

Der Austausch von Stickstoffmonoxid zwischen Boden und Atmosphäre unter besonderer Berücksichtigung des Bodenwassergehaltes

Einfluss kulturlandschaftlicher Verhältnisse auf den Umsatz eines Spurengases

Dissertation
zur Erlangung des Grades
„Doktor der Naturwissenschaften“
im Promotionsfach Geographie

am Fachbereich Chemie, Pharmazie und Geowissenschaften
der Johannes Gutenberg-Universität Mainz

Faraidon Andreas Ashuri
geb. in Groß-Gerau

Mainz, 2009

Dekan:

1. Berichterstatter:
2. Berichterstatter:

Tag der mündlichen Prüfung: 12.02.09

Zusammenfassung

Stickstoffmonoxid (NO) ist als reaktives Spurengas eine wichtige Komponente atmosphärenchemischer Prozesse und hat somit einen bedeutenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Atmosphäre. Eine Hauptquelle des Spurengases stellen bodenmikrobiologische Prozesse dar, deren regionaler und globaler Anteil weiterhin mit größeren Unsicherheiten geschätzt wird. Ursache für die schwere Abschätzbarkeit der NO-Freisetzung aus Böden ist die hohe räumliche Variabilität der steuernden Faktoren. Als einer der wichtigsten Faktoren, die die Freisetzung von NO aus Böden regeln, gilt der Bodenwassergehalt.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung, Bodenwassergehalt, den Bodeneigenschaften und den Standortbedingungen zu untersuchen und diesen möglichst zu quantifizieren. Dazu sind Bodenproben unterschiedlicher Landnutzungen in einem kleineren Wassereinzugsgebiet im Rheingau im Labor, unter kontrollierten Bedingungen, untersucht.

Der charakteristische Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und NO-Freisetzung, die sogenannte Bodenfeuchtekurve, kann demnach weitestgehend auf die gemessenen Bodenmerkmale der untersuchten Proben zurückgeführt werden. Anhand der Bodenmerkmale kann die Bodenfeuchtekurve zufriedenstellend vorhergesagt werden. Dabei zeigt vor allem der Humusgehalt der Böden einen dominierenden Einfluss. Er ist die Variable, die die Unterschiede der Böden beim Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und NO-Freisetzung am besten und hinreichend erklären kann. Zur Konstruktion der Bodenfeuchtekurve müssen die optimale Bodenfeuchte und die dabei herrschende Freisetzung, sowie die obere Bodenfeuchte, bei der keine NO-Freisetzung mehr stattfindet, bekannt sein. Diese charakteristischen Punkte lassen sich durch lineare Regressionsmodelle gut aus den Bodeneigenschaften ableiten.

Auf räumlicher Ebene werden die Bodeneigenschaften durch die standörtlichen Bedingungen geprägt, die wiederum Ausdruck der landschaftlichen Ausstattung sind. In der Kulturlandschaft kann der Mensch aufgrund seiner Landnutzungsansprüche als der dominierende Faktor angesehen werden. Die Landnutzung orientiert sich an den landschaftlichen Bedingungen und bestimmt in hohem Maße wichtige Bodeneigenschaften, die zu den erklärenden Merkmalen bei der Beziehung zwischen Bodenwassergehalt und NO-Freisetzung gehören. Die in erster Linie wirtschaftlich orientierten Kartenwerke Bodenschätzung, Weinbergsbodenkartierung und forstliche Standortkartierung sind dementsprechend geeignete Grundlagen, um eine Regionalisierung der Landschaft in - bezüglich der NO-Freisetzung - weitgehend homogene Flächen durchführen zu können. Eine hierauf beruhende Regionalisierung ist dazu geeignet, die räumliche Variabilität der NO-Freisetzung in räumlich sinnvoller Auflösung besser abschätzen zu können.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung.....	13
1.1 Problemstellung.....	13
1.2 Fragestellung und Zielsetzung.....	15
2 Der Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre.....	17
2.1 Bildung und Abbau von NO im Boden.....	18
2.1.1 Nitrifikation.....	18
2.1.2 Denitrifikation.....	20
2.1.3 Chemodenitrifikation.....	21
2.1.4 Die Bedeutung der Nitrifikation und der Denitrifikation für die Freisetzung von NO.....	21
2.1.5 Bildung und Abbau von NO im Boden.....	23
2.2 Faktoren des Austausches von NO.....	25
2.2.1 Bodentemperatur.....	26
2.2.2 Bodenfeuchte.....	27
2.2.3 Modelle für den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Freisetzungsrate.....	32
2.2.4 Bodennährstoffe.....	35
2.2.5 Textur und pH.....	37
2.2.6 Atmosphärische NO-Konzentration.....	39
2.2.7 Mikrobielle Gemeinschaften.....	39
2.2.8 Regulierung auf landschaftlicher Ebene.....	40
2.2.9 Methoden zur Bestimmung des NO-Austausches zwischen Boden und Atmosphäre.....	42
3 Methoden.....	45
3.1 Probenahme, Probenaufbereitung und Lagerung.....	45
3.1.1 Probenahme.....	45
3.1.2 Probenaufbereitung.....	46
3.1.3 Lagerung.....	47
3.2 Messungen.....	47
3.2.1 Messung der Freisetzungsrate, Bestimmung von Aufnahme und Produktion.....	48
3.2.1.1 Methodischer Ansatz.....	48
3.2.1.2 Apparativer Aufbau zur Messung der NO-Austauschraten.....	50
3.2.1.3 Die Küvetten und das Befeuchtungssystem.....	53
3.2.1.4 Analytoren.....	54
3.2.1.5 Versuche.....	55
3.2.1.5.1 Austrocknungsversuche.....	56
3.2.1.5.2 Bestimmung von Produktion und Aufnahme.....	58
3.2.2 Bestimmung der Bodeneigenschaften.....	59
3.2.2.1 Bestimmung der Bodenart.....	59
3.2.2.2 C/N-Verhältnis.....	59
3.2.2.3 Humusgehalt.....	59
3.2.2.4 pH-Wert.....	60

3.2.2.5 Ammonium- und Nitratgehalt.....	60
4 Das Untersuchungsgebiet.....	61
4.1 Lage des Gebietes.....	61
4.2 Naturräumliche Einordnung.....	61
4.3 Geologie.....	62
4.4 Morphologie, klimatische Bedingungen und Landnutzung.....	64
5 Die Standorte und die Proben.....	69
5.1 Auswahl der Standorte.....	69
5.2 Die Standorte.....	72
5.3 Die Proben.....	74
5.3.1 Termine der Probenahme.....	74
5.3.2 Charakterisierung der Proben.....	75
6 Ergebnisse und Diskussion.....	77
6.1 Bodenfeuchtekurven.....	77
6.1.1 Verifikation des verwendeten Modells.....	77
6.1.2 Streuung der Kurvenstützpunkte.....	83
6.1.2.1 Ackerbaulich genutzte Böden.....	84
6.1.2.2 Weinbaulich genutzte Böden.....	87
6.1.2.3 Grünlandböden.....	89
6.1.3 Forstwirtschaftlich genutzte Böden.....	92
6.1.4 Organische Auflagen.....	94
6.1.5 Zusammenfassung.....	96
6.2 Statistische Deutung der Stützpunkte anhand der Bodeneigenschaften.....	97
6.2.1 Feuchtecharakteristik.....	97
6.2.1.1 Streubereiche der abhängigen und unabhängigen Variablen.....	97
6.2.1.2 Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen.....	103
6.2.1.2.1 Gesamter Stichprobenumfang.....	104
6.2.1.2.2 Bodenproben der ackerbaulich genutzten Flächen.....	110
6.2.1.2.3 Bodenproben der weinbaulich genutzten Flächen.....	111
6.2.1.2.4 Bodenproben der Grünlandflächen.....	112
6.2.1.2.5 Bodenproben der forstwirtschaftlich genutzten Flächen.....	113
6.2.2 Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte.....	115
6.2.2.1 Streubereiche der abhängigen und unabhängigen Variablen.....	115
6.2.2.2 Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen.....	118
6.2.2.2.1 Gesamter Stichprobenumfang.....	118
6.2.2.2.2 Bodenproben der ackerbaulich genutzten Flächen.....	122
6.2.2.2.3 Bodenproben der weinbaulich genutzten Flächen.....	124
6.2.2.2.4 Bodenproben der Grünlandflächen.....	125
6.2.2.2.5 Bodenproben der forstwirtschaftlich genutzten Flächen.....	127
6.3 Erklärung der abhängigen Größen.....	129
6.3.1 Optimale Bodenfeuchte.....	129
6.3.2 Obere Bodenfeuchte.....	131

6.3.3 Maximale Freisetzungsrates.....	133
7 Schlussfolgerungen.....	136
7.1 Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Bodenwassergehalt.....	136
7.2 Parametrisierung der Bodenfeuchtefunktion.....	136
7.3 Regelung auf landschaftlicher Ebene.....	139
7.4 Regionalisierungen.....	142
8 Ausblick.....	149
9 Literatur.....	150
10 Anhang.....	167

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schema des NO-Austausches zwischen Boden und Atmosphäre.....	17
Abbildung 2: Schematisches Diagramm der Prozesskontrolle über die Nitrifikation am Beispiel eines tropischen Regenwaldes (aus ROBERTSON 1989).	19
Abbildung 3: Zwischenprodukte während der Nitrifikation (aus ROBERTSON UND GROFFMAN 2007, nach FIRESTONE UND DAVIDSON 1989).....	20
Abbildung 4: Schema der Regulierung der Nitrifikation von den landschaftlich-distalen zu den physiologisch-proximalen Faktoren (aus ROBERTSON 1989).....	21
Abbildung 5: Prozessröhren-Modell (hole-in-the-pipe Modell) des N-Spurengasumsatzes im Boden (aus DAVIDSON 1991, nach FIRESTONE UND DAVIDSON 1989).....	22
Abbildung 6: NO-Konzentration in unterschiedlicher Bodentiefe in Abhängigkeit von der atmosphärischen NO-Konzentration (aus RUDOLPH ET AL. 1996a).....	24
Abbildung 7: Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Bodentemperatur anhand des Tagesverlaufs von NO-Freisetzung und Bodentemperatur (aus LUDWIG ET AL. 2001).....	26
Abbildung 8: Konzeptioneller Zusammenhang zwischen mikrobiologischer Aktivität und dem Bodenwassergehalt (aus SKOPP ET AL. 1990).....	28
Abbildung 9: Relative Anteile der N-Spurengase in Abhängigkeit vom Wassergehalt des Bodens (aus DAVIDSON 1991).....	29
Abbildung 10: NO-Produktion in Abhängigkeit von der gravimetrischen Bodenfeuchte (aus VAN DIJK ET AL. 2001).....	30
Abbildung 11: Idealform der Feuchtekurve.....	34
Abbildung 12: Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Düngung (aus Williams et al. 1998, verändert).	36
Abbildung 13: Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und pH-Wert für einen Waldboden und einen Ackerboden (aus NÄGELE UND CONRAD 1990, verändert).....	38
Abbildung 14: Die wichtigsten funktionalen Beziehungen im Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre auf unterschiedlichen Regulierungsebenen.....	42
Abbildung 15: Dynamische Kammer im Schema.....	48
Abbildung 16: Freisetzungsrates in Abhängigkeit vom NO-Mischungsverhältnis in der Kammer exemplarisch dargestellt.....	50
Abbildung 17: Schema des apparativen Aufbaus und des Gasflusses.....	51
Abbildung 18: Schema der Küvette und der Gastrocknungseinheit.....	54

Abbildung 19: Verlauf des Austrocknungsversuchs für eine organische Bodenprobe (Humusauflage).....	56
Abbildung 20: Lage des Untersuchungsgebietes bzw. des Einzugsgebietes.....	61
Abbildung 21: Geologische Einheiten im Einzugsgebiet. Abgeleitet aus der GK 25 (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1972): Geologische Karte von Hessen 1:25000, Blatt 5914, Wiesbaden).....	63
Abbildung 22: Das Relief des Einzugsgebietes.....	64
Abbildung 23: Klimatelemente im Rheingau und Taunus für die Periode 1971-2000 (UMWELTATLAS HESSEN 2005).....	65
Abbildung 24: Flächenanteile der Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet.....	66
Abbildung 25: Die Landnutzung im Einzugsgebiet nach Nutzungsklassen.....	67
Abbildung 26: Luftbildausschnitt von der NO-Seite des Einzugsgebietes.....	70
Abbildung 27: Verschneidung von Bodenkarte und Landnutzungskarte.....	71
Abbildung 28: Geologische Kartiereinheiten über dem Luftbildausschnitt. Es können Flächen gleicher Nutzung nach dem geologischen Untergrund unterschieden werden.....	72
Abbildung 29: Lage der Standorte für die Beprobung.....	73
Abbildung 30: Anpassung der Funktion an die Messwerte der Austrocknungsversuche.....	77
Abbildung 31: Beispiele für die Kurvenanpassung.....	79
Abbildung 32: Histogramme der Gütemaße der durchgeführten Kurvenanpassungen mit der zugehörigen Normalverteilungskurve.....	80
Abbildung 33: Fehlerverteilung der Kurvenanpassungen für unterschiedliche Nutzungen.....	81
Abbildung 34: Vergleich zwischen angepasster Funktion durch Parameteroptimierung und geschätzter Funktion durch Ableiten aus den Kurvenstützpunkten.....	82
Abbildung 35: Beispiele zweier durch Funktionen ersetzte Messkurven.....	83
Abbildung 36: Die Streuung der optimalen Bodenfeuchte für die Ackerböden.....	84
Abbildung 37: Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte für die Ackerböden.....	85
Abbildung 38: Streuung der oberen gravimetrischen Bodenfeuchte für die Ackerböden.....	86
Abbildung 39: Optimale gravimetrische Bodenfeuchten der weinbaulich genutzten Böden.....	87
Abbildung 40: Die gemessenen Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte für die weinbaulich genutzten Standorte.....	88
Abbildung 41: Obere Bodenfeuchte der gemessenen Weinbergsböden.....	89

Abbildung 42: Die optimale Bodenfeuchte der gemessenen Grünlandböden.....	90
Abbildung 43: Die obere Bodenfeuchte der gemessenen Grünlandböden.....	91
Abbildung 44: Die bei der optimalen Bodenfeuchte gemessenen Freisetzungsraten für die Grünlandböden.....	91
Abbildung 45: Optimale Bodenfeuchten der forstwirtschaftlich genutzten Böden.....	92
Abbildung 46: Obere Bodenfeuchte der forstwirtschaftlich genutzten Böden.....	93
Abbildung 47: Freisetzungsraten der gemessenen Waldböden bei optimaler Bodenfeuchte.....	93
Abbildung 48: Ausgewerteter Austrocknungsversuch für die Of/h-Probe des Standortes WL_50_39.....	95
Abbildung 49: Ausgewerteter Austrocknungsversuch für die Of-Probe des Standortes WL_50_39	95
Abbildung 50: Mittelwert, Standardabweichung und Minimal-/Maximalwerte der gemessenen optimalen Bodenfeuchten, getrennt nach den einzelnen Landnutzungen.....	98
Abbildung 51: Mittelwert, Standardabweichung und Minimal-/Maximalwerte der gemessenen oberen Bodenfeuchten, getrennt nach den einzelnen Landnutzungen.....	98
Abbildung 52: Stickstoffmineralgehalte der untersuchten Böden.....	99
Abbildung 53: pH und Glühverlust der untersuchten Proben, getrennt nach Nutzungen.....	100
Abbildung 54: Ton- und Sandgehalt als Maße für die Textur der untersuchten Böden.....	101
Abbildung 55: Texturen der untersuchten Proben nach Nutzung getrennt.....	102
Abbildung 56: Die gemessenen C/N-Verhältnisse für eine Auswahl der Proben.....	103
Abbildung 57: Zusammenhang der beiden Variablen optimale und obere Bodenfeuchte.....	106
Abbildung 58: Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalt und optimaler Bodenfeuchte.....	107
Abbildung 59: Zusammenhang zwischen Glühverlust (Humusgehalt) und optimaler Bodenfeuchte.....	108
Abbildung 60: Zusammenhang zwischen pH und optimaler Bodenfeuchte.....	108
Abbildung 61: Zusammenhang zwischen Glühverlust und pH.....	109
Abbildung 62: Zusammenhang zwischen Glühverlust und Ammoniumgehalt	109
Abbildung 63: Mittelwert, Standardabweichung und Minimum- Maximumwerte der gemessenen Freisetzungsraten bei optimaler Bodenfeuchte, getrennt nach Nutzungen.....	115
Abbildung 64: Streuung der Ammoniumgehalte der Bodenproben getrennt nach Nutzungen.....	116

Abbildung 65: Streuung der Nitratgehalte der Bodenproben getrennt nach Nutzungen.....	117
Abbildung 66: Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalt und maximaler Freisetzungsrates.....	120
Abbildung 67: Zusammenhang zwischen pH-Wert und maximaler Freisetzungsrates. Datenpunkte getrennt nach Nutzung dargestellt.....	121
Abbildung 68: Zusammenhang zwischen Glühverlust (Humusgehalt) und maximaler Freisetzungsrates. Datenpunkte getrennt nach Nutzung dargestellt.....	121
Abbildung 69: Humusform als ökologisches Hauptmerkmal. Abhängigkeiten von anderen Landschaftsfaktoren und integrativer Charakter der Humusform (aus FINKE 1996).....	140
Abbildung 70: Verteilung der Bodentypen und der Bodennutzung im Rheingau (aus BÖHM ET AL. 2007).....	141
Abbildung 71: Schema des landschaftsökologischen Aufbaues eines Ökotops (aus TROLL 1950)....	143
Abbildung 72: Vorgehensweise bei der Deutschen Bodenschätzung (aus SCHEFFER ET AL. 2002).	145
Abbildung 73: Herleitung des Standorttyps bei der forstlichen Standortkartierung (aus SCHEFFER ET AL. 2002).....	147

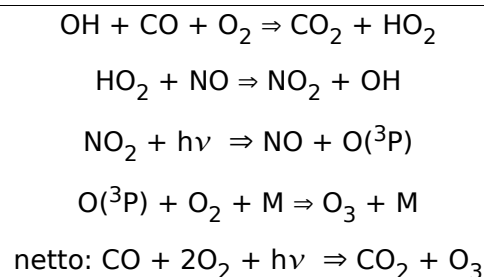
Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zeitpunkte der Probenahme.....	68
Tabelle 2: Wichtige Eigenschaften der Bodenproben.....	69
Tabelle 3: Ergebnisse der Austrocknungsversuche der organischen Auflagehorizonte.....	90
Tabelle 4: Korrelationsmatrix aller Variablen über alle Fälle.....	101
Tabelle 5: Korrelationsmatrix der Variablen für die ackerbaulich genutzten Böden.....	106
Tabelle 6: Korrelationsmatrix der Variablen für die weinbaulich genutzten Böden.....	107
Tabelle 7: Korrelationen der Variablen für die Grünlandböden.....	109
Tabelle 8: Korrelationen der Variablen für die forstwirtschaftlich genutzten Böden.....	110
Tabelle 9: Korrelationen der Variablen für den gesamten Stichprobenumfang.....	115
Tabelle 10: Korrelationen der Variablen für die ackerbaulich genutzten Flächen.....	119
Tabelle 11: Korrelationen der Variablen für die weinbaulich genutzten Flächen.....	120
Tabelle 12: Korrelationen der Variablen für die Grünlandböden.....	122
Tabelle 13: Korrelationen der Variablen für die forstwirtschaftlich genutzten Böden.....	124
Tabelle 14: Parameter der einfachen linearen Regressionen.....	125
Tabelle 15: Parameter der multiplen linearen Regression.....	126
Tabelle 16: Varianzanalyse der Regression 1 (Modell [6]).....	127
Tabelle 17: Varianzanalyse der Regression 2 (Modell [7]).....	127
Tabelle 18: Parameter der einfachen linearen Regressionen.....	128
Tabelle 19: Parameter der multiplen linearen Regression.....	128
Tabelle 20: Varianzanalyse der Regression 1 (Modell [8]).....	129
Tabelle 21: Varianzanalyse der Regression 2 (Modell [9]).....	129
Tabelle 22: Parameter der einfachen linearen Regressionen (Modell [10]).....	129
Tabelle 23: Parameter der multiplen linearen Regression 1 (Modell [12]).....	130
Tabelle 24: Parameter der multiplen linearen Regression 2 (Modell [11]).....	130
Tabelle 25: Varianzanalyse der einfachen Regression	131
Tabelle 26: Varianzanalyse der multiplen Regression 3.....	131
Tabelle 27: Varianzanalyse der multiplen Regression 2.....	131

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Mit der Industrialisierung setzt der Mensch im verstärktem Maße Spurengase frei, die zum einen den Strahlungshaushalt der Erde beeinflussen und zum anderen die Zusammensetzung der Atmosphäre nachhaltig verändern (ANDREAE 2002). Die im Strahlungshaushalt wirksamen Spurengase sind als Treibhausgase bekannt, allen voran Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Distickstoffoxid (N₂O). Ein anderes Spurengas, das den chemischen Zustand der Atmosphäre beeinflusst und somit über verschiedene Reaktionswege als indirektes Treibhausgas wirkt, ist das Stickstoffmonoxid (NO). NO spielt bei der Bildung von Ozon unter bestimmten Voraussetzungen eine wesentliche Rolle (CRUTZEN 1979, IPCC 2001). Bei höheren NO-Konzentrationen kann es bei Anwesenheit weiterer Spurengase zur troposphärischen Ozonproduktion kommen:



Bei sehr geringer NO-Konzentration kann es hingegen zu einem Abbau von Ozon in der Luft kommen (MEIXNER UND YANG 2006). NO reguliert somit den Gehalt an Ozon in der unteren Atmosphäre – der Troposphäre –, wobei hier die Zunahme im Gegensatz zum stratosphärischen Ozon („Ozonloch“) zu unerwünschten gesundheitlichen und wirtschaftlichen Schäden führt (MOSIER 2001).

Ozon gilt infolge seiner Absorptionseigenschaften im infraroten Wellenlängenbereich als eines der wichtigsten Treibhausgase. Weiterhin führt die Zunahme der NO-Freisetzung zusammen mit der erhöhten Freisetzung anderer Spurengase zu einer Veränderung des Oxidationszustandes der Troposphäre, da Ozon wiederum Vorläufer anderer oxidativer Spurengase, vor allem des Hydroxylradikals (OH^{*}), ist (THOMPSON 1992).

NO kann in der Atmosphäre weiter zu Salpetersäure HNO₃ oxidiert werden, die dann über trockene oder feuchte Deposition zurück zur Oberfläche gelangen kann. Die dem NO entspringende Säure trägt dann erheblich zu der Versauerung des Niederschlages bei. Das aus der Salpetersäure stammende Nitrat trägt über die Deposition weiterhin zur Nährstoffanreicherung in den Ökosystemen bei, was zu einer Eutrophierung führen kann (MEIXNER 1994).

Das NO spielt aufgrund seines reaktiven Verhaltens eine wichtige Rolle in der Atmosphärenchemie und eine vermehrte Freisetzung kann zu unerwünschten Folgen

führen. Es kann deshalb wichtig sein, die einzelnen Quellen des NO, die Ursachen der verstärkten Freisetzung und den Anteil des Menschen an dieser Freisetzung zu kennen.

Bei der Herkunft von Stickstoffmonoxid kann in anthropoge und natürliche bzw. biogene NO-Quellen unterschieden werden. Gut die Hälfte aller NO-Emissionen weltweit gehen nach Schätzungen auf die Verbrennung fossiler Energieträger zurück, die der Gewinnung von Energie und dem Antrieb von Kraftfahrzeugen dient (IPCC 2001, DENMAN ET AL. 2007). Mit zunehmendem Verbrauch dieser Energieträger steigt auch die Freisetzungsrates von NO, das als Nebenprodukt der Verbrennung entsteht. Die andere Hälfte der NO-Freisetzung geht den Schätzungen zufolge auf natürliche Quellen zurück, wobei menschliche Aktivitäten auch das Ausmaß dieser Emissionen beträchtlich beeinflussen können, etwa durch Landnutzungsänderungen oder Stickstoffeinträge (MOSIER 2001, SANHUEZA 1997).

Zu den natürlichen Quellen zählen die Verbrennung von Biomasse durch natürliche Brände, aber auch durch den Menschen beabsichtigte Vegetationsbrände (z.B. bei der Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzfläche) und die Emissionen aus Böden durch mikrobielle Vorgänge (CONRAD 1996, DELMAS ET AL. 1997, HOLLAND ET AL. 1999). Der Beitrag der einzelnen natürlichen Quellen zur globalen Emission und deren zukünftige Zunahme werden weiterhin mit großen Unsicherheiten geschätzt. Vor allem der Anteil der aus Böden stammenden NO-Emissionen und der Einfluss von stickstoffhaltigen Düngern in der Landwirtschaft sowie durch atmosphärische Depositionen sind noch Gegenstand der Forschung und bedürfen einer weiteren Klärung (WILLIAMS ET AL. 1992, VITOUSEK UND MATSON 1993, MEIXNER 1994, DAVIDSON UND KINGERLEE 1997, MATSON 1997, STEHFEST UND BOUWMAN 2006).

Hauptursache für die erheblichen Abweichungen in der Schätzung des bodenbürtig freigesetzten NO ist die zeitliche und räumliche Varianz der die NO-Freisetzung beeinflussenden Faktoren (McKENNEY UND DRURY 1997, MEIXNER UND EUGSTER 1999, SCHIMEL UND POTTER 1995, SKIBA ET AL. 2001, SMITH ET AL. 2003). Die Faktoren, die die NO-Freisetzung aus dem Boden regeln, setzen entweder unmittelbar an den mikrobiellen Prozessen an (z. B. Temperatur oder pH-Wert), oder wirken indirekt über weitere Prozesse auf diese unmittelbaren Faktoren. So wirkt der Wassergehalt des Bodens zusammen mit der Textur und dem Gefüge auf den Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre. Die unmittelbar wirkenden, physiologischen Faktoren können als die proximalen, die mittelbar wirkenden als die distalen Faktoren angesehen werden (GROFFMAN UND TIEDJE 1989). Eine weitergehende Erläuterung der Zusammenhänge soll im zweiten Kapitel erfolgen. Die genannten Beispiele sollen nur die Komplexität der Zusammenhänge andeuten.

Unter den regelnden Variablen lassen sich einige Größen mit besonders gewichtigem Einfluss auf die NO-Freisetzung feststellen, allen voran der Wassergehalt und die Temperatur (GÖDDE UND CONRAD 2001). Es wird sehr häufig beobachtet, daß der Wassergehalt des Bodens mit am stärksten die räumlichen Unterschiede in der NO-Freisetzung erklären kann (CARDENAS ET AL. 1993, YANG UND MEIXNER 1997, OTTER ET AL. 1999). Dabei zeigen die Böden eine typische Reaktion auf den Wassergehalt, wobei zwischen

sehr niedrigem und sehr hohem Wassergehalt ein Optimum bezüglich der NO-Freisetzung beobachtet wird. Die Lage und Höhe des Optimums ist für jeden Boden unterschiedlich, wird aber vermutlich in hohem Maße durch seine Eigenschaften bestimmt. Die Bodeneigenschaften wiederum sind abhängig von den jeweiligen Standortbedingungen, d.h. auch von der jeweiligen Nutzung.

Ist der Einfluß der Bodeneigenschaften auf den Verlauf der NO-Freisetzung in Abhängigkeit vom Wassergehalt bekannt, so kann in Verbindung mit dem Bodenwasserhaushalt eine Standortabschätzung der Freisetzungsraten erfolgen. Eine Erklärung der NO-Freisetzung durch den Wassergehalt bezieht sich in vielen verwendeten Modellen meist alleinig auf die Porosität des Bodens und wird nach dem gebräuchlichsten Modell aus dem Anteil des wassergefüllten Bodenporenvolumens errechnet. Lange galt für alle Böden ein Wassergehalt von etwa 60 Prozent des Bodenporenvolumens als optimaler Wassergehalt für die Freisetzung von NO (DAVIDSON 1991, DAVIDSON ET AL. 2000). Woraus sich diese Annahme ableitet und in wie fern sie gerechtfertigt ist, soll unten behandelt werden. Problematisch ist sie insofern, daß sie sich auf das Porenvolumen bezieht, eine praktisch schwer zu ermittelnde Größe, die für jeden Boden unterschiedlich ausfällt. Für den Zusammenhang zwischen gravimetrischen Wassergehalt, der NO-Freisetzung und den Bodeneigenschaften existieren deutlich weniger Untersuchungen. Der gravimetrische Wassergehalt ist aber eine ungleich einfacher zu bestimmende Größe, die gemessen und nicht errechnet werden muß. Dies macht die Größe geeigneter für die praktische Vorhersage der NO-Freisetzung unter landschaftlichen Bedingungen.

1.2 Fragestellung und Zielsetzung

In der vorgestellten Arbeit soll:

- (a) der Zusammenhang zwischen den Bodeneigenschaften und den NO-Austauschraten, und
- (b) der Zusammenhang zwischen den Bodeneigenschaften und den Standortbedingungen

aufgeklärt werden.

Im Vordergrund steht dabei die Abhängigkeit zwischen NO-Freisetzung, Bodeneigenschaften und Wassergehalt des Bodens. Es soll die Feuchtecharakteristik der Böden bezüglich ihres gravimetrischen Wassergehaltes untersucht werden. So kann eine vorhandene Charakteristik für jeden Standort ermittelt werden, die die dominierende Regelwirkung des Bodenwassergehaltes erklären kann. Dies ermöglicht letztendlich eine bessere Schätzung des Anteils unterschiedlicher Ökosysteme an der NO-Freisetzung. Die Zusammenhänge sollen mit Hilfe der schließenden Statistik festgestellt werden.

Ziel der Untersuchungen insgesamt ist die Beantwortung folgender Fragestellungen:

- Welchen Einfluss haben die am Standort herrschenden Bodeneigenschaften (Kontrollgrößen) auf den Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Wassergehalt?
- In welchem Zusammenhang stehen die proximalen Kontrollgrößen mit den distalen Kontrollgrößen und lässt sich dieser Zusammenhang quantifizieren?
 - Können die unterschiedlichen Freisetzungsraten der gemessenen Bodenproben anhand der unterschiedlichen Bodeneigenschaften erklärt werden (**Parametrisierung**)?
- Inwieweit sind die Bodeneigenschaften und die Prozessraten durch die Standortbedingungen bestimmt und inwiefern können Flächen mit einem ähnlichen Verhalten abgegrenzt werden (**Regionalisierung**)?
- Welche Informationen sind notwendig beziehungsweise hinreichend für eine zufriedenstellende Vorhersage der NO-Freisetzung und sind diese Daten bereits direkt oder indirekt vorhanden?
- Wie groß ist der Beitrag von extern zugeführtem Stickstoff aus der Düngung zur Höhe der Emissionsrate und kann ein jahreszeitlicher Verlauf insbesondere im Zusammenhang mit der Düngung erkannt werden?
- Ist ein jahreszeitlicher Aspekt auch auf naturnahen beziehungsweise ungedüngten Standorten festzustellen, und kann dieser erklärt werden (v.a. in Hinblick auf den jahreszeitlichen Verlauf der Mineralisation des Humus)?
- Lässt sich ein Zusammenhang von Standortbedingungen und Nutzungsform mit der potentiellen NO-Freisetzung feststellen, der für Verminderungsstrategien bezüglich der Emissionshöhe relevant ist?

Für die Beantwortung der Fragen werden im Einzugsgebiet des Hattenheimer Baches im oberen Rheingau verschiedene Ökosysteme bzw. Landnutzungstypen (Laubwald, Nadelwald, Grünland, Ackernutzung und Weinbau) untersucht. Innerhalb dieser Nutzungstypen werden verschiedene Standorte wiederholt beprobt. Dieses Gebiet ist für eine solche Untersuchung besonders geeignet, da hier auf engem Raum eine breite Vielfalt bezüglich der Nutzungstypen und Standortbedingungen besteht. Das Augenmerk bei der Wahl der Probestandorte richtet sich vor allem nach den distalen Kontrollgrößen Vegetationsbedeckung bzw. Landnutzungsform, der vorherrschenden Bodenart und dem Ausgangsgestein.

2 Der Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre

Stickstoffmonoxid wird zwischen dem Boden und der Atmosphäre in dem Sinne ausgetauscht, als der Boden NO abgeben als auch aufnehmen kann, er als Quelle oder Senke erscheinen kann. In aller Regel diffundiert das Spurengas aus der Bodenluft in die Atmosphäre oberhalb der Geländeoberfläche, da hier eine wesentlich geringere Konzentration des Spurengases herrscht. Ist die atmosphärische NO-Konzentration allerdings höher als in der Bodenluft, findet ein Transport in den Boden statt. In der Bodenluft kann NO durch die Bodenmatrix aufgenommen und abgebaut werden. Die Aufnahme zeigt eine Abhängigkeit von der NO-Konzentration in der Bodenluft und ist für jeden Boden, ebenso wie die Produktion, unterschiedlich. In der Bodenluft stellt sich ein Gleichgewicht zwischen der Produktion und dem Abbau von NO ein, was zu einer Gleichgewichts- oder Kompensationskonzentration des Gases führt (CONRAD 1996). Wenn die NO-Konzentration in der Umgebungsluft oberhalb der Geländeoberfläche höher (niedriger) als diese Gleichgewichtskonzentration ist, kann es zu einer Diffusion von NO aus der (in die) Atmosphäre in die (aus der) Bodenluft kommen, der Boden fungiert dann als NO-Senke (NO-Quelle).

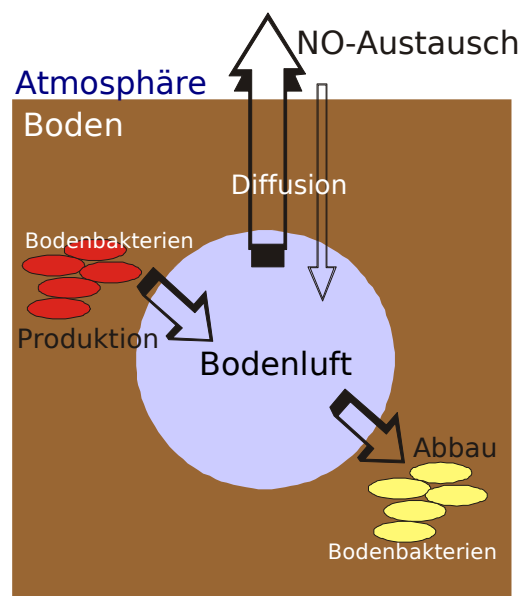


Abbildung 1: Schema des NO-Austausches zwischen Boden und Atmosphäre.

Die Pfeile zeigen die NO-Flüsse innerhalb des Bodens und zwischen Boden und Atmosphäre an.

Zur Beschreibung des Austausches von NO zwischen Boden und Atmosphäre sind dementsprechend drei Prozesse zu betrachten: Die Produktion von NO im Boden, der Abbau von NO im Boden und die Diffusion von NO zwischen der Bodenluft und der

Atmosphäre. Im Folgenden werden diese drei Prozesse getrennt behandelt, obgleich sie in der Natur immer gleichzeitig ablaufen und messtechnisch nur schwer zu trennen sind. Als Ergebnis der Überlagerung der Prozesse kann die Freisetzung von NO aus dem Boden betrachtet werden, d.h. wenn die Produktion den Abbau übertrifft und NO in die Atmosphäre entweicht. Die NO-Freisetzung kann dann vereinfacht als ein eigenständiger Prozess betrachtet werden, der bei der hier vorgestellten Untersuchung im Vordergrund steht.

In Abbildung 1 ist der NO-Austausch nochmals schematisch dargestellt. Die Pfeile zeigen die Flüsse von NO innerhalb des Bodens und im Austausch mit der Atmosphäre. Der kräftige nach oben gerichtete Pfeil aus dem Boden in die Atmosphäre bezeichnet die NO-Freisetzung, die immer dann stattfindet, wenn die NO-Konzentration der Bodenluft höher als die der Atmosphäre ist. Da der atmosphärische NO-Gehalt in aller Regel wesentlich niedriger als der der Bodenluft ist, ist global gesehen dies der dominierende Prozess.

2.1 Bildung und Abbau von NO im Boden

NO wird durch chemische und mikrobielle bzw. enzymatische Prozesse im Boden gebildet und wieder abgebaut (CONRAD 1996, GALBALLY 1989, WILLIAMS ET AL. 1992). Die mikrobiellen Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation gelten bei der biologischen NO-Umsetzung als die wichtigsten Stoffwechsellvorgänge im Boden, da sie auch die bedeutendsten Prozesse im Stickstoffkreislauf insgesamt darstellen (FIRESTONE UND DAVIDSON 1989, GROFFMAN 1991, ROBERTSEN UND KUENEN 1991). Dabei wird NO als Nebenprodukt des Stoffwechsels neben weiteren Spurengasen gebildet. Welcher der beiden mikrobiologischen Prozesse für die Bildung von NO im Boden bedeutsamer ist, kann nicht generell beantwortet werden, da sich Böden in dieser Hinsicht unterschiedlich verhalten (KESTER ET AL. 1997, REMDE UND CONRAD 1991, SKIBA ET AL. 1997)

2.1.1 Nitrifikation

Nitrifikation ist definiert als die biologische Oxidation reduzierter Stickstoffverbindungen, meist in Form von Ammonium (NH_4^+) oder Harnstoff, zu Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-) (DAVIDSON UND SCHIMEL 1995). Diese Verstoffwechsellung wird von chemolithoautotrophen Bakterien unterschiedlicher Gattungen zur Energiegewinnung und damit zur Assimilation von CO_2 zu Kohlenhydraten genutzt. Nitrifikation wird auch bei heterotrophen Bakterien beobachtet, die aber einen kleineren Anteil am Stoffumsatz aufweisen (WILLIAMS ET AL. 1992). Bei der mikrobiellen Ammoniumoxidation sind die Bakteriengattungen in unterschiedlicher Weise beteiligt (ROBERTSON UND GROFFMAN 2007). So oxidieren die zur Gruppe der Nitritbakterien gehörenden Bakterien (Gattungen *Nitrosomonas* sowie *Nitrosospira* oder *Nitrosococcus*) NH_4^+ obligat in Anwesenheit von Sauerstoff zu NO_2^- . Dieses wird von der Gruppe der Nitratbakterien (Gattungen *Nitrobacter*, *Nitrospira* oder *Nitrococcus*) weiter zu NO_3^- , dem Endprodukt der Nitrifikation oxidiert.

Die Bakteriengruppen sind im Boden meist vergesellschaftet und in gewisser Weise funktional voneinander abhängig. Als Nitrifikation wird deshalb der Gesamtprozess der

Oxidation von NH_4^+ zu NO_3^- verstanden, bei dem neben NO_2^- weitere Zwischen- und Nebenprodukte gebildet werden. Dazu zählt auch das NO , das im Stickstoffumsatz der Nitrifikation bis zu 10 % des oxidierten Ammoniums ausmachen kann (VELDKAMP UND KELLER 1997). In Abbildung 3 sind die wichtigsten Phasen der Nitrifikation mit den vermuteten Reaktionswegen und Zwischenprodukten dargestellt.

Welcher der vielen beteiligten biochemischen Prozesse an der Bildung und Freisetzung der dominierender Prozess ist, ist ungeklärt (DAVIDSON UND SCHIMEL 1995, LUDWIG ET AL. 2001). Das Ausmaß der Nitrifikation wird von vielerlei Faktoren geregelt, die direkt oder indirekt auf die physiologischen Bedingungen der Stoffumsetzungen wirken. Zum einen bestehen Substratabhängigkeiten zu den Ausgangsprodukten (Ammonium, Sauerstoff, Wasser) zum anderen Abhängigkeiten zu physiologischen Rahmenbedingungen (pH, Temperatur). Die Faktoren können nach ihrer Ursächlichkeit in eine Abhängigkeitskette gegliedert werden, wobei direkt wirkende Faktoren als proximale bzw. physiologische und indirekt wirkende Faktoren als distale bzw. Umweltfaktoren bezeichnet werden können (CONRAD 1996, ROBERTSON 1989). Die Darstellung in Abbildung 2 verdeutlicht dies nochmals graphisch.

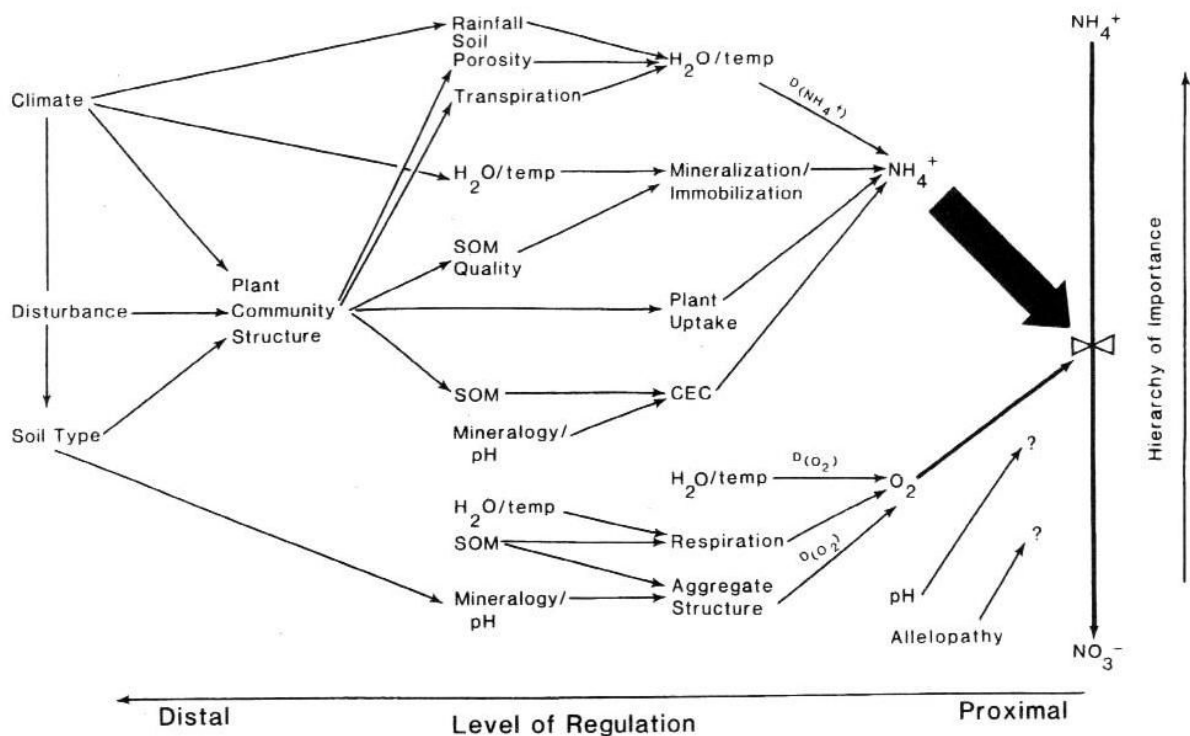


Abbildung 2: Schematisches Diagramm der Prozesskontrolle über die Nitrifikation am Beispiel eines tropischen Regenwaldes (aus ROBERTSON 1989).

In horizontaler Richtung sind die einzelnen Faktoren von ihrer direkten zu ihrer indirekten Wirkung gegliedert. In vertikaler Richtung sind die einzelnen Faktoren in ihrer Bedeutung für die Nitrifikation nach oben steigend dargestellt

Die Nitrifikation ist nur einer von mehreren Prozessen, bei dem NO im Boden gebildet werden kann. Er alleine kann die Umsetzung von NO nicht erklären und es kann auch keine direkte Abhängigkeit der NO-Freisetzung von der Nitrifikationsrate beobachtet werden (GÖDDE UND CONRAD 2000). Die Faktoren, die Einfluß auf das Ausmaß der Nitrifikation haben, müssen aber auch für die Erklärung der NO-Freisetzung berücksichtigt werden. Gleiches gilt für den im Folgenden beschriebenen Prozess der Denitrifikation.

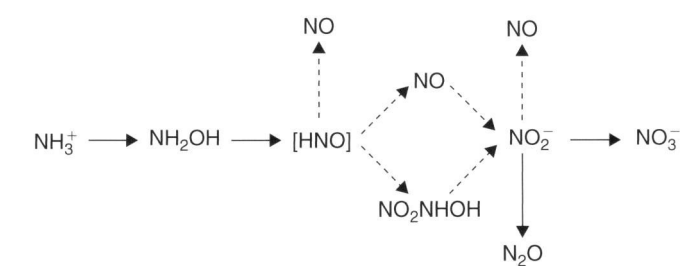


Abbildung 3: Zwischenprodukte während der Nitrifikation (aus ROBERTSON UND GROFFMAN 2007, nach FIRESTONE UND DAVIDSON 1989). Gestrichelte Linien sind vermutete Reaktionswege

2.1.2 Denitrifikation

Denitrifikation bezeichnet eine Reihe von mikrobiellen Prozessen, bei denen Nitrit bzw. Nitrat in die Gase NO, Distickstoffoxid (N_2O) oder molekularer Stickstoff (N_2) gewandelt werden. Im engeren Sinne ist darunter die anaerobe Atmung von Mikroorganismen zu verstehen, die Nitrat als finalen Elektronenakzeptor zur Energiegewinnung nutzen. Als Neben- und Endprodukte können die genannten Stickstoffgase entstehen (FIRESTONE UND DAVIDSON 1989). Die Fähigkeit zur Denitrifizierung wird von einer großen Anzahl unterschiedlicher physiologischer und taxonomischer Bakterienarten wahrgenommen. Die Mikroorganismen sind dabei meist keine obligaten Anaerobier, sondern nutzen Nitrat und Nitrit nur bei geringer Sauerstoffverfügbarkeit. Die Bakteriengattungen *Pseudomonas* und *Alcaligenes* werden zu mengenmäßig bedeutsamsten Gattungen gezählt, die vor allem in Böden und Gewässern zahlreich vorkommen (ROBERTSON UND GROFFMAN 2007).

Die Denitrifikation gilt als der einzige biologische Prozess, bei dem NO und N_2O gebildet und auch wieder aufgenommen werden kann. Die einzelnen biochemischen Zwischenprodukte in der Kette der Umwandlung des Ausgangssubstrats Nitrat zu dem Endprodukt Stickstoff ist gut geklärt (FIRESTONE UND DAVIDSON 1989, LUDWIG ET AL. 2001). NO bildet dabei ein obligatorische Zwischenprodukt, weshalb es in der Prozesskette auch wieder aufgenommen werden kann. Denitrifikation findet vermehrt erst unter anaeroben Bedingungen statt, was im Boden häufig mit höherem Wassergehalt und damit verminderter Belüftung einhergeht. Neben der Sauerstoffverfügbarkeit spielen aber weitere Substratabhängigkeiten vor allem zu Nitrat und verwertbaren Kohlenstoffverbindungen eine Rolle. In Abbildung 4 ist die Regulierung der Denitrifikation analog der Nitrifikation von der proximalen zur distalen Ebene graphisch dargestellt.

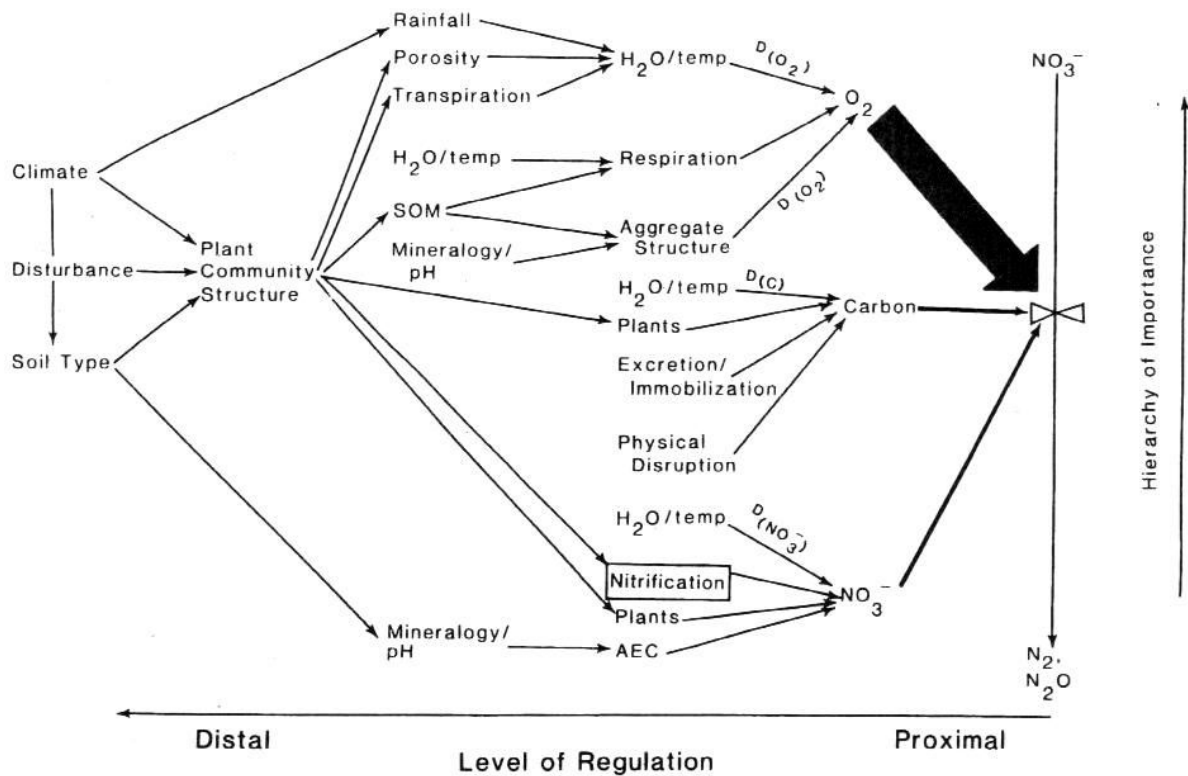


Abbildung 4: Schema der Regulierung der Nitrifikation von den landschaftlich-distalen zu den physiologisch-proximalen Faktoren (aus ROBERTSON 1989)

2.1.3 Chemodenitrifikation

Neben der rein physiologischen NO -Produktion im Boden wird noch nach der abiotischen NO -Produktion im Boden unterschieden. Ausgangspunkt ist stets die im Boden vorhandene salpetrige Säure (HNO_2), welche durch verschiedene chemische Reaktionen, meist bei niedrigem pH-Wert und hohem Anteil organischer Substanz, in NO und weitere Produkten zerfallen kann (GALBALLY 1989, FIRESTONE UND DAVIDSON 1989). Für Böden, die Nitrite (NO_2^-), die Salze der salpetrigen Säure, über längere Zeit anhäufen und die über die genannten Eigenschaften verfügen, kann ein enger Zusammenhang zwischen NO -Freisetzung und NO_2^- -Konzentration in den Bodenextrakten festgestellt werden (VENTEREA 2000). Trotz der hohen Bedeutung, die der Chemodenitrifikation in manchen Böden für die NO -Produktion zukommt, muß beachtet werden, dass NO_2^- ein Zwischenprodukt der Nitrifikation ist. Demnach ist die Chemodenitrifikation letztendlich ein weiterer biologisch vermittelter Prozess der NO -Bildung. In sterilisierten und biologisch inaktiven Böden kann die Chemodenitrifikation eine gute Erklärung für die Freisetzung von NO liefern (VENTEREA 2005).

2.1.4 Die Bedeutung der Nitrifikation und der Denitrifikation für die Freisetzung von NO

Die Nitrifikation und die Denitrifikation gelten als die wichtigsten biologischen Prozesse bei der Bildung und dem Abbau von NO im Boden. Wie bereits angedeutet, besteht kein einfacher Zusammenhang zwischen den Raten der beiden Prozesse und der

letztendlichen Freisetzung von NO aus dem Boden, da NO immer nur ein Nebenprodukt der beiden Prozesse ist. Selbst aus der Kenntnis oder Vorhersage der beiden Prozessraten kann alleine noch keine Aussage über die Höhe der NO-Freisetzung gemacht werden. Neben der Abgabe von NO während der mikrobiologischen Transformation von NH_4^+ und NO_3^- kann das Gas wieder konsumiert werden (s.o.) und so nicht in die Atmosphäre gelangen. Der Anteil des NO, der während der mikrobiellen Transformation aus dem Boden entweichen kann, wird durch die Verhältnisse von Nebenprodukt zu Endprodukt, d.h. $\text{NO} / \text{NO}_3^-$ für die Nitrifikation und NO / N_2 für die Denitrifikation, angegeben (WILLIAMS ET AL. 1991).

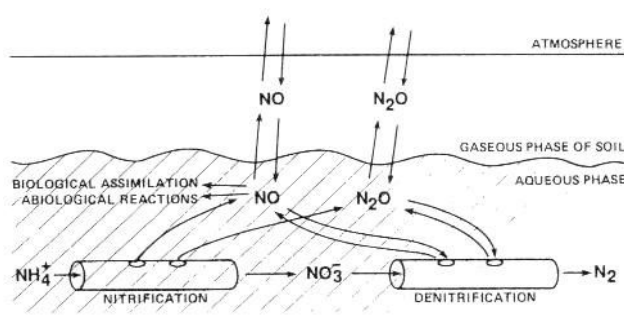


Abbildung 5: Prozessröhren-Modell (hole-in-the-pipe Modell) des N-Spuren gasumsatzes im Boden (aus DAVIDSON 1991, nach FIRESTONE UND DAVIDSON 1989)

Anschaulich wird der Ansatz durch das Prozessröhren-Modell, einem konzeptuellen Schema zum Spurengasumsatz im Boden (FIRESTONE UND DAVIDSON 1989). NO wird dabei während der Nitrifikation bzw. während der Denitrifikation im Boden freigesetzt, wo es dann aber durch die Denitrifikation wieder aufgenommen werden kann. Ein Teil des NO kann durch Diffusion den Boden verlassen und in die Atmosphäre entweichen. Die Freisetzung von NO in die Atmosphäre wird demnach durch drei Größen gesteuert. Zuerst durch den Umsatz der Stickstoffkomponenten in den beiden beteiligten mikrobiologischen Prozessen; bildhaft gesprochen, durch den Fluss von Stickstoff durch die Prozessröhren (siehe Abbildung 5).

Die andere Größe, die die Menge an NO in der Bodenluft bestimmt, ist der Anteil an NO, der während dieser Prozessierung nicht mehr weiter zu den Endprodukten verstoffwechselt wird; bildhaft der Anteil, der aus den Prozessröhren entweichen kann. In der bildhaften Analogie sind für das Verständnis des NO-Umsatzes im Boden der Fluss des Stickstoffes, der durch die Prozessröhren geleitet wird, und die Größe der Löcher in diesen Röhren, aus denen das Nebenprodukt NO entweichen kann, von entscheidender Bedeutung. Als eine weitere wichtige Größe in diesem Kontext gilt der Austausch von NO zwischen Bodenluft und Atmosphäre, wie dies in Abbildung 5 ebenfalls zu Ausdruck kommt. Die Diffusion von NO zwischen Boden und Atmosphäre ist ein wichtiger Aspekt für das Verständnis des NO-Austauschs. Ihm ist folgend ein eigener Abschnitt gewidmet. Das Prozessröhren-Konzept ist Basis vieler prozessorientierter Modelle zur Berechnung des

NO-Spurengasflusses aus dem Boden. Hierbei wird versucht, die entscheidenden Größen im Prozessgeschehen aus Boden- und Umweltparametern zu berechnen (u.a. CASA (POTTER ET AL. 1996) und *Daycent* (PARTON ET AL. 2001)).

2.1.5 Bildung und Abbau von NO im Boden

Der Austausch von NO zwischen Bodenluft und Atmosphäre erfolgt überwiegend über die molekulare Diffusion, die durch den Konzentrationsunterschied, der zwischen Bodenluft und Atmosphäre herrscht, getrieben wird (JOHANNSON UND GALBALLY 1989). Im einfachsten Fall folgt die Diffusion dem Ersten Fick'schen Gesetz:

$$F = -D \times d[NO]/dz \quad \text{Gleichung 1}$$

wobei F den NO-Fluß, D den effektiven Diffusionskoeffizienten von NO im porösen Medium Boden und $d[NO]/dz$ den vertikalen NO-Konzentrationsgradienten darstellt. Neben der Diffusion können aber auch konvektive Transportprozesse im Boden zu einem Gasaustausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre führen (LUDWIG ET AL. 2001).

Die NO-Konzentration im Bodenprofil ist selbst unter idealen Bedingungen nicht einheitlich. Die Konzentration an NO in der Bodenluft stellt sich mit zunehmender Tiefe auf eine bestimmte Gleichgewichtskonzentration ein (JOHANNSON UND GALBALLY 1989, RUDOLPH ET AL. 1996a, RUDOLPH UND CONRAD 1996). Diese Gleichgewichtskonzentration wird auch Kompensationskonzentration bezeichnet, da sich hier die Abgabe und die Aufnahme von NO im Boden die Waage halten (CONRAD 1996). Das Konzept der NO-Freisetzung kann dann mathematisch durch die Beziehung:

$$J = P - k \times [NO] \quad \text{Gleichung 2}$$

beschrieben werden, wobei J die Freisetzung, P die Produktion und k die Aufnahme darstellen (CONRAD 1996). Ein positiver Fluss an NO, d.h. Freisetzung von NO aus dem Boden, kommt nur dann zustande, wenn die NO-Produktion die Aufnahme übersteigt. Sind die Produktion und die Aufnahme gleich, stellt sich die Kompensationskonzentration (m_c) ein und es findet keine Freisetzung statt:

$$m_c = P / k \quad \text{Gleichung 3}$$

Die mikrobielle Aufnahme von NO im Boden ist im Gegensatz zur Produktion von der Konzentration an NO in der Bodenluft selbst abhängig; wie sich vielfach experimentell bestätigt hat, in einem einfachen linearen Zusammenhang (u.a. BAUMGÄRTNER UND CONRAD 1992, REMDE ET AL. 1993, SLEMR UND SEILER 1991).

Zur Grenzfläche Boden / Atmosphäre hin ist die Gleichgewichtskonzentration gestört, wenn sich die NO-Konzentrationen in beiden Medien unterscheiden. Ist die atmosphärische NO-Konzentration höher, kommt es zum NO-Transport von der Atmosphäre in den Boden, ist sie niedriger, zur Diffusion vom Boden in die Atmosphäre. Je

nach Diffusionsbedingungen kann sich die Kompensationskonzentration in tieferen Bodenschichten wieder einstellen, wie dies auch experimentell gut bestätigt ist (Abbildung 6).

Die Kompensationskonzentration ist konzeptionell auch deshalb eine wichtige Größe, da aus ihr mit weiteren Parametern der NO-Fluß zwischen Boden und Atmosphäre berechnet werden kann (MEIXNER UND EUGSTER 1999). Je höher die Kompensationskonzentration, desto höher muß – gleichen Diffusionskoeffizienten vorausgesetzt - auch der Fluß von NO aus dem Boden sein. Die Kompensationskonzentration des Bodens kann methodisch leicht bestimmt werden, indem das atmosphärische NO-Mischungsverhältnis - bzw. das in einer Bodenkammer über der Bodenprobe - solange geändert wird, bis kein Fluß mehr zwischen Boden und Atmosphäre messbar ist (siehe auch Kapitel 3).

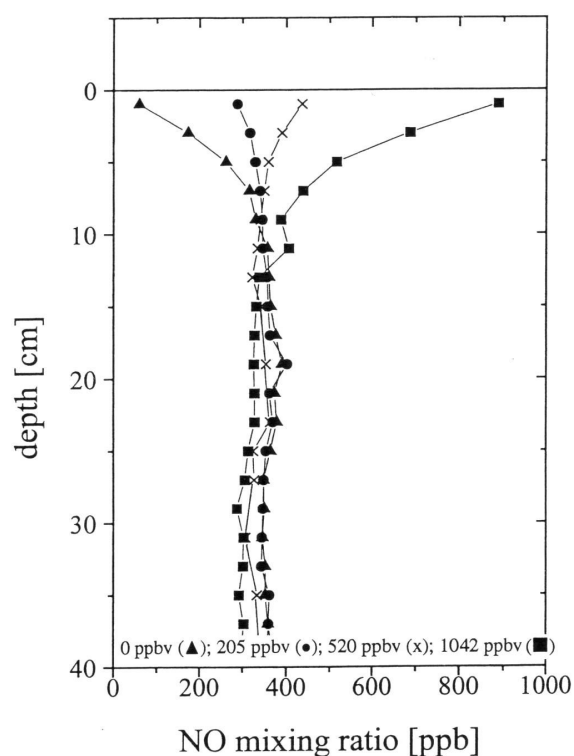


Abbildung 6: NO-Konzentration in unterschiedlicher Bodentiefe in Abhängigkeit von der atmosphärischen NO-Konzentration (aus RUDOLPH ET AL. 1996a).

Gemessen an einem Modellbodenkern mit unterschiedlichen NO-Mischungsverhältnissen in der Luft oberhalb der Bodenoberfläche (Signaturen bezeichnen die unterschiedlichen atmosphärischen NO-Mischungsverhältnisse)

Die Diffusion beeinflusst auch den NO-Umsatz im Boden selbst, da sie das Verhältnis von Produktion und Abbau wesentlich beeinflusst. Ist die Diffusion eingeschränkt, steigt die Wahrscheinlichkeit, dass das in die Bodenluft abgegebene NO wieder abgebaut wird (RAMMON UND PIERCE 2002, SKIBA ET AL. 1997). Faktisch kann dementsprechend nur bedingt von

einer Trennung zwischen Faktoren, die die „Löcher in den Prozessröhren“, und Faktoren, die die Diffusion zwischen Boden und Atmosphäre regeln, unterschieden werden, wie dies im Prozessröhren-Modell geschieht.

Der diffusive Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre ist eine wichtige Größe in der Erklärung der NO-Freisetzung aus dem Boden. Die Diffusion von Gasen im Boden wird durch zahlreiche Faktoren beeinflusst, die häufig miteinander wechselwirken. Diese Faktoren sollen hier vorerst nicht besprochen werden, da die Diffusion nur ein Teilprozess des Austauschs von NO zwischen Boden und Atmosphäre ist. Im folgenden Abschnitt ist zunächst nur eine Übersicht über die wichtigsten Faktoren des NO-Austausches gegeben, die jedoch auch den Zusammenhang mit der Diffusion erläutert.

2.2 Faktoren des Austausches von NO

Generell gilt, dass alle Faktoren, die die zugrunde liegenden mikrobiellen Prozesse der Nitrifikation und der Denitrifikation beeinflussen, auch die Freisetzung und Aufnahme von NO aus dem Boden regulieren können (WILLIAMS ET AL. 1992). Dementsprechend kann ein ähnliches Kontrollregime, das von den distalen zu den proximalen Faktoren reicht, auch für die Freisetzung von NO aus dem Boden angenommen werden. Die Bedeutung einzelner Faktoren für den NO-Austausch ist nicht immer eindeutig geklärt, da es unter Feldbedingungen schwierig sein kann, den Einfluss einzelner Faktoren zu isolieren (SLEMR UND SEILER 1984, ORMECI ET AL. 1999, SULLIVAN ET AL. 1996).

Die folgende Darstellung beschränkt sich daher auf die bereits als sicher geltenden Faktoren für den NO-Austausch, die in vielen Studien als solche identifiziert werden konnten (LUDWIG ET AL. 2001). Einige dieser Faktoren, wie die Bodenfeuchte, die Bodentemperatur und die mineralischen Nährstoffe, werden als besonders maßgeblich für den Austausch beschrieben und können hinreichend sein, zeitliche und räumliche Variationen des NO-Austauschs zu erklären (HUTCHINSON ET AL. 1997). Diese Faktoren können auch als die Hauptfaktoren des NO-Austauschs bezeichnet werden.

Die Faktoren lassen sich unterscheiden nach Bodeneigenschaften, atmosphärischem NO-Mischungsverhältnis und mikrobiellen Gemeinschaften. Im Folgenden sollen die Faktoren in dieser Reihenfolge besprochen werden, wobei besonders auf die Faktoren, die für die vorliegende Arbeit von Interesse sind, eingegangen wird. Bei den Bodenfaktoren stellt sich die Frage nach der Horizonttiefe, für die die Eigenschaften gelten sollen. Diese sind aufgrund der Horizontierung in entwickelten Böden nicht einheitlich über das Bodenprofil verteilt. Maßgeblich für die Tiefe im Bodenprofil ist die biologische Aktivität der für den NO-Austausch verantwortlichen Prozesse. Mehrere Studien deuten darauf hin, daß nur die alleroberste Schicht des Bodens für den NO-Austausch berücksichtigt werden muss. Die Angaben schwanken allerdings von wenigen Millimetern bis zu mehreren Zentimetern (GALBALLY UND JOHANNSON 1989, LUDWIG ET AL. 2001, RUDOLPH ET AL. 1996a, YANG UND MEIXNER 1997).

Betont werden soll nochmals, daß die NO-Freisetzung aus dem Boden als eigener Prozess verstanden wird, der durch die Überlagerung anderer Prozesse zustande kommt. Die

Faktoren sollen dementsprechend auch für die Freisetzung besprochen werden, eine Unterscheidung nach Einfluss auf Produktion bzw. Abbau soll nicht vorgenommen werden. Viele Studien zum NO-Austausch beschränken sich ebenfalls auf den Einfluss einzelner Faktoren auf die Freisetzung bzw. Emission von NO aus dem Boden. Entsprechend ist der Kenntnisstand hier höher.

2.2.1 Bodentemperatur

Chemische und biologische Prozesse zeigen generell eine Abhängigkeit von der Temperatur. Die Abhängigkeit der NO-Freisetzung von der Bodentemperatur ist in vielen Studien gezeigt (u.a. GUT ET AL. 2002, MARTIN ET AL. 1998, SLEMR UND SEILER 1984), auch wenn sich in einigen Arbeiten kein Zusammenhang zu zeigen scheint (z.B. PILEGAARD ET AL. 1999). Letzteres kann oftmals dadurch erklärt werden, daß sich die Temperaturabhängigkeit nur dann zeigt, wenn andere Faktoren den NO-Austausch nicht beschränken, z.B. Bodentrockenheit (SULLIVAN ET AL. 1996). Die NO-Freisetzung nimmt für viele Böden in einem Temperaturbereich zwischen 15° bis 35°C exponentiell mit steigender Temperatur zu und zeigt dabei oft eine Verdoppelung mit 10°C Temperaturerhöhung (WILLIAMS UND FEHSENFELD 1991). Bei noch höheren Temperatur kommt es zu einer abnehmenden NO-Emission, so das bezüglich der NO-Freisetzung ein Optimum existiert, das aber für Böden unterschiedlich sein kann (FEIG ET AL. 2008, GÖDDE UND CONRAD 1999, SAAD UND CONRAD 1993). Selbst bei sehr niedrigen Temperaturen um den Gefrierpunkt kann es noch zu nicht unerheblichen NO-Emissionen kommen, was besonders für kalte Regionen von Bedeutung ist (KOPONEN ET AL. 2007).

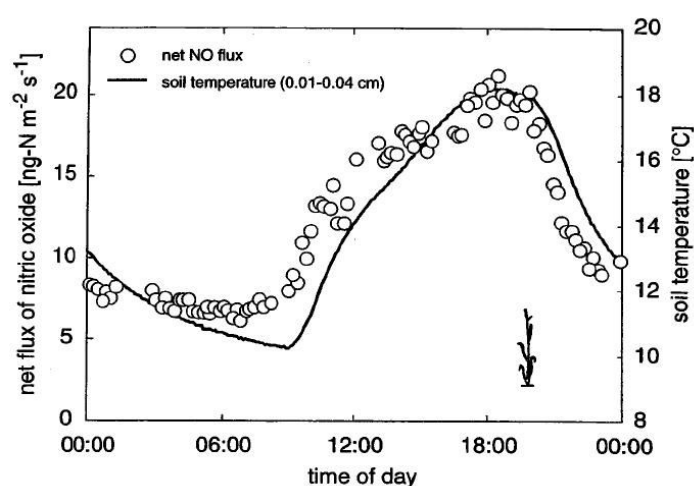


Abbildung 7: Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Bodentemperatur anhand des Tagesverlaufs von NO-Freisetzung und Bodentemperatur (aus LUDWIG ET AL. 2001)

Neben der Beeinflussung der mikrobiellen Prozesse steuert die Bodentemperatur auch weitere Faktoren des NO-Austausches, wie die Löslichkeit und die Diffusion von Stoffen (GRUNDMANN ET AL. 1995, WILLIAMS ET AL. 1992). Die Bodentemperatur ist dementsprechend

eine Größe, die vor allem tageszeitliche Variationen in der NO-Freisetzung unter einer Vielzahl von Bedingungen gut erklären kann, vor allem dann, wenn sich andere Faktoren wenig ändern (Abbildung 7). PASSIANOTO ET AL. (2004) beschreiben einen inversen Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Bodentemperatur für tropische Ackerböden. Hier ist die Emission tagsüber durch die hohen Bodentemperaturen von über 40°C gegenüber nachts vermindert. WILLIAMS ET AL. (1992b) verwenden die Bodentemperatur als alleinigen Parameter, um eine Hochrechnung der NO-Emissionen der USA zu erstellen. Nach Biomtypen und Nutzungsformen unterschieden, werden zeitliche Änderungen der NO-Emissionen nur über den Temperaturverlauf erklärt.

2.2.2 Bodenfeuchte

Die Bodenfeuchte ist einer der wichtigsten Faktoren des Bodenlebens überhaupt, da sie u.a. wichtige physiologische Rahmenbedingungen wie pH-Wert, Gasaustausch, osmotisches Potential, und die Verfügbarkeit und den Transport gelöster Stoffen beeinflusst (VORONEY 2007). Der Wassergehalt gilt demnach auch als der wichtigste Faktor, der den Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre beeinflusst (LUDWIG ET AL. 2002, WILLIAMS ET AL. 1992).

Die Regelung der mikrobiellen Prozesse erfolgt dabei über zwei unterschiedliche Mechanismen. Zum einen durch die Transportfunktion des Wassers, da die Versorgung mit den Ausgangsstoffen der Nitrifikation, (NH_4^+ und NO_2^-) und der Denitrifikation (NO_3^-) durch die Diffusion dieser Ionen in Wasserfilmen in der Bodenmatrix erfolgt. Bei geringer werdendem Wassergehalt wird dementsprechend die Versorgung mit Substraten der mikrobiologischen Umsetzungen eingeschränkt, der abnehmende Wassergehalt führt zum einem Substrat-Diffusions-Limit (SKOPP ET AL. 1990). Das Wasser selbst kann dabei auch als Substrat gelten, wenn es nicht nur als Lösungsmittel im Stoffwechsels dient, sondern auch verstoffwechselt wird.

Ein zweiter Mechanismus, der die mikrobiellen Prozesse, und damit den NO-Umsatz im Boden reguliert, ist der Einfluss des Wassergehaltes auf den Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre. Zum einen wird bei zunehmendem Wassergehalt die Sauerstoffverfügbarkeit eingeschränkt, da die Diffusionsrate von Sauerstoff in Wasser gegenüber Luft um den Faktor 10000 geringer ist (DAVIDSON UND SCHIMEL 1995). Zum anderen wird bei zunehmenden Wassergehalt die Diffusion von im Boden entstehenden Gasen wie NO und CO_2 gehemmt. Der zunehmende Wassergehalt führt bei der Betrachtung der Atmungsprozesse im Boden zu einem Sauerstoff-Diffusions-Limit (LINN UND DORAN 1984, SKOPP ET AL. 1990).

Der Sauerstoffgehalt beeinflusst in empfindlicher Weise die Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation (KRÄMER UND CONRAD 1990). Die Nitrifikation ist die biologische Oxidation von Ammonium zu Nitrat mittels Sauerstoff. Bei Sauerstoffknappheit ist dieser Prozess entsprechend eingeschränkt. Die Denitrifikation verwendet Nitrat als finalen Elektronenakzeptor und erfordert daher den Mangel oder die Abwesenheit von Sauerstoff.

Entsprechend ist bei hohem Wassergehalt im Boden eine höhere Denitrifikationsrate zu beobachten. Zusätzlich regelt die Sauerstoffverfügbarkeit auch den relativen Anteil der Endprodukte der beiden mikrobiologischen Prozesse (DAVIDSON 1993, Abbildung 9). Allgemeiner ausgedrückt regelt der Wassergehalt des Bodens, ob sich ein aerobes oder ein anaerobes Milieu einstellt.

Das Substrat-Diffusions-Limit bei abnehmender Bodenfeuchte und das Sauerstoff-Diffusionslimit bei zunehmenden Wassergehalt führen in ihrer Überlagerung zu einer Optimums-Aktivitätskurve, die zwischen der Bodentrockenheit und der Wassersättigung ein Maximum mikrobieller Aktivität besitzt (Abbildung 8).

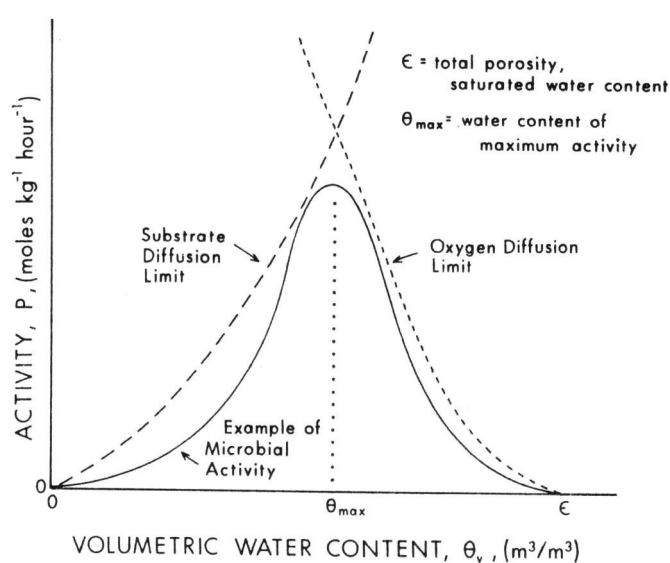


Abbildung 8: Konzeptioneller Zusammenhang zwischen mikrobiologischer Aktivität und dem Bodenwassergehalt (aus SKOPP ET AL. 1990).

Als Maß für die mikrobiologische Aktivität, gilt hier die Bodenatmung. Auf der Abszisse ist der volumetrische Wassergehalt aufgetragen, wobei sich bei θ_{max} ein Maximum der Aktivität zeigt

Basierend auf der Vorstellung des Bodenkörpers als ein poröses Medium, besteht ein Bodenvolumen aus der festen Bodensubstanz und dem entsprechenden Porenvolumen. Ist das Porenvolumen ganz mit Wasser gefüllt, so ist die Diffusion von Sauerstoff in den Boden am stärksten herabgesetzt, es kann diffusionsbedingt zur Anaerobie kommen. SKOPP ET AL. (1990) bezeichnen in ihrer Studie einen Wassergehalt von 60 Prozent des Porenvolumens als verallgemeinerbaren Wert für das Maximum der aeroben mikrobiellen Aktivität. Entsprechend soll hier auch das Maximum der Nitrifikation liegen, da dieser bei guter Wasserversorgung und gleichzeitig noch hoher Belüftung optimale Werte erreicht (DAVIDSON 1993).

Unter gleichzeitiger Annahme, daß die Nitrifikation einen höheren Beitrag zur Bildung von

NO im Boden leistet, ist das Schema in Abbildung 9 abgeleitet. Es wurde postuliert, daß ebenfalls bei einem Wassergehalt von 60 Prozent des Bodenporenvolumens eine maximale Freisetzung von NO aus dem Boden möglich ist, da bei höheren Wassergehalten wieder mehr NO im Boden abgebaut wird (DAVIDSON 1991). Generell zeigt sich bei höherem Wassergehalt ein abnehmendes Fluss-Verhältnis von NO zu N₂O (DAVIDSON UND VERCHOT 2000, DRURY ET AL. 1992), was sich durch die Veränderung zu anaeroben Verhältnissen bei hoher Wassersättigung erklären lässt (SMITH ET AL. 2003). Die Existenz eines allgemeinen Optimumpunktes der NO-Freisetzung bezüglich des wassergefüllten Porenvolumens konnte allerdings nicht bestätigt werden (MEIXNER UND YANG 2006, VAN DIJK 2001).

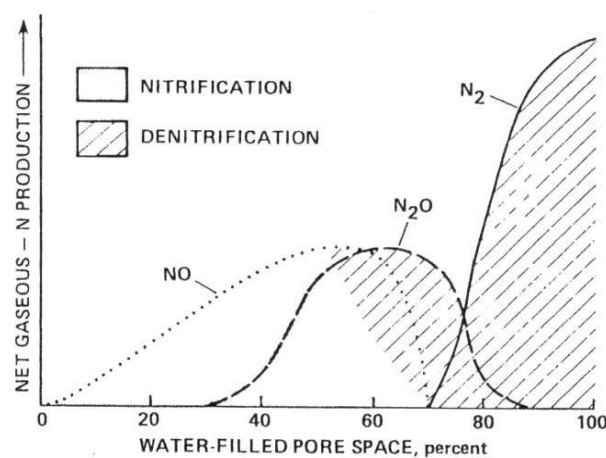


Abbildung 9: Relative Anteile der N-Spurgase in Abhängigkeit vom Wassergehalt des Bodens (aus DAVIDSON 1991)

Die festgestellten optimalen Bodenfeuchten variieren recht stark in den einzelnen Studien (z.B. DEL PRADO ET AL. 2006, SULLIVAN ET AL. 1996, MARTIN ET AL. 1998). Sie reichen von unter 15 Prozent wassergefülltes Porenvolumen (MEIXNER UND YANG 2006) für Böden der Trockengebiet bis 60 Prozent wassergefülltes Porenvolumen für mitteleuropäische Waldböden (SCHINDLBACHER UND ZECHMEISTER-BOLTENSTERN 2004).

Die Änderung der NO-Freisetzung mit der Bodenfeuchte ist in vielen Feld- und Laborstudien gut untersucht. Bei letzteren werden Messungen der NO-Freisetzung meist über den ganzen Bodenfeuchtebereich, d.h. von der Bodentrockenheit bis zur Sättigungsfeuchte, durchgeführt (DRURY ET AL. 1992, MEIXNER UND YANG 2006, OTTER ET AL. 1999, YANG UND MEIXNER 1997, VAN DIJK UND MEIXNER 2001). Es zeigt sich stets eine Optimumskurve der NO-Freisetzung über den Bodenfeuchtebereich, wobei das Optimum der Bodenfeuchte, d.h. der Feuchtwert, an dem die NO-Freisetzung maximale Werte erreicht, und das Maximum der Bodenfeuchte, d.h. der Feuchtwert, an dem keine Freisetzung mehr messbar ist, für die Böden unterschiedlich ausfällt (Abbildung 10). Die vorgelegte Arbeit beschäftigt sich primär mit der Untersuchung dieser Optimumskurve, ihrer

Generalisierung und einer möglichen Erklärung der verschiedenen Optimumsfeuchten der Böden (siehe Kapitel 6).

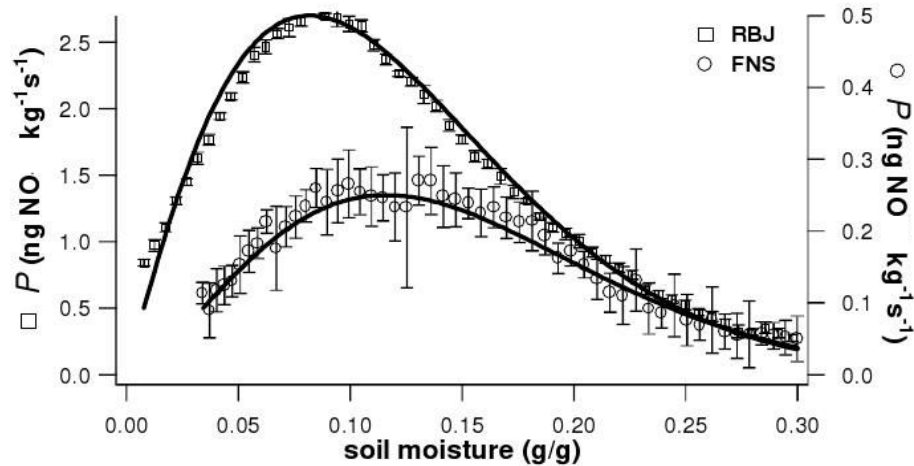


Abbildung 10: NO-Produktion in Abhängigkeit von der gravimetrischen Bodenfeuchte (aus VAN DIJK ET AL. 2001).

Zwei Böden unterschiedlicher Nutzung (RBJ: Primärregenwald, FNS: 20jährige Weide) zeigen bezüglich der Freisetzung ein Optimum, das aber jeweils bei einer anderen Bodenfeuchte liegt. Der asymmetrische Kurvenverlauf ist charakteristisch für den Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Wassergehalt

Neben den oben beschriebenen Mechanismen der Substrat- und der Diffusions-Limitierung hat das Bodenwasser noch eine weitere wichtige Funktion bei der NO-Freisetzung. Bei der Wiederbefeuchtung von ausgetrockneten Böden kommt es neben einem sprunghaften Anstieg der CO₂-Emissionen auch zu einem starken Impuls der NO-Emissionen aus dem Boden, der auch als Pulsing bezeichnet wird (FRANZLUEBBERS ET AL. 2000, WILLIAMS ET AL. 1992, LUDWIG ET AL. 2001). Die Wiederbefeuchtung führt meist zu einem starken Anstieg der NO-Emissionen, der aber nach einigen Stunden bis wenigen Tagen wieder drastisch abnimmt (GARCIA-MONTIEL ET AL. 2003, MARTIN ET AL. 1998, OTTER ET AL. 1999).

Wichtig ist dieser Effekt zum einen bei der Modellierung der NO-Emissionen, da hier, vor allem in Trockengebieten, ein größerer Teil der jährlichen Emissionen freigesetzt werden kann (HUTCHINSON ET AL. 1993, KIRKMAN ET AL. 2001, OTTER ET AL. 1999, YAN ET AL. 2005).

Auch methodisch ist dieser Effekt von Bedeutung, vor allem wenn es sich um die Untersuchung getrockneter Bodenproben unter Laborbedingungen handelt. Um den Einfluss der Wiederbefeuchtung auf die NO-Freisetzung bei der Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Bodenfeuchte und NO-Freisetzung auszuschließen, wird eine Präinkubation der wiederbefeuchteten Bodenproben von mehreren Tagen empfohlen, um die mikrobiellen Gleichgewichtsbedingungen wieder herzustellen (GÖDDE UND CONRAD 1998). Da eine Trocknung der Böden zur Probenvorbereitung nicht immer vermieden werden kann, muß der Pulsing-Effekt bei der Messung berücksichtigt werden (siehe Kapitel 3), was den Messzyklus insgesamt verlängern kann.

Für die Angabe bzw. Bestimmung der Bodenfeuchte werden unterschiedliche Maße verwendet. Wie oben bereits angedeutet, ist der volumetrische Wassergehalt bezogen auf das Bodenporenvolumen (engl. Water Filled Pore Space = WFPS) besonders geeignet, Vergleiche zwischen Böden unterschiedlicher Textur bezüglich der NO-Freisetzung machen zu können, zumal das Porenvolumen ein Maß für die Belüftung des Bodens ist (LINN UND DORAN 1984).

Ausgangswert ist der gravimetrische Wassergehalt (θ), der über eine Messvorschrift definiert ist. Der gravimetrische Wassergehalt ist diejenige Masse, die eine Bodenprobe bei 105°C in 24 Stunden verliert (SCHALLER 1988). Der gravimetrische Wassergehalt kann dementsprechend leicht und direkt gemessen werden. Angegeben wird meist der gravimetrische Wassergehalt bezogen auf die Trockenmasse des Bodens. Der gravimetrische Wassergehalt ist auch in der hier vorgelegten Arbeit als Maß für die Bodenfeuchte verwendet. Da er als Absolutmethode ein genaues Maß ergibt, eignet er sich gut, um Feuchtwerte verschiedener Böden in Beziehung zu weiteren Bodenmerkmalen zu setzen.

Die Angabe % WFPS ist definiert als der volumetrische Anteil des Wassers in einem Bodenvolumen bezogen auf das Porenvolumen (WILLIAMS ET AL. 1990) und wird errechnet aus dem gravimetrischen Wassergehalt und der Lagerungsdichte des Bodens (LINN UND DORAN 1984):

$$\% \text{ WFPS} = \theta_v / (1 - P_b / P_p)$$

Gleichung 4

Wobei θ_v der volumetrische Wassergehalt, P_b die Dichte des ungestörten Bodens (inklusive Porenraum) und P_p die Partikeldichte des Mineralbodens, die gemeinhin mit 2,65 g/cm³ angenommen wird. Der Anteil des wassergefüllten Porenvolumens wird aus dem gravimetrischen Wassergehalt und der Lagerungsdichte des Bodens berechnet. Problematisch an der Umrechnung des gravimetrischen Wassergehalt in %WFPS ist zum einen der Bezug auf die ungestörte Bodenprobe, die aufgrund der Siebung bei Laboruntersuchungen nicht mehr vorhanden ist. Somit können im Labor gemessene Relationen zwischen %WFPS nicht ohne weiteres auf Geländebedingungen übertragen werden.

Ein weiterer problematischer Punkt ist die Verwendung des mineralischen Teils der Bodenmatrix als Bezug für die Partikeldichte des Bodens. Nicht berücksichtigt ist hier der Humus, der gravimetrisch und vor allem volumetrisch einen hohen Anteil am Boden einnehmen kann (ARVIDSSON 1998). Wird, wie in den meisten Studien, die angegebene Formel zur Umrechnung verwendet, kann dies v.a. bei humusreichen Böden zu Verfälschungen bezüglich des Bodenporenvolumens kommen. Das Porenvolumen kann nur sehr aufwendig direkt bestimmt werden. Die meisten Angaben sind letztendlich Schätzungen mit Hilfe der angegebenen Formel, die sehr sensitiv auf die angenommene

Partikeldichte des Bodens reagiert (VORONEY 2007).

Ein weiteres wichtiges Maß für die Bodenfeuchte ist das Matrixpotential (Ψ_m), ein Maß für die Bindungsenergie des Wassers im Boden (SCHEFFER ET AL. 2002). Abhängig vom Porenvolumen und von der Porengrößenverteilung im Boden bzw. von der Textur und dem Gefüge, stellt das Matrixpotential eine wichtige physiologische Größe dar, insbesondere für das Pflanzenwachstum. Das Matrixpotential kann eine geeignete Größe sein, um generelle Aussagen über die Beziehung zwischen Bodenfeuchte und NO-Freisetzung zu ermöglichen (VAN DIJK 2001), ist aber nur sehr aufwendig für die Bodenproben bestimmbar.

2.2.3 Modelle für den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Freisetzungsrate

Die Feuchtekurve beschreibt den Zusammenhang zwischen der Bodenfeuchte und der NO Freisetzungsrate. Ein prinzipieller Zusammenhang beider Größen ist durch viele Messungen bestätigt. Ein verallgemeinerbares Modell zwischen Bodenfeuchte und biologischer Aktivität kann auch für diesen Zusammenhang angewendet werden. Die Feuchtekurve beschreibt immer die Freisetzungsrate über den gesamten Feuchtebereich des Bodens. Dabei gibt es eine untere und eine obere Feuchtegrenze, bei der keine Freisetzung mehr messbar ist. Zwischen diesen beiden Punkten befindet sich das Maximum der NO-Freisetzung, dessen entsprechender Feuchtezustand des Bodens als optimale Bodenfeuchte bezeichnet wird. Eine mögliche mathematische Beschreibung des Kurvenverlaufs findet sich bei YANG UND MEIXNER (1997), die sich dabei an die von GRUNDMANN ET AL. (1995) verwendete Beziehung zur Beschreibung der Nitrifikationsrate (Nr) in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte orientieren (Gleichung 5). Die verwendete Beziehung wird als besonders gut geeignet betrachtet, da die Parametrisierung biologisch relevante Parameter verwendet, wie die optimale, untere und obere Feuchtegrenze des betrachteten Nitrifikationsprozess. Die Funktion ist linear unterhalb des Maximum und bildet für den oberen Feuchtepunkt eine Nitrifikationsrate von Null ab. Die obere und untere Feuchte müssen geeignet gewählt werden, um eine gute Anpassung zu ermöglichen.

$$Nr(\theta) = Nr_{max} \times \exp\left[\frac{(\theta_{max} - \theta_{opt})(\theta - \theta_{opt})}{(\theta_{opt} - \theta_{min})(\theta - \theta_{max})}\right] \times \frac{(\theta - \theta_{min})}{(\theta_{opt} - \theta_{min})} \quad (\text{Gleichung 5})$$

Die verwendete Beziehung ist auch für die Freisetzung von NO ein guter Ansatz, zumal Freisetzungsrate und Nitrifikationsrate in enger Verbindung stehen. Die Funktion ist in vielen Studien verwendet, die eine Parametrisierung der Feuchtekurve für eine Modellierung der NO-Freisetzungsrates einsetzen (OTTER ET AL. 1999, KIRKMAN ET AL. 2001, VAN DIJK ET AL. 2001, YANG UND MEIXNER 1997). Um die Funktion an die gemessenen Freisetzungsraten besser anzupassen zu können, ist ein weiterer Parameter eingeführt,

der den besonderen Verlauf der Freisetzungsrates über die Bodenfeuchte berücksichtigen soll (Gleichung 6).

$$F_{NO}(\theta) = F_{max} \times \exp\left[\frac{a(\theta_2 - \theta_{opt})(\theta - \theta_{opt})}{(\theta_{opt} - \theta_1)(\theta - a\theta_2)}\right] \times \frac{(\theta - \theta_1)}{(\theta_{opt} - \theta_1)} \quad (\text{Gleichung 6})$$

Die Gleichung beschreibt die Freisetzung - bei sonst gleichen Bedingungen - als Funktion der Bodenfeuchte. θ_{opt} ist die Bodenfeuchte, bei der die Freisetzungsrates maximal ist. θ_1 bzw. θ_2 sind die Feuchten unterhalb bzw. oberhalb der optimalen Bodenfeuchte, für die keine NO-Freisetzung mehr messbar ist. Diese Größen können aus der gemessenen Feuchtekurve bestimmt werden. Der in die Funktion eingefügte Parameter a steht nicht mit bodenbiologischen Größen in Zusammenhang. Dieser Parameter kann nur algorithmisch durch eine Kurvenanpassung aus den Messwerten gewonnen werden, ist also nicht durch Festpunkte der gemessenen Feuchtekurve ableitbar.

In der hier vorgestellten Arbeit wird eine weitere Funktion verwendet, die dem besonderen Verlauf der Feuchtekurve Rechnung tragen soll. Der Charakter der Feuchtekurve, wie er sich in sehr vielen vorhergehenden und im Rahmen der Arbeit durchgeführten Messungen zeigt, ist durch einen steilen Anstieg der Freisetzungsrates vom unteren zum optimalen Feuchtepunkt und einen flachen Abfall zum oberen Feuchtepunkt gekennzeichnet. Aus dieser nicht symmetrisch um das Maximum abgebildeten Verteilung ergibt sich eine mögliche mathematische Kurvenform nach Gleichung 7, wie sie von MEIXNER UND YANG (2006) vorgeschlagen wird.

$$J(\theta) = a \cdot \theta^b \times e^{c \cdot \theta} \quad (\text{Gleichung 7})$$

Unskaliert ergibt sich bei geeigneter Parameterwahl eine Kurvenform, wie sie in Abbildung 11 dargestellt ist. Diese idealtypische Kurvenform ist den sehr häufig beobachteten Feuchtekurven der Messungen (auch der oben zitierten Literatur) sehr ähnlich.

Die Funktion, die sich als das Produkt zweier Funktionen auffassen lässt, kann besonders gut den sehr oft beobachteten Verlauf der Feuchtekurve abbilden. Die Funktion besitzt drei Parameter (a : Gleichung 8, b : Gleichung 9 und c : Gleichung 10), die sich aus bodenbiologischen Kennwerten bezüglich der NO-Freisetzung ableiten lassen.

$$a = \frac{J_{opt}}{\theta_{opt} \cdot b \cdot e^{-b}} \quad (\text{Gleichung 8})$$

$$b = \frac{\ln\left(\frac{J_{opt}}{J_{upp}}\right)}{\ln\left(\frac{\theta_{opt}}{\theta_{upp}}\right)} + \left(\frac{\theta_{upp}}{\theta_{opt}} - 1\right) \quad \text{(Gleichung 9)}$$

$$c = \frac{-b}{\theta_{opt}} \quad \text{(Gleichung 10)}$$

Dabei bedeuten:

- θ_{opt} := Bodenfeuchte, bei der eine maximale NO-Freisetzung gemessen wird
- J_{opt} := Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte (θ_{opt})
- θ_{upp} := Bodenfeuchte oberhalb der optimalen Bodenfeuchte, bei der keine NO-Freisetzung mehr messbar ist
- J_{upp} := Freisetzungsrates bei der oberen Bodenfeuchte (θ_{upp})

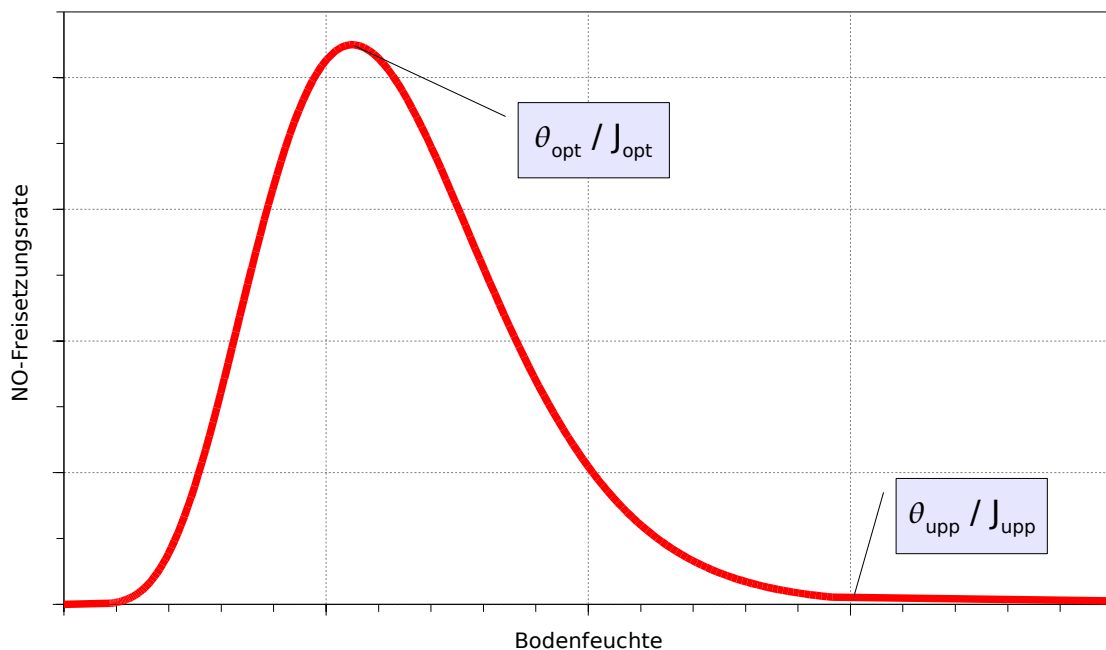


Abbildung 11: Idealform der Feuchtekurve.

Eingezeichnet sind die beiden Stützpunkte der Kurve, aus denen der Kurvenverlauf abgeleitet werden kann.

Soll die mathematische Feuchtefunktion aus den oben genannten Stützpunkten der Messung abgeleitet werden, stellt sich das Problem der oberen Grenze der NO-Freisetzung. An dieser Stelle ist gemäß obiger Definition die Freisetzung nicht mehr

messbar und demnach auch nicht bestimmbar. Aus praktischen Erwägungen wird – weil entscheidender – das Verhältnis J_{opt}/J_{upp} zur Ableitung der Kurve verwendet. Dieses Verhältnis regelt, wenn die beiden Stützpunkte festgesetzt sind, die Wölbung der Kurve. Hier hat sich ein Verhältnis von 100 in den meisten Fällen (s.u.) als geeignet erwiesen. Die Gleichung bildet bei kompletter Trockenheit, d.h. wenn θ gleich Null, immer eine Freisetzung von annähernd Null ab, wie dies auch in allen Beobachtungen bestätigt ist. Die hier vorgestellte Funktion ist ein hypothetisch angenommenes Modell des Zusammenhanges zwischen Bodenfeuchte und NO-Freisetzungsrate. Der große Vorteil des vorgeschlagenen Modells ist die Ableitbarkeit aus wenigen Stützpunkten der Feuchtekurve. Sind diese Stützpunkte anhand bestimmter Bodenmerkmale vorhersagbar, so können diese Informationen zur Modellierung des Zusammenhanges von Bodenfeuchte und NO-Freisetzung genutzt werden.

2.2.4 Bodennährstoffe

Die dem NO-Austausch zugrunde liegenden mikrobiellen Prozesse setzen organische und anorganische Stickstoffverbindungen um. Entsprechend ist ein Zusammenhang zwischen der Menge der Stickstoffverbindungen und dem Ausmaß der Nitrifikation und der Denitrifikation zu erwarten. Viele Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und der Menge der Stickstoffverbindungen im Boden (u.a. SLEMR UND SEILER 1984, 1991, YAMULKI ET AL. 1995). Die Stickstoffverbindungen können anorganisch als Ammonium, Nitrit und Nitrat oder organisch in der Biomasse gebunden vorliegen. Viele Studien untersuchen den Einfluss anorganischer Stickstoffdünger auf die Freisetzung von NO, vor allem auf landwirtschaftlich genutzten Böden.

In Feldstudien wird häufig beobachtet, dass die NO-Freisetzung aus dem Boden nach der Gabe von ammonium- und nitrathaltigen Düngern deutlich zunimmt, wobei die Böden unterschiedlich auf Ammonium bzw. Nitrat ansprechen (VELDKAMP UND KELLER 1997, BOUWMAN ET AL. 2002). So kann es sein, dass eine Zunahme der NO-Freisetzung alleine auf die zugeführte Menge an Ammonium, nicht aber an Nitrat, zurückgeführt werden kann (LI UND WANG 2007, STEUDLER ET AL. 2005, SMART ET AL. 1999, PARSONS UND KELLER 1995). In diesen Fällen wird die Nitrifikation als der entscheidende Prozess für die NO-Produktion gedeutet bzw. mit Hilfe der Isotopenmarkierung als solcher identifiziert (RUSSOW UND STANGE 2008).

In anderen Studien wiederum ist ein engerer Zusammenhang zwischen der NO-Freisetzung und dem Nitratgehalt des Bodens festzustellen. Dieser Zusammenhang findet sich z.B. bei sauren europäischen Waldböden (JOHANSSON 1984, SKIBA ET AL. 1993) oder für Graslandböden in den USA (WILLIAMS UND FEHSENFELD 1991). Bei der Interpretation gefundener Korrelationen ist immer zu beachten, daß meist die aktuellen Konzentrationen der Nährstoffe herangezogen werden, und nicht deren Umsatzraten. So kann eine hohe Konzentration an Nitrat auch auf eine hohe Nitrifikationsrate hinweisen (WILLIAMS ET AL. 1992, LUDWIG ET AL. 2001).

Die künstliche Vergrößerung des Mineralstickstoffgehaltes des Bodens durch Düngung ist

auch nicht ohne weiteres mit dem durch die natürliche Mineralisierung entstehenden Nährstoffgehalten zu vergleichen. Studien zeigen bei natürlichen Böden, die nicht durch Düngung beeinflusst sind, keinen signifikanten Zusammenhang zwischen mineralischen Stickstoffkomponenten und der NO-Freisetzung (BAUMGÄRTNER UND CONRAD 1992, VENTEREA ET AL. 2000).

Ähnliche Effekte wie die Gabe von Mineraldüngern zeigt der Zusatz von organischem Dünger bezüglich der NO-Freisetzung. Zu den organischen Düngern können alle Arten organischen Materials wie Gülle, Kompost, Urin oder Harnstoff gehören, die auch in der Landwirtschaft verwendet werden. Die organischen Düngergaben erhöhen dabei über die Mineralisierung die Menge an anorganischen Stickstoffkomponenten und die mikrobiell gebundene Stickstoffmenge (GUT ET AL. 1999, WILLIAMS ET AL. 1998). Die Erhöhung der NO-Freisetzung nach der Düngergabe kann über einen längeren Zeitraum erfolgen und evtl. erst nach mehreren Wochen das Maximum erreichen (siehe auch Abbildung 12, MALJANEN ET AL. 2007).

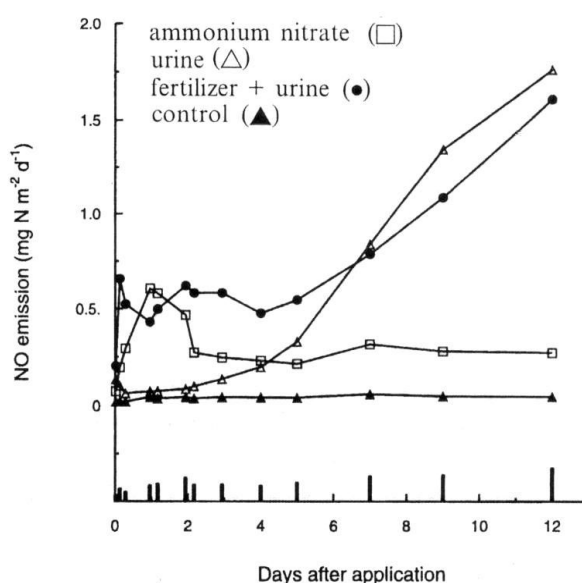


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Düngung (aus WILLIAMS ET AL. 1998, verändert). Auf der Abszisse sind die Tage nach der Düngeraufbringung angegeben, auf der Ordinate die NO-Freisetzung. Gedüngt wurde mit Ammoniumnitrat, Urin und mit einer Mischung aus beiden

Neben der vor allem in der Landwirtschaft üblichen Düngung, gelangen Stickstoffeinträge auch über atmosphärische Deposition in die Ökosysteme (MEIXNER 1994). Dies stellt weltweit ein zunehmendes Problem dar, da ehemals nährstoffarme Ökosysteme mit einer hohen Stickstofffracht versorgt werden (MOSIER 2001). So leiden bereits tropische Regenwälder unter einer erhöhten Stickstoffversorgung, was zu ähnliche Effekten wie dem hierzulande als Waldsterben bekannten Phänomen führt (MATSON ET AL. 1999). Neben

der Belastung der Vegetation sind die Stickstoffeinträge in Form von Ammonium und Nitrat auch für sehr hohe Emissionen an NO und N₂O, vor allem in Waldökosystemen verantwortlich (BUTTERBACH-BAHL ET AL. 1997, SKIBA ET AL. 1998, 1999, 2004).

2.2.5 Textur und pH

Neben den drei genannten Hauptfaktoren, die die Freisetzung von NO aus dem Boden regeln, sind weitere Bodenmerkmale als beeinflussende Größen identifiziert. Dies sind vornehmlich die Bodeneigenschaften Textur und Bodenreaktion. Der Einfluss der Textur, also der Korngrößenverteilung der mineralischen Bodenpartikel, ist wenig untersucht. Die Textur kann einen bestimmenden Einfluss auf die Porosität und zusammen mit dem Wassergehalt einen Einfluss auf den Gasaustausch im Boden haben. Zu beachten ist hierbei allerdings, dass sich die Bodenpartikel meist zu Aggregaten zusammenfügen, die wesentlicher für die Belüftung des Bodens sind. Hervorzuheben sind dabei die Makroaggregate und das zugehörige Porensystem, die selbst bei tonigen und lehmigen Böden zu guter Belüftung führen können (VORONEY 2007). Entsprechend wird in den Studien, die die Textur als Faktor für räumliche Unterschiede in der NO-Freisetzung aus dem Boden heranziehen, meist nur ein tendenzieller Einfluss der Textur festgestellt.

So werden höhere durchschnittliche NO-Emissionen mit einem höheren Sandanteil im Boden in Verbindung gebracht, auch wenn die beobachteten Werte sich meist nur geringfügig voneinander unterscheiden (MARTIN ET AL. 1998, MEIXNER UND YANG 2006, SKIBA UND BALL 2002, TAGGART ET AL. 2002) beziehungsweise generell ein Zusammenhang zwischen Textur und NO-Austausch für verschiedene Böden festgestellt (GÖDDE UND CONRAD 2000). Etwas besser ist der Einfluss der Textur auf den optimalen Wassergehalt für die NO-Freisetzung aus dem Boden untersucht. So zeigt VAN DIJK (2001) in einer Laborstudie einen engen Zusammenhang zwischen optimaler Bodenfeuchte bezogen auf den gravimetrischen Wassergehalt und dem Tongehalt der untersuchten Böden.

Wenige systematische Studien liegen für den Einfluss des pH-Wertes auf den NO-Austausch vor. Generell ist ein Einfluss des pH-Wertes auf den NO-Austausch zu erwarten, da mikrobielle Stoffwechselforgänge und Enzymaktivitäten allgemein pH-Wert abhängig sind (VORONEY 2007).

Wie bereits oben erwähnt, fördert ein niedriger pH-Wert zusammen mit einem hohen Humusgehalt die NO-Produktion aus der Chemodenitrifikation. NÄGELE UND CONRAD (1990) haben experimentell einen Einfluss der Bodenazidität auf unterschiedliche Böden gezeigt, indem sie die Böden auf unterschiedliche pH-Werte eingestellt haben (siehe auch Abbildung 13). Dabei zeigt der von Natur aus saure Waldboden eine andere Reaktion als der basenreiche Ackerboden. Der Waldboden weist mit zunehmenden pH-Wert, der Ackerboden mit abnehmenden pH-Wert niedrigere NO-Emissionen auf. Einer der möglichen Erklärungen sind unterschiedliche mikrobielle Gemeinschaften in den beiden Böden, deren Physiologie an die jeweiligen Lebensbedingungen angepasst sind.

ORMECI ET AL. (1999) beobachten in ihrer ähnlich angelegten Studie mit einem auf unterschiedliche pH-Werte eingestellten Ackerboden einen anderen Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und pH-Wert. Hier wird die höchste NO-Freisetzung bei einem pH-Wert von 4,5 beobachtet. Bei höheren pH-Werten sinkt die Freisetzung markant, um dann oberhalb eines pH-Wertes von 8 wieder anzusteigen. Begründet wird diese Beobachtung durch die Autoren mit der zunehmenden Chemodenitrifikation bei niedrigem pH-Wert. Der Anstieg der NO-Freisetzung bei pH-Werten oberhalb von 8 deutet ebenfalls auf eine chemisch bedingte NO-Freisetzung hin, da bei hohen pH-Werten die biologische Aktivität generell abnehme. Den Autoren zufolge, ist ein leicht saurer bis neutraler pH-Wert unter natürlichen Bedingungen günstiger für die NO-Freisetzung. Einen negativen linearen Zusammenhang zwischen pH-Wert und NO-Produktion stellen MURRAY UND KNOWLES (2001) für einen auf verschiedene pH-Werte eingestellten Ackerboden fest. Die auf einen pH-Bereich von 6,0 bis 8,0 eingestellten Bodenproben zeigten bei einem pH-Wert von 6 eine etwa zwanzigfach höhere NO-Produktion als beim höchsten pH-Wert.

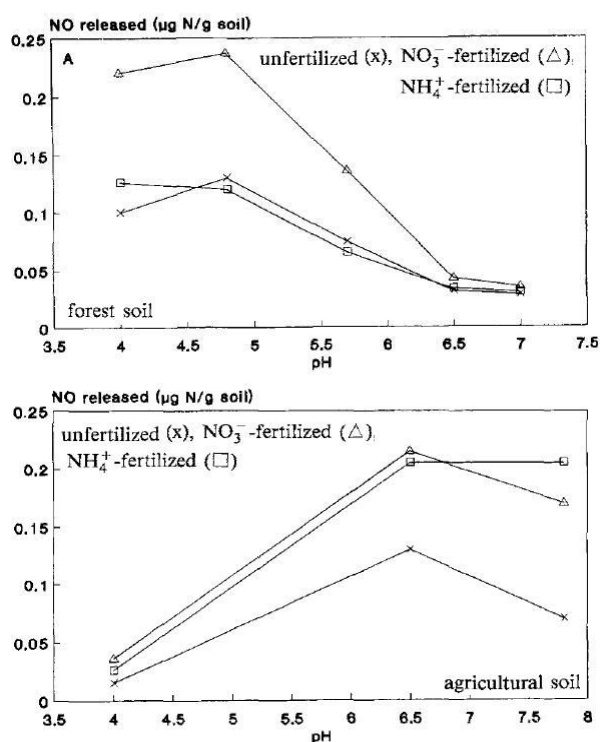


Abbildung 13: Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und pH-Wert für einen Waldboden und einen Ackerboden (aus NÄGELE UND CONRAD 1990, verändert)

Eine Zunahme der NO-Freisetzung aus dem Waldboden bei saurer Beregnung und einer Abnahme der NO-Freisetzung bei Kalkung des Waldbodens ist von PAPKE UND PAPAN (1998) beschrieben, die hierfür eine Langzeitstudie auf Experimentierfeldern in einem deutschen Wald durchgeführt haben. Die NO-Freisetzung ist durch die saure Beregnung um den Faktor 3 angestiegen. Die Versuchsfelder, die zur pH-Anhebung gekalkt wurden,

verzeichnet bei den Untersuchungen um 43 bis 100 Prozent geringere Freisetzungsraten gegenüber den unbehandelten Feldern. Dies wird auf den durch die Kalkung deutlich erhöhten pH-Wert der Bodenlösung zurückgeführt. Ähnliches beobachten SERCA ET AL. (1994) in einem äquatorialen Regenwald auf den sauren Waldböden.

KESIK ET AL. (2006) beobachten bei einer Reinkultur des Bodenbakteriums *Alcaligenes faecalis* p. unter chemostatischen Bedingungen eine vermehrte NO-Freisetzung bei abnehmenden pH-Wert. Dies wird in der Studie auf eine vermehrte Chemodenitrifikation zurückgeführt. Die Übertragung auf die Verhältnisse im Boden sind allerdings fragwürdig, da eine Reinkultur eines heterotrophen Nitrifiziers auf einem Nährsubstrat eine sehr einfache Modell für die komplexen Verhältnisse im Boden sind. Hier spielen vor allem mikrobielle Gemeinschaften (s.u.) eine große Rolle.

2.2.6 Atmosphärische NO-Konzentration

Der Einfluss des NO-Mischungsverhältnisses der Umgebungsluft auf den Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre ist schon früh bei Messungen mit statischen Kammern beschrieben (GALBALLY UND ROY 1978, JOHANNSON 1984, SLEMR UND SEILER 1984). Hierbei werden geschlossene Kammern auf die Bodenoberfläche gesetzt und der NO-Fluss aus der Zunahme des NO-Mischungsverhältnisses bestimmt. Dabei wird die Beobachtung gemacht, dass das NO-Mischungsverhältnis in der Kammer nur bis zu einem bestimmten Wert ansteigt und danach konstant bleibt. Wird das NO-Mischungsverhältnis in der Kammer durch Zufuhr von NO über diesen Wert erhöht, kommt es anschließend wieder zu einer Abnahme des NO-Mischungsverhältnisses in der Kammer. Der zugrunde liegende Mechanismus und der quantitative Zusammenhang der Freisetzung von NO aus dem Boden und der atmosphärischen NO-Konzentration ist in Kapitel 2.1.5 beschrieben.

2.2.7 Mikrobielle Gemeinschaften

Ein weiterer wichtiger Faktor, der den Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre wesentlich beeinflusst, sind die unterschiedlichen mikrobiellen Gemeinschaften, die für die biogenen Stoffumsetzungen im Boden verantwortlich sind. Obwohl die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften einen wesentlichen Einfluss auf die Wechselwirkung mit der Umwelt und damit auf den Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre hat, gilt dieser Zusammenhang als wenig untersucht (CONRAD 1996, EMMERLING ET AL. 2002). Allein die für die Denitrifikation verantwortlichen Mikroorganismen können unterschiedlichsten funktionalen und taxonomischen Gruppen angehören und reagieren unterschiedlich auf Faktoren wie pH-Wert und Temperatur. Mikrobielle Gemeinschaften reagieren auf Änderungen der Umwelt, wie Austrocknung und Wiederbefeuchtung und saisonale Änderung durch Änderungen in ihrer Zusammensetzung. So können für Waldböden sommerliche Gemeinschaften von winterlichen Gemeinschaften unterschieden werden (SCHIMMEL 2007).

Einen Einfluss der eingetragenen organischen Substanz in den Boden durch die vorherrschende Vegetation bzw. Landnutzung auf die Zusammensetzung der mikrobiellen

Gemeinschaften haben MEYERS ET AL. (2001) für drei unterschiedliche Waldtypen und BENDING ET AL. (2002) für verschiedene Standorte innerhalb eines Ackers festgestellt. Auch können sich mikrobielle Gemeinschaften mit zunehmender Temperatur (ZOGG ET AL. 1997), oder bei sich ändernden Feuchtezuständen im Boden (ZAK ET AL. 1999) wandeln. Die Unterschiede in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften werden häufig mit einer Anpassung an die jeweiligen Lebensbedingungen erklärt. Umgekehrt werden an bestimmte Bedingungen angepasste mikrobielle Gemeinschaften auch für Unterschiede - z.B. für optimale Bodenfeuchten - bezüglich der NO-Freisetzung aus unterschiedlichen Böden verantwortlich gemacht (SCHINDELBACHER UND ZECHMEISTER-BOLTENSTERN 2004). Letztere Deutung ist jedoch sehr spekulativ, da ohne genaue Untersuchung der mikrobiellen Gemeinschaften auch andere, evtl. nicht berücksichtigte Faktoren Unterschiede zwischen den Böden erklären könnten.

2.2.8 Regulierung auf landschaftlicher Ebene

Die Regulierung bzw. die Steuerung des Austausches von NO zwischen Boden und Atmosphäre ist letztendlich auf landschaftliche Faktoren, wie Klima, Bodenverhältnisse, Vegetation und Relief gegründet. Über eine komplexe Wirkungskette regeln diese landschaftlichen Faktoren die für die mikrobiellen Umsetzungen verantwortlichen physiologischen Bedingungen, wie dies oben mit der Regelung von der distalen zur proximalen Ebene besprochen ist (siehe 2.1). Ein wichtiger distaler Faktor, der in natürlichen Ökosystemen die Nährstoffversorgung bereitstellt ist die Vegetation. Die Qualität im Sinne der Mineralisierbarkeit und die Zusammensetzung der eingetragenen organischen Substanz hängen in hohem Maße von der vorherrschenden Vegetation ab. Den Zusammenhang, beispielsweise zwischen organischer Bodensubstanz und der Baumartenzusammensetzung für verschiedene Waldtypen, konnte von QUIDEAU ET AL. (1999) gezeigt werden. Die vorherrschende Vegetation wiederum zeigt durch die Zusammensetzung der in den Boden eingetragenen organischen Substanz über die Streu einen Einfluss auf die Art und Höhe auch der Stickstoffumsätze im Boden (BRÜGGEMANN ET AL. 2005), auch wenn weitere landschaftliche Faktoren wie Bodenwasserhaushalt und Bodenart diese Beziehung verschleiern überlagern können (VERCHOT ET AL. 2001).

Die vorherrschende Vegetation bzw. Bodenbedeckung wiederum ist unter natürlichen Bedingungen in erster Linie abhängig von den klimatischen und pedologischen Bedingungen. Die Bodenbedingungen und auf lokaler Ebene die klimatischen Verhältnisse zeigen auch Zusammenhänge mit dem Relief. So können sich im Zusammenspiel mit der klimazonalen Lage in den unteren Hangbereichen feiner texturierte Böden mit feuchten Standortverhältnissen bilden. CORRE ET AL. (1996) finden einen Zusammenhang zwischen der Menge an freigesetztem N₂O und der Hangposition in Schwarzerdeböden im semiariden Klima. Im unteren Hangbereich, der in der Arbeit als Hangfuss bezeichnet wird, werden höhere Emissionen als im oberen Hangbereich, als Hangschulter bezeichnet, gemessen. Begründet wird dieser Zusammenhang mit den

Bodenwasserverhältnissen, die im Hangfussbereich aufgrund der topographischen Lage feuchter sind. In einer weiteren Studie (CORRE ET AL. 2002) findet sich - ebenfalls in einem semiariden Grasland - ein Zusammenhang zwischen Hangposition, mikrobieller Biomasse und dem Stickstoffumsatz im Boden. Generell zeigt sich demnach zumindest unter semiariden Bedingungen ein nachweisbarer Zusammenhang zwischen Relief, Bodenwasserbedingungen, mikrobieller Aktivität und Spurengasumsatz.

Ein verbreiteter Ansatz zur Abschätzung großräumiger Stoffumsetzungen bzw. Spurengasflüsse aus dem Boden ist die Beschränkung auf die Betrachtung weniger landschaftlicher Faktoren. Aufgrund des Wirkungszusammenhanges landschaftlicher Faktoren können einzelne Faktoren, wie Bodenmerkmale ausreichend sein, um Stoffumsetzungen abzuschätzen. MATSON UND HARRISS (1995) und GROFFMAN UND TIEDJE (1989) machen für Böden temperierter Wälder zum allergrößten Teil die Bodenart und den Wasserhaushalt der Böden als erklärende Merkmale für die Unterschiede bei der Denitrifikation bei großräumiger Betrachtung verantwortlich.

Bei der Betrachtung der Regelung von Spurengasflüssen auf landschaftlicher Ebene muss letztendlich auch der Geofaktor Mensch betrachtet werden. Der Mensch als Individuum oder in Form der menschlichen Gesellschaft überprägt und verändert in weiten Teilen der Erde die Landschaft und gestaltet so die Kulturlandschaft. Von Interesse für die biogeochemischen Prozesse sind dabei die Art der Landnutzung und die Bewirtschaftungsweise. Insbesondere die Art der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung, Düngereintrag, Bewässerung und Drainage aber auch Maßnahmen wie die Kalkung sind - wie oben besprochen - wichtige Einflüsse letztendlich auf den Austausch von biogenen Spurengasen. Auch die durch Verbrennungsprozesse zur Energiegewinnung induzierten atmosphärischen Stickstoffeinträge sind, wenn auch nicht geplant, menschliche Eingriffe in das Funktionieren der Ökosysteme.

In Abbildung 14 sind die wichtigsten Zusammenhänge zwischen dem NO-Austausch und den bestimmenden Faktoren auf allen Ebenen graphisch in Form eines qualitativen Systemdiagramms dargestellt. Ein solches Diagramm kann nur annähernd die bekannten und tatsächlichen Beziehungen darstellen, und soll vor allem einen Eindruck von der Komplexität der Zusammenhänge vermitteln. Insbesondere ist erkennbar, dass sich physische Faktoren gegenseitig beeinflussen und dass der Mensch durch seine Tätigkeit in erheblichem Ausmaß in Stoffkreisläufe eingreifen kann.

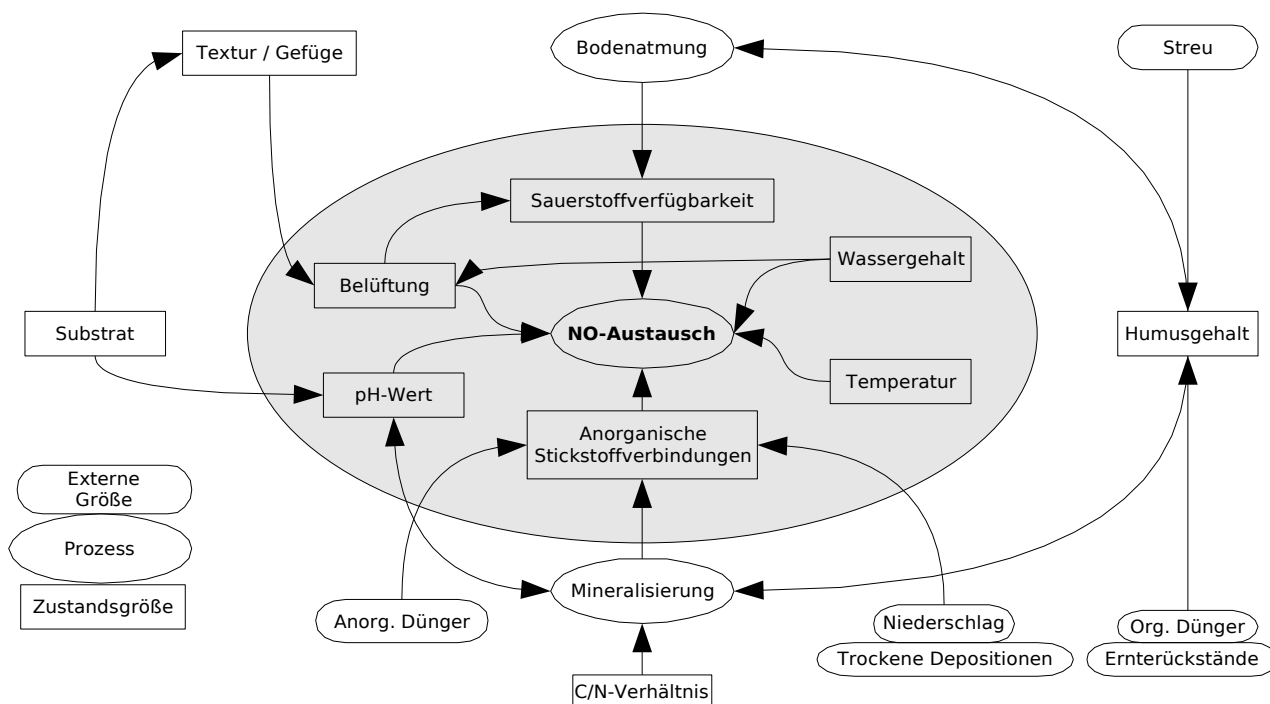


Abbildung 14: Die wichtigsten funktionalen Beziehungen im Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre auf unterschiedlichen Regulierungsebenen

Der Zusammenhang und die gegenseitigen Abhängigkeiten der physischen Geofaktoren untereinander ist wesentlicher Gegenstand geographischer Forschung (TROLL 1950), da er das Wesen der Landschaft bestimmt (SCHMIDHÜSEN 1974). Der kausale Zusammenhang der einzelnen, die Landschaft gestaltenden Faktoren ist beispielsweise Grundlage für die länderkundliche Darstellung einzelner Erdgegenden nach dem Länderkundlichen Schema (HETTNER 1932). Hier kommt bereits zum Ausdruck, dass der Mensch in seinem landschaftprägenden Wirken von der herrschenden Naturraumaustattung zumindest im historischen Kontext abhängig ist. Deutlich wird dies in der Kulturlandschaft, in der die physischen Geofaktoren und die Gebilde des Menschen auf höchster Ebene miteinander verwoben sind (MAULL 1925). So zeichnet auch heute noch die Landnutzung in hohem Maße die naturräumlichen Bedingungen nach. Dieser Aspekt soll bei der Betrachtung des Untersuchungsgebietes nochmals zur Sprache kommen (s.u.).

2.2.9 Methoden zur Bestimmung des NO-Austausches zwischen Boden und Atmosphäre

Es sind verschiedene methodische Ansätze vorhanden, den Austausch von NO zwischen Boden und Atmosphäre quantitativ zu erfassen, die alle mit Vor- und Nachteilen behaftet sind. Die beiden wichtigsten Ansätze, die Messung des Austausches im Laborexperiment und unter Freilandbedingungen, sind oben bereits angedeutet. Im Freiland kommen häufig Bodenkammern zum Einsatz, die direkt auf die zu untersuchende Bodenfläche gesetzt werden. Zwischen der Kammerluft und der Bodenluft findet ein Austausch von NO statt. Bei einer geschlossenen (statischen) Kammer kann sich das Spurengas bis zur

Kompensationskonzentration anreichern. In einer belüfteten (dynamischen) Kammer findet ein steter Luftaustausch zwischen der Kammer und der Umgebungsluft statt. In beiden Fällen wird der NO-Fluss zwischen Boden und Kammeratmosphäre über die gemessene Konzentrationsänderung errechnet (LIVINGSTON UND HUTCHINSON 1995). Entweder wird die Konzentrationsänderung in der Kammer über die Zeit gemessen (statische Kammer) oder die Differenz der NO-Konzentration zwischen Kammerein- und Ausgang (dynamische Kammer).

Kammern werden auch für Laborstudien genutzt, bei denen die Bedingungen definiert im Experiment gewählt werden können. Auch hier können statische und dynamische Kammern zum Einsatz kommen (z. B. BOLLMANN ET AL. 1999, GÖDDE UND CONRAD 1998). Der große Vorteil gegenüber der direkten Messung im Gelände ist hier vor allem die Möglichkeit, z.B. die Bodentemperatur zu kontrollieren und mit homogenisierten Bodenmaterial zu arbeiten. Die Bodenproben können während der Messung unter regulierbaren Bedingungen inkubiert werden, weshalb die Laborkammersysteme auch als Mikrokosmen bezeichnet werden (HANTSCHHEL ET AL. 1994). Mikrokosmen eignen sich besonders gut, um den Einfluss der wichtigen Faktoren Bodentemperatur und Bodenwassergehalt unter kontrollierten Bedingungen zu untersuchen (z.B. OTTER ET AL. 1999, YANG UND MEIXNER 1997).

Ein weiterer Ansatz zur Bestimmung des NO-Flusses zwischen Boden und Atmosphäre im Feld sind mikrometeorologische Methoden. Hier wird der Spurengasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre über größere Flächen integrativ erfasst, ohne - wie bei den Kammern - die Bedingungen des Austausches selbst zu beeinflussen. Grundlage der aerodynamischen Profilmethode ist die Messung der NO-Konzentration, der vertikalen Windstärke, der Lufttemperatur und -feuchte in mindestens zwei verschiedenen Höhen über der Oberfläche. Bei der sogenannten „eddy covariance“-Methode reicht die Messung der NO-Konzentration, der vertikalen Windgeschwindigkeit, der Lufttemperatur und -feuchte in einer Höhe aus. Allerdings müssen hierbei alle Parameter sehr schnell gemessen werden (5-20 Hz) (HARRIS ET AL. 1996, MEIXNER 1994). Häufig werden mikrometeorologische Methoden in Kombination mit Bodenkammern eingesetzt, um die komplexen Flüsse und chemischen Interaktionen vor allem in Waldökosystemen zu untersuchen (z.B. RUMMEL ET AL. 2002).

Als höchste Stufe der räumlichen Erfassung von NO-Flüssen können Satellitenbeobachtungen gelten. Hier werden aus großer Höhe Konzentrationen an Stickstoffdioxid (NO₂) in der Luftsäule vom Boden bis zur Höhe des Satelliten über großen Gebieten von mehreren tausend Quadratkilometern erfasst. Die eigentlichen NO-Emissionen dieser Gebiete müssen dann aus den integralen NO₂-Säulendichten unter Berücksichtigung luftchemischer Umsätze (insbesondere $\text{NO} + \text{O}_3 \rightleftharpoons \text{NO}_2 + \text{O}_2$ und $\text{NO}_2 + h\nu \rightleftharpoons \text{NO} + \text{O}$) über luftchemische Transportmodelle errechnet werden. Um biogene Emissionen von NO aus Böden unterschiedlicher Ökosysteme zu erfassen, werden zur Zeit die Instrumente SCIAMACHY (BERTRAM ET AL. 2005) bzw. GOME (JAEGLÉ ET AL. 2004) verwendet.

Nicht unerwähnt sollen hier die Methoden sein, die NO-Emissionen großer Gebiete unterschiedlichen Maßstabes, Types und Zusammensetzung zu errechnen versuchen. Die Menge des NO-Austausches zwischen Boden und Atmosphäre kann nur für einen begrenzten Raumausschnitt direkt experimentell bestimmt werden. Sollen etwa regionale oder globale Budgets erstellt werden, können Messungen entweder räumlich und zeitlich gemittelt und hochgerechnet oder aus bekannten Wirkungsbeziehungen (Prozessmodelle) errechnet werden (MATSON ET AL. 1989). Solche Modelle können auf unterschiedlichen Annahmen und Vereinfachungen beruhen und verschiedengradig komplex sein. Es ist an dieser Stelle nicht möglich, alle vorhandenen Modelle bzw. Ansätze zu erwähnen. Häufig beruhen sie auf Zusammenhängen zwischen den oben erwähnten Faktoren (z.B. der Temperatur oder den Nährstoffen) und dem NO-Austausch. Die Modelle zur Berechnung größerer Gebiete versuchen, möglichst viele der beteiligten Prozesse abzubilden und eine hohe Parameterzahl einzubinden (z.B. KESIC ET AL. 2005) oder sie vereinfachen stärker und beschränken sich auf stabile, empirische Beziehungen (z.B. STOHL ET AL. 1996, YIENGER UND LEVY II 1995). Ein generelles Problem ist dabei die Validierung, da tatsächliche großflächige Emissionswerte nicht bekannt sind.

In der hier vorgestellten Arbeit kommen dynamische Kammern im Laborexperiment zum Einsatz, da vor allem der Einfluss des Faktors *Bodenwasser* für Böden unterschiedlicher Ökosysteme untersucht werden soll. Dies kann nur unter genau definierten und kontrollierten Bedingungen, wie es das Laborexperiment erlaubt, untersucht werden. Im folgenden Kapitel sollen die hierfür notwendigen Methoden und die Vorgehensweise erläutert werden.

3 Methoden

Um die oben genannten Fragestellung zu bearbeiten, müssen zuerst Bodenproben gewonnen werden, an denen dann die Labormessungen vorgenommen werden. Es sollen Zusammenhänge zwischen Bodeneigenschaften bzw. -variablen und den die NO-Freisetzung charakterisierenden Größen abgeleitet werden. Diesen qualitativen und quantitativen Systemzusammenhang zwischen den unabhängigen Bodencharakteristiken und den abhängigen Zielwerten festzustellen, wird im Folgendem als Parametrisierung bezeichnet. Für die Parametrisierung sollten die unabhängigen Bodeneigenschaften der verschiedenen Bodenproben in möglichst weitem Rahmen gestreut sein. Nach welchem Schema die Bodenproben ausgewählt werden, ist ausführlich im Kapitel 5 dargestellt.

In diesem Kapitel soll dargestellt werden, wie die Proben gewonnen, aufbereitet und gemessen sind. Dazu wird auch ausführlich der apparative Aufbau zur Bestimmung der NO-Freisetzungsraten erläutert.

3.1 Probenahme, Probenaufbereitung und Lagerung

3.1.1 Probenahme

Die Proben werden als Mischproben gewonnen, wobei bei einer Beprobung eines Standortes 10 Einzelproben zu einer Gesamtprobe des Standortes vermischt werden. Dies ist erforderlich, da Bodenmerkmale, wie z.B. der Humusgehalt, räumlich innerhalb eines Standorttypes variieren können. Durch die Mischprobe wird ein über das beprobte Gelände in seinen Charakteristiken gemittelt Bodenmaterial gewonnen, welches den Standort repräsentiert. Dies ist insofern sinnvoll, da es sich bei der Untersuchung um die Charakterisierung eines Standorttypes handelt, nicht um individuelle Bodenproben.

Somit werden die 10 Einzelproben für die Mischprobe aus einer Fläche gewonnen, in dem diese rasterförmig beprobt wird. Ist die Fläche gleichmäßig strukturiert, werden auf einer Fläche von ca. 10 auf 10 m im Abstand von ca. 3 m die einzelnen Bodenproben genommen. Dies ist auf den homogen strukturierten Acker- und Weinbergsflächen meist problemlos möglich. Bei den Grünland- und vor allem bei den Forstflächen kann das gleichförmige Raster nicht immer eingehalten werden. Gerade bei den Waldböden können kleinräumige Inhomogenitäten vorkommen, die sich vor allem in der Humusaufgabe bemerkbar machen. So ist an jeder Probenahmestelle zuerst das Profil nach seinem Aufbau untersucht, um zu starke Abweichungen vom Mittel zu vermeiden.

Die Bodenprobe wird mit einem Probenstecher von 5 cm Durchmesser genommen. Die Probentiefe beträgt in der Regel 5 cm, erfasst somit den obersten mineralischen Horizont. Dies ist bei den landwirtschaftlich genutzten Böden unproblematisch, da sich aufgrund des regelmäßigen Umwerfens (Pflügen) eine sehr homogene obere Schicht bildet. Auch die Proben der Grünlandböden können somit recht homogen gewonnen werden, es muß lediglich der Bewuchs entfernt werden. Bei den Waldböden ist zumeist noch eine mehr oder weniger mächtige organische Auflage vorhanden, die vorher entfernt wird. Für einige

Standorte ist diese organische Auflage gesondert untersucht. Auch ist die Mächtigkeit des humosen obersten Mineralhorizont (A_h) oftmals geringer als 5 cm, es muß dann bis zu einer geringeren Tiefe Material entnommen werden. Die Mächtigkeit des obersten Mineralhorizontes wird vor der Entnahme der Bodenprobe durch einen kleinen Profilanstich geprüft. Die gewählte Mächtigkeit bzw. Probentiefe ist gut begründet, da nur die obersten Zentimeter des Bodens als relevant bei der Betrachtung der NO -Freisetzung gelten (siehe Kapitel 2)

Der Zeitpunkt der Probenahme ist, abgesehen vom jahreszeitlichen Beprobungsplan (s.u.), unter Berücksichtigung der Witterung gewählt. Während und kurz nach Regenphasen ist der Boden im Allgemeinen zu feucht, um Bodenproben zu gewinnen. Nach der Beprobung muß der Boden gesiebt werden, was sich nur mit halbwegs trockenem Material durchführen läßt. Eine Nachrocknung zu nasser Bodenproben im Labor ist ungünstig, da diese meist sehr ungleichmäßig verläuft und mehrere Tage benötigt. Die landwirtschaftlichen Oberböden neigen zur Trockenheit, da hier die organische Auflage fehlt. Die Humusaufgabe sorgt bei den forstwirtschaftlichen Böden für eine durchgängige Feuchte selbst nach längeren Trockenperioden.

3.1.2 Probenaufbereitung

Die Probenahme führt zu Bodenmaterial von ca. 1 bis 2 kg feldfrischem Gewicht, das vor allem bei den Waldböden noch einen hohen Anteil an Skelett und Streu besitzen kann. Für die Untersuchung interessant ist nur der Feinbodenanteil, d.h. Partikel kleiner 2 mm. Diese Beschränkung auf den Feinboden führt zu standardisiertem Material und ist international üblich, um die Ergebnisse von Messungen vergleichen zu können (z.B. GÖDDE UND CONRAD 2000, HUTCHINSON ET AL. 1991, OTTER ET AL. 1999). Die Siebung auf 2 mm Korngröße führt zu einer Zerstörung des Bodengefüges und zu einer Homogenisierung der Bodenproben, die auch methodisch wichtig ist. Die festgestellten Bodenmerkmale (s.u.) müssen sich auf jede Untermenge der gewonnenen Probe beziehen, da sonst keine Parametrisierung möglich ist. Nach der Siebung werden die Proben in 2 L Plastikbeutel verbracht und nochmals gut gemischt.

In der Regel besitzen die Proben der landwirtschaftlich genutzten Böden Wassergehalte zwischen 8 und 15 % (gravimetrisch), die Proben der forstwirtschaftlich genutzten Flächen zwischen 20 und 30 %. Bei zu trockenen Bodenproben, was insbesondere die landwirtschaftlichen Beprobungen im August betrifft, wird durch Wasserzugabe ein Bodenfeuchtewert von ca. 10 % erzeugt. Dies ist notwendig, um die biologische Aktivität der Bodenproben während der Lagerung zu gewährleisten. Ist der Boden aufgrund der Trockenheit biologisch inaktiv, so führt dies bei einer Wiederbefeuchtung zu einer starken Aktivierung (Pulsing), die nur langsam abklingt. Sollen die Proben später gemessen werden, so würde ein zu trockener Boden bei der Befeuchtung zu lange brauchen, um auf ein normales Aktivitätsniveau zu kommen. Aus diesem Grund sind alle Proben bei ausreichender Feuchtigkeit eingelagert.

3.1.3 Lagerung

Nach der Siebung und eventuellen Befeuchtung wird der Boden in 2 l Plastikbeutel mit Zip-Verschluss verbracht und bei ca. 4 °C im Kühlschrank dunkel gelagert. Die Beutel sind während der Lagerung ständig etwas geöffnet, um Luftaustausch und mikrobielle Atmung zu ermöglichen. Unter den gegebenen Umständen kann der Boden mikrobiologisch aktiv bis zu 3 Monate für die geplanten Zwecke gelagert werden (DECHEMA 2001). Es muß während der Lagerung nur darauf geachtet werden, daß der oben liegende Boden nicht allzu sehr austrocknet bzw. aufgrund der ungleichmäßigen Kälteverteilung im Kühlschrank sich keine Wasseransammlungen im Beutel bildet. Dazu wird der Boden regelmäßig, d.h. mindestens einmal pro Woche, erneut durchmischt. Diese homogene Feuchtigkeitsverteilung garantiert eine möglichst gleichmäßige mikrobielle Aktivität der Bodenprobe während der Lagerung und verhindert so das eventuelle Auftreten anaerober Fäulnisprozesse.

Die biologische bzw. mikrobielle Aktivität führt auch während der Lagerung über die Prozesse Mineralisierung, Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation zu einem ständigen Wechsel in der mineralischen Stickstoffversorgung. Dies zeigt sich bei den weinbaulich und vor allem bei den ackerbaulich genutzten Standorten, in einem ständigen Abnehmen des Ammoniumgehaltes bis unter die Nachweisgrenze innerhalb einer Woche. Da die ackerbaulich genutzten Böden zum Zeitpunkt der Probenahme auf Grund der Düngung zum Teil über hohe Ammoniumgehalte verfügen, zeigt sich durch die Nitrifizierung hier der deutlichste Wandel. Gleichzeitig nimmt bei beiden Nutzungen der Nitratgehalt zu.

Die Böden mit höherem Humusgehalt, also die Grünland- und Waldböden, zeigt sich ein anderes Bild beim Nährstoffwandel. Hier nimmt sowohl der Ammonium- als auch der Nitratgehalt ständig zu, was auf die Mineralstickstofffreisetzung aus dem Humus deutet. Eine messbare Änderung des Glühverlustes sowie des pH-Wertes ist nicht feststellbar.

Die Änderung der Mineralstickstoffgehalte während der Lagerung ist methodisch durchaus erwünscht, da sich somit bei jeder jahreszeitlicher Probe unterschiedliche Mineralstickstoffgehalte durch Messung in gewissen zeitlichen Abstand ergeben. Werden die Proben in einem Abstand von einer Woche gemessen, so zeigen sich hier bei sonst gleichen Bodencharakteristiken unterschiedliche Nährstoffgehalte. Bei der Messung der NO-Freisetzungsraten kann so der Einfluss des Ammonium- und Nitratgehaltes auf die Freisetzung untersucht werden. Die Varianz der Bodenmerkmale, genauer der Nährstoffgehalte, werden durch die Lagerung also gesteigert, was ganz im Sinne der Untersuchung ist.

3.2 Messungen

Gemessen werden zum einen die NO-Prozessraten, sowie die Bodencharakteristiken jeder Bodenprobe. Zu den Prozessraten zählen die NO-Freisetzung aus den Bodenproben, sowie die NO-Aufnahme und die NO-Produktion in den Bodenproben. Die gemessenen

Bodencharakteristiken sind die Textur, der pH-Wert, der Glühverlust, das C/N-Verhältnis sowie die Nährstoffe Ammonium und Nitrat. Die Messung der NO-Parameter ist der speziellere Teil der Messung, da hierfür ein eigenes System verwendet wird (YANG 2003). Die Bestimmung der Bodencharakteristiken folgt standardisierten Meßvorschriften, die unten erläutert werden.

3.2.1 Messung der Freisetzungsrates, Bestimmung von Aufnahme und Produktion

3.2.1.1 Methodischer Ansatz

Die NO-Freisetzung wird im Labor unter kontrollierten Bedingungen gemessen. Sind die Bodenproben im richtigen Feuchtigkeitsbereich, d.h. weder zu trocken noch zu naß, wird in aller Regel kontinuierlich NO aus dem Boden freigesetzt. Die Freisetzung von NO aus den Proben wird gemessen, indem der Boden in Kammern aus Plexiglas (Küvetten) verbracht wird und die Konzentrationsänderung von NO innerhalb dieser Kammer gemessen wird. Die Küvette ist während der Messung geschlossen, dennoch findet ein Gasaustausch insofern statt, als dass die Küvette ständig mit Luft durchströmt wird. Es stellt sich in der Küvette somit eine Gleichgewichtskonzentration von NO ein, die von der durchströmenden Luftmenge abhängig ist. Küvetten, die einen ständigen Luftaustausch aufweisen, werden als dynamische Kammern (Abbildung 15), Küvetten, die nur eine Öffnung für die Entnahme von Luftproben besitzen, werden als statische Kammern bezeichnet.

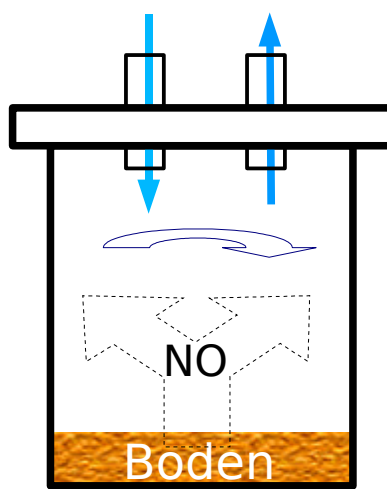


Abbildung 15: Dynamische Kammer im Schema.

Die einströmende Luft wird mit der Kammerluft vermischt und nimmt dabei aus dem Boden austretendes NO auf

Die dynamischen Kammern haben den Vorteil, daß die Freisetzung von NO in der

Kammer den äußeren (natürlichen) Bedingungen entspricht, da sich keine hohe NO-Konzentration anreichern kann. Die NO-Konzentration in der Kammer kann zudem dadurch reguliert werden, dass der zuströmenden Luft ein NO-Standard zugesetzt wird. Ein weiter Vorteil einer dynamischen Kammer, der aber je nach Fragestellung auch zum Nachteil werden kann, ist die Entfernung von Luftfeuchtigkeit aus der Küvette. Bei Zufuhr trockener Luft, wird der Boden kontinuierlich ausgetrocknet. Im Auslass der Küvette kann die NO-Konzentration und der Wassergehalt der Luft fortlaufend gemessen werden, was die dynamische Küvette besonders geeignet macht, Veränderungen in der NO-Freisetzung in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte zu messen.

Gemessen wird der Unterschied in der NO-Konzentration zwischen einströmender und ausströmender Luft der Küvette. Bezogen auf durchströmende Luftmenge, das Zeitintervall und die Trockenmasse des Bodens ergibt sich die Freisetzungsrate:

$$J = Q \cdot ([NO]_{amb} - [NO]_{in}) \cdot M_s^{-1} \cdot V_m \cdot M_N^{-1} \quad \text{Gleichung 11}$$

Dabei bedeuten:

J: Netto-Freisetzungsrate, Einheit [$\text{ng s}^{-1} \text{kg}^{-1}$]

Q: Gasflußrate durch die Kammer, Einheit [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]

$[NO]_{amb}$: NO-Mischungsverhältnis der ausfließenden Luft, Einheit [ppb] ($10^{-9} = 1$ ppbv)

$[NO]_{in}$: NO- Mischungsverhältnis der einfließenden Luft, Einheit [ppb]

M_s : Trockenmasse des Bodens, Einheit [kg]

V_m : Molares Volumen [$24.265 \text{ m}^3 \text{ kmol}^{-1}$] $25^\circ\text{C}, 1013 \text{ hPa}$

M_N : Molekulargewicht des Stickstoffs [14 kg kmol^{-1}]

Die Netto-Freisetzung selbst ist das Ergebnis aus der Differenz des vom Boden produzierten und wieder aufgenommenen NO. Die NO-Produktion zeigt sich unabhängig von der NO-Konzentration in der Kammer, die Aufnahme weist in einem weiten Konzentrationsbereich eine lineare Abhängigkeit von der NO-Konzentration auf. Der Zusammenhang zwischen Freisetzung, Produktion und Aufnahme kann anhand der durchgeführten Messungen wie folgt beschrieben werden:

$$J = P - k \cdot [NO]_{amb} \cdot V_m \cdot M_N^{-1} \quad \text{Gleichung 12}$$

Dabei bedeuten:

P: NO-Produktionsrate [$\text{ng s}^{-1} \text{kg}^{-1}$]

k: NO-Aufnahmerate [$\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{kg}^{-1}$]

Zu beachten ist, daß die Freisetzungsrate J und die Produktionsrate P in der Einheit Masse, bezogen auf den Stickstoff, angegeben wird. Es wird also nicht direkt angegeben, welche Masse NO freigesetzt bzw. produziert wird.

Die Produktion der Bodenprobe in der Kammer kann nicht direkt gemessen, aber

experimentell bestimmt werden. Ist das NO-Mischungsverhältnis in der Kammer gleich Null, so entspricht die Freisetzung der Produktion. Durch Messung der Freisetzungsrates bei verschiedenen NO-Mischungsverhältnissen in der Kammer (durch Zusetzen eines NO-Standard zur einströmenden Luft), kann die Aufnahme- und somit die Produktion bestimmt werden (siehe auch Abbildung 16). Die Aufnahme- und somit die Produktion ergibt sich hierbei aus der Steigung der durch eine lineare Regression gewonnenen Geraden durch die Meßpunkte. Die Produktion ist der Schnittpunkt dieser Geraden mit der Ordinate bei $[\text{NO}] = 0$ ($J = P$ für $[\text{NO}] = 0$).

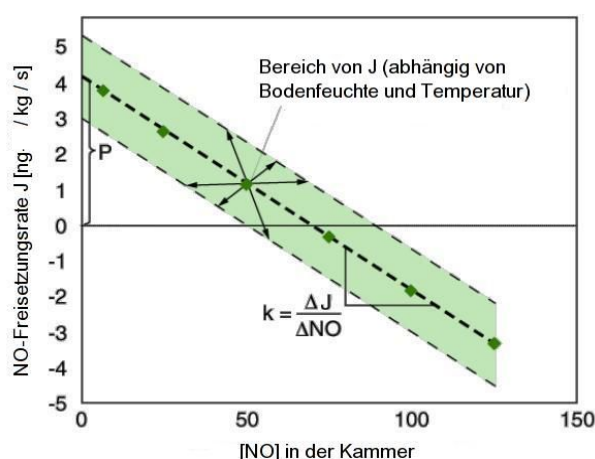


Abbildung 16: Freisetzungsrates in Abhängigkeit vom NO-Mischungsverhältnis in der Kammer exemplarisch dargestellt.

Die Werte sind immer auch abhängig von der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur, wie dies durch den Wertebereich angedeutet ist.

Da in der Regel das NO-Mischungsverhältnis in der Küvette durch die Freisetzung aus dem Boden gering ist, überwiegt die Produktion weit über der Aufnahme. Vereinfacht kann die Freisetzung, wenn die einströmende Luft kein NO enthält, mit der Produktion gleichgesetzt werden. Diese Vereinfachung ist an bestimmte Rahmenbedingungen, wie das Küvettenvolumen, die Durchflussmenge an Luft und die Freisetzungsrates gebunden. Die Einzelheiten der Messungen und das konkrete Vorgehen werden unten geschildert.

3.2.1.2 Apparativer Aufbau zur Messung der NO-Austauschrates

Für ein produktives Arbeiten zur Messungen der Freisetzungsrates, sowie zur Bestimmung von Aufnahme- und Produktion, wird ein automatisiertes System verwendet, das in der Lage ist, bis zu vier Küvetten - und damit Bodenproben - parallel zu messen. Das System besteht aus mehreren Komponenten zur Aufbereitung der einströmenden Luft, zur Regelung und Steuerung des Gasstromes, und zur Messung der Komponenten NO und Wasserdampf. Die Küvetten befinden sich während der Messung in einem

Thermostatschrank, der eine gleich bleibende Temperatur der Bodenproben während der Messung gewährleistet. Ein Schema des apparativen Aufbaus sowie des Gasflusses zeigt Abbildung 17.

Die von einem Kompressor bereitgestellte Luft wird durch einen Druckminderer auf 2 bar reduziert, bevor sie in das Gasreinigungssystem eintritt. Das Gasreinigungssystem dient der Entfernung einerseits des NO, sowie der Gase, die die Messung von NO stören könnten, wie Ozon und NO₂. Auch wird hier der Wasserdampf aus der vom Kompressor gelieferten Luft entfernt, so dass eine trockene, von den oben genannten Gasen befreite Luft erzeugt wird, die als Nullluft bezeichnet wird. Für die Entfernung der reaktiven Stickstoffgase werden Molekularsiebe (Porengröße 0,4 nm) verwendet, die die Druckluft in zwei Kartuschen passiert. Für die Entfernung des Ozon dient eine mit Aktivkohle gefüllte Kartusche. Zwischen diesen Kartuschen und vor dem Verlassen des Gasreinigungssystems sind mit Glaswolle gefüllte Kartuschen angebracht, um vorhandene Partikel aus dem Luftstrom zu entfernen.

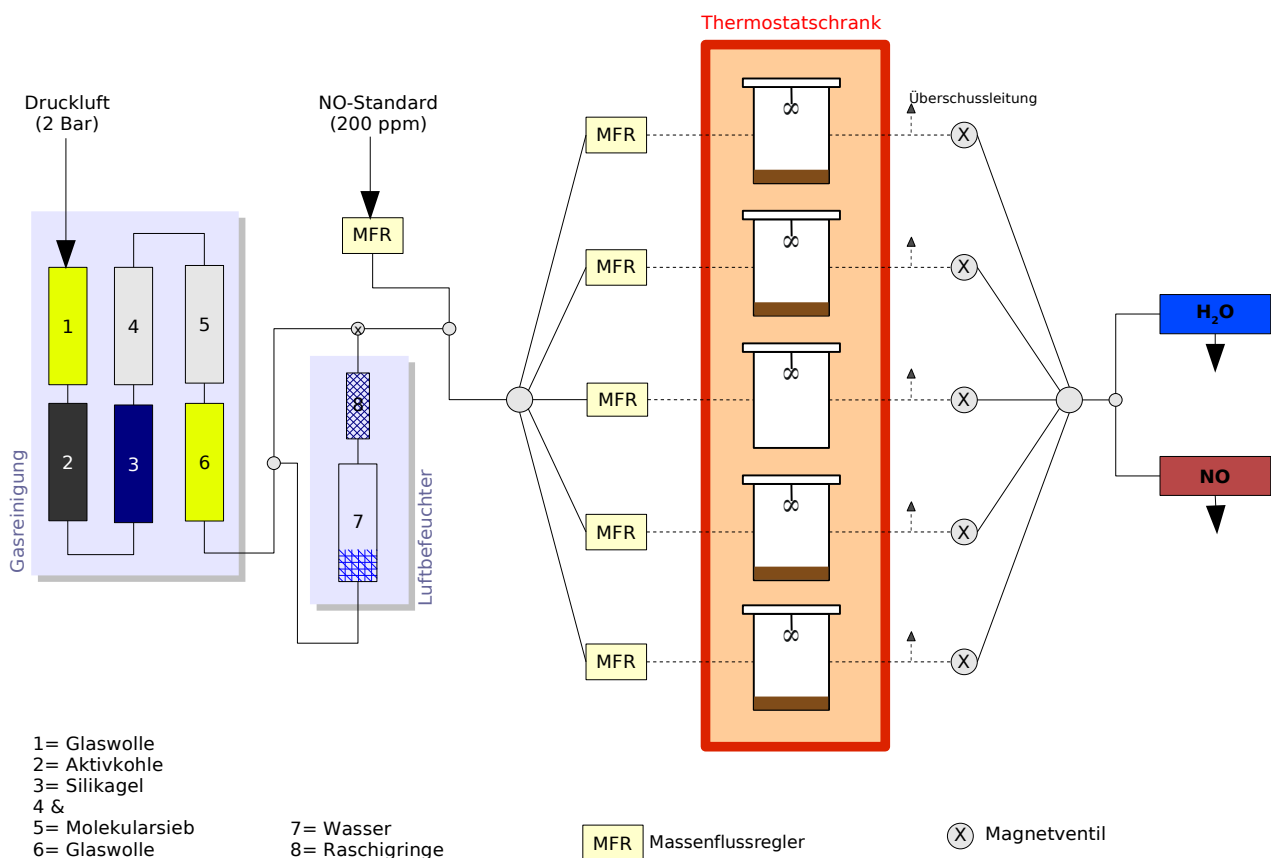


Abbildung 17: Schema des apparativen Aufbaus und des Gasflusses.

Die Küvetten und die Zu- und Ableitung der durchströmenden Luft sind hier stark vereinfacht dargestellt

Die trockene und gereinigte Luft kann, je nach experimenteller Fragestellung, durch den sich anschließenden Luftbefeuchter wieder mit Wasserdampf befeuchtet werden. Dazu dient eine mit destilliertem Wasser und Raschigringen zur Oberflächenvergrößerung gefüllte Kartusche, durch die die Luft von unten strömt. Ob der Luftbefeuchter

durchströmt wird, kann mit Hilfe von Ventilen eingestellt werden. Anschließend kann der Nullluft wieder NO zugesetzt werden, wie es für die Bestimmung der Aufnahme- und zur Kalibrierung des NO-Analysators notwendig ist. Hierzu strömt der Nullluft eine über einen Gasflußregler regelbare Menge eines NO-Standards (200 ppm in N₂) zu, der sich zu der jeweils gefragten Konzentration mischt.

Die so vorbereitete Luft gerät über einen Verteiler auf fünf Massen- bzw. Gasflußregler, die den Zustrom an Luft in jede einzelne der fünf Küvette regeln. Die Massenflußregler werden über ein Steuergerät kontrolliert, welches auch den Zustrom des NO-Standards über einen weiteren Massenflußregler regelt. Die Massenflußregler sorgen für einen konstanten Luftstrom, der unabhängig von den Druckbedingungen eingeregelt wird. Für die Küvetten werden Massenflußregler bis 5 l/min verwendet, im operativen Betrieb werden diese auf 2,5 l/min eingestellt. Für den Zustrom des NO-Standards wird ein Massenflußregler bis 20 ml/min verwendet, der im operativen Betrieb bis etwa 10 ml/min betrieben wird, je nach gewünschter Konzentration an NO in der den Küvetten zugeführten Luft. Die NO-Konzentration in der den Küvetten zuströmenden Luft ergibt sich aus dem Mischungsverhältnis von NO-Standard zum Gesamtstrom der Luft, der bei allen geöffneten Massenflußreglern 12,5 l/min beträgt. Wird dem Gesamtstrom z.B. eine Menge von 5 ml/min des NO-Standards (200 ppm NO) zugeführt, so ergibt sich eine NO-Konzentration von 80 ppb.

Die Luft durchströmt nun mit einem Fluß von 2,5 l/min die Küvetten, die sich während der Messung in einem Thermostatschrank befinden. Dieser kann in einem Temperaturbereich von 4°C bis 35 °C temperiert werden, was für die Untersuchung der Temperaturabhängigkeit der NO-Freisetzung und -Aufnahme genutzt werden kann. Für die Messung der Bodentemperatur in den Küvetten, besitzen zwei von ihnen einen Temperatursensor, der in den Boden verbracht werden kann. Um ein zu starkes Austrocknen der Bodenproben im laufenden Betrieb durch die einströmende trockene Luft zu verhindern, wird ein Teil der Luftfeuchtigkeit der ausströmenden Luft auf die einströmende Luft über eine wasserdampfdurchlässige Membran übertragen. Die genaue Anordnung dieses Feuchtigkeitstauschers sowie die Konstruktion der Küvetten soll unten genauer beschrieben werden.

Die aus den Küvetten ausströmende Luft gerät nun auf ein elektrisch schaltbares Magnetventil, das den weiteren Weg zu den Analysatoren sperrt oder freigeben kann. Ist eines der Ventile geöffnet, sind gleichzeitig alle anderen Ventile geschlossen, so dass den Analysatoren immer nur die Luft einer Küvette zugeführt wird. Ist das entsprechende Ventil einer Küvette geschlossen, so kann die strömende Luft durch eine Überschüßleitung vor dem Ventil entweichen. Diese Überschüßleitung sorgt auch dafür, dass die Luft druckfrei zu den Analysatoren gelangt. Der NO-Analysator saugt über sein Vakuumsystem 1,5 l/min Probenluft, der CO₂ / H₂O Analysator mit einer Membranpumpe ca. 500 ml/min Probenluft an. Die Differenz zur den anströmenden 2,5 l/min kann durch die Überschüßleitung entweichen.

Die Küvetten werden sequentiell nacheinander gemessen, indem jeweils der Zustrom einer Küvette gemessen wird. Dazu ist das entsprechende Ventil der Küvette für 90 Sekunden offen geschaltet, was mehrere Meßzyklen des NO-Analysator möglich macht (s.u.). Die Ventile werden durch ein Steuergerät automatisch geschaltet. Gleichzeitig wird mit dem in das Steuergerät eingebauten Datenlogger neben der geschalteten Ventil- / Küvettennummer auch der gemessene NO- und Wassergehalt der ausströmenden Luft gemessen. Im operativen Betrieb ist immer eine der Küvette nicht mit Boden befüllt. Die Messung dieser Küvette ergibt den Blindwert für die NO- und Wasserdampfbestimmung. Da die Küvetten mit einem zeitlichen Abstand von 90 Sekunden sequentiell gemessen werden, ergibt sich für einen Messzyklus bei dem Meß- und Blindwert bestimmt werden, bei vollem Küvettenbesatz (fünf Küvetten) eine Zeitspanne von 7 ½ Minuten. Sollen für eine statistisch ausreichende Basis drei Wiederholungsmessungen durchgeführt werden, so ergibt sich eine Messzeit von insgesamt 22 ½ Minuten, während der jede Küvette permanent mit Luft durchströmt wird. Dies führt zu einer Austrocknung der Bodenprobe, die dann problematisch ist, wenn sich der Messwert auf eine konstante Bodenfeuchte beziehen soll. Wie das Problem der Austrocknung der Bodenproben während der Messung gemindert wird, soll neben anderen Aspekten des Kammerdesigns im Folgenden erläutert werden.

3.2.1.3 Die Küvetten und das Befeuchtungssystem

In Abbildung 18 ist eine schematische Darstellung der verwendeten Küvetten zur Messung der NO-Austauschraten gezeigt. Die aus Plexiglas bestehenden Küvetten haben eine Höhe von 13,6 cm und eine Breite von 9,2 cm. Während der Messung sind die Küvetten luftdicht mit dem Deckel verschraubt, ein Gasaustausch findet nur über die Zu- und Ableitungen statt.

Die zu- und abströmende Luft wird durch eine invertierte Gastrocknungseinheit geleitet, die die Feuchtigkeit der ausströmenden Luft zum Teil auf die einströmende Luft überträgt. Die in die Kammer einströmende Luft wird durch einen aus Nafion® bestehenden Schlauch geleitet und nimmt dabei von der außen entgegenströmenden, die Küvette verlassenden Luft, Wasserdampf auf. Nafion® ist ein selektiv für Wassermoleküle durchlässiges Material, das für NO nicht durchlässig ist. Die aus innerem Nafionschlauch und äußerem Teflonschlauch bestehende Trocknungseinheit hat eine Länge von 3,6 m und sorgt somit für einen guten Angleich der Luftfeuchtigkeit von zu- und abströmender Luft. Der Wasserverlust der Bodenproben kann so deutlich verringert werden, so daß auch bei einem erwünschten Austrocknen des Bodens (s.u.) dieser nicht übermäßig schnell austrocknet (durchschnittlich wird der Wasserverlust durch die invertierte Gastrocknungseinheit um ca. 70 % vermindert).

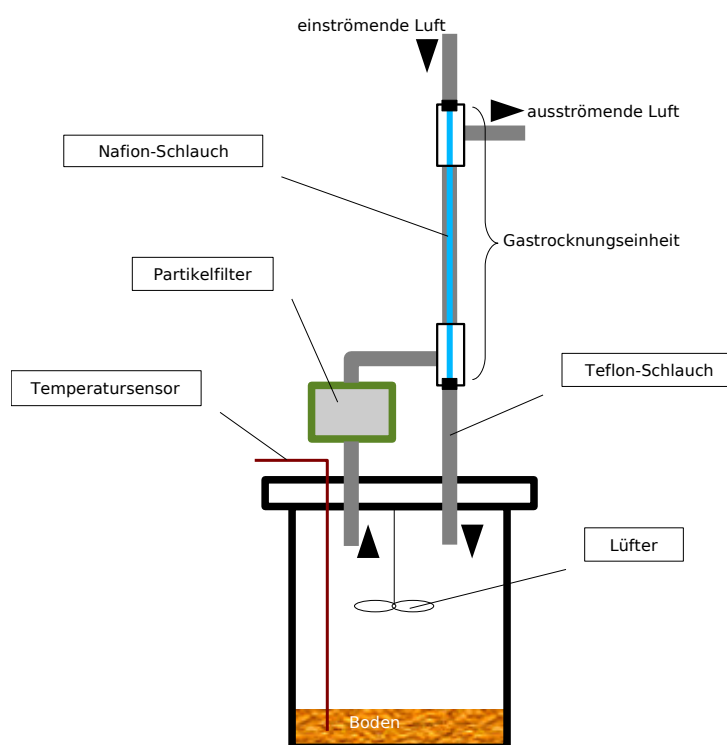


Abbildung 18: Schema der Küvette und der Gastrocknungseinheit. Die trockene einströmende Luft strömt, getrennt durch eine Nafion®-Membrane, durch die ausströmende feuchtere Luft und nimmt hierbei Feuchtigkeit auf. Die einströmende Luft wird durch einen Lüfter mit der Kammerluft vermischt und sorgt so für eine ausgeglichene NO-Konzentration in der Küvette. Der Partikelfilter reinigt die ausströmende Luft.

3.2.1.4 Analysatoren

Zur Messung der NO-Konzentration in der ausströmenden Luft wird ein NO-Chemolumineszenzanalysator (Modell 780TR, Eco-Physics®, Schweiz) verwendet, der die Luft kontinuierlich mit einem Ansaugfluß von 1,5 l/min analysiert. Der Sog wird durch eine Vakuumpumpe gewährleistet, die ausgangsseitig am Analysator montiert ist. Die angesaugte Probenluft wird im Gerät mit Ozon vermischt und anschließend auf zwei Wege geleitet. Der erste Weg führt direkt in eine Kammer (Hauptkammer) mit einem angeschlossenen Photomultiplier, mit dem die Intensität der lichtemittierenden Reaktion (Chemolumineszenz) von NO und Ozon gemessen wird. Der andere Teil des Gemisches gelangt über eine Vorkammer in die Hauptkammer mit dem Photomultiplier, hat also einen längeren Weg. Dies ermöglicht die Bestimmung des unspezifischen Teils der chemolumineszenten Reaktionen, an denen das NO nicht beteiligt ist. Dies ist möglich, da die spezifische Reaktion von NO und Ozon wesentlich schneller verläuft und abklingt, als die unspezifischen Reaktionen. Für einen Meßwert wird zwischen dem direkten und dem indirekten Weg geschaltet, wobei mit dem Photomultiplier über eine Integrationszeit von vier Sekunden jeweils ein Blind- und ein Meßwert erzeugt wird. Die Meßkammer wird jeweils noch eine Sekunde vor der Messung mit der entsprechenden Luft gespült,

wodurch eine Gesamtzeit von zehn Sekunden für ein Wertepaar benötigt wird. Da während der Messung das Ventil jeder Küvette - und damit der Zustrom an Probenluft - für 90 Sekunden geöffnet ist, werden so neun einzelne Messwerte für jeden Zyklus gewonnen.

Das Messsignal ist über längere Zeit stabil, eine Mehrpunktkalibrierung ist nur nach Inbetriebnahme des Gerätes erforderlich. Da das Gerät für Messzwecke mehrere Wochen ununterbrochen in Betrieb ist, werden lediglich wöchentlich Einpunktkalibrierungen vorgenommen. Für die Kalibrierung wird durch Zumischung des NO-Standards (200 ppm) zur erzeugten Nullluft eine Luft definierter NO-Konzentration erzeugt. Die Nachweisgrenze (dreifache Blindwert-Standardabweichung) liegt bei 0,15 ppb.

Zur Bestimmung des Wasserdampfgehaltes der Probenluft wird ein IR-Analysator verwendet, der ca. 500 ml/min mit einer Membranpumpe ansaugt. Parallel kann der CO₂-Gehalt der Probenluft bestimmt werden. Eine direkte Kalibrierung des Wasserdampfanalysators ist für den Betrieb nicht notwendig, da der Wassergehalt der Proben während der Austrocknung nach Abschluss der Messung aus den aufgezeichneten Meßsignalen (relative Einheit) und dem gesamten, gravimetrischen Wasserverlust allein berechnet werden kann (s. u.).

3.2.1.5 Versuche

Gemessen werden die Freisetzungsraten der einzelnen Bodenproben in Abhängigkeit von deren Wassergehalt. Zusätzlich wird die Produktion und die Aufnahme für einen bestimmten Wassergehalt, die optimale Bodenfeuchte (s.u.) bestimmt. Für die Messung der Feuchtigkeitsabhängigkeit der NO-Freisetzung wird der Boden langsam ausgetrocknet und dabei die Freisetzung gemessen. Dieser Versuch wird im weiteren als Austrocknungsversuch bezeichnet, die gewonnenen Daten als Austrocknungskurve. Anhand der gewonnenen Austrocknungskurve wird der Boden dann auf eine optimale Bodenfeuchte für die NO-Freisetzung eingestellt und die Produktion und die Aufnahme bestimmt. Die Messung des Bodens bei der optimalen Bodenfeuchte dient vor allem auch der Parametrisierung der maximalen Freisetzungsrates.

Für die Messung wird eine bestimmte Menge des Bodens in die Küvette eingewogen und dann mit der entsprechenden Menge an destilliertem Wasser versetzt. Die nötige Wasserzugabe für die gewünschte Bodenfeuchte kann berechnet werden, wenn die aktuelle Bodenfeuchte bekannt ist. Die Bodenfeuchten werden immer vor und nach den Messungen bestimmt, indem eine kleinere Menge des Bodens bei 105 °C getrocknet und danach der Wasserverlust gemessen wird. Die Einwaage des Bodens beträgt in der Regel ca. 60 g Trockengewicht. Experimentell hat sich gezeigt, daß bis zu einer Trockengewichteinwaage an Boden bis ca. 100 g sich die Freisetzungsrates proportional zum Probengewicht verhält. Da es eine Abhängigkeit vom Bodenvolumen und den Bodeneigenschaften gibt, wird eine geringere Trockengewichtseinwaage gewählt, so dass sich eine Schichthöhe von etwa 1 cm ergibt, die eine ausreichend schnelle Diffusion bis

zum Boden der Küvette ermöglicht.

3.2.1.5.1 Austrocknungsversuche

Über einen möglichst großen Bodenfeuchtebereich soll für möglichst viele unterschiedliche Bodenfeuchten die NO-Freisetzung bestimmt werden. Eine Möglichkeit wäre, mehrere Proben des Bodens auf unterschiedliche Feuchtigkeiten einzustellen und deren Freisetzungsraten dann zu messen. Dies ist zum einen sehr zeit- und arbeitsaufwendig, zum anderen wären nur für bestimmte Bodenfeuchtwerte Freisetzungsraten gewonnen. Der besonders wichtige optimale Bodenfeuchtwert, wenn also die Freisetzung ihr Optimum erreicht, könnte unter Umständen nur durch eine Interpolation gewonnen werden. Eine möglichst lückenlose Reihe von Freisetzungsraten über einen möglichst großen Bodenfeuchtebereich ist jedoch für eine Parametrisierung der Feuchtekurve besonders wichtig. Aus diesem Grunde wird für die Messung der Feuchtekurve ein anderes Vorgehen angewendet.

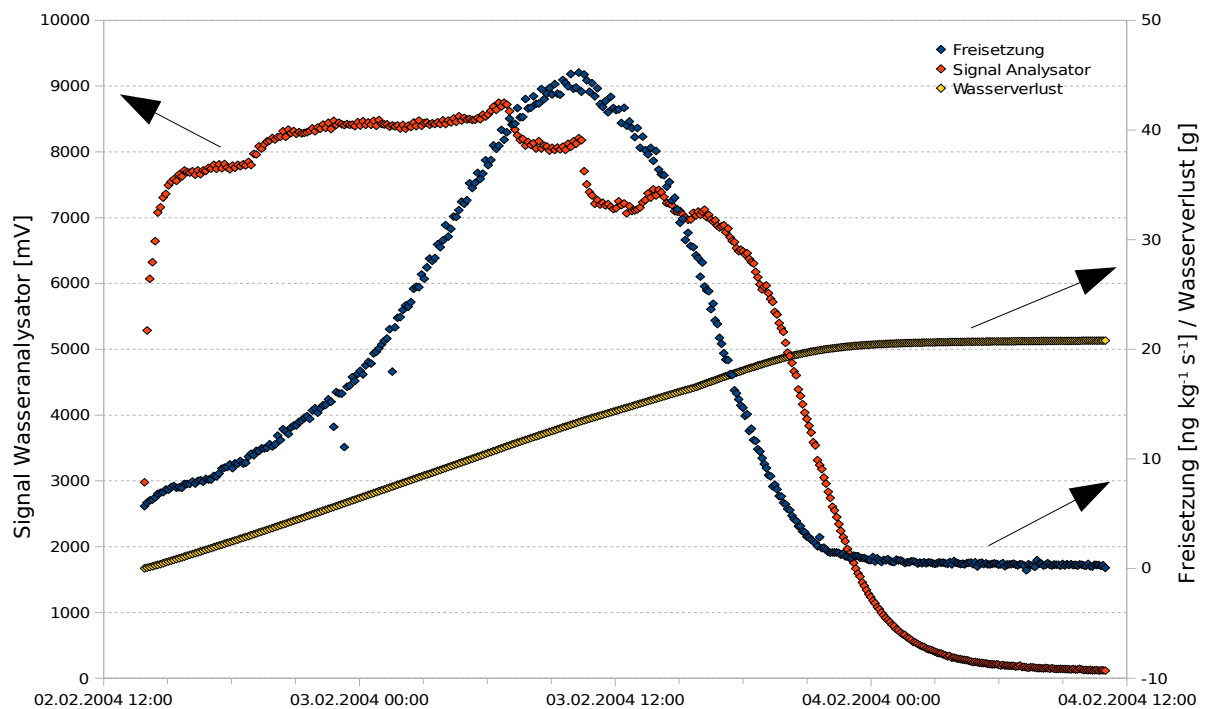


Abbildung 19: Verlauf des Austrocknungsversuchs für eine organische Bodenprobe (Humusauflage). Aufgrund der langsamen Trocknung verläuft der Versuch über mehrere Tage. Dargestellt sind die gemessene Freisetzung und das unkalibrierte Signal des Wasseranalysators, sowie der daraus berechnete Wasserverlust über die Messzeit

Der Boden wird bis unterhalb der Sättigungsgrenze mit destilliertem Wasser befeuchtet und dann während der Messung kontinuierlich austrocknet. Die permanent durch die Küvetten strömende trockene Luft transportiert den Wasserdampf und das NO bis zu den Ventilen, wo alle $4 \frac{1}{2}$ Minuten für 90 Sekunden der Wasserdampf- und NO-Gehalt gemessen wird. So wird eine zeitlich enge Wertereihe gewonnen, ohne die Bodenprobe erneut anzusetzen. Abhängig vom verwendeten Boden und der zugesetzten

Wassermenge kann die Austrocknung einige Stunden bis zu mehreren Tagen dauern. Der Austrocknungsprozess verläuft über weite Strecken linear, um dann mit zunehmender Trockenheit des Bodens in einen asymptotischen Verlauf überzugehen (exemplarisch in Abbildung 19).

Durch die Verwendung des Gastrocknungssystems zur Feuchtigkeitsrückführung wird die Trocknungszeit erheblich verlängert, so daß unerwünschte Effekte, die ein schnelles Austrocknen mit sich bringt, gemildert werden. Problematisch ist das Auftreten einer Austrocknungsfront, wenn der Boden von oben nach unten zum Küvettenboden austrocknet. Dabei herrscht eine inhomogene Feuchtigkeitsverteilung in der Bodenprobe, die die Relation zur gemessene Freisetzungsrates verfälschen kann. Ein langsamer Austrocknungsprozess wirkt dem entgegen.

Die maximale Bodenfeuchte, auf die der Boden vor Versuchsbeginn eingestellt wird, sollte knapp oberhalb der für die Freisetzung von NO maximalen Bodenfeuchte liegen. Wird der Boden zu stark befeuchtet kann es zu einer Verschlämmung kommen und das Bodenvolumen kann während der Austrocknung zu sehr schrumpfen. Auch muß bedacht werden, daß bei einer zu starken Befeuchtung anaerobe Prozesse einsetzen können. Die Sättigungsgrenze der gestörten Bodenprobe wird initial bestimmt. Dafür wird ein Teil der Bodenprobe mit Wasser übersättigt und der Überschuß in einem Trichter mit Filterpapier für 30 Minuten abgetropft (SCHLICHTING ET AL. 1995). Die obere Bodenfeuchte für die NO-Freisetzung liegt erfahrungsgemäß weit unterhalb der Sättigungsgrenze des gestörten Bodens, weshalb der Boden zur Vorbereitung der ersten Messung bis unterhalb der Sättigung befeuchtet wird. Ist nach der Auswertung der ersten Messung der obere Feuchtepunkt bekannt, so werden die Bodenfeuchten der beiden Wiederholungsmessungen auf einen etwas höheren Bodenfeuchtwert (ca. 1-3%) eingestellt. Das Befeuchten erfolgt durch eine möglichst gleichmäßige Aufbringung des Wassers mit der Pipette auf den in der Küvette befindlichen Boden. Die befeuchteten Böden werden vor der Messung 24 Stunden bei 25 °C inkubiert, um die Mikroflora auf die geänderten Bedingungen anzupassen und eine gleichmäßigere Wasserverteilung zu erreichen.

Ist der Austrocknungsversuch beendet, kann anhand der aufgezeichneten Daten die Feuchtekurve, d.h. die für die jeweiligen Bodenfeuchten gemessenen Freisetzungsrates, bestimmt werden. Der zum Zeitpunkt der NO-Messung herrschende Bodenfeuchtwert kann anhand des Wasserverlustes während des Versuchs sowie des unkalibrierten Feuchtesignals des Wasserdampfanalytators errechnet werden. Wird das Signal des H₂O-Analytators gegen die Meßzeit aufgetragen, so entspricht die Fläche unterhalb des Luftfeuchtesignals (numerisches Integral) dem Wasserverlust während des Versuchs; das Integral von Beginn des Versuchs bis zu einem beliebigen NO-Meßwert verhält sich dazu proportional. Die graphische Darstellung der Freisetzungsrates gegen die Bodenfeuchte ist die Feuchte- bzw. Austrocknungskurve des Bodens. Hieran kann erkannt werden, wo die obere und untere Feuchtegrenze der NO-Freisetzung liegen. Auch zeigt sich hier die

maximale NO-Freisetzungsrates beim optimalen Bodenfeuchte. Anhand der Austrocknungskurve kann anschließend auch die Produktion und die Aufnahme bei optimaler Bodenfeuchte bestimmt werden.

3.2.1.5.2 Bestimmung von Produktion und Aufnahme

Zur Messung Produktion und Aufnahme wird der Boden bis zur optimalen Bodenfeuchte mit destilliertem Wasser versetzt und gut gemischt. Da bei der optimalen Bodenfeuchte die Böden in aller Regel nicht mehr verschlämmt, kann das eingebrachte Wasser gut mit dem Boden vermischt werden. Der so befeuchtete Boden wird ebenfalls 24 Stunden bei 25 °C inkubiert, bevor er dann bei dieser Temperatur gemessen wird. Im Gegensatz zu den Austrocknungsversuchen soll der Boden während der Messung möglichst nicht austrocknen, da die Produktion und Aufnahme sich auf den optimalen Feuchtepunkte beziehen soll. Dies ist deshalb schwierig zu gewährleisten, da die Messung über eine Stunde benötigt. Aus diesem Grund wird die Nullluft durch einen Luftbefeuchter (wassergefüllte Kartusche mit Raschigringen) geleitet, der die in die Küvetten einströmende Luft soweit befeuchten kann, daß der Wasserverlust der Bodenproben während der Messung weniger als ein Prozent (gravimetrisch) beträgt.

Um die Produktion und die Aufnahme zu bestimmen, wird die Freisetzungsrates bei verschiedenen aufeinander folgenden NO-Konzentrationen der zuströmenden Luft gemessen. Der Gasflußregler für den NO-Standard wird nach Bedarf so eingestellt, daß sich Konzentrationen von ca. 60 und 100 ppb NO ergeben. Zuerst wird die Freisetzungsrates der Bodenprobe mit einströmender Nullluft gemessen, dann bei ca. 100 ppb und abschließend bei ca. 60 ppb. Bei jeder Konzentration werden drei Messdurchgänge aufgezeichnet, so daß sich eine ausreichende Basis für eine statistische Aussage ergibt.

Anhand der gemessenen Freisetzungsrates bei den drei verschiedenen NO-Eingangskonzentrationen kann die Aufnahmekonstante k und die Produktion P abgeleitet werden (siehe Gleichung 12). Die Produktion ergibt sich durch die Extrapolationen auf eine Eingangskonzentration von Null, ist dementsprechend empfindlich abhängig von der Genauigkeit der Bestimmung der Aufnahme. Meist ist die in der Küvette herrschende NO-Konzentration bei einströmender Nullluft gering (bis 10 ppb). Zusammen mit den in aller Regel niedrigen Aufnahmekonstante k (meist kleiner als 0,03) ist die Aufnahme von NO bei einströmender Nullluft vernachlässigbar (siehe auch Anhang 2/1 und 2/2). Aus diesen Erwägungen wird in der Auswertung als maßgebliche Größe die Freisetzungsrates berücksichtigt, auch da es sich hierbei um die gemessenen Größen bei den Austrocknungsversuchen handelt.

Sobald die Messungen abgeschlossen sind, werden die Mineralstickstoffgehalte der Proben bestimmt. Die zeitnahe Messung ist erforderlich, da sich die Konzentrationen der anorganischen Stickstoffkomponenten schnell ändern können (s.o.), für die Parametrisierung vor allem der maximalen Freisetzungsrates aber eine genaue Zuordnung

von Freisetzungsrates und Bodeneigenschaften erforderlich ist. Die Bodeneigenschaften neben den Nährstoffgehalten können im Rahmen der Untersuchung als stabil angesehen werden, so daß es ausreichend ist, diese Werte zu einem beliebigen Zeitpunkt zu bestimmen. Die angewendeten Methoden werden im folgenden Abschnitt behandelt.

3.2.2 Bestimmung der Bodeneigenschaften

Die Bodeneigenschaften sollen zur Erklärung der unterschiedlichen NO-Freisetzung der Böden herangezogen werden. Dabei kann vor dem Hintergrund des methodischen Vorgehens prinzipiell in stabile bzw. dauerhafte und veränderliche Merkmale unterschieden werden. Zu den stabilen Bodenmerkmalen zählen die Textur, der Humusgehalt und dessen C/N-Verhältnis, und der pH-Wert. Diese Werte können von Standort zu Standort und über längere Zeiträume variieren, sind aber während einer Beprobung und Messung als konstant zu betrachten. Eine im Jahresverlauf wiederholte Beprobung der Standorte führt dann aber auch zu einer gewünschten Variation einiger der genannten Bodenmerkmale. Als zeitlich instabile Bodenmerkmale, die auch innerhalb des Beprobungs- und Messzeitraumes variieren, zählen die Nährstoffgehalte des Bodens, insbesondere die mineralischen Stickstoffkomponenten. Die Prozesse, die zu einer steten Veränderung deren Konzentrationen führen, sind oben bereits diskutiert. Aufgrund der hohen Dynamik sind die Mineralstickstoffgehalte orientiert am Meßschema regelmäßig neu bestimmt. Im Folgenden soll auf die einzelnen Methoden zur Bestimmung der Bodenmerkmale und das zeitliche Schema eingegangen werden.

3.2.2.1 Bestimmung der Bodenart

Die Bodenart bzw. die textuelle Zusammensetzung der Bodenprobe wird nach den Hauptkomponenten Sand, Schluff und Ton bestimmt. Da die Textur der Böden des jeweiligen Standortes sich nur über sehr lange Zeiträume ändert, wird jeder untersuchte Standort nur einmal bei der ersten Beprobung bestimmt. Die Sandfraktion wird über die Siebanalyse mittels eines 63µm Siebes bestimmt. Die Ton- und Schlufffraktion wird mit der Pipettanalyse nach Köhn nach Aufschlammung bestimmt (SCHLICHTING ET AL. 1995). Zur Analyse verwendet werden 10 g lutro Feinboden, dessen organische Substanz mit H₂O₂ zerstört wird. Als Dispergierungsmittel wird Natriumpentaphosphat verwendet.

3.2.2.2 C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis ausgewählter Bodenproben wird automatisiert mit einem Makroanalysator durch Verbrennungsanalyse (varioMAX CNS, Elementar®, Deutschland) bestimmt. Die Bestimmung erfolgt extern durch das Forschungsinstitut Geisenheim. Aufgrund der hohen Kosten für die einzelne Analyse beschränkt sich die Bestimmung auf 30 ausgewählte Bodenproben (siehe Kapitel 6).

3.2.2.3 Humusgehalt

Der Humusgehalt wird näherungsweise über den Glühverlust der Bodenprobe bei 430 °C im Muffelofen bestimmt. Dazu werden ca. 5 g (lufttrocken) des Bodens bis zur

Gewichtskonstanz im Tiegel geglüht und die Gewichts­differenz bestimmt (SCHLICHTING ET AL. 1995).

3.2.2.4 pH-Wert

Der pH-Wert der Böden wird elektrometrisch in den aufgeschlämmten Proben mit einer pH-Elektrode gemessen. Dazu werden 10 g lutro Feinerde mit 25 ml 0,01 M CaCl_2 geschüttelt, 30 Minuten ruhen gelassen und mit einer kalibrierten Glaselektrode gemessen.

3.2.2.5 Ammonium- und Nitratgehalt

Die Ammonium- und Nitratkonzentrationen der Böden wird photometrisch über die entsprechenden wässrigen Bodenextrakte bestimmt. Zur Gewinnung der Bodenextrakte werden ca. 5 bis 10 g der vorher bei den NO-Messung verwendeten Bodenprobe mit 100 ml 0,0125 M $\text{CaCl}_2 \times 2 \text{H}_2\text{O}$ vermischt und für eine Stunde geschüttelt. Anschließend wird über Filterpapier abfiltriert und die gewonnenen Extrakte kühl gelagert. Die Versuche sind so angelegt, dass die Filtrate direkt gemessen werden und nicht länger lagern. Der Ammoniumgehalt wird nach DIN 38406-5, der Nitratgehalt nach DIN 38405-9 bestimmt.

4 Das Untersuchungsgebiet

4.1 Lage des Gebietes

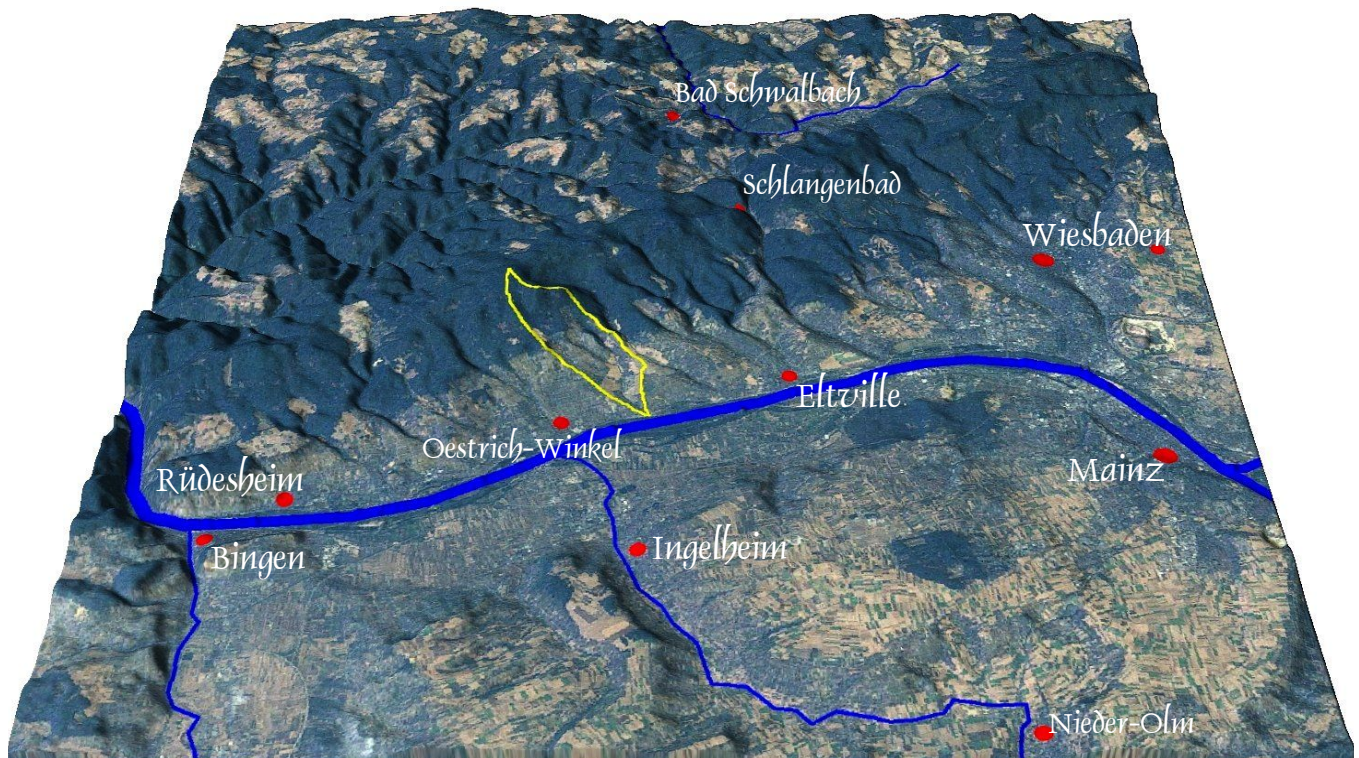


Abbildung 20: Lage des Untersuchungsgebietes bzw. des Einzugsgebietes.
Gelb eingezeichnet ist die Wasserscheide, die das Einzugsgebiet umfasst.

Untersuchungsgebiet ist das Einzugsgebiet des Hattenheimer Baches bei Hattenheim und Hallgarten im Rheingau (Abbildung 20), am nördlichen Rand des Oberrheingrabens an der Südostabdachung des Taunus. Das Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von ca. 10 km² und reicht von 80 m über NN am Gebietsauslass bis 620 m Höhe am Gipfel der "Kalten Herberge", der höchsten Erhebung im Rheingau-Taunus. Der Hattenheimer-Bach entwässert in den Rhein, dessen Tal hier noch zum Oberrhein gehört, um dann im Binger Loch in das Mittelrheintal einzutreten.

4.2 Naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet liegt streng genommen in zwei unterschiedlichen Naturräumen, obwohl historisch häufig der Rheingautausus und der Rheingau im engeren Sinne als Einheit betrachtet werden. Als naturräumlich als auch kulturräumlich eigentlicher Rheingau wird die Südostabdachung des Taunus zwischen Wiesbaden-Biebrich und Binger Loch bezeichnet, eine im Wesentlichen lößbedeckte Hügellandschaft, die sich bis in eine Höhe von etwa 300 m erstreckt. Vertikal in verschiedene Flussterrassen gegliedert, ist sie durch die zahlreich vom Taunus kommenden Bäche in ihrer südwest-nordöstlichen Erstreckung stark zergliedert. Der Rheingau ist Teil des nördlichen Rhein-Main-Tieflandes

(KLAUSING 1988), einer naturräumlichen Haupteinheitengruppe, zu der beispielsweise auch die Wetterau und Rheinhessen zu zählen sind. Diese eng mit dem Oberrheingraben verbundene tektonische Einheit wird in ihrer nordöstlichen Ausbuchtung geologisch auch als Mainzer Becken bezeichnet, zu dem auch das dem Rheingau gegenüberliegende Rheinhessen gehört. Beide Landschaften besitzen einen ähnlichen geologischen Aufbau. Zu einer ganz anderen naturräumlichen Haupteinheitengruppe zählt der obere Teil des Einzugsgebietes. Hier, etwas ab einer Höhe von 300 m beginnt mit einer scharfen landschaftlichen Grenze der Taunus. Im Bild ist diese Grenze an der Vegetation gut auszumachen, da hier der bewaldete Teil des Untersuchungsgebietes liegt. Dieses Gebiet gehört streng genommen nicht zum Rheingau, es wird allenfalls als Rheingaugebirge bezeichnet. Grund für die Unterscheidung ist neben der Höhenlage vor allem der andersartige geologische Untergrund; beide Faktoren erklären auch die völlig andere Landnutzung. Naturräumlich wird der Taunus in diesem Bereich nochmals in eine Untereinheit gegliedert (MÜLLER-MINY UND BÜRGENER 1971). Der Hohe Taunus wird hier, westlich des Tals der Walluf bei Schlangenbad (siehe auch Abbildung 20) als Rheingautaunus bezeichnet. Diese Einheit ist aus Gesteinen devonischen bzw. vordevonischen Alters aufgebaut, die sich nicht nur petrologisch sondern auch morphologisch sehr deutlich von den tertiären Sedimenten des Rheingaus unterscheiden. Die hier beschriebene naturräumlich Gliederung orientiert sich an den Landschaftsfaktoren Geologie, Relief, Boden und klimatische Verhältnisse. Diese Elemente sollen im Folgenden etwas ausführlicher für das Gebiet dargestellt werden.

4.3 Geologie

Wie bereits erwähnt, teilt sich das Untersuchungsgebiet in zwei Landschaftseinheiten, die sich in erster Linie aufgrund ihrer geologischen Verhältnisse unterscheiden. Die ältesten Gesteine des Untersuchungsgebietes sind paläozoischen, genauer gesagt vordevonischen Alters (MICHELS 1972).

Da diese Gesteine den Taunus aufbauen, liegen sie entsprechend im oberen Teil des Einzugsgebietes (Abbildung 21). Diese im Rahmen der variskischen Gebirgsbildung stark gefalteten und metamorphisierten Gesteine streichen NO-SW und fallen steil ein.

Den Taunuskamm bildet ein Härtlingsrücken aus Taunusquarzit und Hermeskeilschichten, der aufgrund der relativen Verwitterungsfestigkeit aus den vor- und nachgelagerten Gesteinen herauspräpariert ist. Die ältesten Gesteine im Gebiet sind der vordevonische Serizitgneis und die Bunten Schiefer, die sich dem Höhenzug im SO anschließen. Diese auch als Vortaunus bezeichnete Zone besteht aus weicheren Gesteinen, die der Abtragung insgesamt weniger Widerstand leistete als der Taunuskamm und sich in einer Höhe von 400 bis 300 m als eine Hochebene schwach nach SO neigt.

Der den eigentlichen Rheingau in eine Höhe von etwa 80 bis 300 m über NN aufbauende Untergrund wird dem Mainzer Becken zugeordnet, Ablagerungen eines während der

Tertiärzeit bestehenden Meeres (ROTHAUSEN UND SONNE 1984). Während des oberen Tertiärs (Oligozän und Miozän) haben sich hier oft in Küstennähe überwiegend Mergel, Sande und Kiese abgelagert, die wenig verfestigte Sedimentgesteine bilden.

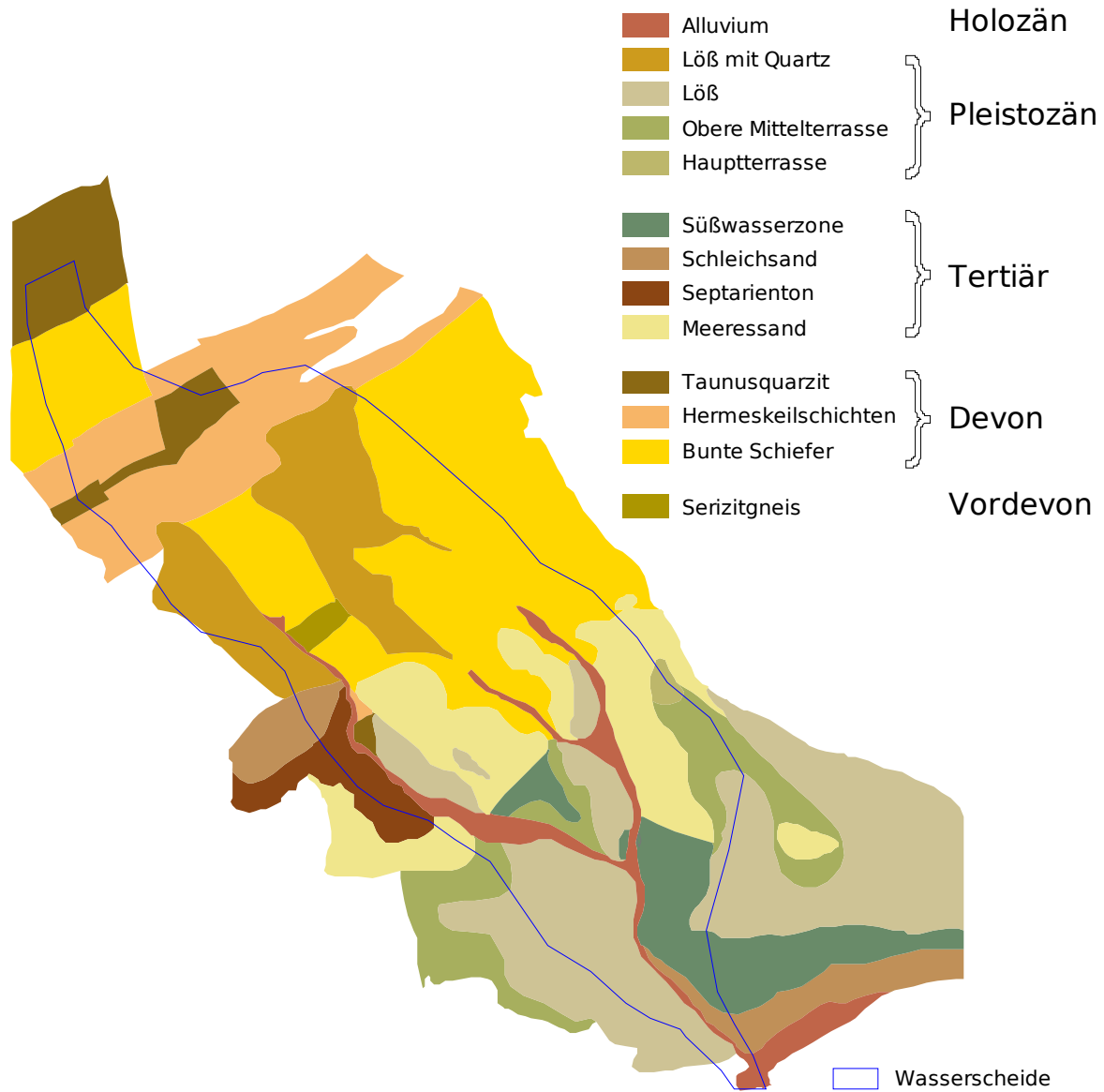


Abbildung 21: Geologische Einheiten im Einzugsgebiet. Abgeleitet aus der GK 25 (HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (1972): Geologische Karte von Hessen 1:25000, Blatt 5914, Wiesbaden)

Über den tertiären Sedimenten finden sich die für den Rheingau so typischen Ablagerungen des Pleistozäns, die fluvialen und äolischen Ursprungs sind. Während des Pleistozäns, als sich weite Teile des Mainzer Beckens hoben, haben sich die Gewässer – allen voran der Rhein – in die älteren Ablagerungen gegraben und ein tief eingeschnittenes Relief hinterlassen. In Zeiten geringerer Hebung konnten die Flüsse größere Mengen an Sanden und Schottern ablagern, die sich heute als Terrassen in unterschiedlichen Höhenlagen entlang des Rheingaus finden. Es lassen sich im Untersuchungsgebiet zwei Niveaus unterscheiden; die Haupt- und die obere

Mittelterrasse (MICHELS 1972), wobei sich im Gelände vor allem die Mittelterrasse an den eingestreuten Schottern erkennen lassen. Ebenso im Pleistozän hat sich der für die Landwirtschaft so wichtige Löß abgelagert, ein staubfeines Sediment, das während der Kaltzeiten aus den nahen Schotterfluren ausgeblasen wurde und sich v.a. im unteren Rheingau in großer Mächtigkeit abgelagert hat.

Bis jetzt wurde nur der Untergrund besprochen, wie er auf der geologischen Karte dargestellt ist. Weniger gut dargestellt ist hier der für die anstehende Fragestellung wichtige oberflächennahe Untergrund und vor allem der Oberboden. Die Bedingungen können hier vom geologischen Untergrund ganz erheblich abweichen, da in der geologischen Karte nur Substrate des anstehenden Gesteins kartiert sind. Im Oberboden findet sich häufig ortsfremdes Material durch natürliche Verlagerungs- und Mischvorgänge (Fließerden, Schuttdecken, Bodenerosion), sowie durch die Tätigkeit des Menschen. In den Weinbergen wird seit Alters her der Boden vor der Neuanlage tiefgründig umgebrochen bzw. rigolt, so daß eine natürliche Horizontabfolge häufig nicht mehr gegeben ist. Diese als Rigosole bezeichneten Böden werden zum Zweck der Ertragssteigerung häufig noch mit ortsfremden Material (häufig Löß) oder anderen Fremdstoffen (organisches Material, Schlacken) vermengt (FRIEDRICH UND SABEL 2004, BÖHM ET AL. 2007). Die in der Bodenkarte dargestellte Bodenform zeigt aus den genannten Gründen häufig potentielle, also hypothetische Böden. Eine Gesamtübersicht ist auch aus Darstellungsgründen hier nicht dargestellt. Eine standortbezogene Auswahl ist im entsprechenden Kapitel 5 ausgeführt.

4.4 Morphologie, klimatische Bedingungen und Landnutzung

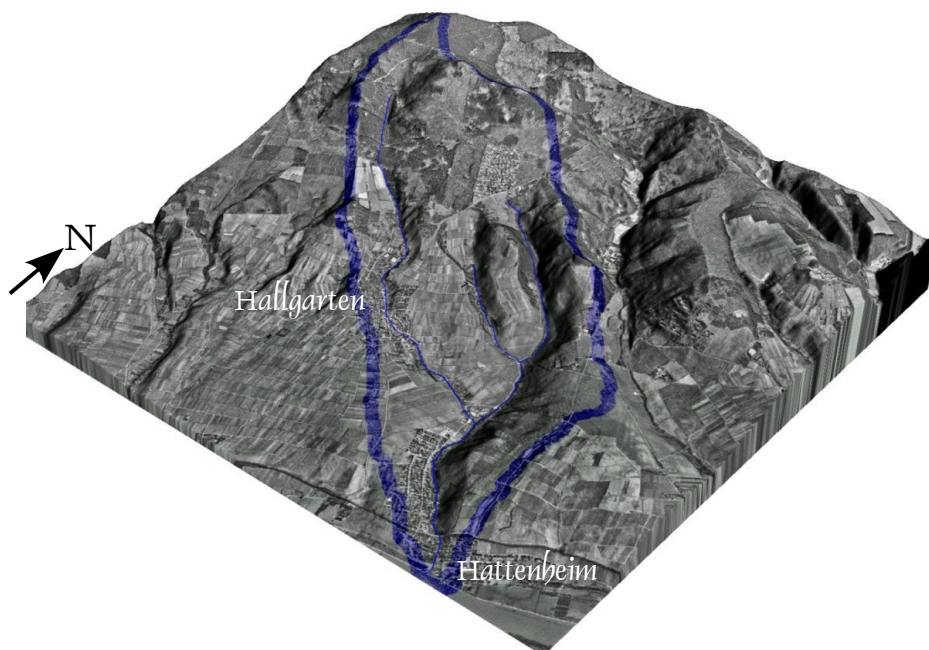


Abbildung 22: Das Relief des Einzugsgebietes.

Das blaue Band bezeichnet die Wasserscheide, die das Untersuchungsgebiet begrenzt.

Neben der Geologie ist das Relief, also die Oberflächenformung, maßgeblich für die Art der Landnutzung. In Abbildung 22 ist die Oberflächengestalt des Untersuchungsgebietes und des Umfeldes in überhöhter Darstellung erkennbar. Der Rheingau bis zu einer Höhe von 300 m ist ein insgesamt nach SO zum Rhein hin abfallendes, flachwelliges Hügelland, das sanft von den Taunusbächen zerlegt ist. Die Flachwelligkeit bildet eine gute Voraussetzung für die landwirtschaftliche Nutzung, insbesondere für den Ackerbau. Mit dem Übergang zum Taunusgebirge ab ca. 300 m Höhe nimmt das Relief an Prägnanz zu. Hier haben sich die Taunusbäche tief in eine ehemalige Hochfläche gegraben und steile Kerbtäler erzeugt, die den Vortaunus in zahlreiche Riedel zerlegen. Es dominiert bereits Forstwirtschaft, an geeigneten Stellen wird auch Steillagenweinbau, wie am Steinberg, betrieben. Auf der zeriedelten Hochfläche, die von 300 bis auf 400 m nach NW ansteigt, finden sich häufig noch Reste ehemaliger landwirtschaftlicher Nutzung, die heute entweder brachliegen, dem Naturschutz dienen, oder baulich geprägt sind (Siedlung "Am Rebhang", Kleingärten). Die sich zum Taunusgrat anschließenden steilen Hänge sind ausnahmslos mit Forst bestanden, was neben der steilen Böschung auch mit den ungünstigen Bodenbedingungen zu tun hat. Ein durch die Tätigkeit des Menschen geschaffenes bzw. verändertes Relief findet sich an vielen weinbaulich genutzten Hängen. Es sind dies durch Terrassierung in ihrer Steilheit entschärfte Hangabschnitte, die an der talseitigen Grenze durch Mauern eingefasst sind. Sie dienen der leichteren Bewirtschaftung und sollen auch vor Bodenabtrag durch Erosion schützen (FRIEDRICH UND SABEL 2004).

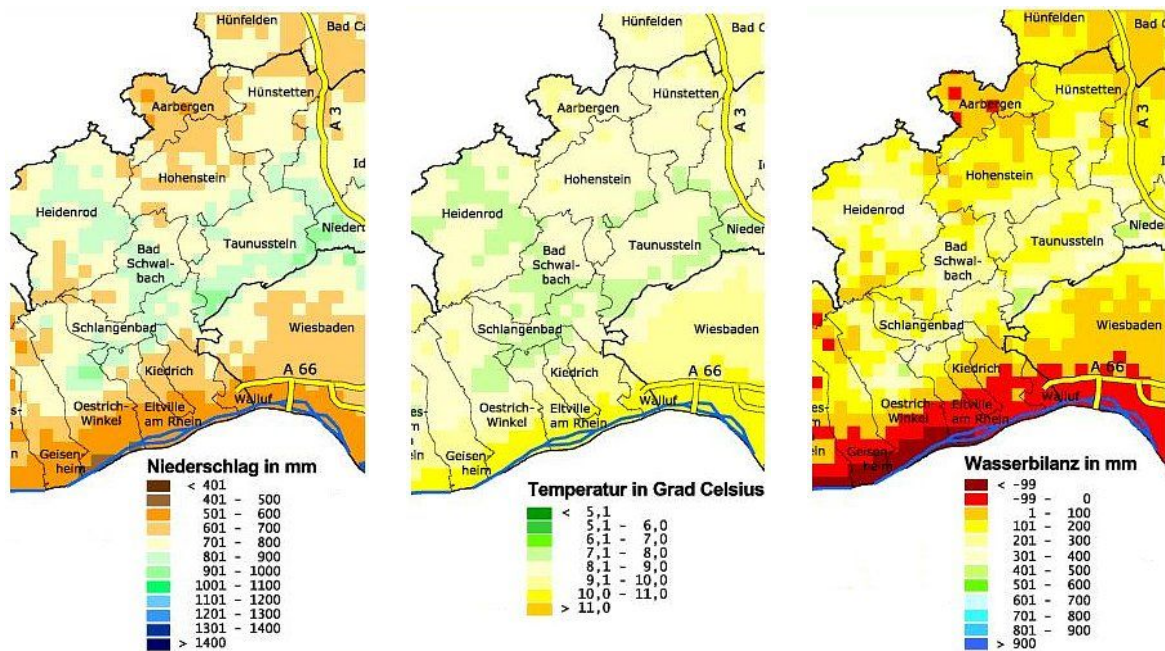


Abbildung 23: Klimaelemente im Rheingau und Taunus für die Periode 1971-2000 (UMWELTATLAS HESSEN 2005)

Neben dem Gestein und dem Relief ist das Klima eine weitere Einflussgröße bei der Bewirtschaftung des Bodens. Der Taunus zeichnet sich gegenüber dem Rheingau durch ein insgesamt feuchteres und kühleres Klima aus. So liegt auf den Höhen die jährliche

Durchschnittstemperatur bei etwa 7 °C und die jährliche Niederschlagssumme bei bis zu 1000 mm, die des Rheintales bei 10 - 11 °C bzw. bei 550 mm (UMWELTATLAS HESSEN 2005). Die höheren Temperaturen und der geringe Niederschlag im Rheintal führen dazu, dass die jährliche Wasserbilanz (Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung) im Rheingau negativ wird (Abbildung 23).

Das Vorland wird durch den Taunuskamm von den aus N bis NW kommenden rauhen Winden vor allzu starker Auskühlung geschützt. Zusammen mit der für die Wärmebilanz positiven Wirkung des Rheines, führt dies dazu, daß der Rheingau eines der geeignetsten Weinbaugebiete der Erde ist. Kleinräumig wirksam wird das Relief durch Exposition und Neigung in Form des Geländeklimas. Die Regelung des Klimas durch das Gelände ist wiederum für den Weinbau von überragender Bedeutung. Die Stellung des Weinbaus im Untersuchungsgebiet ist aus dem Anteil an der Landbaufläche zu erkennen (Abbildung 24).

Das Einzugsgebiet ist etwa zu gleichen Teilen landwirtschaftlich bzw. forstwirtschaftlich genutzt. Bei der landwirtschaftlichen Nutzung überwiegt der Weinbau, die ackerbauliche Nutzung nimmt nur ein Viertel der Fläche ein. Die ackerbauliche Nutzung ist im Rheingau nicht sehr verbreitet; die hier zur Domäne Neuberg gehörigen Flächen sind in einer sonst durch Weinbau stark geprägten Kulturlandschaft eine Ausnahme. Die wenigen Grünlandflächen werden heute nicht mehr primär für die Futtergewinnung bewirtschaftet. Sie dienen heute vornehmlich dem Naturschutz und auch als Freiflächen für die Jagd. Bei der waldwirtschaftlichen Nutzung dominiert der Nadelbaumforst, wie es typisch für bergige Mittelgebirge ist. Die verbleibenden Flächen sind je zur Hälfte mit Laub- und Mischwald bestanden.

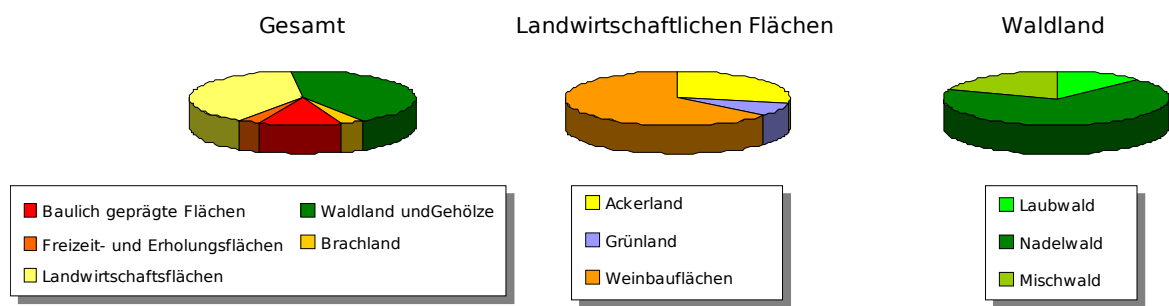


Abbildung 24: Flächenanteile der Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet

Die Landnutzung ist neben historischen Entwicklungen und ökonomischen Umständen in aller erster Linie Ausdruck der landschaftlichen Bedingungen einer Region. So integriert die Bodenbewirtschaftung die oben einzeln betrachteten Landschaftsfaktoren Boden (Geologie), Relief, Klima und (die hier nicht näher dargestellten) wasserhaushaltlichen Verhältnisse. In der für das Untersuchungsgebiet erfassten Landnutzung (Abbildung 25), die aus digitalen Orthophotos aus dem Jahre 1997 abgeleitet ist, ist ein enger Zusammenhang mit den standörtlichen Bedingungen zu erkennen. Wald findet sich vornehmlich auf sauren, flachgründigen Böden, in exponiertem Gelände und unter

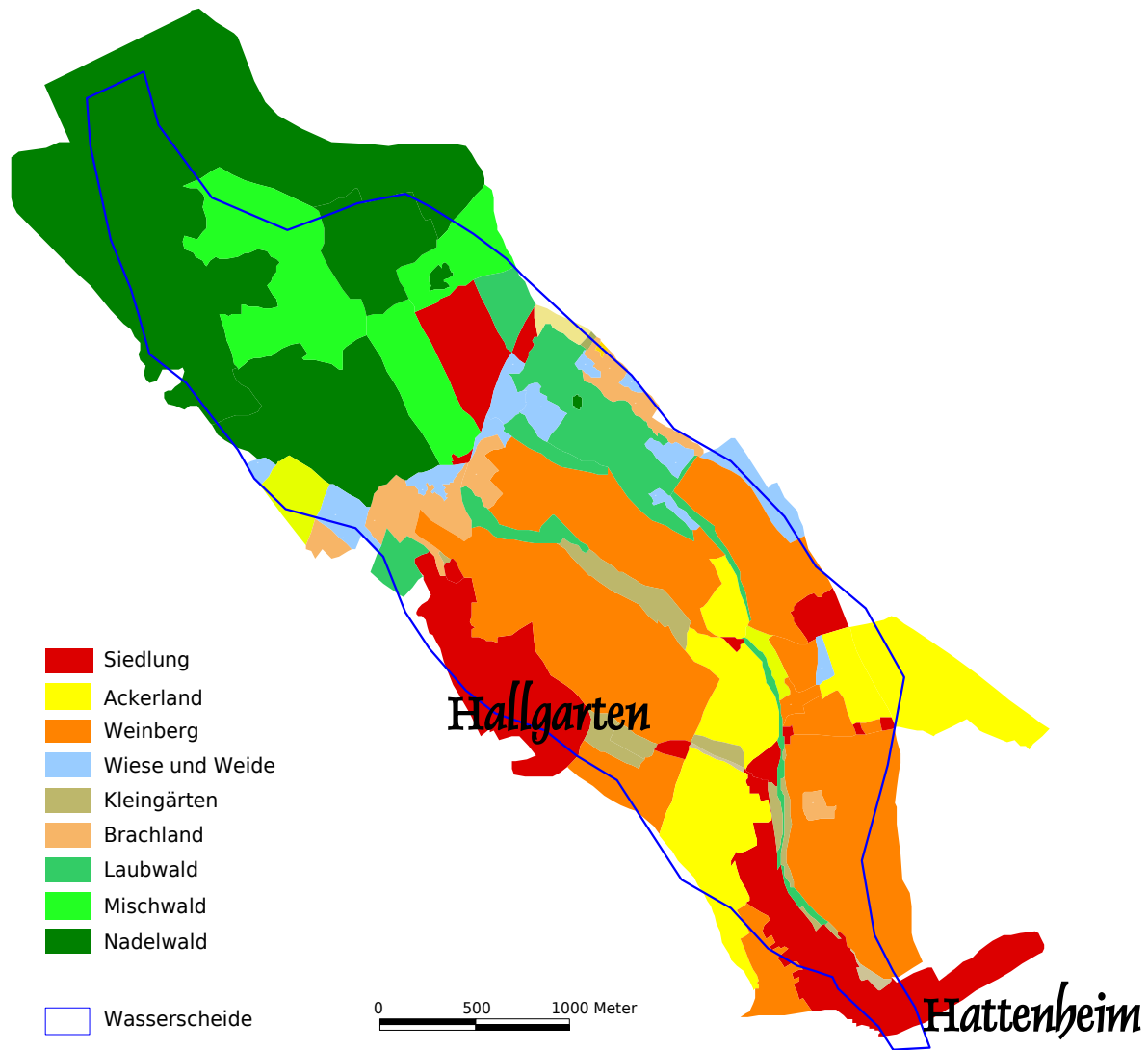


Abbildung 25: Die Landnutzung im Einzugsgebiet nach Nutzungsklassen.
Abgeleitet aus digitalen Orthophotos (1997)

klimatischen Bedingungen, die meist kühler und feuchter als die Umgebung sind. Landwirtschaftliche Nutzung findet sich eher auf den produktiveren Standorten mit gut entwickelten, basischen Böden mit günstigeren klimatischen Bedingungen.

Häufig entscheidet das Relief, ob ein Areal ackerbaulich oder weinbaulich genutzt wird. Ist die Neigung zu stark, so ist eine ackerbauliche Nutzung nicht mehr sinnvoll, weshalb sich an den Hängen vornehmlich Weinreben finden, denen durch die Neigung zusätzliche Strahlungsenergie zukommt. Im Weinbau werden weiterhin Lagen unterschieden, die sich durch ihre weiter differenzierten Standortbedingungen charakterisieren. Die Landnutzung bestimmt aber auch in hohem Maße die Bodeneigenschaften der jeweiligen Standorte, insbesondere der oberen Horizonte. Wichtig bleibt somit festzuhalten, daß alle landschaftlichen Faktoren, somit letztendlich auch die Landnutzung, sich wechselseitig beeinflussen und immer integrativ betrachtet werden müssen. Dieser Zusammenhang ist ein erster Ansatz für die Typisierung bzw. Regionalisierung einer Landschaft, wie er beispielsweise in der naturräumlichen Gliederung zum Einsatz kommt (SCHMITHÜSEN 1948).

Das Untersuchungsgebiet ist durch seine hydrographische Eigenschaft als Einzugsgebiet begrenzt. Eine solche räumliche Einheit wird im geographischen Sinne als Idiochor bezeichnet, was zuerst einen beliebigen Ausschnitt aus der Geosphäre bezeichnet (SCHMITHÜSEN 1976). Die Wahl des Untersuchungsgebietes ist aber insofern berechtigt, als es in kleinerem Maßstab eine typische Gefügearrangung aufweist, die sich im gesamten Rheingau zeigt, also landschaftstypisch ist. Darüber hinaus repräsentiert das Nutzungsgefüge im Untersuchungsgebiet weite Teile der mitteleuropäischen Kulturlandschaft, was gewonnene Erkenntnisse auf weitere Räume übertragbar macht.

Das hier vorgestellte Einzugsgebiet bildet aufgrund seiner reichhaltigen und sehr variantenreichen landschaftliche Ausstattung eine sehr gutes Untersuchungsgebiet für die zu bearbeitende Fragestellung. Auf einer Distanz von nur wenigen Kilometern findet sich hier ein erheblicher landschaftlicher Wandel, wie er sonst nicht leicht zu finden ist. Wie sich die Heterogenität des Gebietes zur Gewinnung der erforderlichen Proben nutzen läßt, wird im folgenden Kapitel dargestellt.

5 Die Standorte und die Proben

5.1 Auswahl der Standorte

Kriterium für die Auswahl der Probestandorte ist eine möglichst große Heterogenität bezüglich der proximalen Kontrollgrößen und somit der Bodeneigenschaften. Zu den Bodeneigenschaften, die mittelbar und unmittelbar mit dem NO-Austausch in Verbindung stehen, gehören die Textur, der Gehalt an anorganischen Stickstoffverbindungen (Ammonium und Nitrat), die organische Substanz (Gehalt und Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis) und der pH-Wert. Da diese wiederum wesentlich durch die distalen Einflussgrößen bestimmt werden, sind die Landnutzung, die Bodenform und die Relief Lage Auswahlkriterien für die Probenahme. Die Bestimmung der Standorte orientiert sich in erster Linie an der Landnutzung und ist nach der Bodenform weiter differenziert. Zu diesem Zweck ist eine Landnutzungskartierung erstellt, die das Untersuchungsgebiet nach Nutzungsklassen (Landnutzungsschlüssel nach BASTIAN 1999) erfasst. Grundlage hierfür ist das digitale Orthophoto des Hessischen Landesvermessungsamtes (Befliegung 1997), aus dem - ergänzt durch Geländebegehungen - eine digitale Landnutzungskarte erstellt ist (Abbildung 25). In Abbildung 26 ist beispielhaft ein Ausschnitt des Luftbildes mit eingezeichneten Kartiereinheiten dargestellt. Die Kartiereinheiten sind zusammenhängende Gebiete gleicher Nutzung, genauer gesagt gleichen Nutztypus.

Nutzklassen, die für die Untersuchungen von Relevanz sind, sind die landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Nutzungen. Diese Nutzklassen lassen sich wiederum weiter nach Nutztyp untergliedern. Bei den landwirtschaftlichen Flächen sind dies: Ackerbau, Weinbau und Grünland. Die waldbaulich genutzten Flächen sind weiter nach dem Forsttyp Laubwald, Mischwald und Nadelwald untergliedert. Für jeden Nutztyp der landwirtschaftlichen Flächen sind jeweils 8 Standorte (7 für die Grünlandnutzung), für den forstwirtschaftlichen Nutztyp insgesamt 8 Standorte gewählt. Die Proben für jeden Nutztyp sollen sich möglichst nach ihren geologischen und bodenkundlichen Merkmalen unterscheiden. Um hier geeignete Standorte zu identifizieren, ist die Ebene Landnutzung mit den Ebenen Geologie und Bodenform in einem Geographischen Informationssystem (GIS) verschnitten. Die Ebene Geologie (exemplarisch in Abbildung 28) ist aus der Geologischen Karte 1:25000 abgeleitet (siehe auch Abbildung 21), bei den Bodenformen ist die digitale Bodenkarte Hessen (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2001): Digitale Bodenkarte von Hessen 1:25 000, Blatt 5914, Wiesbaden) Grundlage. Die Geologische Karte in Kombination mit dem Luftbild ermöglicht eine erste Auswahl der Flächen, die sich innerhalb der Nutzkategorie und des Nutztyps bezüglich der geologischen Bedingungen unterscheiden. Auf den gewählten Flächen erfolgt dann, falls sie sich in ihrer Bodenform weiter untergliedern lassen, eine Auswahl nach der Bodenform. Die Bodenform ist der nach dem Ausgangssubstrat weiter differenzierte Bodentyp, und gliedert somit den geologischen Untergrund weiter nach dem Entwicklungszustand.

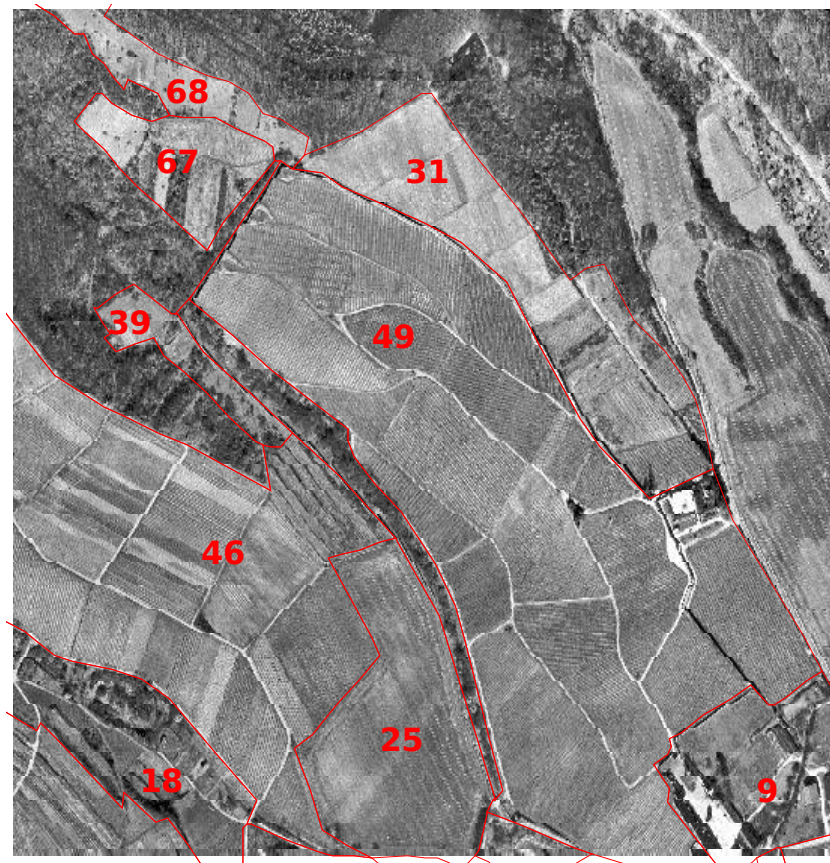


Abbildung 26: Luftbildausschnitt von der NO-Seite des Einzugsgebietes. Jeder Kartiereinheit ist eine laufende Nummer (ID) zugeordnet. Nr. 49 stellt den Steinberg dar, eine sehr alte Weinbergslage, die sich durch die für den Weinbau charakteristische Textur im Luftbild abhebt. Im NW schließen sich bewaldete Flächen an.

Zusammenfassend erfolgt die Auswahl zuerst nach den verschiedenen Flächennutzungen, die sich durch ihren geologischen Untergrund unterscheiden, der sich wiederum nach dem Entwicklungszustand weiter differenzieren lässt. Ziel ist es, möglichst viele unterschiedliche Standorte für die Nutzklassen und Nutztypen bezüglich des geologischen Untergrundes und der Bodenform zu identifizieren. Die Beschriftung der gewonnenen Proben erfolgt nach der laufenden Nummer der Flächen aus der Landnutzungskarte und der jeweiligen Bodeneinheitennummer laut Bodenkarte (Abbildung 27).

Den Nummerierungen stehen die jeweiligen Abkürzungen der Nutzklassen und Nutztypen voran:

- LA: Ackerbaulich genutzte Landwirtschaftsflächen
- LW: Weinbaulich genutzte Landwirtschaftsflächen
- GM: Grünlandflächen, die zur Mahd genutzt werden
- WL: Waldwirtschaftsflächen, Laubwald
- WM: Waldwirtschaftsflächen, Mischwald

In Abbildung 27 ist beispielhaft die Überschneidung der digitalen Bodenkarte mit der

Landnutzungskarte dargestellt. Die weinbaulich genutzte Fläche mit der Nr. 49 hat Anteil an zwei geologischen Formationen (siehe Abbildung 28) und ist hinsichtlich der Bodenform in viele einzelne Einheiten gegliedert. Hier sind zwei Standorte gewählt, die sich in ihrem geologischen Ausgangssubstrat und damit auch in ihrer Bodenform unterscheiden. Beiden Standorten sind (potentiell) Parabraunerden als Bodentyp zugeordnet, obwohl es sich bei solch lang bewirtschafteten Lagen um Weinbergsböden (Rigosole) handeln dürfte, denen die typische Horizontierung der Parabraunerde fehlt.

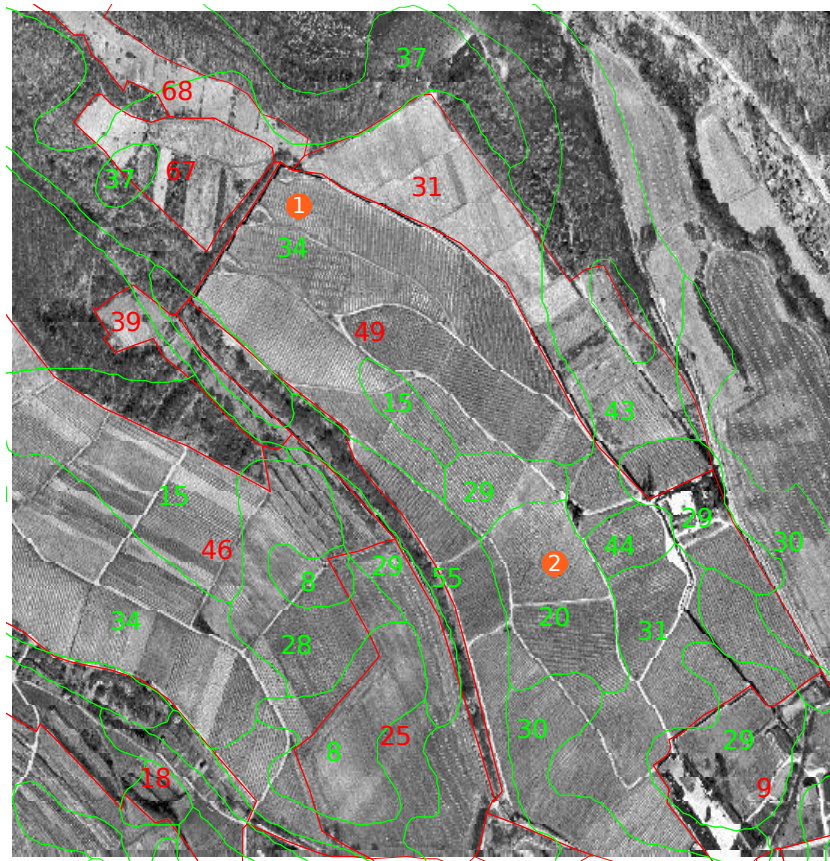


Abbildung 27: Verschneidung von Bodenkarte und Landnutzungskarte. Auf Fläche-Nr. 49 (Weinbau) sind zwei Standorte gewählt. Standort 1 (orangene Markierung) ist ein Standort auf Buntem Schiefer und der Bodenformeinheit 34. Standort 2 besitzt die gleiche Nutzung, fußt aber auf Meeressand und hat die Bodenformeinheit 20. Die Bezeichnung der Probe 1 ergibt sich somit nach: Landnutzung: LW, Flächennummer: 49, Bodenformeinheit: 34 = LW4934. Bezeichnung für Standort 2 ist: LW4920.

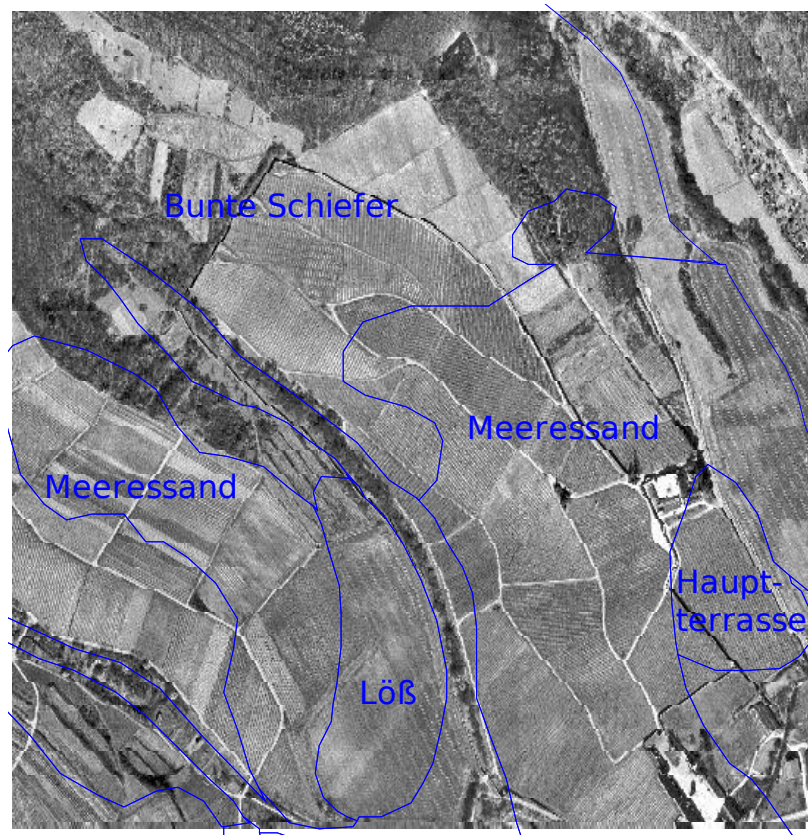


Abbildung 28: Geologische Kartiereinheiten über dem Luftbildausschnitt. Es können Flächen gleicher Nutzung nach dem geologischen Untergrund unterschieden werden.

5.2 Die Standorte

In Abbildung 29 sind alle gewählten Standorte mit entsprechenden Probenbezeichnungen eingetragen. Die unterschiedlichen Nutzungen sind durch Farben markiert, was eine bessere Orientierung ermöglicht. Die waldwirtschaftlichen Standorte befinden sich, wie bereits oben besprochen, im oberen Bereich des Einzugsgebietes auf Gesteinen des Vortaunus bzw. des Taunus. Die acker- und weinbaulich genutzten Standorte finden sich im unteren Bereich, überwiegend auf quartärem und tertiärem Material, wobei sich die Weinbergslagen eher auf den etwas steileren Hängen, die Ackerflächen auf den flacheren Lößplatten und Terrassen befinden. Die Grünlandflächen im Einzugsgebiet befinden sich meist an den oberen (höher gelegenen) Randbereichen der anderen landwirtschaftlichen Nutzung, im Übergangsbereich zu den waldwirtschaftlichen Flächen, sowie im Auenbereich der Gewässer.

Bei den Waldstandorten handelt es sich sowohl um reine Laubwälder als auch um Mischwälder, die eine recht variantenreiche Baumartenzusammensetzung aufweisen. Die Forstflächen, die rein mit Nadelwald bestanden sind, sind nicht beprobt, da diese eine mächtige organische Auflage von über 10 – 20 cm aufweisen. Hier ist es wenig sinnvoll, den tief liegenden Mineralhorizont zu beproben, der nötig ist, diese Proben mit den

Proben der landwirtschaftlichen Flächen zu vergleichen. Die organischen Auflagen der Waldböden sind nur testweise beprobt, da diese nicht engerer Gegenstand der Fragestellung sind und aufgrund methodischer und arbeitsökonomischer Gründen nebensächlich behandelt werden.

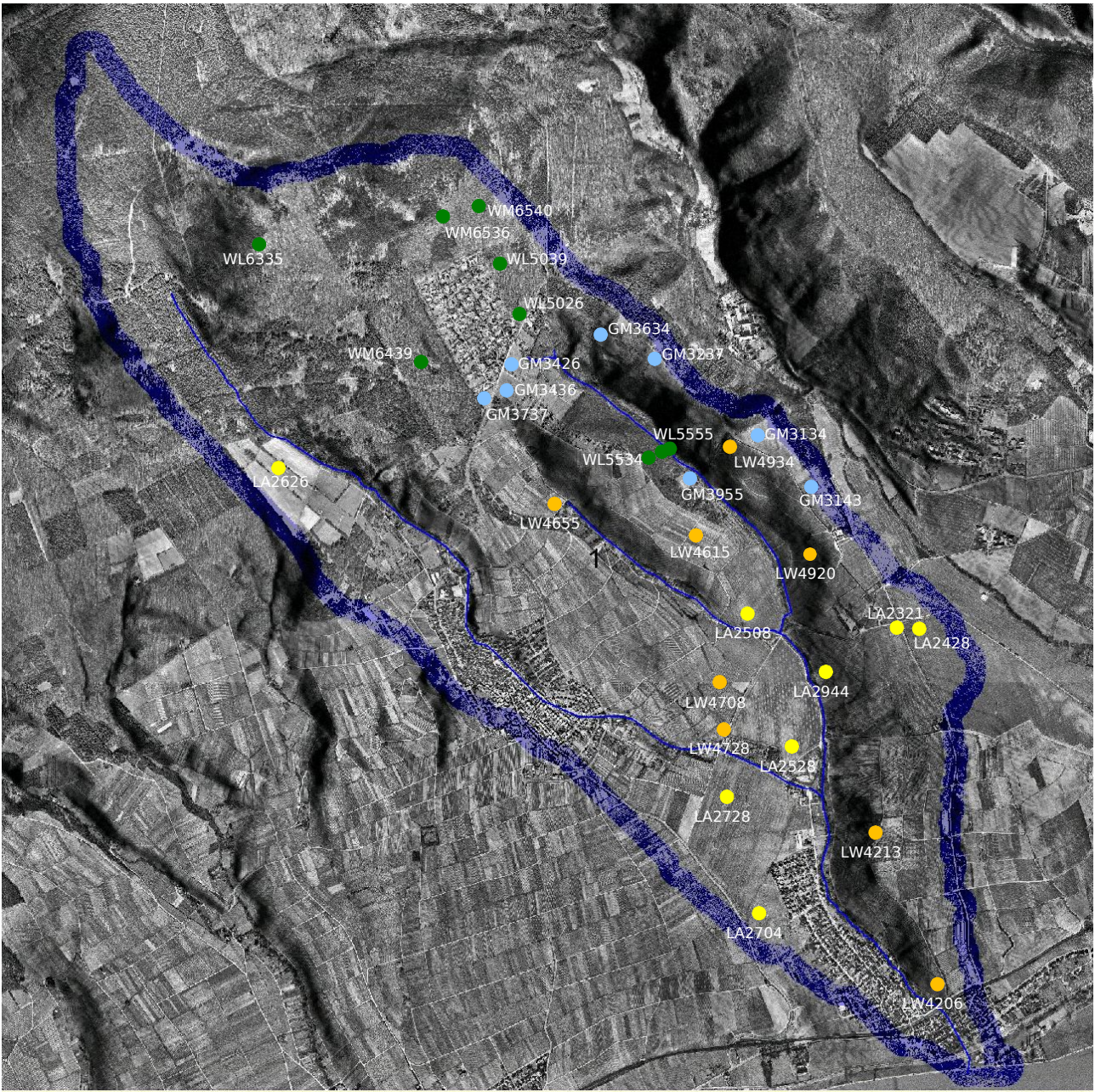


Abbildung 29: Lage der Standorte für die Beprobung.

Gelb eingezeichnet sind die ackerbaulichen, orange die weinbaulichen, blaugrau die Grünland- und grün die waldbaulichen Standorte.

Bei den Weinbergslagen sind nur die gepflügten, nicht mit Gras bewachsenen Reihen, die sich mit den grasbewachsenen Reihen abwechseln, beprobt. Die Grasnarbe der bewachsenen Reihen, die die Lagen vor Bodenabspülung schützen sollen, sind mehr mit den Grünlandflächen vergleichbar, die gepflügten ähneln den ackerbaulich genutzten Böden. Bei der Auswahl der Proben - vor allem bei deren Anzahl - muss immer bedacht

werden, daß die Auswahl auch pragmatisch orientiert ist und sein muss. Die Anzahl wird durch den Arbeitsaufwand der sich anschließenden Messungen beschränkt, wobei die gewählten 32 Standorte die obere Grenze des im Rahmen der Arbeit Machbaren darstellen. Auch die Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit muss berücksichtigt werden. Da es sich um eine vergleichende Untersuchung handelt, müssen die Proben auch vergleichbar sein. Dies erklärt, warum nur Mineralboden geprobt sind, auch wenn sich weitere Fragestellungen somit vorerst nicht beantworten lassen.

5.3 Die Proben

5.3.1 Termine der Probenahme

Um Variationen der Bodeneigenschaften im zeitlichen Verlauf erfassen zu können, werden die Standorte wiederholt beprobt. Insbesondere die landwirtschaftlichen, und hier die ackerbaulich genutzten Standorte, können aufgrund der Düngung recht unterschiedliche Mengen an Stickstoffverbindungen besitzen, was sich auf die Freisetzungsraten auswirken kann. Bei den naturnahen Böden, zu denen neben den Waldböden auch die Grünlandböden gezählt werden, ist mit einer saisonalen Varianz der Zersetzung organischer Substanz und somit ebenfalls der Stickstoffversorgung zu rechnen. Korreliert mit der variierenden Stickstoffversorgung ist – auch bei den ackerbaulich genutzten Standorten – der Gehalt an organischer Substanz, da die Nährstoffe zum Teil aus dem Humus freigesetzt werden.

In Tabelle 1 sind für die verschiedenen Landnutzungen die jeweiligen Beprobungszeitpunkte schematisch dargestellt. Da mit einer größeren Varianz bei den landwirtschaftlichen Böden bezüglich der Nährstoffversorgung zu rechnen ist, sind hier im Jahresverlauf am häufigsten Beprobungen durchgeführt. Die Beprobung orientiert sich dabei im Jahresverlauf an den Bewirtschaftungen insbesondere der Ackerflächen, da hier mehrmals im Anbaujahr gedüngt wird. Die naturnahen Flächen sind weniger häufig beprobt, da hier keine künstliche Zufuhr an Nährstoffen stattfindet. Neben der z.T. stark variablen Nährstoffversorgung verfügen die verschiedenen Böden der Standorte auch über mehr oder weniger konstante Eigenschaften. Hier sind die Textur, der pH-Wert und in eingeschränktem Maße auch der Gehalt an Humus zu nennen. Da sich die Fragestellung an dem Zusammenhang zwischen Bodeneigenschaften und Freisetzungsraten orientiert, ist die wiederholte Probenahme auf die zeitlich variablen Bodeneigenschaften ausgerichtet. Wo keine stärkere Variation zu erwarten ist, macht eine zu häufige Wiederbeprobung wenig Sinn.

Tabelle 1: Zeitpunkte der Probenahme

LA2321	März 03	LW426	März 03	WL5026	Oktober 02	GM3134	Oktober 02
	Juni 03		Oktober 03		Oktober 02		Oktober 02
	August 03	LW4213	März 03	WL5039	Oktober 02		GM3237
LA2428	März 03		Oktober 02		Oktober 02		
	Juni 03	Oktober 03	Dezember 03	Oktober 02	Oktober 02		
LA2508	August 03	LW4615	März 03	WL5534o	Oktober 02	GM3426	Oktober 02
	März 03		Oktober 03		Dezember 03		Oktober 02
LA2528	Juni 03	LW4655	März 03	WL5534u	Oktober 02		GM3436
	August 03		Oktober 03		Dezember 03	Oktober 02	
LA2626	März 03	LW4708	März 03	WL5555	Oktober 02	GM3737	
	Juni 03		Oktober 03		Dezember 03		Oktober 02
LA2704	August 03	LW4728	März 03	WL6335	Oktober 02		GM3955
	März 03		Oktober 03		Dezember 03	Oktober 02	
LA2728	Juni 03	LW4920	März 03	WM6439	Oktober 02	GM3955	
	August 03		Oktober 03		Dezember 03		Oktober 02
LA2944	März 03	LW4934	März 03	WM6536	Oktober 02		GM3955
	Juni 03		Oktober 03		Dezember 03	Oktober 02	
LA2944	August 03						

5.3.2 Charakterisierung der Proben

In Tabelle 2 sind die konstanten Bodeneigenschaften der an den Standorten genommenen Proben aufgelistet. Es sind nur die im März bzw. Oktober genommenen Proben dargestellt, da die aufgeführten Eigenschaften nur wenig variieren (ausführlicher sind die einzelnen Proben in Kapitel 6 dargestellt, hier sollen nur die Bodencharakteristiken der Standorte im Vergleich dargestellt werden).

Auffallend ist zunächst, daß die landwirtschaftlich genutzten Böden eine leicht saure bis neutrale Reaktionen und einen geringen Gehalt an organischer Masse aufweisen. Die acker- und weinbaulich genutzten Flächen sind sich in dieser Hinsicht recht ähnlich, was auf die verwandte Bewirtschaftungsform zurückgehen dürfte. Die forstwirtschaftlich genutzten Standorte hingegen sind recht humusreich und sauer. Beide Eigenschaften bedingen sich gegenseitig, da die Säuren aus dem Humus freigesetzt werden. Die Böden der Grünlandflächen verhalten sich bezüglich der zwei Bodenmerkmale intermediär und besitzen hierbei die weiteste Spanne. Die Korngrößenzusammensetzung der Proben läßt keinen Zusammenhang mit der jeweiligen Nutzungen erkennen. Lediglich auffällig ist die

weite Streuung innerhalb der Weinbergsböden, was auf die Lagenvielfalt zurückgeführt werden kann.

Tabelle 2: Wichtige Eigenschaften der Bodenproben

Boden	Datum	pH	Glühverlust	Ton	Sand
LA_23_21	März 03	6,3	3,4%	24,3%	25,4%
LA_24_28	März 03	6,3	3,6%	28,3%	17,9%
LA_25_08	März 03	7,2	3,1%	22,1%	14,6%
LA_25_28	März 03	7,1	3,4%	26,2%	9,5%
LA_26_26	März 03	6,6	4,6%	15,2%	31,0%
LA_27_04	März 03	7,3	3,4%	24,1%	7,7%
LA_27_28	März 03	6,3	3,4%	29,8%	7,1%
LA_29_44	März 03	6,1	3,2%	23,7%	32,8%
LW_42_6	März 03	7,3	2,9%	37,1%	13,2%
LW_42_13	März 03	7,2	4,2%	40,7%	11,3%
LW_46_15	März 03	6,3	2,5%	13,0%	55,8%
LW_46_55	März 03	5,6	4,0%	15,2%	36,8%
LW_47_08	März 03	7,1	5,1%	28,0%	7,1%
LW_47_28	März 03	6,7	3,4%	21,5%	18,8%
LW_49_20	März 03	6,0	3,6%	18,7%	36,0%
LW_49_34	März 03	6,2	3,1%	18,0%	44,6%
GM_31_34	Oktober 02	6,7	4,7%	26,7%	32,9%
GM_31_43	Oktober 02	7,0	3,4%	16,4%	41,9%
GM_32_37	Oktober 02	4,8	7,7%	30,5%	33,3%
GM_34_26	Oktober 02	5,3	8,3%	26,7%	30,9%
GM_34_36	Oktober 02	4,3	9,0%	32,0%	25,7%
GM_37_37	Oktober 02	4,7	5,6%	19,9%	46,9%
GM_39_55	Oktober 02	4,9	7,0%	31,0%	23,4%
WL_50_26	Oktober 02	3,5	11,1%	18,1%	30,2%
WL_50_39	Oktober 02	3,4	10,1%	16,3%	38,0%
WL_55_34_o	Oktober 02	3,9	8,8%	19,7%	37,8%
WL_55_34_u	Oktober 02	4,0	8,8%	23,8%	28,2%
WL_55_55	Oktober 02	4,3	8,4%	11,2%	58,4%
WL_63_35	Oktober 02	3,3	19,5%	17,9%	35,8%
WM_64_39	Oktober 02	3,5	12,4%	16,3%	30,8%
WM_65_36	Oktober 02	3,4	13,2%	15,5%	34,2%

6 Ergebnisse und Diskussion

Die im vorigen Kapitel besprochenen Proben werden nach dem im Kapitel 3 beschriebenen Verfahren behandelt und gemessen. Es sollen zuerst alle Ergebnisse der Austrocknungsversuche beschrieben werden, bevor dann auf die mögliche Erklärung der Form dieser Kurve für die verschiedenen Proben eingegangen wird.

6.1 Bodenfeuchtekurven

Die gemessenen Werte können durch eine mathematische Funktion beschrieben werden, die einerseits die Punkte zwischen den einzelnen Messpunkten extrapolieren kann, andererseits auch eine Idealform der Feuchtekurve darstellt (siehe 2.2.2). Um diesen Unterschied im Weiteren zu kennzeichnen, wird für den gemessenen Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Freisetzungsrates der Begriff *Feuchtekurve*, für den mathematisch abgebildeten der Begriff *Feuchtefunktion* verwendet.

6.1.1 Verifikation des verwendeten Modells

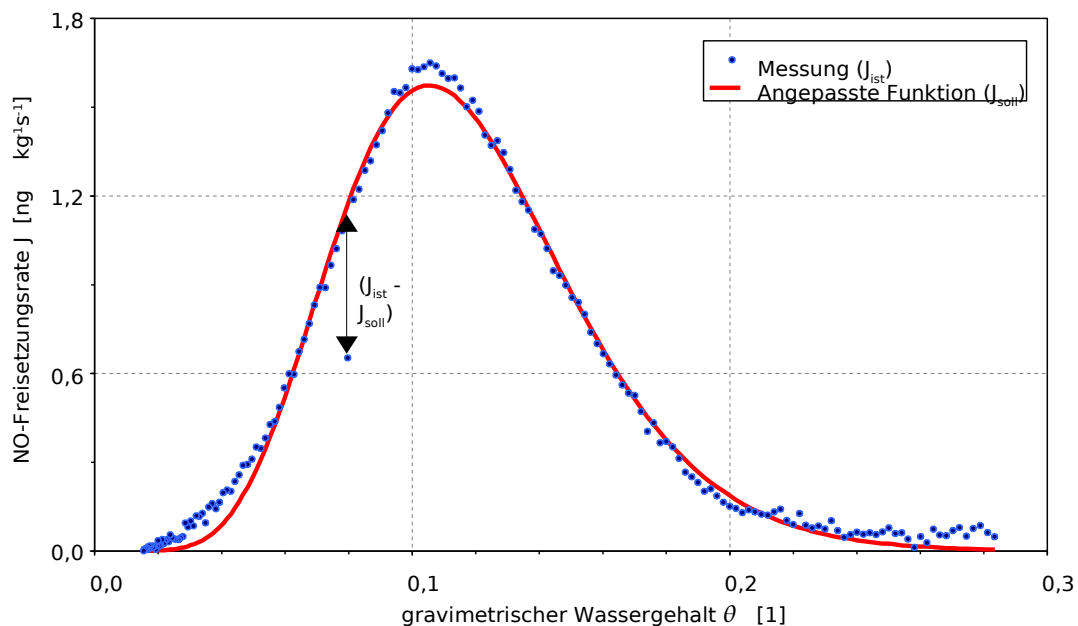


Abbildung 30: Anpassung der Funktion an die Messwerte der Austrocknungsversuche.

Die Parameter der Zielfunktion werden soweit verändert, daß sich die Funktion möglichst an die Messpunkte annähert. Dazu werden die Differenzen zwischen Messwert (J_{ist}) und Funktionswert (J_{soll}) durch den Optimierungsalgorithmus zu minimieren versucht (übertrieben dargestellt in der Abbildung). Die Daten zeigen den typischen Verlauf der Messungen, wie er sich in vielen Experimenten zeigt.

Das in Gleichung 7 vorgeschlagene Modell soll auf seine Eignung als Idealtyp für den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Freisetzungsrates geprüft werden. Dazu werden für alle durchgeführten Austrocknungsversuche Kurvenanpassungen mit genannter Funktion durchgeführt. Hierfür werden die Parameter der Funktion (a , b , c , siehe Gleichungen 8 - 10) soweit optimiert, dass die Abstände zwischen der

anzupassenden Funktion und den einzelnen Messpunkten minimal sind (siehe Abbildung 30).

Als Fehlermaß ist die Quadratsumme der Soll-Ist-Differenzen zwischen Messwerten und Funktion verwendet. Diese sind mit Hilfe des Gradientenabstiegsverfahren (nichtlinearer Optimierungscode GRG2, Microsoft Excel® Solver) durch Parametervariation minimiert.

Da hier nur das Fehlermaß minimiert wird, kann sich der hierauf optimierte Kurvenverlauf von den gemessenen Daten deutlich unterscheiden. Insbesondere die Stützpunkte der Kurve, wie das Kurvenmaximum, können nicht immer abgebildet werden. Um die Eignung des benutzten Modells für die Abbildung der gemessenen Feuchtekurven zu beschreiben, müssen geeignete Maße der Abbildungsgüte verwendet werden. Sinnvoll ist hier ein Maß, welches den Zusammenhang zwischen den einzelnen Messpunkten und der durch die ermittelte Gleichung abgebildeten Kurvenwerte beschreibt. Für diesen Soll-Ist-Vergleich werden verschiedene Gütemaße verwendet.

$$RMSa = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^n (Ist_i - Soll_i)^2} \quad (\text{Gleichung 13})$$

$$RMSr = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^n \left(\frac{Ist_i - Soll_i}{Soll_i} \right)^2} \quad (\text{Gleichung 14})$$

Zum einen der Root-Mean-Square-Fehler, der ein Maß für die mittlere Abweichung der Ist- von den Sollwerten darstellt. Hier sind absoluter mittlerer und relativer mittlerer Fehler zu unterscheiden. Der relative Fehler (Gleichung 14) ist auf den Sollwert normiert, ist also weniger abhängig von der Höhe des Meßwertes. Der absolute Fehler hingegen kann in Abhängigkeit von den Meßwerten höhere Werte annehmen, wobei auch hier kleinere Werte – der Idealfall ist Null - eine höhere Modellgüte bedeuten (Gleichung Fehler: Referenz nicht gefunden¹³).

Neben den mittleren Fehlermaßen ist noch das Bestimmtheitsmaß R^2 zur Abschätzung der Güte verwendet, da es bei korrelierten Wertepaaren Werte bis zu 1 annehmen kann. In Abbildung 31 sind einige Beispiele für die Kurvenanpassung und den zugehörigen Fehlermaßen dargestellt.

Das prinzipielle Problem bei der Anpassung ist das zu starke Abweichen der Messpunkte von der angenommenen Idealform. Während des Versuchs muss sichergestellt sein, daß nur der Wassergehalt des Bodens die Freisetzungsrage regelt. Andere Effekte, insbesondere die mikrobielle Aktivität, die sich nicht durch die Bodenfeuchte alleine erklären lassen, stellen ein Problem dar. Die im Kapitel 3 besprochenen Probleme bei der Messung der Bodenproben führen oft zu den in Abbildung gezeigten Verläufen, die aber nicht vorschnell als Fehlmessungen abgetan werden sollen. Es sind weitestgehend alle Austrocknungsversuche in die Analyse eingegangen, nur solche nicht, die keinen Zusammenhang zwischen Freisetzungsrage und Bodenfeuchte aufweisen. Es ergeben sich

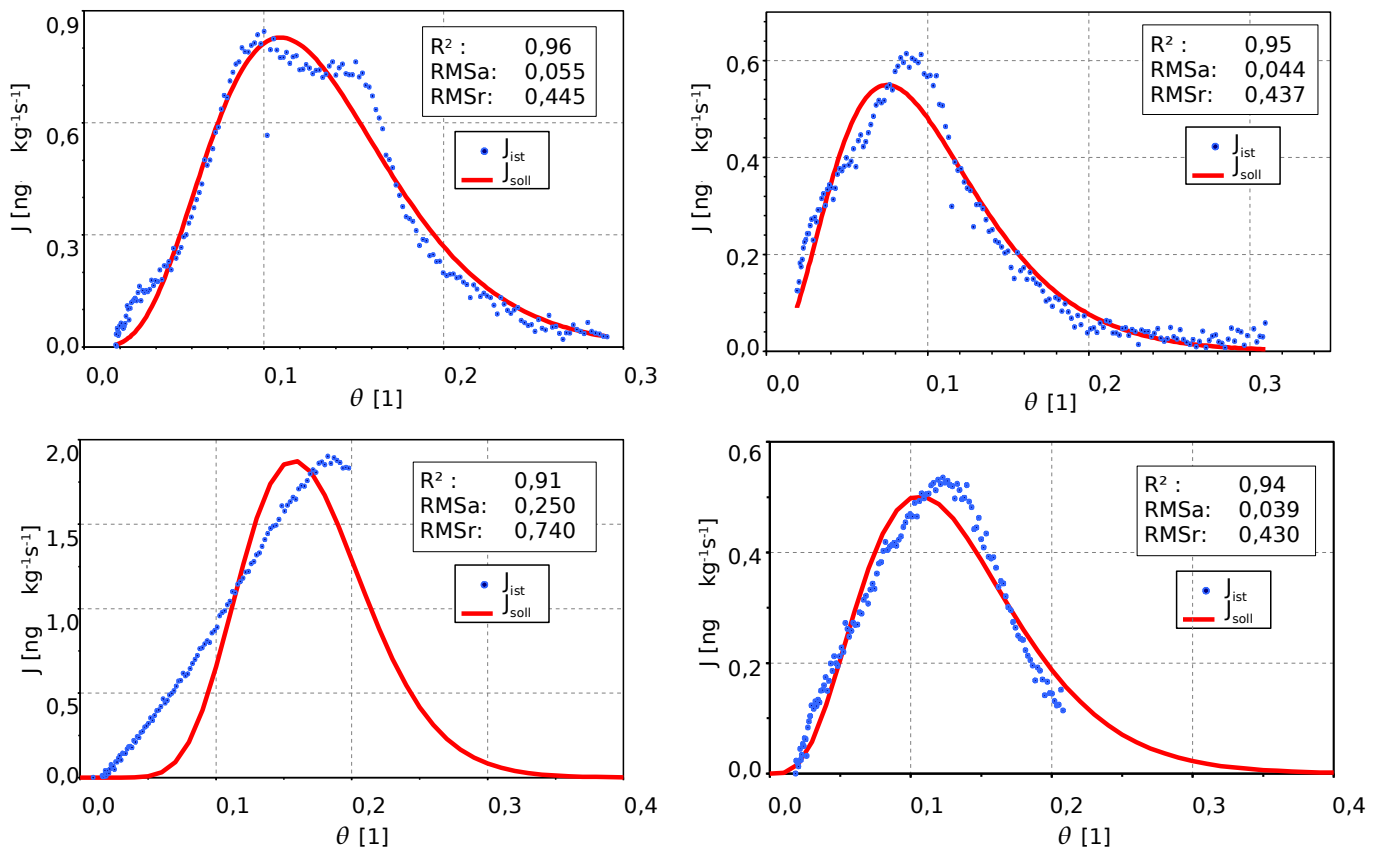


Abbildung 31: Beispiele für die Kurvenanpassung.

Die oberen beiden Diagramme zeigen mehr oder weniger typische Messungen. Hier führen schon geringere Abweichungen von der Idealform zu merklichen Unterschieden der angepassten Funktion, was sich auch in den Fehlermaßen ausdrückt. Die unteren beiden Diagramme zeigen die Problemfälle der Messungen. Die Messpunkte im linken Diagramm weichen stark von der Idealform ab, es zeigen sich schlechte Werte bei den Gütemaßen. Im rechten Diagramm ist, ähnlich wie im linken, keine komplette Feuchtekurve vorhanden (aus methodischen Erwägungen).

bei den 59 Gesamtproben bei einer dreimaligen Wiederholungsmessung insgesamt 150 Austrocknungsversuche, da 27 Versuche keine zufriedenstellende Ergebnisse zeigen. Die Fehlermaße der ausgewerteten Versuche sind zur besseren Übersicht klassifiziert und in Histogrammen dargestellt (Abbildung 32). Die Histogramme zeigen die ermittelten Gütemaße für die Anpassung der Feuchtefunktionen an die gewonnenen Daten aller Bodenproben. Es ist hier nicht nach Nutztyp untergliedert. Die mittlere absolute Abweichung der angepassten Funktion an die Messwerte beträgt in den meisten Fällen weniger als 0,1 ng kg⁻¹s⁻¹. Da dieser Wert aber von den absoluten Emissionen abhängig ist, und diese zwischen den einzelnen Proben stark schwankt, dient der mittlere relative Fehler einer zusätzlichen Güteabschätzung.

Es zeigt sich in den meisten Fällen eine mittlere Abweichung von unter 40 %, das Mittel beträgt 65 %. Hier ist der Fehler nicht so einseitig verteilt wie im Fall der absoluten Abweichungen, es ist aber zu beachten, dass auch absolute Abweichungen bei kleinen Messwerten (d.h. insbesondere dort, wo die Kurve gegen Null läuft) gleichwertig zum Gesamtfehler beitragen. Um die Güte der Kurvenanpassung über alle Versuche weiterhin beurteilen zu können, kann noch das Bestimmtheitsmaß herangezogen werden. Hier zeigt

sich im Mittel ein Werte von 0,95, sehr viele Kurvenanpassungen sind hoch korreliert mit über 0,99.

In Abbildung 32 sind die Fehlerverteilungen für alle durchgeführten Austrocknungsversuche dargestellt, wobei jeder Versuch einen unabhängigen Fall einer Gesamtheit darstellt. Dadurch sind evtl. vorhandene Unterschiede zwischen den einzelnen Nutztypen nicht erkennbar. Um diesbezüglich weiter zu differenzieren, sind in Abbildung 33 die Verteilungen der gleichen Fehlermaße für zwei Klassen, der landwirtschaftlichen (Acker- und Weinbau) und naturnahen (Wiese- und Wald) Nutztypen dargestellt. Die Anzahl der durchgeführten Kurvenanpassungen unterscheidet sich in den beiden Klassen, da für die landwirtschaftlichen Böden mehr Versuche durchgeführt sind. Es ist zunächst auffällig, daß die absoluten Fehler bei den naturnahen Böden höher ausfallen. Dies erklärt sich durch die bei diesen Böden z.T. wesentlich höheren Freisetzungsraten (s.u.). Ähnlich gute bzw. auch bessere Güteverteilungen zeigen die beiden anderen Histogramme, was die gute Eignung bzw. Anpassbarkeit der verwendeten Funktion auch für diese Böden zeigt.

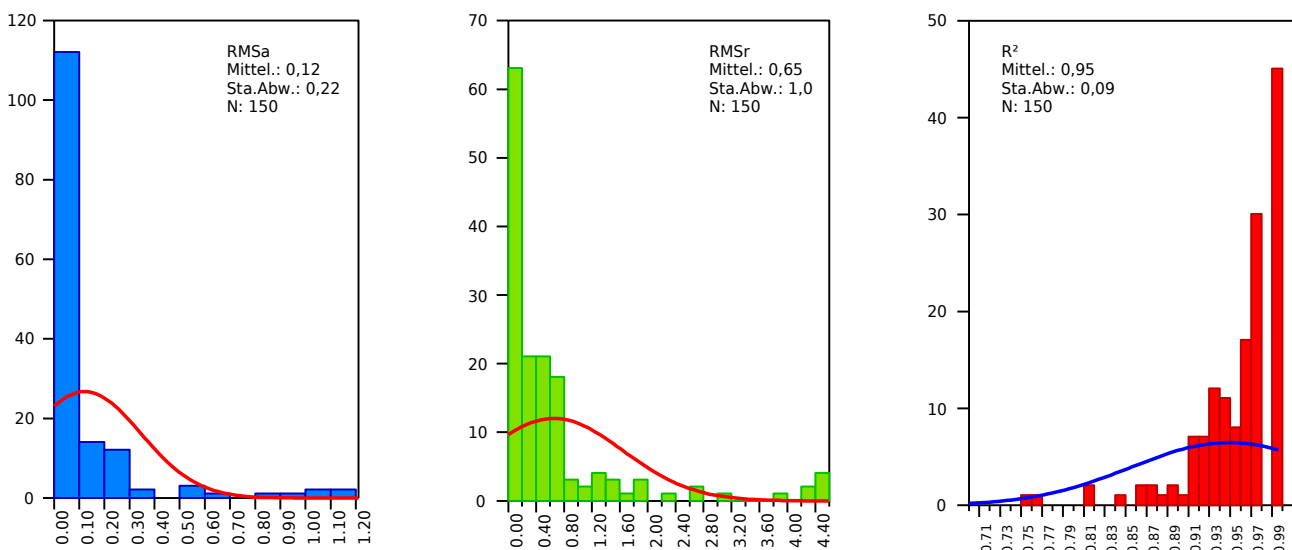


Abbildung 32: Histogramme der Gütemaße der durchgeführten Kurvenanpassungen mit der zugehörigen Normalverteilungskurve

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die vorgeschlagene Funktion (Gleichung 7) die gemessenen Feuchtekurven in den meisten Fällen sehr gut abbilden kann. Dies gilt für sehr unterschiedliche Böden, die im Zusammenhang mit der jeweiligen Nutzung recht unterschiedliche Bodeneigenschaften besitzen und auch sehr unterschiedliche Freisetzungsraten (s.u.) aufweisen. Berücksichtigt werden muss immer die vom Ideal abweichende Messung, die sich letztendlich nur methodisch erklären läßt. Daß einige Messungen den Charakter von Fehlmessungen haben, ist an den dargestellten Histogrammen abzulesen. Die meisten Messungen zeigen eine gute Übereinstimmung mit einer angenommenen Idealform, einige weichen aber auch stark davon ab. Diese starken Abweichungen, die sich in den Histogrammen auf den anfallenden Ast der

Normalverteilungskurve zeigen, müssen als untypische bzw. Fehl- oder Falschmessungen interpretiert werden, bei denen die Prämissen für eine Parametrisierung des Zusammenhangs zwischen Bodenfeuchte und Freisetzungsrate nicht erfüllt sind bzw. aus technischen Gründen kein ordentlicher Messverlauf stattgefunden hat.

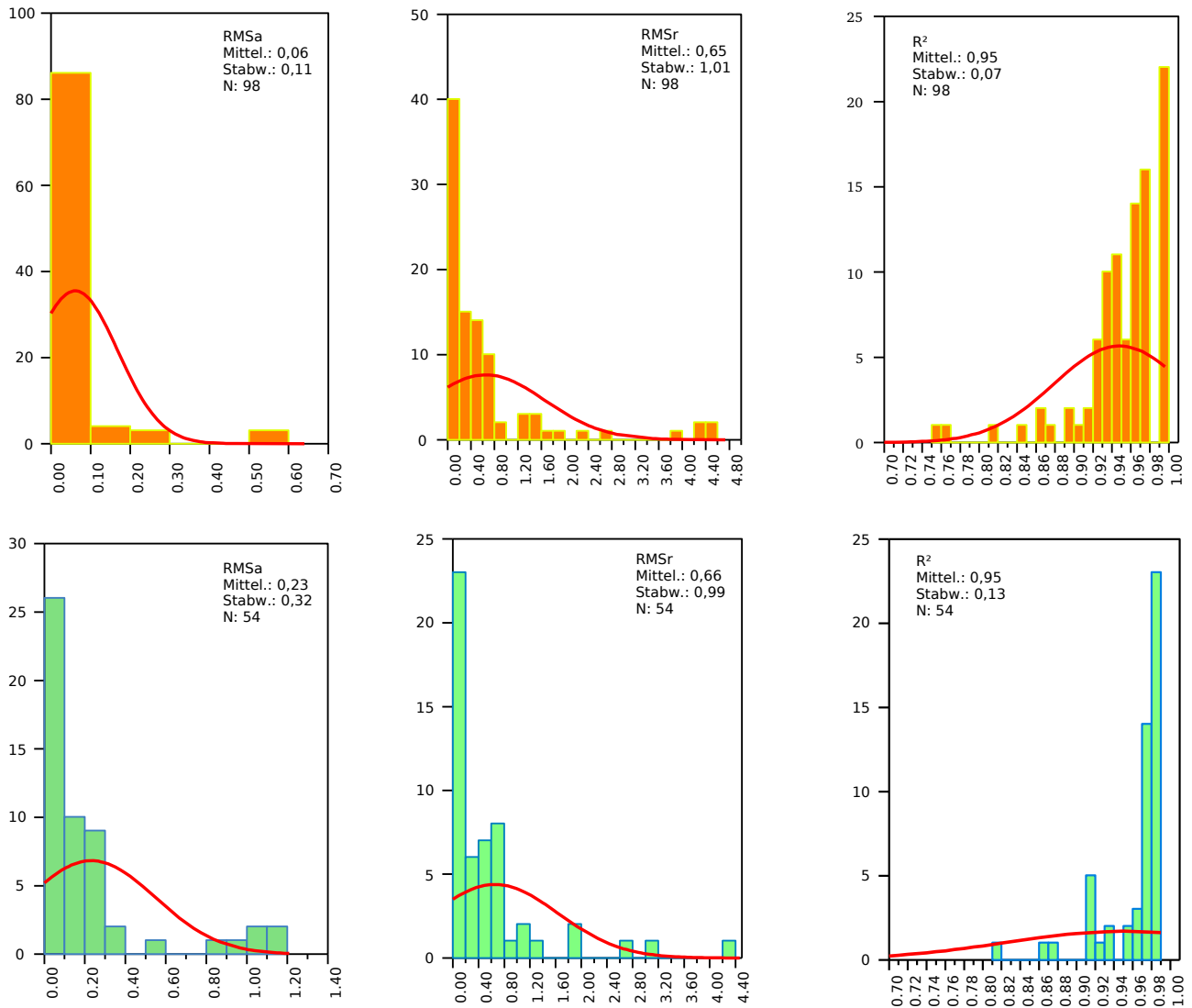


Abbildung 33: Fehlerverteilung der Kurvenanpassungen für unterschiedliche Nutzungen.

Oben sind die Histogramme der acker- und weinbaulichen, unten der wiesen- und waldwirtschaftlichen Nutzungen dargestellt.

Durch die durchgeführten Kurvenanpassungen ist die Eignung der Funktion als Idealtyp für den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Freisetzungsrate gezeigt. Als Idealtyp wird hier der wahrscheinlichste Verlauf einer Trocknungskurve verstanden, wie er statistisch nachgewiesen werden kann. Die Funktion mit passenden Parameterwerten kann die gemessene Trocknungskurve zufriedenstellend ersetzen. Die Ableitung der Parameter aus den in den Messungen gefundenen Stützpunkten ist hier noch nicht gezeigt. Kurvenanpassungen durch Parametervariation führt zwar im angewandten Fall zu einer Minimierung der Abstände zwischen Kurvenfunktion und Messwerten, da aber die Messwerte nicht immer einen idealtypischen Verlauf zeigen, kann die optimierte Funktion

die Messkurve nicht immer vollständig abbilden. Eine weitere Möglichkeit der Kurvenanpassung ist die Schätzung, bzw. das Ablesen der Kurvenstützpunkte an den gemessenen Trocknungskurven. Hieraus können die Kurvenparameter dann abgeleitet werden (siehe Abbildung 34).

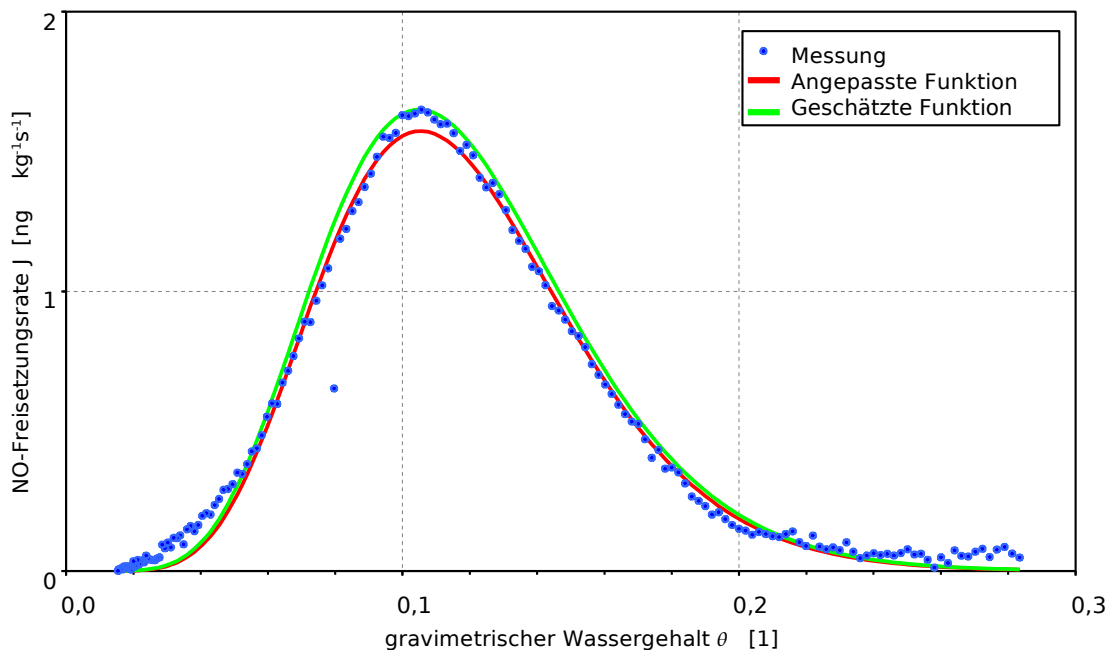


Abbildung 34: Vergleich zwischen angepasster Funktion durch Parameteroptimierung und geschätzter Funktion durch Ableiten aus den Kurvenstützpunkten.

Die algorithmisch angepasste Funktion zeigt insgesamt eine bessere Anpassung an die gemessenen Werte, da die Parameter auf die minimale Quadratsumme der Abstände optimiert ist. Die geschätzte Funktion aus den Kurvenstützpunkten besitzt zwar insgesamt ein höheres Fehlermaß, kann aber wichtige Kurvenstützpunkte, wie hier das Kurvenmaximum, besser abbilden.

Naturgemäß fallen die Fehlermaße für die somit gewonnen Feuchtefunktionen höher aus als die der durch Parameteroptimierung gewonnenen Feuchtefunktionen. Allerdings können durch die Parameterschätzung anhand der Kurvenstützpunkte eben diese Stützpunkte zum Teil besser abgebildet werden (siehe Abbildung 35).

Die Abschätzung der Kurvenstützpunkte erfolgt anhand der gemessenen Feuchtekurve. Das Kurvenmaximum kann in den meisten Fällen direkt aus dem gemessenen Kurvenverlauf abgelesen werden, da die Messpunkte dicht genug beieinander liegen. Für den oberen Feuchtepunkt ist dies aus methodischen Gründen (siehe Kapitel 3) nicht immer möglich. Ist dies der Fall, so wird ein oberer Feuchtepunkt geschätzt und die Feuchtefunktion damit errechnet. Dieser geschätzte Wert wird dann solange leicht verändert, bis die Funktion möglichst gut an der Feuchtekurve anliegt. Als konstant wird das Verhältnis J_{opt}/J_{upp} gesetzt, für das sich bei Kurvenverläufen, die sich mehr oder weniger durch die Idealform auszeichnen, ein Wert von 100 als die beste Lösung ergibt. Die geschätzte Feuchtefunktion stellt somit eine subjektiv optimale Repräsentation der gemessenen Feuchtekurve dar, die darüber hinaus auch eine Interpolation des oberen

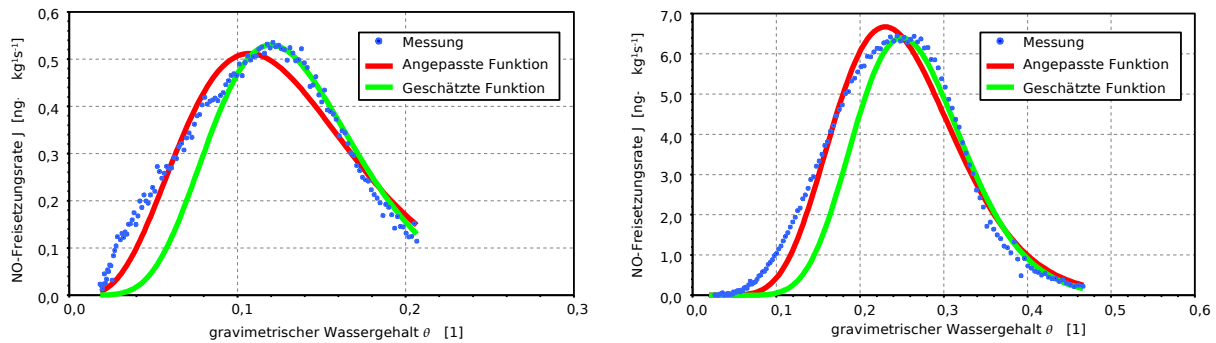


Abbildung 35: Beispiele zweier durch Funktionen ersetzte Messkurven.

Linkes Diagramm: Die durch algorithmische Parameteroptimierung gewonnene Funktion weicht stark vom gemessenen Freisetzungsmaximum ab, bildet aber den Messverlauf unterhalb der optimalen Bodenfeuchte gut ab. Die Freisetzungsraten unterhalb der optimalen Bodenfeuchten zeigen in diesem Beispiel einen untypischen Verlauf. Die geschätzte Funktion bildet das gemessene Maximum gut ab, und zeigt oberhalb der optimalen Bodenfeuchte einen angepassteren Verlauf.

Rechtes Diagramm: Ähnliches gilt hier bezüglich des Freisetzungsmaximums. Beide Funktionen bilden den Verlauf der Freisetzungsraten oberhalb der optimalen Bodenfeuchte gut ab, insbesondere der obere Feuchtepunkt der Freisetzung wird gut dargestellt

Feuchtepunktes ergibt. Die geschätzte Funktion ist die geeignetere Idealform der Feuchtekurve, da sie die wichtigen Stützpunkte der Feuchtekurve in den meisten Fällen besser abbilden kann. Die Fehlermaße, wie sie für die die algorithmisch angepasste Funktion oben dargestellt sind, fallen hier etwas höher aus, sind aber ähnlich in der Verteilung. Im Folgendem wird diese Funktion für die weitere Diskussion verwendet.

6.1.2 Streuung der Kurvenstützpunkte

Bisher sind die durchgeführten Austrocknungsversuche als unabhängige Proben einer Gesamtheit von 150 Versuchen betrachtet, um einen generalisierten Zusammenhang zwischen gravimetrischer Bodenfeuchte und Freisetzungsraten ableiten zu können. Im weiteren werden die drei Wiederholungen des Austrocknungsversuches für jede der 59 Bodenproben im Mittel mit der zugehörigen Standardabweichung betrachtet. Als Kurvenstützpunkte werden die mit Hilfe der geschätzten Feuchtekurve ermittelten Werte optimale und obere gravimetrische Bodenfeuchte mit den jeweiligen Freisetzungsraten verstanden. Sinnvollerweise sind die Böden gleicher Nutzung zusammengefasst, da diese auch immer parallel geprobt und gemessen sind.

Dargestellt sind die ermittelten Werte und Streuungen (Standardabweichungen) bezüglich der Kurvenstützpunkte der zu einem bestimmten Zeitpunkt genommenen Bodenproben, die je drei mal gemessen sind. Dargestellt sind auch die Streuungen der zu unterschiedlichen Zeitpunkten genommenen Bodenproben des gleichen Standortes. Im Vordergrund steht die Beschreibung der durch die Auswertung der gemessenen Daten gewonnenen Charakteristiken. Es kann hier erkannt werden, wie gut die Messungen innerhalb einer Beprobung reproduziert werden können. Des weiteren können Unterschiede bei wiederholter Beprobung erkannt werden. Die mögliche Erklärung der

Streuung der durchgeführten Messungen soll weiter unten erfolgen.

6.1.2.1 Ackerbaulich genutzte Böden

In Abbildung 36 sind die ermittelten optimalen gravimetrischen Feuchtepunkte der ackerbaulich genutzten Böden dargestellt, deren Standorte im Jahresverlauf drei mal beprobt sind. Generell gilt bei den Ackerböden, daß die gemessenen Feuchtekurven der Idealform recht nahe kommen und die abgeleiteten Feuchtefunktionen mit den zugehörigen Stützpunkten eine sehr gute Repräsentation des Zusammenhanges zwischen Bodenfeuchte und Freisetzungsraten ergeben. Die meisten gemessenen Proben weisen eine optimale gravimetrische Bodenfeuchte zwischen 0,1 und 0,15 auf, wobei Werte unter 0,12 am häufigsten auftreten. Die durch die Fehlerbalken dargestellten Standardabweichungen der zum angegebenen Zeitpunkt gemessenen Proben fallen überwiegend recht gering aus, was eine gute Reproduzierbarkeit der Messungen zeigt. Die jahreszeitlichen Schwankungen der einzelnen Standorte bezüglich der optimalen Bodenfeuchte fällt unterschiedlich aus. Auffällig ist jedoch bei den meisten Standorten, daß die Juniprobe gegenüber den zu den anderen Zeitpunkten genommenen Proben eine etwas höher gelegene optimale Bodenfeuchte aufweist. Auch die Augustprobe zeigt häufig einen etwas höheren Wert als die Märzprobe. Zwei Proben (2428 und 2728) weisen deutlich höhere Werte auf, wobei es sich hier wiederum um die Juniprobe handelt.

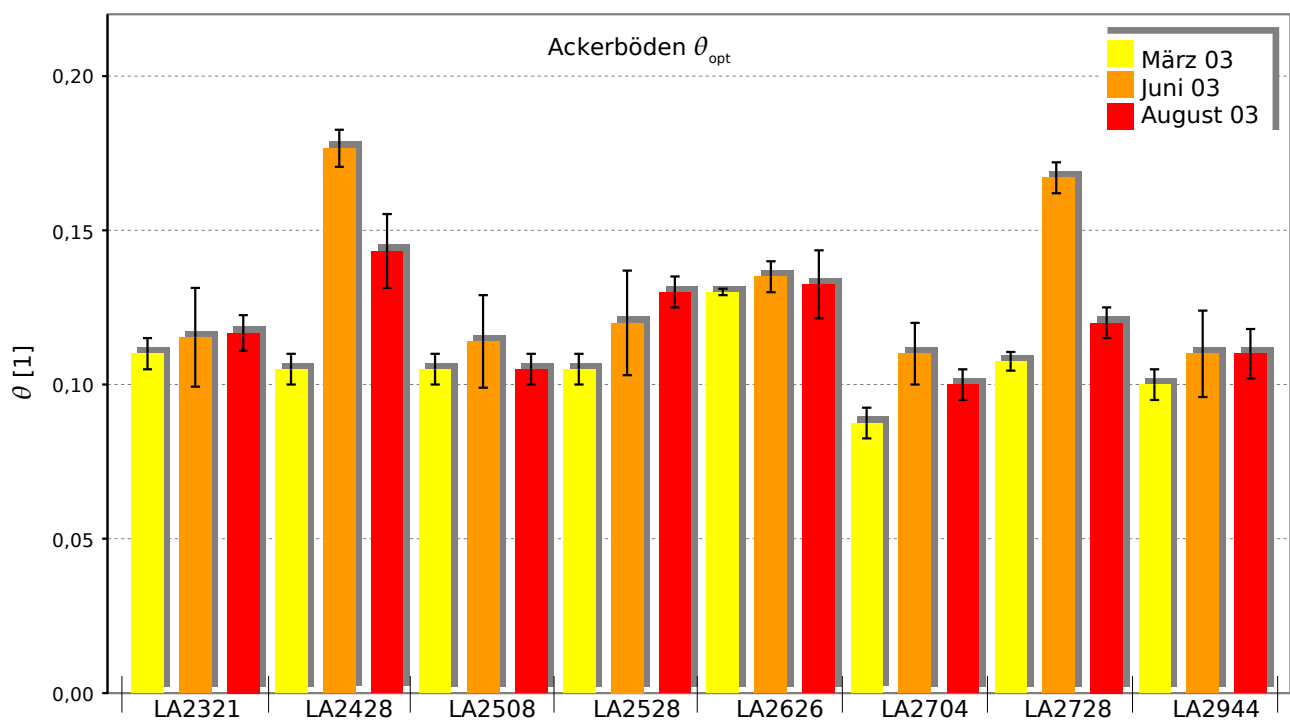


Abbildung 36: Die Streuung der optimalen Bodenfeuchte für die Ackerböden.

Die untere Achse markiert die verschiedenen Standorte, die jeweils im März, Juni und August geprobt sind. Die Fehlerbalken stellen die Standardabweichungen dar.

In Abbildung 37 sind die jeweils gemessenen Freisetzungsraten am optimalen Feuchtepunkt der Proben dargestellt. Es zeigen sich allgemein recht niedrige

Freisetzungsraten von um $1 \text{ ng kg}^{-1}\text{s}^{-1}$, eine Ausnahme bildet nur der Standort 2626, dessen März- und Juniprobe wesentlich höhere Werte aufweisen. Auffällig ist auch ein gewisser Zusammenhang zwischen der Höhe der Freisetzungsrates und den zugehörigen Standardabweichungen für die einzelnen Proben. Generell ist die Streuung der maximalen Freisetzungsrates höher als beispielsweise die der optimalen Bodenfeuchte. Dies erklärt sich dadurch, daß es sich bei der Freisetzungsrates um einen Prozeß, und nicht wie die Feuchtepunkte um eine Zustandsgrößen handelt.

Da für die meisten Proben die Freisetzungsrates stärkere Streuungen zeigt als die optimale Bodenfeuchte, kann hier schon erkannt werden, daß es keinen direkten Zusammenhang zwischen der optimalen Bodenfeuchte und der maximalen Freisetzungsrates gibt. Dies bedeutet genauer, daß trotz recht starker Streuung der maximalen Freisetzungsrates die optimale Bodenfeuchte für jede Bodenprobe ein konstanter Wert zu sein scheint. Eine genauere Analyse ist in Kapitel 6.2 gegeben.

Im Gegensatz zur optimalen Bodenfeuchte zeigt sich bei der jahreszeitlichen Variation keine einheitliches Muster. Lediglich die Juniprobe vieler Standorte zeigt im Vergleich zu den anderen Zeitpunkten eine etwas geringere maximale Freisetzungsrates.

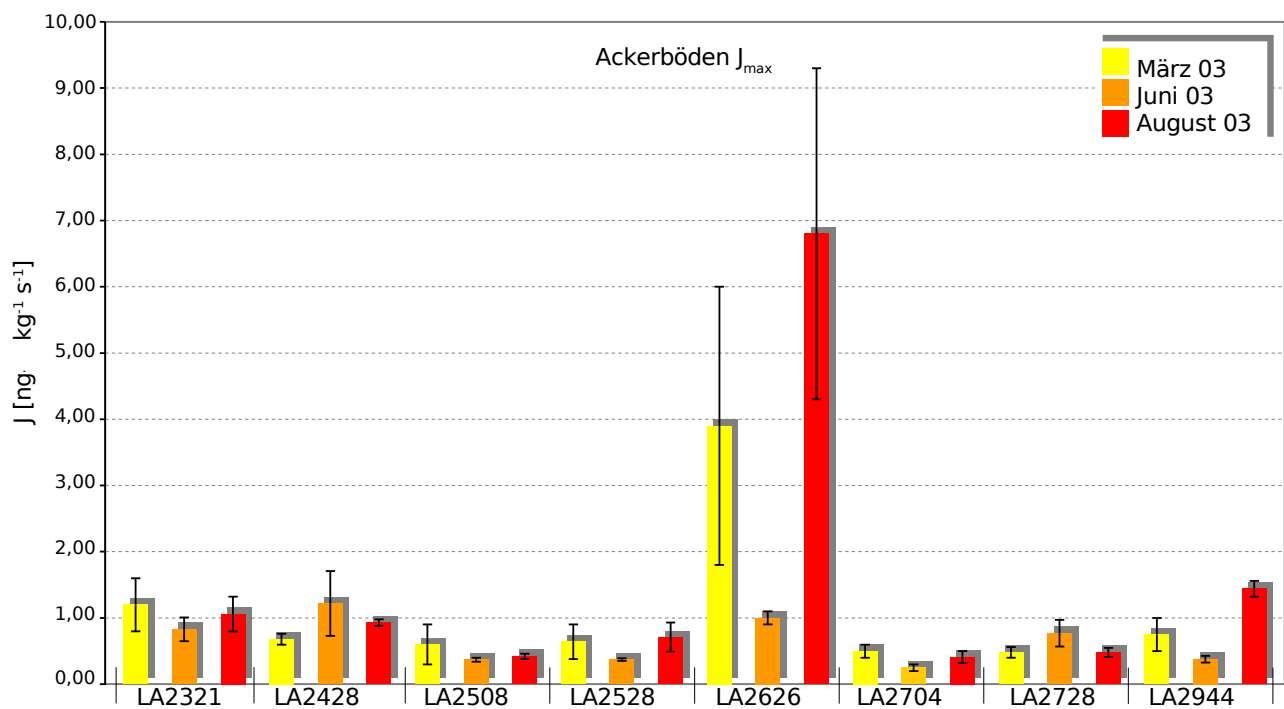


Abbildung 37: Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte für die Ackerböden

Ein weiterer charakteristischer Feuchtepunkt, der obere Feuchtepunkt, ist in seiner Streuung in Abbildung 38 dargestellt. Häufig finden sich bei allen Proben Werte zwischen 0,3 und 0,4, höhere Werte bilden die Ausnahme. Die Streuung zwischen den einzelnen Proben ist deutlicher ausgeprägt als bei der optimalen Bodenfeuchte, innerhalb einer Beprobung fällt sie geringer aus. In den meisten Fällen zeigt die Juniprobe die höchsten Werte. Dies läßt bereits einen Zusammenhang zwischen optimaler und oberer

Bodenfeuchte erkennen.

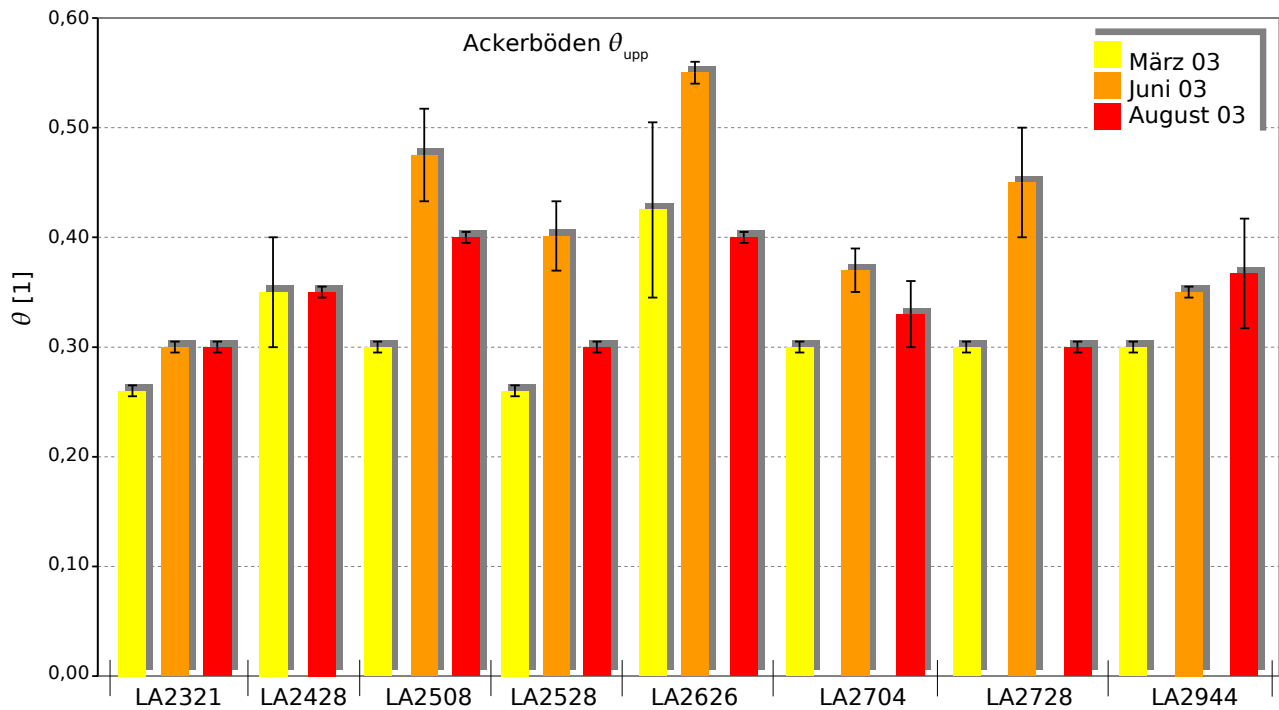


Abbildung 38: Streuung der oberen gravimetrischen Bodenfeuchte für die Ackerböden.

Für den Standort 2428 konnte aufgrund unzureichender Messergebnisse für die Juniprobe keine obere Bodenfeuchte ermittelt werden.

Generell kann erkannt werden, daß insbesondere die charakteristischen Bodenfeuchtwerte der einzelnen Probenstandorte jahreszeitlich stärker schwanken als die einzelnen Standorte untereinander. Dies bedeutet für die ackerbaulich genutzten Böden, daß der Standort bzw. die Standortbedingungen die Unterschiede zwischen den Proben alleine nicht erklären können.

6.1.2.2 Weinbaulich genutzte Böden

Die weinbaulich genutzten Böden zeigen bezüglich der optimalen gravimetrischen Bodenfeuchte ähnliche Werte wie die ackerbaulich genutzten Böden (Abbildung 39). Allerdings finden sich hier häufig Werte um 0,1 und fast alle Werte liegen unter 0,12. Die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse für jede Probe ist generell gut, d.h. die durch die Fehlerbalken dargestellten Standardabweichungen der Wiederholungsmessungen fallen gering aus. Ausnahmen bilden die Märzproben der Standorte 4213 und 4920. Bei der jahreszeitlichen Streuung bei den einzelnen Standorten zeigt sich häufig, daß die Oktoberprobe gegenüber der Märzprobe eine höhere optimale Bodenfeuchte aufweist.

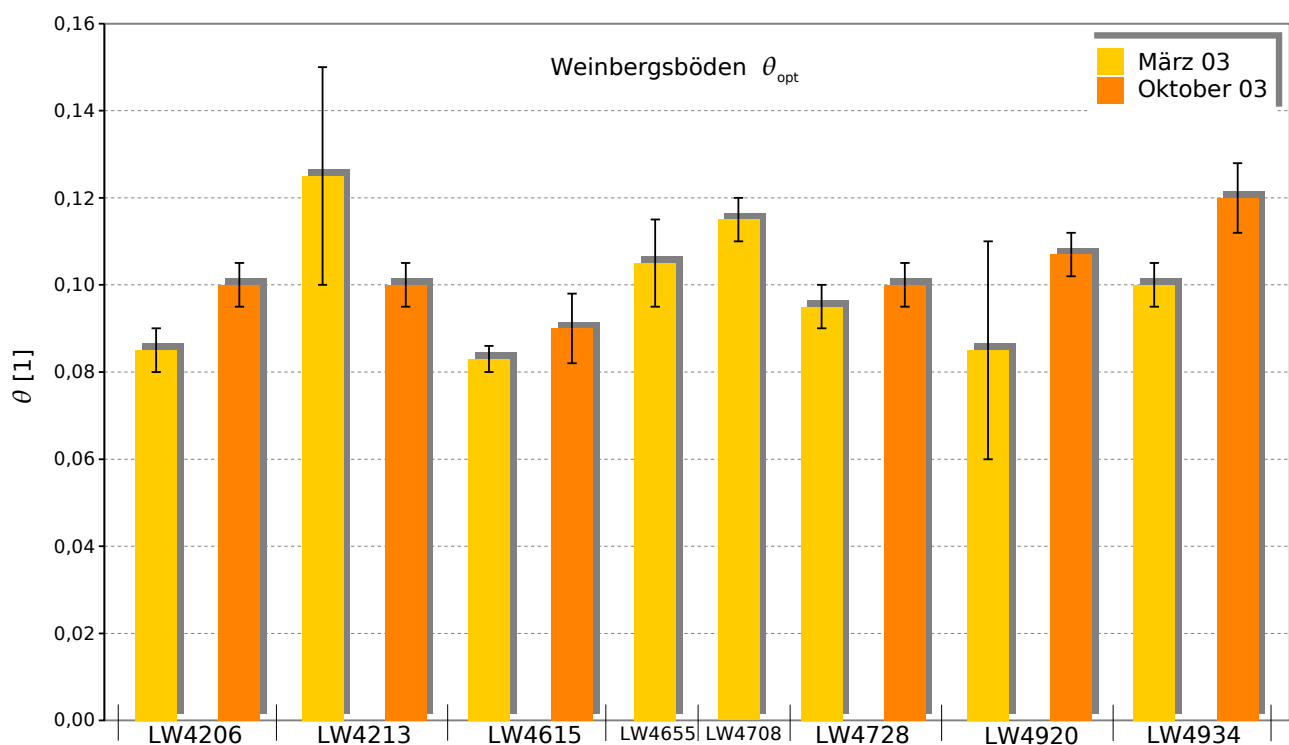


Abbildung 39: Optimale gravimetrische Bodenfeuchten der weinbaulich genutzten Böden.

Alle Standorte sind bis auf 4655 und 4708 zweimal im Jahresverlauf beprobt und gemessen

Die entsprechenden gemessenen Freisetzungsraten bei der optimalen Bodenfeuchte sind in Abbildung 40 dargestellt. Die Freisetzungsraten sind ähnlich hoch wie die der ackerbaulich genutzten Böden, überwiegend liegen sie unter $1 \text{ ng kg}^{-1}\text{s}^{-1}$. Es zeigen sich insgesamt höhere Werte bei der Standardabweichung bezüglich der Freisetzung als bei den ackerbaulich genutzten Böden. Die Streuung der bei optimaler Bodenfeuchte gemessenen Freisetzungsraten ist wesentlich höher als die Streuung der optimalen Bodenfeuchte der gleichen Probe. Dies gibt einen deutlichen Hinweis darauf, daß es keinen Zusammenhang zwischen optimaler Bodenfeuchte und zugehöriger Freisetzungsraten gibt, wie es sich bei den ackerbaulich genutzten Böden gezeigt hat.

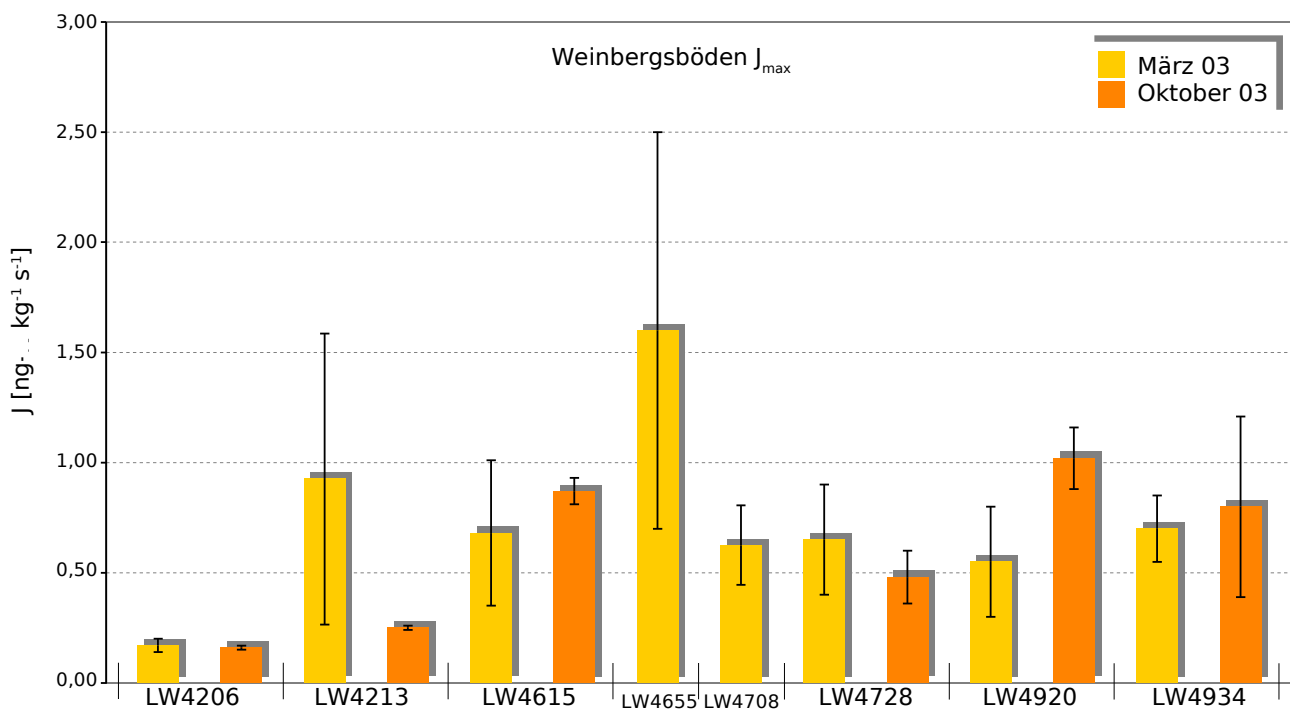


Abbildung 40: Die gemessenen Freisetzungsraten bei optimaler Bodenfeuchte für die weinbaulich genutzten Standorte

Die Werte für die obere Bodenfeuchte für die einzelnen Weinbergsproben (Abbildung 41) liegen insgesamt niedriger als diejenigen der ackerbaulich genutzten Böden. Die meisten Werte liegen auch hier zwischen 0,3 und 0,4, darüber befindet sich keine der Proben. Bei allen Proben, die im Jahresverlauf zweimal gemessen sind, ist die obere Bodenfeuchte der Oktoberprobe höher als die der Märzprobe. Die Differenz kann, wie im Fall des Standortes 4615, bis zu 10 % betragen, auch die anderen Standorte zeigen signifikante Unterschiede. Es zeigt sich hier - deutlicher als bei den ackerbaulich genutzten Böden - ein Zusammenhang zwischen optimaler und der oberen Bodenfeuchte.

Insgesamt betrachtet finden sich bei acker- und weinbaulich genutzten Böden recht ähnliche Werte bezüglich der Feuchtecharakteristik als auch der maximalen Freisetzungsraten. Die Böden sind nicht nur in dieser Hinsicht verwandt, auch die Bewirtschaftung und die Bodeneigenschaften – insbesondere die Bodenreaktion und der Humusgehalt – zeigen Ähnlichkeiten. Unterschiede beider Nutzungen finden sich vor allem bezüglich der Düngergaben, die bei den ackerbaulich genutzten Standorten wesentlich stärker und häufiger stattfinden. Es ist wohl schon an diesem Punkt gerechtfertigt, bei Nutzungen bezüglich ihrer Freisetzungseigenschaften als ähnlich zu bezeichnen. Inwieweit sie sich von den anderen Nutzungen unterscheiden wird im weiteren diskutiert.

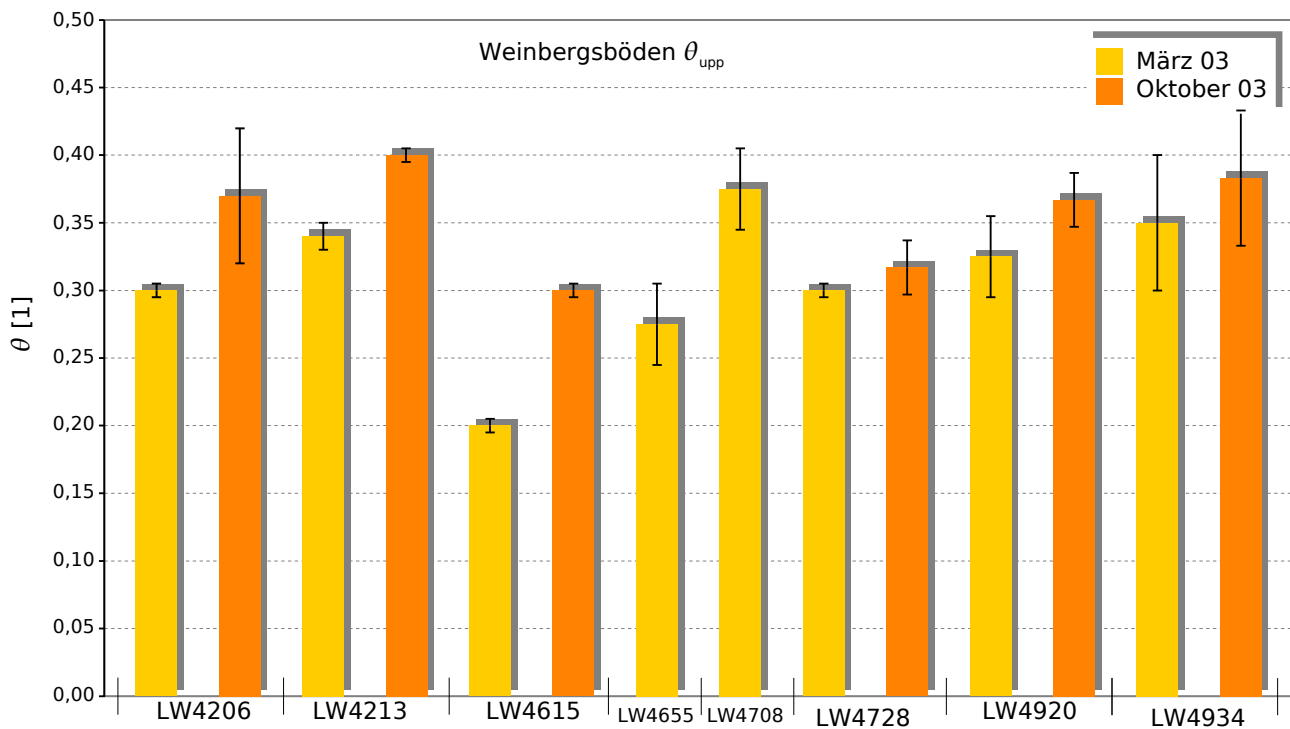


Abbildung 41: Obere Bodenfeuchte der gemessenen Weinbergsböden

6.1.2.3 Grünlandböden

Die als Grünland genutzten Böden sind nur einmal beprobt, es kann somit kein jahreszeitlicher Unterschied erfasst werden, Die einmalige Beprobung ist insofern berechtigt, da sich die nur zu Zwecken des Naturschutzes und der Bejagung gemähten Flächen um extensiv genutzten Böden handelt. Es kann aber auf jeden Fall ein Standortunterschied bzw. ein Nutzungsunterschied für die gemessenen Parameter erkannt werden, wie für die in Abbildung 42 dargestellte optimale Bodenfeuchte. Die Werte liegen etwa im Bereich von 0,15 bis 0,25, wobei Werte über 0,2 am häufigsten sind. Die beiden auf der Fläche 31 genommenen Proben unterscheiden sich von den anderen Standorten und liegen in ihrem Wert nahe an den vorher besprochenen landwirtschaftlichen Standorten. Die anderen Standorte unterscheiden sich bezüglich der optimalen Bodenfeuchte deutlich von den landwirtschaftlichen Standorten, die selten Werte über 0,15 zeigen. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der oberen Bodenfeuchte (Abbildung 43), wobei hier auch wieder ein Zusammenhang mit der optimalen Bodenfeuchte erkannt werden kann. Die beiden Standorte der Fläche 31 liegen hier im Bereich der landwirtschaftlichen Böden bei ca. 0,3. Die anderen beprobten Standorte heben sich demgegenüber erneut ab, es werden Werte von 0,45 bis 0,5 gemessen. Die Proben der Flächen 32 bis 39 sind sich in ihrer Feuchtecharakteristik recht ähnlich, d.h. sie zeigen eine geringere Streuung als die landwirtschaftlichen Böden. Die Standardabweichungen der einzelnen Messungen der beiden Feuchtepunkte fällt gering aus, die Messungen zeigen eine gute Reproduzierbarkeit.

Ganz anders sieht es bei den Freisetzungsraten bei optimaler Bodenfeuchte für die einzelnen Proben und Standorte aus (Abbildung 44). Die Standardabweichung fällt hier bei einigen Proben recht hoch aus. Dies sind die Proben, die die höchsten Freisetzungsraten aufweisen. Die Freisetzungsraten zeigen insgesamt wesentlich höhere Werte als die acker- und weinbaulich genutzten Proben. Bemerkenswerterweise besitzen die beiden Proben der Fläche 31, die die geringste optimale und obere Bodenfeuchte aufweisen, die höchsten Werte.

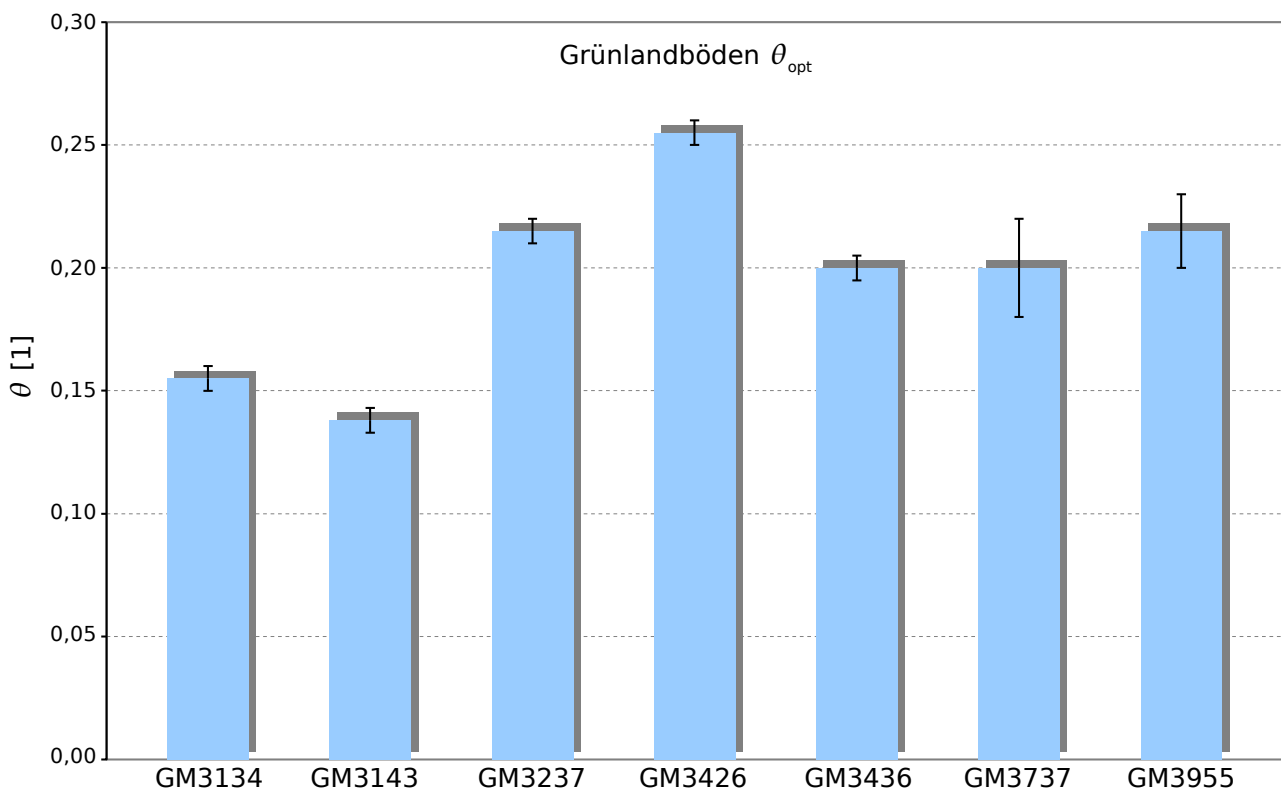


Abbildung 42: Die optimale Bodenfeuchte der gemessenen Grünlandböden

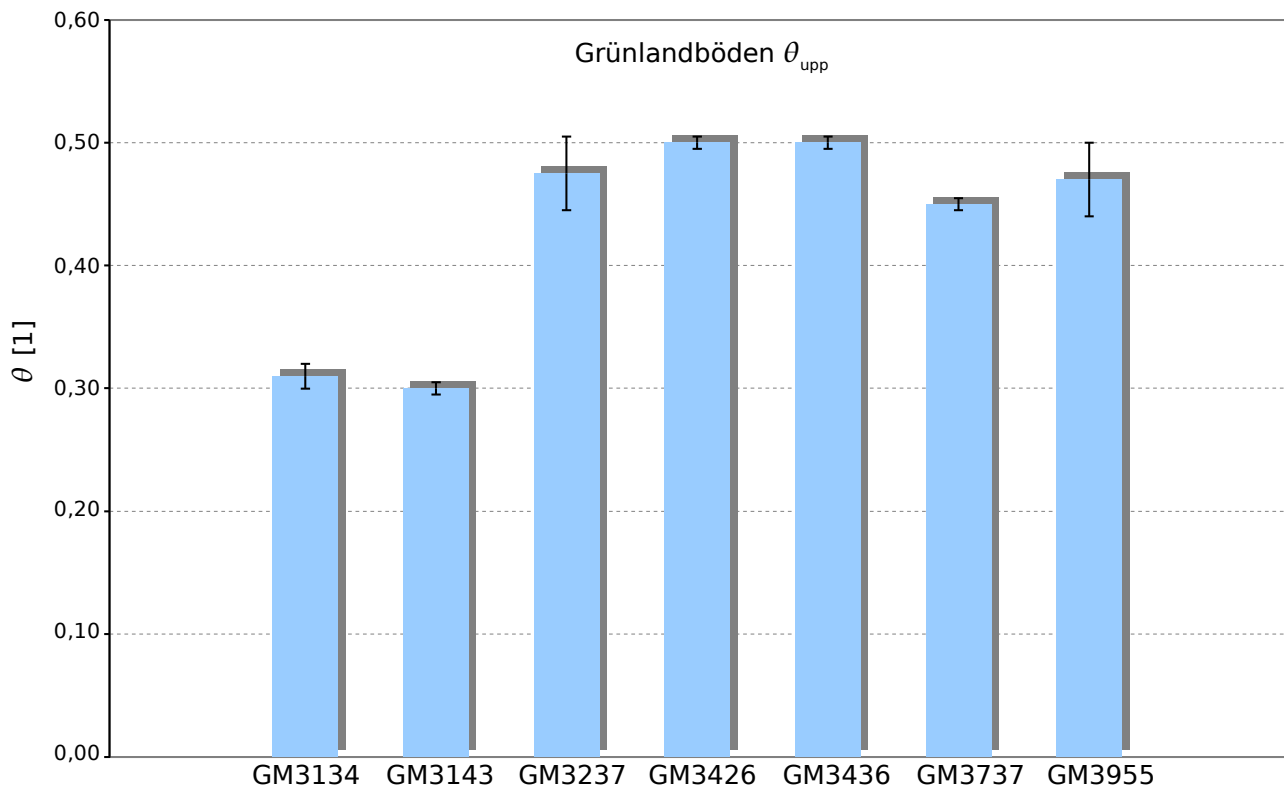


Abbildung 43: Die obere Bodenfeuchte der gemessenen Grünlandböden

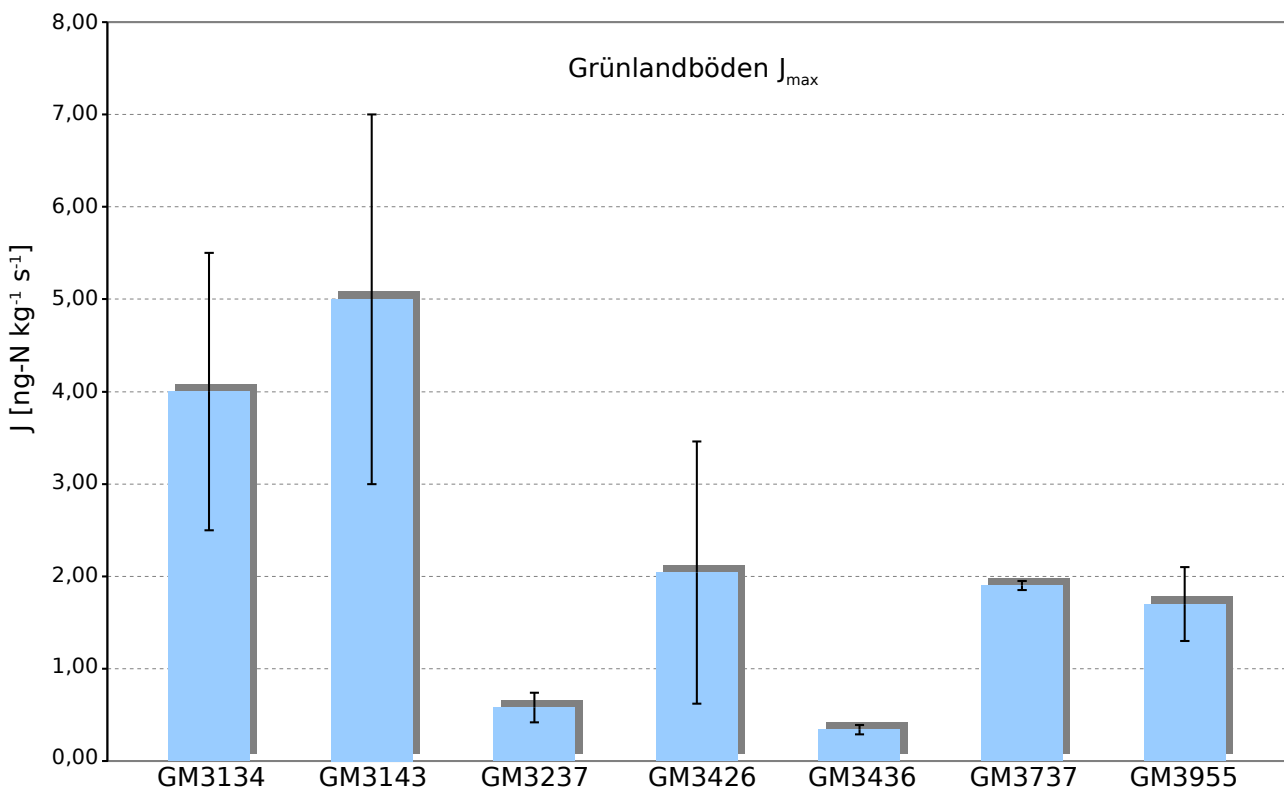


Abbildung 44: Die bei der optimalen Bodenfeuchte gemessenen Freisetzungsraten für die Grünlandböden

6.1.3 Forstwirtschaftlich genutzte Böden

Die letzte darzustellende Gruppe der Böden sind die forstwirtschaftlich genutzten Standorte, deren optimale Bodenfeuchte in Abbildung 45 abgebildet ist.

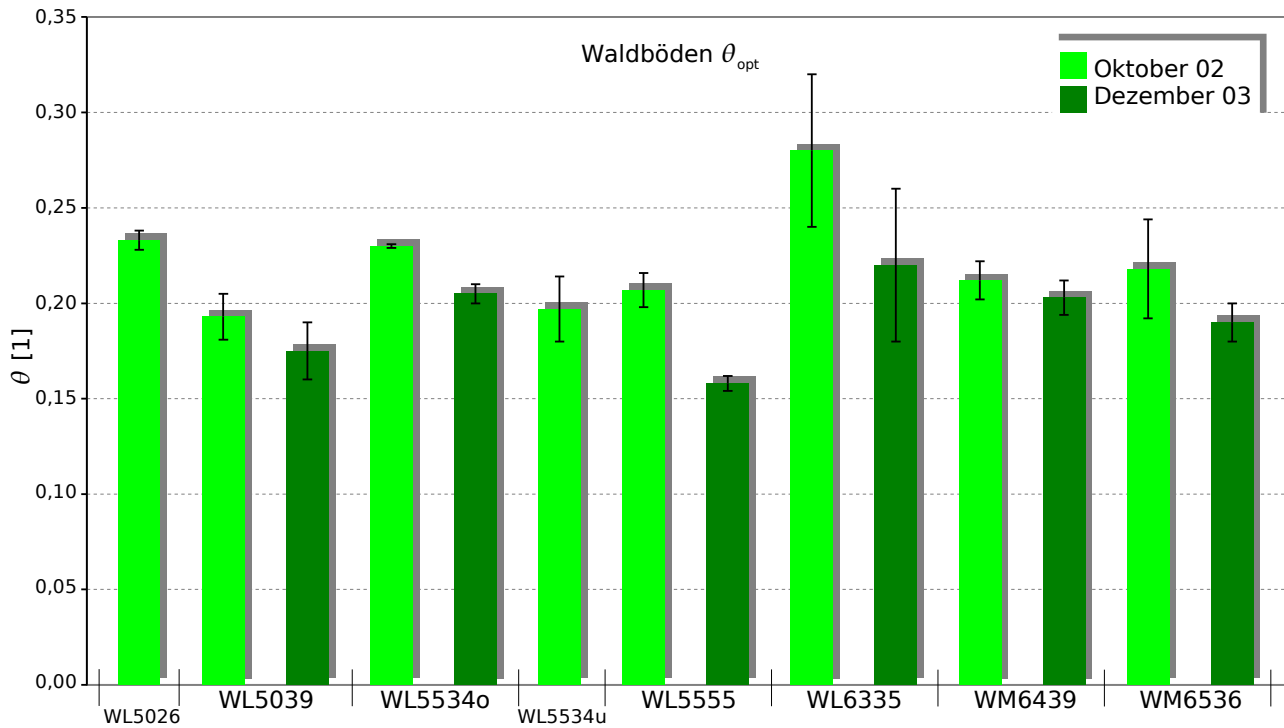


Abbildung 45: Optimale Bodenfeuchten der forstwirtschaftlich genutzten Böden.

Nicht alle Standorte sind zweimal beprobt. Standort 5026 und 5534u sind nur einfach beprobt.

Die gemessenen Werte liegen recht dicht zusammen, die meisten Proben zeigen Werte um 0,2. Die geringste optimale Bodenfeuchte liegt bei ca. 0,16, die höchste bei ca. 0,28. Die Werte liegen somit über denen der acker- und weinbaulich genutzten Böden, ähneln aber denen der als Grünland genutzten Böden. Die Standardabweichungen der einzelnen Messungen fällt bei den meisten Proben gering aus, was für die forstwirtschaftlichen Böden ebenfalls eine gute Reproduzierbarkeit bei Wiederholungsmessungen bedeutet. Dort, wo eine wiederholte Beprobung des Standortes durchgeführt ist, zeigt sich, daß alle Oktoberproben einen höheren optimalen Bodenfeuchtepunkt aufweisen als die Dezemberproben. Dieses Bild zeigt sich bei den Ergebnissen für die obere Bodenfeuchte (Abbildung 46) nicht. Hier ist keine Struktur zu erkennen. Die Werte für die obere Bodenfeuchte liegen im Bereich von 0,5 bis 0,8, wobei sich die meisten Werte unterhalb von 0,6 befinden. Die Werte der oberen Bodenfeuchte sind deutlich höher als die der acker- und weinbaulich genutzten Böden und liegen auch oberhalb der als Grünland genutzten Böden. Bezüglich der Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte (Abbildung 47) zeigt sich eine hohe Variabilität der Standorte. Auch die Streuung der Ergebnisse bei der Wiederbeprobung fällt zum Teil hoch aus.

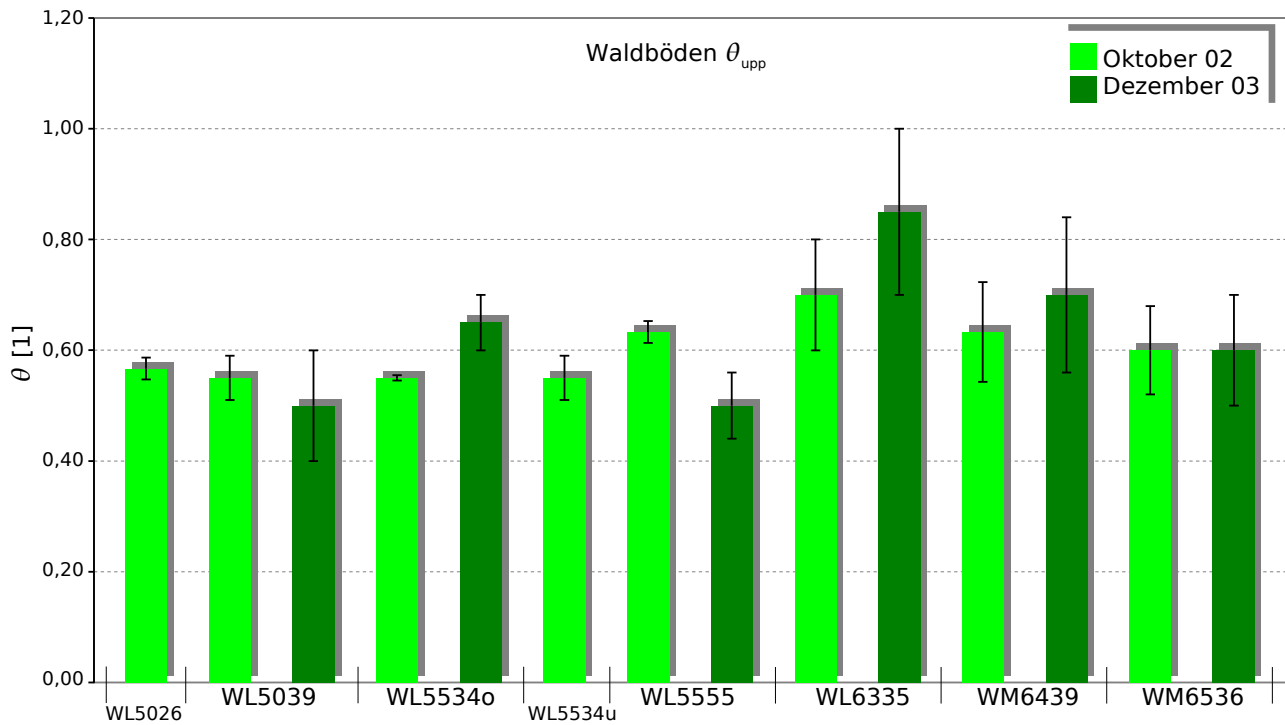


Abbildung 46: Obere Bodenfeuchte der forstwirtschaftlich genutzten Böden.

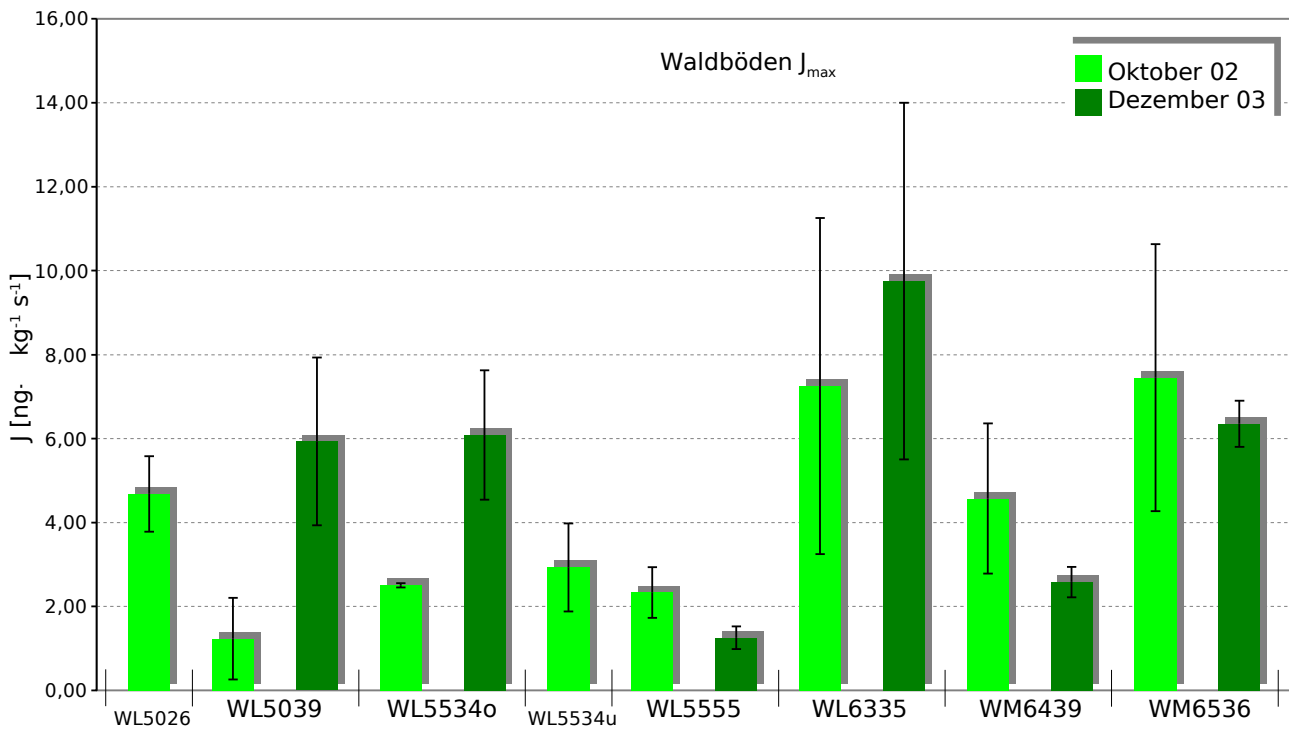


Abbildung 47: Freisetzungsraten der gemessenen Waldböden bei optimaler Bodenfeuchte

Besonders hoch fällt die Standardabweichung vieler Messungen aus, d.h. die Messung der Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte ist nicht gut reproduzierbar. Die Werte für die NO-Freisetzung fallen zum Teil sehr hoch aus, sie liegen deutlich über denen der

acker- und weinbaulich genutzten Böden und in vielen Fällen auch über denen der Grünlandböden.

6.1.4 Organische Auflagen

Bei einigen der waldwirtschaftlich genutzten Standorte sind auch Proben der organischen Auflagen gesammelt und im Austrocknungsversuch gemessen. Da die systematische Beprobung und Messung der organischen Auflagen nicht Teil der Fragestellung ist, sind die Messungen als Ergänzung zu den systematischen Messungen der Mineralböden zu sehen. Die organische Auflage unterscheiden sich in vielen Merkmalen vom mineralischen Bodenhorizont und ist durch andere Parameter zu kennzeichnen, die im Rahmen der Studie nicht gemessen sind. Dazu zählen in erster Linie das C/N-Verhältnis sowie der Lignin- und Zellulosegehalt (HAIDER 1996). Bei der Beprobung ist bei drei der Standorte grob nach O_f (vermoderter Bestandsabfall mit noch erkennbaren pflanzlichen Resten) und O_h (stark zersetzter Bestandsabfall, keine erkennbaren Pflanzenteile, hoher Feinsubstanzanteil) unterschieden. Der O_h -Anteil wird durch Siebung mit einem 4 mm Sieb gewonnen, die verbleibende Fraktion bis 16 mm ergibt den $O_{f/h}$ -Anteil. Die Proben werden direkt nach der Gewinnung im Feld und Sortierung analog den mineralischen mit destilliertem Wasser bis unterhalb der Wassersättigung befeuchtet, und bei 25 °C im Austrocknungsversuch gemessen. Es sind insgesamt sechs Standorte ausgewählt, wobei zwei mit Mischwald und vier mit Laubwald bestockt sind (Tabelle 3).

Bemerkenswert ist der Zusammenhang zwischen gravimetrischen Wassergehalt und Freisetzungsrates, der im Verlauf den Mineralboden gleicht. Die funktionale Beziehung kann entsprechend mit dem gleichen Modell für alle gemessenen Proben gut abgebildet werden (Abbildung 48 und 49 zeigen dies beispielhaft). Auffällig sind auch die hohen maximalen Freisetzungsrates der Humusproben, die die Mineralböden der gleichen Standorte weit übertreffen (Tabelle 3) Da nur wenige Stichproben gemessen und keine Mehrfachmessungen durchgeführt sind, kann keine statistische Aussage über die Ergebnisse gemacht werden. Tendenziell zeigt sich bei den Proben, dass die weniger zersetzten Anteile der organischen Auflage meist eine höhere maximale Freisetzungsrates aufweisen.

Tabelle 3: Ergebnisse der Austrocknungsversuche der organischen Auflagehorizonte

Standort	O_f			$O_{f/h}$		
	J_{\max} [ng kg ⁻¹ s ⁻¹]	θ_{opt} [1]	θ_{upp} [1]	J_{\max} [ng kg ⁻¹ s ⁻¹]	θ_{opt} [1]	θ_{upp} [1]
WL_50_39	43	1,2	4,5	42,6	1,46	3,8
WL_63_36	90	1,8	5,5	155	1,4	4
WM_64_39	17,8	1,6	7	35	0,3	5
WL_55_34	-	-	-	82	0,2	1,4
WM_65_36	-	-	-	21,5	0,35	1,2

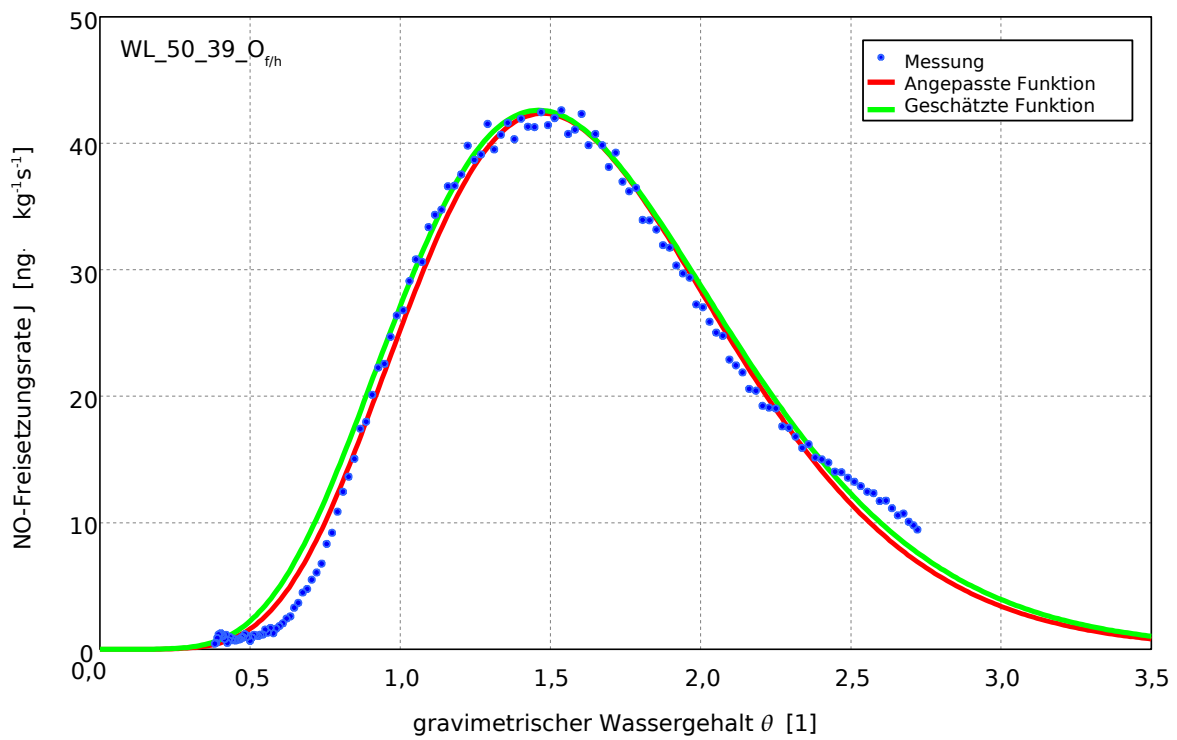


Abbildung 48: Ausgewerteter Austrocknungsversuch für die O_{fh} -Probe des Standortes WL_50_39

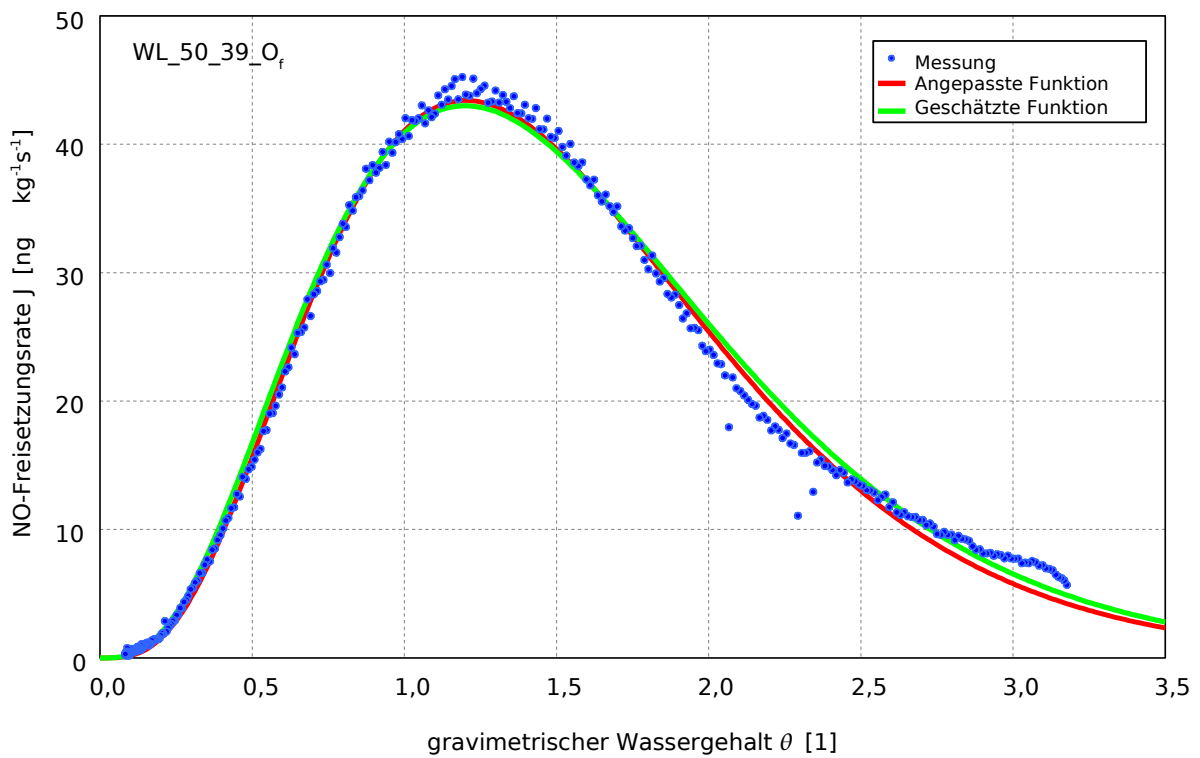


Abbildung 49: Ausgewerteter Austrocknungsversuch für die O_r -Probe des Standortes WL_50_39

6.1.5 Zusammenfassung

Zusammenfassend kann beobachtet werden, daß die acker- und weinbaulich genutzten Böden sich hinsichtlich der optimalen und oberen Bodenfeuchte sowie der Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte sehr ähneln. Oft finden sich optimale Bodenfeuchtwerte um 0,1 und obere Feuchtwerte um 0,3. Davon unterscheiden sich die forstwirtschaftlich genutzten Böden auffallend. Die optimale und obere Bodenfeuchte weist für die meisten Proben höhere Werte auf, auch die Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte sind deutlich höher. Häufig werden hier die doppelten Werte für die beiden charakteristischen Feuchtwerte beobachtet. Die als Grünland genutzten Böden zeigen diesbezüglich ein etwas differenziertes Bild. Vereinfacht beschrieben, liegen sie mit ihren beiden Feuchtpunkten zwischen den acker- bzw. weinbaulich genutzten Böden und den forstwirtschaftlich genutzten Böden. Für die Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte, also für die maximale NO-Freisetzung, zeigt sich ein ähnliches Bild. Die acker- und weinbaulich genutzten Böden sind insbesondere im Vergleich zu den forstwirtschaftlich genutzten Böden relativ emissionsarm, die als Grünland genutzten Flächen liegen mit ihren Werten zwischen den genannten Klassen.

Es ist schon aus der reinen Betrachtung der gemessenen Größen ein Zusammenhang zwischen Landnutzung und Emissionsverhalten bezüglich der Bodenfeuchte erkennbar. Dies erlaubt bereits eine grobe Klassifizierung der Proben nach Nutzung. Da die Nutzung des Bodens in hohem Maße auch wichtige Bodencharakteristiken bestimmt, sollten diese auch die Unterschiede in den Beobachtungen erklären können.

6.2 Statistische Deutung der Stützpunkte anhand der Bodeneigenschaften

Wie im vorherigen Abschnitt erkennbar, zeigen die unterschiedlichen Proben bezüglich der Stützpunkte im Kurvenverlauf zwischen Freisetzungsrates und Bodenfeuchte eine gewisse Typisierung mit der Landnutzung. Die Landnutzung bzw. die Vegetationsbedeckung regelt als distale Kontrollgröße in weitem Umfang wichtige Bodenmerkmale, insbesondere den Humusgehalt, den pH-Wert und die Nährstoffversorgung. Innerhalb einer Nutzung können diese Werte des Bodens, ebenso wie die nicht durch die Nutzung beeinflusste Textur, variieren. Die Bodenmerkmale sollten die beobachteten Unterschiede in den Messungen der einzelnen Böden erklären können. Die betrachteten Bodenmerkmale sind dementsprechend die erklärenden Variablen der hiervon abhängigen Größen optimale und obere Bodenfeuchte, sowie maximale Freisetzungsrates.

Da sich die Stickstoffmineralgehalte im Boden schnell ändern können, sind für die Erklärung der maximalen Freisetzungsrates Wiederholungsmessungen mit genau bekannten Mineralstickstoffgehalten genutzt (siehe Kapitel 3), dementsprechend werden diese Ergebnisse getrennt behandelt.

Zur Erklärung der abhängigen Variablen optimale und obere Feuchtwerte sind alle erfassten Bodenmerkmale herangezogen. Um Zusammenhänge zu erkennen, sind Methoden der schließenden Statistik - die Korrelations- und Regressionsanalyse - verwendet. In der Korrelationsanalyse werden die linearen Zusammenhänge zwischen einzelnen abhängigen und unabhängigen Größen bzw. Variablen untersucht, wobei hier jedoch nicht in abhängig / unabhängig unterschieden wird. Die multiple lineare Regression soll dann aufzeigen, inwieweit die unabhängigen Variablen die einzelnen abhängigen Variablen erklären können. Die Regression stützt sich auf die Ergebnissen der Korrelationsanalyse, ist also dieser nachfolgend.

Die Ergebnisse sind im Folgenden nach optimaler und oberer Bodenfeuchte sowie der maximalen Freisetzungsrates getrennt dargestellt. Dabei wird nochmals nach den unterschiedlichen Nutzungen unterschieden. Zusätzlich ist die statistische Auswertung über alle Messergebnisse durchgeführt. Hierbei ist zu beachten, daß sich einerseits die Anzahl der Fälle für die einzelnen Nutzungen unterscheidet, andererseits auch für einzelne Nutzungen nicht immer alle Variablen für die Auswertung vorhanden sind. Einzelheiten und Erklärungen finden sich in den jeweiligen Abschnitten.

6.2.1 Feuchtecharakteristik

6.2.1.1 Streubereiche der abhängigen und unabhängigen Variablen

Die Feuchtecharakteristik eines Bodens ist gekennzeichnet durch die optimale und obere Bodenfeuchte für die Freisetzung von NO. Dass diese nicht unabhängig von seinen beschreibenden Eigenschaften ist, ist schon in der Auswertung der Austrocknungsversuche erkannt; hier hat sich die Landnutzung als

Unterscheidungsmerkmal abgezeichnet. Innerhalb einer Landnutzungs-kategorie variieren die Charakteristiken z.T. erheblich (Abbildungen 50 und 51), weshalb eine weitere Differenzierung nach Erklärungsvariablen erfolgen muß.

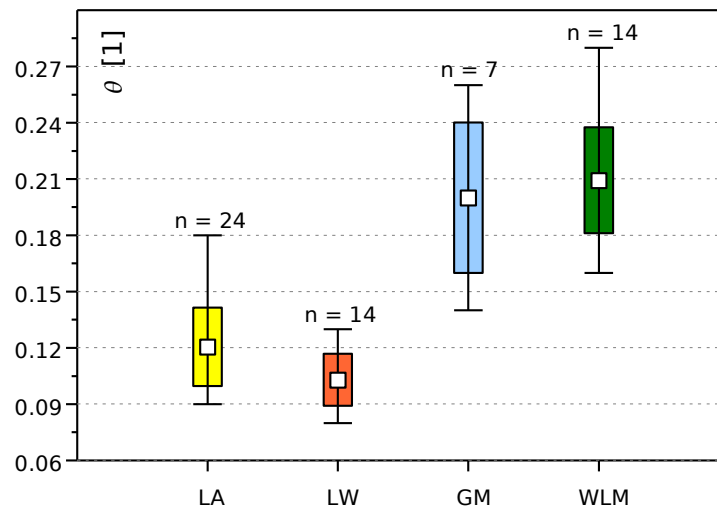


Abbildung 50: Mittelwert (Kästchensymbol), Standardabweichung (farbige Kästchen) und Minimal-/Maximalwerte (Linien) der gemessenen **optimalen** Bodenfeuchten, getrennt nach den einzelnen Landnutzungen.

LA = Ackerböden, LW = Weinbergböden, GM = Grünlandböden, WLM = Waldböden

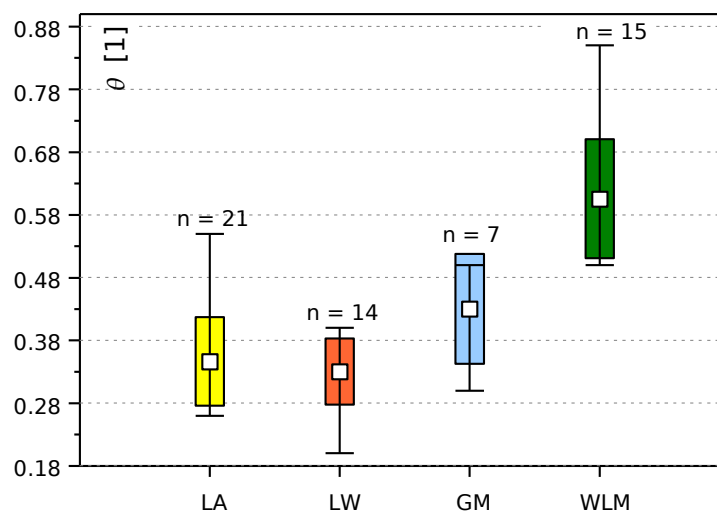


Abbildung 51: Mittelwert, Standardabweichung und Minimal-/Maximalwerte der gemessenen **oberen** Bodenfeuchten, getrennt nach den einzelnen Landnutzungen.

LA = Ackerböden, LW = Weinbergböden, GM = Grünlandböden, WLM = Waldböden

Zu beachten bei den obigen Abbildung ist, daß hier die Standardabweichungen vom errechneten Mittelwert der einzelnen Kenngrößen für jede Klasse dargestellt sind sowie zusätzlich die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte (Spannweite). Für die Korrelations- und die Regressionsanalyse von Bedeutung sind vielmehr die Standardabweichungen, die hier im Folgenden als Streuung bezeichnet werden.

Im Weiteren soll die Streuung der dargestellten Feuchtemaße für jede Klasse getrennt und über alle Klassen mit Hilfe der unabhängigen Variablen erklärt werden. Die abhängigen Größen bzw. deren Varianz kann nur dann hinreichend erklärt werden, wenn die unabhängigen Variablen ebenfalls über eine gewisse Streuung bzw. Varianz verfügen. Die Erklärungsfähigkeit einzelner Variablen ist immer vor diesem Hintergrund zu betrachten, weshalb diese in den folgenden Abbildung einzeln für jede Klasse dargestellt sind (Abbildung 52 - 56).

In Abbildung 52 sind die Stickstoffmineralgehalte der gemessenen Böden dargestellt. Die Grünlandböden sind hier nicht gemessen, da aufgrund des hohen Messaufwandes eine Begrenzung stattfinden musste. Aus diesem Grunde sind die Proben für die Austrocknungsversuche auch nur einmal kurz nach der Beprobung auf ihre Mineralstickstoffgehalte analysiert. Die Beschränkung ist insofern zulässig, da schon bei den Messungen kein Zusammenhang zwischen Bodenfeuchtekenwerten und Nährstoffgehalt zu erkennen ist. Dies folgt aus der Tatsache, daß die Proben in einem gewissen zeitlichen Abstand gemessen sind, während dem sich aufgrund der Nitrifikation ein ständiger Wechsel im Ammonium / Nitrat-Verhältnis vollzieht, der offensichtlich keinen Einfluss auf die Feuchtekenwerte nimmt.

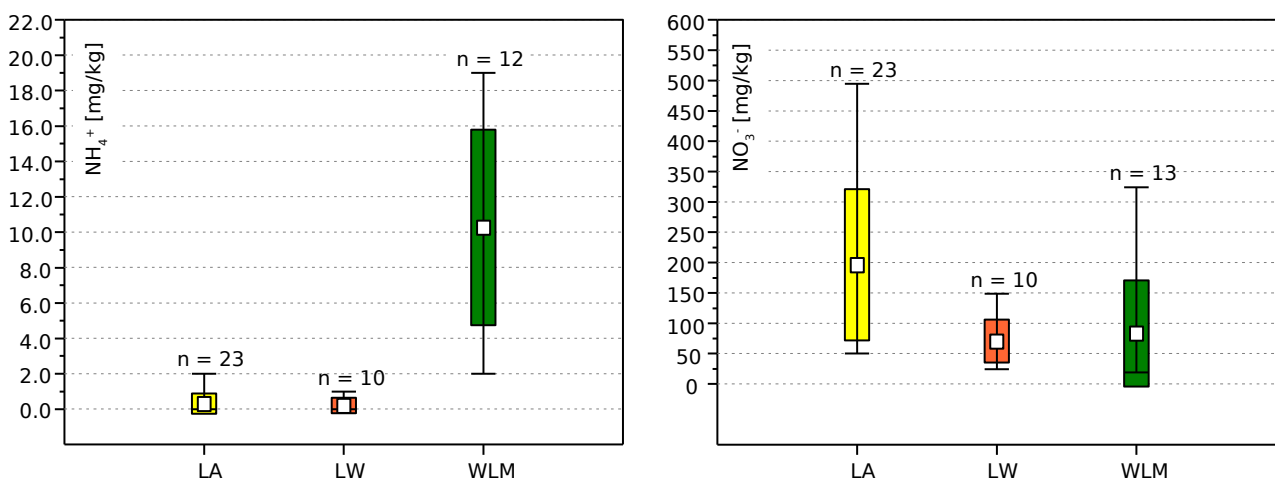


Abbildung 52: Stickstoffmineralgehalte der untersuchten Böden.

Die Fehlerbalken stellen die Standardabweichungen der gemessenen Mittelwerte dar.

Die landwirtschaftlichen Böden besitzen insgesamt einen recht niedrigen Ammoniumgehalt, der speziell bei den weinbaulich genutzten Böden nahe an der Nachweisgrenze liegt. Die forstwirtschaftlich genutzten Böden weisen eine wesentlich höhere Ammoniumversorgung mit im Mittel 10 mg/kg auf, wobei die Streuung bei fast

100 % liegt.

Bei der Nitratversorgung weisen die ackerbaulich genutzten Böden aufgrund der Düngung die höchsten Werte und die größte Streuung auf. Die weinbaulich und forstwirtschaftlich genutzten Böden zeigen im Mittel ähnliche Werte für den Nitratgehalt, wobei die weinbaulichen Böden insgesamt die niedrigste Nährstoffversorgung aufweisen. Zusammenfassend kann für die Nährstoffversorgung beobachtet werden, daß die landwirtschaftlichen Böden ammoniumarm mit sehr geringer Streuung, die Ackerböden aber reichlich mit Nitrat bei hoher Streuung versorgt sind. Die Waldböden zeigen insgesamt eine bessere Nährstoffversorgung vor allem mit Ammonium. Hier zeigt sich auch die höchste Streuung bei der Nährstoffversorgung. Bei den Waldböden können potentiell sowohl der Ammoniumgehalt als auch der Nitratgehalt grundsätzlich gut zur Erklärung der gemessenen Unterschiede bei den abhängigen Variablen beitragen. Bei den landwirtschaftlichen Böden eignet sich hierzu eher der Nitratgehalt der Proben, um Unterschiede bei den abhängigen Variablen zu erklären, der Ammoniumgehalt zeigt hierfür eine zu geringe Streuung.

In Abbildung 53 sind weiterhin der pH-Wert und der Glühverlust der untersuchten Proben in ihrer Streuung dargestellt. Hier zeigen wiederum die acker- und weinbaulich genutzten Proben die größte Ähnlichkeit. Die Ackerböden besitzen die ausgeglichensten Werte mit schwach basischen bis schwach sauren pH, die Weinbergsböden zeigen etwas niedrigere Werte. Gleiches gilt für den Glühverlust, wobei die Streuungen geringer ausfallen als bei den anderen Klassen. Die Grünlandböden zeigen bei der Bodenreaktion im Mittel niedrigere Werte bei wesentlich höherer Streuung. Auch bei Glühverlust ist ähnliches zu beobachten, nur daß hier die Werte deutlich über denen der anderen landwirtschaftlichen Nutzungen liegen. Sehr niedrige pH-Werte mit einer geringen Streuung zeigen die Waldböden. Sie zeigen allerdings im Mittel den höchsten Glühverlust und gleichzeitig die höchste Streuung.

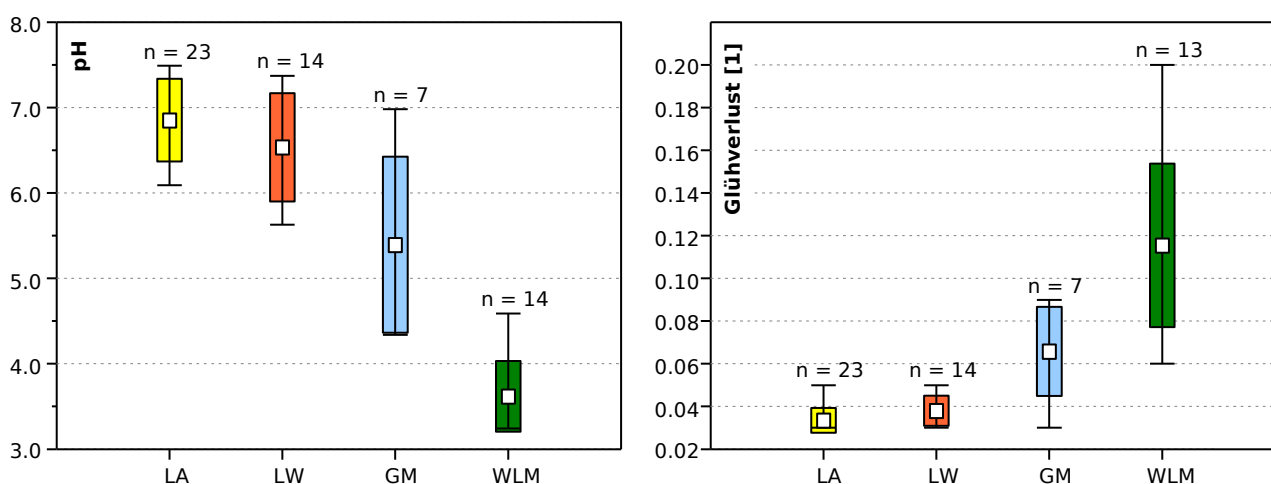


Abbildung 53: pH und Glühverlust der untersuchten Proben, getrennt nach Nutzungen.

In Abbildung 54 sind die Streuungen für den Ton- und Sandgehalt der untersuchten

Proben abgebildet. Zusammen mit dem Schluffgehalt, der immer die Differenz beider Fraktionen zu 1 bildet, ist somit die texturale Bandbreite der Böden dargestellt. Da bei einer statistischen Auswertung die beiden erstgenannten Werte als unabhängige Variablen hinreichend sind, sind die Streuungen für die einzelnen Klassen dargestellt. Zusätzlich sind die Bodenartendiagramme in Abbildung 55 dargestellt, die eine bessere Charakterisierung der Textur und der entsprechenden Streuung ermöglichen. Auf den ersten Blick auffällig ist die große Streuung der weinbaulich genutzten Böden bezüglich der Textur, was die standörtliche Vielfalt im Weinbau gut charakterisiert.

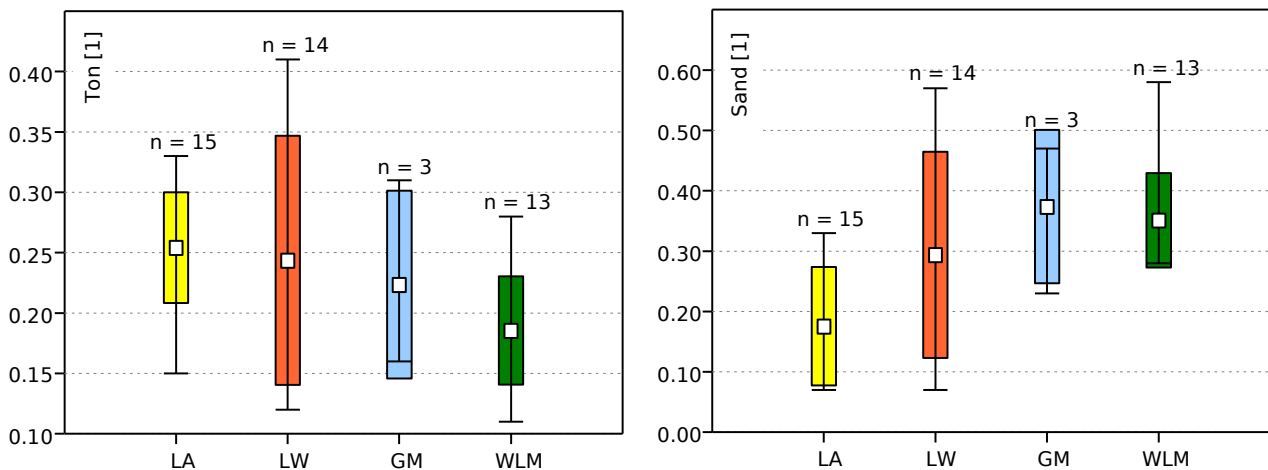


Abbildung 54: Ton- und Sandgehalt als Maße für die Textur der untersuchten Böden

Die ackerbaulich genutzten Böden sind am sandärmsten, was auf die schluffreiche Lößunterlage hinweist. Sie zeigen insgesamt eine geringe Streuung als die Weinbergsböden. Tendenziell sandiger sind die Grünland- und Waldböden, wobei die Grünlandböden eine höhere Streuung aufweisen.

Die größte Textur weisen die waldwirtschaftlich genutzten Böden auf, mit dem durchschnittlich geringsten Ton- und höherem Sandgehalt. Die Streuungen sind hier für beide Werte recht gering. Für die Textur kann an dieser Stelle gut der Zusammenhang zwischen Landnutzung und Standortbedingungen erkannt werden. Die Bodengüte, bei der die Textur eine wichtige Rolle spielt, bestimmt zumindest tendenziell die Nutzung, wobei auf den ungünstigsten Standorten Waldwirtschaft betrieben wird. Die Textur steht auch im Zusammenhang mit dem Relief, da sich auf dem steileren und höher gelegenen Gelände auch die größten Bodenarten finden.

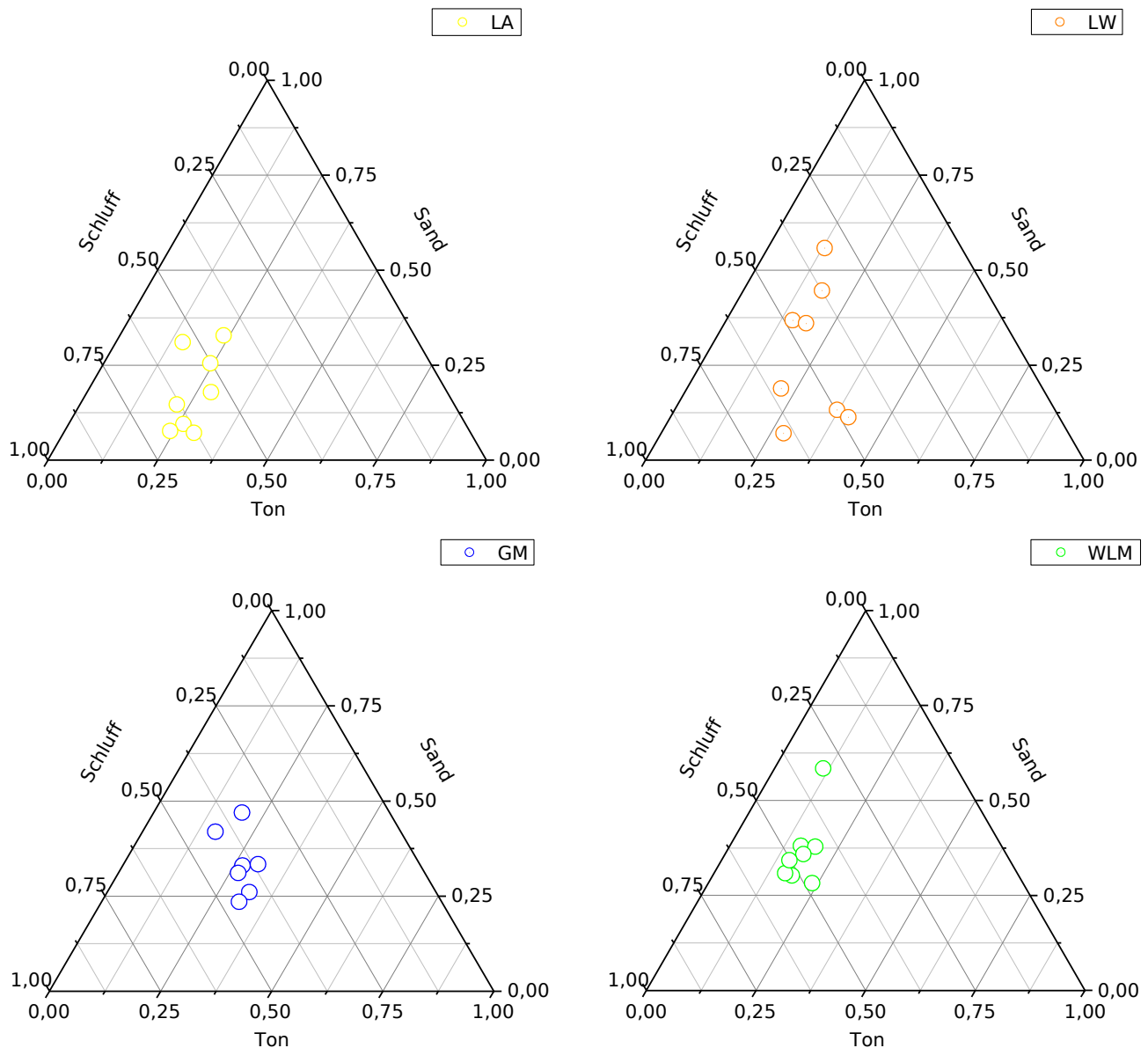


Abbildung 55: Texturen der untersuchten Proben nach Nutzung getrennt

In Abbildung 56 sind die C/N-Verhältnisse, also jeweils das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff in den Bodenproben, in ihren Streuungen dargestellt. Hier ist der Stichprobenumfang für die einzelnen Klassen am geringsten, da durch die hohen Kosten der Untersuchung nicht alle Proben analysiert sind.

Das weiteste Verhältnis weisen im Mittel die Waldböden auf, die im Vergleich zu den Weinbergsböden über eine geringere Streuung verfügen. Diese zeigen bei etwa gleichem Mittelwert eine wesentlich höhere Standardabweichung. Die Grünlandböden weisen das engste C/N-Verhältnis bei sehr geringer Standardabweichung auf. Die Weinbergsböden weisen eine auffallend hohe Standardabweichung auf, was auf die unterschiedliche Qualität des aufgebrauchten organischen Dünger hinweist. Ein etwas engeres Verhältnis bei gleichzeitig geringer Standardabweichung besitzen die landwirtschaftlich genutzten Böden, was insgesamt eine etwas höhere Qualität des Humus anzeigt.

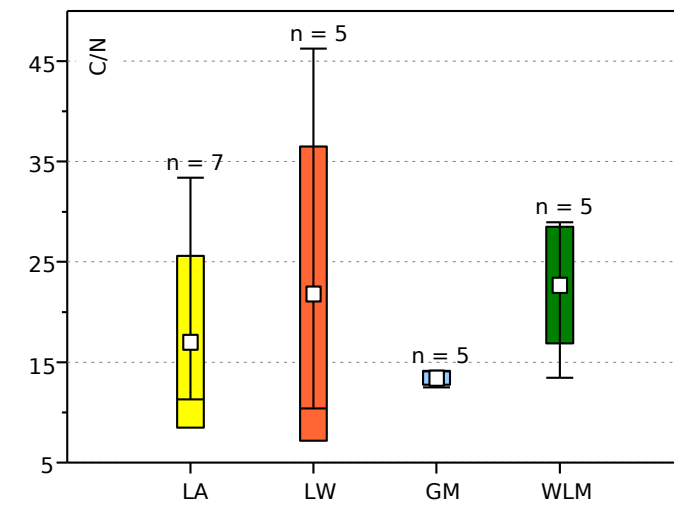


Abbildung 56: Die gemessenen C/N-Verhältnisse für eine Auswahl der Proben

Die gezeigten und besprochenen Diagramme sollen die Streuungen in Form der Standardabweichung zeigen und somit zusammen mit dem Mittelwert einen Hinweis auf die Varianz geben, da bei der statistischen Auswertung mit Hilfe der Korrelationsanalyse und noch mehr der Regressionsanalyse diese Varianzen entscheidend sind. Variablen streuen unterschiedlich bei unterschiedlichen Nutzungen, können also unterschiedlichen Anteil an der Erklärung der Streuung der abhängigen Variablen haben.

6.2.1.2 Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen

Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen können mit Hilfe der Korrelationsanalyse aufgedeckt werden. Dabei wird nicht nach abhängigen und unabhängigen Variablen unterschieden. Im Blickpunkt sind vor allem die Zusammenhänge zwischen den abhängigen Variablen optimale und obere Bodenfeuchte und den unabhängigen Variablen, da dieser Zusammenhang evtl. genutzt werden kann, die abhängigen Größen aus den unabhängigen Größen zu berechnen bzw. vorherzusagen. Um den Zusammenhang jeweils zweier Variablen (bivariat) zu untersuchen, wird die Korrelationsanalyse verwendet. Die Stärke des Zusammenhanges wird durch den Korrelationskoeffizienten nach Pearson ausgedrückt, wobei ein Wertebereich von 0 bis 1 abgebildet wird. Im Gegensatz zum Bestimmtheitsmaß kann der Korrelationskoeffizient auch negative Werte annehmen, zeigt also auch die Richtung des Zusammenhangs an. Der durch den Korrelationskoeffizienten abgebildete Zusammenhang ist aber nicht in jedem Fall signifikant. Für alle Korrelationskoeffizienten sind deshalb die Irrtumswahrscheinlichkeiten angegeben, daß sich die Koeffizienten signifikant von Null unterscheiden. Hohe Korrelationskoeffizienten weisen tendenziell geringe Irrtumswahrscheinlichkeiten und somit ein hohes Signifikanzniveau auf. Die in den Tabellen (s.u.) angegebene Signifikanz bezieht sich immer auf die Gegenhypothese. Dies bedeutet beispielsweise bei einer angegebenen Signifikanz von 0,3, daß sich der Korrelationskoeffizient mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,7 ($1 - 0,3$) von 0 unterscheidet.

Daneben ist noch der Stichprobenumfang für die Bewertung der Korrelation sinnvoll. Bei der Korrelation können nur solche Fälle berücksichtigt werden, deren Variablenwerte paarweise vorliegen. Dies kann für unterschiedliche Variablenpaare unterschiedlich sein, da nicht immer alle Fälle alle Variablen gemessen sind. Die Anzahl der Fälle ist in den jeweiligen Korrelationstabellen durch den Stichprobenumfang N gekennzeichnet.

Die Korrelationsanalyse ist zunächst für die Gesamtheit aller untersuchten Proben durchgeführt, d.h. es wird nicht nach Nutzungen unterschieden. In diesem Fall ist die Anzahl der Fälle am größten und es können am ehesten Korrelationen erkannt werden. Nachfolgend ist die Korrelationsanalyse für jede Nutzung getrennt durchgeführt, was zu einer kleineren Stichprobenanzahl führt, aber Unterschiede zwischen den Nutzungen aufdecken kann.

6.2.1.2.1 Gesamter Stichprobenumfang

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse sind in Tabelle 4 in Form einer Korrelationsmatrix dargestellt. Hier sind die Korrelationskoeffizienten für jedes Variablenpaar, die Signifikanz und die Anzahl der Fälle dargestellt. Korrelationen mit hohem Korrelationskoeffizienten und gleichzeitig hoher Signifikanz sind gelb hervorgehoben. Die Variablen werden zunächst ungeachtet eines ursächlichen Zusammenhanges betrachtet. Zuerst fallen der enge statistische Zusammenhang zwischen optimaler und oberer Bodenfeuchte auf, der schon in der obigen Beschreibung der Messergebnisse aufgefallen ist. Es zeigt sich somit, daß beide Werte nicht unabhängig voneinander sind, und ein höherer Werte des Einen einen höheren Werte des Anderen bedeuten. Des weiteren sind Korrelationen einer der beiden Größen mit anderen Variablen in ähnlicher Größe zu beobachten, weshalb im weiteren vereinfachend von den Bodenfeuchtevariablen gesprochen wird. Diese zeigen auffallend hohe Korrelationen mit dem Ammoniumgehalt, dem pH-Wert und dem Glühverlust. Der Tongehalt zeigt nur mit der oberen Bodenfeuchte eine geringe Korrelation, was überrascht, da die Textur als Haupteinflussgröße zu erwarten wäre (VAN DIJK 2001). Hohe Korrelationen untereinander zeigen auch die Variablen Ammonium, pH und Glühverlust. Ähnliches gilt für die Variable Nitrat, wobei die Korrelationen weniger stark ausfallen. Zwischen pH und der Textur sind noch schwache Korrelationen zu erkennen.

Zunächst sind diese Korrelationen reine Beobachtungen, wobei die Bedingungen des Zusammenhanges noch zu klären ist. Die Richtung des Zusammenhanges kann teilweise aus sachlogischen Überlegungen gedeutet werden (z.B. Feuchtwerte und Bodeneigenschaften), andere Zusammenhänge sind nicht ohne weiteres in ihrer Abhängigkeit zu erklären (z.B. pH und Glühverlust). Bessere Einblicke in ursächliche Zusammenhänge kann die Betrachtung nach den verschiedenen Nutzungen ermöglichen, da hier die Wertebereiche der Variablen meist weniger weit gespannt sind. So sollen eventuelle ursächliche Beziehungen weiter unten diskutiert werden. Ziel ist es natürlich, die abhängigen Variablen – bzw. die Zielgrößen – anhand der Bodeneigenschaften zu

erklären. Die Bodeneigenschaften zeigen untereinander Abhängigkeiten bzw. Korrelationen, lassen sich ggf. also selbst wieder nach abhängigen und unabhängigen Variablen unterscheiden. Dies ergibt die Möglichkeit, die Anzahl der erklärenden Variablen zu minimieren, was für die multiple Regression relevant sein kann.

Tabelle4: Korrelationsmatrix aller Variablen über alle Fälle

Gesamt		θ_{opt}	θ_{upp}	NH_4^+	NO_3^-	pH	Glühverlust	C/N	Ton	Sand
θ_{opt}	Korrelation nach Pearson	1	,840(**)	,810(**)	-,099	-,822(* *)	,852(**)	-,111	-,255	,253
	Signifikanz (2-seitig)		,000	,000	,512	,000	,000	,623	,091	,093
	N	59	56	45	46	58	57	22	45	45
θ_{upp}	Korrelation nach Pearson	,840(**)	1	,731(**)	-,135	-,825(* *)	,905(**)	,263	-,315(*)	,226
	Signifikanz (2-seitig)	,000		,000	,387	,000	,000	,237	,042	,151
	N	56	56	42	43	55	54	22	42	42
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	,810(**)	,731(**)	1	-,157	-,791(* *)	,787(**)	,164	-,487(* *)	501(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000		,304	,000	,000	,528	,003	,002
	N	45	42	45	45	45	45	17	36	36
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	-,099	-,135	-,157	1	,316(*)	-,303(*)	-,392	-,024	-,048
	Signifikanz (2-seitig)	,512	,387	,304		,032	,041	,120	,889	,777
	N	46	43	45	46	46	46	17	37	37
pH	Korrelation nach Pearson	-,822(**)	-,825(**)	-,791(**)	316(*)	1	-,870(**)	-,012	491(**)	-,536(* *)
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,032		,000	,956	,001	,000
	N	58	55	45	46	58	57	22	45	45
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,852(**)	,905(**)	,787(**)	-,303(* *)	-,870(* *)	1	,208	-,336(*)	,272
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,000	,041	,000		,353	,026	,074
	N	57	54	45	46	57	57	22	44	44
C/N	Korrelation nach Pearson	-,111	,263	,164	-,392	-,012	,208	1	,176	-,345
	Signifikanz (2-seitig)	,623	,237	,528	,120	,956	,353		,471	,148
	N	22	22	17	17	22	22	22	19	19
T	Korrelation nach Pearson	-,255	-,315(*)	-,487(**)	-,024	491(**)	-,336(*)	,176	1	-,735(* *)
	Signifikanz (2-seitig)	,091	,042	,003	,889	,001	,026	,471		,000
	N	45	42	36	37	45	44	19	45	45
S	Korrelation nach Pearson	,253	,226	,501(**)	-,048	-,536(* *)	,272	-,345	-,735(* *)	1
	Signifikanz (2-seitig)	,093	,151	,002	,777	,000	,074	,148	,000	
	N	45	42	36	37	45	44	19	45	45

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

In der Tabelle sind die Korrelationen der Variablen über alle Fälle unabhängig von der jeweiligen Nutzung dargestellt. Bevor die Korrelationen nach den einzelnen Nutzung getrennt behandelt werden, soll anhand von Regressionsgeraden, in denen die Fälle nach ihrer jeweiligen Nutzungen dargestellt sind, die als signifikant erfassten Zusammenhänge dargestellt werden (Abbildung 57 - 61). Dies hat den Vorteil, den Anteil der einzelnen Nutzungen an der Korrelation zwischen den beiden Variablen erkennen zu können.

In den Abbildung 58 bis 60 sind die Regressionsgeraden zwischen den einzelnen, signifikant korrelierenden Bodeneigenschaften und der optimalen Bodenfeuchte dargestellt. Die obere Bodenfeuchte zeigt ein ähnliches Bild, weshalb die Regressionsgeraden hierzu nicht dargestellt sind. Dies gründet auf der hohen Korrelation zwischen optimaler und oberer Bodenfeuchte (Abbildung 57). Bei der Regressionsgerade zwischen Ammonium und oberer Feuchte fehlen die Fälle der Grünlandböden, da diese Variable für diese Nutzung nicht gemessen sind. Generell ist zu erkennen, daß die Streuung der einzelnen Variablenwerte bei den landwirtschaftlich genutzten Böden erheblich geringer ausfallen als bei den anderen Nutzungen. Dies kann dazu führen, daß ein Zusammenhang mit der oberen Bodenfeuchte nicht zu erkennen ist (z.B. Abbildung 59). Im Anschluss sind die Korrelationen für die einzelnen Nutzungen getrennt aufgeführt, was die Stärke einzelner Zusammenhänge besser verdeutlicht.

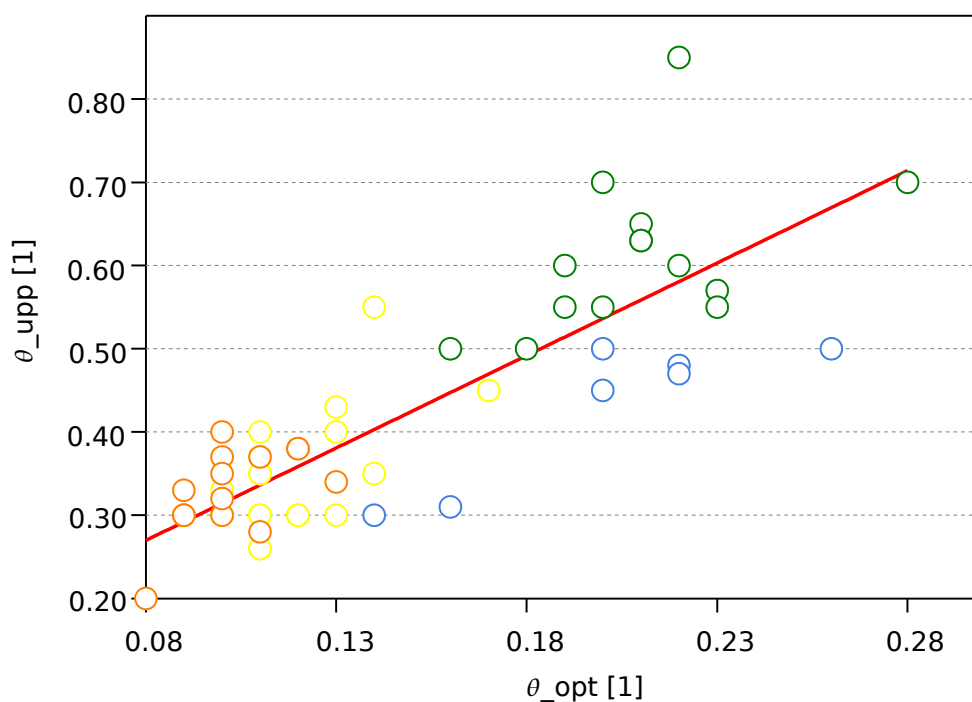


Abbildung 57: Zusammenhang der beiden Variablen optimale und obere Bodenfeuchte. Die Farben der einzelnen Datenpunkte entsprechen den jeweiligen Nutzungen (Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Blau = Grünland, Grün = Forst)

Der in Abbildung 58 erkennbare Zusammenhang ist funktional schwer deutbar. Gleiches gilt für Abbildung 60. Die optimale Bodenfeuchte für die Freisetzung von NO im Boden sollte vielmehr von Faktoren abhängig sein, die die Belüftung des Bodens regeln, wie in erster Linie die Textur bzw. das Gefüge (vgl. 2.2.2). Der Nitrat- und Ammoniumgehalt und der pH-Wert sind zu erwartende Regelgrößen was die Höhe der NO-Freisetzung angeht (s.u.).

Funktional gut deutbar ist hingegen der Zusammenhang zwischen optimaler Bodenfeuchte und Humusgehalt, hier ausgedrückt durch den Glühverlust. Der Humus in der Bodenmatrix ist in der Lage, Wasser aufzunehmen ohne dabei offensichtlich

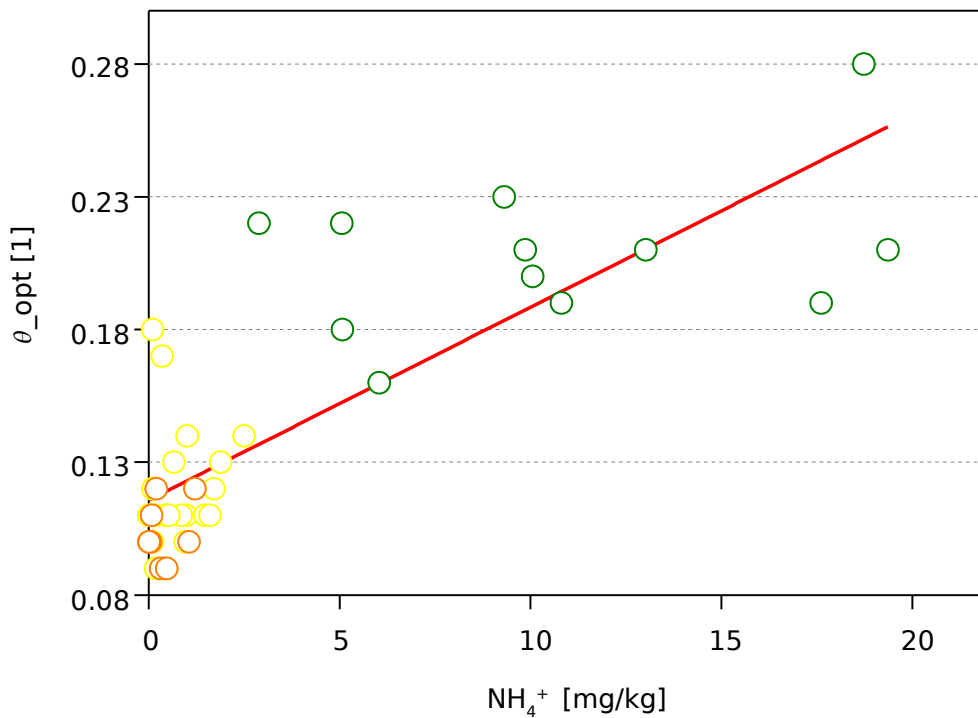


Abbildung 58: Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalt und optimaler Bodenfeuchte
(Datenpunkte: Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Grün = Forst)

die Porenräume einzuengen, bzw. kann dies mit zunehmendem Wassergehalt in gewissem Umfang kompensieren. Dies würde auch die Richtung des Zusammenhanges erklären, da mit zunehmenden Humusgehalt der optimale Feuchtepunkt ebenfalls ansteigt.

Gestützt wird diese Deutung durch die in den Abbildung 61 und 62 erkennbaren Zusammenhänge. Hier sind die XY-Diagramme der unabhängigen Variablen, d.h. der Bodeneigenschaften dargestellt, die einen signifikanten Zusammenhang zeigen. Beim Zusammenhang zwischen Humusgehalt und Ammoniumgehalt ist letzterer sicherlich abhängig vom ersteren. Das Ammonium wird im Verlaufe der Mineralisierung aus dem Humus freigesetzt (BECK 1982). Auch ist der Humus in der Lage, beispielsweise atmosphärische eingetragenes Ammonium im Boden zu speichern (RUSSOW ET AL. 2008). Beim Zusammenhang zwischen pH-Wert und Humusgehalt ist der ursächliche Zusammenhang nicht so einfach zu beantworten. Ein hoher Humusgehalt kann neben vielen weiteren Faktoren auch von einem niedrigen pH-Wert abhängen (FINKE 1996). Umgekehrt ist auch eine Abhängigkeit des pH-Wertes vom Humusgehalt des Bodens gegeben, da bei der Humifizierung immer auch organische Säuren gebildet werden (WILD 1995). Diese wechselseitige Abhängigkeit macht es beinahe unmöglich, einen ursächlichen Zusammenhang zwischen den beiden Variablen aufzuzeigen. Weiteren Aufschluss über Abhängigkeiten können aber, wie bereits erwähnt, die nach Nutzung differenzierten Untersuchungen geben, die im Anschluss folgen.

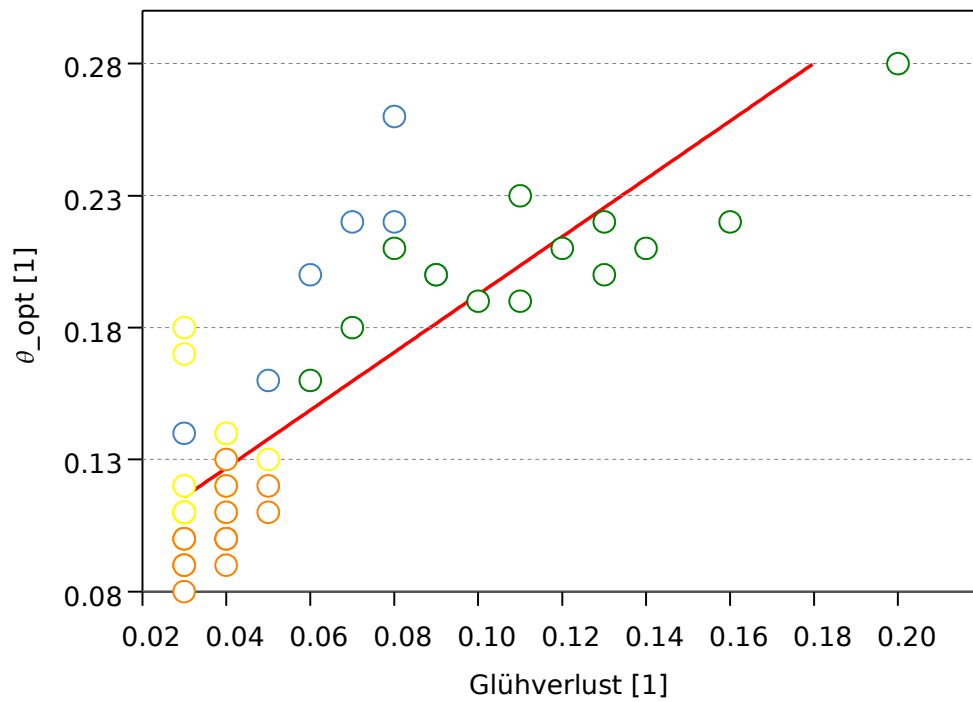


Abbildung 59: Zusammenhang zwischen Glühverlust (Humusgehalt) und optimaler Bodenfeuchte

(Datenpunkte: Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Blau = Grünland, Grün = Forst)

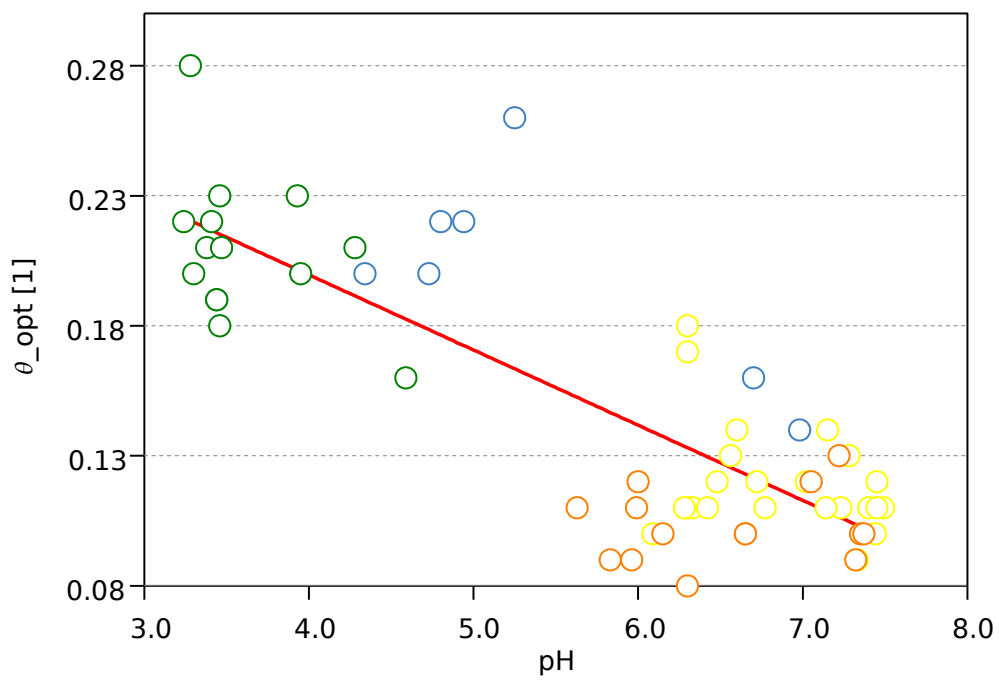


Abbildung 60: Zusammenhang zwischen pH und optimaler Bodenfeuchte

(Datenpunkte: Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Blau = Grünland, Grün = Forst)

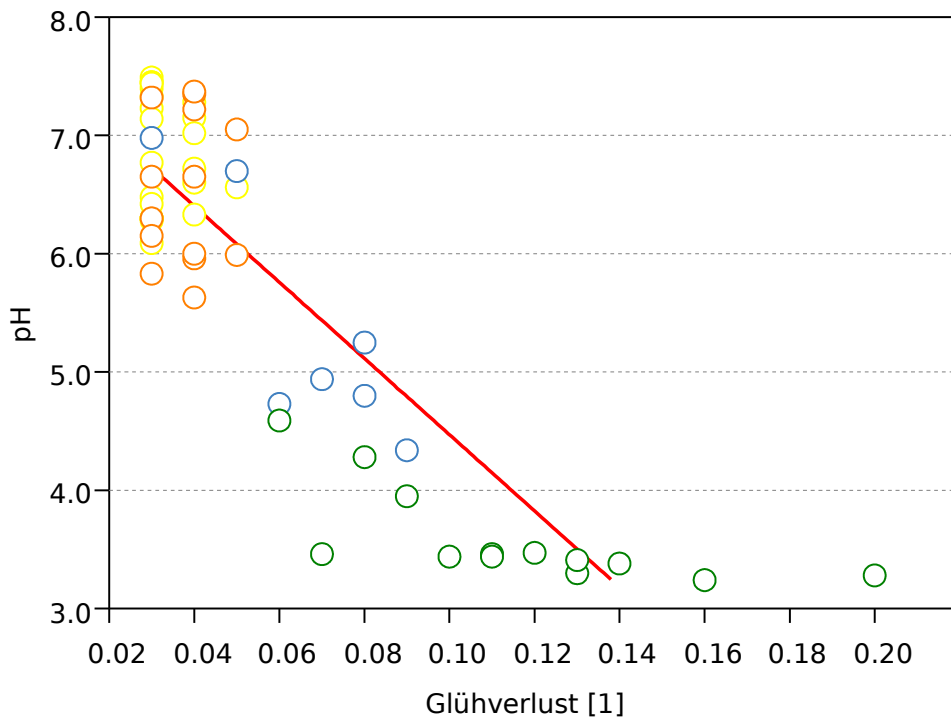


Abbildung 61: Zusammenhang zwischen Glühverlust und pH
(Datenpunkte: Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Blau = Grünland, Grün = Forst)

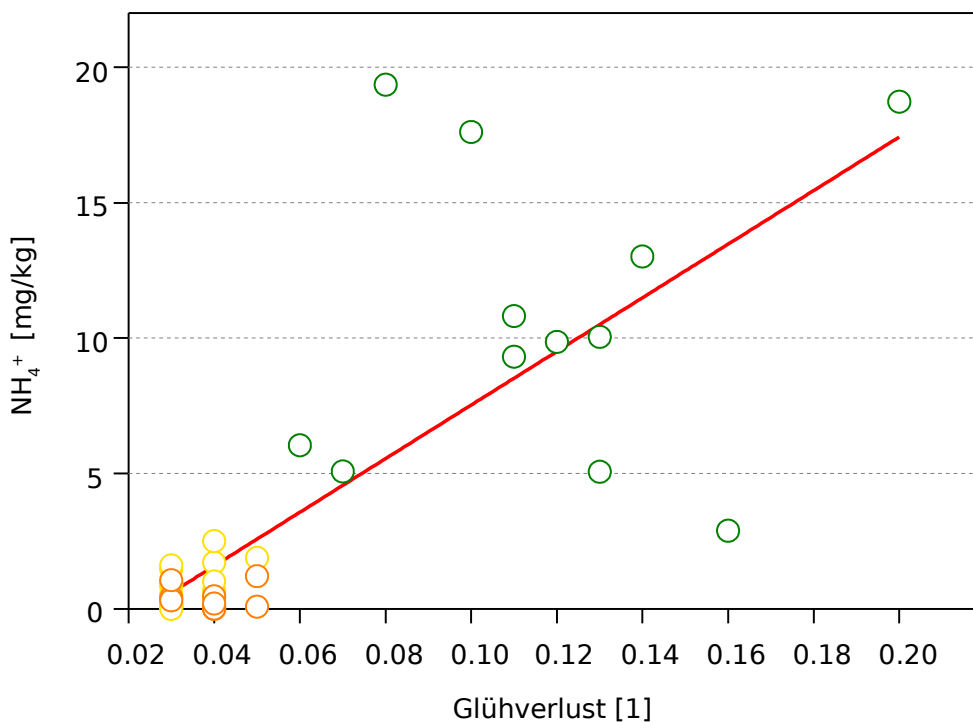


Abbildung 62: Zusammenhang zwischen Glühverlust und Ammoniumgehalt
(Datenpunkte: Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Grün = Forst)

6.2.1.2.2 Bodenproben der ackerbaulich genutzten Flächen

Die Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen sind in Tabelle 5 in Form einer Korrelationsmatrix dargestellt.

Tabelle 5: Korrelationsmatrix der Variablen für die ackerbaulich genutzten Böden

LA		θ_{opt}	θ_{upp}	NH_4^+	NO_3^-	pH	Glühverlust	C/N	Ton	Sand
θ_{opt}	Korrelation nach Pearson	1	568(**)	,092	,374	-,316	,236	-,648	,442	-,108
	Signifikanz (2-seitig)		,007	,677	,079	,142	,279	,116	,099	,701
	N	24	21	23	23	23	23	7	15	15
θ_{upp}	Korrelation nach Pearson	568(**)	1	,036	,405	,083	,407	,325	-,570	,199
	Signifikanz (2-seitig)	,007		,880	,076	,729	,075	,477	,053	,535
	N	21	21	20	20	20	20	7	12	12
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	,092	,036	1	,237	-,107	,536(**)	-,380	,274	,276
	Signifikanz (2-seitig)	,677	,880		,277	,625	,008	,401	,323	,319
	N	23	20	23	23	23	23	7	15	15
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	,374	,405	,237	1	-,031	,339	-,241	-,125	,130
	Signifikanz (2-seitig)	,079	,076	,277		,890	,113	,602	,657	,643
	N	23	20	23	23	23	23	7	15	15
ph	Korrelation nach Pearson	-,316	,083	-,107	-,031	1	-,140	,743	-,416	-,445
	Signifikanz (2-seitig)	,142	,729	,625	,890		,524	,055	,123	,097
	N	23	20	23	23	23	23	7	15	15
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,236	,407	536(**)	,339	-,140	1	-,689	-,032	,290
	Signifikanz (2-seitig)	,279	,075	,008	,113	,524		,087	,909	,295
	N	23	20	23	23	23	23	7	15	15
C/N	Korrelation nach Pearson	-,648	,325	-,380	-,241	,743	-,689	1	-,656	-,447
	Signifikanz (2-seitig)	,116	,477	,401	,602	,055	,087		,110	,315
	N	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Ton	Korrelation nach Pearson	,442	-,570	,274	-,125	-,416	-,032	-,656	1	-,393
	Signifikanz (2-seitig)	,099	,053	,323	,657	,123	,909	,110		,147
	N	15	12	15	15	15	15	7	15	15
Sand	Korrelation nach Pearson	-,108	,199	,276	,130	-,445	,290	-,447	-,393	1
	Signifikanz (2-seitig)	,701	,535	,319	,643	,097	,295	,315	,147	
	N	15	12	15	15	15	15	7	15	15

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Es zeigt sich hier ein ganz anderes Bild im Vergleich zur Gesamtmenge der Proben. Es sind weniger signifikante Zusammenhänge zwischen einzelnen Variablen zu erkennen, diese zeigen auch eine geringere Ausprägung. Es zeigt sich erneut ein Zusammenhang zwischen oberer und optimaler Bodenfeuchte und zwischen Ammoniumgehalt und dem Glühverlust. Ein Zusammenhang zwischen den charakteristischen Bodenfeuchtwerten und dem Glühverlust, wie er deutlich über den gesamten Probenumfang zu erkennen war, ist hier nicht signifikant ausgeprägt. Auch die anderen mit dem Glühverlust verbundenen

Zusammenhänge sind nicht ausgeprägt. Dies mag zu großen Teil damit erklärt werden, daß die Variable Glühverlust bei den ackerbaulichen Bodenproben sehr invariant ist (vgl. Abbildung 53).

6.2.1.2.3 Bodenproben der weinbaulich genutzten Flächen

Die Zusammenhänge der einzelnen Variablen für die weinbaulich genutzten Bodenproben sind in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Korrelationsmatrix der Variablen für die weinbaulich genutzten Böden

LW		θ_{opt}	θ_{upp}	NH_4^+	NO_3^-	pH	Glühverlust	C/N	Ton	Sand
θ_{opt}	Korrelation nach Pearson	1	,583(*)	,123	,496	,124	,681(**)	-,329	,274	-,333
	Signifikanz (2-seitig)		,029	,734	,145	,673	,007	,589	,343	,245
	N	14	14	10	10	14	14	5	14	14
θ_{upp}	Korrelation nach Pearson	,583(*)	1	-,018	,218	,326	,632(*)	,209	,472	-,448
	Signifikanz (2-seitig)	,029		,960	,546	,255	,015	,735	,089	,108
	N	14	14	10	10	14	14	5	14	14
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	,123	-,018	1	-,235	-,070	,119	-,699	-,174	-,007
	Signifikanz (2-seitig)	,734	,960		,513	,847	,743	,189	,630	,986
	N	10	10	10	10	10	10	5	10	10
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	,496	,218	-,235	1	-,733(*)	-,086	-,815	-,671(*)	,717(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,145	,546	,513		,016	,814	,093	,034	,020
	N	10	10	10	10	10	10	5	10	10
pH	Korrelation nach Pearson	,124	,326	-,070	-,733(*)	1	,233	,829	,927(**)	-,829(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,673	,255	,847	,016		,422	,083	,000	,000
	N	14	14	10	10	14	14	5	14	14
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,681(**)	,632(*)	,119	-,086	,233	1	,050	,331	-,596(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,007	,015	,743	,814	,422		,936	,248	,024
	N	14	14	10	10	14	14	5	14	14
C/N	Korrelation nach Pearson	-,329	,209	-,699	-,815	,829	,050	1	,785	-,759
	Signifikanz (2-seitig)	,589	,735	,189	,093	,083	,936		,116	,136
	N	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Ton	Korrelation nach Pearson	,274	,472	-,174	-,671(*)	,927(**)	,331	,785	1	-,841(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,343	,089	,630	,034	,000	,248	,116		,000
	N	14	14	10	10	14	14	5	14	14
Sand	Korrelation nach Pearson	-,333	-,448	-,007	,717(*)	-,829(**)	-,596(*)	-,759	-,841(*)	1
	Signifikanz (2-seitig)	,245	,108	,986	,020	,000	,024	,136	,000	
	N	14	14	10	10	14	14	5	14	14

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.
 ** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Es zeigen sich hier wieder der Zusammenhang zwischen optimaler und obere

Bodenfeuchte, sowie zwischen den Feuchtwerten und dem Glühverlust, die jedoch weniger stark ausgeprägt sind wie über die Gesamtheit der Proben. Erstmals zu erkennen sind hier Zusammenhänge zwischen Nitratgehalt, pH und den Texturwerten Ton und Sand. Besonders ausgeprägt sind die Zusammenhänge zwischen pH und dem Ton- und Sandgehalt der Proben. Ebenfalls findet sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen Sandgehalt, Glühverlust und Tongehalt. Die letzteren Zusammenhänge sind schwer deutbar. Zunächst gilt es nochmals festzustellen, daß die weinbaulich genutzten Proben die größte Varianz bezüglich der Textur aufweisen. Der Tongehalt kann über die Austauschfunktion der Tonminerale einen Einfluss auf den pH-Wert ausüben (ZIECHMANN UND MÜLLER-WEGENER 1990), wie er offensichtlich in dem zu erkennenden Zusammenhang zum Ausdruck kommt. Gestützt wird diese Deutung auch durch den deutlichen Zusammenhang zwischen den beiden Texturvariablen. Der Sand- ist negativ mit dem Tongehalt korreliert, was sich schon daraus ergeben kann, daß sich beide Größen in bestimmter Weise ausschließen. Die Zusammenhänge, die mit der Variable Nitratgehalt verbunden sind, sind schwer deutbar. Es bleibt aber festzustellen, daß auch hier der Glühverlust die Variable ist, die einen starken Zusammenhang mit den Bodenfeuchtwerten aufzeigt. Andere Zusammenhänge sind z.T. überraschend, sind aber für eine beabsichtigte Erklärung der hier betrachteten Zielgrößen nicht unbedingt relevant.

6.2.1.2.4 Bodenproben der Grünlandflächen

Die Korrelationskoeffizienten zwischen den einzelnen Variablen der Grünlandböden sind in Tabelle 7 dargestellt. Es zeigen sich wieder deutlich die Zusammenhänge zwischen den Bodenfeuchtwerten, sowie zwischen den Bodenfeuchtwerten und dem Glühverlust. Auch hier ist der pH-Wert negativ mit dem Glühverlust korreliert, was wiederum den ursächlichen Zusammenhang andeutet. Da bei den Grünlandböden für die Austrocknungsversuche keine Nährstoffanalysen vorgenommen sind, sind Korrelationskoeffizienten hier nicht vorhanden. Zu berücksichtigen ist weiterhin der geringe Stichprobenumfang, der dazu führen kann, daß hohe Korrelationskoeffizienten als nicht signifikant bezeichnet werden.

Tabelle 7: Korrelationen der Variablen für die Grünlandböden

		θ_{opt}	θ_{upp}	NH_4^+	NO_3^-	pH	Glühverlust	C/N	Ton	Sand
θ_{opt}	Korrelation nach Pearson	1	,908(**)	.(a)	.(a)	-,745	,828(*)	-,600	,807	-,481
	Signifikanz (2-seitig)		,005	.	.	,055	,021	,285	,402	,680
	N	7	7	0	0	7	7	5	3	3
θ_{upp}	Korrelation nach Pearson	,908(**)	1	.(a)	.(a)	-,943(**)	,920(**)	-,566	,759	-,413
	Signifikanz (2-seitig)	,005		.	.	,001	,003	,320	,451	,729
	N	7	7	0	0	7	7	5	3	3
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)
	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)
	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0
pH	Korrelation nach Pearson	-,745	-,943(**)	.(a)	.(a)	1	-,835(*)	,375	-,621	,231
	Signifikanz (2-seitig)	,055	,001	.	.		,019	,534	,574	,852
	N	7	7	0	0	7	7	5	3	3
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,828(*)	,920(**)	.(a)	.(a)	-,835(*)	1	-,696	,914	-,657
	Signifikanz (2-seitig)	,021	,003	.	.	,019		,191	,265	,543
	N	7	7	0	0	7	7	5	3	3
C/N	Korrelation nach Pearson	-,600	-,566	.(a)	.(a)	,375	-,696	1	-,905	1,000(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,285	,320	.	.	,534	,191		,280	,002
	N	5	5	0	0	5	5	5	3	3
Ton	Korrelation nach Pearson	,807	,759	.(a)	.(a)	-,621	,914	-,905	1	-,906
	Signifikanz (2-seitig)	,402	,451	.	.	,574	,265	,280		,278
	N	3	3	0	0	3	3	3	3	3
Sand	Korrelation nach Pearson	-,481	-,413	.(a)	.(a)	,231	-,657	1,000(**)	-,906	1
	Signifikanz (2-seitig)	,680	,729	.	.	,852	,543	,002	,278	
	N	3	3	0	0	3	3	3	3	3

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

a Kann nicht berechnet werden, da mindestens eine der Variablen konstant ist.

6.2.1.2.5 Bodenproben der forstwirtschaftlich genutzten Flächen

In Tabelle 8 sind die Korrelationen zwischen den einzelnen Variablen für die forstwirtschaftlichen Bodenproben dargestellt. Es zeigen sich ähnliche Zusammenhänge wie bei den anderen Nutzungen, aber auch deutliche Unterschiede.

Tabelle 8: Korrelationen der Variablen für die forstwirtschaftlich genutzten Böden

		θ_{opt}	θ_{upp}	NH_4^+	NO_3^-	pH	Glühverlust	C/N	Ton	Sand
θ_{opt}	Korrelation nach Pearson	1	,491	,369	,048	-,443	,845(**)	,611	-,374	,118
	Signifikanz (2-seitig)		,075	,238	,877	,113	,000	,274	,209	,702
	N	14	14	12	13	14	13	5	13	13
θ_{upp}	Korrelation nach Pearson	,491	1	-,016	-,041	-,511	,794(**)	,401	-,530	,149
	Signifikanz (2-seitig)	,075		,960	,894	,062	,001	,503	,062	,626
	N	14	14	12	13	14	13	5	13	13
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	,369	-,016	1	,522	,086	,142	,447	-,494	,626(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,238	,960		,082	,790	,661	,450	,122	,040
	N	12	12	12	12	12	12	5	11	11
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	,048	-,041	,522	1	,565(*)	-,269	,101	-,226	,668(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,877	,894	,082		,044	,375	,872	,479	,017
	N	13	13	12	13	13	13	5	12	12
pH	Korrelation nach Pearson	-,443	-,511	,086	,565(*)	1	-,707(**)	-,841	,368	,244
	Signifikanz (2-seitig)	,113	,062	,790	,044		,007	,074	,215	,422
	N	14	14	12	13	14	13	5	13	13
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,845(**)	,794(**)	,142	-,269	-,707(*)	1	,546	-,319	-,089
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,001	,661	,375	,007		,341	,312	,783
	N	13	13	12	13	13	13	5	12	12
C/N	Korrelation nach Pearson	,611	,401	,447	,101	-,841	,546	1	-,991(**)	,487
	Signifikanz (2-seitig)	,274	,503	,450	,872	,074	,341		,009	,513
	N	5	5	5	5	5	5	5	4	4
Ton	Korrelation nach Pearson	-,374	-,530	-,494	-,226	,368	-,319	-,991(**)	1	-,576(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,209	,062	,122	,479	,215	,312	,009		,040
	N	13	13	11	12	13	12	4	13	13
Sand	Korrelation nach Pearson	,118	,149	,626(*)	,668(*)	,244	-,089	,487	-,576(*)	1
	Signifikanz (2-seitig)	,702	,626	,040	,017	,422	,783	,513	,040	
	N	13	13	11	12	13	12	4	13	13

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Zuerst zu bemerken ist der fehlende Zusammenhang zwischen den charakteristischen Bodenfeuchtwerten, wie er für die anderen Nutzungen festzustellen ist. Auch fehlt, im Gegensatz zu den anderen Nutzungen, der Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalt und dem Glühverlust. Sehr schön ausgeprägt ist dagegen wieder der Zusammenhang zwischen den Bodenfeuchtwerten und dem Glühverlust. Glühverlust und pH sind deutlich negativ miteinander korreliert, was bereits weiter oben auch sachlogisch begründet ist.

6.2.2 Freisetzungsrate bei optimaler Bodenfeuchte

6.2.2.1 Streubereiche der abhängigen und unabhängigen Variablen

Neben den beiden charakteristischen Feuchtepunkten kann die Bodenfeuchtefunktion hinreichend beschrieben werden, wenn die Freisetzungsrate bei optimaler Bodenfeuchte bekannt ist. Inwieweit sich diese anhand der Bodenvariablen erklären lassen, soll ebenfalls mit der Korrelationsanalyse untersucht werden. Die Analyse stützt sich hierbei auf einen größeren Datensatz, da hierzu wesentlich umfangreichere Untersuchungen durchgeführt sind. Die Ergebnisse bezüglich der Freisetzungsrate bei optimaler Bodenfeuchte zeigen dementsprechend eine gewisse Abweichung vom oben dargestellten Datensatz. In Abbildung 63 sind die Statistiken der gemessenen Freisetzungsraten bei optimaler Bodenfeuchte für die einzelnen Nutzungen dargestellt.

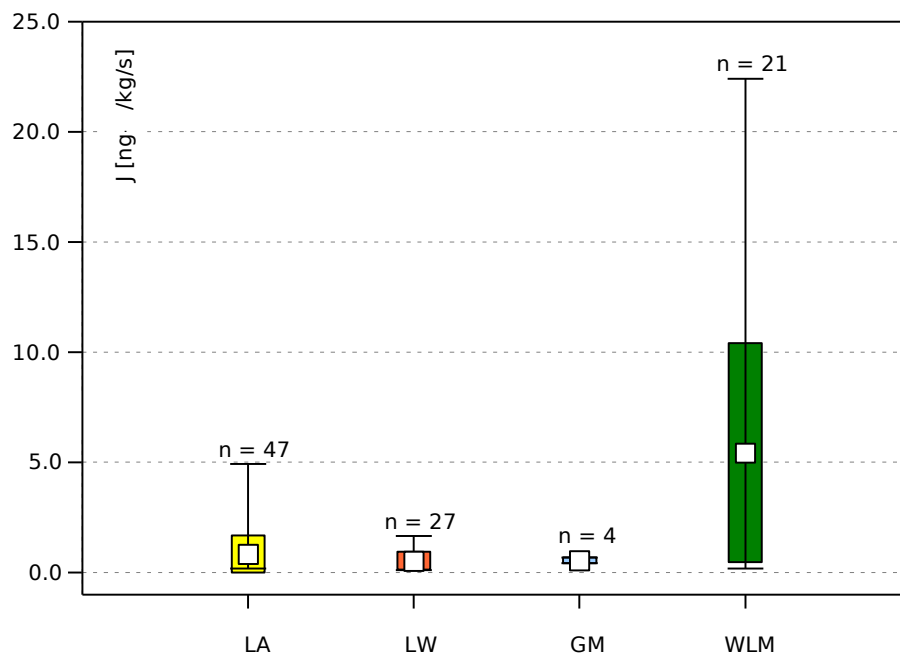


Abbildung 63: Mittelwert (Symbol), Standardabweichung (farbiger Balken) und Minimum- Maximumwerte (Querstriche) der gemessenen Freisetzungsraten bei optimaler Bodenfeuchte, getrennt nach Nutzungen
n = Anzahl der Werte

Die verwendete Anzahl an Messungen fallen für die jeweiligen Nutzungen unterschiedlich hoch aus. Aufgrund der Wiederholungen liegen für die ackerbaulich genutzten Böden die meisten Messwerte vor. Hier fallen die mittleren Freisetzungsraten recht gering aus, zeigen aber eine breite Streuung. Für die weinbaulich und forstwirtschaftlich genutzten Böden ist die Datenmenge etwa gleich groß. Die Weinbergsböden zeigen eine ähnliche Wertekarakteristik wie die Ackerböden, allerdings ist der Streubereich geringer. Die forstwirtschaftlich genutzten Böden weisen im Mittel die höchsten Freisetzungsraten auf, auch die Streuung ist stark ausgeprägt. Die als Grünland genutzten Böden besitzen aufgrund der geringen Messungen die geringste Anzahl an Werten. Hier finden sich

niedrige Freisetzungsraten mit minimaler Streuung.

Da die Nährstoffgehalte als wesentlich für die Erklärung der Freisetzungsraten angenommen werden (vgl. Kapitel 2), sind die Nährstoffgehalte direkt nach der Messung der NO-Freisetzung bei optimaler Bodenfeuchte bestimmt. Zu den gemessenen Freisetzungsraten liegen somit jeweils korrespondierende Ammonium- und Nitratwerte vor. Es zeigen sich für den Ammonium- und Nitratgehalt unterschiedliche Verteilungen für die einzelnen Nutzungen (Abbildung 64 und 65)

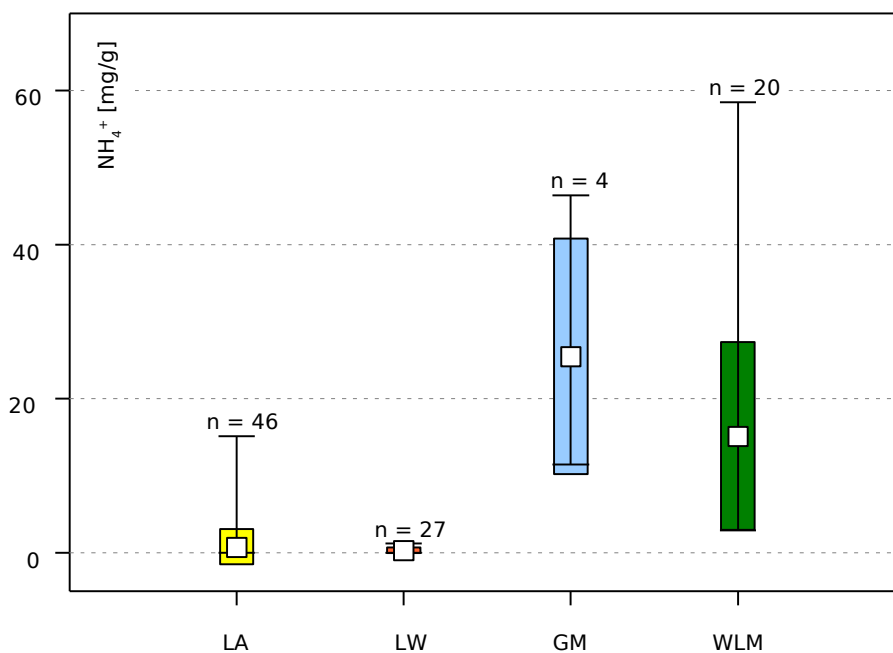


Abbildung 64: Streuung der Ammoniumgehalte der Bodenproben getrennt nach Nutzungen

(Symbol: Mittelwert, farbige Balken: Standardabweichungen, horizontale Striche: Min- und Maxwerte)

Die acker- und weinbaulich genutzten Böden zeigen geringe bis sehr geringe Ammoniumgehalte (oftmals an der Nachweisgrenze), wobei die ackerbaulich genutzten Böden eine größere Bandbreite aufweisen. Dies ist mit den mineralischen Düngergaben verbunden, die bei den weinbaulich genutzten Böden von geringerer Bedeutung sind. Im Mittel wesentlich höhere Ammoniumgehalte weisen die Grünlandböden und die waldwirtschaftlich genutzten Böden auf, wobei die Grünlandböden scheinbar die bessere Versorgung bei einer weiteren Streuung besitzen (in Anbetracht der geringen Probenzahl). Ein ganz anderes Bild zeigt sich bei der Nitratversorgung (Abbildung 65). Hier besitzen die ackerbaulich genutzten Böden die höchsten Gehalte um durchschnittlich 200 mg/kg bei einer hohen Streuung. Diese hohen Gehalte sind sicherlich durch die Überversorgung mit Mineraldünger zu erklären. Die niedrige Ammoniumversorgung bei diesen Böden erklären wohl auch diese hohen Nitratwerte, da über die Nitrifikation eine Umwandlung stattfindet. Auch die waldwirtschaftlich genutzten Böden sind im Mittel gut mit Nitrat versorgt, was sie zusammen mit dem Ammoniumgehalt zu den Böden mit der

höchsten Mineralstickstoffversorgung macht. Im Mittel niedrige Werte bezüglich des Nitratgehaltes weisen die weinbaulich genutzten Böden auf, was neben der geringen Ammoniumversorgung insgesamt die nährstoffärmsten Böden ergibt. Ähnliches gilt für die Grünlandböden, die zwar über hohe Ammoniumgehalte, aber geringe Nitratgehalte verfügen.

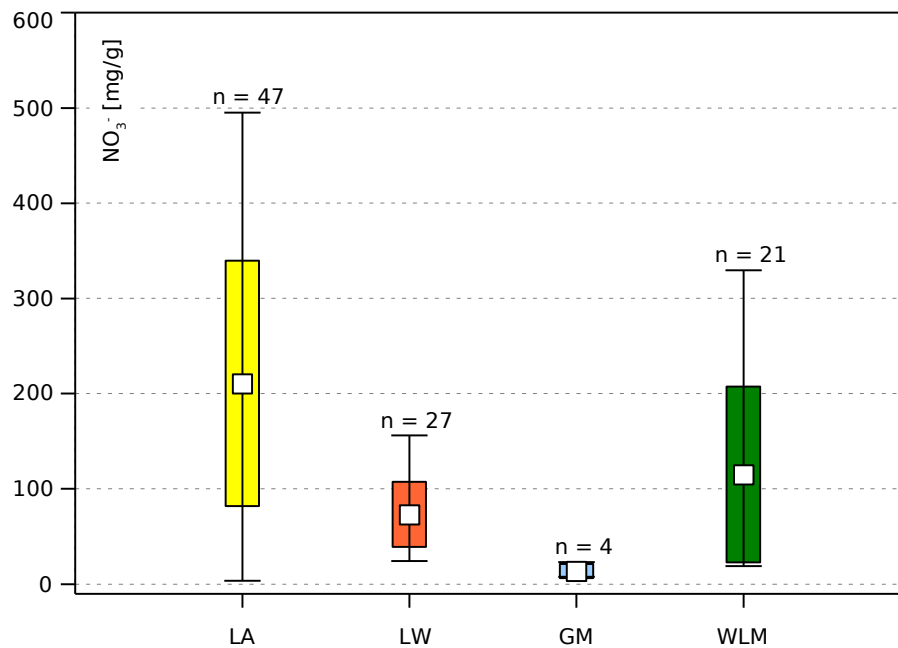


Abbildung 65: Streuung der Nitratgehalte der Bodenproben getrennt nach Nutzungen
(Symbol: Mittelwert, farbige Balken: Standardabweichungen, horizontale Striche: Min- und Maxwerte)

Insgesamt zeigt sich eine recht variable Nährstoffversorgung zwischen den einzelnen Nutzungen als auch innerhalb einer Nutzung. Ursachen der Varianzen innerhalb eines Standortes (hier nicht dargestellt) sind neben dem jahreszeitlichen Wandel bzw. der variierenden Düngung auch die ständig ablaufende Nitrifikation während der Lagerung, selbst bei gekühlten Bodenproben. Dies führt dazu, daß anfangs vor allem die landwirtschaftlich genutzten Böden über hohe Ammoniumgehalte verfügen, die sich während der Lagerung vermindern. Dementsprechend bauen sich die Nitratwerte während der Lagerung auf. Bei den Grünlandböden wie bei den waldbaulich genutzten Böden kann noch ein weiter Prozeß beobachtet werden, der zu einer Veränderung der Mineralstickstoffgehalte führt. Aufgrund des hohen Humusgehaltes kommt es über die Mineralisierung zu einer stetigen Zunahme der anorganischen Stickstoffkomponenten. Alleine daraus ist ersichtlich, daß eine zeitlich nahe Bestimmung der Freisetzungsraten und der mineralischen Stickstoffkomponenten für die Analyse einer möglichen ursächlichen Verbindung unerlässlich ist.

6.2.2.2 Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen

6.2.2.2.1 Gesamter Stichprobenumfang

In Tabelle 9 sind die Korrelationen der einzelnen gemessenen Variablen für alle Bodenproben in einer Korrelationsmatrix dargestellt. Auch hier wird in der Darstellung zuerst nicht nach unabhängigen und abhängigen Variablen unterschieden, da der ursächliche Zusammenhang teilweise schwer deutbar ist. Die Ergebnisse bezüglich der Korrelationen zwischen den Variablen ähnelt denen der obigen Auswertung, die auf den Datensatz der Austrocknungsversuche beruht. Bei den Messungen bei optimaler Bodenfeuchte sind die errechneten Korrelationen unter Umständen stärker ausgeprägt, da die Fallzahl höher ausfällt und sich bei den Wiederholungsmessungen der einzelnen Probe nur die Nährstoffgehalte ändern. Dies kann zu einer Übergewichtung der zeitlich im Messverlauf konstanten Bodenmerkmale führen und Korrelationen signifikanter erscheinen lassen.

Die maximale Freisetzungsrates zeigt mehr oder weniger ausgeprägte Zusammenhänge mit den einzelnen Bodenmerkmalen. Ein wenig erstaunt der gering ausgeprägte Zusammenhang mit den Nährstoffen, zumal die Probenzahl und die Variabilität der Nährstoffgehalte recht groß ist. Der zu erwartende Zusammenhang mit dem Ammoniumgehalt fällt gering aus, ist aber erkennbar. Der fehlende Zusammenhang mit dem Nitratgehalt deutet an, daß die Freisetzung von NO überwiegend über den Weg der Nitrifikation erfolgt. Deutlicher ausgeprägt ist der Zusammenhang zwischen Freisetzungsrates und pH-Wert, wobei der negative Korrelationskoeffizient anzeigt, daß die Freisetzung von NO aus dem Boden mit sinkendem pH-Wert zunimmt. Überraschend ist der starke und ausgeprägte Zusammenhang der Freisetzungsrates mit dem Glühverlust, der sich ausgeprägter zeigt als der Zusammenhang mit dem pH-Wert. Es deutet sich hier bereits an, daß der Glühverlust - wie schon bei den Bodenfeuchtwerten - eine zentrale Rolle bei der Steuerung der NO-Freisetzung aus dem Boden spielt. Weiterhin wird der Zusammenhang mit dem pH-Wert relativiert, da dieser wiederum eng mit dem Humusgehalt und demzufolge mit dem Glühverlust zusammenhängt. Die hier zu erkennende negative Korrelation ist sachlogisch gut begründbar (s.o.). Die beschriebene Korrelation von Freisetzungsrates und pH-Wert kann somit zum Teil auch auf den Zusammenhang zwischen pH-Wert und Humusgehalt zurückgeführt werden. Wenig ausgeprägte Zusammenhänge zeigt die Freisetzungsrates mit den Texturwerten Ton und Sand. Die schwach ausgeprägte negative Korrelation mit dem Tongehalt und die positive Korrelation mit dem Sandgehalt sind sachlogisch gut begründbar. Tendenziell ist ein gröber texturierter Boden besser belüftet, was zu einem besseren Gasaustausch führt. Ein erhöhter Gasaustausch ist somit positiv mit der Freisetzungsrates korreliert.

Tabelle 9: Korrelationen der Variablen für den gesamten Stichprobenumfang

		J_{\max}	NH_4^+	NO_3^-	pH	Glühverlust	C/N	T	S
J_{\max}	Korrelation nach Pearson	1	,379(**)	-,055	-,633(**)	,736(**)	,202	-,361(**)	,379(**)
	Signifikanz (2-seitig)		,000	,590	,000	,000	,183	,002	,001
	N	99	97	99	97	97	45	74	74
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	,379(**)	1	-,141	-,660(**)	,711(**)	,050	-,259(*)	,337(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,000		,167	,000	,000	,748	,028	,004
	N	97	97	97	95	95	44	72	72
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	-,055	-,141	1	,237(*)	-,235(*)	-,250	-,035	-,058
	Signifikanz (2-seitig)	,590	,167		,020	,021	,097	,768	,621
	N	99	97	99	97	97	45	74	74
pH	Korrelation nach Pearson	-,633(**)	-,660(**)	,237(*)	1	-,878(**)	-,078	,487(**)	-,583(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,020		,000	,612	,000	,000
	N	97	95	97	97	97	45	74	74
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,736(**)	,711(**)	-,235(*)	-,878(**)	1	,217	-,351(**)	,360(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,000	,021	,000		,153	,002	,002
	N	97	95	97	97	97	45	74	74
C/N	Korrelation nach Pearson	,202	,050	-,250	-,078	,217	1	,101	-,203
	Signifikanz (2-seitig)	,183	,748	,097	,612	,153		,542	,216
	N	45	44	45	45	45	45	39	39
T	Korrelation nach Pearson	-,361(**)	-,259(*)	-,035	,487(**)	-,351(**)	,101	1	-,695(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,002	,028	,768	,000	,002	,542		,000
	N	74	72	74	74	74	39	74	74
S	Korrelation nach Pearson	,379(**)	,337(**)	-,058	-,583(**)	,360(**)	-,203	-,695(**)	1
	Signifikanz (2-seitig)	,001	,004	,621	,000	,002	,216	,000	
	N	74	72	74	74	74	39	74	74

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Der Ammoniumgehalt ist mit dem Glühverlust und dem pH-Wert klar und signifikant korreliert. In deutlich abgeschwächter Form zeigt sich diese auch für den Nitratgehalt. Die Richtung des Zusammenhanges zeigt an, daß der Humus weniger eine Quelle für das Nitrat ist. Die anderen erkennbaren und signifikanten Zusammenhänge zwischen den Variablen sind bereits im obigen Abschnitt besprochen und gedeutet und sollen an dieser Stelle nicht erneut besprochen werden.

In Abbildung 66 bis 68 sind die Regressionsgeraden zwischen der maximalen Freisetzungsrates und den damit signifikant korrelierenden Variablen mit den zugehörigen

Datenpunkten nach Nutzungen differenziert dargestellt. Hier ist zu erkennen, daß die unterschiedlichen Nutzungen unterschiedlich stark zur Korrelation beitragen.

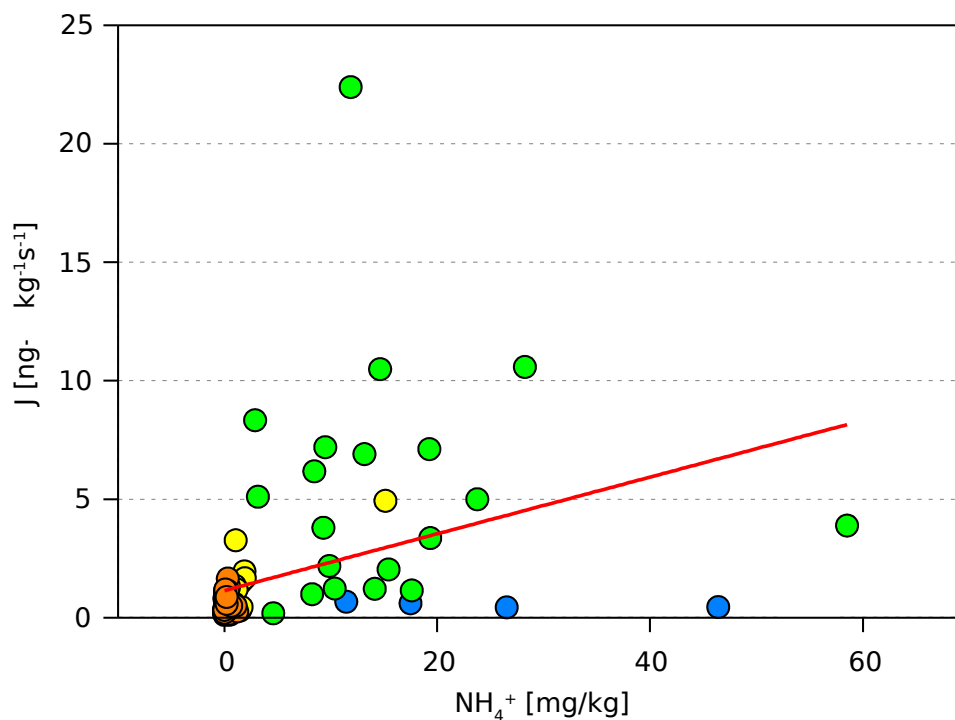


Abbildung 66: Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalt und maximaler Freisetzungsrate.

Datenpunkte getrennt nach Nutzung dargestellt (Datenpunkte: Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Blau = Grünland, Grün = Forst)

In Abbildung 66 ist der Zusammenhang zwischen Freisetzungsrate und Ammoniumgehalt dargestellt, der nur schwach ausgeprägt ist. Im Diagramm ist zu erkennen, daß die landwirtschaftlich genutzten Böden bezüglich des Ammoniumgehaltes im Vergleich zu den anderen Böden wenig streuen und zur Korrelation wenig beitragen. Die als Grünland genutzten Böden lassen sogar eine negative Korrelation erkennen, was aber aufgrund des geringen Stichprobenumfanges wenig Aussagekraft besitzt. Die forstwirtschaftlich genutzten Böden lassen eine leichte Tendenz erkennen, im Diagramm ist ein steilerer Zusammenhang zu erkennen, als dies für den gesamten Stichprobenumfang gilt.

Ein anderes Bild ergibt sich für den Zusammenhang zwischen Freisetzungsrate und pH-Wert, zumal hier eine negative Korrelation vorliegt (Abbildung 67). Die forstwirtschaftlich genutzten Bodenproben zeigen wenig Varianz bezüglich des pH-Wertes, streuen aber stark bezüglich der Freisetzungsrate. Ein gegenteiliges Verhalten zeigen die landwirtschaftlich genutzten Böden, die einen weiten pH-Wertbereich besitzen, aber bei der Freisetzungsrate wenig variieren. Die errechnete signifikante Korrelation dürfte auf diesen Unterschied bei verschiedenen Nutzungen zurückgehen.

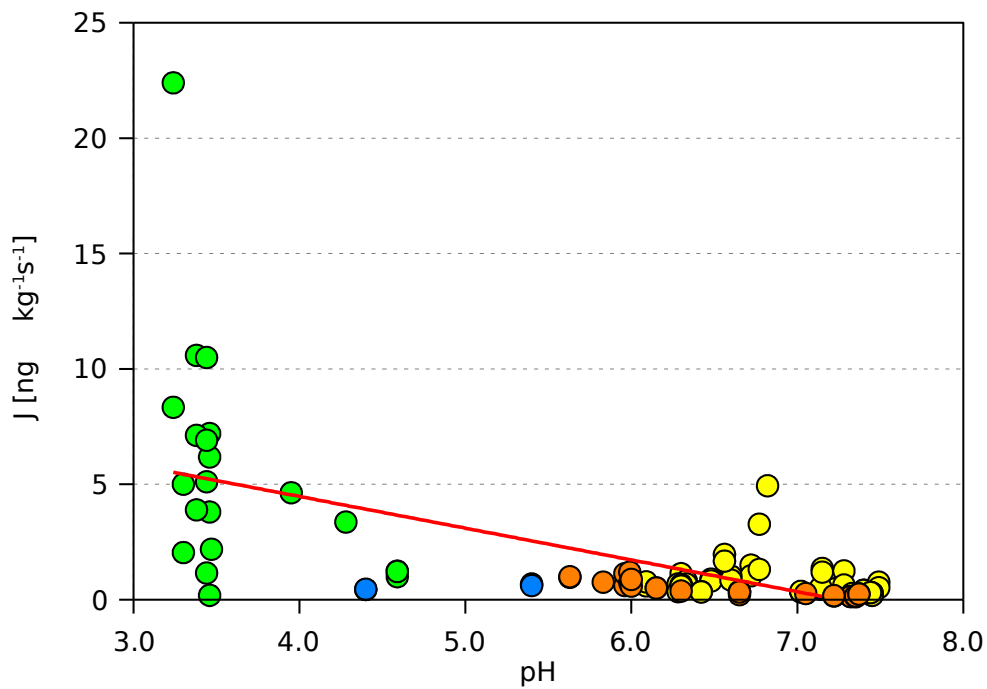


Abbildung 67: Zusammenhang zwischen pH-Wert und maximaler Freisetzungsrates. Datenpunkte getrennt nach Nutzung dargestellt
(Datenpunkte: Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Blau = Grünland, Grün = Forst)

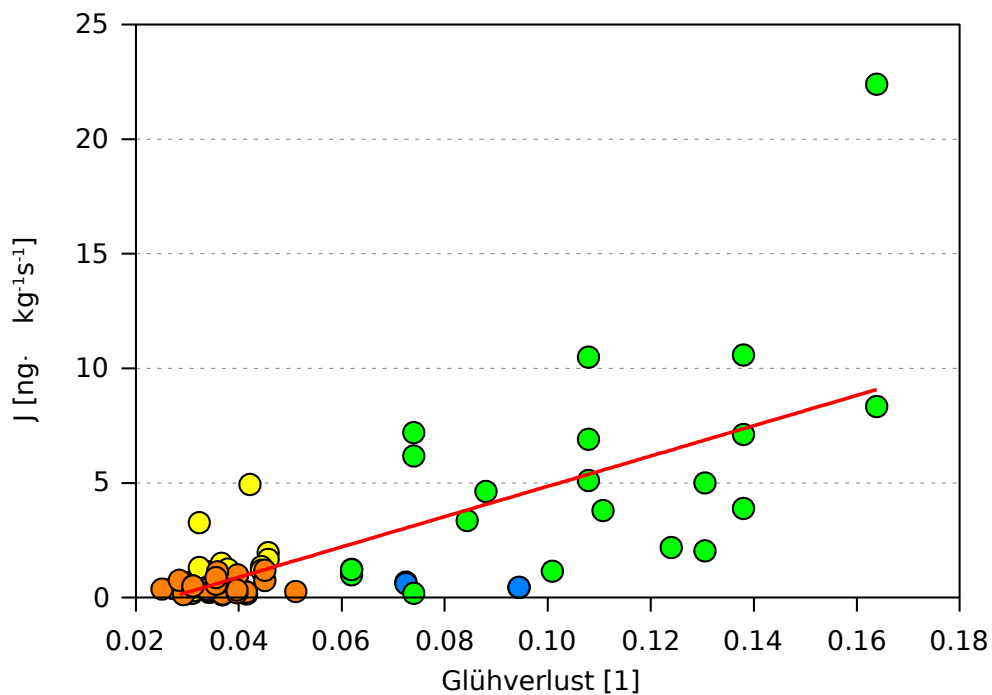


Abbildung 68: Zusammenhang zwischen Glühverlust (Humusgehalt) und maximaler Freisetzungsrates. Datenpunkte getrennt nach Nutzung dargestellt
(Datenpunkte: Gelb = Acker, Orange = Weinbau, Blau = Grünland, Grün = Forst)

Die ausgeprägteste Korrelation findet sich zwischen dem Glühverlust und der Freisetzungsrates, was auch im Diagramm zu erkennen ist (Abbildung 68). Sowohl die

forstwirtschaftlich genutzten als auch die landwirtschaftlich genutzten Böden zeigen eine erkennbare Zunahme der Freisetzungsrates mit dem Glühverlust. Wie schon der hohe Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen zeigt, ist der Humusgehalt, beschrieben über den Glühverlust, die entscheidende Größe, die im wesentlichen die Unterschiede zwischen den einzelnen Böden bezüglich der Freisetzungsrates bei optimaler Bodenfeuchte steuert. Daß der Glühverlust seinerseits wiederum mit den beiden anderen, mit der Freisetzungsrates korrelierten Größen Ammoniumgehalt und pH-Wert korreliert, zeigt, daß diese nicht unabhängig von diesem sind und sich zum Teil durch diesen erklären lassen.

Da der Wertumfang der verschiedenen Variablen bei den einzelnen Nutzungen recht unterschiedlich ausfällt, ist deren Anteil bei der Korrelation unterschiedlich bzw. wäre für die einzelnen Nutzung so nicht gegeben. Um nach Nutzung unterscheiden zu können, sind im Folgenden Korrelationsanalysen für die einzelnen Nutzungen durchgeführt.

6.2.2.2 Bodenproben der ackerbaulich genutzten Flächen

Die Korrelationen zwischen den einzelnen Variablen bei den ackerbaulich genutzten Bodenproben zeigen wesentliche Unterschiede zum gesamten Stichprobenumfang (Tabelle 10). Dies zeigt sich vor allem bei den Zusammenhängen zwischen der maximalen Freisetzungsrates und den unabhängigen Bodeneigenschaften, die teilweise erheblich deutlicher ausgeprägt sind, teilweise nicht mehr erkennbar sind. Deutlich ausgeprägter ist hier der Zusammenhang mit der Stickstoffkomponente Ammonium und – in geringerem Ausmaß – mit dem Nitrat. Fehlend ist ein Zusammenhang zwischen maximaler Freisetzungsrates und pH-Wert, schwächer ausgeprägt der Zusammenhang zwischen maximaler Freisetzungsrates und Glühverlust. Der hier fehlende Zusammenhang zwischen pH-Wert und Freisetzungsrates, der sich bei allen anderen Nutzungen zeigt, ist dadurch erklärbar, daß die pH-Werte der ackerbaulich genutzten Böden im neutralen Bereich liegen und die Varianzen sehr gering sind. Bezüglich der Textur ist hier nur ein signifikanter Zusammenhang zwischen Freisetzungsrates und Sandgehalt erkennbar, der aber auch die Abhängigkeit der Freisetzungsrates von der Bodenbelüftung aufzeigt (s.o.). Der Ammoniumgehalt zeigt bei den ackerbaulich genutzten Böden einen geringeren Zusammenhang mit dem Glühverlust als dies beim gesamten Stichprobenumfang zu erkennen war, was auf die Düngergaben zurückzuführen sein dürfte. Der fehlende Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalt und pH-Wert ist gut mit dem sehr niedrigem Glühverlust der ackerbaulich genutzten Böden begründbar. Ausgeprägter zeigt sich die Korrelation zwischen pH-Wert und Humusqualität, hier dargestellt über das C/N-Verhältnis. Ist der Humusgehalt gering wie bei der hier behandelten Bodenproben, so zeigt sich ein Zusammenhang zwischen pH-Wert und Tongehalt, was wiederum die Austauscherfunktion der Tonminerale anzeigt.

Tabelle 10: Korrelationen der Variablen für die ackerbaulich genutzten Flächen

		J_{\max}	NH_4^+	NO_3^-	ph	Glühverlust	C/N	T	S
J_{\max}	Korrelation nach Pearson	1	,806(**)	,297(*)	-,184	,530(**)	-,467	-,131	,561(**)
	Signifikanz (2-seitig)		,000	,043	,215	,000	,092	,490	,001
	N	47	46	47	47	47	14	30	30
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	,806(**)	1	,294(*)	-,033	,377(**)	-,304	-,331	,501(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,000		,048	,828	,010	,312	,079	,006
	N	46	46	46	46	46	13	29	29
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	,297(*)	,294(*)	1	,001	,395(**)	-,262	-,090	,091
	Signifikanz (2-seitig)	,043	,048		,994	,006	,366	,638	,632
	N	47	46	47	47	47	14	30	30
ph	Korrelation nach Pearson	-,184	-,033	,001	1	-,097	,739(**)	-,441(*)	-,322
	Signifikanz (2-seitig)	,215	,828	,994		,515	,003	,015	,083
	N	47	46	47	47	47	14	30	30
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,530(**)	,377(**)	,395(**)	-,097	1	-,687(**)	-,082	,328
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,010	,006	,515		,007	,668	,077
	N	47	46	47	47	47	14	30	30
C/N	Korrelation nach Pearson	-,467	-,304	-,262	,739(**)	-,687(**)	1	-,657(*)	-,440
	Signifikanz (2-seitig)	,092	,312	,366	,003	,007		,011	,116
	N	14	13	14	14	14	14	14	14
T	Korrelation nach Pearson	-,131	-,331	-,090	-,441(*)	-,082	-,657(*)	1	-,441(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,490	,079	,638	,015	,668	,011		,015
	N	30	29	30	30	30	14	30	30
S	Korrelation nach Pearson	,561(**)	,501(**)	,091	-,322	,328	-,440	-,441(*)	1
	Signifikanz (2-seitig)	,001	,006	,632	,083	,077	,116	,015	
	N	30	29	30	30	30	14	30	30

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Zusammenfassend kann bei den landwirtschaftlich genutzten Bodenproben beobachtet werden, daß bei optimaler Bodenfeuchte die Freisetzungsrates im wesentlichen vom Ammoniumgehalt abhängt. Eine geringere Rolle spielt der Nitratgehalt, es zeigt sich aber im Gegensatz zur Gesamtheit der Proben ein erkennbarer Zusammenhang. Einen höheren Einfluss hat der Humusgehalt, er liegt aber unterhalb dessen, was für die Gesamtheit der Böden zu beobachten ist. Mit dem pH-Wert ist kein Zusammenhang zu erkennen.

6.2.2.2.3 Bodenproben der weinbaulich genutzten Flächen

Vollkommen andere Zusammenhänge unter den Variablen zeigen sich bei den Proben der weinbaulich genutzten Böden (Tabelle 11).

Tabelle 11: Korrelationen der Variablen für die weinbaulich genutzten Flächen

		J_{\max}	NH_4^+	NO_3^-	ph	Glühverlust	C/N	T	S
J_{\max}	Korrelation nach Pearson	1	-,006	,586(**)	-,874(* *)	,105	-,596	-,738(**)	,674(**)
	Signifikanz (2-seitig)		,978	,001	,000	,619	,053	,000	,000
	N	27	27	27	25	25	11	25	25
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	-,006	1	,004	-,041	-,036	-,458	-,071	,071
	Signifikanz (2-seitig)	,978		,983	,844	,866	,157	,735	,736
	N	27	27	27	25	25	11	25	25
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	,586(**)	,004	1	-,588(* *)	-,010	-,683(* *)	-,505(*)	,621(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,001	,983		,002	,963	,020	,010	,001
	N	27	27	27	25	25	11	25	25
ph	Korrelation nach Pearson	-,874(**)	-,041	-,588(**)	1	,119	,762(**)	,936(**)	-,845(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,844	,002		,572	,006	,000	,000
	N	25	25	25	25	25	11	25	25
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,105	-,036	-,010	,119	1	-,090	,226	-,449(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,619	,866	,963	,572		,793	,278	,024
	N	25	25	25	25	25	11	25	25
C/N	Korrelation nach Pearson	-,596	-,458	-,683(*)	,762(**)	-,090	1	,782(**)	-,580
	Signifikanz (2-seitig)	,053	,157	,020	,006	,793		,004	,061
	N	11	11	11	11	11	11	11	11
T	Korrelation nach Pearson	-,738(**)	-,071	-,505(*)	,936(**)	,226	,782(**)	1	-,838(**)
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,735	,010	,000	,278	,004		,000
	N	25	25	25	25	25	11	25	25
S	Korrelation nach Pearson	,674(**)	,071	,621(**)	-,845(* *)	-,449(*)	-,580	-,838(**)	1
	Signifikanz (2-seitig)	,000	,736	,001	,000	,024	,061	,000	
	N	25	25	25	25	25	11	25	25

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Deutlich zeigt sich dies bei den Zusammenhängen, die die Freisetzungsrates mit den Bodeneigenschaften aufweist. Es fehlen die Korrelationen mit dem Ammoniumgehalt und dem Glühverlust, wie sie sich deutlich bei den ackerbaulich genutzten Böden gezeigt

haben. Dagegen sind hier ausgeprägte Zusammenhänge zwischen Freisetzungsrates und Nitratgehalt sowie dem pH-Wert erkennbar. Einzig der Zusammenhang zwischen Freisetzungsrates und der textuellen Situation ist hier wiederum eindeutig erkennbar. Ein Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalt und Glühverlust, wie er sich deutlich bei den ackerbaulich genutzten Böden zeigt, ist nicht gegeben, was den fehlenden Zusammenhang zwischen Freisetzungsrates und Glühverlust verständlicher macht.

Hohe Korrelationen mit einigen anderen Variablen zeigt der Nitratgehalt. Hier zeigt sich ein ausgeprägter Zusammenhang mit dem pH-Wert, dem C/N-Verhältnis und den Texturwerten. Allenfalls der Zusammenhang mit dem C/N-Verhältnis ist sachlogisch gut begründbar, zumal hier eine negative Korrelation vorliegt. Die Zusammenhänge mit dem pH-Wert und den Texturwerten ist kaum sachlogisch erklärbar, es kann sich letztendlich nur um zufällige Korrelationen handeln. Gut begründbar ist der Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und dem Tongehalt (s.o.). Der enge Zusammenhang der beiden Größen deutet auf eine niedrige Basensättigung der geprobten Böden hin. Dies mag auch eine Erklärung für den engen Zusammenhang zwischen Freisetzungsrates und pH-Wert sein. Die übrigen erkennbaren Korrelationen sollen nicht weiter besprochen werden, da sie zum Teil schon oben behandelt sind bzw. für die Erklärung der Freisetzungsrates keine unmittelbare Bedeutung besitzen.

Zusammenfassend kann für die Weinbergböden festgestellt werden, daß sich hier ganz andere Beziehung als bei den vorher besprochenen Böden bzw. bei der Gesamtheit der Böden erkennen lassen. Hier sind neben der Textur vor allem der pH-Wert und der Nitratgehalt beeinflussende Größen. Der Humusgehalt spielt hier keine Rolle. Dies läßt erkennen, daß die Steuerung der Freisetzungsrates über einen mikrobiologischen Prozeß geregelt wird, der in Abhängigkeit von den herrschenden Bedingungen unterschiedlich ablaufen kann. Letztendlich kann es sich bei den unterschiedlichen Böden auch um unterschiedliche mikrobielle Gemeinschaften handeln, die auf gleiche Bedingungen unterschiedlich reagieren.

6.2.2.2.4 Bodenproben der Grünlandflächen

Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs sind die Ergebnisse der Bodenproben der Grünlandflächen und entsprechende Aussagen als weniger gewichtig zu betrachten. In Tabelle 12 sind die Korrelationen der einzelnen Variablen für die Bodenproben der Grünlandflächen dargestellt. Die Freisetzungsrates zeigt mit dem pH-Wert, dem Glühverlust und dem C/N-Verhältnis ausgeprägte Korrelationen. Die erkennbare Korrelation mit dem Ammoniumgehalt wird aufgrund des geringen Stichprobenumfangs als nicht signifikant gekennzeichnet, ist aber im Einklang mit den bisherigen Beobachtungen. Die Richtung einiger Zusammenhänge unterscheidet sich von der vorher besprochenen Nutzungen. Der enge positive Zusammenhang mit dem pH-Wert zeigt sich bei der Gesamtheit der Proben nicht, ist jedoch auch bei anderen Studien beschrieben (vgl. 2.2.4). Der Zusammenhang zwischen Glühverlust und pH-Wert ist auffällig hoch

ausgeprägt und zeigt, wie bei allen anderen Proben, einen negativen Zusammenhang. Auffällig, und bei keiner anderen Nutzung zu beobachten, ist eine hohe Korrelation zwischen Freisetzungsrate und C/N-Verhältnis. Dieses ist zugleich bei den Grünlandböden am engsten, d.h. der Humus kann leichter mineralisiert werden. Dies könnte ein Grund dafür sein, daß bei hohem Humusgehalt nur wenig NO freigesetzt wird, da es im Boden selbst wieder aufgenommen wird (DUNFIELD UND KNOWLES 1998).

Tabelle 12: Korrelationen der Variablen für die Grünlandböden

		J_{\max}	NH_4^+	NO_3^-	ph	Glühverlust	C/N	T	S
J_{\max}	Korrelation nach Pearson	1	-,809	,146	,973(*)	-,973(*)	-,973(*)	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)		,191	,854	,027	,027	,027	.	.
	N	4	4	4	4	4	4	0	0
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	-,809	1	,033	-,832	,832	,832	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)	,191		,967	,168	,168	,168	.	.
	N	4	4	4	4	4	4	0	0
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	,146	,033	1	,333	-,333	-,333	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)	,854	,967		,667	,667	,667	.	.
	N	4	4	4	4	4	4	0	0
ph	Korrelation nach Pearson	,973(*)	-,832	,333	1	-,1,000(**)	-,1,000(**)	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)	,027	,168	,667		,000	,000	.	.
	N	4	4	4	4	4	4	0	0
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	-,973(*)	,832	-,333	-,1,000(**)	1	,1,000(**)	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)	,027	,168	,667	,000		,000	.	.
	N	4	4	4	4	4	4	0	0
C/N	Korrelation nach Pearson	-,973(*)	,832	-,333	-,1,000(**)	1,000(**)	1	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)	,027	,168	,667	,000	,000		.	.
	N	4	4	4	4	4	4	0	0
%T	Korrelation nach Pearson	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)
	N	0	0	0	0	0	0	0	0
%S	Korrelation nach Pearson	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)	.(a)
	Signifikanz (2-seitig)
	N	0	0	0	0	0	0	0	0
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.									
** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.									
a Kann nicht berechnet werden, da mindestens eine der Variablen konstant ist.									

Für die Grünlandböden ergibt sich zusammenfassend das folgende Bild. Es ist eine enge positive Korrelation zwischen Freisetzungsrate und pH-Wert gegeben, die insofern ungewöhnlich ist, da dies bei den anderen Nutzungen nicht beobachtet wird und mit Ergebnissen anderer Studien nicht in Einklang steht (vgl. 2.2.4). Ebenfalls ungewöhnlich,

und bei den anderen Nutzungen nicht zu beobachten, ist die negative Korrelation zwischen Freisetzungsrates und Glühverlust. Das C/N-Verhältnis ist bei den Grünlandböden die Variable, die die Unterschiede bei der Freisetzungsrates am besten erklären kann, da sie mit den anderen beiden Variablen ebenfalls hoch korreliert ist. Dies kann ein Hinweis darauf sein, daß in diesen Böden eine schnelle Wiederaufnahme von NO stattfindet. Gestützt wird diese Annahme noch durch die sehr geringen Freisetzungsrates, die bei optimaler Bodenfeuchte gemessen werden. Der pH-Wert ist bei den Grünlandböden erkennbar durch die Variablen C/N-Verhältnis und Glühverlust erklärbar. Da für die hier betrachteten Proben keine Texturwerte gemessen sind, kann über den Einfluß des Tongehaltes keine Aussage gemacht werden.

6.2.2.2.5 Bodenproben der forstwirtschaftlich genutzten Flächen

In Tabelle 13 sind die Korrelationskoeffizienten der Variablen für die forstwirtschaftlich genutzten Böden aufgelistet. Die mit der Freisetzungsrates in erkennbaren Zusammenhang stehenden Variablen sind erneut der pH-Wert und der Glühverlust, beide in der am meisten zu beobachtenden und auch sachlogisch am besten zu begründenden Richtung (s.o.). Die Textur läßt keinen Einfluss auf die Freisetzungsrates erkennen, dies könnte mit dem hohen Humusgehalt der Forstböden zusammenhängen, der an sich schon für eine gute strukturelle Belüftung der Böden sorgt. Erstaunlich ist der nicht erkennbare Zusammenhang mit den Nährstoffen, insbesondere dem Ammonium, das in den Forstböden mit den höchsten Konzentrationen auftritt. Die Streuung des pH-Werts selbst, kann bei den forstwirtschaftlich genutzten Böden durch die Variablen Glühverlust, C/N-Verhältnis und Tongehalt erklärt werden, wie dies überwiegend bei den anderen Nutzungen auch der Fall ist. Gut ausgeprägt ist der Zusammenhang mit dem Humusgehalt (Glühverlust) der aber wie oben besprochen schwer als Ursache oder Wirkung zu deuten ist. Als weiteres Indiz für einen ursächlichen Zusammenhang kann das C/N-Verhältnis dienen. Ein hohes C/N-Verhältnis erschwert die Mineralisierung des Humus und führt tendenziell zu einer verstärkten Bildung von Huminsäuren (HAIDER 1996). Dieser Zusammenhang ist gerade bei den forstwirtschaftlich genutzten Böden mit ihrem hohen Humusgehalt besonders deutlich ausgeprägt. Daneben kommt hier ein weiterer Faktor deutlich zum Ausdruck. Der pH-Wert zeigt auch hier einen ausgeprägten Zusammenhang mit dem Tongehalt des Bodens, der oben schon in seiner ursächlichen Bedeutung besprochen ist.

Der Glühverlust zeigt wie bei den anderen Nutzungen, außer den Weinbergsböden, eine Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis. Die Richtung der Korrelation deutet an, daß mit weiter werdendem C/N-Verhältnis der Abbau des Humus gehemmt wird und es zu einer Anreicherung kommt. Somit kann ein weites C/N-Verhältnis indirekt über die Humusanreicherung zu einem niedrigen pH-Wert im Boden führen. Ein weiterer Faktor, der den Humusgehalt im Boden regelt, ist der Tongehalt, was besonders gut bei den Forstböden erkennbar ist. Die Richtung des Zusammenhanges deutet an, daß bei

höherem Tongehalt mehr Humus durch Ton-Humus-Komplexe gebunden wird. Diese Komplexe sind sehr resistent gegenüber der Mineralisierung da der Humus durch die Tonminerale stabilisiert wird (ZIECHMANN UND MÜLLER-WEGENER 1990). Ein weiterer Zusammenhang findet sich zwischen dem C/N-Verhältnis und dem Tongehalt, so wie er sich in dieser Ausprägung nur bei den Forstböden zeigt. Wie bei den ackerbaulich genutzten Böden ist die Richtung des Zusammenhanges negativ, weshalb hier auf eine erneute Deutung verzichtet wird.

Tabelle 13: Korrelationen der Variablen für die forstwirtschaftlich genutzten Böden

		J_{\max}	NH_4^+	NO_3^-	ph	Glühverlust	C/N	T	S
J_{\max}	Korrelation nach Pearson	1	,011	-,162	-,455(*)	,593(**)	,352	-,303	,158
	Signifikanz (2-seitig)		,963	,482	,038	,005	,182	,207	,518
	N	21	20	21	21	21	16	19	19
NH_4^+	Korrelation nach Pearson	,011	1	,122	-,124	,302	,054	-,009	,176
	Signifikanz (2-seitig)	,963		,607	,601	,195	,842	,971	,484
	N	20	20	20	20	20	16	18	18
NO_3^-	Korrelation nach Pearson	-,162	,122	1	,544(*)	-,406	-,382	,163	,378
	Signifikanz (2-seitig)	,482	,607		,011	,068	,144	,505	,111
	N	21	20	21	21	21	16	19	19
ph	Korrelation nach Pearson	-,455(*)	-,124	,544(*)	1	-,731(**)	-,843(*)	,551(*)	-,047
	Signifikanz (2-seitig)	,038	,601	,011		,000	,000	,015	,848
	N	21	20	21	21	21	16	19	19
Glühverlust	Korrelation nach Pearson	,593(**)	,302	-,406	-,731(*)	1	,512(*)	-,497(*)	,009
	Signifikanz (2-seitig)	,005	,195	,068	,000		,043	,030	,970
	N	21	20	21	21	21	16	19	19
C/N	Korrelation nach Pearson	,352	,054	-,382	-,843(*)	,512(*)	1	-,980(**)	,485
	Signifikanz (2-seitig)	,182	,842	,144	,000	,043		,000	,079
	N	16	16	16	16	16	16	14	14
T	Korrelation nach Pearson	-,303	-,009	,163	,551(*)	-,497(*)	-,980(*)	1	-,510(*)
	Signifikanz (2-seitig)	,207	,971	,505	,015	,030	,000		,026
	N	19	18	19	19	19	14	19	19
S	Korrelation nach Pearson	,158	,176	,378	-,047	,009	,485	-,510(*)	1
	Signifikanz (2-seitig)	,518	,484	,111	,848	,970	,079	,026	
	N	19	18	19	19	19	14	19	19

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.
** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Zusammenfassend kann bei den forstwirtschaftliche genutzten Böden ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Freisetzungsrates und den Variablen pH-Wert und Glühverlust beobachtet werden. Der pH-Wert zeigt auch hier wie bei den Weinbergsproben eine negative Korrelation mit der Freisetzungsrates und dem pH-Wert. Der Humusgehalt ist positiv mit der Freisetzungsrates korreliert, wie es sich auch bei den ackerbaulich und als Grünland genutzten Böden zeigt.

6.3 Erklärung der abhängigen Größen

Im Folgenden soll die Erklärungsfähigkeit der unabhängigen Variablen (Ammonium, Nitrat, pH, Glühverlust, C/N, T, S) für die davon abhängigen Zielgrößen optimale und obere Bodenfeuchte und maximale Freisetzungsrates untersucht werden. Im Sinne einer gerichteten Abhängigkeit sollen lineare Modelle mit Hilfe der multiplen linearen Regression erstellt werden. Über alle Nutzungen werden für die Regression diejenigen unabhängigen Variablen verwendet, die eine deutliche Korrelation ($R \geq 0,5$) mit den Zielgrößen zeigen. Hier werden auch Variablen einbezogen, deren Korrelation mit den Zielgrößen bei der oben gegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit als nicht signifikant eingestuft wird. Mit Hilfe der Regressionsanalyse können Aussagen über den Einfluss einzelner Variablen auf die zu erklärende Größe gemacht werden, d.h. wie sich die Zielgröße mit der unabhängigen Variable ändert. Gleichzeitig können die Parameter wie Regressionskoeffizienten und Konstante bestimmt werden, die Parameter eines linearen Modells zur Erklärung der Zielgrößen darstellen. Für die festgestellten Beziehungen wird mit Hilfe der Varianzanalyse die Güte der Regressionsmodelle beschrieben.

6.3.1 Optimale Bodenfeuchte

Für den gesamten Stichprobenumfang sind mehrere lineare Regressionen durchgeführt, um den Zusammenhang zwischen Bodenvariablen und optimaler Bodenfeuchte zu bestimmen. Zum einen sind einfache lineare Regressionen mit nur einer unabhängigen Variablen (Tabelle 14), zum anderen multiple lineare Regressionen mit allen signifikanten Variablen (Tabelle 15) durchgeführt. Hier sind jeweils der Korrelationskoeffizient R , wie bereits oben behandelt, und die die Regressionsgleichung kennzeichnenden Parameter aufgeführt. Vor allem der Koeffizient gibt Aufschluss darüber, wie stark die abhängige Variable auf die unabhängige Variable wirkt. Dabei ist auf den Wertebereich der betrachteten Variable bzw. dessen Dimension zu achten. Es kann somit neben der rein qualitativen Beschreibung des Zusammenhanges über den Korrelationskoeffizienten ein Maß für dessen Stärke angegeben werden, d.h. in welcher Relation sich die abhängige Größe mit der unabhängigen Größe ändert.

Tabelle 14: Parameter der einfachen linearen Regressionen für θ_{opt} (alle Proben)

Unabhängige Variable	R ²	Koeffizient	Konstante
NH ₄ ⁺	0,657	0,007	0,114
pH	0,676	- 0,029	0,316
Glühverlust	0,726	1,118	0,080

In Tabelle 14 sind die Parameter der einfachen linearen Regressionen der signifikanten unabhängigen Variablen mit der abhängigen Variablen optimale Bodenfeuchte dargestellt. Neben einem mehr oder weniger gleichem Korrelationskoeffizienten ist ein deutlicher Unterschied bei den Koeffizienten der Regressionsgleichung zu erkennen. Die Variablen NH₄⁺ und pH zeigen nur geringen Einfluss auf die optimale Bodenfeuchte. Die Variable Glühverlust – auch wenn diese einen anderen Wertebereich besitzt - hingegen übt einen ungleich höheren Einfluss auf die optimale Bodenfeuchte aus. Der Unterschied im Humusgehalt, hier über die Variable Glühverlust ausgedrückt, ist die entscheidende Größe bei der Erklärung der Unterschiede der einzelnen Bodenproben bezüglich der optimalen Bodenfeuchte.

Tabelle 15: Parameter der multiplen linearen Regression für θ_{opt} (alle Proben)

Unabhängige Variable	R ²	Koeffizient	Konstante
Glühverlust, NH ₄ ⁺ , pH	0,853		0,131
NH ₄ ⁺		0,002	
pH		- 0,006	
Glühverlust		0,656	

In Tabelle 15 sind die Parameter der multiplen linearen Regression aufgeführt, in der alle signifikanten unabhängigen Variablen einbezogen sind. Hier sind zum einen der Korrelationskoeffizient der Regressionsgleichung, als auch die einzelnen partiellen Korrelationskoeffizienten, dargestellt. Auch hier zeigt sich der dominierende Einfluss des Humusgehaltes auf die optimale Bodenfeuchte, obgleich bei der Einbeziehung der beiden anderen Variablen eine insgesamt bessere Erklärung der abhängigen Variablen beobachtet wird (Bestimmtheitsmaß R²). Da es günstig ist, die abhängige Variable mit möglichst wenig unabhängigen Variablen zu erklären, ist es sinnvoll die beiden möglichen Regressionsgleichungen bez. ihrer Erklärungsfähigkeit zu vergleichen. Modell [15] bezieht nur den Glühverlust als beschreibende Variable, Modell [16] alle aufgelisteten Variable zur Erklärung ein.

$$[15] \quad \theta_{opt} (\text{Glühverlust}) = 1,118 \times \text{Glühverlust} + 0,08$$

$$[16] \quad \theta_{opt} (\text{NH}_4^+, \text{pH}, \text{Glühverlust}) = 0,002 \times \text{NH}_4^+ - 0,006 \times \text{pH} + 0,656 \times \text{Glühverlust} + 0,131$$

In Tabelle 16 und 17 sind die Werte der Varianzanalyse (ANOVA) der beiden Regressionen aufgelistet. Hier ist die Signifikanz bzw. die Güte der ermittelten Beziehung dargestellt. In der Zeile „Regression“ ist der Anteil der erklärten Streuung, in der Zeile „Residuen“ der nicht erklärten Streuung ausgewiesen. „Df“ bezeichnet die Anzahl der Freiheitsgrade, aus der sich dann unter Berücksichtigung der erklärten und nicht erklärten Streuung der empirische F-Wert ergibt. Die Signifikanz dient der Entscheidung über Annahme oder Nichtannahme der Nullhypothese: $r = 0$ bzw. es besteht kein Einfluß der Variablen auf die abhängige Variable. In beiden Modellen liegt diese bei 0, so daß die beschriebenen Zusammenhänge als hoch signifikant gelten.

Tabelle 16: Varianzanalyse der Regression 1 (Modell [15]) für θ_{opt} (alle Proben)

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	,105	1	,105	145,806	0,000
	Residuen	,039	55	,001		
	Gesamt	,144	56			
Einflußvariablen : (Konstante), Glühverlust						
Abhängige Variable: θ_{opt}						

Tabelle 17: Varianzanalyse der Regression 2 (Modell [16]) für θ_{opt} (alle Proben)

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
2	Regression	,088	3	,029	79,033	0,000
	Residuen	,015	41	,000		
	Gesamt	,103	44			
Einflußvariablen : (Konstante), Glühverlust, NH_4^+ , pH						
Abhängige Variable: θ_{opt}						

Das Modell [15] bzw. die Regressionsgleichung 1 ist mit nur einer erklärenden Variable dem Modell [16] in der Erklärungsfähigkeit unterlegen, vermag aber einen großen Teil der Streuung der abhängigen Variablen zu erklären. Da für eine Vorhersage des optimalen Bodenfeuchte nicht immer alle Variablen zur Verfügung stehen können – der Ammoniumgehalt ist recht aufwendig zu bestimmen – ist es für eine etwas ungenauere Schätzung ausreichend, den Humusgehalt des Mineralbodens zu kennen.

6.3.2 Obere Bodenfeuchte

Bei der oberen Bodenfeuchte haben sich bei der Korrelationsanalyse ähnliche Zusammenhänge mit den unabhängigen Variablen wie bei der optimalen Bodenfeuchte gezeigt. Dies ist damit zu erklären, daß beide Werte selbst hochgradig korreliert sind. Die Ergebnisse für die einfachen linearen Regressionen sind in Tabelle 18 aufgelistet. Hier zeigt der Glühverlust den höchsten Korrelationskoeffizienten (R) und den stärksten Einfluss auf die obere Bodenfeuchte, deutbar über den Koeffizienten (Steigung) der

Regressionsgleichung.

Neben den drei unabhängigen Variablen NH_4^+ , pH und Glühverlust ist bei der oberen Feuchte auch ein Zusammenhang mit dem Tongehalt signifikant erkennbar. Der Zusammenhang ist aber nur schwach ausgeprägt, so daß er als erklärende Variable, vor dem Hintergrund einer möglichst geringen Anzahl erklärender Variablen, evtl. als irrelevant unberücksichtigt bleiben kann. Hier sind die Ergebnisse der multiplen linearen Regression interessant, die auch den Tongehalt als erklärende Variable berücksichtigt (Tabelle 19).

Tabelle 18: Parameter der einfachen linearen Regressionen für θ_{upp} (alle Proben)

Unabhängige Variable	R ²	Koeffizient	Konstante
NH_4^+	0,534	0,020	0,356
pH	0,680	- 0,079	0,873
Glühverlust	0,820	3,219	0,227
Ton	0,099	- 0,550	0,552

Tabelle 19: Parameter der multiplen linearen Regression für θ_{upp} (alle Proben)

Unabhängige Variable	R ²	Koeffizient	Konstante
Ton, Glühverlust, NH_4^+ , pH	0,838		0,391
NH_4^+		0,005	
pH		- 0,009	
Glühverlust		1,768	
Ton		- 0,129	

Bei Berücksichtigung aller unabhängigen Variablen ergibt sich ein Korrelationskoeffizient (R) von 0,915, ist also nicht wesentlich höher als bei Berücksichtigung nur der Variable Glühverlust. Mehr als bei der optimalen Bodenfeuchte kann allein der Humusgehalt (Glühverlust) der Erklärung der oberen Bodenfeuchte dienen. Es ergeben sich somit die zwei möglichen Modelle:

$$[17] \quad \theta_{\text{upp}} (\text{Glühverlust}) = 3,3219 \times \text{Glühverlust} + 0,227$$

$$[18] \quad \theta_{\text{upp}} (\text{NH}_4^+, \text{pH}, \text{Glühverlust}, \text{Ton}) = 0,005 \times \text{NH}_4^+ - 0,009 \times \text{pH} + 1,768 \times \text{Glühverlust} - 0,129 \times \text{Ton} + 0,391$$

In Tabelle 20 und 21 sind die Ergebnisse der Varianzanalysen (ANOVA) der entsprechenden Modelle aufgelistet. Auch hier zeigen sich die dargestellten Zusammenhänge bzw. die Erklärung der abhängigen Variable als hoch signifikant.

Tabelle 20: Varianzanalyse der Regression 1 (Modell [17]) für θ_{upp} (alle Proben)

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	,844	1	,844	236,680	0,000
	Residuen	,185	52	,004		
	Gesamt	1,029	53			
Einflußvariablen : (Konstante), Glühverlust						
Abhängige Variable: θ_{upp}						

Tabelle 21: Varianzanalyse der Regression 2 (Modell [18]) für θ_{upp} (alle Proben)

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
2	Regression	,474	4	,119	36,177	0,000
	Residuen	,092	28	,003		
	Gesamt	,566	32			
Einflußvariablen : (Konstante), Ton, Glühverlust, NH_4^+ , pH						
Abhängige Variable: θ_{upp}						

6.3.3 Maximale Freisetzungsrates

Die maximale Freisetzungsrates als Prozeß unterscheidet sich schon qualitativ von den statischen Kenngrößen optimale und obere Bodenfeuchte. Wie bereits oben dargestellt sind gleichwohl ähnliche Zusammenhänge mit den unabhängigen Variablen zu beobachten. In Tabelle 22 sind die Parameter der linearen Einfachregressionen aufgelistet. Das Bestimmtheitsmaß (R^2) zeigt nochmals den Zusammenhang zwischen den einzelnen Variablen an.

Tabelle 22: Parameter der einfachen linearen Regressionen (Modell [19]) für J_{max} (alle Proben)

Unabhängige Variable	R^2	Koeffizient	Konstante
NH_4^+	0,144	0,120	1,144
pH	0,400	- 1,376	9,974
Glühverlust	0,541	66,110	- 1,757
Ton	0,131	- 11,275	4,286
Sand	0,143	6,520	- 0,037

Die Variablen pH und Glühverlust zeigen den engsten Zusammenhang mit der maximalen Freisetzungsrates, wenn man das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß heranzieht. Es ist auffallend, daß keine der unabhängigen Variablen die maximale Freisetzungsrates so gut erklären kann, wie die beiden charakteristischen Feuchtwerte. Selbst die multiple Regression mit allen relevanten unabhängigen Variablen zeigt ein deutlich niedrigeres Bestimmtheitsmaß als die vergleichbaren Regressionen bezüglich der Feuchtwerte (Tabelle 23).

Tabelle 23: Parameter der multiplen linearen Regression 1 (Modell [21]) für J_{\max} (alle Proben)

Unabhängige Variable	R ²	Koeffizient	Konstante
Ton, Sand, Glühverlust, NH ₄ ⁺ , pH	0,596		1,365
NH ₄ ⁺		- 0,008	
pH		- 0,292	
Glühverlust		42,186	
Ton		- 1,455	
Sand		0,598	

Auffallend hoch fallen die Koeffizienten für den Glühverlust sowohl bei der einfachen als auch bei der multiplen Regression aus, wie es sich auch bei den beiden Feuchtwerten zeigt. Der Erklärungsanteil an der abhängigen Variablen ist beim Glühverlust somit erneut am höchsten. Der pH-Wert zeigt neben dem Glühverlust die höchste Korrelation mit der maximalen Freisetzungsrates, weshalb er für ein zweites multiples Regressionsmodell verwendet wird (Tabelle 24). Hier zeigt sich aber gegenüber der Einfachregression kein bedeutender Gewinn, was die Erklärungsfähigkeit der abhängigen Variable betrifft.

Tabelle 24: Parameter der multiplen linearen Regression 2 (Modell [20]) für J_{\max} (alle Proben)

Unabhängige Variable	R ²	Koeffizient	Konstante
Glühverlust, pH	0,542		- 2,774
Glühverlust		70,775	
pH		0,129	

Aus den Parametern der einfachen Regression und der beiden multiplen Regression ergeben sich die folgenden Regressionsmodelle ($[J_{\max}] := \text{ng kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$):

$$[19] \quad J_{\max} (\text{Glühverlust}) = 66,110 \times \text{Glühverlust} - 1,757$$

$$[20] \quad J_{\max} (\text{Glühverlust, pH}) = 70,775 \times \text{Glühverlust} + 0,129 \times \text{pH} - 2,774$$

$$[21] \quad J_{\max} (\text{Ton, Sand, Glühverlust, NH}_4^+, \text{pH}) = 42,186 \times \text{Glühverlust} - 0,292 \times \text{pH} - 1,455 \times \text{Ton} + 0,598 \times \text{Sand} - 0,008 \times \text{NH}_4^+ + 1,365$$

Regression 1 zeigt mit nur einer erklärenden Variable ein Bestimmtheitsmaß von 0,541. Wird der pH-Wert als zusätzliche erklärende Variable hinzugezogen, so ergibt sich keine nennenswerte Verbesserung. Bei der multiplen linearen Regression mit fünf erklärenden Variablen erhöht sich das Bestimmtheitsmaß und damit der erklärte Anteil an der Streuung der abhängigen Variablen auf 0,596, was angesichts der gesteigerten Anzahl an benötigten Variablen eine nicht sehr zufriedenstellende Verbesserung ist. In Tabelle 25

bis 27 sind die Ergebnisse der Varianzanalysen der einzelnen Regression aufgeführt. Die Regressionen sind hochgradig signifikant.

Tabelle 25: Varianzanalyse der einfachen Regression für J_{max} (alle Proben)

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	484,043	1	484,043	112,118	0,000
	Residuen	410,139	95	4,317		
	Gesamt	894,182	96			
Einflußvariablen : (Konstante), Glühverlust						
Abhängige Variable: J						

Tabelle 26: Varianzanalyse der multiplen Regression 3 für J_{max} (alle Proben)

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	484,759	2	242,379	55,648	0,000
	Residuen	409,424	94	4,356		
	Gesamt	894,182	96			
Einflußvariablen : (Konstante), Glühverlust, pH						
Abhängige Variable: J						

Tabelle 27: Varianzanalyse der multiplen Regression 2 für J_{max} (alle Proben)

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	223,849	5	44,770	19,495	0,000
	Residuen	151,564	66	2,296		
	Gesamt	375,413	71			
Einflußvariablen : (Konstante), Sand, NH_4^+ , Ton, pH, Glühverlust						
Abhängige Variable: J						

Zur Erklärung der optimalen und oberen Bodenfeuchte sowie der maximalen Freisetzungsrates ist in erster Linie der Glühverlust geeignet. Die anderen Bodenvariablen erklären die Streuung der Zielgrößen in weit geringerem Maße und sind meist mit dem Glühverlust korreliert. Zur Erklärung der Zielgrößen kann demnach in der einfachsten Form der Glühverlust als erklärende Variable verwendet werden. Unter Hinzunahme weiterer erklärender Variablen kann die Vorhersage- bzw. Modellgüte – hier ausgedrückt durch das Bestimmtheitsmaß – meist nur geringfügig erhöht werden.

7 Schlussfolgerungen

7.1 Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Bodenwassergehalt

Der systematische Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und dem Wassergehalt des Bodens kann statistisch hoch signifikant für einen weiten Bereich unterschiedlicher Bodenproben gezeigt werden. Die Proben entspringen dabei sehr unterschiedlichen Nutzungen und verfügen über eine weite Spanne an Bodenmerkmalen. Der gleiche systematische Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und Wassergehalt zeigen auch die rein organischen Proben, die sich in ihrem Gefüge wesentlich von den Mineralbodenproben unterscheiden. Hieran wird die hohe Bedeutung des Nettowertes *gravimetrischer Wassergehalt* deutlich, der als einfacher Kennwert zuerst keinerlei Aussage über die Belüftung im Sinne des wassergefüllten Porenvolumens macht. Der Zusammenhang zwischen gravimetrischen Wassergehalt und NO-Freisetzung kann generalisiert sehr gut durch eine einfache, dreiparametrische Potenz- / Exponentialfunktion beschrieben werden. Die Parameter, die die Beziehung möglichst gut nachbilden, können mit guter Annäherung aus den charakteristischen Punkten der Bodenfeuchtekurve abgeschätzt werden.

7.2 Parametrisierung der Bodenfeuchtefunktion

Die charakteristischen Punkte bei der Beziehung zwischen gravimetrischen Wassergehalt und der NO-Freisetzung sind:

- der optimale Feuchtezustand, bei dem die NO-Freisetzung ein Maximum erreicht; Wertepaar ($\theta_{\text{opt}} / J_{\theta_{\text{opt}}}$)
- der obere Feuchtezustand, an dem die NO-Freisetzung bei 1/100 der bei optimalen Bodenfeuchte beträgt; Wertepaar ($\theta_{\text{upp}} / J_{\theta_{\text{opt}}} \times 1/100$)

Die nicht mehr messbare, biologisch bedingte NO-Freisetzung bei Bodentrockenheit ist trivial. Die optimale und die obere Bodenfeuchte sind individuelle Bodenmerkmale und zeigen in Abhängigkeit vom Nutzungstyp charakteristische Wertebereiche. Beide Werte sind hochsignifikant mit den entsprechenden Bodenmerkmalen korreliert. Umgekehrt bedeutet dies, die beiden charakteristischen Feuchtezustände eines Bodens können mit hoher Genauigkeit anhand der Bodenmerkmale vorhergesagt werden. Zu den Bodenmerkmalen, die die beiden Feuchtepunkte mit am besten vorhersagen können, gehört allen voran der Gehalt an organischer Bodensubstanz, in den Untersuchungen durch den Glühverlust ausgedrückt. Dieser Zusammenhang zeigt sich über den gesamten Probenumfang und ist bei Proben innerhalb einer Nutzklasse - ausgenommen die landwirtschaftlich genutzten Böden - ebenfalls deutlich ausgeprägt. Kein Zusammenhang ist zwischen den beiden Bodenfeuchtwerten und der Textur erkennbar, wie dies in anderen Studien zumindest ansatzweise beobachtet werden konnte (siehe Abschnitt

2.2.5). Somit ist bei der Erklärung des Zusammenhanges zwischen NO-Freisetzung und Bodenwassergehalt wesentlich der Humusgehalt des Bodens bedeutsam. Innerhalb der Gruppe der landwirtschaftlichen Böden zeigen sich keinerlei Abhängigkeiten der Feuchtwerte von den Bodenmerkmalen. Dies mag daran liegen, dass die landwirtschaftlich genutzten Böden sehr geringe Humusgehalte besitzen und von Standort zu Standort diesbezüglich auch nur gering variieren. Somit ist statistisch signifikant für die Gruppe der landwirtschaftlichen Böden kein Zusammenhang nachweisbar, wohl aber für die Gesamtheit der Böden. Vereinfachend kann daher die generalisierte Aussage getroffen werden, dass über alle Bodennutztypen hinweg alleinig der Humusgehalt des Bodens im obersten mineralischen Horizont die Lage des optimalen und oberen Feuchtwert für die Freisetzung von NO bestimmt. Dies hebt den Humusgehalt als hochgradig integratives Merkmal des Bodens hervor, das in vielseitiger Wechselwirkung zu den anderen Bodenmerkmalen, insbesondere dem Gefüge, der Bodenreaktion und dem Nährstoffhaushalt steht. Abhängigkeiten der Feuchtwerte von anderen Bodenmerkmalen sind nicht erkennbar. Der Zusammenhang zwischen Humusgehalt - ausgedrückt über den Laborwert Glühverlust - und den beiden Bodenfeuchtwerten kann quantitativ für die im Rahmen der Studie untersuchten, in ihren Merkmalen sehr unterschiedlichen Böden nach den in Abschnitten 6.3.1 und 6.3.2 angegebenen linearen Beziehungen abgeschätzt werden.

Bei der Höhe der NO-Freisetzung bei optimaler Bodenfeuchte zeigt sich bezüglich der Korrelationen mit den Bodenmerkmalen ein anderes Bild. Auch hier zeigt der Gehalt an organischer Bodensubstanz in Verbindung mit dem pH-Wert über alle Proben betrachtet die beste Erklärungsmöglichkeit für die Unterschiede zwischen den Proben. Nach Nutzungen unterschieden, fällt die Erklärungsfähigkeit der beiden Faktoren unterschiedlich aus. Die meist neutralen bis schwach sauren landwirtschaftlich genutzten Böden zeigen keine signifikante Korrelation zwischen pH-Wert und NO-Freisetzung, die Weinbergsböden, die Grünlandböden und die sauren Waldböden hingegen eine sehr deutliche. Wie oben ausgeführt, besteht eine ursächliche Wechselwirkung zwischen Humusgehalt und pH-Wert des Bodens. Der pH-Wert gilt zumindest bei sauren Waldböden als eine der Hauptfaktoren des NO-Austausches (siehe Abschnitt 2.2.5).

Bei den neutralen bis leicht sauren Ackerböden alleine zeigt sich ein Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalt (bzw. in sehr viel geringerer Ausprägung zwischen Nitratgehalt) und NO-Freisetzung. Die weinbaulich genutzten Böden zeigen eine Abhängigkeit der NO-Freisetzung und dem Nitratgehalt. Die landwirtschaftlich genutzten Böden unterscheiden sich nicht nur durch ihren Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und den Bodennährstoffen von den forstwirtschaftlich genutzten Böden, sondern auch durch den Zusammenhang zwischen NO-Freisetzung und der Textur, der bei den forstwirtschaftlich genutzten Böden ebenfalls fehlt. Daran ist die Andersartigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden gegenüber den forstwirtschaftlich genutzten Böden klar zu erkennen. Nicht nur durch die fehlende Düngung, auch durch den wesentlich

höheren Gehalt an organischer Substanz und der sauren Bodenreaktion ergibt sich für die mikrobiellen Gemeinschaft ein ganz anderes Regime.

Die Höhe der NO-Freisetzung bei optimaler Bodenfeuchte erklärt sich bei den Waldböden in erster Linie durch den pH-Wert bzw. dem damit korrelierenden Humusgehalt und bei den landwirtschaftlichen Böden, insbesondere bei den ackerbaulich genutzten Böden, durch den mineralischen Stickstoffgehalt und die Textur. Dies kann auf die nur auf den landwirtschaftlich genutzten Böden erfolgenden mineralischen Düngern zurückgeführt werden. Bei der Erklärung der NO-Freisetzung bei optimaler Bodenfeuchte muss entsprechend nach der Nutzklasse unterschieden werden.

Es ergeben sich unterschiedliche Modelle zur Vorhersage der maximalen Freisetzungsrates für die unterschiedlichen Nutzungen, die auch für die Regionalisierung von Bedeutung sind (s.u.). Die Herleitung der Feuchtefunktion des Bodens, d.h. des Zusammenhanges zwischen gravimetrischen Bodenwassergehalt und NO-Freisetzung, kann wie oben dargelegt, über die Lage der charakteristischen Kurvenpunkte optimaler und oberer Wassergehalt und Maximum der NO-Freisetzung geschehen. Für die Lage des optimalen und oberen Feuchtepunktes ist unabhängig von der jeweiligen Landnutzung der Gehalt an organischer Bodensubstanz hinreichend.

Für die Vorhersage der Feuchtefunktion des jeweiligen Bodens müssen die für die entsprechende Nutzung relevanten Bodenmerkmale bekannt sein. So kann aus einer sehr begrenzten Anzahl an Parametern der komplexe Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und NO-Freisetzung mit guter Genauigkeit für eine Vielzahl von Böden, wie sie im Untersuchungsgebiet vorkommen, abgeschätzt werden. Ist weiterhin der Verlauf des Bodenwassergehaltes über einen bestimmten Zeitabschnitt bekannt, kann somit ein großer Teil der zeitlichen Varianz in der NO-Freisetzung des jeweiligen Bodens abgeschätzt werden. Die Temperatur als weiterer wichtiger Faktor, der die NO-Freisetzung aus dem Boden bestimmt, ist hierbei zunächst nicht berücksichtigt. Aus dem gut bekannten Zusammenhang zwischen Bodentemperatur und NO-Freisetzung (etwa eine Verdoppelung mit 10° Temperaturzunahme, siehe Abschnitt 2.2.1) kann dieser zusätzliche Einfluss ebenfalls für eine gute Schätzung verwendet werden. Auch wenn die notwendigen Bodenmerkmale, die für eine Vorhersage der NO-Freisetzung aus dem Boden bekannt sein müssen, nur ungenaue Schätzwerte bzw. Näherungen sind, so kann doch zumindest eine gut begründete Aussage über die raum-zeitlichen Variationen der NO-Freisetzung gemacht werden.

Die Parametrisierung der Feuchtefunktion basiert soweit auf unmittelbaren Bodeneigenschaften, d.h. durch die jeweils herrschenden Bodenbedingungen. Diese Bodeneigenschaften erzeugen ein Milieu, unter dem es zu durch Mikroorganismen hervorgerufenen Stoffumsetzungen, und damit zur NO-Freisetzung kommt. Die relevanten Bodeneigenschaften können in diesem Sinne als die proximale Regelgrößen (siehe Abschnitt 2.1) betrachtet werden. Diese Bodeneigenschaften wiederum sind Ausdruck der landschaftlichen Bedingungen, unter denen sich der Standort befindet. Diese

standörtlichen Bedingungen können als die distalen Regelgrößen angesehen werden, da sie die NO-Freisetzung indirekt regeln. Wie die proximalen mit den distalen Regelgrößen zusammenhängen, soll anschließend für die untersuchten Standorte des Untersuchungsgebietes besprochen werden.

7.3 Regelung auf landschaftlicher Ebene

Der Boden ist in hohem Maße Ausdruck der standörtlichen Bedingungen. Er wird deshalb auch als ein integratives landschaftliches Element betrachtet, das durch das Zusammenspiel der anderen Landschaftsfaktoren geprägt wird (SCHMIDHÜSEN 1976). Die Merkmale eines Bodens sind demnach durch die landschaftlichen Faktoren Ausgangsgestein, Klima, Relief und vorherrschender Vegetation wesentlich beeinflusst. Die Vegetation ist unter mitteleuropäischen Verhältnissen weitgehend nicht natürlich und wird in hohem Maße von den Nutzungsinteressen des wirtschaftenden Menschen bestimmt. Es ist hier deshalb sinnvoller von Landnutzung zu sprechen, die sicher mehr Aspekte als nur die Vegetation bzw. den Anbau beinhaltet. Die Landnutzungen Land- und Forstwirtschaft sind bei der Betrachtung bodenbürtiger biogeochemischer Prozesse allerdings vordringlich, da sie den größten Teil des Raumes einnehmen.

Ein weiteres, sehr variables Bodenmerkmal, das in hohem Maße von den landschaftlichen Bedingungen des jeweiligen Standortes abhängig ist, ist der Bodenwassergehalt. Aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität dieses Merkmales dient der Charakterisierung der Feuchteverhältnisse der statistische Begriff Bodenwasserhaushalt. Dieser ist neben den Klima- und Witterungsverhältnissen am Standort vornehmlich eine Folge der vorherrschenden Vegetation und der jeweiligen Reliefposition (ZEPP UND HERGET 2001). So zeigen durch Grund- oder Hangzuschusswasser beeinflusste Standorte ein feuchteres Regime als Standorte des Oberhanges. Zu beachten bei der Betrachtung der Bodenfeuchtebedingungen ist, dass für die proximale Regelung der NO-Freisetzung aus dem Boden nur die oberen Zentimeter des Mineralbodens von Bedeutung sind.

Der Bodentyp, die vorherrschende Vegetation und der Wasserhaushalt eines Standortes werden aufgrund ihres integrativen Charakters auch als ökologische Hauptmerkmale (ÖHM) bezeichnet, da sie jeweils das Ergebnis einer Vielzahl weiterer Standortfaktoren darstellen (NEEF ET AL. 1961). Daneben schlägt FINKE (1972) für naturnahe Waldgebiete das zusätzliche ökologische Hauptmerkmal „Humusform“ vor, also die Gesamtheit der humosen Oberbodenhorizonte und ihrer charakteristischen Gliederung. In Abbildung 69 ist der Zusammenhang zwischen der Humusform und den wichtigsten beeinflussenden Faktoren graphisch dargestellt. Die Humusform ist demnach das Ergebnis des Zusammenspiels weiterer Faktoren und spiegelt die Standortbedingungen bzw. das ökologische Potential des Standortes wider. Ähnliche funktionale Zusammenhänge weisen der Bodentyp und die vorherrschende Vegetation am Standort auf.

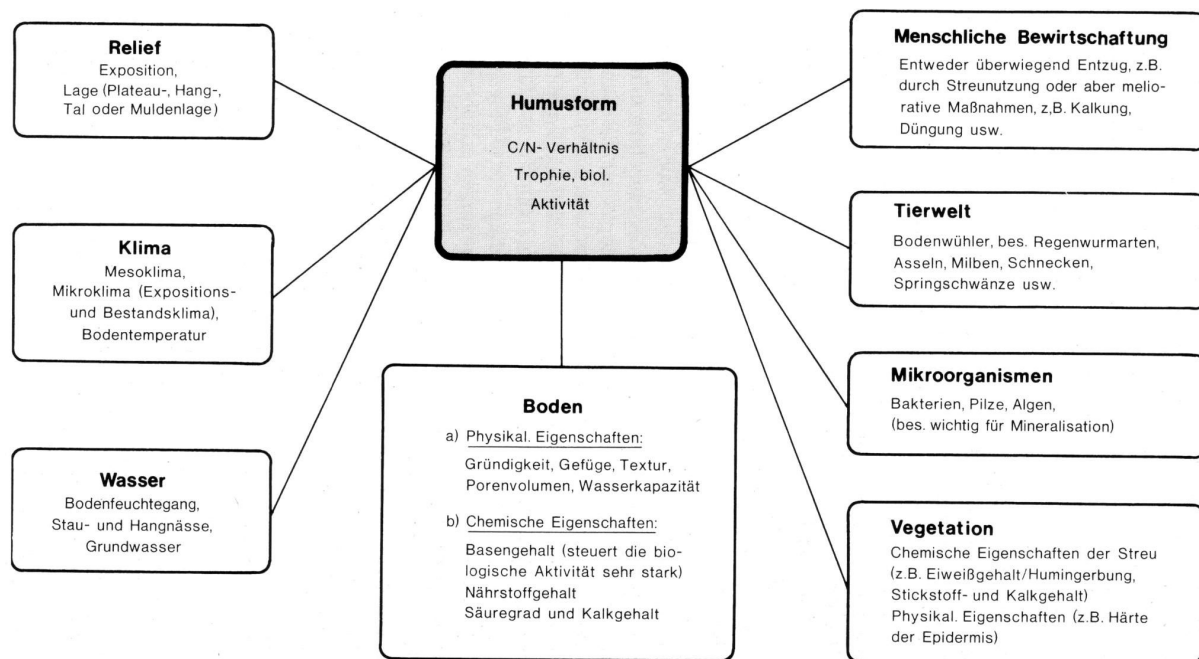


Abbildung 69: Humusform als ökologisches Hauptmerkmal. Abhängigkeiten von anderen Landschaftsfaktoren und integrativer Charakter der Humusform (aus FINKE 1996)

Für die mineralischen Horizonte der Waldgebiete kann die landschaftliche Regelung der NO-Freisetzung weitgehend mit dem ÖHM Humusform gleichgesetzt werden, da der Humusgehalt in den obersten Zentimetern des Bodens eng mit der organischen Auflage korreliert (SCHEFFER ET AL. 2002) und dieser wiederum eine zentrale Rolle bei der Regelung der NO-Freisetzung spielt. Der bei Waldböden für die maximale Freisetzungsrates wichtige Faktor pH-Wert ist eng mit dem Humusgehalt korreliert und kann entsprechend mit den gleichen landschaftlichen Bedingungen erklärt werden. Neben dem Humusgehalt und dem pH-Wert ist der Wassergehalt bzw. bei statistischer Betrachtung der Wasserhaushalt am Standort für die Erklärung der Freisetzungen aus den Waldböden von Bedeutung. Der Wasserhaushalt als ÖHM ist von vielen Faktoren abhängig. Für die Waldstandorte im Untersuchungsgebiet kann generell festgestellt werden, dass aufgrund der Höhenlage etwas höhere Niederschläge und geringere Durchschnittstemperaturen als die vorgelagerten landwirtschaftlich genutzten Flächen aufweisen (siehe Abschnitt 4.4). Wichtiger bei Waldstandorten ist allerdings die ausgeprägte hydrologische Bedeutung der Waldvegetation für den Gebietswasserhaushalt. Von Bedeutung ist auch die vielfach vorhandene Humusaufgabe, die einen Einfluss auf die Bodenfeuchte vor allem in den oberen Zentimeter des Mineralbodens hat. Sie verhindert ein schnelles Austrocknen der oberen Bodenlage bei Trockenheit.

Das Fehlen der Humusaufgabe ist charakteristisch für die ackerbaulich genutzten Böden. Auch die weinbaulich genutzten Böden verfügen nur sporadisch über eine organische Auflage, wenn organisches Material zur Düngung aufgebracht wird. Typisch für die ackerbaulich genutzten Flächen ist auch ihr geringes Gefälle bzw. die geringen Reliefunterschiede. Dies sorgt dafür, dass sich weniger reliefbedingte Unterschiede im

Kleinklima und Wasserhaushalt finden lassen bzw. weniger Unterschiede im Oberboden zu finden sind. Bei den weinbaulich genutzten Flächen wiederum ist das Relief entscheidender, da sich auf den zum Teil steilen Hängen im Hangfußbereich feineres Bodenmaterial ablagern kann. Da sich bezüglich der Lage der charakteristischen Feuchtepunkte bei der NO-Freisetzung die Textur bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen als nicht relevant zeigt, ist die Relieflage hierfür zunächst nicht bedeutsam.

Der Wasserhaushalt ist bei den weinbaulich genutzten Standorte wesentlicher von der Relieflage abhängig. Zum einen sind die unteren Hangbereiche aufgrund von Hangzuschusswasser haushaltlich feuchter als die oberen Hangbereiche. Auch strahlungsklimatisch zeigen die meist südlich orientierten Hänge ein anderes Regime, das sich auch wasserhaushaltlich auswirken dürfte.

Einer der landschaftlich wichtigsten Faktoren, was die Freisetzung von NO aus dem Boden betrifft, stellt der Mensch dar. Die Landnutzungsformen „Land- und Forstwirtschaft“ prägen weite Teile der Kulturlandschaft und zeigen nicht nur die veränderte Vegetation im Vergleich zur Naturlandschaft auf. Der wirtschaftende Mensch gestaltet die ursprünglich vorhandene Landschaft nach seinen Nutzungsinteressen um, betreibt Landbau, verändert die wasserhaushaltlichen Verhältnisse weiter Gebiete und regelt in hohem Maße die Nährstoffversorgung der Nutzflächen. Daneben ändert er in gewissen Umfang das Relief und die Bodenform, wie sich dies im Untersuchungsgebiet in Form der Terrassierung und des Rigolens der Weinbergslagen (siehe Abschnitt 4.4) zeigt. Im Untersuchungsgebiet finden sich in den landwirtschaftlich genutzten Flächen Drainagen für die Trockenhaltung der Böden. Einen ähnlichen Zweck erfüllen die Entwässerungsgräben, die sich teilweise auf den forstwirtschaftlich genutzten Böden finden. Diese Meliorationsmaßnahmen sollen hauptsächlich vor Staunässe schützen, greifen somit aber auch in den Wasserhaushalt der Böden ein.

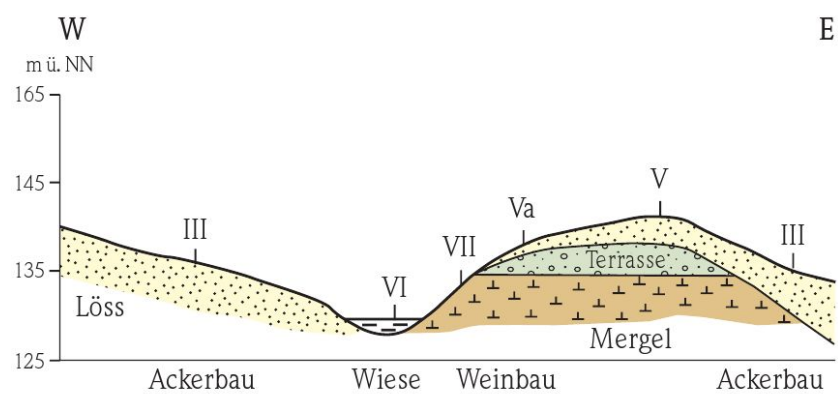


Abbildung 70: Verteilung der Bodentypen und der Bodennutzung im Rheingau (aus BÖHM ET AL. 2007)

Die Kulturlandschaft ist ein historisch gewachsenes Gebilde, das die jeweiligen technischen, wirtschaftlichen und sozialen Möglichkeiten und Bedingungen seiner Entstehung widerspiegelt. Nichtsdestotrotz zeigt die Kulturlandschaft auch heute eine

enge Verbindung zur Naturlandschaft. Im Untersuchungsgebiet finden sich die ackerbaulich genutzten Flächen auf den ebenen, meist durch Löß- oder Lößbeimengungen fruchtbaren Terrassenflächen in nicht allzu großer Höhenlage. Vereinzelt finden sich in den feuchteren Standorten entlang der Bachauen Reste von Grünlandnutzung. Aufgrund der Nutzungsaufgabe sind diese Flächen teilweise zu Naturschutzzwecken weiter gepflegt. Die Weinbergsflächen finden sich auf stärker geneigten und meist weniger tiefgründigen Böden, die für ackerbauliche Zwecke weniger gut geeignet sind (siehe Abbildung 70). Auf den stärker geneigten Flächen, meist mit weniger tiefgründigen und entwickelten Böden stockt meist Forst. Dies gründet auch in dem mit der Höhe insgesamt etwas raueren Klima mit höheren Niederschlägen und niedrigeren Durchschnittstemperaturen.

Der landschaftliche Komplex ist in hohem Maße eine sich wechselseitig beeinflussende und bedingende Erscheinung seiner bestimmenden Faktoren. Ursache und Wirkung sind nicht immer klar voneinander trennbar. In diesem hochgradig komplexen Wirkungsgefüge können Zusammenhänge qualitativ beschrieben werden, so wies es schon früh ein Anliegen der Geographie war (TROLL 1950). Eine Quantifizierung bleibt hier schwierig. Aus diesem Grunde ist die Steuerung der NO-Freisetzung auf landschaftlicher Ebene bzw. mit zunehmend distaler Regelung im qualitativen Sinne beschrieben.

7.4 Regionalisierungen

Mit Regionalisierung ist hier das Abgrenzen möglichst gleichartiger bzw. homogener Landschaftsteile gemeint, die in sich anhand bestimmter oder auch möglichst vieler Merkmalen und Eigenschaften soweit einheitlich sind, dass sie sich genügend von anderen Landschaftsteilen unterscheiden. Dass sich eine Regionalisierung in hohem Maße an den fraglichen Merkmalen und vor allem an dem betrachteten räumlichen Maßstab richten muß, ist ein Problem, mit dem sich die Geographie lange beschäftigt. Mit dem Konzept der Naturräumlichen Gliederung hat sie ein Gliederungsschema vorgelegt, das zumindest die Einteilung der Erdoberfläche in Einheiten gleicher bzw. ähnlicher physischer Ausstattung erlaubt (HUTTENLOCHER 1949, SCHMITHÜSEN 1953). Eine Regionalisierung im Sinne einer Abgrenzung biogeochemisch sich homogen verhaltender Flächen muß als Merkmale die relevanten Faktoren, die den fraglichen biogeochemischen Prozess kontrollieren, berücksichtigen.

Nach dem Schema der Naturräumlichen Gliederung setzt sich die Landschaft aus kleinsten, physiogeographisch einheitlichen Raumeinheiten zusammen. Dabei werden die landschaftlichen Faktoren Relief, Untergrund, Boden, Kleinklima und wasserhaushaltliche Verhältnisse und unter Umständen die natürliche Vegetation zur Abgrenzung verwendet. Da die natürliche Pflanzendecke in vielen Fällen entweder ganz fehlt oder durch die Tätigkeit des Menschen stark abgewandelt sein kann, kann die natürliche Vegetation als Abgrenzungsmerkmal entfallen. Werden für die Gliederung nur die abiotischen Merkmale bzw. Faktoren berücksichtigt, so wird die kleinste Landschaftseinheit als Physiotop (NEEF

1968), bei Berücksichtigung der vorherrschenden Vegetation als Ökotope (TROLL 1966, siehe auch Abbildung 71) bezeichnet. Physiotope bzw. Ökotope können recht kleine Raumeinheiten sein, wie es im Untersuchungsgebiet etwa die Riedel im Übergangsbereich zwischen Rheingau und Taunus oder die Terrassenflächen darstellen.

Diese kleinsten Landschaftseinheiten setzen sich in einem charakteristischen „Fliesengefüge“ (SCHMITHÜSEN 1948) zu Kleinstlandschaften zusammen, die sich wiederum zu größeren Landschaftsräumen aufbauen. Auf diesem Konzept baut auch die *Geographische Landesaufnahme 1 : 200000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands* (MEYNEN ET AL 1962) auf, die nach Großregionen und Haupteinheiten verschiedener Ordnungen unterscheidet. Im Untersuchungsgebiet ist die Grenze zwischen Rheingau und Taunus eine Grenze zwischen den naturräumlichen Einheiten 2. Ordnung, dem Rhein-Main-Tiefland und dem Rheinischen Schiefergebirge.

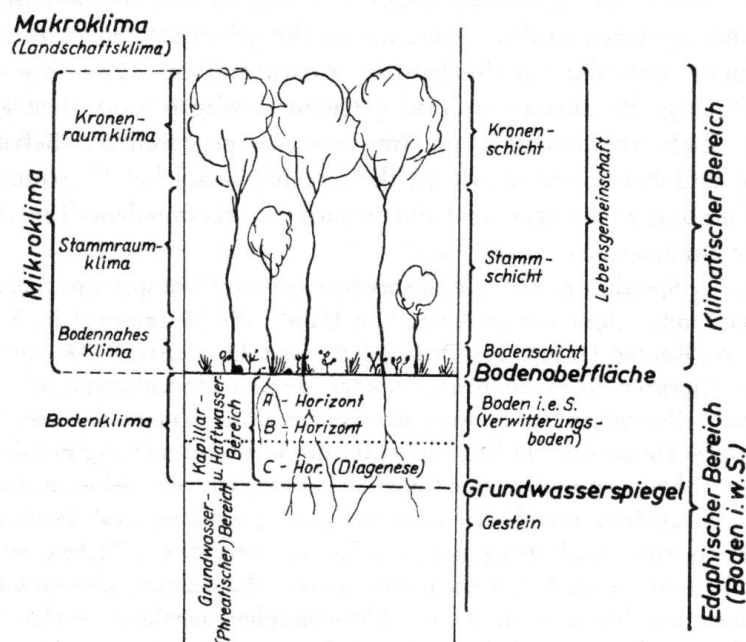


Abbildung 71: Schema des landschaftsökologischen Aufbaues eines Ökotops (aus TROLL 1950)

Das Physiotope sowie das Ökotope sind für eine räumliche Gliederung im Sinne einer Abgrenzung von Flächen, die sich bezüglich der NO-Freisetzung ähnlich verhalten, als direkter Bezug weniger geeignet, da sie die Landnutzung als Abgrenzungskriterium nicht direkt berücksichtigen. Die Landnutzung ist aber, wie sich in dieser Studie gezeigt hat, der wichtigste distale Faktor für die Erklärung der räumlichen Unterschiede bei der NO-Freisetzung aus dem Boden. Die Landnutzung zeichnet, wie oben dargelegt, zwar die naturräumlichen Bedingungen nach, kann sich aber in gleicher Ausprägung über verschiedene Physiotope erstrecken bzw. innerhalb eines Physiotopes unterschiedlich ausgeprägt sein. Im Untersuchungsgebiet zeigt dies insbesondere die weinbauliche Nutzung, die sich häufig im Übergangsbereich zwischen ackerbaulicher und

forstwirtschaftlicher Nutzung befindet und auf Physiotope unterschiedlicher Ausstattung betrieben wird. Bei Einheiten höherer Ordnung jenseits der elementaren Landschaftseinheiten, d.h. bei einer Regionalisierung mit abnehmenden Maßstab, kann die Naturräumliche Gliederung eher auch für eine Raumgliederung in Flächen gleicher bzw. ähnlicher Bedingungen für biogeochemische Prozesse, wie die NO-Freisetzung, dienen.

Für eine Regionalisierung im größeren Maßstabbereich, wie sie für die Größe des Untersuchungsgebietes vorzunehmen wäre, sind in erster Linie die Grenzen zwischen den einzelnen Landnutzungsformen relevant, da hier die größten Änderung in den Bedingungen für die NO-Freisetzung stattfinden. Innerhalb des durch eine bestimmte Bewirtschaftung genutzten Raumes sind entsprechende Standortunterschiede vorhanden, die sich positiv bzw. negativ auf das Ertragspotential auswirken können. Für die unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen sind in Deutschland schon früh Spezialkartierungen der standörtlichen Bedingungen erstellt worden, die die ökologischen Potentiale und wirtschaftlichen Eignungen der genutzten Flächen darstellen sollen. Für die landwirtschaftliche Nutzung ist dies die Bodenschätzung, für den Weinbau die Weinbergsbodenkartierung und für die Forstwirtschaft die forstliche Standortskartierung. Diese Kartierungen können einerseits für eine weitergehende Regionalisierung innerhalb der jeweiligen Nutzung, sowie als Informationsquelle für die Ableitung wichtiger Faktoren der NO-Freisetzung am Standort, dienen.

Die Bodenschätzung hat mit dem Bodenschätzungsgesetz von 1934 eine Möglichkeit geschaffen, die Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden zahlenmäßig zu erfassen (SCHEFFER ET AL. 2002). Den landwirtschaftlichen Böden wird eine Bodenzahl zugeordnet, die ein Maß für die Ertragsfähigkeit der Flächen darstellt. Ein Ergebnis der Bodenschätzung ist die Feldschätzungskarte, die Areale mit ähnlichen Ertragspotentialen ausweist. Die Bodenschätzung wird für Ackerstandorte und Grünlandstandorte unterschiedlich durchgeführt, da jeweils andere Merkmale für die Ertragsfähigkeit relevant sind (WILL 1987).

Die Ertragsfähigkeit der Ackerböden wird über die Merkmale Bodenart (Textur), Zustandsstufe (Bodentyp) und Entstehungsart (Ausgangsgestein) ermittelt. Die Textur wird für die Standorte nach 8 Klassen über das Bodenprofil (1 m) gemittelt erfasst. Bei der Entstehungsart wird nach einer sehr vereinfachten geologischen Differenzierung in 4 Altersstufen bzw. Herkunftsarten klassifiziert. Die Zustandsstufe beschreibt über eine Ziffer von 1 bis 7 den Entwicklungsgrad des Bodens, wobei hier die Tiefe des Wurzelraumes und der Ackerkrume wesentlich sind. Über den Ackerschätzungsrahmen werden anhand der aufgezählten Merkmale Bodenzahlen bestimmt, die als Verhältniszahl die Ertragsfähigkeit aufgrund der Bodenbeschaffenheit zu Ausdruck bringt. Werden von dieser Bodenzahl aufgrund ertragswideriger klimatischer oder reliefbedingter Ursachen Zu- und Abschläge gemacht, so wird die resultierende Ziffer als Ackerzahl bezeichnet (siehe auch Abbildung 72).

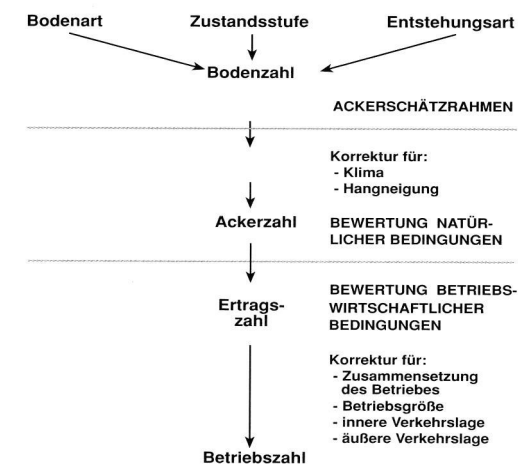


Abbildung 72: Vorgehensweise bei der Deutschen Bodenschätzung (aus SCHEFFER ET AL. 2002)

Die Grünlandböden werden anhand einer etwas anderen Merkmalskombination geschätzt. Hier werden weniger Bodenarten und Zustandsstufe unterschieden, die Gliederung nach dem Ausgangsgestein entfällt. Zusätzlich wird nach den Wasser- und Luftverhältnissen und den klimatischen Bedingungen unterschieden. Die Wasser- und Luftverhältnisse beschreiben in fünf Stufen die wasserhaushaltlichen Bedingungen von Stufe 1 (frisch) bis Stufe 5 (nass bis sumpfig bzw. sehr trocken). Die Klimastufe beschreibt die durchschnittlichen Jahrestemperatur in einer dreiklassigen Einteilung, die für mitteleuropäische Verhältnisse günstige bzw. ungünstigere Bereiche für das Pflanzenwachstum umfasst. Analog zum Ackerschätzrahmen ergibt sich für die Grünlandböden aus dem Grünlandschätzrahmen eine Grünlandzahl mit entsprechenden Zu- und Abschlägen aufgrund örtlicher Besonderheiten.

Interessant für die Regionalisierung im Sinne der NO-Freisetzung ist die Einteilung der ackerbaulichen Standorte anhand der Textur und des Entwicklungszustandes des Bodens. Die Textur ist bei den ackerbaulich genutzten Böden ein wichtiger Faktor bei der NO-Freisetzung. Die Zustandsstufe gibt einen Hinweis auf die Basensättigung bzw. auf die Versauerung des Bodens und über die Durchwurzelbarkeit einen Hinweis auf die wasserhaushaltlichen Verhältnisse. Bei den Grünlandböden ist durch die weitere Unterteilung nach den wasserhaushaltlichen Verhältnissen ein wichtiges Gliederungskriterium vorhanden, das die Eignung der Bodenschätzung als Regionalisierungsgrundlage für die NO-Freisetzung weiter empfiehlt.

Für die Weinbergböden, die auch zur Klasse der landwirtschaftlich genutzten Flächen zählen, ist unter Berücksichtigung der besonderen Ansprüche der Sonderkultur eine etwas abweichende Standortkartierung durchgeführt. Diese ist nicht bundeseinheitlich durch ein Gesetz geregelt, sondern wurde und wird durch die einzelnen Bundesländer, meist nach ähnlichem Schema, durchgeführt. Das Ziel der Weinbergbodenkartierung ist auch weniger, eine Ertragszahl zum Ausdruck zu bringen, als vielmehr aus der

Standortcharakteristik Anbauempfehlungen geben zu können (ATZBACH UND DUIS 1990). Für die Bundesländer Rheinland-Pfalz und Hessen ist seit den fünfziger Jahren des zwanzigsten Jahrhunderts eine solche Kartierung durchgeführt worden, die neben umfassenden Profilbeschreibungen bis zu 2m Tiefe auch großmaßstäbliche Karten der Standorteinheiten geliefert hat (BÖHM ET AL. 2007). Im einzelnen wurden folgende Parameter erfasst:

- Ausgangsgestein
- Bodenart (Fein- und Grobboden)
- Wasserspeichervermögen
- Gesamtwasserhaushalt
- Kalkgehalt / Bodenreaktion
- Garebereitschaft
- Durchwurzelbarkeit

Für die Regionalisierung der NO-Freisetzung interessant sind die Merkmale Bodenart, wasserhaushaltliche Verhältnisse und die Bodenreaktion. Es liegt nahe anzunehmen, dass die räumlichen Einheiten, die bei der Weinbergsbodenkartierung erfasst sind, geeignete Raumeinheiten auch für die Regionalisierung der NO-Freisetzung sind. Die Weinbergsbodenkarte grenzt allerdings schon recht kleine Einheiten voneinander ab, da auch der tiefere Untergrund bis 2 m Tiefe erfasst ist.

Eine gute Orientierung zur Regionalisierung der waldbaulich genutzten Standort ist die Forstliche Standortkartierung. Diese erfolgt auf föderaler Ebene, d.h. in jedem Bundesland etwas unterschiedlich, auf Grundlage der „Forstlichen Standortaufnahme“ (AK STANDORTAUFNAHME 1996), die eine Aufnahme der Standorte nach den für das Waldwachstum bedeutsamen Faktoren durchführt. Da das Waldwachstum durch eine Vielzahl ökologischer Faktoren beeinflusst wird, werden nach der „kombinierten Methode“ alle klimatisch, wasserhaushaltlich und bodenkundlich wichtigen Merkmale sowie Lagemerkmale und die Waldgeschichte erfasst (FINKE 1996, siehe Abbildung 73). Die forstliche Standortkartierung umfasst damit ein ähnliches Merkmalspektrum wie die naturräumliche Gliederung und kann als einer ihrer Vorläufer angesehen werden (SCHMITHÜSEN 1953).

Die kleinste forstökologische Kartiereinheit ist der Standorttyp bzw. die Standorteinheit, die auch hier wieder eine Fläche gleichen bzw. ähnlichen Ertragspotentials ausweisen soll. Bei der Raumgliederung bzw. der Regionalisierung der Standorteinheiten wird mehrstufig vorgegangen. Ähnlich der Naturräumlichen Gliederung werden hierarchisch Raumeinheiten unterschiedlichen Maßstabes ausgeschieden, die sich in ihrem Grad der Generalisierung unterscheiden. Dieses mehrstufige Verfahren untergliedert die Erdoberfläche in Wuchsgebiete, Wuchsbezirke, Teilwuchsbezirke, Öko-Serien und Standorttypen auf unterster Ebene. Für die Regionalisierung der NO-Freisetzung innerhalb

der forstwirtschaftlichen Nutzung ist der Standorttyp interessant, da er auf unterster räumlicher Ebene gleichartige Standorte nach wasserhaushaltlichen Merkmalen und Versauerungszustand zusammenfasst. Die beiden genannten Merkmale sind für die NO-Freisetzung aus Waldböden, wie oben gezeigt, von hoher Bedeutung. Der Versauerungszustand regelt im wesentlichen die Höhe der NO-Freisetzung bei optimaler Bodenfeuchte. Durch die zusätzliche Angabe des Merkmals Trophiestufe, also des Nährstoffhaushaltes, kann auch die Humusform abgeleitet bzw. abgeschätzt werden (s.o.), sofern nicht bereits die Humusform als Kriterium zur Abschätzung der Trophiestufe verwendet wird. Der Bodenhumus oder auch die organischen Auflagen sind für die Abschätzung der NO-Freisetzung aus Waldböden besonders wichtig, da in den organischen Horizonten die höchsten Austauschraten zu erwarten sind.

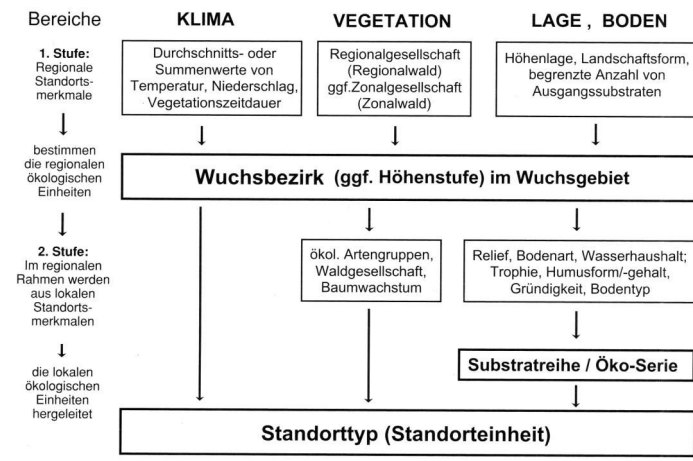


Abbildung 73: Herleitung des Standorttyps bei der forstlichen Standortkartierung (aus SCHEFFER ET AL. 2002)

Für die Regionalisierung ist zusammenfassend in erster Linie die Landnutzung ausschlaggebend, innerhalb derer sich weitere Flächen ähnlicher bzw. gleicher physischer und biologischer Bedingungen ausweisen lassen. Als guter Anhaltspunkt können die aus wirtschaftlichen Erwägungen heraus erstellten Spezialkartierungen der acker-, wein- und waldbaulich genutzten Gebiete verwendet werden. Von diesen in Deutschland einmaligen Kartenwerken ist vor allem die Forstliche Standortkartierung geeignet, da diese die für die NO-Freisetzung wichtigen Informationen bereits in regionalisierter Form vorlegt.

Die Informationen, die zur Abschätzung der NO-Freisetzung der Standorte und Flächen innerhalb der genannten Nutzungstypen notwendig sind, konnten in der vorgelegten Arbeit in einer generalisierenden Weise aufgeklärt werden. Neben den erklärenden Bodeneigenschaften sind für eine Bilanzierung im Sinne einer zeitlichen Hochskalierung noch die Kenntnis wichtiger Haushaltsgrößen, allen voran der Wasser-, Wärme- und Nährstoffhaushalt der Standorte notwendig. In Verbindung mit einer hinreichenden Regionalisierung kann mit diesen Haushaltsgrößen eine Modellierung der NO-Freisetzung

für eine heterogen genutzte Landschaft, wie sie auch das untersuchte Einzugsgebiet darstellt, durchgeführt werden. Die vorgeschlagene Regionalisierung aufgrund der ertragsorientierten Spezialkartierungen ist zwar spekulativ, aufgrund der durchgeführten Untersuchungen aber gut begründet.

8 Ausblick

In der Arbeit sind die wesentlichen Faktoren, die die Freisetzung von NO aus dem Boden bestimmen, für verschiedene Nutzungstypen, die für Mitteleuropa typisch sind, anhand von Laboruntersuchungen aufgedeckt worden. Es konnte insbesondere der Zusammenhang zwischen Bodenwassergehalt, NO-Freisetzung und den Bodeneigenschaften bestimmt werden. Da die NO-Freisetzung real unter landschaftlichen Bedingungen, mit sich änderndem Wasser-, Wärme- und Nährstoffgehalt der Böden stattfindet, kann eine Abschätzung nur unter Berücksichtigung dieser Umweltfaktoren in ihrem zeitlichen Wandel erfolgen. Dazu ist die Kenntnis dieser Gehalte in ihrer räumlichen Ausprägung nötig, die durch direkte Beobachtung oder Modellierung gewonnen werden kann. Die Raumeinheiten, die diesbezüglich als gleichartig zu sehen sind, sind die Flächen, die über eine gleichartige Raumausstattung verfügen.

Die vorgeschlagene Regionalisierung anhand der vorliegenden Spezialkartierungen müsste überprüft werden, da sie soweit nur eine Konzeption ist. Als besonders geeignet und erfolgversprechend scheinen dabei die forstlichen Standorte, da hier die Gliederung nach dem komplexesten landschaftlichen Schema durchgeführt ist. Hier wäre vor allem zu klären, inwieweit die Humusform von der Nutzung und den Standortfaktoren abhängig ist, und inwiefern diese die NO-Freisetzung in den Waldstandorten bestimmt. In der Arbeit konnte gezeigt werden, dass die organische Auflage des Waldbodens die gleiche qualitative Beziehung zwischen Wassergehalt und NO-Freisetzung aufweisen wie die mineralischen Oberböden. Eine eingehendere Untersuchung der organischen Auflage, deren Charakteristik und der die NO-Freisetzung bestimmenden Faktoren ist notwendig, da hieraus zum Teil wesentlich höhere Freisetzungen als aus dem Mineralboden gemessen werden.

Eine großmaßstäbige Modellierung, so wie sie anhand der festgestellten Beziehungen und der vorgeschlagenen Regionalisierung durchführbar wäre, kann Aussagen über die kleinräumige Variation der NO-Freisetzung innerhalb der untersuchten Ökosysteme bzw. Nutzungstypen erlauben. Die Abschätzung der Varianz ist gerade für großräumige statistische Modelle der NO-Freisetzung aus Böden wichtig, da hierfür häufig einzelne Messungen, die repräsentativ für einzelne Ökosysteme sein sollen, räumlich hochskaliert werden (STEHFEST UND BOUWMAN 2006, DAVIDSON UND KINGERLEE 1997). Dabei fällt eine Validierung der erzielten Ergebnisse, vor allem wenn sie Aussagen über die globale NO-Freisetzung machen, schwer.

9 Literatur

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover

ANDREAE, M. O. (2001): The Biosphere: Pilot or Passenger on Spaceship Earth?. In: Heinen, D. , Hoch, S. , Krafft, T. , Moss, C. , Scheidt, P & Welschhoff, A. (Hg.). Contributions to Global Change Research. German National Committee on Global Change Research, S. 59-66

ANEJA, V., ROBARGE, W., SULLIVAN, L., MOORE, T., PIERCE, T., GERON, C. UND GAY, B. (1996): Seasonal variations of nitric oxide flux from agricultural soils in the Southeast United States. *Tellus B* 48 (H. 5), S. 626-640

ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (1978): Forstliche Standortsaufnahme. Münster

ARVIDSSON, J. (1998): Influence of soil texture and organic matter content on bulk density, air content, compression index and crop yield in field and laboratory compression experiments. *Soil and Tillage Research* 49, S. 159-170

ATZBACH, O. UND DUIS, H. D. (1990): Weinbergsbodenkartierung in Rheinland-Pfalz (1951-1987). *Mainzer Geowissenschaftliche Mitteilungen* 19, S. 151-162

AUSMA, S., EDWARDS, G. C. UND GILLESPIE, T. J. (2003): Laboratory-Scale Measurement of Trace Gas Fluxes from Landfarm Soils. *J. Environ. Qual.* 32 (H. 1), S. 8-22

AZAM, F., MÜLLER, C., WEISKE, A., BENCKISER, G. UND J OTTOW (2002): Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide - role of oxidizable carbon and applied nitrogen. *Biology and Fertility of Soils* 35 (H. 1), S. 54—61

BASTIAN, O. (1999): Analyse und Ökologische Bewertung der Landschaft. Heidelberg

BAUMGÄRTNER, M. UND CONRAD, R. (1992): Effects of soil variables and season on the production and consumption of nitric oxide in oxic soils. *Biology and Fertility of Soils* 14 (H. 3), S. 166—174

BAUMGÄRTNER, M., KOSCHORRECK, M. UND CONRAD, R. (1996): Oxidative consumption of nitric oxide by heterotrophic bacteria in soil. *FEMS Microbiology Ecology* 19 (H. 3), S. 165-170

BECK, T. (1983): Die N-Mineralisierung von Böden im Laborbrutversuch. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 146 (H. 2), S. 243-252

BENDER, M. UND CONRAD, R. (1994): Microbial oxidation of methane, ammonium and carbon monoxide, and turnover of nitrous oxide and nitric oxide in soils. *Biogeochemistry* 27 (H. 2), S. 97—112

- BENDING, G. D., TURNER, M. K. UND JONES, J. E. (2002): Interactions between crop residue and soil organic matter quality and the functional diversity of soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (H. 8), S. 1073—1082
- BERTRAM, T. H., HECKEL, A., RICHTER, A., BURROWS, J. P. UND COHEN, R. C. (2005): Satellite measurements of daily variations in soil NO_x emissions. *Geophys. Res. Lett.* 32 (H. L24812)
- BÖHM, P., FRIEDRICH, K. UND SABEL, K.-J. (2007): Die Weinbergsböden von Hessen. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. *Boden und Bodenschutz in Hessen* 7
- BOLLMANN, A., KOSCHORRECK, M., MEUSER, K. UND CONRAD, R. (1999): Comparison of two different methods to measure nitric oxide turnover in soils. *Biology and Fertility of Soils* 29 (H. 1), S. 104—110
- BRÜGGEMANN, N., ROSENKRANZ, P., PAPEN, H., PILEGAARD, K. UND BUTTERBACH-BAHL, K. (2005): Pure stands of temperate forest tree species modify soil respiration and N turnover. *Biogeosciences Discussions* 2 (H. 2), S. 303-331
- BUTTERBACH-BAHL, K., GASCHE, R., BREUER, L. UND PAPEN, H. (1997): Fluxes of NO and N₂O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N₂O emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48 (H. 1), S. 79—90
- CÁRDENAS, L., RONDÓN, A., JOHANSSON, C. UND SANHUEZA, E. (1993): Effects of soil moisture, temperature, and inorganic nitrogen on nitric oxide emissions from acidic tropical savannah soils. *J. Geophys. Res* 98 (H. D8), S. 14783 - 14790
- CHRISTOPH EMMERLING, M. S. (2002): Functional diversity of soil organisms - a review of recent research activities in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165 (H. 4), S. 408-420
- CONRAD, R. (1996): Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiological Reviews* 60 (H. 4), S. 609-640
- CORRE, M. D., SCHNABEL, R. R. UND STOUT, W. L. (2002): Spatial and seasonal variation of gross nitrogen transformations and microbial biomass in a Northeastern US grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (H. 4), S. 445—457
- CORRE, M. D., VAN KESSEL, C. UND PENNOCK, D. J. (1996): Landscape and Seasonal Patterns of Nitrous Oxide Emissions in a Semiarid Region. *Soil Sci Soc Am J* 60 (H. 6), S. 1806-1815
- CYPIONKA, H. (1999): *Grundlagen der Mikrobiologie*. Berlin, Heidelberg, New York u.a.

DAVIDSON, E. A. (1991): Fluxes of Nitrous Oxide and Nitric Oxide from Terrestrial Ecosystems. In: Rogers, J. E. & Whitman, B. W. (Hg.). Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides, and Halomethanes, S. 219-235

DAVIDSON, E. A. (1993): Soil Water Content and the Ratio of Nitrous Oxide to Nitric Oxide Emitted from Soil. In: Oremland, R. S. (Hg.). Biogeochemistry of Global Change - Radiatively Active Trace Gases, S. 369-386

DAVIDSON, E. A. & SCHIMEL, J. P. (1995): Microbial Processes of Production and Consumption of Nitric Oxide, Nitrous Oxide and Methane. In: Matson, P. A. & Harriss, R. C. (Hg.). Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water, S. 327-357

DAVIDSON, E. A. UND VERCHOT, L. V. (2000): Testing the Hole-in-the-Pipe Model of Nitric and Nitrous Oxide Emissions From Soils Using the TRAGNET Database. Global Biogeochemical Cycles 14 (H. 4), S. 1035-1043

DAVIDSON, E. A. UND WENDY KINGERLEE (1997): A global inventory of nitric oxide emissions from soils. Nutrient Cycling in Agroecosystems 48 (H. 1), S. 37—50

DECHEMA (2001): Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial. Frankfurt

DEL PRADO, A., MERINO, P., ESTAVILLO, J., PINTO, M. UND GONZÁLEZ-MURUA, C. (2006): N₂O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents. Nutrient Cycling in Agroecosystems 74 (H. 3), S. 229—243

DELMAS, R., SERÇA, D. UND JAMBERT, C. (1997): Global inventory of NO_x sources. Nutrient Cycling in Agroecosystems 48 (H. 1), S. 51-60

DENMAN, K.L., G. BRASSEUR, A. CHIDTHAISONG, P. CIAIS, P.M. COX, R.E. DICKINSON, D. HAUGLUSTAINE, C. HEINZE, E. HOLLAND, D. JACOB, U. LOHMANN, S. RAMACHANDRAN, P.L. DA SILVA DIAS, S.C. WOFSY AND X. ZHANG, 2007: Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (Hg.)]

DJIK, S. M. V. UND DUYZER, J. H. (1999): Nitric oxide emissions from forest soils. J. Geophys. Res 104 (H. D13), S. 15955-15961

DIN 19682: Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau – Felduntersuchungen. Teile 1, 2. Berlin

DRURY, C. F., FINDLAY, W. I. UND MCKENNEY, D. J. (1992): Nitric Oxide and Nitrous Oxide Production from Soil: Water and Oxygen Effects. Soil Sci Soc Am J 56 (H. 3), S. 766-770

- DRURY, C. UND MCKENNEY, D. J. (1997): Nitric oxide production in agricultural soils. *Global Change Biology* 3 (H. 4), S. 317-326
- DUNFIELD, P. F. UND KNOWLES, R. (1997): Biological oxidation of nitric oxide in a humisol. *Biology and Fertility of Soils* 24 (H. 3), S. 294—300
- DUNFIELD, P. F. UND KNOWLES, R. (1999): Nitrogen monoxide production and consumption in an organic soil. *Biology and Fertility of Soils* 30 (H. 1), S. 153—159
- DUNFIELD, P. UND KNOWLES, R. (1998): Organic matter, heterotrophic activity, and NO \cdot consumption in soils. *Global Change Biology* 4 (H. 2), S. 199-207
- DYCK, S. & PESCHKE, G. (1995): *Grundlagen der Hydrologie*. Berlin
- EMMERLING, C., UDELHOVEN, T. UND SCHRÖDER, D. (2001): Response of soil microbial biomass and activity to agricultural de-intensification over a 10year period. *Soil Biology and Biochemistry* 33 (H. 15), S. 2105—2114
- FEIG, G. T., MAMTIMIN, B. UND MEIXNER, F. X. (2008): Soil biogenic emissions of nitric oxide from a semi-arid savanna in South Africa. *Biogeosciences Discussion* 5, S. 2795–2837
- FIEDLER, S., JUNGKUNST, H., JAHN, R., KLEBER, M., SOMMER, M. UND STAHR, K. (2002): Linking soil classification and soil dynamics - pedological and ecological perspectives. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165 (H. 4), S. 517-529
- FINKE, L. (1972): Die Bedeutung des Faktors 'Humusform' für die landschaftsökologische Kartierung. *Biogeographica* 1, S. 183-191
- FINKE, L. (1996): *Landschaftsökologie. Das geographische Seminar*. Braunschweig
- FIRESTONE, M. K. & DAVIDSON, E. A. (1989): Microbial Basis of NO and N₂O Production and Consumption in Soil. In: Andreae, M. O. & Schimel, D. S. (Hg.). *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, S. 7-21
- FRANZLUEBBERS, A. J., HANEY, R. L., HONEYCUTT, C. W., SCHOMBERG, H. H. UND HONS, F. M. (2000): Flush of Carbon Dioxide Following Rewetting of Dried Soil Relates to Active Organic Pools. *Soil Sci Soc Am J* 64 (H. 2), S. 613-623
- FRENEY, J. R. (1997): Strategies to reduce gaseous emissions of nitrogen from irrigated agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48 (H. 1), S. 155—160
- FRIEDRICH, K. UND SABEL, K.-J. (2004): Die Böden und ihre Verbreitung in den hessischen Weinbaugebieten. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. *Geologische Abhandlungen Hessen* 114, S. 59-69

- GALBALLY, I. E. (1989): Factors Controlling NO_x Emissions from Soils. In: Andreae, M. O. & Schimel, D. S. (Hg.). Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, S. 23-290
- GALBALLY, I. E. UND JOHANSSON, C. (1989): A model relating laboratory measurements of rates of nitric oxides production and field measurements of nitric oxide emission from soils. *J. Geophys. Res* 94, S. 6473-6480
- GARCIA-MONTIEL, D. C., STEUDLER, P. A., PICCOLO, M., NEILL, C., MELILLO, J. UND CERRI, C. C. (2003): Nitrogen oxide emissions following wetting of dry soils in forest and pastures in Rondonia, Brazil. *Biogeochemistry* 64 (H. 3), S. 319—336
- GARRIDO, F., HENAULT, C., GAILLARD, H., PEREZ, S. UND GERMON, J. C. (2002): N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (H. 5), S. 559—575
- GÖDDE, M. UND CONRAD, R. (1998): Simultaneous measurement of nitric oxide production and consumption in soil using a simple static incubation system, and the effect of soil water content on the contribution of nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 30 (H. 4), S. 433—442
- GÖDDE, M. UND CONRAD, R. (1999): Immediate and adaptational temperature effects on nitric oxide production and nitrous oxide release from nitrification and denitrification in two soils. *Biology and Fertility of Soils* 30 (H. 1), S. 33—40
- GÖDDE, M. UND CONRAD, R. (2000): Influence of soil properties on the turnover of nitric oxide and nitrous oxide by nitrification and denitrification at constant temperature and moisture. *Biology and Fertility of Soils* 32 (H. 2), S. 120—128
- GROFFMAN, P. M. (1991): Ecology of Nitrification and Denitrification in Soil Evaluated at Scales Relevant to Atmospheric Chemistry. In: Rogers, J. E. & Whitman, B. W. (Hg.). *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides, and Halomethanes*, S. 201-217
- GROFFMAN, P. M. UND TIEDJE, J. M. (1989): Denitrification in north temperate forest soils: Relationships between denitrification and environmental factors at the landscape scale. *Soil Biology and Biochemistry* 21 (H. 5), S. 621—626
- GRUNDMANN, G. L., RENAULT, P., ROSSO, L. UND BARDIN, R. (1995): Differential Effects of Soil Water Content and Temperature on Nitrification and Aeration. *Soil Sci Soc Am J* 59 (H. 5), S. 1342-1349
- GUT, A., BLATTER, A., FAHRNI, M., LEHMANN, B., NEFTEL, A. UND STAFFELBACH, T. (1998): A new membrane tube technique (METT) for continuous gas measurements in soils. *Plant and Soil* 198 (H. 1), S. 79-88

- GUT, A., DIJK, S. M. V., SCHEIBE, M., RUMMEL, U., WELLING, M., AMMANN, C., MEIXNER, F. X., KIRKMAN, G. A., ANDREAEE, M. O. UND LEHMANN, B. E. (2002): NO emission from an Amazonian rain forest soil: Continuous measurements of NO flux and soil concentration. *J. Geophys. Res* 107 (H. D20)
- GUT, A., NEFTEL, A., STAFFELBACH, T., RIEDO, M. UND LEHMANN, B. (1999): Nitric oxide flux from soil during the growing season of wheat by continuous measurements of the NO soil-atmosphere concentration gradient: A process study. *Plant and Soil* 216 (H. 1), S. 165-180
- HAIDER, K. (1996): *Biochemie des Bodens*. Stuttgart
- HAIDER, K. (1999): Von der toten organischen Substanz zum Humus. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162 (H. 4), S. 363-371
- HANTSCHHEL, R. E., FLESSA, H. UND BEESE, F. (1994): An Automated Microcosm System for Studying Soil Ecological Processes. *Soil Sci Soc Am J* 58 (H. 2), S. 401-404
- HETTNER, A. (1932): Das länderkundliche Schema. *Geographischer Anzeiger* 33, S. 1-6
- HOSEN, Y., TSURUTA, H. UND MINAMI, K. (2000): Effects of the depth of NO and N₂O productions in soil on their emission rates to the atmosphere: analysis by a simulation model. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 57 (H. 1), S. 83—98
- HOWARD, D. M. UND HOWARD, P. J. (1993): Relationships between CO₂ evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biology and Biochemistry* 25 (H. 11), S. 1537—1546
- HUTCHINSON, G. L., LIVINGSTON, G. P. & BRAMS, E. A. (1993): Nitric and Nitrous Oxide Evolution from Managed Subtropical Grassland. In: Oremland, R. S. (Hg.). *Biogeochemistry of Global Change - Radiatively Active Trace Gases*, S. 290-316
- HUTCHINSON, G. L., VIGIL, M. F., DORAN, J. W. UND KESSAVALOU, A. (1997): Coarse-scale soil-atmosphere NO_x exchange modeling: status and limitations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48 (H. 1), S. 25—35
- HUTTENLOCHER, F. (1949): Die Naturräumliche Gliederung. *Geographische Rundschau* 1 (H. 2), S. 41-46
- IPCC (2001): *Third Assessment Report. Working Group I: The Scientific Basis*. Cambridge
- ISERMANN, K. (1993): Anteile der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase - ursachenorientierte und hinreichende Lösungsansätze. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 69, S. 231-238
- JAÉGLÉ, L., MARTIN, R. V., CHANCE, K., STEINBERGER, L., KUROSU, T. P., JACOB, D. J., MODI, A. I., YOBOUÉ, V., SIGHA-NKAMDJOU, L. UND GALY-LACAUX, C. (2004): Satellite mapping of rain-induced nitric oxide emissions from soils. *J. Geophys. Res* 109 (H. D21310)

- JOHANSSON, C. (1984): Field measurements of emission of nitric oxide from fertilized and unfertilized forest soils in Sweden. *Journal of Atmospheric Chemistry* 1 (H. 4), S. 429-442
- KALBITZ, K. (2001): Properties of organic matter in soil solution in a German fen area as dependent on land use and depth. *Geoderma* 104 (H. 3-4), S. 203-214
- KESIK, M., AMBUS, P., BARITZ, R., BRÜGGEMANN, N., BUTTERBACH-BAHL, K., DAMM, M., DUYZER, J., HORVATH, L., KIESE, R., KITZLER, B., LEIP, A., LI, C., PIHLATIE, M., PILEGAARD, K., SEUFERT, S., SIMPSON, D., SKIBA, U., SMIATEK, G., VESALA, T. UND ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. (2005): Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils. *Biogeosciences* 2 (H. 4), S. 353-375
- KESTER, R. A., MEIJER, M. E., LIBOCHANT, J. A., DE BOER, W. UND LAANBROEK, H. J. (1997): Contribution of nitrification and denitrification to the NO and N₂O emissions of an acid forest soil, a river sediment and a fertilized grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 29 (H. 11-12), S. 1655—1664
- KIRKMAN, G. A., YANG, W. X. UND MEIXNER, F. X. (2001): Biogenic Nitric Oxide Emissions Upscaling: An Approach for Zimbabwe. *Global Biogeochem. Cycles* 15 (H. 4), S. 1005 - 1020
- KLAUSING, O. (1988): Die Naturräume Hessens. Hessische Landesanstalt für Umwelt. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz 67. Wiesbaden
- KOPONEN, H. T., ESCUDÉ DURAN, C., MALJANEN, M., HYTÖNEN, J. UND MARTIKAINEN, P. J. (2006): Temperature responses of NO and N₂O emissions from boreal organic soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (H. 7), S. 1779—1787
- KRÄMER, M. UND CONRAD, R. (1991): Influence of oxygen on production and consumption of nitric oxide in soil. *Biology and Fertility of Soils* 11 (H. 1), S. 38—42
- KUZYAKOVA, I. UND RICHTER, C. (2003): Erfassung der Variabilität von Bodenmerkmalen in einem Blindversuch auf Fahlerde mittels Methoden der räumlichen Statistik. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166 (H. 3), S. 348-356
- LI, D. UND WANG, X. (2007): Nitric oxide emission from a typical vegetable field in the Pearl River Delta, China. *Atmospheric Environment* 41 (H. 40), S. 9498-9505
- LI, X., MEIXNER, T., SICKMAN, J., MILLER, A., SCHIMEL, J. UND MELACK, J. (2006): Decadal-scale Dynamics of Water, Carbon and Nitrogen in a California Chaparral Ecosystem: DAYCENT Modeling Results. *Biogeochemistry* 77 (H. 2), S. 217—245
- LINN, D. M. UND DORAN, J. W. (1984): Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Sci Soc Am J* 48 (H. 6), S. 1267-1272

- LIVINGSTON, G. P. & HUTCHINSON, G. L. (1995): Enclosure-based Measurement of Trace Gas Exchange: Applications and Sources of Error. In: Matson, P. A. & Harriss, R. C. (Hg.). Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water, S. 14-50
- LUDWIG, J., MEIXNER, F. X., VOGEL, B. UND FÖRSTNER, J. (2001): Soil-air exchange of nitric oxide: An overview of processes, environmental factors, and modeling studies. Biogeochemistry 52 (H. 3), S. 225—257
- MALJANEN, M., MARTIKKALA, M., KOPONEN, H. T., VIRKAJÄRVI, P. UND MARTIKAINEN, P. J. (2007): Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from experimental excreta patches in boreal agricultural soil. Soil Biology and Biochemistry 39 (H. 4), S. 914—920
- MARTIN, R. E., SCHOLLES, M. C., MOSIER, A. R., OJIMA, D. S., HOLLAND, E. A. UND PARTON, W. J. (1998): Controls on Annual Emissions of Nitric Oxide From Soils of the Colorado Shortgrass Steppe. Global Biogeochem. Cycles 12 (H. 1), S. 81 - 91
- MATSON, P. (1997): NO_x emission from soils and its consequences for the atmosphere and biosphere: critical gaps and research directions for the future. Nutrient Cycling in Agroecosystems 48 (H. 1), S. 1-6
- MATSON, P. A. & HARRISS, R. C. (1995): Trace Gas Exchange in an Ecosystem Context: Multiple Approaches to Measurement and Analysis. In: Matson, P. A. & Harriss, R. C. (Hg.). Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water, S. 1-13
- MATSON, P. A., McDOWELL, W. H., TOWNSEND, A. R. UND VITOUSEK, P. M. (1999): The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. Biogeochemistry 46 (H. 1), S. 67—83
- MATSON, P. A., VITOUSEK, P. M. & SCHIMEL, D. S. (1989): Regional Extrapolation of Trace Gas Flux Based on Soils and Ecosystems. In: Andreae, M. O. & Schimel, D. S. (Hg.). Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, S. 97-108
- MAULL, O. (1925): Zur Geographie der Kulturlandschaft. In: Freie Wege vergleichender Erdkunde, S. 11-30
- MCCARTY, G. W., SHELTON, D. R. UND SADEGHI, A. M. (1999): Influence of air porosity on distribution of gases in soil under assay for denitrification. Biology and Fertility of Soils 30 (H. 3), S. 173—178
- MCTAGGART, I. P., AKIYAMA, H., TSURUTA, H. UND BALL, B. C. (2002): Influence of soil physical properties, fertiliser type and moisture tension on N₂O and NO emissions from nearly saturated Japanese upland soils. Nutrient Cycling in Agroecosystems 63 (H. 2), S. 207—217

- MEIXNER, F. X. (1994): Surface Exchange of Odd Nitrogen Oxides. *Nova Acta Leopoldina NF 70* (H. 288), S. 299-348
- MEIXNER, F. X. & EUGSTER, W. (1999): Effects of Landscape Pattern and Topography on Emissions and Transport. In: Tenhunen, J. D. & Kabat, P. (Hg.). *Integrating Hydrology, Ecosystem Dynamics, and Biogeochemistry in Complex Landscapes*, S. 147-175
- MEIXNER, F. X. & YANG, W. X. (2006): Biogenic emissions of nitric oxide and nitrous oxide from arid and semi-arid land. In: D'Odorico, P. & Porporato, A. (Hg.). *Dryland Ecohydrology*, S. 233-255
- MEYNEN, E. , SCHMITHÜSEN, J. , GELLERT, J. , NEEF, E. , MÜLLER-MINY, H. UND SCHULTZE, J. H. (1962): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Band 1
- MICHELS, F. (1972): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Hessen 1 : 25000, Blatt 5914 Eltville a. Rhein. Hessisches Landesamt für Bodenforschung. Wiesbaden
- MORRIS, S. J. & BLACKWOOD, C. B. (2007): The Ecology of Soil Organisms. In: Paul, E. A. (Hg.). *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*, S. 195-233
- MORRIS, S. J. UND BOERNER, R. (1998): Landscape patterns of nitrogen mineralization and nitrification in southern Ohio hardwood forests. *Landscape Ecology* 13 (H. 4), S. 215-224
- MOSIER, A. R. (1998): Soil processes and global change. *Biology and Fertility of Soils* 27 (H. 3), S. 221-229
- MOSIER, A. R. (2001): Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. *Plant and Soil* 228 (H. 1), S. 17-27
- MOSIMANN, T. (2002): Modellierung des Landschaftshaushaltes. *Geographische Rundschau* 54 (H. 5), S. 45-50
- MÜLLER-MINY, H. UND BÜRGENER, M. (1971): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 138 Koblenz. Institut für Länderkunde (Hg.). *Naturräumliche Gliederung Deutschlands*. Bonn
- MURRAY, R. UND KNOWLES, R. (2001): Influence of pH on production and consumption of NO by slurries of an agricultural soil under denitrifying conditions. *Biology and Fertility of Soils* 34 (H. 5), S. 357—362
- MYERS, R. T., ZAK, D. R., WHITE, D. C. UND PEACOCK, A. (2001): Landscape-Level Patterns of Microbial Community Composition and Substrate Use in Upland Forest Ecosystems. *Soil Sci Soc Am J* 65 (H. 2), S. 359-367
- NÄGELE, W. UND CONRAD, R. (1990): Influence of pH on the release of NO and N₂O from fertilized and unfertilized soil. *Biology and Fertility of Soils* 10 (H. 2), S. 139—144

- NEEF, E., SCHMIDT, G. UND LAUCKNER, M. (1961): Landschaftsökologische Untersuchungen an verschiedenen Physiotopten in Nordwestsachsen. Abhdl. Sächs. Akad. Wiss. zu Leipzig, Math.-nat. Kl. 47.
- NEEF, E. (1968): Der Physiotopt als Zentralbegriff der Komplexen Physischen Geographie. Petermanns Geographische Mitteilungen 1, S. 15-23
- ORMECI, B., SANIN, S. UND PEIRCE, J. (1999): Laboratory study of NO flux from agricultural soil: Effects of soil moisture, pH, and temperature. J. Geophys. Res 104 (H. D1), S. 1621 - 1629
- OTREMBIA, E. (1951): Der Bauplan der Kulturlandschaft. Die Erde 3, S. 233-245
- OTTER, L., YANG, W., SCHOLES, M. UND MEIXNER, F. (1999): Nitric oxide emissions from a southern African savanna. J. Geophys. Res 104 (H. D15), S. 18471 - 18485
- PAPEN, H., HELLMANN, B., PAPKE, H. & RENNENBERG, H. (1993): Emissions of N-Oxides from Acid Irrigated and Limed Soils of a Coniferous Forest in Bavaria. In: Oremland, R. S. (Hg.). Biogeochemistry of Global Change - Radiatively Active Trace Gases, S. 245-258
- PAPKE, H. UND PAPEN, H. (1998): Influence of acid rain and liming on fluxes of NO and NO₂ from forest soil. Plant and Soil 199 (H. 1), S. 131-139
- PARSONS, W. F. J. UND KELLER, M. (1995): Controls on nitric oxide emissions from tropical pasture and rain forest soils. Biology and Fertility of Soils 20 (H. 3), S. 151—156
- PARTON, W., HOLLAND, E., GROSSO, S., HARTMAN, M., MARTIN, R., MOSIER, A., OJIMA, D. UND SCHIMEL, D. (2001): Generalized model for NO_x and N₂O emissions from soils. J. Geophys. Res 106 (H. D15), S. 17403 - 17419
- PASSIANOTO, C. C., AHRENS, T., FEIGL, B. J., STEUDLER, P. A., MELILLO, J. M. UND DO CARMO, J. B. (2004): Diurnal changes in nitric oxide emissions from conventional tillage and pasture sites in the Amazon Basin: influence of soil temperature. Plant and Soil 258 (H. 1), S. 21-29
- Paul, E. A. (2007): Soil microbiology, ecology, and biochemistry. Amsterdam
- PFEIFER, G. (1978): J. Schmithüsens Lehre von der Geosynergetik. Geographische Zeitschrift 66, S. 217-229
- PILEGAARD, K., HUMMELSHØJ, P. UND JENSEN, N. (1999): Nitric oxide emission from a Norway spruce forest floor. J. Geophys. Res 104 (H. D3), S. 3433 - 3445
- PILEGAARD, K., SKIBA, U., AMBUS, P., BEIER, C., BRÜGGEMANN, N., BUTTERBACH-BAHL, K., DICK, J., DORSEY, J., DUYZER, J., GALLAGHER, M., GASCHE, R., HORVATH, L., KITZLER, B., LEIP, A., PIHLATIE, M. K., ROSENKRANZ, P., SEUFERT, G., VESALA, T., WESTRATE, H. UND ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. (2006): Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). Biogeosciences 3 (H. 4), S. 651-661

POTTER, C., MATSON, P., VITOUSEK, P. UND DAVIDSON, E. (1996): Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions from soils worldwide. *J. Geophys. Res* 101 (H. D1), S. 1361 - 1377

QUIDEAU, S. A., CHADWICK, O. A., BENESI, A., GRAHAM, R. C. UND ANDERSON, M. A. (2001): A direct link between forest vegetation type and soil organic matter composition. *Geoderma* 104 (H. 1-2), S. 41-60

RAMMON, D. A. UND PEIRCE, J. J. (2002): Consumption of biogenic nitric oxide in hydrated soil. *Environmental Pollution* 117 (H. 2), S. 347-355

REMDE, A., LUDWIG, J., MEIXNER, F. X. UND CONRAD, R. (1993): A study to explain the emission of nitric oxide from a marsh soil. *Journal of Atmospheric Chemistry* 17 (H. 3), S. 249-275

ROBERTSON, G. P. (1989): Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems. In: Proctor, J. (Hg.). *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems*, S. 55-70

ROBERTSON, G. P. & GROFFMAN, P. M. (2007): Nitrogen Transformations. In: Paul, E. A. (Hg.). *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*, S. 341-362

ROBERTSON, L. A. & KUENEN, J. G. (1991): Physiology of Nitrifying and Denitrifying Bacteria. In: Rogers, J. E. & Whitman, B. W. (Hg.). *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides, and Halomethanes*, S. 189-199

ROLLAND, M., GABRIELLE, B., LAVILLE, P., SERÇA, D., CORTINOVIS, J., LARMANOU, E., LEHUGER, S. UND CELLIER, P. (2008): Modeling of nitric oxide emissions from temperate agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 80 (H. 1), S. 75—93

ROTHAUSEN, K. & SONNE, V. (1984): *Mainzer Becken. Sammlung Geologischer Führer 79.* Berlin, Stuttgart

ROWELL, D. L. (1997): *Bodenkunde - Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung.* Berlin u.a.

RUDOLPH, J. UND CONRAD, R. (1996a): Flux between soil and atmosphere, vertical concentration profiles in soil, and turnover of nitric oxide: 2. Experiments with naturally layered soil cores. *Journal of Atmospheric Chemistry* 23 (H. 3), S. 275-300

RUDOLPH, J., KOSCHORRECK, M. UND CONRAD, R. (1996b): Oxidative and reductive microbial consumption of nitric oxide in a heathland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 28 (H. 10-11), S. 1389—1396

RUDOLPH, J., ROTHFUSS, F. UND CONRAD, R. (1996a): Flux between soil and atmosphere, vertical concentration profiles in soil, and turnover of nitric oxide: 1. Measurements on a model soil core. *Journal of Atmospheric Chemistry* 23 (H. 3), S. 253-273

- RUMMEL, U., AMMANN, C., GUT, A., MEIXNER, F. X. UND ANDREAE, M. O. (2002): Eddy covariance measurements of nitric oxide flux within an Amazonian rain forest. *J. Geophys. Res* 107 (H. D20)
- RUSSOW, R., SPOTT, O. UND STANGE, C. F. (2008): Evaluation of nitrate and ammonium as sources of NO and N₂O emissions from black earth soils (Haplic Chernozem) based on ¹⁵N field experiments. *Soil Biology and Biochemistry* 40 (H. 2), S. 380—391
- SAAD, O. A. L. O. UND CONRAD, R. (1993): Temperature dependence of nitrification, denitrification, and turnover of nitric oxide in different soils. *Biology and Fertility of Soils* 15 (H. 1), S. 21—27
- SANHUEZA, E. (1997): Impact of human activity on NO soil fluxes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48 (H. 1), S. 61—68
- SAUERBECK, D. (1993): Wechselseitige Beeinflussungen von Klima und Böden: Fragen – Bereiche – Prozesse. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 69, S. 193-200
- SCHALLER, K. (1988): *Praktikum zur Bodenkunde und Pflanzenernährung*. Gesellschaft zur Förderung der Forschungsanstalt Geisenheim. Geisenheim
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. UND BLUME, H.-P. (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde* (Scheffer / Schachtschabel). Heidelberg u.a.
- SCHIMEL, D. S. & POTTER, C. S. (1995): Process Modelling and Spatial Extrapolation. In: Matson, P. A. & Harriss, R. C. (Hg.). *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*, S. 358-383
- SCHIMEL, J. (2007): Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry for the 21st Century. In: Paul, E. A. (Hg.). *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*, S. 503-515
- SCHINDLBACHER, A., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. UND BUTTERBACH-BAHL, K. (2004): Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils. *J. Geophys. Res* 109 (H. D17302)
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. UND STAHR, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Berlin, Wien
- SCHMITHÜSEN, J. (1976): *Allgemeine Geosynergetik. Grundlagen der Landschaftskunde*. Stuttgart
- SCHMITHÜSEN, J. (1948): „Fliesengefüge der Landschaft“ und „Ökotopt“. *Berichte zur deutschen Länderkunde* 5
- SCHMITHÜSEN, J. (1962): Grundsätzliches und Methodisches. In: Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung (Hg.). *Handbuch der naturräumlichen Gliederung*. Band 1, S. 1-46

- SCHMITHÜSEN, J. (1964): Was ist eine Landschaft. Erdkundliches Wissen 9. Wiesbaden
- SCHMITHÜSEN, J. (1974): Was verstehen wir unter Landschaftsökologie?. 39. Deutscher Geographentag Kassel 1973, S. 409-417
- SCHNEIDER, S. H. (1989): Global Climate and Trace Gas Composition: From Atmospheric History to the Next Century. In: Andreae, M. O. & Schimel, D. S. (Hg.). Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, S. 281-290
- SERCA, D., DELMAS, R., JAMBERT, C. UND LABROUE, L. (1994): Emissions of nitrogen oxides from equatorial rain forest in central Africa:. *Tellus B* 46 (H. 4), S. 243-254
- SKEFFINGTON, R. (1999): European nitrogen policies, nitrate in rivers and the use of the INCA model. *Hydrol. Earth Syst. Sci* 6 (H. 3), S. 315-324
- SKIBA, U. UND BALL, B. (2002): The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *Soil Use and Management* 18 (H. 1), S. 56-60
- SKIBA, U., FOWLER, D. UND SMITH, K. (1994): Emissions of NO and N₂O from soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 31 (H. 1), S. 153-158
- SKIBA, U., FOWLER, D. UND SMITH, K. A. (1997): Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48 (H. 1), S. 139—153
- SKIBA, U., PITCAIRN, C., SHEPPARD, L., KENNEDY, V. UND FOWLER, D. (2004): The Influence of Atmospheric N Deposition on Nitrous Oxide and Nitric Oxide Fluxes and Soil Ammonium and Nitrate Concentrations. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4 (H. 6), S. 37-43
- SKIBA, U., SHEPPARD, L., PITCAIRN, C. E. R., LEITH, I., CROSSLEY, A., VAN DIJK, S., KENNEDY, V. H. UND FOWLER, D. (1998): Soil nitrous oxide and nitric oxide emissions as indicators of elevated atmospheric N deposition rates in seminatural ecosystems. *Environmental Pollution* 102 (H. 1, Supplement 1), S. 457-461
- SKIBA, U., SHEPPARD, L., PITCAIRN, C., VAN DIJK, S. UND ROSSALL, M. (1999): The Effect of N Deposition on Nitrous Oxide and Nitric Oxide Emissions from Temperate Forest Soils. *Water, Air, & Soil Pollution* 116 (H. 1), S. 89-98
- SKIBA, U., SOZANSKA, M., METCALFE, S. UND FOWLER, D. (2001): Spatially Disaggregated Inventories of Soil NO and N₂O Emissions for Great Britain. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 1 (H. 5), S. 109-118
- SKOPP, J., JAWSON, M. D. UND DORAN, J. W. (1990): Steady-State Aerobic Microbial Activity as a Function of Soil Water Content. *Soil Sci Soc Am J* 54 (H. 6), S. 1619-1625
- SLEMR, F. UND SEILER, W. (1984): Field measurements of NO and NO₂ emissions from fertilized and unfertilized soils. *Journal of Atmospheric Chemistry* 2 (H. 1), S. 1-24

- SLEMR, F. UND SEILER, W. (1991): Field Study of Environmental Variables Controlling the NO Emissions From Soil and the NO Compensation Point. *J. Geophys. Res* 96 (H. D7), S. 13017 - 13031
- SMART, D. R., STARK, J. M. UND DIEGO, V. (1999): Resource limitations to nitric oxide emissions from a sagebrush-steppe ecosystem. *Biogeochemistry* 47 (H. 1), S. 63—86
- SMITH, K. A., McTAGGART, I. UND TSURUTA, H. (1997): Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use and Management* 13 (H. s4), S. 296-304
- SMITH, K., BALL, T., CONEN, F., DOBBIE, K., MASSHEDER, J. UND REY, A. (2003): Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54 (H. 4), S. 779-791
- STEHFEST, E. UND BOUWMAN, L. (2006): N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74 (H. 3), S. 207—228
- STEUDLER, C. N. P. A., GARCIA-MONTIEL, D. C., MELILLO, J. M., FEIGL, B. J., PICCOLO, M. C. UND CERRI, C. C. (2005): Rates and controls of nitrous oxide and nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondônia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71 (H. 1), S. 1—15
- STOHL, A., WILLIAMS, E., WOTAWA, G. UND KROMP-KOLB, H. (1996): A European inventory of soil nitric oxide emissions and the effect of these emissions on the photochemical formation of ozone. *Atmospheric Environment* 30 (H. 22), S. 3741-3755
- SULLIVAN, L. J., MOORE, T. C., ANEJA, V. P., ROBARGE, W. P., PIERCE, T. E., GERON, C. UND GAY, B. (1996): Environmental variables controlling nitric oxide: emissions from agricultural soils in the southeast united states. *Atmospheric Environment* 30 (H. 21), S. 3573-3582
- THOMPSON, A. M. (1992): The Oxidizing Capacity of the Earth's Atmosphere: Probable Past and Future Changes. *Science* 256 (H.), S. 1157-1165
- TROLL, C. (1950): Die Geographische Landschaft und ihre Erforschung. *Studium Generale* 3 (H. 4/5), S. 163-181
- TROLL, C. (1966): Ökologische Landschaftsforschung und vergleichende Hochgebirgsforschung. *Erdkundliches Wissen* 11 (H.), S. 1-13
- UMWELTALTALS HESSEN (2005): <http://atlas.umwelt.hessen.de/atlas/>
- VAN DIJK, S. M. (2001): Nitric oxide emissions from soils: effects of deforestation. Dissertation. Universität Utrecht, Niederlande

- VAN DIJK, S. M., GUT, M. A., KIRKMAN, G. A., GOMES, B. M., MEIXNER, F. X. UND ANDREAE, M. O. (2002): Biogenic NO emissions from forest and pasture soils: Relating laboratory studies to field measurements. *J. Geophys. Res.* 107 (H. D20), S. 8058
- VELDKAMP, E. UND KELLER, M. (1997): Fertilizer-induced nitric oxide emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48 (H. 1), S. 69—77
- VELDKAMP, E., DAVIDSON, E., ERICKSON, H., KELLER, M. UND WEITZ, A. (1999): Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. *Soil Biology and Biochemistry* 31 (H. 3), S. 387—394
- VENTEREA, R. T. A. G. UND ROLSTON, D. E. (2000): Mechanisms and kinetics of nitric and nitrous oxide production during nitrifikation in agricultural soil. *Global Change Biology* 6 (H.), S. 303 - 316
- VENTEREA, R. UND ROLSTON, D. (2000): Nitric and nitrous oxide emissions following fertilizer application to agricultural soil: Biotic and abiotic mechanisms and kinetics. *J. Geophys. Res* 105 (H. D12), S. 15117 - 15129
- VENTEREA, R., GROFFMAN, P., VERCHOT, L., MAGILL, A., ABER, J. UND STEUDLER, P. (2003): Nitrogen oxide gas emissions from temperate forest soils receiving long-term nitrogen inputs. *Global Change Biology* 9 (H. 3), S. 346—357
- VENTEREA, R., ROLSTON, D. E. UND CARDON, Z. (2005): Effects of Soil Moisture, Physical, and Chemical Characteristics on Abiotic Nitric Oxide Production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72 (H. 1), S. 27—40
- VERCHOT, L. V., HOLMES, Z., MULON, L., GROFFMAN, P. M. UND LOVETT, G. M. (2001): Gross vs net rates of N mineralization and nitrification as indicators of functional differences between forest types. *Soil Biology and Biochemistry* 33 (H. 14), S. 1889—1901
- VERVAET, H., MASSART, B., BOECKX, P., VAN CLEEMPUT, O. UND HOFMAN, G. (2002): Use of principal component analysis to assess factors controlling net N mineralization in deciduous and coniferous forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 36 (H. 2), S. 93—101
- VITOUSEK, P. M. & MATSON, P. A. (1993): Agriculture, The Global Nitrogen Cycle, and Trace Gas Flux. In: Oremland, R. S. (Hg.). *Biogeochemistry of Global Change - Radiatively Active Trace Gases*, S. 193-208
- VORONEY, R. P. (2007): The Soil Habitat. In: Paul, E. A. (Hg.). *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*, S. 25-53

- WANG, W. J., CHALK, P. M., CHEN, D. UND SMITH, C. J. (2001): Nitrogen mineralisation, immobilisation and loss, and their role in determining differences in net nitrogen production during waterlogged and aerobic incubation of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33 (H. 10), S. 1305—1315
- WATANABE, T., OSADA, T., YOH, M. UND TSURUTA, H. (1997): N₂O and NO emissions from grassland soils after the application of cattle and swine excreta. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49 (H. 1), S. 35—39
- WILD, A. (1995): *Umweltorientierte Bodenkunde*. Heidelberg, Berlin, Oxford
- WILL, D. (1987): Die Bodenschätzung in Theorie und Praxis sowie als bodenkundliche Datenquelle. *Nachrichtenblatt der Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz* 30 (H. 4), S. 311-332
- WILLIAMS, E. J. UND FEHSENFELD, F. C. (1991): Measurement of soil nitrogen oxide emissions at three north american ecosystems. *J. Geophys. Res* 96 (H. D1), S. 1033 - 1042
- WILLIAMS, E. J., GUENTHER, A. UND FEHSENFELD, F. C. (1992): An inventory of nitric oxide emissions from soils in the united states. *J. Geophys. Res* 97 (H. D7), S. 7511 - 7519
- WILLIAMS, E. J., HUTCHINSON, G. L. UND FEHSENFELD, F. C. (1992): NO_x and N₂O Emissions From Soil. *Global Biogeochem. Cycles* 6 (H. 4), S. 351 - 388
- WILLIAMS, P. H., JARVIS, S. C. UND DIXON, E. (1998): Emission of nitric oxide and nitrous oxide from soil under field and laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 30 (H. 14), S. 1885—1893
- YAMULKI, S., GOULDING, K. W. T., WEBSTER, C. P. UND HARRISON, R. M. (1995): Studies on NO and N₂O fluxes from a wheat field. *Atmospheric Environment* 29 (H. 14), S. 1627-1635
- YAN, X., OHARA, T. UND AKIMOTO, H. (2005): Statistical modeling of global soil NO_x emissions. *Global Biogeochemical Cycles* 19
- YANG, W. X. & MEIXNER, F. X. (1997): Laboratory Studies on the Release of Nitric Oxide from Subtropical Grassland Soils: The Effekt of Soil Temperature and Moisture. In: Jarvis, S. C. & Pain, B. F. (Hg.). *Gaseous Nitrogen Emissions from Grassland*, S. 67-71
- YANG, W. X., TREBS, I., ASHURI, F., MEIXNER, F. X., VAN DIJK, S., LEHMANN, L. UND WELLING, M. (2003): An automated dynamic chamber system for the laboratory simulation of soil biogenic nitric oxide emissions under realistic ambient conditions. *Geophysical Research Abstracts* 5, S. 12268
- YIENGER, J. J. UND LEVY II, H. (1995), Empirical model of global soil-biogenic NO_x emissions, *J. Geophys. Res.*, 100(D6), S. 11447-11464

ZAK, D. R., HOLMES, W. E., MACDONALD, N. W. UND PREGITZER, K. S. (1999): Soil Temperature, Matric Potential, and the Kinetics of Microbial Respiration and Nitrogen Mineralization. *Soil Sci Soc Am J* 63 (H. 3), S. 575-584

ZAKOSEK, H. UND STÖHR, W. T. (1966): Erläuterungen zur Bodenkarte von Hessen 1 : 25000, Blatt Nr. 5914 Eltville a. Rhein. Hessisches Landesamt für Bodenkunde (Hg.). Wiesbaden

ZEPP, H. UND HERGET, J. (2001): Bodenwasser - Grundlagen, Einflussfaktoren und geökologische Bezüge. *Geographische Rundschau* 53 (H. 5), S. 10-17

ZIECHMANN, W. UND MÜLLER-WEGENER, U. (1990): *Bodenchemie*. Mannheim, Wien, Zürich

ZOGG, G. P., ZAK, D. R., RINGELBERG, D. B., WHITE, D. C., MACDONALD, N. W. UND PREGITZER, K. S. (1997): Compositional and Functional Shifts in Microbial Communities Due to Soil Warming. *Soil Sci Soc Am J* 61 (H. 2), S. 475-481

10 Anhang

Anhang 1: Übersicht Austrocknungsversuche. Zu jeder Probe ist für den jeweiligen Probenahmezeitpunkt die Anzahl der Wiederholungsmessungen (n), die jeweils gemessenen durchschnittliche obere und optimale Bodenfeuchte und die maximale Freisetzungsrate, mit den entsprechenden Standardabweichungen (stabw) dargestellt.

Boden	Datum	n	Θ opt [1]	stabw	Θ upp [1]	stabw	J max [ng s ⁻¹ kg ⁻¹]	stabw
LA_23_21	März 03	2	0,11	0	0,26	0	1,20	0,40
	Juni 03	3	0,12	0,02	0,3	0	0,83	0,18
	August 03	3	0,12	0,01	0,3	0	1,06	0,26
LA_24_28	März 03	2	0,11	0,01	0,35	0,05	0,68	0,08
	Juni 03	3	0,18	0,01	/	/	1,22	0,49
	August 03	3	0,14	0,01	0,35	0	0,93	0,05
LA_25_08	März 03	2	0,11	0,01	0,3	0	0,60	0,30
	Juni 03	3	0,11	0,02	/	/	0,37	0,03
	August 03	2	0,11	0,01	0,4	/	0,42	0,04
LA_25_28	März 03	2	0,11	0,01	0,26	0	0,64	0,26
	Juni 03	3	0,12	0,02	/	/	0,37	0,02
	August 03	3	0,13	0	0,3	0	0,71	0,22
LA_26_26	März 03	2	0,13	0	0,43	0,08	3,90	2,10
	Juni 03	2	0,14	0,01	0,55	0,01	1,00	0,10
	August 03	3	0,13	0,01	0,4	0	6,80	2,50
LA_27_04	März 03	2	0,09	0	0,3	0	0,50	0,10
	Juni 03	3	0,11	0,01	0,37	0,02	0,25	0,05
	August 03	3	0,1	0	0,33	0,03	0,41	0,09
LA_27_28	März 03	2	0,11	0	0,3	0	0,48	0,08
	Juni 03	3	0,17	0,05	0,45	0,05	0,77	0,20
	August 03	3	0,12	0	0,3	0	0,48	0,07
LA_29_44	März 03	2	0,1	0	0,3	0	0,75	0,25
	Juni 03	3	0,11	0,01	0,35	0	0,38	0,05
	August 03	3	0,11	0,01	0,37	0,05	1,44	0,12
LW_42_6	März 03	2	0,09	0,01	0,3	0	0,17	0,03
	Oktober 03	3	0,1	0	0,37	0,05	0,16	0,01
LW_42_13	März 03	2	0,13	0,03	0,34	0,01	0,93	0,66
	Oktober 03	3	0,1	0	0,4	0	0,25	0,01
LW_46_15	März 03	2	0,08	0	0,2	0	0,68	0,33
	Oktober 03	3	0,09	0,01	0,3	0	0,87	0,06
LW_46_55	März 03	2	0,11	0,01	0,28	0,03	1,6	0,90
LW_47_08	März 03	2	0,12	0,01	0,38	0,03	0,63	0,18
LW_47_28	März 03	2	0,1	0,01	0,3	0	0,65	0,25
	Oktober 03	3	0,1	0	0,32	0,02	0,48	0,12
LW_49_20	März 03	2	0,09	0,03	0,33	0,03	0,55	0,25
	Oktober 03	3	0,11	0,01	0,37	0,02	1,02	0,14
LW_49_34	März 03	2	0,1	0	0,35	0,05	0,70	0,15
	Oktober 03	3	0,12	0,01	0,38	0,05	0,80	0,16
GM_31_34	Oktober 02	2	0,16	0,01	0,31	0,01	4,00	1,50
GM_31_43	Oktober 02	2	0,14	0	0,3	0	5,00	2,00
GM_32_37	Oktober 02	2	0,22	0,01	0,48	0,03	0,58	0,16
GM_34_26	Oktober 02	2	0,26	0,01	0,5	0	2,04	1,42
GM_34_36	Oktober 02	1	0,2	0	0,5	0	0,34	0,00
GM_37_37	Oktober 02	2	0,2	0,02	0,45	0	1,90	0,00
GM_39_55	Oktober 02	2	0,22	0,02	0,47	0,03	1,70	0,40
WL_50_26	Oktober 02	3	0,23	0,01	0,57	0,02	4,68	0,90
WL_50_39	Oktober 02	3	0,19	0,01	0,55	0,04	1,23	0,97
	Dezember 03	3	0,18	0,02	0,5	0,1	5,93	1,76
WL_55_34_o	Oktober 02	1	0,23	0	0,55	0	2,50	0,00
	Dezember 03	2	0,21	0,01	0,65	0,05	6,08	1,54
WL_55_34_u	Oktober 02	3	0,2	0,02	0,55	0,04	2,93	1,05
WL_55_55	Oktober 02	3	0,21	0,01	0,63	0,02	2,33	0,60
	Dezember 03	4	0,16	0	0,5	0,06	1,25	0,27
WL_63_35	Oktober 02	2	0,28	0,04	0,7	0,1	7,25	4,00
	Dezember 03	2	0,22	0,04	0,85	0,15	9,75	4,25
WM_64_39	Oktober 02	3	0,21	0,01	0,63	0,09	4,57	1,79
	Dezember 03	3	0,2	0,01	0,7	0,14	2,58	0,36
WM_65_36	Oktober 02	4	0,22	0,03	0,6	0,08	7,45	3,18
	Dezember 03	2	0,19	0,01	0,6	0,1	6,35	0,55

Anhang 2/1: Übersicht Freisetzung (J), Produktion (P) und Aufnahme (k) bei optimaler Bodenfeuchte, für die Ackerböden

Boden	Dateien	Θ [l]	J [ng s ⁻¹ kg ⁻¹]	P [ng s ⁻¹ kg ⁻¹]	k [m ³ s ⁻¹ ·kg ⁻¹]
LA_23_21	16_04_03_K	0,13	0,75	0,85	0,02
	07_05_03_K1	0,12	1,12	1,15	0,02
	08_07_03_K	0,13	0,88	0,88	0,01
	16_07_03_K1	0,12	0,81	0,79	0,01
	17_09_03_K	0,13	1,49		0,02
	24_09_03_K1	0,12	1,03		0,01
LA_24_28	24_04_03_K	0,13	0,81	0,84	0,02
	07_05_03_K2	0,14	0,67	0,69	0,02
	09_07_03_K	0,18	0,65	0,66	0
	15_07_03_K	0,18	0,58	0,59	0
	18_09_03_K1	0,15	1,02		0,01
	24_09_03_K2	0,15	0,85		0,01
LA_25_08	16_04_03_K	0,14	0,3	0,42	0,03
	07_05_03_K1	0,13	0,47	0,04	0,02
	08_07_03_K	0,12	0,41	0,4	0,01
	16_07_03_K1	0,12	0,4	0,42	0,01
	18_09_03_K1	0,11	0,76		0,01
	24_09_03_K2	0,11	0,52		0,01
LA_25_28	16_04_03_K	0,13	0,45	0,52	0,02
	07_05_03_K1	0,12	0,52	0,53	0,02
	08_07_03_K	0,14	0,29	0,31	0,01
	16_07_03_K1	0,13	0,28	0,26	0,01
	18_09_03_K1	0,14	1,24		0,02
	24_09_03_K2	0,14	0,63		0,03
LA_26_26	24_04_03_K	0,14	1,96	2,01	0,02
	07_05_03_K2	0,12	1,67	1,71	0,02
	09_07_03_K	0,14	1,35	1,37	0
	15_07_03_K	0,15	1,19	1,24	0,01
	24_09_03_K1	0,14	4,93		0
LA_27_04	24_04_03_K	0,12	0,22	0,25	0,02
	07_05_03_K2	0,09	0,26	0,28	0,02
	09_07_03_K	0,12	0,2	0,2	0
	15_07_03_K	0,12	0,18	0,19	0,01
	17_09_03_K	0,12	0,3		0,01
	24_09_03_K1	0,12	0,31		0,01
LA_27_28	24_04_03_K	0,1	0,67	0,67	0,02
	07_05_03_K2	0,14	0,34	0,38	0,02
	09_07_03_K	0,18	0,65	0,66	0
	15_07_03_K	0,18	0,58	0,59	0
	17_09_03_K	0,14	0,34		0,01
	24_09_03_K1	0,14	0,35		0,01
LA_29_44	16_04_03_K	0,15	0,6	0,72	0,02
	07_05_03_K1	0,13	0,77	0,73	0,01
	08_07_03_K	0,13	0,34	0,34	0,01
	16_07_03_K1	0,13	0,33	0,35	0,01
	18_09_03_K1	0,13	3,27		0,02
	24_09_03_K2	0,13	1,3		0,01

Anhang 2/2: Übersicht Freisetzung (J), Produktion (P) und Aufnahme (k) bei optimaler Bodenfeuchte, für die Weinbergs-, Wiesen- und Waldböden

Boden	Dateien	Θ [1]	J [$\text{ng s}^{-1} \text{kg}^{-1}$]	P [$\text{ng s}^{-1} \text{kg}^{-1}$]	k [$\text{m}^3 \text{s}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$]
LW_42_6	29_04_03_K1	0,1	0,13		0,02
	21_05_03_K1	0,11	0,13		0,02
	13_11_03_K1	0,11	0,12		0,01
	26_11_03_K1	0,11	0,16		0,01
LW_42_13	29_04_03_K2	0,17	0,16		0,02
	21_05_03_K2	0,17	0,17		0,03
	13_11_03_K1	0,12	0,25		0,01
	26_11_03_K1	0,12	0,24		0,01
LW_46_15	21_05_03_K2	0,09	0,37		0,02
	13_11_03_K1	0,1	0,76		0,01
	26_11_03_K1	0,1	1,65		0,01
LW_46_55	29_04_03_K2	0,14	0,97		0,03
	21_05_03_K2	0,13	0,99		0,03
LW_47_08	29_04_03_K1	0,13	0,27		0,02
	21_05_03_K1	0,16	0,29		0,02
LW_47_28	29_04_03_K2	0,11	0,33		0,03
	21_05_03_K2	0,11	0,35		0,02
	13_11_03_K2	0,11	0,21		0,01
	26_11_03_K2	0,11	0,33		0,01
LW_49_20	29_04_03_K1	0,11	0,61		0,02
	21_05_03_K1	0,08	1,13		0,01
	13_11_03_K2	0,13	0,75		0,01
	26_11_03_K2	0,13	1,19		0,01
LW_49_34	29_04_03_K1	0,11	0,5		0,02
	21_05_03_K1	0,11	0,51		0,01
	13_11_03_K2	0,14	0,58		0,01
	26_11_03_K2	0,14	0,87		0,01
GM_34_36	27_04_04_K	0,3	0,68	0,64	0,02
	27_04_04_K	0,3	0,61	0,62	0,02
GM_36_34	27_04_04_K	0,25	0,43	0,5	0,04
	27_04_04_K	0,25	0,45	0,48	0,04
WL_50_26	09_12_03_K	0,18	3,79		0,02
WL_50_39	09_12_03_K	0,2	1,16		0,01
	09_01_04_K1	0,22	6,17	6,35	0,02
	19_01_04_K1	0,2	7,2	7,34	0,01
	23_03_04_K1	0,19	0,18	6,35	0,09
WL_55_34_o	09_01_04_K1	0,2	7,12	7,38	0,03
	19_01_04_K1	0,18	10,59	11,14	0
	23_03_04_K	0,18	3,88	3,91	0,01
WL_55_34_u	09_12_03_K	0,19	4,63		0,02
WL_55_55	10_12_04_K	0,2	3,36		0,02
	09_01_04_K1	0,17	0,99	1,02	0,02
	19_01_04_K1	0,15	1,24	1,31	0,02
	23_03_04_K	0,15	1,21	1,18	0,01
WL_63_35	08_01_04_K2	0,31	8,33	8,92	0,03
	19_01_04_K2	0,29	22,4	24,75	0,05
WM_64_39	10_12_03_K	0,23	2,18		0,01
	09_01_04_K2	0,23	2,04	2,14	0,01
	19_01_04_K2	0,21	5	5,17	0,02
WM_65_36	09_01_04_K2	0,22	6,9	7,02	0,01
	19_01_04_K2	0,2	10,48	10,81	0,02
	23_03_04_K	0,19	5,11	5,09	0,01