-	-	-	0,71*	0,65*	-	0,71*	-	-	0,74**	0,74**	-	-	0,72**	-	-	0,63*	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
						-	-	0,67*	0,83***	-	0,84***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	TIN _{KCl}
								-	-	-	-	-	-	-0,72**	-0,72**	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
									0,88***	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,77**	TN _{KCl}
									-	-	0,99***	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	0,97***	NO ₃ -N _{hwe}
										-	0,59*	0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
											-	-	0,96***	-	0,62*	0,62*	-	0,60*	-	-	0,96***	TIN _{hwe}
														0,96***	-	-	0,95***	-	-	0,80**	-	TON _{hwe}
														-	-	-	0,93***	-	-	0,71*	-	TN _{hwe}
															1,00***	-	-	0,97***	-	-	0,65*	TON
																-	-	0,97***	-	-	0,65*	TN
																	-	-	-	-	0,71**	TOC _{KCl}
																		-	-	0,68*	-	TOC _{hwe}
																			-	-	0,62*	TOC
																				0,72**	-	pH(CaCl ₂)
																				-	-	pH(H ₂ O)
																						WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A98: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Intensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂
qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,84***	-	0,70*	
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,67*	-	
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58*	-		
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	0,99***		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,88***	-		
TIN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TIN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A99: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2001 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)

qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
BA	-	-0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,67*	-	-	-	-	-	C _{mic}
NO ₃ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	0,89***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ -N _{KCl}
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	0,83***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{KCl}
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	-	-	-	-	0,64*	TON _{KCl}
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,70*	-	-	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	0,69*	TN _{KCl}
NO ₃ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ -N _{hwe}
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	-	-	-0,77**	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	-	-	0,66*	-	-	0,64*	-	TON _{hwe}
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	-	-	TN _{hwe}
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	0,93***	-	-	0,75**	TON
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,93***	-	-	0,75**	TN
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70*	TOC _{KCl}
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	TOC
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96***	-	pH(CaCl ₂)
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A100: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Extensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2001 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{hwe}
--	----	----------------------	------------------------	-----	--------------------	--------------------	----	-----	-------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------	--------------------	-------------------

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A101: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Intensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2001 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)

qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
qCO ₂	-	-	-0,90***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66*	-	-	BA
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
NO ₃ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	0,91***	0,66*	0,88***	0,86***	-	0,85***	-	0,84***	-	-	0,61*	-	-	-0,69*	-0,69*	0,59*	NO ₃ -N _{KCl}
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
TIN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	0,60*	0,97***	0,97***	-	0,92***	-	0,85***	-	-	-	-	-	-0,68*	-0,62*	0,65*	TIN _{KCl}
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	0,71**	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	-	-	-0,65*	-	-	TON _{KCl}
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	0,95***	-	-	0,90***	-	0,80**	-	-	0,68*	-	-	-0,75**	-0,66*	0,62*	TN _{KCl}
NO ₃ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,97***	-	0,90***	-	-	-	-	-	-0,60*	-	0,59*	NO ₃ -N _{hwe}
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
TIN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	-	-	-	-	-0,61*	-	-	TIN _{hwe}
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63*	-	-	-	-	TON _{hwe}
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	0,86***	-	-	-	TON
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	-	-	-	TN
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,69*	-0,62*	-	TOC _{KCl}
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83***	-	pH(CaCl ₂)
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A102: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2002 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	TN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	
qCO ₂	-	-	-	-	-	0,75**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*	
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	-	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
N _{mic}	-	-	-	-	-0,61*	-	-	-	-	-	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-0,68*	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
TOC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
pH(CaCl ₂)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A103: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Extensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2002 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)

qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	qCO ₂
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,68*	0,85***	-	N _{mic}
				-	-	-	-	-	-	-	-	0,65*	-	-	-	-	0,60*	-	-	-	-	C _{mic}
					-	0,80**	0,66*	0,73**	0,85***	-	0,68*	-	-	-	-	-0,65*	-0,66*	-	-	-	-	NO ₃ -N _{KCl}
						-	-	-	0,82**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,87***	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
							0,71**	0,82**	0,87***	-	0,92***	-	-	-	-	-0,72**	-0,65*	-	-	-	-	TN _{KCl}
								0,96***	0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-0,69*	-	-	-	0,60*	TON _{KCl}
									0,78**	-	0,68*	-	0,66*	-	-	-	-0,60*	-	-	-	-	TN _{KCl}
										-	0,80**	-	-	-	-	-0,77**	-0,81**	-	-	-	-	NO ₃ -N _{hwe}
												-	-	-	-	-	-	-	-0,88***	-0,64*	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
													-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
													0,78**	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
														-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
															1,00***	-	-	-	-	-	0,76**	TON
																-	-	-	-	-	0,76**	TN
																	0,74**	-	-	-	-	TOC _{KCl}
																		-	-	-	-	TOC _{hwe}
																			-	-	-	TOC
																				0,79**	-	pH(CaCl ₂)
																					-	pH(H ₂ O)
																						WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A104: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Intensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2002 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TIN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂
qCO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-
C _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-	-	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{KCl}	-	-	0,59*	-	-	-	0,62*	0,62*	-	-	0,67*	-	0,85***	0,84***	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	0,70*	0,70*	-	0,66*	-	-	0,60*	0,80**	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	-	-	-	0,77**	0,77**	-	0,75**	-	-	0,87***	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TIN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	0,59*	0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	0,60*	-	0,64*	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	0,60*	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	-	0,76**	-0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	-0,68*	0,74**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A105: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „Brache“ im Mai 2003 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)

qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
	0,82**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64*	0,64*	-	0,72**	0,61*	-	-0,83***	0,66*	qCO ₂
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,74**	0,74**	-	0,79**	0,75**	-	-0,87***	0,74**	BA
			0,86***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	N _{mic}
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,61*	-	-	0,66*	-	C _{mic}
					-	0,99***	-0,73**	0,99***	0,89***	-	0,87***	-	-	0,79**	0,79**	-	0,64*	0,76**	-	-0,78**	0,77**	NO ₃ -N _{KCl}
						-	-	-	-	-	-	-0,76**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
							-0,75**	1,00***	0,90***	-	0,87***	-	-	0,78**	0,78**	-	0,60*	0,72**	-	-0,78**	0,75**	TIN _{KCl}
								-0,75**	-0,82**	-	-0,77**	-	-	-0,77**	-0,77**	-	-	-0,80**	-	0,72**	-0,83***	TON _{KCl}
									0,90***	-	0,87***	-	-	0,78**	0,78**	-	0,60*	0,72**	-	-0,78**	0,75**	TN _{KCl}
									-	-	0,99***	-	-	0,66*	0,66*	-	-	0,67*	-	-0,63*	0,70*	NO ₃ -N _{hwe}
										-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
											-	-	-	0,65*	0,65*	-	-	0,67*	-	-0,62*	0,68*	TIN _{hwe}
												0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{hwe}
													-	-	-	-	-	-	-	-	-	TN _{hwe}
															1,00***	0,72**	0,72**	0,96***	-	-0,90***	0,97***	TON
																0,72**	0,72**	0,96***	-	-0,90***	0,97***	TN
																	-	0,76**	-	-	0,79**	TOC _{KCl}
																		0,73**	-	-0,84***	0,69*	TOC _{hwe}
																			-	-0,84***	0,97***	TOC
																				-	-	pH(CaCl ₂)
																				-0,87***	-	pH(H ₂ O)
																						WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A106: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Extensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2003 in **60-100 cm** Tiefe (n = 12)

	WG	pH(H ₂ O)	pH(CaCl ₂)	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂
qCO ₂	-	-	-	-	-0,61*	0,63*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BA	0,87***	-	-	0,92***	-	-	0,65*	0,65*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	-	-	-
N _{mic}	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,93***	-	-	-	-	0,70*	-	-	-	-	-	-	-	-
C _{mic}	-	-	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,59*	-	-	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,98***	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-0,59*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	0,80**	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{KCl}	-	-	-	0,80**	-	-0,62*	-	-	-	-	-	-	-	0,85***	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-0,71**	-	-	-	-	-	-	-	0,99***	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-0,72**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN _{hwe}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TON	-	-	-	0,79**	-	-	1,00***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TN	-	-	-	0,79**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{KCl}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC _{hwe}	-0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOC	0,77**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(CaCl ₂)	-	0,84***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH(H ₂ O)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A107: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen und mikrobiologischen Parametern im Boden der Versuchsvariante „**Intensive Bewirtschaftung**“ im Mai 2003 in 60-100 cm Tiefe (n = 12)

qCO ₂	BA	N _{mic}	C _{mic}	NO ₃ -N _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	TIN _{KCl}	TON _{KCl}	TN _{KCl}	NO ₃ -N _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	TIN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	TON	TN	TOC _{KCl}	TOC _{hwe}	TOC	pH(CaCl ₂)	pH(H ₂ O)	WG	
-	-	-	-	-	0,92***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,59*	-	-	qCO ₂
-	-	-	0,61*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	BA
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71*	0,59*	N _{mic}
-	-	-	-	-	-0,69*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C _{mic}
-	-	-	-	-	-	0,89***	-	-	1,00***	0,72**	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,89***	0,58*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TON _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,72**	-	0,64*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	TN _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,92***	-	0,60*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NO ₃ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,75**	-0,75**	-	0,61*	-0,80**	-	-	-	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62*	-	-	-	-	-	-	-	-	TIN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,93***	-	-	-	-	-	0,82**	-	-	-0,72**	-	TON _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,77**	-	-	-0,61*	-	TN _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00***	-	-	-	0,84***	-	-	0,78**	TON
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,84***	-	-	0,78**	TN
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{KCl}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	TOC _{hwe}
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96***	-	TOC
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,88***	-	-	pH(CaCl ₂)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	pH(H ₂ O)
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	WG

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A108: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Oktober 2000, b) Mai 2001 und c) August 2001 in 0-10 cm Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,712	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	4,525	3,799	2,408	1,582		
s ² _{erkl.} [%]	28,3	23,7	15,0	9,9		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
TOC _{hwe}	0,884	-0,242	-0,156	-0,149		
TON _{hwe}	0,881	-0,020	-0,095	-0,075		
TON	0,811	-0,155	0,416	0,185		
TOC	0,805	0,010	0,392	0,127		
WG	0,719	-0,425	0,212	0,181		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,651	-0,187	0,247	0,518		
LGA	0,607	0,534	0,259	-0,122		
pH(CaCl ₂)	0,012	0,925	0,072	-0,007		
pH(H ₂ O)	-0,125	0,881	0,122	-0,296		
TON _{KCl}	0,218	-0,826	0,067	-0,170		
TOC _{KCl}	0,161	-0,810	0,084	-0,311		
N _{mic}	-0,021	0,132	0,852	-0,074		
C _{mic}	0,195	-0,305	0,812	0,114		
BA	0,453	0,339	0,529	-0,149		
LAA	0,132	0,113	0,420	0,364		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,037	0,078	-0,038	0,895		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	-	-	-	*		
	-	-	-	***		
	-	-	-	***		

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,532	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	HK 6
Eigenwert	3,029	2,481	2,112	2,087	1,985	1,308
s ² _{erkl.} [%]	18,9	15,5	13,2	13,0	12,4	8,2
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	HK 6
WG	0,895	0,079	0,037	-0,316	-0,005	-0,017
TON	0,866	0,388	-0,104	-0,084	0,112	-0,032
TOC	0,724	0,441	-0,156	0,037	0,294	-0,094
LGA	0,652	-0,021	0,220	0,155	0,189	0,513
TOC _{hwe}	0,316	0,843	0,101	-0,264	0,192	0,060
TON _{hwe}	0,341	0,823	0,238	-0,035	0,102	0,033
TOC _{KCl}	-0,025	0,752	-0,168	0,215	-0,413	0,049
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,112	-0,050	0,912	0,049	-0,107	-0,141
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-0,189	0,206	0,719	-0,117	-0,078	-0,339
LAA	-0,029	0,038	0,655	0,020	0,249	0,459
pH(CaCl ₂)	0,027	-0,122	0,146	0,956	0,017	0,035
pH(H ₂ O)	-0,295	0,076	-0,192	0,903	-0,074	0,063
C _{mic}	0,178	0,025	-0,183	0,161	0,867	0,111
N _{mic}	0,256	0,140	0,107	-0,076	0,725	0,004
TON _{KCl}	0,274	0,288	-0,017	0,244	-0,518	-0,107
BA	-0,040	0,078	-0,226	0,030	0,039	0,808
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	HK 5	HK 6
BRA / EXT	-	-	***	-	-	-
BRA / INT	-	**	-	*	-	-
EXT / INT	-	-	***	-	-	-

c)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,505	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	5,108	2,573	2,184	2,000		
s ² _{erkl.} [%]	31,9	16,1	13,6	12,5		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
N _{mic}	0,880	-0,127	0,152	-0,137		
C _{mic}	0,870	-0,246	0,067	-0,196		
TON	0,869	-0,067	0,004	0,360		
TOC	0,859	-0,014	0,123	0,285		
TOC _{hwe}	0,837	0,448	0,017	0,067		
TON _{hwe}	0,751	0,513	0,136	0,138		
BA	0,656	-0,040	-0,099	-0,091		
LGA	0,540	-0,436	0,207	-0,075		
TON _{KCl}	-0,065	0,790	-0,101	0,083		
TOC _{KCl}	0,012	0,775	-0,012	-0,251		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-0,038	0,709	-0,043	0,382		
pH(CaCl ₂)	0,056	-0,142	0,945	-0,043		
pH(H ₂ O)	-0,006	0,089	0,921	-0,310		
LAA	0,299	-0,231	0,547	0,415		
WG	0,023	-0,030	-0,080	0,833		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,011	0,166	-0,098	0,718		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	-	-	-	*		
	-	-	-	*		
	-	-	-	-		

a) Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

b) Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

c) Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

d) Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A109: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Oktober 2001, b) Mai 2002 und c) August 2002 in 0-10 cm Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,704	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	5,301	3,020	2,078	1,951		
s ² _{erkl.} [%]	33,1	18,9	13,0	12,2		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
TON _{hwe}	0,895	0,101	0,009	0,209		
TOC _{hwe}	0,840	0,201	0,065	0,351		
N _{mic}	0,825	0,108	-0,055	0,055		
C _{mic}	0,796	-0,151	0,001	0,140		
TOC	0,734	-0,013	0,179	-0,019		
TON	0,707	0,302	0,287	0,095		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,686	0,478	-0,298	0,211		
BA	0,548	-0,288	-0,038	0,477		
pH(H ₂ O)	-0,057	-0,951	-0,138	-0,121		
pH(CaCl ₂)	-0,032	-0,944	-0,032	-0,162		
WG	0,577	0,661	0,365	0,158		
LAA	-0,018	0,029	0,847	-0,092		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,129	0,416	0,709	0,131		
LGA	0,401	-0,040	0,694	-0,095		
TON _{KCl}	0,074	0,204	-0,006	0,896		
TOC _{KCl}	0,387	0,285	-0,099	0,759		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	***	-	**	-		
BRA / INT	***	-	-	-		
EXT / INT	-	-	*	-		

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,664	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	4,649	2,666	2,139	1,827		
s ² _{erkl.} [%]	29,1	16,7	13,4	11,4		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
TOC _{hwe}	0,901	0,207	0,018	0,099		
TON _{hwe}	0,892	0,000	0,109	0,089		
TOC	0,789	-0,158	0,006	-0,150		
WG	0,691	-0,153	0,169	0,407		
TON	0,679	0,311	0,086	-0,050		
N _{mic}	0,622	0,071	0,371	0,213		
C _{mic}	0,540	-0,208	-0,309	-0,066		
pH(H ₂ O)	-0,097	0,912	0,227	0,117		
pH(CaCl ₂)	-0,011	0,905	-0,046	-0,053		
TOC _{KCl}	0,239	0,543	-0,324	0,467		
LGA	0,432	0,460	0,128	0,431		
TON _{KCl}	0,237	0,201	0,854	0,059		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,236	-0,447	0,733	-0,262		
BA	0,492	-0,096	-0,559	0,059		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,133	0,130	0,044	0,853		
LAA	0,423	0,083	0,318	-0,588		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	*	-	-	-		
BRA / INT	*	-	-	-		
EXT / INT	-	-	-	*		

c)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,537	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	3,329	2,631	2,401	2,375	1,943	
S ² _{erkl.} [%]	20,8	16,4	15,0	14,8	12,1	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
pH(H ₂ O)	0,966	-0,111	-0,032	-0,044	-0,014	
pH(CaCl ₂)	0,950	-0,034	0,068	-0,006	0,124	
WG	-0,688	0,333	0,365	0,048	0,423	
TOC	0,496	0,442	-0,013	0,189	0,483	
TON _{hwe}	-0,184	0,894	0,155	0,123	-0,068	
TOC _{hwe}	-0,224	0,820	0,150	0,421	0,033	
LGA	-0,139	0,337	0,807	0,281	0,154	
LAA	0,054	0,214	0,766	0,332	-0,024	
TON _{KCl}	0,000	0,239	-0,753	0,263	0,020	
TOC _{KCl}	0,401	-0,229	-0,505	0,458	-0,289	
BA	-0,073	0,293	0,236	0,705	0,089	
N _{mic}	0,402	0,370	-0,183	0,660	0,117	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-0,495	0,179	0,169	0,657	0,007	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,123	-0,150	0,160	-0,101	0,807	
TON	0,278	0,539	-0,096	0,188	0,606	
C _{mic}	0,061	0,039	-0,063	0,514	0,600	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	***	-	
BRA / INT	-	-	-	**	-	
EXT / INT	-	-	-	-	-	

^{a)} Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

^{b)} Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

^{c)} Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

^{d)} Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A110: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Oktober 2002, b) Mai 2003 und c) August 2003 in 0-10 cm Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,708	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	5,910	2,644	2,229	1,422		
s ² _{erkl. [%]}	36,9	16,5	13,9	8,9		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,912	-0,173	-0,036	-0,072		
TON	0,866	-0,132	0,136	0,170		
TOC _{hwe}	0,838	-0,240	0,274	0,202		
LGA	0,805	-0,019	0,090	-0,030		
TOC _{KCl}	0,782	0,170	-0,187	0,240		
TON _{hwe}	0,775	-0,270	0,308	-0,062		
LAA	0,710	-0,309	-0,010	0,174		
TOC	0,676	0,101	0,403	0,372		
BA	0,646	0,065	0,143	0,159		
pH(CaCl ₂)	-0,122	0,956	-0,081	-0,077		
pH(H ₂ O)	0,028	0,956	-0,118	-0,035		
WG	0,389	-0,650	0,076	0,410		
C _{mic}	0,161	-0,087	0,859	0,272		
N _{mic}	0,392	0,003	0,729	-0,122		
TON _{KCl}	-0,102	-0,142	0,716	-0,007		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,181	-0,221	0,074	0,910		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	**	-	**	-		
BRA / INT	**	-	***	-		
EXT / INT	-	*	-	-		

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,591	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	4,235	2,875	2,713	2,584		
s ² _{erkl. [%]}	26,5	18,0	17,0	16,1		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
TON _{hwe}	-0,789	0,202	-0,173	0,332		
N _{mic}	0,774	0,147	-0,141	0,239		
TON	0,766	0,403	-0,370	-0,078		
TOC	0,748	0,515	-0,177	-0,027		
TOC _{hwe}	0,667	0,597	-0,128	-0,084		
C _{mic}	0,536	0,399	0,212	-0,075		
BA	0,476	0,214	0,046	-0,143		
TOC _{KCl}	-0,003	0,847	0,134	-0,050		
LGA	0,352	0,824	0,104	-0,219		
LAA	0,421	0,569	0,014	0,230		
pH(CaCl ₂)	0,055	0,169	0,940	-0,096		
pH(H ₂ O)	0,032	0,154	0,909	-0,350		
WG	0,400	0,172	-0,725	0,314		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,108	-0,122	-0,282	0,923		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-0,193	-0,075	-0,293	0,889		
TON _{KCl}	0,628	0,042	-0,050	0,634		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	-	**	-	-		
BRA / INT	-	**	-	**		
EXT / INT	-	-	*	**		

c)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,619	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	4,592	2,868	2,704	1,642		
S ² _{erkl. [%]}	28,7	17,9	16,9	10,3		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
TON _{hwe}	0,857	-0,063	-0,067	-0,096		
TOC _{hwe}	0,856	-0,198	0,244	0,147		
TON	0,843	0,056	0,130	0,365		
TOC	0,831	0,019	-0,045	0,421		
LGA	0,726	-0,188	0,029	0,132		
N _{mic}	0,721	-0,416	-0,160	-0,174		
C _{mic}	0,494	-0,389	0,282	0,327		
TON _{KCl}	-0,127	0,894	0,102	0,130		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,032	0,878	0,250	0,003		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,342	0,839	0,136	-0,139		
pH(CaCl ₂)	-0,031	-0,149	-0,947	0,049		
pH(H ₂ O)	0,060	-0,343	-0,892	0,082		
WG	0,454	0,138	0,564	0,124		
LAA	-0,013	-0,034	0,447	0,277		
TOC _{KCl}	0,070	0,150	0,434	0,773		
BA	0,290	-0,073	-0,157	0,642		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	**	-	-	-		
BRA / INT	**	***	-	-		
EXT / INT	-	***	-	-		

a) Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

b) Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

c) Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

d) Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A111: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im **a) Oktober 2003** in **0-10 cm** Tiefe sowie im **b) Oktober 2000** und **c) Mai 2001** in **10-30 cm** Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,630
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	4,722	2,784	2,116	2,088	1,820	
s ² _{erkl.} [%]	29,5	17,4	13,2	13,1	11,4	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TOC	0,904	-0,047	-0,022	0,092	0,222	
TOC	0,899	-0,006	-0,144	0,278	0,159	
TON	0,891	-0,224	-0,113	0,201	0,119	
TON	0,855	0,348	-0,108	0,068	0,136	
WG	0,665	-0,375	0,001	0,243	0,156	
C	0,604	-0,005	-0,215	0,585	0,259	
pH(H ₂ O)	-0,077	0,957	-0,069	-0,008	0,141	
pH(CaCl ₂)	-0,163	0,918	0,071	0,174	0,142	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,442	-0,615	0,252	0,347	-0,051	
	-0,030	-0,001	0,940	-0,093	-0,028	
	-0,181	-0,090	0,911	-0,025	-0,145	
N _{mic}	0,485	0,079	-0,050	0,715	0,235	
BA	0,290	0,194	-0,357	0,683	0,027	
NH ₄ ⁺ -N	0,052	-0,475	0,299	0,637	-0,072	
LAA	0,177	0,105	-0,109	0,088	0,920	
LGA	0,384	0,209	-0,074	0,075	0,805	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	***	-	-	*	-	
BRA / INT	**	-	-	-	-	
EXT / INT	-	*	-	**	-	

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,730
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	4,851	3,227	2,947	1,784		
s ² _{erkl.} [%]	30,3	20,2	18,4	11,1		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TOC _{hwe}	0,879	-0,242	0,058	0,068		
TON _{hwe}	0,876	-0,153	-0,008	-0,032		
TOC	0,764	0,022	0,513	0,226		
TON	0,742	-0,046	0,512	0,334		
	0,702	0,101	0,076	0,144		
LGA	0,572	0,374	0,436	0,257		
pH(H ₂ O)	-0,031	0,927	0,005	-0,219		
pH(CaCl ₂)	-0,017	0,896	0,145	-0,064		
	0,535	-0,713	0,189	-0,124		
TOC _{KCl}	0,560	-0,592	0,045	-0,422		
LAA	0,346	0,591	0,360	0,311		
C _{mic}	0,143	-0,056	0,921	0,067		
N _{mic}	0,021	0,119	0,902	-0,039		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,551	0,147	0,556	0,200		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,125	-0,001	0,034	0,891		
WG	0,544	-0,288	0,250	0,588		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	-		
BRA / INT	-	-	-	***		
	-	-	-	***		

c)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,630
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	5,070	2,431	2,050	1,901	1,604	
s ² _{erkl.} [%]	31,7	15,2	12,8	11,9	10,0	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
pH(H ₂ O)	-0,902	0,121	0,233	-0,059	0,031	
TOC _{hwe}	0,845	0,396	0,203	0,091	0,096	
pH(CaCl ₂)	-0,830	0,147	0,341	0,119	-0,171	
TON	0,798	0,403	0,254	0,266	0,133	
WG	0,776	0,144	0,321	0,229	0,071	
TOC	0,772	0,412	0,217	0,297	0,152	
TON _{hwe}	0,761	0,463	0,241	0,164	0,009	
N _{mic}	0,221	0,855	0,144	0,086	0,057	
C _{mic}	0,157	0,844	0,127	-0,164	-0,286	
LGA	0,179	0,082	0,893	-0,144	-0,070	
LAA	-0,060	0,208	0,662	0,173	0,068	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,021	-0,092	0,125	0,882	0,049	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,383	0,184	-0,170	0,713	-0,024	
BA	0,107	-0,148	0,359	0,156	-0,737	
TOC _{KCl}	0,303	-0,226	0,225	0,126	0,730	
TON _{KCl}	0,284	-0,249	0,246	0,475	0,587	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	***	-	
BRA / INT	-	-	-	**	-	
EXT / INT	-	-	-	***	-	

^{a)} Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

^{b)} Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

^{c)} Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

^{d)} Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A112: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) August 2001, b) Oktober 2001 und c) Mai 2002 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,622
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	4,915	2,449	2,091	1,822	1,519	
s ² _{erkl.} [%]	30,7	15,3	13,1	11,4	9,5	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TOC _{hwe}	0,898	-0,086	0,347	0,011	0,088	
TON _{hwe}	0,894	0,110	0,344	0,018	0,074	
TON	0,891	-0,105	-0,029	0,242	0,262	
C _{mic}	0,870	-0,006	-0,142	-0,007	-0,100	
TOC	0,840	-0,008	0,233	0,274	0,192	
N _{mic}	0,823	-0,112	-0,065	0,239	-0,094	
pH(H ₂ O)	-0,130	0,956	0,041	0,033	-0,069	
pH(CaCl ₂)	0,014	0,955	-0,084	0,130	0,099	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,190	0,136	0,752	-0,107	0,001	
TOC _{KCl}	0,217	-0,500	0,737	-0,051	-0,091	
TON _{KCl}	-0,095	-0,457	0,553	0,032	0,339	
LAA	0,101	-0,001	-0,087	0,863	0,053	
LGA	0,307	0,058	-0,308	0,723	-0,089	
BA	0,094	0,186	0,354	0,567	0,139	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,026	0,130	0,190	0,021	0,845	
WG	0,393	-0,217	-0,294	0,086	0,707	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	-	**	
BRA / INT	-	-	-	-	**	
EXT / INT	-	-	-	-	-	

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,487
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	3,556	2,886	2,187	1,588	1,257	
s ² _{erkl.} [%]	22,2	18,0	13,7	9,9	7,9	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TOC	0,879	0,105	-0,109	0,070	-0,006	
TON	0,834	-0,248	-0,087	0,095	0,049	
TOC _{hwe}	0,824	0,136	0,273	0,033	-0,022	
TON _{hwe}	0,770	0,131	0,172	-0,025	0,010	
N _{mic}	0,498	-0,360	0,103	0,089	-0,454	
pH(CaCl ₂)	0,114	0,932	-0,149	0,107	-0,008	
pH(H ₂ O)	0,136	0,927	-0,178	-0,008	-0,122	
WG	0,221	-0,643	0,327	0,122	0,203	
TOC _{KCl}	0,092	-0,251	0,753	0,088	-0,082	
TON _{KCl}	-0,310	-0,171	0,706	-0,160	0,268	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,365	-0,377	0,690	-0,014	-0,101	
BA	0,307	0,191	0,493	0,453	-0,079	
LAA	-0,090	-0,154	-0,189	0,817	-0,094	
LGA	0,153	0,153	0,234	0,726	0,308	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,121	-0,215	0,042	0,140	0,790	
C _{mic}	0,328	0,378	0,123	0,292	-0,410	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	-	**	
BRA / INT	-	-	-	-	-	
EXT / INT	-	-	-	-	**	

c)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,655
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	5,894	1,814	1,788	1,737	1,356	
s ² _{erkl.} [%]	36,8	11,3	11,2	10,9	8,5	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TON _{hwe}	0,909	-0,115	0,192	0,240	0,072	
pH(H ₂ O)	0,831	0,242	-0,048	-0,222	0,031	
TOC _{hwe}	0,800	0,007	0,359	0,214	0,115	
TON	0,779	-0,115	0,302	0,220	0,235	
TON _{KCl}	0,766	-0,191	-0,280	0,253	-0,182	
pH(CaCl ₂)	0,757	0,335	-0,048	-0,306	-0,064	
N _{mic}	0,753	0,006	-0,041	-0,056	0,240	
TOC	0,694	-0,227	0,329	-0,033	0,295	
TOC _{KCl}	0,673	0,534	0,077	-0,016	-0,096	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,170	-0,922	-0,029	0,116	-0,085	
C _{mic}	0,133	0,120	0,848	0,097	0,032	
LAA	0,129	-0,093	0,649	-0,475	-0,120	
WG	-0,003	-0,158	-0,048	0,886	-0,107	
LGA	0,504	0,455	0,030	0,538	0,043	
BA	0,092	0,023	0,008	-0,099	0,899	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,378	0,372	-0,434	0,202	0,496	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	*	-	-	-	
BRA / INT	-	-	-	-	**	
EXT / INT	-	-	-	-	-	

a) Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

b) Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

c) Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

d) Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A113: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) August 2002, b) Oktober 2002 und c) Mai 2003 in 10-30 cm Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,610
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	3,467	2,929	2,12	1,937	1,347	
s ² _{erkl.} [%]	21,7	18,3	13,3	12,1	8,4	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TOC _{hwe}	0,873	-0,191	0,128	0,178	0,086	
TON _{hwe}	0,868	-0,045	0,000	0,057	-0,002	
BA	0,606	0,178	0,416	-0,110	-0,190	
N _{mic}	0,500	0,227	0,471	0,336	0,174	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,500	-0,453	0,086	0,047	0,296	
pH(H ₂ O)	-0,042	0,968	-0,037	-0,053	0,067	
pH(CaCl ₂)	0,096	0,920	0,079	-0,083	0,200	
WG	0,422	-0,764	0,066	-0,225	0,288	
C _{mic}	0,009	-0,126	0,808	-0,190	0,129	
TOC	0,419	0,266	0,623	0,119	0,228	
TON	0,583	-0,136	0,583	0,014	0,186	
TON _{KCl}	0,150	-0,082	-0,127	0,799	0,316	
TOC _{KCl}	0,294	0,105	-0,069	0,604	-0,224	
LGA	0,503	-0,209	0,346	-0,576	0,073	
LAA	0,127	0,247	-0,317	-0,570	0,225	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,045	0,089	0,263	-0,060	0,865	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	-	*	
BRA / INT	-	-	-	-	-	
EXT / INT	-	-	-	-	-	

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,576
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	3,787	3,192	1,951	1,631	1,623	
s ² _{erkl.} [%]	23,7	20,0	12,2	10,2	10,1	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TON _{hwe}	0,925	0,036	-0,093	0,137	-0,051	
TOC _{hwe}	0,896	0,172	0,060	0,176	0,093	
TOC _{KCl}	0,738	-0,028	0,285	-0,308	-0,189	
TOC	0,660	0,229	0,275	0,145	0,265	
TON	0,640	0,558	0,193	-0,081	0,196	
WG	0,347	0,841	0,226	0,048	-0,078	
pH(H ₂ O)	-0,184	-0,822	0,330	0,011	-0,241	
pH(CaCl ₂)	-0,181	-0,810	0,400	0,092	-0,116	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,154	0,754	0,348	0,058	0,019	
LAA	0,163	0,131	0,779	0,194	0,236	
LGA	0,158	-0,123	0,748	-0,130	-0,147	
N _{mic}	0,257	-0,019	0,106	0,821	-0,043	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,514	0,204	0,165	-0,544	0,174	
TON _{KCl}	0,110	0,129	0,059	-0,074	0,818	
C _{mic}	-0,040	0,212	0,019	0,608	0,654	
BA	0,364	0,231	0,311	0,211	-0,437	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	**	*	-	
BRA / INT	-	-	-	-	-	
EXT / INT	-	-	**	-	-	

c)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,558
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	HK 6
Eigenwert	3,557	2,890	2,361	1,777	1,700	1,547
s ² _{erkl.} [%]	22,2	18,1	14,8	11,1	10,6	9,7
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	HK 6
TON _{hwe}	0,899	0,066	0,135	0,025	0,110	-0,105
TOC	0,887	-0,158	0,278	0,084	-0,018	0,130
TOC _{hwe}	0,879	-0,023	0,045	0,266	0,163	0,112
TON	0,834	-0,360	0,069	-0,121	-0,017	0,158
pH(CaCl ₂)	-0,003	0,938	0,022	0,010	0,164	0,096
pH(H ₂ O)	-0,086	0,934	-0,219	0,019	0,154	0,042
WG	0,382	-0,775	0,270	0,059	0,129	0,224
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,241	-0,148	0,908	0,041	0,102	-0,070
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,288	-0,255	0,840	-0,100	0,245	-0,090
TON _{KCl}	-0,045	-0,058	0,562	0,543	-0,467	-0,022
BA	-0,020	-0,094	-0,043	0,864	0,071	-0,049
TOC _{KCl}	0,355	0,176	0,036	0,773	-0,014	-0,263
LGA	0,203	0,049	0,039	0,014	0,880	-0,014
LAA	-0,085	0,273	0,434	0,057	0,720	0,200
C _{mic}	0,123	0,284	0,111	-0,159	0,053	0,808
N _{mic}	0,082	-0,301	-0,293	0,036	0,053	0,801
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	in HK 6
BRA / EXT	-	*	-	-	-	-
BRA / INT	-	-	***	-	-	-
EXT / INT	-	-	***	-	-	-

^{a)} Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

^{b)} Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

^{c)} Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

^{d)} Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A114: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im **a) August 2003** und **b) Oktober 2003** in **10-30 cm** Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,504
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	HK 6
Eigenwert	2,681	2,541	2,538	2,082	1,733	1,144
s ² _{erkl. [%]}	16,8	15,9	15,9	13,0	10,8	7,2
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	HK 6
pH(CaCl ₂)	0,971	0,003	0,011	0,097	0,036	-0,080
pH(H ₂ O)	0,966	-0,003	-0,008	-0,025	0,083	-0,050
TOC _{KCl}	-0,615	0,479	-0,012	0,236	0,044	-0,190
TON	-0,069	0,871	0,275	0,187	-0,022	0,020
TOC	0,032	0,861	0,232	0,245	0,097	0,003
C _{mic}	-0,115	0,614	0,064	-0,234	-0,259	0,177
TON _{hwe}	0,119	0,083	0,898	0,231	0,161	-0,022
N _{mic}	0,214	0,314	0,738	-0,205	-0,104	0,210
TOC _{hwe}	-0,272	0,441	0,713	0,200	0,134	-0,007
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-0,228	0,084	0,650	0,360	-0,257	-0,241
TON _{KCl}	0,072	0,109	0,253	0,807	0,312	0,073
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,011	0,063	0,115	0,805	-0,318	-0,118
WG	-0,450	0,295	0,003	0,548	0,207	0,247
BA	0,087	0,059	-0,132	0,032	0,807	-0,085
LAA	0,043	0,123	-0,167	0,014	-0,788	0,024
LGA	-0,068	0,080	-0,002	0,020	-0,106	0,936
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	in HK 6
BRA / EXT	-	-	-	***	-	-
BRA / INT	-	-	-	**	-	-
EXT / INT	-	-	-	-	-	-

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,642
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}		HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	3,687	3,381	2,778	2,085		
s ² _{erkl. [%]}	23,0	21,1	17,4	13,0		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}		HK 2	HK 3	HK 4	/	/
LAA	0,847	0,129	-0,103	-0,012		
TON _{hwe}	0,784	0,020	0,420	0,140		
TOC	0,702	0,243	0,619	-0,067		
LGA	0,689	-0,052	0,074	-0,075		
TOC _{hwe}	0,657	0,359	0,491	0,248		
BA	0,624	0,042	0,064	-0,386		
TON	0,598	0,338	0,588	-0,157		
pH(H ₂ O)	-0,082	-0,926	-0,167	-0,029		
pH(CaCl ₂)	-0,085	-0,859	-0,122	-0,071		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,289	0,806	0,086	-0,039		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,094	0,605	0,313	-0,310		
WG	-0,015	0,570	0,240	0,164		
N _{mic}	0,060	0,235	0,872	0,025		
C _{mic}	0,176	0,249	0,796	-0,043		
TOC _{KCl}	0,089	0,021	0,067	0,943		
TON _{KCl}	-0,247	0,061	-0,082	0,894		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}		in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	-	-	-	-		
BRA / INT	-	-	-	-		
EXT / INT	-	-	-	-		

^{a)} Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

^{b)} Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

^{c)} Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

^{d)} Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A115: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ im a) Mai 2001, b) Mai 2002 und c) Mai 2003 in 30-60 cm Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,514	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	2,745	2,479	2,245	2,227	1,751	
s ² _{erkl.} [%]	19,6	17,7	16,0	15,9	12,5	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TON	0,976	-0,120	-0,007	0,140	0,028	
TOC	0,951	0,130	0,002	0,026	0,059	
WG	0,840	-0,347	-0,196	0,203	0,011	
TOC _{hwe}	0,015	0,962	0,061	-0,065	0,077	
TON _{hwe}	-0,100	0,933	0,042	-0,154	0,105	
BA	0,175	-0,540	0,077	-0,053	-0,366	
pH(CaCl ₂)	0,104	0,038	0,948	0,134	0,126	
pH(H ₂ O)	-0,183	0,021	0,923	0,022	-0,019	
TON _{KCl}	0,194	-0,155	-0,018	0,913	-0,081	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,113	-0,147	0,009	0,832	0,243	
TOC _{KCl}	0,001	0,285	0,172	0,642	-0,483	
N _{mic}	0,048	0,215	0,054	0,067	0,819	
C _{mic}	0,021	0,233	0,461	-0,330	0,636	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,211	0,109	-0,448	0,254	0,452	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	**	*	
BRA / INT	-	-	-	-	*	
EXT / INT	-	-	-	***	-	

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,596	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	2,658	2,566	2,518	2,486		
s ² _{erkl.} [%]	19,0	18,3	18,0	17,8		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,831	-0,080	0,418	-0,050		
TON _{KCl}	0,822	0,158	0,289	-0,228		
C _{mic}	0,778	0,025	-0,131	0,017		
TOC _{hwe}	0,121	0,912	0,024	-0,092		
TON _{hwe}	0,523	0,802	0,064	0,103		
TOC _{KCl}	-0,222	0,719	-0,037	0,198		
BA	0,008	0,389	0,052	-0,151		
TON	0,046	0,049	0,928	0,230		
TOC	0,160	0,289	0,815	0,044		
WG	0,101	-0,357	0,724	-0,298		
pH(CaCl ₂)	0,046	0,078	0,129	0,889		
pH(H ₂ O)	-0,324	0,120	0,084	0,836		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,352	0,259	0,399	-0,671		
N _{mic}	0,279	-0,297	-0,022	0,517		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	-	*	*	-		
BRA / INT	-	-	-	-		
EXT / INT	-	*	-	-		

c)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}					0,505	
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
Eigenwert	3,104	2,710	2,557	1,916		
s ² _{erkl.} [%]	22,2	19,4	18,3	13,7		
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	/	/
WG	0,882	0,068	0,114	-0,321		
TOC	0,835	0,204	0,100	0,344		
TON	0,825	0,321	-0,083	0,288		
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,481	0,774	0,028	-0,154		
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,565	0,733	0,006	-0,052		
BA	0,093	-0,689	0,012	-0,060		
N _{mic}	0,248	0,654	0,095	0,055		
C _{mic}	0,072	0,425	0,233	-0,362		
pH(H ₂ O)	-0,054	-0,215	-0,932	-0,022		
pH(CaCl ₂)	0,152	-0,030	-0,915	-0,120		
TOC _{KCl}	0,505	-0,106	0,726	-0,093		
TON _{KCl}	-0,002	0,163	0,106	-0,713		
TOC _{hwe}	0,206	0,047	0,437	0,689		
TON _{hwe}	0,017	0,506	0,169	0,664		
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	/	/
BRA / EXT	-	-	-	-		
BRA / INT	-	**	-	**		
EXT / INT	*	***	-	-		

a) Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

b) Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

c) Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

d) Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A116: Ausgewählte Ergebnisse der **Hauptkomponentenanalyse** zur Untersuchung des Wirkungszusammenhanges verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter unter Einbeziehung der Versuchsvarianten „Brache“, „**Extensive Bewirtschaftung**“ und „**Intensive Bewirtschaftung**“ im a) **Mai 2001**, b) **Mai 2002** und c) **Mai 2003** in 60-100 cm Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,548
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	3,159	2,511	2,205	1,548	1,401	
S ² _{erkl.} [%]	22,6	17,9	15,8	11,1	10,0	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TON	0,903	0,210	-0,012	-0,009	-0,233	
WG	0,854	-0,127	-0,111	-0,066	0,202	
TOC	0,777	0,353	0,032	-0,046	-0,247	
TON _{KCl}	0,619	-0,117	0,440	0,035	0,469	
TOC _{KCl}	0,551	-0,003	0,499	-0,111	0,446	
pH(H ₂ O)	0,179	0,885	0,187	0,145	-0,064	
pH(CaCl ₂)	0,269	0,843	0,184	0,164	-0,089	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,185	-0,669	-0,125	0,188	0,127	
TOC _{hwe}	0,025	0,232	0,860	-0,029	-0,085	
TON _{hwe}	-0,059	0,212	0,841	0,132	-0,147	
C _{mic}	-0,349	-0,061	-0,216	0,766	0,090	
N _{mic}	0,194	0,270	0,183	0,730	-0,074	
BA	0,091	0,393	-0,311	-0,552	0,380	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-0,124	-0,198	-0,205	-0,045	0,782	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	-	-	
BRA / INT	-	-	-	-	-	
EXT / INT	-	-	*	-	*	

b)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,500
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	3,183	2,097	1,689	1,598	1,513	
S ² _{erkl.} [%]	22,7	15,0	12,1	11,4	10,8	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
pH(CaCl ₂)	-0,924	0,164	0,129	0,024	0,071	
pH(H ₂ O)	-0,907	-0,027	-0,030	-0,103	-0,025	
TOC	0,673	0,125	0,192	0,092	0,058	
WG	0,625	0,455	0,267	-0,232	0,082	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,546	-0,440	-0,175	0,070	-0,321	
TON _{KCl}	0,217	0,862	-0,148	-0,004	-0,015	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	-0,167	0,751	0,204	0,038	0,099	
TOC _{KCl}	-0,029	-0,053	0,905	0,039	-0,018	
TON	0,302	0,347	0,626	0,121	0,331	
TON _{hwe}	-0,086	0,304	0,051	0,843	0,170	
TOC _{hwe}	0,214	-0,337	0,050	0,822	-0,106	
C _{mic}	0,107	-0,004	-0,259	0,284	0,793	
N _{mic}	-0,358	0,046	0,239	-0,179	0,570	
BA	0,076	0,121	0,359	-0,052	0,530	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	-	*	-	
BRA / INT	-	*	-	-	-	
EXT / INT	-	-	-	**	-	

c)

Prüfung auf Eignung der Korrelationsmatrix						
Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ^{a)}						0,610
Extraktion der Hauptkomponenten (HK) unter Berücksichtigung des Kaiser-Kriteriums (Eigenwert > 1)						
Varianzparameter ^{b)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
Eigenwert	3,796	2,074	1,935	1,782	1,423	
S ² _{erkl.} [%]	27,1	14,8	13,8	12,7	10,2	
Faktorladungen der Merkmalsvariablen nach Varimax-Rotation						
Merkmalsvariable ^{c)}	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	/
TOC	0,929	0,049	0,007	0,046	-0,154	
WG	0,922	-0,217	-0,038	0,001	0,069	
TON	0,917	-0,079	0,023	-0,164	-0,229	
BA	0,718	-0,249	-0,027	-0,198	0,185	
TOC _{KCl}	0,380	-0,189	0,369	0,129	-0,320	
pH(H ₂ O)	-0,110	0,935	-0,127	-0,040	0,195	
pH(CaCl ₂)	-0,207	0,874	0,094	-0,005	-0,001	
TON _{hwe}	-0,231	-0,120	0,864	-0,197	0,058	
TOC _{hwe}	0,086	0,128	0,854	-0,011	-0,072	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	-0,286	-0,131	-0,104	0,886	-0,059	
N _{mic}	-0,093	0,396	-0,233	0,683	0,354	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	0,525	-0,168	0,192	0,595	0,190	
C _{mic}	0,072	0,063	0,045	0,197	0,841	
TON _{KCl}	-0,324	0,211	-0,436	-0,111	0,535	
Vergleich der Faktorwerte in Abhängigkeit der Versuchsvarianten						
Variantenvergleich ^{d)}	in HK 1	in HK 2	in HK 3	in HK 4	in HK 5	/
BRA / EXT	-	-	**	*	-	
BRA / INT	-	-	-	***	-	
EXT / INT	-	-	-	**	-	

^{a)} Eignung der Korrelationsmatrix bei KMO-Kriterium < 0,5 = schlecht, ≥ 0,5 = mäßig, ≥ 0,7 = gut

^{b)} Angaben nach erfolgter Varimax-Rotation

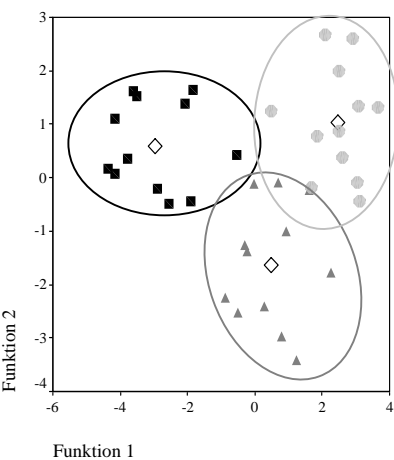
^{c)} Merkmalsvariable mit Faktorladungen ≥ 0,5 gelten mit der jeweiligen Hauptkomponente als eng zusammenhängend

^{d)} Vergleich der Faktorwerte innerhalb der einzelnen Hauptkomponenten mittels Mann-Whitney-U-Test (n = 12)

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 und P ≤ 0,001

Tab. A117: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) Oktober 2000** und **b) Mai 2001** in **0-10 cm** Tiefe (n = 36)

a)

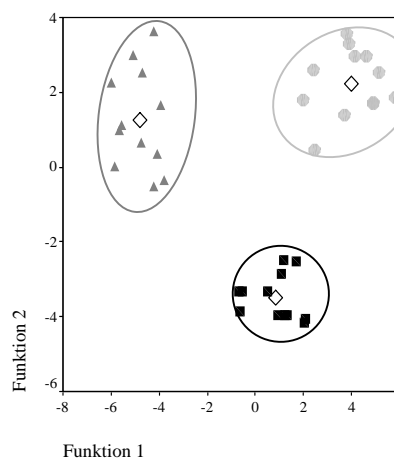
Prüfung der Diskriminanzfunktionen									
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	5,459	78,4	0,919	0,155	0,062	47,773	66,799	0,013	0,003
F 2	1,504	21,6	0,775	0,399		22,026		0,231	
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen									
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)			
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$				
TN _{hwe}	0,755	0,010	-2,355	-0,983	2,059				
pH(CaCl ₂)	0,991	0,867	1,771	0,956	1,595				
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,952	0,448	1,421	-0,930	1,315				
TOC _{hwe}	0,862	0,087	1,127	1,580	1,225				
TOC _{KCl}	0,732	0,006	1,265	0,643	1,131				
TON _{hwe}	0,918	0,244	1,339	-0,182	1,089				
LGA	0,986	0,793	-1,035	-0,656	0,953				
TN _{KCl}	0,497	0,000	-0,811	1,021	0,856				
TN	0,954	0,462	-0,474	-1,349	0,663				
WG	0,915	0,233	0,588	0,886	0,652				
qCO ₂	0,981	0,727	0,419	-1,142	0,575				
TOC	0,730	0,867	0,291	1,588	0,571				
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,730	0,006	-0,540	-0,371	0,503				
C _{mic}	0,994	0,901	-0,252	-1,377	0,495				
N _{mic}	0,993	0,885	0,380	0,879	0,488				
BA	0,996	0,943	-0,198	1,412	0,460				
pH(H ₂ O)	0,917	0,238	-0,281	-1,106	0,459				
LAA	0,997	0,950	0,278	0,579	0,343				
TON _{KCl}	0,897	0,166	-0,211	-0,549	0,284				
TON ^{c)}	0,964	0,550	-	-	-				
TIN _{hwe} ^{c)}	0,515	0,000	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,401	0,000	-	-	-				
TIN _{KCl} ^{c)}	0,380	0,000	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,448	0,000	-	-	-				
Klassifizierungsergebnisse									
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]				
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					94,4				
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					80,6				

^{a)} Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

^{b)} an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

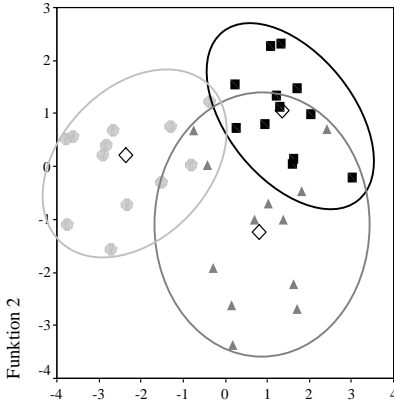
^{c)} nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	14,473	68,0	0,967	0,065	0,008	65,739	115,083	0,000	0,000				
F 2	6,815	32,0	0,934	0,128		49,344		0,000					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
TN _{hwe}	0,551	0,000	-12,090	-12,680	1,228								
TON _{hwe}	0,801	0,025	10,306	10,398	1,034								
TN _{KCl}	0,228	0,000	2,687	6,347	0,386								
TON _{KCl}	0,833	0,049	-2,415	-3,293	0,270								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,612	0,000	-1,409	-5,023	0,257								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,552	0,000	1,730	2,988	0,213								
WG	0,982	0,735	-0,881	-2,694	0,146								
pH(H ₂ O)	0,871	0,103	-0,707	2,277	0,121								
TOC _{KCl}	0,700	0,003	1,249	0,994	0,117								
LGA	0,962	0,532	0,364	2,125	0,093								
TOC	0,884	0,131	1,011	0,426	0,082								
pH(CaCl ₂)	0,880	0,122	0,071	-2,178	0,075								
TN	0,980	0,718	-0,343	1,176	0,061								
C _{mic}	0,850	0,069	0,349	0,939	0,054								
TOC _{hwe}	0,870	0,100	-0,375	0,806	0,051								
BA	0,927	0,289	0,127	-1,249	0,049								
qCO ₂	0,926	0,280	0,287	0,705	0,042								
N _{mic}	0,995	0,914	0,030	-0,948	0,037								
LAA	0,868	0,098	0,099	-0,020	0,007								
TON ^{c)}	0,975	0,657	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,221	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,242	0,000	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,317	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,292	0,000	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					100,0								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					83,3								

Tab. A118: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) August 2001** und **b) Oktober 2001** in **0-10 cm** Tiefe (n = 36)

a)

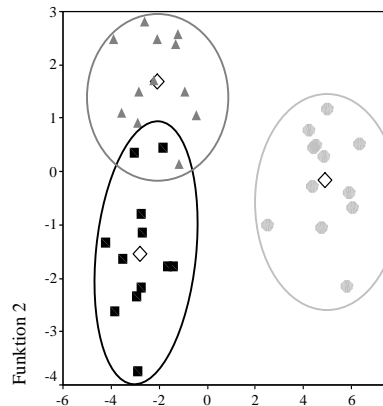
Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	2,827	73,8	0,859	0,261	0,131	30,866	46,826	0,259	0,154				
F 2	1,002	26,2	0,707	0,500		15,960		0,595					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
TN _{hwe}	0,948	0,429	-6,099	-5,223	5,863								
TON _{hwe}	0,864	2,525	4,412	7,008	5,092								
TN _{KCl}	0,973	0,642	5,837	-0,057	4,323								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,982	0,749	4,179	-3,648	4,040								
TON _{KCl}	0,958	0,695	-4,891	1,260	3,940								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,958	0,695	-3,900	3,686	3,844								
TOC _{hwe}	0,814	0,037	-1,287	-2,453	1,592								
qCO ₂	0,976	0,683	1,031	2,811	1,497								
C _{mic}	0,851	0,075	0,332	2,678	0,947								
WG	0,752	0,010	1,032	-0,171	0,806								
N _{mic}	0,808	0,033	0,421	-1,684	0,752								
pH(CaCl ₂)	0,981	0,736	0,713	-0,444	0,643								
TN	0,960	0,519	-0,275	1,506	0,598								
TOC _{KCl}	0,862	0,093	0,274	-1,395	0,568								
BA	0,966	0,575	-0,376	-0,996	0,538								
TOC	0,903	0,195	-0,321	-0,944	0,484								
LGA	0,973	0,648	-0,165	-0,857	0,346								
pH(H ₂ O)	0,936	0,345	-0,243	-0,221	0,237								
LAA	0,993	0,893	0,012	-0,380	0,108								
TON ^{c)}	0,955	0,482	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,958	0,505	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,910	0,221	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,887	0,146	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,822	0,043	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					91,7								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					63,9								

a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

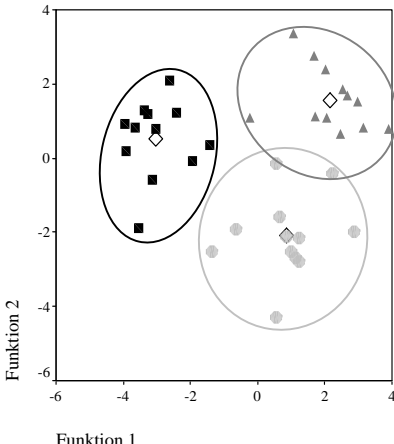
c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	S ² erkl. [%]	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P _{uni}	P _{multi}				
F 1	13,151	87,2	0,964	0,071	0,024	63,595	89,371	0,000	0,000				
F 2	1,927	12,8	0,811	0,342		25,776		0,105					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
TN	0,951	0,439	3,746	1,440	3,451								
TOC	0,937	0,344	-3,755	-0,422	3,328								
TN _{hwe}	0,642	0,001	3,224	-3,184	3,219								
TN _{KCl}	0,914	0,228	-3,078	3,234	3,098								
WG	0,978	0,690	-2,604	-1,955	2,521								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,611	0,000	2,393	0,347	2,131								
qCO ₂	0,932	0,314	-2,078	0,836	1,919								
BA	0,684	0,002	1,723	-1,192	1,655								
TOC _{KCl}	0,807	0,029	1,557	0,025	1,361								
TOC _{hwe}	0,630	0,000	-1,237	-1,039	1,212								
pH(CaCl ₂)	0,963	0,540	1,219	-0,369	1,110								
TON _{hwe}	0,508	0,000	-0,652	2,615	0,903								
LAA	0,794	0,022	0,525	1,082	0,596								
pH(H ₂ O)	0,963	0,533	0,536	0,971	0,592								
LGA	0,929	0,295	0,461	0,787	0,503								
TON _{KCl}	0,955	0,466	0,445	-0,872	0,500								
N _{mic}	0,486	0,000	0,416	-0,574	0,436								
C _{mic}	0,601	0,000	-0,432	0,317	0,417								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,598	0,000	0,33	0,730	0,381								
TON ^{c)}	0,952	0,445	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,973	0,641	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,810	0,031	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,929	0,294	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,754	0,010	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					94,4								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					80,6								

Tab. A119: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) Mai 2002** und **b) August 2002** in **0-10 cm** Tiefe (n = 36)

a)

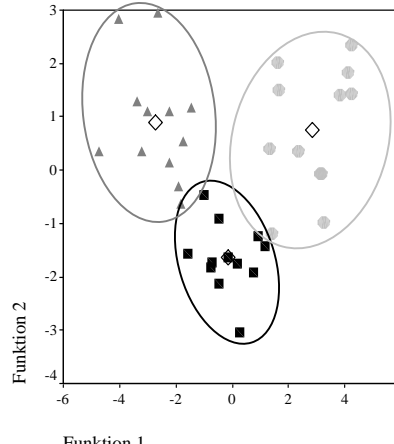
Prüfung der Diskriminanzfunktionen									
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	5,286	67,1	0,917	0,159	0,044	44,141	74,803	0,000	0,000
F 2	2,591	32,9	0,849	0,278		30,682		0,031	
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen									
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)			
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$				
TN _{hwe}	0,959	0,499	-13,649	-8,275	11,881				
TON _{hwe}	0,916	0,235	8,709	8,196	8,540				
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,945	0,392	4,410	1,146	3,336				
TN _{KCl}	0,808	0,029	2,778	2,981	2,845				
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,947	0,408	-3,575	-1,150	2,777				
TOC _{hwe}	0,760	0,011	1,550	-3,059	2,046				
TON _{KCl}	0,975	0,660	2,011	-0,328	1,457				
TOC	0,952	0,444	-1,469	0,614	1,188				
pH(H ₂ O)	0,991	0,864	-0,961	-0,984	0,969				
pH(CaCl ₂)	0,990	0,845	0,899	0,629	0,810				
WG	0,965	0,554	0,788	0,512	0,697				
TN	0,970	0,609	-0,665	0,679	0,670				
qCO ₂	0,962	0,526	0,715	0,446	0,626				
N _{mic}	0,933	0,320	0,645	-0,465	0,586				
C _{mic}	0,819	0,037	0,742	0,044	0,512				
BA	0,814	0,034	0,332	-0,850	0,502				
LAA	0,864	0,090	0,671	0,088	0,479				
TOC _{KCl}	0,901	0,179	-0,483	0,063	0,345				
LGA	0,976	0,670	0,326	0,308	0,320				
TON ^{c)}	0,992	0,870	-	-	-				
TIN _{hwe} ^{c)}	0,943	0,378	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,946	0,398	-	-	-				
TIN _{KCl} ^{c)}	0,867	0,094	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,922	0,264	-	-	-				
Klassifizierungsergebnisse									
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]				
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					97,2				
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					80,6				

a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

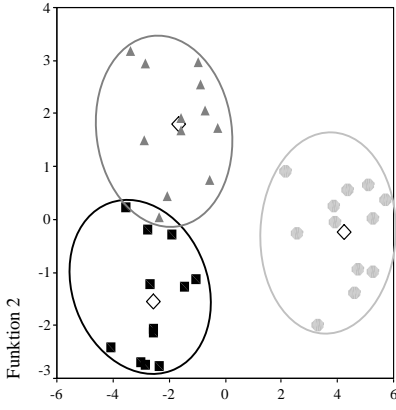
c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen									
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	5,644	79,4	0,922	0,151	0,061	45,448	67,092	0,008	0,002
F 2	1,464	20,6	0,771	0,406		21,644		0,248	
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen									
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)			
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$				
pH(CaCl ₂)	0,945	0,392	-4,286	3,707	4,167				
WG	0,997	0,947	-4,223	3,350	4,043				
LGA	0,894	0,157	4,289	-2,739	3,970				
qCO ₂	0,956	0,478	4,245	-0,284	3,429				
pH(H ₂ O)	0,954	0,459	3,509	-2,421	3,285				
BA	0,870	0,101	-3,720	-0,616	3,081				
C _{mic}	0,968	0,585	3,542	-1,029	3,024				
TN _{hwe}	0,952	0,445	-1,702	5,182	2,419				
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,561	0,000	1,972	0,341	1,636				
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,477	0,000	-1,546	1,464	1,529				
TN _{KCl}	0,816	0,035	1,206	-2,416	1,455				
TON _{KCl}	0,966	0,570	1,680	-0,472	1,431				
TOC _{hwe}	0,877	0,115	1,192	-2,320	1,424				
LAA	0,915	0,233	-0,893	1,099	0,935				
TON _{hwe}	0,989	0,834	0,281	-3,092	0,860				
TOC	0,944	0,385	0,661	-0,633	0,655				
TN	0,950	0,431	-0,672	0,512	0,639				
TOC _{KCl}	0,897	0,167	-0,437	1,250	0,604				
N _{mic}	0,750	0,009	-0,244	1,128	0,426				
TON ^{c)}	0,954	0,459	-	-	-				
TIN _{hwe} ^{c)}	0,891	0,149	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,996	0,943	-	-	-				
TIN _{KCl} ^{c)}	0,854	0,074	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,989	0,832	-	-	-				
Klassifizierungsergebnisse									
						Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]			
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen						97,2			
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung						55,6			

Tab. A120: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) Oktober 2002** und **b) Mai 2003** in **0-10 cm** Tiefe (n = 36)

a)

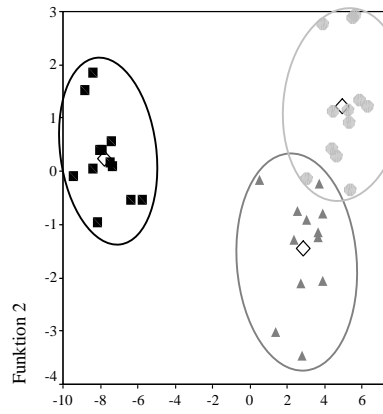
Prüfung der Diskriminanzfunktionen									
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	9,940	82,7	0,953	0,091	0,030	57,417	84,359	0,000	0,000
F 2	2,073	17,3	0,821	0,325		26,942		0,080	
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen									
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)			
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}				
TN _{hwe}	0,655	0,001	-2,238	-1,768	2,157				
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,617	0,000	1,745	-0,415	1,515				
WG	0,993	0,893	-1,688	0,446	1,473				
TON _{hwe}	0,661	0,001	1,454	1,040	1,382				
TOC _{hwe}	0,626	0,000	1,524	0,283	1,309				
TON _{KCl}	0,779	0,016	1,010	0,436	0,911				
C _{mic}	0,720	0,004	1,009	0,271	0,881				
N _{mic}	0,645	0,001	0,761	0,856	0,731				
pH(CaCl ₂)	0,918	0,081	0,280	-2,721	0,702				
pH(H ₂ O)	0,859	0,081	-0,239	2,754	0,674				
qCO ₂	0,973	0,634	0,682	-0,093	0,580				
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,622	0,000	-0,515	-0,654	0,539				
TOC _{KCl}	0,861	0,084	0,247	1,353	0,438				
TOC	0,765	0,012	-0,391	-0,499	0,410				
BA	0,753	0,009	-0,296	0,551	0,340				
TN _{KCl}	0,637	0,001	-0,076	-1,236	0,277				
LGA	0,642	0,001	0,307	-0,062	0,265				
TN	0,769	0,013	-0,219	0,173	0,211				
LAA	0,812	0,032	0,144	0,531	0,211				
TON ^{c)}	0,771	0,014	-	-	-				
TIN _{hwe} ^{c)}	0,901	0,181	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,963	0,534	-	-	-				
TIN _{KCl} ^{c)}	0,778	0,016	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,966	0,561	-	-	-				
Klassifizierungsergebnisse									
						Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]			
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen						97,2			
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung						66,7			

a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

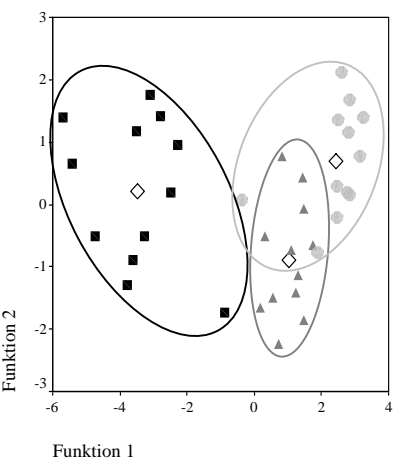
c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen									
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	33,951	96,2	0,986	0,029	0,012	87,072	107,755	0,000	0,000
F 2	1,326	3,8	0,755	0,430		20,683		0,241	
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen									
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)			
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}				
TN _{hwe}	0,344	0,000	-9,159	0,337	8,824				
TON _{hwe}	0,871	0,103	7,301	-0,256	7,033				
TON	0,765	0,012	5,182	5,966	5,212				
pH(H ₂ O)	0,501	0,000	4,612	0,092	4,440				
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,304	0,000	4,185	1,150	4,070				
pH(CaCl ₂)	0,767	0,013	-3,396	-0,491	3,286				
TN	0,787	0,019	-2,854	-7,384	3,026				
TON _{KCl}	0,798	0,024	1,452	0,086	1,400				
qCO ₂	0,949	0,421	-1,446	-0,200	1,399				
WG	0,763	0,011	1,269	0,353	1,234				
BA	0,818	0,036	1,124	0,661	1,106				
TOC	0,677	0,002	-1,053	1,795	1,081				
C _{mic}	0,796	0,023	-1,019	-0,541	1,001				
TOC _{KCl}	0,720	0,004	0,969	0,641	0,957				
TOC _{hwe}	0,718	0,004	-0,935	-1,005	0,938				
N _{mic}	0,895	0,161	0,931	0,239	0,905				
LGA	0,483	0,000	-0,594	0,302	0,583				
LAA	0,863	0,088	-0,342	0,424	0,345				
TIN _{hwe} ^{c)}	0,180	0,000	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,131	0,000	-	-	-				
TN _{KCl} ^{c)}	0,257	0,000	-	-	-				
TIN _{KCl} ^{c)}	0,263	0,000	-	-	-				
NH ₄ ⁺ -N _{KCl} ^{c)}	0,354	0,000	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,231	0,000	-	-	-				
Klassifizierungsergebnisse									
						Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]			
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen						97,2			
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung						88,9			

Tab. A121: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) August 2003** und **b) Oktober 2003** in **0-10 cm** Tiefe (n = 36)

a)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	S^2 erkl. [%]	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	6,899	93,5	0,935	0,127	0,086	58,902	70,087	0,000	0,000				
F 2	0,481	6,5	0,570	0,675		11,185		0,263					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
TN	0,786	0,019	-11,031	4,955	10,636								
TON	0,754	0,010	11,011	-5,180	10,632								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,338	0,000	-1,253	0,510	1,205								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,528	0,000	1,152	-0,342	1,099								
pH(H ₂ O)	0,729	0,005	0,687	0,589	0,681								
TON _{hwe}	0,662	0,001	0,338	-0,649	0,358								
pH(CaCl ₂)	0,884	0,130	-0,240	-0,262	0,241								
WG	0,943	0,381	0,217	0,016	0,204								
TOC	0,697	0,003	0,177	0,195	0,178								
TOC _{hwe}	0,532	0,000	0,083	1,444	0,171								
TN _{hwe} ^{c)}	0,747	0,008	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,316	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,346	0,000	-	-	-								
TOC _{KCl}	0,979	0,705	-	-	-								
TN _{KCl} ^{c)}	0,268	0,000	-	-	-								
TON _{KCl} ^{c)}	0,633	0,001	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,230	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,279	0,000	-	-	-								
C _{mic} ^{c)}	0,854	0,075	-	-	-								
N _{mic} ^{c)}	0,631	0,001	-	-	-								
BA ^{c)}	0,813	0,033	-	-	-								
qCO ₂ ^{c)}	1,000	0,999	-	-	-								
LAA ^{c)}	0,974	0,653	-	-	-								
LGA ^{c)}	0,572	0,000	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse										Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]			
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen										86,1			
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung										94,4			

a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

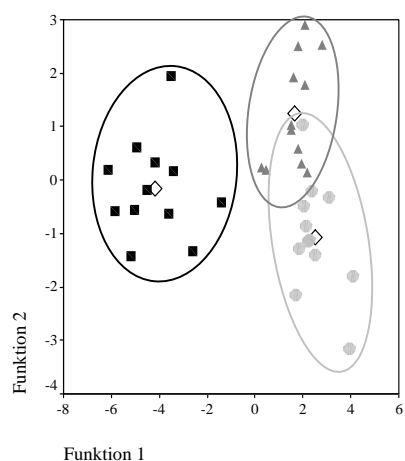
c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	13,240	80,2	0,964	0,070	0,016	66,401	102,658	0,000	0,000				
F 2	3,264	19,8	0,875	0,235		36,257		0,003					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
TN	0,686	0,002	25,114	-3,095	20,754								
TON	0,670	0,001	-24,458	4,418	20,490								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,611	0,000	-3,315	2,318	3,118								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,657	0,001	2,592	-2,131	2,501								
TON _{hwe}	0,677	0,002	1,777	-1,083	1,640								
TOC _{hwe}	0,772	0,014	-1,657	-0,351	1,398								
WG	0,562	0,000	0,875	0,975	0,895								
N _{mic}	0,606	0,000	-0,832	0,873	0,840								
pH(H ₂ O)	0,711	0,004	-0,721	0,968	0,770								
TON _{KCl}	0,827	0,044	0,865	0,093	0,712								
pH(CaCl ₂)	0,901	0,180	0,808	-0,245	0,697								
TOC	0,611	0,000	-0,682	-0,292	0,605								
TOC _{KCl}	0,928	0,292	-0,434	0,366	0,421								
BA	0,929	0,298	0,232	0,114	0,209								
LAA	0,920	0,253	0,066	-0,119	0,076								
C _{mic}	0,598	0,000	0,037	-0,160	0,061								
qCO ₂	0,709	0,003	0,055	-0,085	0,061								
TN _{hwe} ^{c)}	0,436	0,000	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,180	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,159	0,000	-	-	-								
TN _{KCl} ^{c)}	0,224	0,000	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,196	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,174	0,000	-	-	-								
LGA ^{c)}	0,691	0,002	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					100,0								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					91,7								

Tab. A122: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) Oktober 2000** und **b) Mai 2001** in **10-30 cm** Tiefe (n = 36)

a)

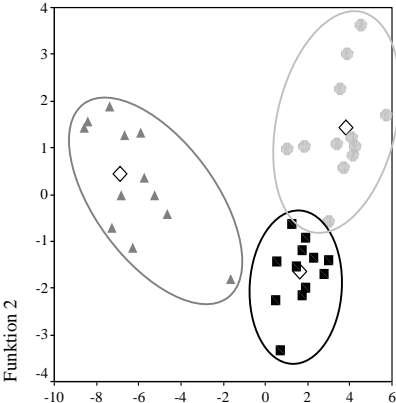
Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	S^2 erkl. [%]	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	9,745	90,8	0,952	0,093	0,047	56,986	73,436	0,000	0,000				
F 2	0,985	9,2	0,704	0,504		16,450		0,561					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
TN _{hwe}	0,727	0,005	-3,993	-2,188	3,827								
TOC _{hwe}	0,852	0,072	2,184	-1,353	2,108								
WG	0,861	0,085	1,564	-0,864	1,500								
C _{mic}	1,000	1,000	1,333	0,463	1,253								
TN _{KCl}	0,319	0,000	-1,296	0,668	1,238								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,973	0,635	1,164	0,071	1,063								
TON _{hwe}	0,906	0,196	0,786	3,635	1,048								
qCO ₂	0,983	0,754	0,766	1,214	0,807								
BA	0,971	0,619	-0,690	-1,300	0,746								
LAA	0,970	0,606	0,609	0,472	0,596								
LGA	0,990	0,842	-0,532	0,809	0,557								
TOC _{KCl}	0,899	0,172	0,486	-1,032	0,536								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,981	0,728	-0,416	1,309	0,498								
pH(CaCl ₂)	0,998	0,965	0,337	-1,150	0,412								
TOC	0,877	0,115	-0,280	-1,498	0,392								
N _{mic}	1,000	0,993	-0,346	0,042	0,318								
TON _{KCl}	0,926	0,283	0,255	0,247	0,227								
pH(H ₂ O)	0,933	0,320	0,160	0,613	0,202								
TN	0,901	0,178	0,038	0,605	0,090								
TON ^{c)}	0,917	0,239	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,516	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,409	0,000	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,276	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,231	0,000	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					97,2								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					80,6								

a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

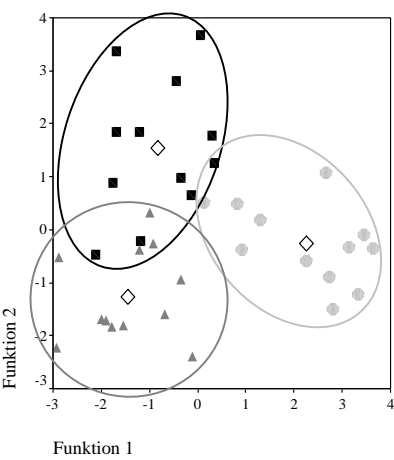
c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	21,305	91,5	0,977	0,045	0,015	66,754	90,213	0,000	0,000				
F 2	1,987	8,5	0,815	0,336		23,459		0,075					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
TN _{hwe}	0,950	0,477	-10,048	-16,540	10,600								
TON _{hwe}	0,996	0,946	8,819	14,839	9,331								
TN _{KCl}	0,354	0,000	-1,656	4,529	1,900								
TOC _{hwe}	0,979	0,732	1,676	-0,310	1,560								
TON _{KCl}	0,914	0,273	1,326	-3,090	1,476								
pH(CaCl ₂)	0,899	0,213	-0,869	-2,066	0,971								
TN	0,992	0,884	-0,665	3,489	0,905								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,661	0,002	0,489	-1,170	0,547								
pH(H ₂ O)	0,966	0,604	0,242	2,372	0,423								
C _{mic}	0,956	0,518	0,256	1,229	0,339								
TOC	0,994	0,914	0,054	-2,636	0,273								
WG	0,984	0,796	0,252	-0,345	0,260								
TOC _{KCl}	0,922	0,306	0,152	1,233	0,244								
N _{mic}	0,985	0,806	0,017	-1,313	0,127								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,781	0,028	0,050	0,653	0,101								
LAA	0,923	0,314	-0,019	-0,195	0,034								
BA	0,944	0,431	-	-	-								
qCO ₂	0,952	0,487	-	-	-								
TON ^{c)}	0,994	0,094	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,267	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,171	0,000	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,204	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,157	0,000	-	-	-								
LGA ^{c)}	0,983	0,784	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					91,7								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					86,1								

Tab. A123: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) August 2001** und **b) Oktober 2001** in **10-30 cm** Tiefe (n = 36)

a)

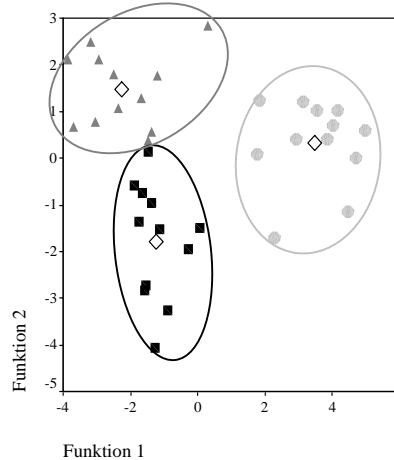
Prüfung der Diskriminanzfunktionen									
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	2,865	66,1	0,861	0,259	0,105	32,450	54,164	0,176	0,043
F 2	1,471	33,9	0,772	0,405		21,714		0,245	
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen									
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)			
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}				
TON _{hwe}	0,925	0,276	-6,236	-2,440	4,949				
TN _{hwe}	0,982	0,747	3,612	3,471	3,564				
TN _{KCl}	0,954	0,462	-2,925	-1,809	2,547				
TN	0,969	0,599	2,249	-1,476	1,987				
pH(H ₂ O)	0,985	0,773	1,049	3,197	1,777				
C _{mic}	0,934	0,326	1,665	1,179	1,500				
TOC	0,945	0,392	-1,323	1,411	1,353				
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,867	0,096	1,983	0,058	1,330				
pH(CaCl ₂)	0,941	0,366	0,329	-2,622	1,106				
TOC _{KCl}	0,878	0,117	1,087	0,712	0,960				
N _{mic}	0,829	0,045	1,174	-0,431	0,922				
qCO ₂	0,966	0,570	1,115	-0,277	0,831				
TOC _{hwe}	0,899	0,174	0,452	-1,421	0,780				
WG	0,786	0,019	-0,128	1,741	0,675				
TON _{KCl}	0,985	0,785	0,516	0,573	0,535				
BA	0,974	0,642	-0,483	0,437	0,467				
LAA	0,915	0,229	-0,148	-0,931	0,413				
LGA	0,990	0,843	0,049	0,794	0,302				
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,886	0,137	0,068	-0,352	0,164				
TON ^{c)}	0,966	0,581	-	-	-				
TIN _{hwe} ^{c)}	0,949	0,423	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,798	0,024	-	-	-				
TIN _{KCl} ^{c)}	0,921	0,259	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,756	0,010	-	-	-				
Klassifizierungsergebnisse									
						Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]			
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen						88,9			
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung						50,0			

a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

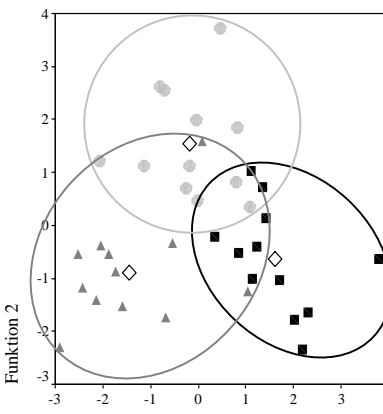
c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen									
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	6,787	77,6	0,934	0,128	0,043	49,258	75,341	0,000	0,000
F 2	1,965	22,4	0,814	0,337		26,083		0,098	
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen									
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)			
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}				
TN _{hwe}	0,957	0,486	-4,714	-4,027	4,560				
TON _{hwe}	0,980	0,712	4,703	3,334	4,396				
TN _{KCl}	0,712	0,004	-1,898	1,626	1,837				
TON _{KCl}	0,989	0,831	2,175	0,614	1,825				
TN	0,898	0,170	2,088	0,295	1,686				
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,770	0,014	-0,968	-1,400	1,065				
N _{mic}	0,916	0,237	0,820	0,440	0,735				
qCO ₂	0,945	0,391	0,708	0,708	0,708				
BA	0,988	0,823	-0,578	-0,721	0,610				
TOC _{KCl}	0,944	0,384	0,724	-0,057	0,575				
LGA	0,954	0,458	0,417	0,381	0,409				
WG	0,982	0,739	0,489	-0,124	0,407				
TOC	0,914	0,229	-0,383	0,460	0,400				
pH(CaCl ₂)	0,958	0,491	-0,186	0,718	0,305				
TOC _{hwe}	0,983	0,751	-0,254	0,471	0,303				
LAA	0,996	0,941	-0,310	0,135	0,271				
pH(H ₂ O)	0,996	0,939	0,231	-0,350	0,258				
C _{mic}	0,997	0,951	-0,235	0,207	0,229				
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,881	0,123	0,082	-0,114	0,089				
TON ^{c)}	0,891	0,148	-	-	-				
TIN _{hwe} ^{c)}	0,641	0,001	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,481	0,000	-	-	-				
TIN _{KCl} ^{c)}	0,620	0,000	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,448	0,000	-	-	-				
Klassifizierungsergebnisse									
						Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]			
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen						97,2			
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung						88,9			

Tab. A124: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) Mai 2002** und **b) August 2002** in **10-30 cm** Tiefe (n = 36)

a)

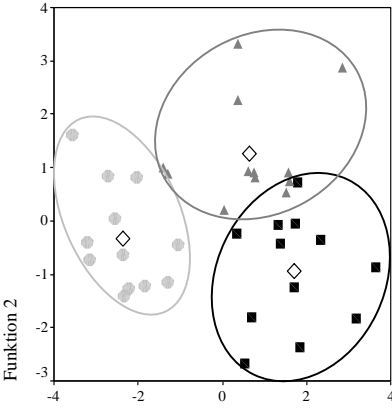
Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	1,719	56,9	0,795	0,368	0,160	23,007	42,212	0,908	0,462				
F 2	1,305	43,1	0,752	0,434		19,205		0,509					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$								
TN _{hwe}	0,989	0,829	-2,287	-5,171	0,353								
TIN _{hwe}	0,960	0,513	1,582	4,887	0,301								
TN _{KCl}	0,951	0,438	-1,138	-3,158	0,201								
TON _{hwe}	0,989	0,831	0,720	3,481	0,191								
TON _{KCl}	0,996	0,930	1,312	1,765	0,151								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,918	0,242	0,316	-2,674	0,133								
pH(H ₂ O)	0,996	0,936	1,243	1,316	0,127								
qCO ₂	0,966	0,562	-1,548	0,895	0,127								
pH(CaCl ₂)	0,952	0,447	-1,326	-0,846	0,112								
BA	0,796	0,023	1,314	-0,837	0,111								
TOC	0,984	0,771	0,262	2,194	0,109								
TN	0,988	0,822	-0,739	-1,367	0,101								
WG	0,948	0,413	0,768	1,019	0,088								
N _{mic}	0,900	0,175	1,352	0,119	0,082								
C _{mic}	0,947	0,406	-0,845	0,747	0,080								
TOC _{KCl}	0,923	0,268	0,940	0,077	0,057								
LGA	0,940	0,359	-0,782	-0,255	0,055								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	0,933	0,318	-0,080	-1,163	0,055								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,829	0,045	0,504	0,504	0,050								
LAA	0,994	0,907	0,002	-0,551	0,024								
TOC _{hwe}	0,988	0,821	0,092	0,284	0,017								
TON ^{c)}	0,987	0,811	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,891	0,150	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,918	0,243	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					88,9								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					55,6								

a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	3,241	77,6	0,874	0,236	0,122	34,676	50,529	0,139	0,084				
F 2	0,936	22,4	0,695	0,517		15,853		0,603					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D_{F1}	D_{F2}	D_M ^{b)}								
TN _{hwe}	0,760	0,011	2,164	-0,976	1,898								
TON _{hwe}	0,809	0,030	-1,600	1,657	1,613								
TN	0,953	0,454	-1,704	-0,588	1,454								
TON _{KCl}	0,926	0,279	1,435	-0,730	1,277								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,931	0,305	-1,121	0,238	0,923								
WG	0,980	0,722	0,796	1,016	0,845								
TOC _{hwe}	0,840	0,057	0,699	-1,290	0,831								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,993	0,895	0,606	-0,667	0,620								
LAA	0,883	0,129	-0,714	0,233	0,606								
TOC	0,970	0,605	0,770	0,008	0,599								
TN _{KCl}	0,873	0,107	-0,647	0,409	0,594								
N _{mic}	0,948	0,414	-0,288	1,582	0,578								
pH(CaCl ₂)	0,942	0,372	0,370	1,154	0,546								
pH(H ₂ O)	0,959	0,500	0,383	-0,902	0,499								
qCO ₂	0,964	0,542	-0,460	0,388	0,444								
BA	0,958	0,491	0,206	-0,854	0,351								
C _{mic}	0,988	0,822	0,332	-0,082	0,276								
LGA	0,979	0,705	0,155	-0,331	0,194								
TOC _{KCl}	0,971	0,619	-0,210	-0,113	0,188								
TON ^{c)}	0,950	0,429	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,883	0,129	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,817	0,036	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,914	0,226	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,879	0,120	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					91,7								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					72,2								

Tab. A125: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) Oktober 2002** und **b) Mai 2003** in **10-30 cm** Tiefe (n = 36)

a)

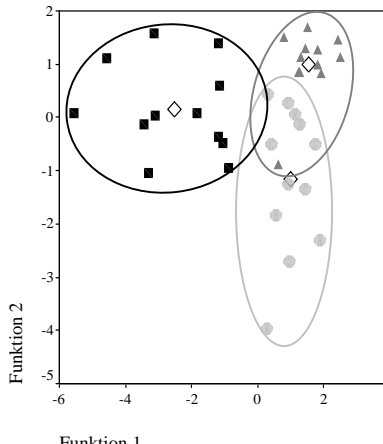
Prüfung der Diskriminanzfunktionen															
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c		Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}					
F 1	4,848	86,4	0,910	0,171	0,097		42,386	56,023	0,040	0,030					
F 2	0,765	13,6	0,658	0,567			13,637		0,752						
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen															
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)									
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$										
TON _{hwe}	0,941	0,364	-3,747	-1,392	3,427										
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,992	0,874	2,635	-1,081	2,424										
N _{mic}	0,786	0,019	2,101	-0,256	1,850										
TN	0,995	0,924	1,764	-0,983	1,642										
TN _{KCl}	0,948	0,413	-1,847	-0,228	1,627										
TOC	0,988	0,824	-1,387	0,318	1,242										
pH(CaCl ₂)	0,865	0,216	1,297	0,365	1,170										
TN _{hwe}	0,957	0,480	0,797	3,274	1,134										
TOC _{hwe}	0,972	0,622	1,024	-1,803	1,130										
C _{mic}	0,992	0,870	-1,137	0,791	1,090										
WG	0,969	0,597	1,188	0,393	1,080										
qCO ₂	0,926	0,279	-1,189	0,298	1,068										
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,986	0,795	-0,904	0,756	0,884										
TON _{KCl}	0,999	0,976	0,717	0,284	0,658										
LAA	0,826	0,042	0,578	-0,350	0,547										
pH(H ₂ O)	0,911	0,216	0,405	-0,348	0,397										
BA	0,902	0,181	0,207	0,609	0,262										
TOC _{KCl}	0,997	0,957	-0,222	0,304	0,233										
LGA	0,892	0,152	0,047	0,126	0,058										
TON ^{c)}	0,994	0,900	-	-	-										
TIN _{hwe} ^{c)}	0,863	0,088	-	-	-										
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,860	0,083	-	-	-										
TIN _{KCl} ^{c)}	0,924	0,272	-	-	-										
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,922	0,263	-	-	-										
Klassifizierungsergebnisse															
											Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]				
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen											94,4				
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung											69,4				

a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

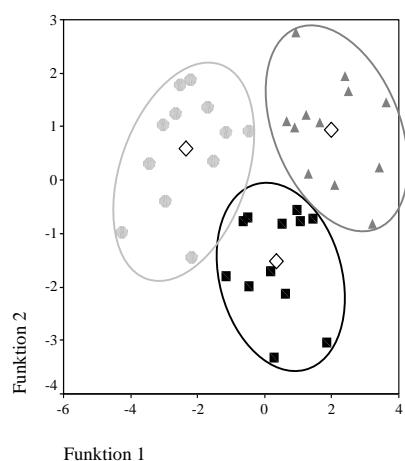
c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen									
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	3,553	80,7	0,883	0,220	0,119	42,443	59,635	0,000	0,000
F 2	0,848	19,3	0,677	0,541		17,192		0,070	
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen									
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)			
			D_{F1}	D_{F2}	D_M ^{b)}				
TON	0,985	0,783	20,050	-9,033	17,924				
TN	0,971	0,610	-20,061	8,153	17,763				
pH(H ₂ O)	0,734	0,006	1,721	3,343	2,034				
pH(CaCl ₂)	0,871	0,103	-1,461	-2,417	1,646				
TON _{KCl}	0,713	0,004	-0,670	0,575	0,652				
TOC _{KCl}	0,995	0,925	0,359	-1,342	0,549				
TOC _{hwe}	0,947	0,408	-0,176	1,347	0,401				
WG	0,835	0,051	0,272	0,460	0,308				
TOC	0,911	0,215	0,072	0,651	0,184				
TON _{hwe}	0,946	0,401	0,002	-0,244	0,049				
qCO ₂	0,924	0,272	-0,008	-0,041	0,014				
TN _{hwe} ^{c)}	0,657	0,001	-	-	-				
TIN _{hwe} ^{c)}	0,284	0,000	-	-	-				
NH ₄ ⁺ -N _{hwe} ^{c)}	0,359	0,000	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,299	0,000	-	-	-				
TN _{KCl} ^{c)}	0,280	0,000	-	-	-				
TIN _{KCl} ^{c)}	0,376	0,000	-	-	-				
NH ₄ ⁺ -N _{KCl} ^{c)}	0,388	0,000	-	-	-				
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,406	0,000	-	-	-				
C _{mic} ^{c)}	0,858	0,080	-	-	-				
N _{mic} ^{c)}	0,986	0,798	-	-	-				
BA ^{c)}	0,960	0,508	-	-	-				
LAA ^{c)}	0,880	0,122	-	-	-				
LGA ^{c)}	0,927	0,285	-	-	-				

Klassifizierungsergebnisse		Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen		86,1
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung		88,9

Tab. A126: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer, mikrobiologischer und biochemischer Bodenparameter im **a) August 2003** und **b) Oktober 2003** in **10-30 cm** Tiefe (n = 36)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	3,843	72,9	0,881	0,223	0,097	36,008	55,966	0,090	0,030				
F 2	1,297	27,1	0,751	0,435		19,958		0,335					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D_{F1}	D_{F2}	D_M ^{b)}								
TN _{hwe}	0,860	0,084	-3,126	4,558	0,351								
TON _{hwe}	0,883	0,128	3,663	-2,411	0,332								
TN _{KCl}	0,636	0,001	3,243	-2,860	0,314								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,946	0,398	-2,614	1,654	0,235								
pH(H ₂ O)	0,798	0,024	2,186	-0,110	0,162								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,957	0,485	1,406	-1,115	0,133								
TOC _{KCl}	0,986	0,792	1,313	0,996	0,123								
WG	0,942	0,376	1,308	0,563	0,110								
TON _{KCl}	0,673	0,001	-1,322	0,018	0,097								
TOC	0,984	0,763	-0,345	-2,277	0,087								
TN	0,997	0,947	-0,464	1,580	0,077								
pH(CaCl ₂)	0,778	0,016	-0,463	1,298	0,069								
TOC _{hwe}	0,970	0,606	-0,868	-0,086	0,066								
LGA	0,971	0,618	-0,384	0,629	0,045								
BA	0,970	0,609	-0,339	0,431	0,036								
LAA	0,921	0,255	-0,226	-0,510	0,030								
qCO ₂	0,999	0,977	-0,169	-0,583	0,028								
C _{mic}	1,000	1,000	0,083	-0,550	0,021								
N _{mic}	0,984	0,767	-0,040	-0,225	0,009								
TON ^{c)}	0,998	0,971	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,755	0,010	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,645	0,001	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,723	0,005	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,557	0,000	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					100,0								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					80,6								

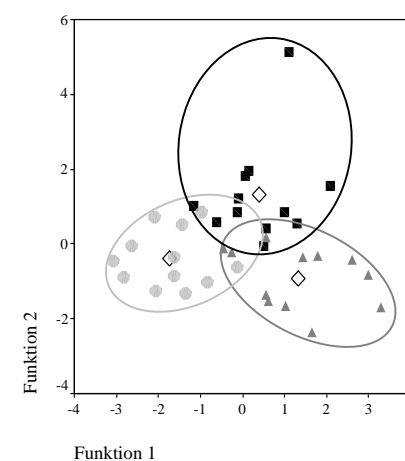
- a) Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert
b) an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten
c) nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen

Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}
F 1	1,770	63,8	0,799	0,361	0,180	28,532	48,028	0,029	0,001
F 2	1,006	36,2	0,708	0,498		19,496		0,034	

Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen

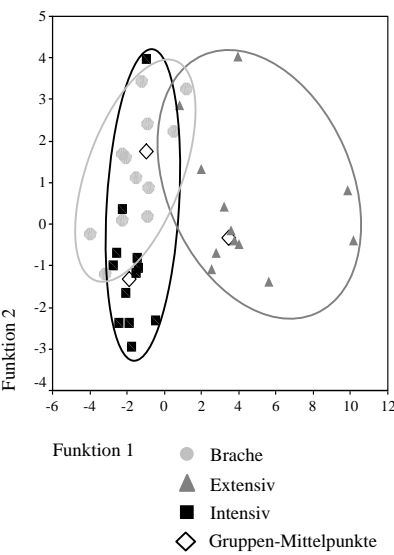
Merkmalsvariable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.-funkt.koeffizienten			
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$	
TON	0,976	0,675	-9,909	-13,951	11,372	<div><div>Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)</div></div>
TN	0,967	0,571	10,187	13,204	11,279	
pH(CaCl ₂)	0,914	0,225	1,658	0,629	1,286	
TOC	0,933	0,317	-0,582	1,480	0,907	
WG	0,699	0,003	0,895	-0,911	0,901	
pH(H ₂ O)	0,930	0,301	-0,491	-1,349	0,802	
TON _{KCl}	0,931	0,310	0,178	0,876	0,431	
BA	0,933	0,319	0,541	0,209	0,421	
TOC _{hwe}	0,932	0,311	0,334	-0,475	0,385	
qCO ₂	0,932	0,311	-0,432	0,298	0,383	
C _{mic}	0,978	0,693	0,154	0,089	0,130	
TN _{hwe} ^{c)}	0,695	0,002	-	-	-	
TON _{hwe} ^{c)}	0,977	0,684	-	-	-	
TIN _{hwe} ^{c)}	0,625	0,000	-	-	-	
NH ₄ ⁺ -N _{hwe} ^{c)}	0,930	0,303	-	-	-	
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,613	0,000	-	-	-	
TOC _{KCl} ^{c)}	0,983	0,754	-	-	-	
TN _{KCl} ^{c)}	0,591	0,000	-	-	-	
TIN _{KCl} ^{c)}	0,672	0,001	-	-	-	
NH ₄ ⁺ -N _{KCl} ^{c)}	0,954	0,457	-	-	-	
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,642	0,001	-	-	-	
N _{mic} ^{c)}	0,983	0,755	-	-	-	
LAA ^{c)}	0,954	0,458	-	-	-	
LGA ^{c)}	1,000	0,998	-	-	-	

Klassifizierungsergebnisse

	Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen	83,3
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung	83,3

Tab. A127: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter im a) **Mai 2001** und b) **Mai 2002** in **30-60 cm Tiefe** (n = 36)

a)

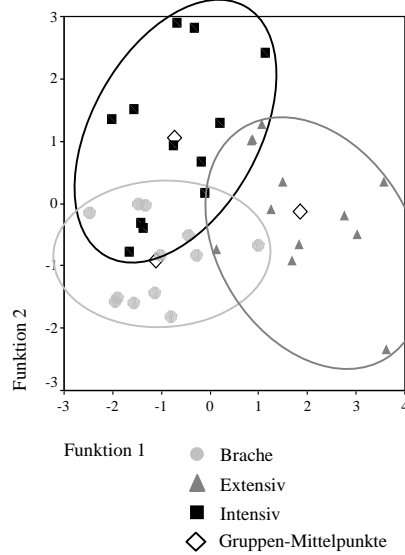
Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	5,795	75,3	0,923	0,147	0,051	29,701	46,208	0,244	0,119				
F 2	1,901	24,7	0,809	0,345		16,507		0,488					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
TON _{hwe}	0,933	0,435	4,217	-0,853	3,386								
TN _{hwe}	0,883	0,224	-3,198	1,861	2,868								
TN _{KCl}	0,466	0,000	3,498	0,888	2,853								
TON _{KCl}	0,767	0,041	-2,108	-0,952	1,822								
TOC _{hwe}	0,939	0,469	-1,290	-1,063	1,234								
pH(CaCl ₂)	0,881	0,218	1,384	-0,601	1,191								
TN	0,878	0,210	-0,235	3,211	0,970								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,997	0,970	0,733	1,225	0,855								
pH(H ₂ O)	0,848	0,139	-0,467	1,618	0,751								
WG	0,854	0,149	-0,283	-1,807	0,659								
C _{mic}	0,950	0,543	-0,162	-1,637	0,526								
TOC	0,919	0,364	-0,319	-1,096	0,511								
TIN _{hwe}	0,488	0,000	-0,282	-0,977	0,454								
TOC _{KCl}	0,706	0,015	0,415	0,437	0,420								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,979	0,775	-0,240	0,352	0,268								
BA	0,877	0,207	-0,258	0,227	0,250								
N _{mic}	0,906	0,306	-0,093	0,346	0,155								
qCO ₂	0,926	0,396	0,020	-0,039	0,025								
TON ^{c)}	0,875	0,200	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,403	0,000	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,414	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,354	0,000	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					86,1								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					77,8								

^{a)} Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

^{b)} an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

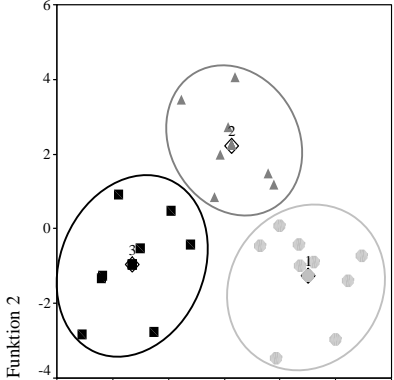
^{c)} nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	1,878	72,6	0,808	0,347	0,203	26,427	39,843	0,352	0,226				
F 2	0,710	27,4	0,644	0,585		13,416		0,642					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$								
TN _{KCl}	0,825	0,042	-8,372	1,488	6,486								
TON _{KCl}	0,810	0,031	6,673	-1,537	5,266								
TN _{hwe}	0,753	0,009	4,865	-4,856	4,863								
TON _{hwe}	0,753	0,009	-4,024	4,168	4,063								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,903	0,186	-0,878	1,340	1,005								
TOC _{hwe}	0,753	0,009	1,104	-0,161	0,846								
C _{mic}	0,872	0,105	0,853	0,390	0,726								
TOC _{KCl}	0,976	0,674	-0,468	-0,768	0,468								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,961	0,520	0,429	0,370	0,413								
TOC	0,946	0,400	-0,212	-0,582	0,313								
WG	0,873	0,106	0,311	-0,213	0,284								
pH(H ₂ O)	0,962	0,529	-0,065	0,819	0,272								
pH(CaCl ₂)	0,966	0,567	0,647	-0,309	0,272								
N _{mic}	0,946	0,400	-0,213	0,424	0,271								
TN	0,936	0,335	-0,168	0,463	0,249								
qCO ₂	0,937	0,339	0,195	0,155	0,184								
BA	0,949	0,420	-0,046	0,315	0,120								
TON ^{c)}	0,937	0,340	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,830	0,046	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,818	0,036	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,839	0,056	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,831	0,047	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					86,1								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					75,0								

Tab. A128: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter im a) **Mai 2003** in **30-60 cm** Tiefe und b) **Mai 2001** in **60-100 cm** Tiefe (n = 36)

a)

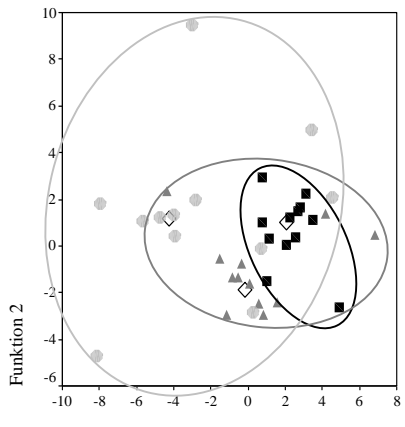
Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	7,261	73,0	0,938	0,121	0,033	58,069	93,903	0,000	0,000				
F 2	2,681	27,0	0,853	0,272		35,834		0,000					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$								
TN	0,745	0,008	-23,031	1,472	17,210								
TON	0,799	0,025	20,777	0,096	15,193								
TON _{hwe}	0,949	0,419	1,113	-0,953	1,070								
TOC	0,809	0,030	1,048	-1,033	1,044								
pH(H ₂ O)	0,942	0,372	-0,993	1,148	1,035								
pH(CaCl ₂)	0,991	0,861	1,031	-1,017	1,027								
WG	0,689	0,002	0,852	-1,168	0,937								
TOC _{hwe}	0,939	0,356	0,935	0,709	0,874								
TOC _{KCl}	0,961	0,518	-1,057	0,214	0,829								
BA	0,833	0,049	0,267	0,820	0,416								
TON _{KCl}	0,931	0,305	0,288	0,056	0,225								
C _{mic}	0,882	0,125	0,005	0,368	0,103								
TN _{hwe} ^{c)}	0,580	0,000	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,286	0,000	-	-	-								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe} ^{c)}	0,307	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,296	0,000	-	-	-								
TN _{KCl} ^{c)}	0,336	0,000	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,345	0,000	-	-	-								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl} ^{c)}	0,241	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,389	0,000	-	-	-								
N _{mic} ^{c)}	0,862	0,086	-	-	-								
qCO ₂ ^{c)}	0,663	0,001	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen										Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]			
										100,0			
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung										88,9			

^{a)} Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

^{b)} an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

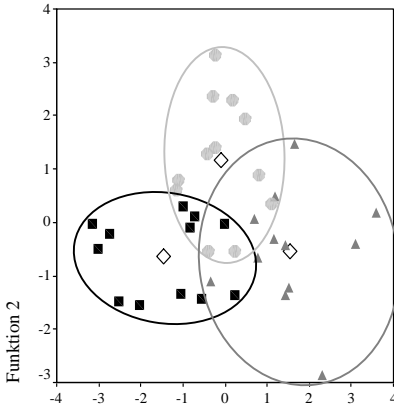
^{c)} nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	6,241	73,4	0,928	0,138	0,042	27,717	44,283	0,268	0,111				
F 2	2,265	26,6	0,833	0,306		16,566		0,414					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$								
TN _{KCl}	0,978	0,786	9,008	10,797	9,484								
TN _{hwe}	0,952	0,583	-5,355	-9,522	6,463								
TON _{KCl}	0,956	0,612	-4,115	-9,156	5,456								
TN	0,801	0,088	-2,508	-2,220	2,431								
TOC _{hwe}	0,891	0,282	1,768	2,256	1,898								
TOC _{KCl}	0,885	0,260	-1,832	1,438	1,727								
N _{mic}	0,933	0,468	1,835	1,390	1,717								
TON _{hwe}	0,850	0,168	0,760	2,890	1,327								
qCO ₂	0,944	0,529	1,084	1,492	1,193								
WG	0,978	0,784	-0,259	3,576	1,141								
pH(H ₂ O)	0,798	0,083	-1,165	0,913	1,098								
pH(CaCl ₂)	0,872	0,222	1,042	-0,989	1,028								
BA	0,922	0,409	1,029	-0,944	1,006								
TOC	0,843	0,153	0,812	1,202	0,916								
C _{mic}	0,983	0,829	-1,141	-0,240	0,901								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,852	0,171	-0,388	-2,110	0,846								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,872	0,222	-0,223	1,356	0,524								
TON ^{c)}	0,796	0,081	-	-	-								
TIN _{hwe} ^{c)}	0,854	0,176	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,868	0,210	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,889	0,274	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,886	0,265	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
					77,8								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					61,1								

Tab. A129: Ausgewählte Ergebnisse der **Diskriminanzanalyse** zur Untersuchung der Unterschiedlichkeit der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ hinsichtlich verschiedener chemischer und mikrobiologischer Bodenparameter im a) **Mai 2002** und b) **Mai 2003** in **60-100 cm** Tiefe (n = 36)

a)

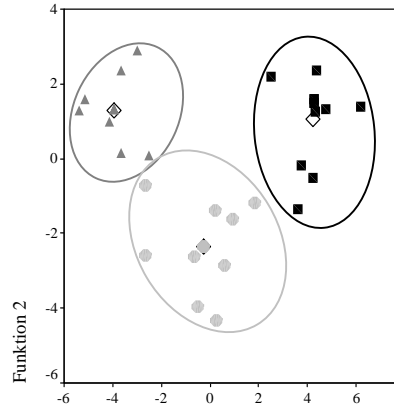
Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$S^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	1,640	68,8	0,788	0,379	0,217	23,782	37,406	0,582	0,404				
F 2	0,744	31,2	0,653	0,573		13,624		0,694					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D_{F1}	D_{F2}	$D_M^{b)}$								
TON _{hwe}	0,769	0,013	4,275	-0,625	3,137								
TN _{hwe}	0,785	0,018	-4,334	-0,122	3,020								
TN _{KCl}	0,893	0,154	1,422	3,489	2,067								
TIN _{hwe}	0,988	0,821	1,717	-2,420	1,936								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,933	0,319	1,358	0,421	1,066								
BA	0,954	0,461	-0,739	-0,193	0,569								
WG	0,982	0,738	-0,612	0,407	0,548								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,958	0,494	-0,654	-0,291	0,541								
TON _{KCl}	0,847	0,065	-0,265	-1,058	0,512								
TOC _{hwe}	0,733	0,006	0,531	0,340	0,471								
TN	0,986	0,794	0,482	-0,301	0,426								
pH(CaCl ₂)	0,998	0,962	0,309	0,609	0,403								
qCO ₂	0,959	0,504	0,348	0,372	0,355								
N _{mic}	0,860	0,083	-0,378	0,189	0,319								
TOC	0,947	0,408	0,204	0,429	0,274								
C _{mic}	0,995	0,915	-0,320	0,117	0,257								
TOC _{KCl}	0,949	0,424	-0,309	-0,031	0,222								
pH(H ₂ O)	0,989	0,839	0,067	-0,511	0,206								
TON ^{c)}	0,986	0,794	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,997	0,958	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,989	0,831	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,978	0,691	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					80,6								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					77,8								

^{a)} Merkmalsvariable sind absteigend nach der Stärke ihrer mittleren diskriminatorischen Bedeutung sortiert

^{b)} an Eigenwertanteilen beider Diskriminanzfunktionen gewichtete mittlere Diskriminanzkoeffizienten

^{c)} nicht in die Analyse aufgenommene Variable, da deren Merkmale durch andere Variable erklärt werden

b)

Prüfung der Diskriminanzfunktionen													
Funktionen	γ	$s^2_{\text{erkl.}} [\%]$	c	Λ_{uni}	Λ_{multi}	χ^2_{uni}	χ^2_{multi}	P_{uni}	P_{multi}				
F 1	12,160	79,9	0,961	0,076	0,019	61,852	95,424	0,000	0,000				
F 2	3,050	20,1	0,868	0,247		33,572		0,014					
Diskriminatorische Bedeutung der Merkmalsvariablen													
Merkmals- variable ^{a)}	Λ	P	Standard. Diskrim.- funkt.koeffizienten			Kanonische Diskriminanzfunktion (Streudiagramm)							
			D _{F1}	D _{F2}	D _M ^{b)}								
N _{mic}	0,802	0,026	2,381	-1,459	2,196								
TOC _{hwe}	0,780	0,017	-2,244	-0,834	1,961								
pH(H ₂ O)	0,990	0,842	-2,352	0,256	1,931								
TON	0,742	0,007	-2,154	-0,995	1,921								
qCO ₂	0,891	0,148	2,069	-0,574	1,769								
NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	0,612	0,000	-1,708	1,066	1,579								
pH(CaCl ₂)	0,963	0,537	1,814	-0,323	1,514								
TN	0,781	0,017	0,656	4,745	1,478								
TON _{hwe}	0,989	0,832	1,017	1,597	1,134								
TON _{KCl}	0,980	0,711	-1,087	0,851	1,040								
WG	0,957	0,481	0,444	-3,324	1,023								
TN _{KCl}	0,607	0,000	1,161	0,371	1,002								
BA	0,988	0,814	-1,166	-0,185	0,969								
TIN _{hwe}	0,638	0,001	0,279	3,235	0,873								
TOC _{KCl}	0,981	0,734	0,820	-0,924	0,841								
NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	0,817	0,035	0,849	-0,065	0,691								
TN _{hwe}	0,810	0,031	-0,147	-2,231	0,566								
TOC	0,838	0,054	-0,550	0,222	0,484								
C _{mic}	0,880	0,120	0,216	0,711	0,315								
NO ₃ ⁻ -N _{hwe} ^{c)}	0,636	0,001	-	-	-								
TIN _{KCl} ^{c)}	0,600	0,000	-	-	-								
NO ₃ ⁻ -N _{KCl} ^{c)}	0,655	0,001	-	-	-								
Klassifizierungsergebnisse													
					Anteil korrekt klassifizierter Fälle [%]								
Unter Einbeziehung aller aufgeführten Merkmalsvariablen					97,2								
Unter Einbeziehung der 6 Merkmalsvariablen mit der höchsten diskriminatorischen Bedeutung					83,3								

Tab. A130: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen dem C_{phyt} - bzw. N_{phyt} -Gehalt und ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Bodenparametern in **0-30 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von **Oktober 2000 bis Mai 2002** (n = 6)

Frucht	Variante	Param.	Termin	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{kci}	TN	TON	TN _{hwe}	TN _{hwe}	TN _{kci}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{kci}	TON _{kci}	TIN _{kci}	NH ₄ ⁺ -N _{kci}	NO ₃ ⁻ -N _{kci}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA	
	BRA	C _{phyt}	Okt. 00	-	-	-	0,83*	0,83*	-	-	-	-	-	-	-0,83*	-	-	-	-	0,83*	-	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	EXT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,83*	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	INT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA	C _{phyt}	Mai 01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	EXT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	INT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA	C _{phyt}	Aug. 01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	EXT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	INT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA	C _{phyt}	Okt. 01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	EXT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	INT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BRA	C _{phyt}	Mai 02	0,89*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90*	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	EXT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	INT	C _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A131: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen dem C_{phyt} - bzw. N_{phyt} -Gehalt und ausgewählten chemischen, mikrobiologischen und biochemischen Bodenparametern in **0-30 cm** Tiefe, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von **August 2002 bis August 2003** (n = 6)

Frucht	Variant	Param.	Termin	TOC	TOC _{hwe}	TOC _{KCl}	TN	TON	TN _{hwe}	TON _{hwe}	TN _{hwe}	NH ₄ ⁺ -N _{hwe}	NO ₃ ⁻ -N _{hwe}	TN _{KCl}	TON _{KCl}	TIN _{KCl}	NH ₄ ⁺ -N _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}	C _{mic}	N _{mic}	BA	qCO ₂	LAA	LGA
	BRA	C _{phyt}	Aug. 02	-	0,94**	-	-	-	0,89*	0,83*	-	0,83*	-	-	-	-	-	0,83*	-	-	-	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	C _{phyt}	EXT		/ (WR) ^{a)}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N _{phyt}	INT		/ (TR) ^{a)}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C _{phyt}	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{phyt}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	BRA	C _{phyt}	Okt. 02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,94**	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	C _{phyt}	EXT		TR	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	N _{phyt}	INT		/	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	C _{phyt}	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{phyt}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	BRA	C _{phyt}	Mai 03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	C _{phyt}	EXT		TR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N _{phyt}	INT		SR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C _{phyt}	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{phyt}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	BRA	C _{phyt}	Aug. 03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		N _{phyt}		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	C _{phyt}	EXT		/ (TR) ^{a)}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N _{phyt}	INT		/ (SR) ^{a)}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C _{phyt}	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N _{phyt}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

^{a)} Beprobung der Phytomasse erfolgte – etwas abweichend von der Bodenbeprobung – im Aug. 02 kurz nach und im Aug. 03 kurz vor Beerntung der Versuchspartzellen „Extensive“ und „Intensive Bewirtschaftung“

Tab. A132: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen Bodenparametern in **0-10 cm** und **10-30 cm** Tiefe sowie Wetterdaten der Klimastation Köllitsch (vgl. 2.2), getrennt nach den Versuchsvarianten „**Brache**“, „**Extensive Bewirtschaftung**“ und „**Intensive Bewirtschaftung**“ während des Untersuchungszeitraumes von **Oktober 2000 bis Oktober 2003** (n = 10)

Tiefenstufe	Variante	Bodenparameter Wetterdaten	WG	TOC _{KCl}	TN _{KCl}	TIN _{KCl}	NO ₃ ⁻ -N _{KCl}
0-10	BRA	Summe des Niederschlages aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	0,65*	-	-	-	-
		Summe des Niederschlages aus 4 Wochen vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-0,65*	-	-	-
		Summe der Globalstrahlung aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-0,78**	-	-	-	-
	EXT	Summe des Niederschlages aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	0,73*	-	-	-	-
		Summe des Niederschlages aus 4 Wochen vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-	-	-	-
		Summe der Globalstrahlung aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-0,72*	-	-	-	-
	INT	Summe des Niederschlages aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	0,76*	-	-	-	-
		Summe des Niederschlages aus 4 Wochen vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-0,67*	-0,70*	-0,73*	-
		Summe der Globalstrahlung aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-0,73*	-	-	-	-
10-30	BRA	Summe des Niederschlages aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-	-	-	-
		Summe des Niederschlages aus 4 Wochen vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-0,75*	-	-	-
		Summe der Globalstrahlung aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-	-	-	-
	EXT	Summe des Niederschlages aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	0,65*	-	-	-	-
		Summe des Niederschlages aus 4 Wochen vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-0,71*	-	-	-
		Summe der Globalstrahlung aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-	-	-	-
	INT	Summe des Niederschlages aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	0,64*	-	-	-	-
		Summe des Niederschlages aus 4 Wochen vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-0,67*	-0,76*	-0,76*	-0,68*
		Summe der Globalstrahlung aus 1 Woche vor dem jeweiligen Bodenbeprobungstermin	-	-	-	-	-

- keine signifikanten Beziehungen; * und ** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$ und $P \leq 0,01$

Tab. A133: Prüfung der erhobenen chemischen Phytomasseparameter auf Normalverteilung mittels **Kolmogorov-Smirnov-Test**, getrennt nach den Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ (n = 24) von **Oktober 2000 bis August 2003** (die in der Tabelle aufgeführten Phytomasseparameter gelten als nicht hinreichend normalverteilt)

Versuchsvarianten		Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
Frucht	EXT	GS	ERB	ERB	WR	WR	/ (WR) ^{a)}	TR	TR	/ (TR) ^{a)}	/
	INT	WR	WR	WR	TR	TR	/ (TR) ^{a)}	/	SR	/ (SR) ^{a)}	(WG) ^{a)}
BRA		nv	WG _{phyt}	C _{phyt}	nv	nv	nv	nv	nv	Trockenmasse vorr., C _{phyt} -Vorr., N _{phyt} -Vorrat	n.b.
EXT		nv	C _{phyt}	C _{phyt}	C _{phyt}	C _{phyt}	n.b.	n.b.	nv	nv	/
INT		nv	nv	nv	WG _{phyt}	nv	n.b.	/	nv	nv	n.b.

a) Beprobung der Phytomasse erfolgte – etwas abweichend von der Bodenbeprobung – im Aug. 02 kurz nach und im Aug. 03 kurz vor Beerntung der Versuchspartzen „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“, im Aug. 02 konnten daher keine massebezogenen Parameter erhoben werden; im Okt. 03 wurden keine Phytomasseproben entnommen

nv – alle erhobenen Phytomasseparameter gelten als hinreichend normalverteilt

Tab. A134: Vergleich der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ mittels **Mann-Whitney-U-Test** (n = 24) bezüglich **WG_{phyt}**, **Trockenmasse**-, **C_{phyt}**- und **N_{phyt}-Vorrat** der oberirdischen Phytomasse von **Oktober 2000 bis Oktober 2003**

Parameter	Variantenvergleich	Okt. 00	Mai 01	Aug. 01	Okt. 01	Mai 02	Aug. 02	Okt. 02	Mai 03	Aug. 03	Okt. 03
WG _{phyt}	BRA / EXT	***	***	***	***	***	n.b.	n.b.	***	***	/
	BRA / INT	***	***	***	***	***	n.b.	/	***	***	n.b.
	EXT / INT	**	***	-	***	-	n.b.	/	***	***	/
Trockenmasse	BRA / EXT	-	***	**	***	**	n.b.	n.b.	***	-	/
	BRA / INT	***	***	***	***	***	n.b.	/	***	*	n.b.
	EXT / INT	***	***	***	-	-	n.b.	/	***	-	/
C _{phyt} -Vorrat	BRA / EXT	***	***	*	***	***	n.b.	n.b.	***	-	/
	BRA / INT	***	***	***	***	***	n.b.	/	***	*	n.b.
	EXT / INT	***	***	***	-	-	n.b.	/	***	-	/
N _{phyt} -Vorrat	BRA / EXT	**	***	***	***	**	n.b.	n.b.	***	*	/
	BRA / INT	***	***	***	***	***	n.b.	/	***	-	n.b.
	EXT / INT	***	***	*	-	-	n.b.	/	***	-	/

- keine signifikanten Unterschiede; *, ** und *** symbolisieren signifikante Unterschiede auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A135: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen Parametern im Sickerwasser der Versuchsvarianten „Brache“, „Extensive Bewirtschaftung“ und „Intensive Bewirtschaftung“ von Februar 2001 bis Juli 2003 (n = 91)

Variante	Parameter	NO ₃ ⁻ -N _{Perk.}	NH ₄ ⁺ -N _{Perk.}	DIN _{Perk.}	DON _{Perk.}	DN _{Perk.}	DC _{Perk.}	pH-Wert _{Perk.}
BRA	pH-Wert _{Perk.}	-	-	-	-	0,22*	0,25*	
	DC _{Perk.}	-0,49***	0,35***	-0,49***	-	-0,34***		
	DN _{Perk.}	0,88***	-	0,88***	0,79***			
	DON _{Perk.}	0,47***	-	0,47***				
	DIN _{Perk.}	0,99***	-0,25*					
	NH ₄ ⁺ -N _{Perk.}	-0,27*						
	NO ₃ ⁻ -N _{Perk.}							
EXT	pH-Wert _{Perk.}	-0,49***	0,52***	-0,49***	-	-0,39***	-	
	DC _{Perk.}	-0,31**	0,41***	-0,33**	0,67***	-		
	DN _{Perk.}	0,90***	-0,29**	0,89***	-			
	DON _{Perk.}	-0,32**	0,49***	-0,33**				
	DIN _{Perk.}	0,99***	-0,43***					
	NH ₄ ⁺ -N _{Perk.}	-0,42***						
	NO ₃ ⁻ -N _{Perk.}							
INT	pH-Wert _{Perk.}	-	0,41***	-	0,22*	-	-	
	DC _{Perk.}	-	-	-	0,30**	-		
	DN _{Perk.}	0,88***	-	0,88***	0,51**			
	DON _{Perk.}	-	0,50***	-				
	DIN _{Perk.}	0,99***	-					
	NH ₄ ⁺ -N _{Perk.}	-						
	NO ₃ ⁻ -N _{Perk.}							

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Tab. A136: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ausgewählten chemischen Parametern im Niederschlagswasser von Januar 2001 bis Dezember 2003 (n = 59)

Parameter	NO ₃ ⁻ -N _{NS}	NH ₄ ⁺ -N _{NS}	DIN _{NS}	DON _{NS}	DN _{NS}	DC _{NS}	pH-Wert _{NS}
pH-Wert _{NS}	-0,51***	-	-	-	-	-	
DC _{NS}	0,42**	0,56***	0,54***	0,65***	0,64***		
DN _{NS}	0,74***	0,94***	0,94***	0,50**			
DON _{NS}	-	0,29*	-				
DIN _{NS}	0,79***	0,98***					
NH ₄ ⁺ -N _{NS}	0,71***						
NO ₃ ⁻ -N _{NS}							

- keine signifikanten Beziehungen; *, ** und *** symbolisieren Signifikanz auf $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ und $P \leq 0,001$

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die mir bei der Erstellung dieser Arbeit behilflich waren. Besonderer Dank gilt dabei folgenden Personen:

Herrn Prof. Dr. F. Makeschin danke ich für die Überlassung des Themas und die kritische Durchsicht dieser Arbeit.

Für die Übernahme der Begutachtung dieser Arbeit danke ich Herrn Prof. em. Dr. M. Körschens und Herrn Prof. Dr. P. Leinweber.

Den technischen Mitarbeiterinnen Frau K. Walter und Frau S. Alban danke ich ganz herzlich für die hilfsbereite und tatkräftige Unterstützung bei den mannigfaltigen Analysen im Labor sowie den Arbeiten im Gelände. Ferner sei Frau C. Fenger, Frau B. Kockisch, Frau G. Mitschick, Frau R. Rüger, Frau M. Unger und Frau I. Weimann für die Mithilfe bei der Bewerkstellung der vielfältigen Laboranalysen und den zahlreichen anstehenden Außenarbeiten gedankt. In gleicher Weise möchte ich den studentischen Hilfskräften und Praktikanten für ihre aktive Unterstützung danken. Erwähnt sei in diesem Zusammenhang insbesondere Frau G. Wesolek, Herr E. Fritzsche, Herr S. Wedig und Herr S. Wunderlich.

Für die konstruktive Betreuung sowie den vielen nützlichen Hinweisen während der Anfangsphase dieses Forschungsprojektes bedanke ich mich bei Frau Dr. habil. S. Klose.

Bei Herrn Dr. D. Landgraf möchte ich mich für das gründliche Korrekturlesen und die zahlreichen Ratschläge bedanken, welche zum Gelingen dieser Arbeit wesentlich beigetragen haben.

Dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH möchte ich für die finanzielle Unterstützung des Forschungsvorhabens danken. Für die interdisziplinäre Zusammenarbeit gilt den Mitarbeitern des Departments Biozönoseforschung Herrn Dr. S. Klotz und Frau Dr. J. Stadler in diesem Zusammenhang ein besonderer Dank. Herrn Dr. U. Franko vom Department Bodenforschung danke ich für seine Hilfestellung im Hinblick auf die Simulation der C- und N-Dynamik.

Weiterhin bedanke ich mich bei Herrn G. Förster sowie den anderen Mitarbeitern der Agrargenossenschaft „Unteres Sächsisches Elbtal“ für die jederzeit gewährte Unterstützung in allen praktischen Belangen.

Für die unkomplizierte Bereitstellung der Wetterdaten danke ich Herrn Dr. M. Kraatz vom Referat Pflanzenschutz des Fachbereichs Pflanzliche Erzeugung der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft.

Nicht zuletzt danke ich meiner Familie für die moralische Unterstützung und die lieben aufmunternden Worte während der Anfertigungszeit dieser Arbeit. Ganz besonders möchte ich mich bei meiner lieben Freundin Christina bedanken, die nicht nur jederzeit ein offenes Ohr für entstandene Probleme hatte, sondern mir bei meinen Aufnahmen auch praktisch zur Seite stand und im Rahmen der Korrekturlesung wertvolle Anregungen gab.