

KfK 5018  
April 1992

# **Tiefenprofile der anorganisch- chemischen Zusammensetzung von Bodenwasser in der ungesättigten Zone**

J. HöB  
Institut für Radiochemie

**Kernforschungszentrum Karlsruhe**



Kernforschungszentrum Karlsruhe  
Institut für Radiochemie

KfK 5018

**Tiefenprofile der anorganisch-chemischen Zusammensetzung  
von Bodenwasser in der ungesättigten Zone**

Jürgen Höß

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

---

Von der Fakultät für Chemie der Universität Karlsruhe (TH)  
angenommene Dissertation

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH  
Postfach 3640, 7500 Karlsruhe 1

ISSN 0303-4003

## Kurzfassung

Bodenwasser bis zu einer Tiefe von 4 m Flurabstand wurde auf seine anorganisch-chemische Zusammensetzung hin untersucht. Es wurde durch Zentrifugieren original feuchter Bodenproben als "Bodenlösung" gewonnen. Die Untersuchung liefert aussagekräftige Konzentrationstiefenprofile der anorganischen Ionen im Bodenwasser.

Die Probenahme erfolgte auf dem Naturmeßfeld "Horkheimer Insel", 70 km nördlich von Stuttgart, einem gemeinsamen Forschungsvorhaben des Projekts "Wasser-Abfall-Boden" des Landes Baden-Württemberg. Es wurden verschiedene Flächen beprobt, insbesondere zwei Äcker, wovon der eine "konventionell", der andere "umweltschonend", d.h. mit geringerem Einsatz von Agrarchemikalien und reduzierter Bodenbearbeitung bewirtschaftet wurde.

Die Nitrat-Konzentration betrug im Mittel der drei untersuchten Bewirtschaftungsjahre unter der umweltschonend bewirtschafteten Fläche nur 30 % der unter der konventionell bewirtschafteten. Dies bedeutet, daß der Nitratintrag in das darunter anstehende Grundwasser durch die Art der gewählten Bewirtschaftung um dasgleiche Maß reduziert werden konnte.

Die Untersuchungen zum Salzgehalt des Bodenwassers ergaben, daß er bereits in der obersten Bodenzone (0 - 25 cm) sehr hoch ist und mit zunehmender Bodentiefe nicht mehr steigt. Daraus kann geschlossen werden, daß er durch Vorgänge in der Wurzelzone und durch die dort vorhandene hohe mikrobiologische Aktivität bestimmt wird. Die Sickerung durch die darunterliegenden Schichten bewirkt im wesentlichen nur eine Verschiebung im Kationen- bzw. Anionenverhältnis.

## Abstract

### *Depth Profiles of the Inorganic Chemical Composition of Soil Water in the Unsaturated Zone*

Soil water up to a depth of 4 m below ground surface was analysed for its inorganic-chemical composition. It was obtained as "soil solution" by centrifuging original moist soil samples. The analysis provides depth profiles of the concentration of the major inorganic ions in soil water of well evidence.

The studies were made on the environmental research test site called "Horkheimer Insel", 70 km north of Stuttgart, which is a joint research site within the project "Wasser-Abfall-Boden" of the country of Baden-Württemberg. Samples were collected mainly on two parts of the test site, one being operated by "conventional" farming techniques, the other by "sustainable" techniques, i. e. lower quantities of agrochemicals and reduced tillage.

The nitrat content of soil water in 4 m depth under the field of sustainable agriculture during the three tested years of cultivation was on an average only 30 % of the concentration under the field of conventional agriculture. This means, the amount of nitrat, which is carried in groundwater, could be reduced to the same extend by the chosen way of sustainable agriculture.

In respect to the overall salt content of soil water the analysis showed, that it is already very high in the upper soil layer (0 - 25 cm) and does not increase with increasing depth. It can be concluded, that it is determined by processes within this zone of the plant roots and of main microbiological activity. Percolation through the layers beneath this zone only provides a change in the proportion of cation or anion concentrations.

## **Inhaltsverzeichnis**

<b>1. Einleitung</b> .....	<b>1</b>
1.1 Wasserversorgung und Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit .....	1
1.2 Grundwasserqualität und Landwirtschaft .....	6
1.3 Gesamtforschungsprojekt und Aufgabenstellung .....	8
<b>2. Experimenteller Teil</b> .....	<b>11</b>
2.1 Testfeld "Horkheimer Insel" .....	11
2.1.1 Beschreibung des Bodens .....	12
2.1.2 Beschreibung der Bewirtschaftung .....	12
2.2 Probenahme auf dem Versuchsfeld .....	14
2.2.1 Probenahmetechnik .....	14
2.2.2 Probenahmepunkte .....	16
2.3 Lysimeterversuche .....	17
2.4 Analytik .....	18
<b>3. Ausarbeitung eines Verfahrens zur Gewinnung von Bodenwasser</b> .....	<b>19</b>
3.1 Auswahl der Methode .....	19
3.2 Beschreibung des Verfahrens .....	20
3.3 Auswahl der Zentrifugierbedingungen .....	22
3.4 Einfluß der Zentrifugiermethode auf die Stoffkonzentration der Bodenlösung ...	25
3.4.1 Einfluß auf die Nitrat-Konzentration .....	25
3.4.2 Einfluß auf die Konzentration anderer Inhaltsstoffe .....	29
3.5 Umrechnung von Stoffkonzentrationen auf Stoffmengen .....	29
3.6 Diskussion .....	30
<b>4. Zusammensetzung des Bodenwassers</b> .....	<b>31</b>
4.1 Reproduzierbarkeit der Tiefenprofile .....	31
4.2 Leitfähigkeit der Bodenlösung .....	33
4.3 pH-Wert der Bodenlösung .....	34
4.4 Organisch gebundener Kohlenstoff und Kationenaustauschkapazität im Boden .	38
4.5 Nitrat-Konzentration der Bodenlösung .....	40
4.6 Kationenzusammensetzung der Bodenlösung .....	41
4.6.1 Kationensumme .....	41
4.6.2 Calcium .....	43
4.6.3 Magnesium .....	45
4.6.4 Kalium .....	47
4.6.5 Natrium .....	49
4.7 Anionenzusammensetzung der Bodenlösung .....	51
4.7.1 Anionensumme .....	51

4.7.2	Chlorid	52
4.7.3	Sulfat	54
4.7.4	Silicium	56
4.8	Zusammenhang zwischen $Ca^{2+}$ - und $NO_3^-$ -Konzentration	57
<b>5.</b>	<b>Auswirkung der umweltschonenden Bewirtschaftung auf den Nitrataustrag</b>	<b>63</b>
5.1	Nitrat-Tiefenprofile im Untersuchungszeitraum	64
5.2	Vergleich der Nitratmenge der beiden Versuchspartzen	68
5.3	Vergleich der Nitratkonzentrationen in der untersten Bodenzone	69
<b>6.</b>	<b>Untersuchung des Beitrags der Bodenbearbeitung zur Nitratnachbildung</b>	<b>71</b>
<b>7.</b>	<b>Resümee</b>	<b>75</b>
<b>Anhang A.</b>	<b>Analytische Methoden</b>	<b>79</b>
A.1	Analytik der Bodenlösung	79
A.1.1	Calcium und Magnesium	79
A.1.2	Natrium und Kalium	79
A.1.3	Chlorid, Sulfat, Nitrat	79
A.1.3.1	Nitrat, photometrisch	80
A.1.4	TOC-Wert	80
A.1.5	$t_{CO_2}$	80
A.1.6	Silicat	80
A.1.7	pH-Wert und Leitfähigkeit	81
A.2	Analyse des Bodens	81
A.2.1	Bodenfeuchte	81
A.2.2	Nitrat im Boden	81
A.2.3	Kohlenstoff- und Carbonatgehalt	81
A.2.4	Kationenaustauschkapazität	82
<b>Anhang B.</b>	<b>Tabellenanhang</b>	<b>83</b>
B.1	Übersicht über die Bohrungen und Darstellung der Meßwerte	83
B.2	Meßwerte der Lysimeterversuche	114
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>117</b>
	<b>Dank</b>	<b>121</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.	Häufigkeitsverteilung der Wasserhärte	2
Abbildung 2.	zeitliche Entwicklung des Nitratgehalts, Donauried	3
Abbildung 3.	zeitliche Entwicklung des Nitratgehalts, Karlsruhe	4
Abbildung 4.	Ganglinien der Wasserbeschaffenheit, Karlsruhe	5
Abbildung 5.	Ganglinien der Härtebildner, Heilbronn	6
Abbildung 6.	Lage der Versuchsfläche "Horkheimer Insel"	11
Abbildung 7.	Lage der Versuchspartzellen	16
Abbildung 8.	Aufbau des Siebbodenbechers	21
Abbildung 9.	Zentrifugatausbeute bei unterschiedlicher Zentrifugierzeit	22
Abbildung 10.	Zentrifugatausbeute bei unterschiedlicher Drehzahl	23
Abbildung 11.	Restfeuchte in Abhängigkeit von der Bodentiefe	24
Abbildung 12.	Restfeuchtigkeit und Wassergehalt bei $pF = 4,2$	24
Abbildung 13.	Nitrat-Konzentration im Zentrifugat bei unterschiedlicher Drehzahl	26
Abbildung 14.	Vergleich zwischen gemessener und berechneter Nitratmenge	27
Abbildung 15.	Konzentrationen von Calcium ( links ) und Nitrat ( rechts )	32
Abbildung 16.	Leitfähigkeit der Bodenlösung	34
Abbildung 17.	Vergleich unterschiedlich bestimmter pH-Werte des Bodens	35
Abbildung 18.	Carbonatgehalt des Bodens auf dem Testfeld	36
Abbildung 19.	Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden des Testfeldes	38
Abbildung 20.	Kationenaustauschkapazität im Boden des Testfeldes	39
Abbildung 21.	Nitrat-Konzentration der Bodenlösung zu Beginn der Untersuchungen	40
Abbildung 22.	zeitliche Variation der Nitrat-Konzentrationsprofile	41
Abbildung 23.	Kationensumme der Bodenlösung	42
Abbildung 24.	Beitrag der einzelnen Kationen zur Kationensumme	43
Abbildung 25.	Calcium-Konzentration der Bodenlösung	44
Abbildung 26.	Magnesium-Konzentration der Bodenlösung	45
Abbildung 27.	Magnesiumgehalt des Bodens auf dem Testfeld	46
Abbildung 28.	Kalium-Konzentration der Bodenlösung	47
Abbildung 29.	Kalium-Konzentrationen während des Untersuchungszeitraums	48
Abbildung 30.	Natrium-Konzentration der Bodenlösung	49
Abbildung 31.	Natrium-Konzentrationen während des Untersuchungszeitraums	50
Abbildung 32.	Anionen in der Bodenlösung	52
Abbildung 33.	Chlorid-Konzentration der Bodenlösung	53
Abbildung 34.	Sulfat-Konzentration der Bodenlösung	54
Abbildung 35.	Silicium-Konzentration der Bodenlösung	56
Abbildung 36.	zeitliche Entwicklung der $Ca^{2+}$ -Konzentration auf dem U-Feld	57
Abbildung 37.	Zusammenhang von $Ca^{2+}$ - und $NO_3^-$ -Konzentration im Oberboden	58
Abbildung 38.	Zusammenhang von $Ca^{2+}$ - und $NO_3^-$ -Konzentration im Unterboden und unter der Wiese	59



Abbildung 39. relative Konzentration von Nitrat und Calcium im Sickerwasser	60
Abbildung 40. Korrelation von $Ca^{2+}$ - und $NO_3^-$ -Konzentration im Sickerwasser	61
Abbildung 41. Nitrat-Tiefenprofile im Untersuchungszeitraum	65
Abbildung 42. Nitrat-Menge im Boden, K-Feld	66
Abbildung 43. Wassermenge im Boden, K-Feld	67
Abbildung 44. Nitratmenge in U- und K-Feld während des Untersuchungszeitraumes	69
Abbildung 45. Nitratmenge im Boden vor und nach Pflügen	72

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.	Bewirtschaftung des Testfeldes in den Jahren 1988 - 1990	13
Tabelle 2.	Übersicht über die analytischen Bestimmungsmethoden	18
Tabelle 3.	Übersicht über die durchgeführten Bohrungen auf dem Versuchsfeld	83
Tabelle 4.	Analysenergebnisse U-Feld 9.11.1988	84
Tabelle 5.	Analysenergebnisse U-Feld 1.2.1989	85
Tabelle 6.	Analysenergebnisse U-Feld 2.3.1989	86
Tabelle 7.	Analysenergebnisse U-Feld 26.4.1989	87
Tabelle 8.	Analysenergebnisse U-Feld 29.11.1989	88
Tabelle 9.	Analysenergebnisse U-Feld 2.4.1990	89
Tabelle 10.	Analysenergebnisse U-Feld 19.7.1990	90
Tabelle 11.	Analysenergebnisse U-Feld 27.9.1990	91
Tabelle 12.	Analysenergebnisse U-Feld 14.11.1990	92
Tabelle 13.	Analysenergebnisse U-Feld 11.1.1991	93
Tabelle 14.	Analysenergebnisse K-Feld 9.11.1988	94
Tabelle 15.	Analysenergebnisse K-Feld 1.2.1989	95
Tabelle 16.	Analysenergebnisse K-Feld 2.3.1989	96
Tabelle 17.	Analysenergebnisse K-Feld 26.4.1989	97
Tabelle 18.	Analysenergebnisse K-Feld 29.11.1989	98
Tabelle 19.	Analysenergebnisse K-Feld 2.4.1990	99
Tabelle 20.	Analysenergebnisse K-Feld 19.7.1990	100
Tabelle 21.	Analysenergebnisse K-Feld 27.9.1990	101
Tabelle 22.	Analysenergebnisse K-Feld 14.11.1990	102
Tabelle 23.	Analysenergebnisse K-Feld 11.1.1991	103
Tabelle 24.	Analysenergebnisse K-Feld 22.3.1991	104
Tabelle 25.	Analysenergebnisse B-Feld 9.11.1988	105
Tabelle 26.	Analysenergebnisse B-Feld 22.12.1988	106
Tabelle 27.	Analysenergebnisse B-Feld 1.2.1989	107
Tabelle 28.	Analysenergebnisse B-Feld 2.3.1989	108
Tabelle 29.	Analysenergebnisse B-Feld ( ungepflügt) 26.4.1989	109
Tabelle 30.	Analysenergebnisse B-Feld ( gepflügt) 26.4.1989	110
Tabelle 31.	Analysenergebnisse Wiese 9.11.1988	111
Tabelle 32.	Analysenergebnisse Wiese 2.3.1989	112
Tabelle 33.	Analysenergebnisse Wiese 26.4.1989	113
Tabelle 34.	Lysimeterversuch I, luftgetrockneter Boden	115
Tabelle 35.	Lysimeterversuch II, steriler Boden	116

## **Zusammenfassung**

Im Rahmen des Projekts "Wasser-Abfall-Boden" des Landes Baden-Württemberg wurde auf dem Naturmeßfeld "Horkheimer Insel" ( im Neckar bei Heilbronn ) das Bodenwasser bis in eine Tiefe von 4 m Flurabstand auf seine anorganisch-chemische Zusammensetzung hin untersucht. Auf dem Meßfeld wurde von Arbeitsgruppen der Universitäten Stuttgart, Hohenheim und Karlsruhe ( diese Arbeit ) ein interdisziplinäres Forschungsprogramm zum Einfluß der landwirtschaftlichen Vorgehensweise auf den Stoffeintrag in das Grundwasser durchgeführt.

Das Bodenwasser wurde durch Zentrifugieren von original feuchten Bodenproben, die aus Schlagbohrkernen entnommen wurden, als "Bodenlösung" gewonnen. Es wurden verschiedene Flächen untersucht, insbesondere zwei Äcker, wovon der eine "konventionell", der andere "umweltschonend" bewirtschaftet wurde. Die umweltschonende Bewirtschaftung bestand in einer auf ungefähr die Hälfte reduzierten Stickstoffdüngung, verminderter Bodenbearbeitung und Anbau einer Zwischenfrucht über die Winterzeit hinweg. Die dargestellten Ergebnisse basieren auf 30 Bohrungen, wobei jeder Bohrkern in 16 gleichlangen Abschnitten untersucht wurde.

Es hat sich gezeigt, daß die Untersuchung von Zentrifugaten von Bodenproben aus Bohrkernen aussagekräftige Konzentrationstiefenprofile der anorganischen Ionen im Bodenwasser liefert.

Die Untersuchungen ergaben, daß die umweltschonende Bewirtschaftung den Nitratgehalt des Bodenwassers in der ungesättigten Zone bereits nach einem Jahr gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung wesentlich verringerte. Im Mittel der drei untersuchten Bewirtschaftungsjahre beträgt die Nitrat-Konzentration in 4 m Tiefe unter der umweltschonend bewirtschafteten Fläche nur 30 % des Nitratgehalts der konventionell bewirtschafteten. Da das Wasser dieser Tiefenzone ohne weitere Veränderung in den Aquifer, der unmittelbar darunter beginnt, eintritt, ist damit eine sehr erhebliche Entlastung des Grundwassers erzielt worden. Dieser Sachverhalt ließ sich nur durch die angewandte Untersuchungsmethode erkennen, Messungen im Grundwasser selbst hätten diesbezüglich nichts aussagen können, da der Wasseranteil aus der Untersuchungsfläche am gesamten Grundwasser sehr klein ist.

Die Messungen zeigten generell, daß im Frühjahr unter beiden Flächen ein erheblicher Anstieg der Nitrat-Konzentration durch Nitrifikation stattfindet. Dieser Anstieg war besonders hoch auf Versuchsteilflächen, die vor Beginn der Frühjahrserwärmung gepflegt wurden, was darauf hinweist, daß der Nitrifikationsvorgang in dieser Zeit durch die mit der Bodenbearbeitung verbundene bessere Sauerstoffversorgung begünstigt wurde.

Die Untersuchungen zum Salzgehalt des Bodenwassers ergaben, daß dieser bereits in der obersten Bodenzone (0-25 cm) sehr hoch ist und mit zunehmender Tiefe nicht mehr steigt. Es wurde sogar eine geringe Abnahme beobachtet. Auf der Kationenseite dominieren dabei Calciumionen (~80 %), weniger von Bedeutung sind Magnesium- (10-20 %), Natrium- (5-10 %) und Kaliumionen (unter 1 %). Auf der Anionenseite wurden Hydrogencarbonat, Sulfat, Nitrat und Chlorid in unterschiedlichen Mengenverhältnissen gefunden. Zusätzlich tragen noch Anionen organischer Säuren zur Anionensumme bei. Insgesamt gesehen wird die Höhe der Salzkonzentration des Bodenwassers von den Vorgängen in der obersten Bodenschicht, der Wurzelzone, bestimmt. Die darunterliegenden Schichten bewirken dagegen im wesentlichen nur Verschiebungen im Kationen- bzw. Anionenverhältnis.

Bezüglich Calcium ergaben sich folgende Schlußfolgerungen: Bei hoher Nitrat-Konzentration besteht eine Korrelation zur Calcium-Konzentration, d.h. Nitrat liegt als Calciumnitrat vor bzw. gelangt als solches in das Bodenwasser. Der Calciumgehalt wird durch die Löslichkeit des Calcits begrenzt, die ihrerseits vom  $\text{CO}_2$ -Partialdruck des Bodengases bestimmt wird. Man kann sagen, daß das durch Nitrifikation entstehende Nitrat als Salpetersäure an das Bodenwasser abgegeben wird, die dann calciumhaltige Minerale auflöst. Natürlich werden auch andere Kationen aus den Bodenmineralien herausgelöst, sie tragen aber anscheinend nur wenig zur Kationensumme bei.

## **1. Einleitung**

### **1.1 Wasserversorgung und Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit**

#### ***Wasserversorgung und Wassermenge***

Die Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland durch die öffentlichen Wasserversorger erfolgt zu 73 % aus Grundwasser ( in Baden-Württemberg zu 80 % /12/ ) und nur zu 27 % aus Oberflächengewässern. Die verteilte Wassermenge betrug 1990 ~ 4,2 Mio. m<sup>3</sup>/d, davon 3,1 Mio. m<sup>3</sup>/d aus Grundwasser /17/. Während sich die Güte der Oberflächengewässer durch zahlreiche Maßnahmen im Zuge einer verschärften Abwassergesetzgebung langsam wieder verbessert, muß bei einigen Grundwässern eine zunehmende Verschlechterung beobachtet werden. Dabei ergeben sich vor allem Probleme im Nitratgehalt, in der Härte und im Gehalt verschiedener organischer Stoffe.

#### ***Entstehung von Grundwasser***

Grundwasser entsteht durch die Versickerung von Oberflächenwasser, in der Regel Niederschlagswasser, im Boden. Im Laufe der vertikalen Sickerung von der Oberfläche bis zum Grundwasserspiegel nimmt es dabei Stoffe aus dem Boden auf oder gibt sie an ihn ab; es entsteht die im Grundwasser zu beobachtende chemische Zusammensetzung. Im Grundwasserleiter, der gesättigten Zone, fließt dann das Wasser etwa parallel zur Geländeoberfläche mehr oder weniger schnell, wobei sich seine Zusammensetzung weiterhin ändern kann. Es tritt an Flüssen, Seen oder Quellen letztlich wieder als Oberflächenwasser zutage.

Bei einem jüngeren Grundwasser ist die Neubildungsrate durch die Versickerung größer als bei einem älteren. Jüngere Grundwässer sind daher in ihrer Zusammensetzung stärker durch das aus der ungesättigten Bodenzone abfließende Sickerwasser beeinflusst als ältere. Ereignisse, die über den Boden das Sickerwasser beeinflussen ( Nutzungsänderungen des Bodens, z.B. Grünlandumbruch, Rodung; Eintrag von anthropogenen Stoffen, z.B. Pflanzenschutzmittel, Mineraldünger, Deponiewässer ... ), verändern daher mit der Zeit die Grundwasserzusammensetzung.

Ältere Grundwässer, bei denen die Neubildungsrate sehr klein ist, werden in ihrer Zusammensetzung nur wenig durch den Sickervorgang und daher auch praktisch nicht durch die gegenwärtige Situation des über ihm lagernden Bodens beeinflusst. Maßgeblich für ihre Zusammensetzung ist die Wechselwirkung mit den Mineralbestandteilen der gesättigten Zone.

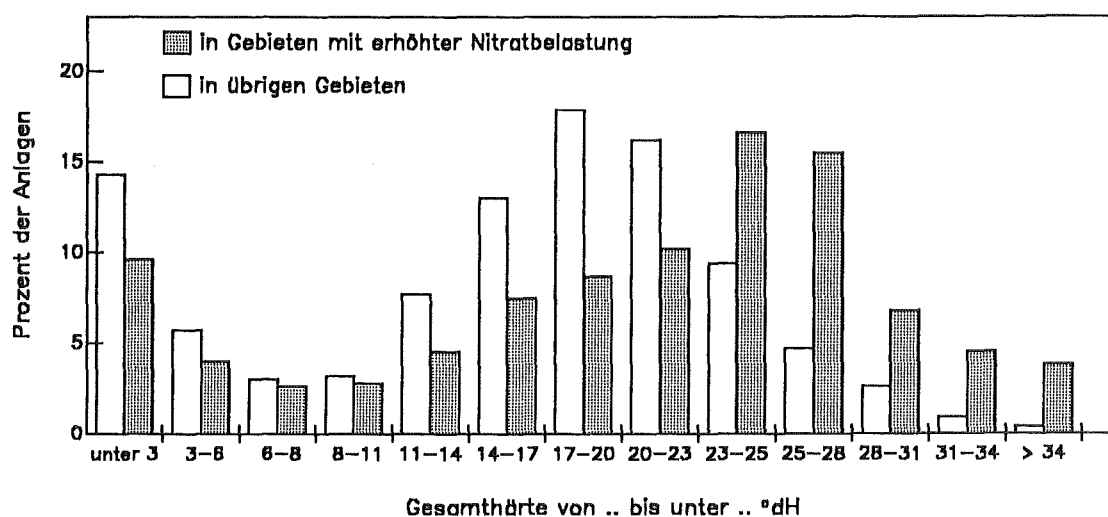
Das Alter verschiedener Grundwässer weist häufig große Unterschiede auf. So sind manche Wässer wenige, andere bis zu 1000 Jahre alt. Qualitätsänderungen lassen sich vor allem bei jüngeren Grundwässern beobachten, während ältere Wässer praktisch eine konstante Zusammensetzung aufweisen.

Veränderungen der Grundwasserqualität können daher nur durch langjährige Beobachtung festgestellt werden. Längerfristige Beobachtungen der Grundwasserzusammensetzung gibt es vor allem in Trinkwasserschutzgebieten. Dabei handelt es sich meist um jüngere Grundwässer, da die Nutzung eines Aquifers eine hohe Neubildungsrate voraussetzt, um über eine lange Zeit eine konstant hohe Schüttung der Brunnen zu gewährleisten.

### **Belastung des Grundwassers durch anorganische Inhaltsstoffe**

Als problematischster Grundwasserinhaltsstoff wird heute Nitrat angesehen. In vielen geförderten Rohwässern werden Nitratkonzentrationen gemessen, die den nach der Trinkwasserverordnung von 1990 ( TrinkwV, /37/ ) gültigen Grenzwert von 50 mg/l überschreiten. 1983 lag der Nitratgehalt bei 3,5 % der Gesamtjahresförderung der öffentlichen Wasserversorger in Baden-Württemberg über diesem Grenzwert ( 1977: 2,2 % ) /20/. Eine ähnliche Situation zeigen auch die Ergebnisse des "Grundwasserüberwachungsprogramms Baden-Württemberg" von 1990: 5,2 % der darin erfaßten Rohwassermeßstellen weisen grenzwertüberschreitende Nitratgehalte auf. Die Studie zeigt auch, daß ein noch größerer Anteil der Meßstellen, nämlich 12,5 %, einen Warnwert von 40 mg/l überschreiten, also weniger als 20 % unter dem Grenzwert liegen /13/.

Grenzwertüberschreitungen bei Nitrat, das zeigen statistische Auswertungen von Messungen der Wasserversorgungsunternehmen, treten nicht gleichmäßig über das Bundesland verteilt auf, sondern konzentrieren sich auf einige Gebiete, die sich durch intensive landwirtschaftliche Nutzung auszeichnen ( Mais-, Spargel-, Obst-, Weinanbau, Viehzucht ) /4/.



**Abbildung 1. Häufigkeitsverteilung der Wasserhärte: Wassergewinnungsanlagen in Baden-Württemberg, 1983 ( entnommen aus /5/ )**

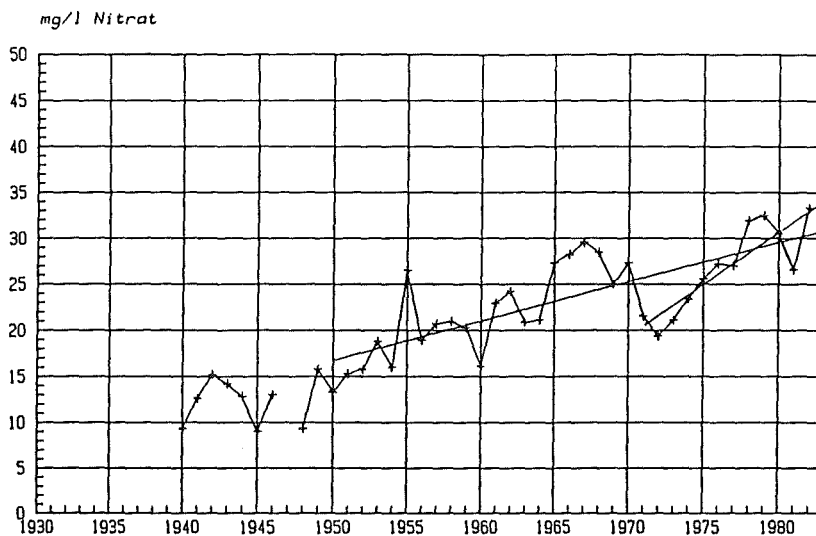
In diesen Gebieten überschritten 1983 16 % der Anlagen den Grenzwert, während in den übrigen Gebieten nur 2,4 % eine Überschreitung zu verzeichnen hatten /5/. Die hohen Nitratbelastungen in diesen Gegenden haben in vielen Fällen zur Aufgabe der Grundwasserförderung und Umstellung der Wasserversorgung geführt /4/.

Auch die Wasserhärte scheint in Gebieten erhöhter Nitratbelastung im allgemeinen höher zu liegen als in den übrigen, weniger belasteten. Abbildung 1 zeigt dies anschaulich: Abgesehen von sehr weichen Wässern unter 6 °dH zeigt die Härteverteilung der Rohwässer in den Wassergewinnungsanlagen Baden-Württembergs ein Maximum bei 17-20 °dH. Deutlich zu höheren Härten hin verschoben ist dieses Maximum bei Anlagen in den nitratbelasteten Gebieten, es liegt dort bei 23-25 °dH. Aus dieser Verteilung muß ein Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und Härte des Grundwassers vermutet werden.

Ein ähnliches Bild wie bei der Härte ergibt sich auch für Sulfat. Es tritt in Gebieten höherer Nitratbelastung häufiger in höheren Konzentrationen auf als in den unbelasteten Gebieten. 1983 wurde von 2,5 % der Anlagen dort der Grenzwert der TrinkwV von 240 mg/l überschritten, in den unbelasteten Regionen nur von 0,5 % /5/.

#### **Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentration einiger Grundwässer**

Wie sich die Nitratkonzentration innerhalb der letzten Jahrzehnte entwickelt hat, soll an zwei Beispielen betrachtet werden. Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Konzentration im Mischwasser der Betriebsstelle Schotthof, eine der Förderstellen der Landeswasserversorgung ( Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart ) im Donauried, während der Jahre 1940 - 1983. Trotz der von Jahr zu Jahr auftretenden Unterschiede ist ein Anstieg während der ganzen 40 Jahre zu erkennen.



**Abbildung 2. zeitliche Entwicklung des Nitratgehalts, Donauried:** Mischwasser Schotthof ( Fassungen 2, 3 + 5 ), Jahresmittelwerte ( Abbildung entnommen aus /39/ )

Ausgehend von einer Konzentration von  $\sim 10 \text{ mg/l}$  im Jahre 1940 sind inzwischen über  $30 \text{ mg/l}$  Nitrat im Grundwasser enthalten. Die Meßreihe zeigt auch deutlich, daß nur durch langfristige Beobachtungen Aussagen über die Entwicklung der Grundwasserqualität gemacht werden können. Betrachtet man nur die Jahre 1967-1972, so könnten die Meßwerte den Schluß nahelegen, die Nitratbelastung des Grundwassers ginge drastisch zurück. Über den längeren Zeitraum von 1950-1983 gesehen zeigt sich jedoch, daß dieser Rückgang nur von kurzer Dauer war und nichts an der steigenden Tendenz der Nitratkonzentration änderte. Ähnliche Entwicklungen wie die hier dargestellte zeigen auch andere Grundwässer an den Brunnen des Donaurieds /39/.

Als zweites Beispiel soll die Veränderung der Nitratkonzentration im Rohwasser des Wasserwerks Karlsruhe-Hardtwald ( Stadtwerke Karlsruhe ), Abbildung 3, dienen. Anders als im Grundwasser des Donaurieds war hier die Nitratkonzentration bis Mitte der 70-er Jahre konstant, erst dann begann der stetige Anstieg von im Mittel jährlich  $\sim 0,2 \text{ mg/l}$ . Da hier, im Gegensatz zum Grundwasser im Donauried, die Konzentrationen mit jetzt  $\sim 5 \text{ mg/l}$  noch vergleichsweise niedrig liegen, sind aber für die nächsten Jahre keine Probleme für die Wasserversorgung zu erwarten. Das Wesentliche an dieser Entwicklung ist der Anstieg nach langen Jahren gleichbleibender Verhältnisse.

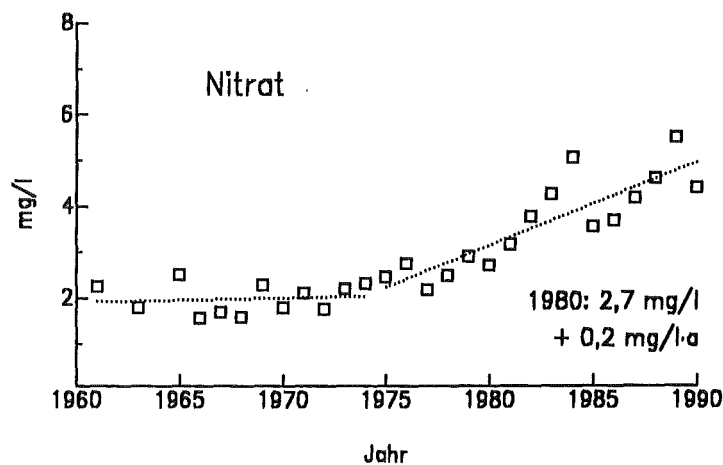


Abbildung 3. zeitliche Entwicklung des Nitratgehalts, Karlsruhe: Rohwasser, Wasserwerk Karlsruhe-Hardtwald, Jahresmittelwerte der Brunnenlinie Nord <sup>1</sup>

Viele Wasserwerke, bei denen dieser Anstieg auftritt, können früher oder später die lokalen Ressourcen, die mengenmäßig ausreichen würden, wegen des zu hohen Nitratge-

<sup>1</sup> Die Analysenwerte wurden von den Stadtwerken Karlsruhe für diese Arbeit zur Verfügung gestellt, wofür ich mich an dieser Stelle bei Herrn Meier ( Stadtwerke Karlsruhe ) herzlich bedanken will.



halts nicht mehr voll nutzen. So müssen die Stadtwerke Heilbronn mit einem derzeitigen jährlichen Anstieg von  $\sim 1 \text{ mg/l}$  Nitrat Bodenseewasser zumischen, um den Grenzwert einhalten zu können.

### Zeitliche Entwicklung der Konzentrationen anderer anorganischer Inhaltsstoffe

Neben dem Anstieg des Nitratgehalts im Grundwasser wird in vielen Entnahmestellen auch eine Zunahme der Konzentrationen vieler anderer Inhaltsstoffe beobachtet, von denen hier beispielhaft die Härte ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ), Natrium, Kalium, Sulfat und Chlorid betrachtet werden sollen. Abbildung 4 zeigt die Entwicklung wieder im Wasserwerk Karlsruhe-Hardtswald. Seit spätestens 1970 steigt die Konzentration der genannten Stoffe fast linear an. Die Sulfatkonzentration beispielsweise hat sich seitdem verdoppelt.

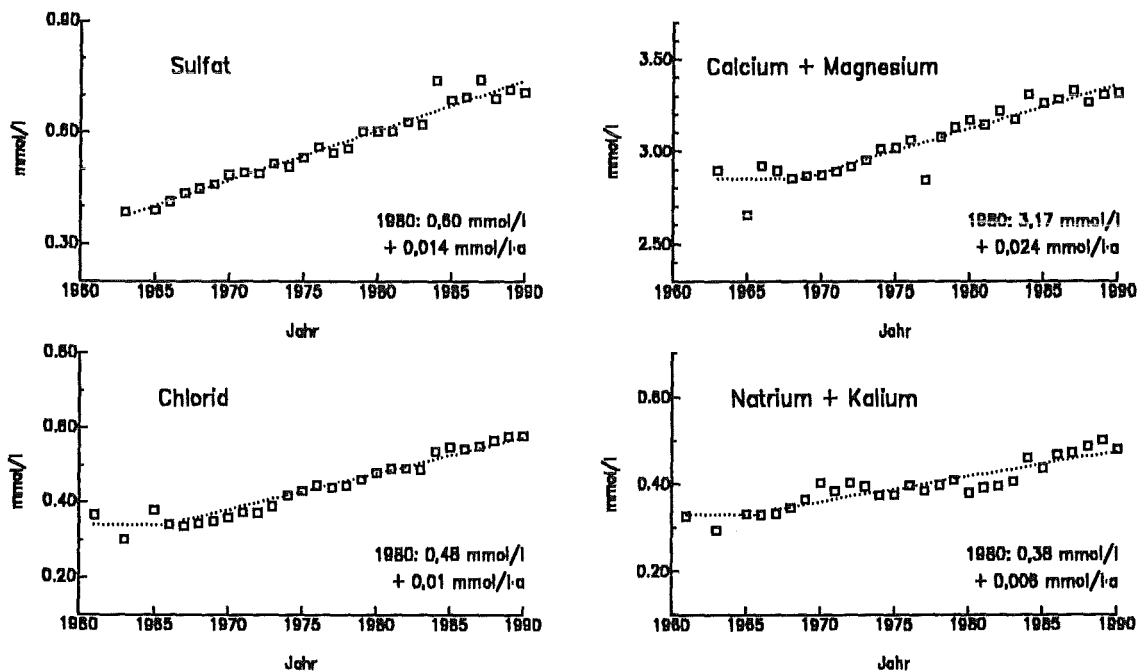


Abbildung 4. Ganglinien der Wasserbeschaffenheit, Karlsruhe: Rohwasser, Wasserwerk Karlsruhe-Hardtswald, Jahresmittelwerte der Brunnenlinie Nord ( siehe 1 )

Auch die Brunnen der Stadtwerke Heilbronn zeigen die gleiche Tendenz, wie dies für die Härtebildner in Abbildung 5 beispielhaft dargestellt ist, der Härteanstieg beträgt hier jährlich durchschnittlich  $0,042 \text{ mmol/l}$ , entsprechend  $0,23 \text{ }^\circ\text{dH/a}$ .

Ähnliche Ganglinien wie die hier dargestellten wurden auch in anderen Teilen der Bundesrepublik gefunden /35/, so daß dies als eine allgemeine Tendenz für die Qualitätsentwicklung der Grundwässer angesehen werden muß. Man kann bei der Entwicklung der Grundwasserqualität sozusagen zwei Fälle unterscheiden: (i) Anstieg der Konzentration der Hauptionen seit mindestens 1950, wie in den oben dargestellten Fällen, und (ii) Konstanz der Konzentration bis 1970-1975 und danach Anstieg, wie beim Nitrat im

Grundwasser des Wasserwerks Karlsruhe Hardt. Dieser Unterschied wird vielfach als "gegeben" hingenommen und unterschiedlichen Bodenverhältnissen zugeschrieben. Das ist aber alles andere als eine wirkliche Erklärung. Die beiden "Fälle" treten nämlich oft in unmittelbarer Nachbarschaft auf, z.B. in der Oberrheinebene, wo weder der Boden noch die Bodennutzung dies unmittelbar verstehen lassen.

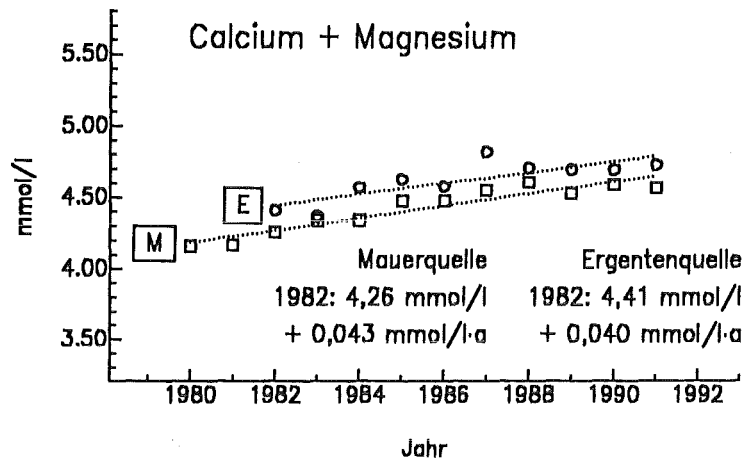


Abbildung 5. Ganglinien der Härtebildner, Heilbronn: Rohwasser, Brunnen der Stadtwerke Heilbronn ( 2 )

## 1.2 Grundwasserqualität und Landwirtschaft

Als Ursache für die zunehmenden Nitratgehalte wird heute allgemein die Intensivierung der Landwirtschaft und die damit verbundene Auswaschung von Nitrat angesehen /6/, /22/, /28/, /33/, obwohl dies in der agrikulturchemischen Forschung zunächst bestritten wurde. So führte Jung /18/ im Jahr 1972 aus:

"Abgesehen von solchen geographisch eng begrenzten Sonderfällen, wie sie hier am Beispiel des Weinbaues aufgezeigt werden, kann eine nennenswerte Erhöhung des Nitratgehaltes des Grundwassers unter Flächen mit normaler landwirtschaftlicher Nutzung durch die Anwendung von Stickstoffdüngern jedoch nicht angenommen werden. Vielmehr dürften gerade in der intensiven Landwirtschaft infolge der besonders hohen Pflanzenproduktion und durch die aus Kostengründen angestrebte rationelle Ausnutzung der Nährstoffe die Stickstoffauswaschungsverluste eher gering sein."

2 Die Analysenwerte wurden von den Stadtwerken Heilbronn für diese Arbeit zur Verfügung gestellt, wofür ich mich an dieser Stelle bei Herrn Knobloch ( Stadtwerke Heilbronn ) herzlich bedanken will.

Im Gegensatz zu diesen Prognosen wird heute weithin angenommen, daß ein Teil des aufgebrauchten Mineraldüngers mit der Versickerung ins Grundwasser eingetragen wird. Das hat dazu geführt, den zunehmenden Einsatz von Stickstoff-Mineraldüngern für die steigenden Konzentrationen von Nitrat in Grundwässern verantwortlich zu machen. Diese einfache Sichtweise kann aber so allein nicht richtig sein: Obwohl in den letzten Jahren die eingesetzte Düngermenge nicht mehr steigt, kann im Grundwasser noch keine Verbesserung beobachtet werden.

Die landwirtschaftliche Nutzung beeinflußt den Boden neben der Düngung auch auf andere Art und Weise. Sie verändert durch die Bodenbearbeitung die mechanischen Eigenschaften des Bodens und damit die Durchlässigkeit für Wasser und Gase. Welchen Einfluß diese und auch andere landwirtschaftliche Maßnahmen auf die chemische Zusammensetzung des Sickerwassers haben, wird bis heute nicht vollständig verstanden, obwohl einige Untersuchungen zu dieser Fragestellung durchgeführt wurden /6/, /28/, /33/.

Die meisten Erkenntnisse liegen inzwischen zur Frage der Nitratauswaschung vor. Für den Landbau kommt dieser Frage ein entscheidendes Gewicht zu, da mit der Auswaschung Stickstoff als Pflanzennährstoff verlorenggeht. Wenn der Verlust nicht verhindert werden kann, müssen entweder Ertragsverluste oder höhere Kosten beim Einsatz von Dünger hingenommen werden. Es ist bekannt, daß Nitrat nicht nur aus aufgebrachtem Mineraldünger stammt, sondern auch im Boden aus organischen Stickstoffverbindungen ( aus Pflanzenrückständen, Humus ) gebildet wird ( Nitrifikation ) und dann auch ausgewaschen werden kann. Mit der mikrobiellen Bildung von Nitrat verbunden ist die Lösung von Calciumionen aus Bodenmineralien, wie dies von Maier /23/ gezeigt wurde. Damit kann erklärt werden, warum mit der Zunahme der Nitratkonzentration in Grundwässern häufig auch eine Zunahme der Härte gefunden wird.

Welchen weiteren Einfluß die Landwirtschaft auf die Sickerwasserzusammensetzung nimmt, wird aber trotz solcher einzelner wichtiger Erkenntnisse nicht vollständig verstanden.

In Baden-Württemberg hat die Landesregierung durch gesetzliche Regelung den Einsatz von Stickstoffdüngern und auch die Intensität landwirtschaftlicher Maßnahmen in Wasserschutzgebieten begrenzt ( SchALVO, /36/ ). Das Gesetz legt innerhalb von Wasserschutzgebieten unter anderem fest, welche Mengen an Stickstoffdüngemitteln, abhängig von der Pflanzenart, auf das Feld aufgebracht werden dürfen, und macht Auflagen, nach denen die Bewirtschaftung der Felder zu erfolgen hat. Landwirte, deren Felder innerhalb solcher Schutzgebiete liegen, erhalten für den zu erwartenden Minderertrag Ausgleichsleistungen. Von dem Gesetz wird eine mittelfristige Verbesserung der Nitratsituation in Baden-Württemberg erwartet. Ob damit auch andere Grundwasserparameter beeinflußt werden können, läßt sich nach dem heutigen Erkenntnisstand nicht absehen.

### **1.3 Gesamtforschungsprojekt und Aufgabenstellung**

#### ***Projekt "Naturmeßfeld Horkheimer Insel"***

Im Blick auf die Ausgangssituation, wie sie im vorangehenden Abschnitt beschrieben wurde, wurde im Rahmen des Projekts "Wasser-Abfall-Boden" des Landes Baden-Württemberg ein Naturmeßfeld eingerichtet, auf dem ein interdisziplinäres Forschungsprogramm zur Untersuchung von Fragen des Boden- und Grundwasserschutzes unter natürlichen Bedingungen durchgeführt werden soll. Ziele des Gesamtforschungsprogramms sind, (i) die im natürlichen Untergrund ablaufenden Prozesse besser verstehen zu lernen, (ii) die Belastungen von Boden und Grundwasser durch landwirtschaftliche Aktivität besser quantifizieren und beurteilen zu können und, daraus abgeleitet, (iii) Maßnahmen zum Boden- und Grundwasserschutz zu entwickeln.

Institute der Universität Hohenheim ( Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Institut für Pflanzenbau, Institut für Pflanzenbau in den Tropen und Subtropen ) haben dabei die Aufgabe übernommen, Systeme der Landbewirtschaftung zu konzipieren und durchzuführen, bei denen "Bodenbearbeitungs-, Düngungs- und Pflanzenschutzmaßnahmen, neben der Erzielung eines adäquaten Ertrags die Minimierung der Grundwasserbelastung mit Nitrat- und Pflanzenschutzmittelrückständen zum Ziel haben. " /30/

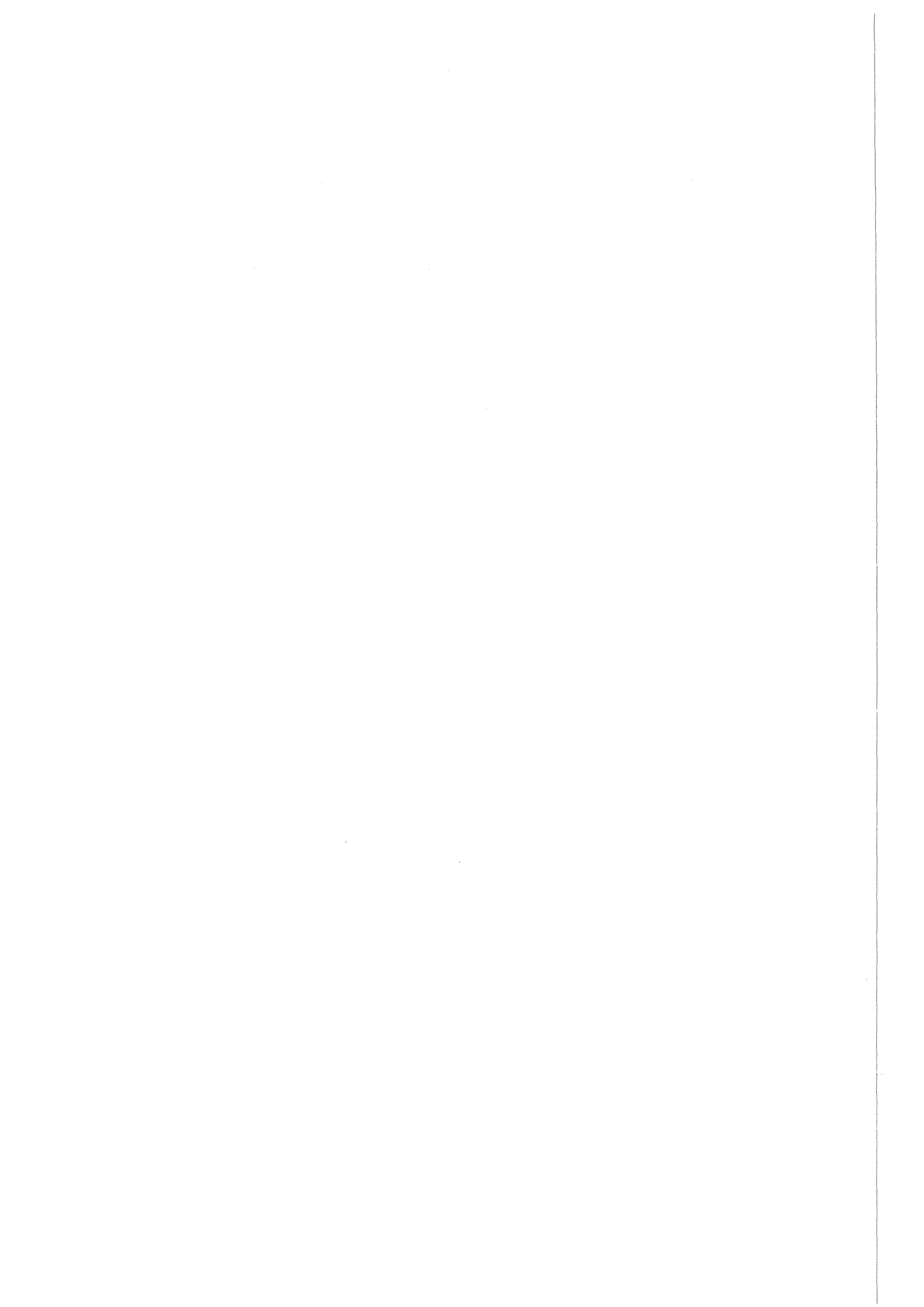
Dem Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart kommt die Aufgabe zu, den Bereich der gesättigten Zone des Versuchsfeldes zu untersuchen. Dazu soll ein Meß- und Probenahmesystem entwickelt, aufgebaut und erprobt werden, mit dem es möglich ist, die hydraulischen Eigenschaften des Untergrundes zu ermitteln. Letztliches Ziel soll sein, geeignete Erkundungsstrategien für Grundwasserkontaminationen zu entwickeln.

#### ***Aufgabenstellung***

Die hier vorliegende Arbeit ist als chemischer Beitrag zu diesem Projekt zu verstehen. Es ist das Ziel, das Zustandekommen der anorganisch-chemischen Zusammensetzung des Sickerwassers zu untersuchen und zu verstehen und die Auswirkungen landwirtschaftlicher Maßnahmen auf diese Prozesse zu erkennen. Obwohl Grundwasser aus der Sicht der Trinkwassergewinnung im Mittelpunkt des Interesses stehen muß, soll Sickerwasser untersucht werden. Grundgedanke dabei ist, daß der Beitrag des aus einer Versuchsfläche absickernden Wassers zur gesamten Grundwassermenge so klein ist, daß eine meßbare Veränderung in der Grundwasserzusammensetzung durch geänderte ackerbauliche Maßnahmen auf einer kleinen Fläche, wie z.B. 1 ha des Versuchsfeldes, nicht erwartet werden kann. Anders, so ist zu vermuten, ist die Situation im Sickerwasser, da es nur durch die Fläche, unter der es absickert, in seiner stofflichen Zusammensetzung beeinflußt wird. Es stellt sich die Frage, ob die Untersuchung des Sickerwassers die Möglichkeit bietet, die Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen auf seine chemische Zusammensetzung und damit auch auf den Eintrag in das Grundwasser schnell zu erkennen.

Dazu sollen aus unterschiedlichen Bodentiefen Bodenwasserproben gewonnen und auf ihre chemische Zusammensetzung untersucht werden. Dies ergibt ein Tiefenprofil der Stoffkonzentration im Sickerwasser innerhalb der ungesättigten Zone, aus dem Erkenntnisse und Gesetzmäßigkeiten über die Veränderung der chemischen Zusammensetzung des Bodenwassers im Laufe der Sickerung abgeleitet werden sollen.

Durch zeitlich aufeinanderfolgende Probenahmen soll der Einfluß verschiedener ackerbaulicher Zustände auf die Sickerwasserzusammensetzung beobachtet und daraus Rückschlüsse auf die Qualität des Grundwassers gezogen werden.



## 2. Experimenteller Teil

### 2.1 Testfeld "Horkheimer Insel"

Die Versuchsfläche "Naturmeßfeld Horkheimer Insel" liegt am südlichen Stadtrand von Heilbronn beim Stadtteil Horkheim (siehe Abbildung 6). Die Insel entstand durch den Bau eines Schiffahrtskanals parallel zum Neckar.



Abbildung 6. Lage der Versuchsfläche "Horkheimer Insel": entnommen aus: topografische Karte Heilbronn, Blatt L6920, Landesvermessungsamt Stuttgart

Die gesamte Fläche liegt in der Wasserschutzzone 2 eines Wassergewinnungsgebiets der Stadt Heilbronn. Wegen der schlechten Qualität des Grundwassers wird aber nur noch aus einem Brunnen am nördlichen Ende der Insel Wasser für die Heilbronner Trinkwasserversorgung gefördert ( Angaben entnommen aus /30/ ).

### **2.1.1 Beschreibung des Bodens**

Die bodenkundliche Beschreibung des Horkheimer Standortes wurde von der Hohenheimer Arbeitsgruppe durchgeführt und deren Bericht entnommen ( siehe /30/ ).

Die Böden des Neckartals bei Heilbronn sind holozäne Talauenablagerungen von einer Mächtigkeit bis zu 7 m. Sie bestehen im unteren Teil aus einer 3,0 bis 3,5 m mächtigen sandigen Schotterschicht, auf die eine 2,5 bis 3,0 m mächtige schluffig-feinsandige Lößlehmdecke folgt. Der Grundwasserflurabstand beträgt in der Regel 5-6 m, abhängig von der Wasserführung des Neckars. Der Boden ist deutlich verbraunt, weist aber dennoch einen hohen Kalkgehalt bis in den Oberboden auf. Er wird somit als Kalkbraunerde aus Lößlehm angesprochen.

### **2.1.2 Beschreibung der Bewirtschaftung**

Das Versuchskonzept basiert auf einer Unterteilung der Versuchsfläche in zwei Parzellen. Auf einer wurde ein Bündel von ackerbaulichen Maßnahmen angewandt, von denen erwartet wurde, daß sie die Problematik der Nitratauswaschung entschärfen würden. Auf der zweiten wurde die regionsspezifische Bewirtschaftung gewählt, die allgemein für die hohe Belastung der Grundwässer durch Agrarchemikalien verantwortlich gemacht wird. Als Fruchtfolge wurde Mais/Winterweizen gewählt, Fruchtarten, bei denen nach bisherigem Erkenntnisstand die Problematik der Grundwasserbelastung relativ hoch einzuschätzen ist /30/.

Die Auswaschungsgefahr tritt vor allem im Winterhalbjahr, insbesondere zwischen Weizen und Mais auf. Nach der Weizenernte im Spätsommer erfolgt üblicherweise eine Strohausgleichsdüngung mit nachfolgendem Pflügen. Ziel der Strohdüngung ist es, dem Boden Stickstoff zuzuführen, um die Verrottung, d.h. den mikrobiellen Abbau des Getreidestrohs zu beschleunigen /32/. Strohdüngung und Pflügen bewirken dann einen starken Anstieg des Nitratgehalts im Boden. Während des folgenden Winters liegt das Feld brach, so daß alle löslichen Bestandteile des Bodens, vor allem Nitrat, einer erheblichen Auswaschung ausgesetzt sind.

Die Aussaat von Mais findet in der Regel Anfang Mai statt, aber erst ab etwa Mitte Juni, mit dem Erreichen des 8-Blattstadiums, beginnt die Pflanze mit der intensiven Nährstoffaufnahme aus dem Boden /3/.

In der Praxis wird bereits zur Saat die gesamte N-Menge gedüngt und damit die Stickstoffmenge im Boden vergrößert. Da während der Jugendentwicklung der Maispflanze



nur wenig Nitrat dem Boden entzogen wird, besteht gerade jetzt wieder die Gefahr, daß ein Teil des Nitrats aus dem Mineraldünger durch Auswaschung verloren geht.

Betrachtet man den gesamten Zeitraum, der im konventionellen Landbau für Mais benötigt wird, beginnend mit der Winterbrache im Oktober und endend mit der Ernte im November des folgenden Jahres, so stellt man fest, daß über eine Zeit von 8-9 Monaten ( Winter + Frühjahr ) der Boden einer erheblichen Auswaschung ausgesetzt ist.

**Tabelle 1. Bewirtschaftung des Testfeldes in den Jahren 1988 - 1990:**  
( Angaben der Universität Hohenheim, 1991 )

		<i>U-Feld</i>	<i>K-Feld</i>
1987	<i>nach Ernte:</i>	Hafer Egge, Pflug flach --- Ölrettich	Hafer Grubber, Pflug 30cm 40 kg/ha "N" ---
	<i>Februar:</i> <i>Mai:</i> <i>Juni:</i> <i>Oktober:</i> <i>November:</i>	Fräse Maisaussaart 30 kg/ha "N" 90 kg/ha "N" Fräse,Grubber Ernte: 85 dt/ha Winterweizenaussaart	--- Maisaussaart 200 kg/ha "N" --- Pflug 30cm Ernte: 90 dt/ha Winterweizenaussaart
1989	<i>März - Mai:</i> <i>August:</i> <i>September:</i> <i>November:</i>	110 kg/ha "N" Ernte: 52 dt/ha Grubber, Fräse Gelbsenf	200 kg/ha "N" Ernte: 64 dt/ha Grubber 40 kg/ha "N" Pflug 30cm
	<i>April:</i> <i>Mai:</i> <i>Juni:</i> <i>Oktober:</i>	Egge Maisaussaart 30 kg/ha "N" 90 kg/ha "N" Grubber Winterweizenaussaart	Egge Maisaussaart 200 kg/ha "N" --- Pflug 30cm Winterweizenaussaart

Das als umweltschonend bezeichnete Anbausystem versucht nun durch eine Reihe von Maßnahmen vor allem die kritischen Punkte, hoher Stickstoffvorrat während der vegetationsfreien Winterperiode und hoher Stickstoffvorrat in der Zeit des Jugendwachstums der Maispflanze, zu entschärfen. Diese sind:

- verminderte Stickstoffdüngung
- bedarfsgerechte zeitliche Splittung der N-Düngung
- Zwischenfruchtanbau ( Gründüngung ) statt Strohausgleichsdüngung
- schonende Bodenbearbeitung

Die beiden ersten Punkte zielen vor allem darauf ab, die Stickstoffmenge im Oberboden im Frühjahr, während der Jugendentwicklung zu beschränken.

Den Stickstoffgehalt des Bodens im Winterhalbjahr gering zu halten, ist Ziel der beiden letzt genannten Maßnahmen: Beim Zwischenfruchtanbau wird mineralisierter Stickstoff von den Pflanzen aufgenommen und dadurch fixiert. Nach dem Unterpflügen erleichtern sie durch ihren Stickstoffanteil die Strohverrottung auch ohne zusätzliche Düngung.

Die schonende, d.h. nicht wendende Bodenbearbeitung sorgt für eine geringere Sauerstoffzufuhr im Boden und führt zu einer langsameren Mineralisierung und Freisetzung von Nitrat-Stickstoff. Tabelle 1 zeigt die wichtigsten Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den beiden Feldern.

Die Parzellen wurden so zusammengestellt, daß sie eine vergleichbare Vorgeschichte aufweisen. Vor Versuchsbeginn wurde dann zunächst Hafer angebaut, um durch seinen hohen N-Entzug eine weitere Vereinheitlichung der Felder zu erzielen. Aus der Tabelle ist zu ersehen, daß die N-Düngung bei der als grundwasserschonend angesehenen Anbaumethode im allgemeinen etwa die Hälfte der Menge beträgt, die bei der konventionellen Bewirtschaftung eingesetzt wird. Die Menge entspricht den Vorschriften der SchALVO /36/.

## **2.2 Probenahme auf dem Versuchsfeld**

### **2.2.1 Probenahmetechnik**

#### ***Überlegungen zur Auswahl der Technik***

Die Fragestellung der vorliegenden Arbeit erfordert die chemische Untersuchung des Sickerwassers unter den landwirtschaftlichen Versuchsflächen. Um ein solches Wasser zu gewinnen, werden in der Bodenforschung zwei prinzipiell unterschiedliche Wege beschrieben:

1. Über Saugkerzen oder Saugplatten wird direkt an der Untersuchungsstelle durch Anlegen eines Unterdruckes Wasser aus dem Boden abgesaugt.
2. Mit Hilfe eines Bohrstocks werden auf dem Untersuchungsgelände Bodenproben entnommen, aus denen dann im Labor auf unterschiedlichen Wegen Wasser zur weiteren Untersuchung gewonnen wird.

Für die vorliegenden Fragestellungen bietet dabei die direkte Entnahme von Wasserproben auf dem Meßfeld über Saugkerzen oder -platten einige Nachteile:

- Die Entnahmetiefe bleibt auf etwa 2 m Flurabstand begrenzt. Der Einbau einer solchen Anlage ist aufwendig und für größere Tiefen kaum oder gar nicht durchführbar.

- Da für jede gewünschte Tiefenschicht eine eigene Saugkerze oder -platte erforderlich ist, muß, um die Einbauarbeiten nicht zu aufwendig zu machen, auf eine hohe Auflösung der Meßpunkte mit der Tiefe verzichtet werden.
- Die Untersuchungen müssen auf die einmal festgelegten Probenahmepunkte beschränkt werden. Zusätzliche Einbauten erfordern einen hohen Arbeitsaufwand und können erst nach einer längeren Einlaufphase beprobt werden.
- Die Wahl des Kerzen- oder Plattenmaterials hängt davon ab, welche Inhaltsstoffe im Probenwasser untersucht werden sollen. In der Literatur wird immer wieder darauf hingewiesen, daß vor allem bei der Untersuchung von Kationen und organischen Inhaltsstoffen Fehler auftreten, die durch Adsorption der Stoffe an der großen Oberfläche des Kerzen- bzw. Plattenmaterials verursacht werden. Hat man sich einmal auf ein Material festgelegt, so wird dadurch die Zahl der möglichen Untersuchungen begrenzt.

Da zu Beginn der Arbeit nicht klar war, mit welcher Auflösung das Versuchsgelände horizontal wie auch vertikal beprobt werden mußte, erschien es sinnvoller, die Probenahme mit Hilfe von Kernbohrungen durchzuführen. Damit blieb auch die Möglichkeit offen, die Untersuchung der Wasserproben später auf eine Vielzahl von Inhaltsstoffen auszudehnen.

### ***Beschreibung der Bodenprobenahme***

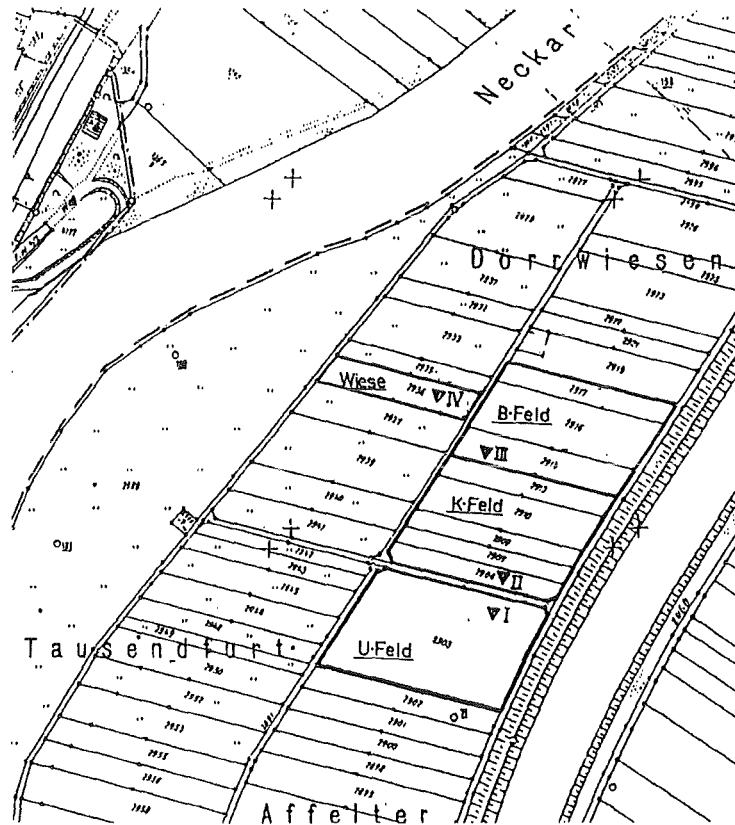
Mit Hilfe eines Schlagbohrgerätes wurden Bodenproben bis zu einem Flurabstand von 4 m entnommen. Der Bohrer wird dabei jeweils 1 m in die Erde getrieben und dann wieder aus dem Bohrloch gezogen. Anschließend wird der Bohrkern ( Durchmesser: 40 mm ), aufgeteilt in 4 gleichlange Teilstücke, aus dem Bohrstock entnommen. Die beim Bohren vor allem im Oberboden auftretende Stauchung des Kerns wird dabei berücksichtigt: Jedes der vier gleichlangen Teilstücke ist einer original 25 cm dicken Bodenschicht zugeordnet. Die Bodenproben wurden in Polyäthylenflaschen abgefüllt und bis zur Weiterverarbeitung tiefgefroren aufbewahrt. Das Bohrloch wurde zum Schluß mit Quarzschluff verfüllt, der eine ähnliche hydraulische Leitfähigkeit aufweist wie Boden aus dem Versuchsfeld.

Die Entnahme der Bodenproben aus dem Bohrstock muß sorgfältig durchgeführt werden: durch die Technik des abschnittsweisen Bohrens läßt es sich nicht vermeiden, daß Bodenmaterial von der Bohrlochkante in das Bohrloch fällt. Damit besteht Kontaminationsgefahr einzelner Bodenproben bei der Probenahme. Da der Boden auf der Horkheimer Insel jedoch mit zunehmender Tiefe heller wird, konnte Material, das in das Bohrloch gefallen war, durch sorgfältige Entnahme aus dem Bohrstock gut vom eigentlichen Material des Bohrkerns getrennt werden.

Aus den Bodenproben wurde im Labor eine Bodenlösung gewonnen, die dann auf ihre Inhaltsstoffe hin untersucht wurde ( siehe Kapitel " 3. Ausarbeitung eines Verfahrens zur Gewinnung von Bodenwasser" ).

## 2.2.2 Probenahmepunkte

Die Flurkarte in Abbildung 7 zeigt die Versuchsfläche. Sie umfaßt mit den Flurstücken 2905 bis 2917 eine Fläche von ca. 2 ha. Für das landwirtschaftliche Versuchsprogramm wurde die Ackerfläche in drei Felder aufgeteilt.



**Abbildung 7. Lage der Versuchspartellen:** Flurkarte Nr. 5807, Vermessungs- und Katasteramt Heilbronn

Flurstück 2905 bildet die "umweltschonende" Parzelle, die Flurstücke 2906 bis 2913 wurden zur "konventionellen" Parzelle zusammengefaßt. Auf der "umweltschonenden" Parzelle, im folgenden U-Feld genannt, wurde das bereits vorgestellte Bewirtschaftungskonzept angewandt, das die Verringerung des Nitratsintrags ins Grundwasser zum Ziel hat. Die praxisübliche, konventionelle Bewirtschaftung wurde auf der "konventionellen" Parzelle, im folgenden K-Feld genannt, betrieben.

Die Flurstücke 2914, 2916 und 2917 ( im folgenden Text B-Feld genannt ) wurden in ständiger Folge mit Mais bebaut, sie stehen für spezielle Einzelversuche zur Verfügung.

Zusätzlich zu den Ackerflächen wurde zu Beginn dieser Arbeit eine extensiv genutzte Wiese, Flurstück 2936, zu Vergleichszwecken untersucht.

Entsprechend dieser Aufteilung wurde die Probenahme durchgeführt. U-Feld und K-Feld wurden während der gesamten bisherigen Versuchsdauer beprobt, die Probenahmestellen, auf dem Bild mit VI und VII gekennzeichnet wurden vom Weg gut zugänglich gewählt, um den bei der Beprobung entstehenden Flurschaden so klein wie möglich zu halten.

Das B-Feld wurde nur im ersten Teil der Arbeit, im Winterhalbjahr 1988/89, in das Probenahmeprogramm einbezogen ( Bohrstelle VIII ).

Auf der Wiese, Bohrstelle VII, wurden an drei Zeitpunkten Bohrkern entnommen. Die Proben sollten zeigen, wie das Sickerwasser unter einer landwirtschaftlich nicht belasteten Flur zusammengesetzt ist.

Tabelle 3 auf Seite 83 im Anhang zeigt eine Übersicht über Probenahmeorte und -zeitpunkte sowie den Bewuchs der Felder bei den Probenahmen.

## 2.3 Lysimeterversuche

Neben den Untersuchungen von Bodenlösungen aus dem Horkheimer Testfeld wurden an kleinen Laborlysimetern ergänzende Untersuchungen zu einigen Konstituenten der Bodenlösung durchgeführt.

Die Lysimeter haben einen Durchmesser von 5 cm und eine Höhe von 20 cm. Die innere Wand wurde mit Quarzsand beklebt, um eine Randgängigkeit der Säule zu vermeiden. Der Boden wurde in trockenem Zustand in das Lysimeter gefüllt. Die Trockenraumdichte der Schüttung betrug auf diese Weise  $\sim 1,3 \text{ g/cm}^3$ , wobei als Feststoffdichte des Horkheimer Bodens  $2,6 \text{ g/cm}^3$  ( /30/ ) angenommen wird. Die so geschüttete Bodensäule lagert auf einer Keramiksiebplatte mit aufgelegtem Papierfilter. Über eine Schlauchpumpe wird oben destilliertes Wasser zugetropft, das dann die Säule von oben nach unten kontinuierlich durchströmt. Die Zuflußmenge in den Versuchen betrug  $5,7 \text{ ml/h}$ . Dabei stellt sich ein Wassergehalt im Boden von 26 Gew.-% ein, was fast dem Wassergehalt bei Feldkapazität entspricht ( 28 Gew.-% ).

Neben dem Wasserstrom wird im Lysimeter von oben ein Gasstrom (  $N_2$ ,  $N_2/O_2$ -Mischungen ) erzeugt. Der Gasstrom wird dabei über mass-flow-controller eingestellt und konstant gehalten. Der Überdruck bei der Aufgabe kann an einem einfachen Wassermanometer beobachtet werden und liegt bei etwa 20 - 40 mm Wassersäule.

Das Sickerwasser wird nach dem Durchströmen der Bodensäule unter der Siebplatte mit einem Trichter aufgefangen und in einem Probenwechsler gesammelt. Auf diese Weise kann die Konzentration einzelner Inhaltsstoffe im Sickerwasser in Abhängigkeit von der durchgeflossenen Menge gemessen werden.

## 2.4 Analytik

Beim Zentrifugieren der Bodenproben wurde häufig nur wenig Bodenlösung erhalten, so daß die analytischen Bestimmungen für solch kleine Probemengen ausgelegt werden mußten. Die folgende Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die angewandten Verfahren. Die genauen Arbeitsvorschriften sind im Anhang A.1 "Analytik der Bodenlösung" aufgeführt.

**Tabelle 2. Übersicht über die analytischen Bestimmungsmethoden**

	<b>Verfahren</b>	<b>erforderliche Probemenge</b>
$Ca^{2+}$ , $Mg^{2+}$	potentiometrische Titration	2 ml
$Na^{+}$ , $K^{+}$	AAS	1 ml
$NO_3^{-}$	photometrisch nach DEV	0,2 ml
$Cl^{-}$ , $SO_4^{2-}$ , $NO_3^{-}$	Ionenchromatographie	1 ml
Silicat	photometrisch	0,3 ml
TOC	UV-Dünnschichtreaktor/IR	1 ml
$t_{CO_2}$	Dünnschichtreaktor/IR	0,5 ml

### 3. Ausarbeitung eines Verfahrens zur Gewinnung von Bodenwasser

#### 3.1 Auswahl der Methode

In der Literatur werden im wesentlichen vier Verfahren beschrieben, aus einer feuchten Bodenprobe einen Teil des darin enthaltenen Bodenwassers als Bodenlösung zu gewinnen:

- Verdrängungsfiltration ( column-displacement method ) /1/ :  
Auf eine geschüttete Bodensäule wird eine Salzlösung gegeben, die dann beim Durchfließen der Säule das Bodenwasser verdrängt. Probleme ergeben sich vor allem bei der Schüttung der Bodensäule, da leicht Vorzugskanäle erzeugt werden, so daß dann die Verdrängungsflüssigkeit auf diesem Weg die Säule passiert, ohne Bodenwasser aus den Poren zu verdrängen.
- Druckfiltration /24/ :  
Durch ein inertes Gas wird die Bodenprobe unter hohem Druck filtriert. Es ergeben sich in der Regel sehr lange Filtrationszeiten ( bis zu 36 h ), um eine genügende Entwässerung der Probe sicherzustellen. Wie bei der Verdrängungsfiltration können auch hier Vorzugskanäle den Prozeß stören, da sie den Aufbau eines genügend hohen Druckes verhindern.
- Zentrifugieren mit einer schweren, mit Wasser nicht mischbaren Flüssigkeit /9/ :  
In einem normalen Zentrifugenbecher wird die Bodenprobe mit einer spezifisch schweren und mit dem Bodenwasser nicht mischbaren Flüssigkeit überschichtet. Beim Zentrifugieren verdrängt die Flüssigkeit einen Teil des Bodenwassers, das anschließend als Überstand entnommen werden kann. Die Menge des verdrängten Bodenwassers hängt dabei von der Größe der angewandten Zentrifugalbeschleunigung ab.
- Zentrifugieren bei hohen Zentrifugalbeschleunigungen :  
Die Bodenprobe wird in einem Becher auf einen Siebboden gegeben und bei hoher Beschleunigung zentrifugiert. Das Bodenwasser wird dabei als Zentrifugat unterhalb der Siebplatte aufgefangen.

Bei einer kritischen Betrachtung dieser Methoden scheiden die beiden ersten, modifizierte Filtrationsmethoden, aus, weil mit ihnen der Zeitbedarf für eine einzelne Probe viel zu hoch ist.

Zentrifugieren der Bodenprobe mit einer schweren Flüssigkeit ist nicht möglich, weil in der Bodenlösung gelöster organischer Kohlenstoff ( DOC ) bestimmt werden soll, dessen Gehalt jedoch beim Kontakt mit der organischen Flüssigkeit mit Sicherheit verändert wird. Ansonsten wäre diese Methode sicher geeignet, in kurzer Zeit auf einfache Art und

Weise genügend Bodenlösung zu erhalten, mit dem Nachteil einer Beschränkung der Analysemöglichkeiten auf anorganische Inhaltsstoffe.

Nach dieser Betrachtung bleibt die Zentrifugation in einem Siebbodenbecher als einzig zweckentsprechendes Verfahren stehen. Neben dem Nachteil, daß es die Nutzungsmöglichkeit einer großen Hochgeschwindigkeitszentrifuge, sowie den Bau von Siebbodenbechern, die im Handel nicht erhältlich sind, voraussetzt, bietet das Verfahren den Vorteil, daß eine Kontamination der Bodenlösung während der Aufarbeitung weitgehend ausgeschlossen werden kann.

1963 wurde erstmals von Davies und Davies /7/ ein Verfahren vorgestellt, mit dem sie Bodenproben bei einer relativen Zentrifugalbeschleunigung von  $1200 \times g$  zentrifugierten. Gillman /10/ veränderte das Verfahren, um größere Bodenmengen einsetzen zu können. Da er sehr feuchte Bodenproben verarbeitete (  $pF 2$  ), konnte er schon bei geringer Beschleunigung (  $900 \times g$  ) genügend Bodenlösung gewinnen.

Um das Verfahren nun auch für weniger feuchte Bodenproben aus dem Untersuchungsfeld anwenden zu können, mußte ein Siebbecher konstruiert und gebaut werden, der es erlaubt, auch wesentlich höhere Zentrifugalbeschleunigungen einsetzen zu können.

### 3.2 Beschreibung des Verfahrens

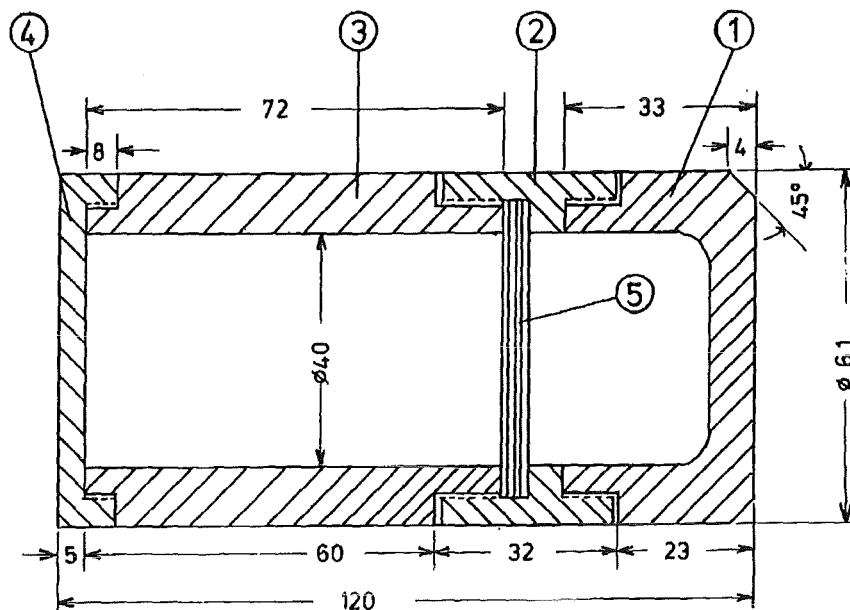
Als Zentrifuge stand eine Hochgeschwindigkeitskühlzentrifuge ( BHG ZK 401 ) zur Verfügung, ausgestattet mit einem Festwinkelrotor, der ein Fassungsvermögen von 6 Bechern mit je 290 ml Inhalt hat. Die Beladung des Rotors ist bei maximaler Drehzahl von 14000 U/min auf  $6 \times 350$  g beschränkt. Der Siebbodenbecher mußte also einerseits möglichst leicht sein, um viel Boden aufnehmen zu können, andererseits sehr stabil, um den hohen Belastungen bei einer Zentrifugalbeschleunigung von bis zu  $31000 \times g$  standzuhalten.

Als Behältermaterial wurde Polyäthylen eingesetzt. Der Kunststoff ist mechanisch ausreichend stabil, leicht und chemisch hinreichend inert, um Adsorption von Wasserinhaltsstoffen ausschließen zu können. Abbildung 8 zeigt die Konstruktionszeichnung. Der Behälter besteht im wesentlichen aus fünf Teilen:

1. dem Unterteil, in dem die zentrifugierte Bodenlösung aufgefangen wird,
2. dem Zwischenstück mit dem Auflagering für den Siebboden,
3. dem Siebboden aus  $V_4A$ -Stahl. Der Siebboden ist aus mehreren Teilen zusammengesetzt: Zuunterst drei miteinander verschweißte Lochplatten ( Dicke: 5 mm ), darüber ein Membranfilter, der zum mechanischen Schutz zwischen zwei Stahlnetzen liegt, und zuoberst eine einzelne Lochplatte ( Dicke: 1,6 mm ). Dieser komplizierte Aufbau ermöglicht eine gute Reinigung und stellt sicher, daß eine klare Lösung als Zentrifugat erhalten wird.
4. dem Oberteil, in das die Bodenprobe eingefüllt wird,



5. dem Deckel



**Abbildung 8. Aufbau des Siebbodenbeckers:** (1) Unterteil ( Auffangbehälter für Bodenlösung), (2) Zwischenstück, (3) Oberteil ( Bodenbehälter ), (4) Deckel, (5) Siebboden

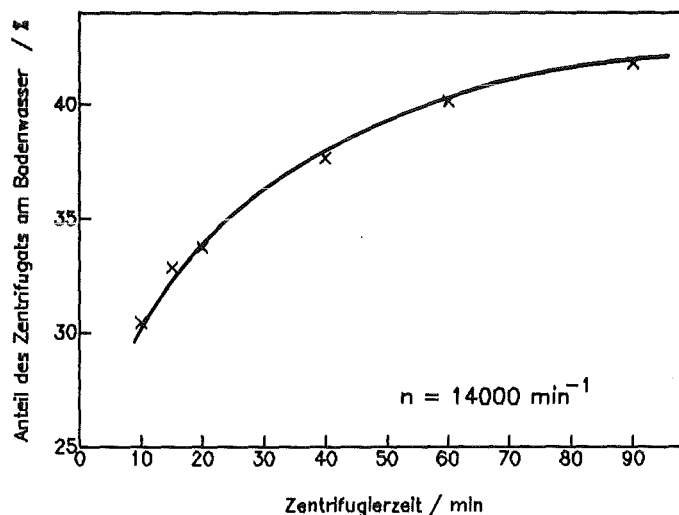
Ober-, Mittel- und Unterteil werden miteinander verschraubt und durch 2 O-Ringe nach außen hin abgedichtet.

Durch den dreiteiligen Aufbau kann das Zentrifugat aus dem Unterteil leicht entnommen, anschließend der zentrifugierte Boden entfernt und der Becher gereinigt werden. Eine Verunreinigung des Zentrifugats oder auch der nachfolgenden Probe kann dadurch weitgehend vermieden werden.

Der Siebbecher wurde durch den Zentrifugenhersteller, Fa. Berthold Hermle, Gosheim, auf seine Belastbarkeit hin geprüft. Er kann danach bei einer Beladung mit ca. 70 g bis zur maximalen Drehzahl des Rotors eingesetzt werden.

### 3.3 Auswahl der Zentrifugierbedingungen

Die Zentrifugatausbeute ist abhängig von Zentrifugierzeit und Drehzahl. In Vorversuchen wurde daher untersucht, welches die günstigsten Parameter für das Verfahren sind, um in kurzer Zeit möglichst viel Bodenlösung zu gewinnen. An Proben aus dem Oberboden des Versuchsfeldes wurde, in Abhängigkeit von Drehzahl und Zentrifugierzeit, die Menge an Zentrifugat bestimmt. Zusätzlich wurde der Wassergehalt des Bodens, vor und nach dem Zentrifugieren, bestimmt ( siehe Abschnitt "Anhang A. Analytische Methoden" ). Die Menge an Zentrifugat entspricht dabei der Differenz des Wassergehalts des Bodens vor und nach dem Zentrifugieren, Verluste , z.B. durch Verdunstung oder Undichtigkeiten der Becher, treten nicht auf.

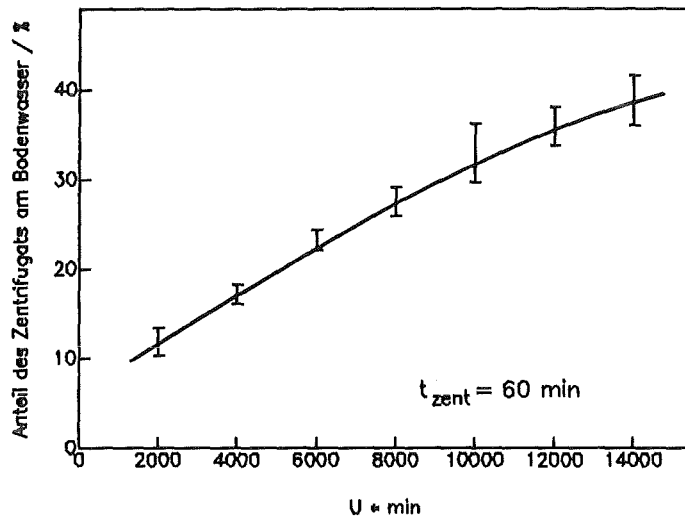


**Abbildung 9. Zentrifugatausbeute bei unterschiedlicher Zentrifugierzeit:** Oberboden aus dem Versuchsfeld "Horkheimer Insel"

Abbildung 9 zeigt wie die Zentrifugatmenge, ausgedrückt als Anteil am Gesamtbodenwasser, mit fortschreitender Zentrifugierzeit zunimmt. Eine Zentrifugierzeit über 60 min verbessert den Entwässerungsgrad nicht wesentlich. Daher wurde, um einen hohen Probedurchsatz zu erhalten, die Zentrifugierzeit auf 60 min begrenzt.

Den Einfluß der Zentrifugalbeschleunigung auf die Zentrifugatmenge zeigt Abbildung 10. Sie nimmt erwartungsgemäß mit zunehmender Beschleunigung zu. Da die Drehzahl des Rotors auf 14000 U/min begrenzt war, konnte das Entwässerungsverhalten bei höheren Beschleunigungen nicht weiter verfolgt werden. Für alle weiteren Untersuchungen wurde, um möglichst große Mengen an Bodenlösung zu erhalten, bei maximaler Drehzahl gearbeitet. Diese Drehzahl erzeugt eine Zentrifugalbeschleunigung im Schwerpunkt des Bodenkuchens von  $23000 \times g$  senkrecht zur Siebplatte.

Im weiteren Text wird der Wassergehalt einer Bodenprobe nach einstündigem Zentrifugieren bei 14000 U/min als Restfeuchte bezeichnet.



**Abbildung 10. Zentrifugatausbeute bei unterschiedlicher Drehzahl:** Oberboden aus dem Versuchsfeld "Horkheimer Insel"

In Abbildung 11 sind die über alle Bohrungen gemittelten Restfeuchten, die beim Zentrifugieren der Bodenproben der unterschiedlichen Bohrungen auf dem Horkheimer Versuchsfeld erreicht wurden, in Abhängigkeit von der Bodentiefe dargestellt ( = Tiefenprofil ), die Fehlerbalken geben die Standardabweichung an.

Es fällt auf, daß sich, je nach Entnahmetiefe der Bodenprobe, charakteristische Restfeuchten ergeben, die unabhängig sind von der Ausgangsfeuchte der Bodenprobe. Weiterhin ist zu sehen, daß die Böden von U- und K-Feld keine wesentlichen Unterschiede in ihrem Entwässerungsverhalten aufweisen.

Im tieferen Boden, ab  $\sim 1$  m Tiefe, werden immer kleinere Restwassergehalte erreicht als im Oberboden. Eine Korngrößenanalyse des Horkheimer Bodens zeigt /30/, daß dort im Unterboden der Tonanteil ( Partikel bis  $2 \mu\text{m}$  Korndurchmesser ) im Vergleich zum Oberboden klein und der Sandanteil ( Partikel über  $63 \mu\text{m}$  Korndurchmesser ) größer ist. Aus der Bodenkunde ist bekannt, daß das Wasserrückhaltevermögen eines Bodens mit dem Tongehalt zusammenhängt: Je höher der Anteil der Tone, um so stärker wird Wasser im Boden festgehalten. Der Porenbereich weist um so mehr Feinporen auf je größer sein Tonanteil ist. In den Feinporen aber wird das Bodenwasser aufgrund der Kapillarkräfte fester gebunden. Es ist daher zu verstehen, daß beim Entwässern mit konstanter äußerer Kraft, hier die Zentrifugalkraft, bei Proben mit höherem Tonanteil höhere Restfeuchtigkeiten zurückbehalten werden.

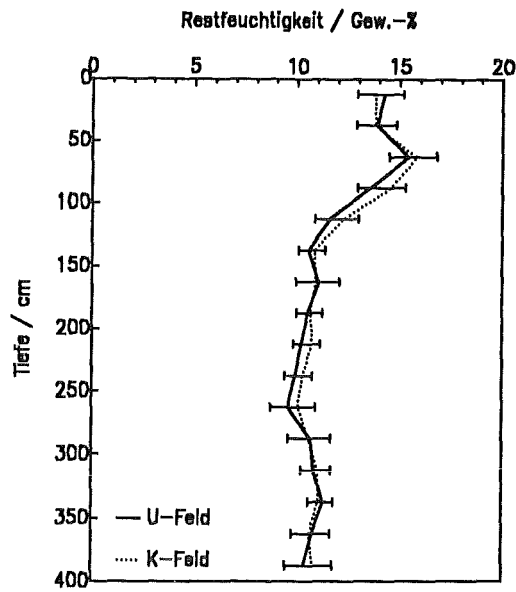


Abbildung 11. Restfeuchte in Abhängigkeit von der Bodentiefe: Mittelwerte aller Bohrungen auf dem Versuchsfeld ( jeweils 21 Einzelwerte )

Die Restfeuchte ist demnach mit den hydraulischen Eigenschaften des Bodenmaterials verknüpft.

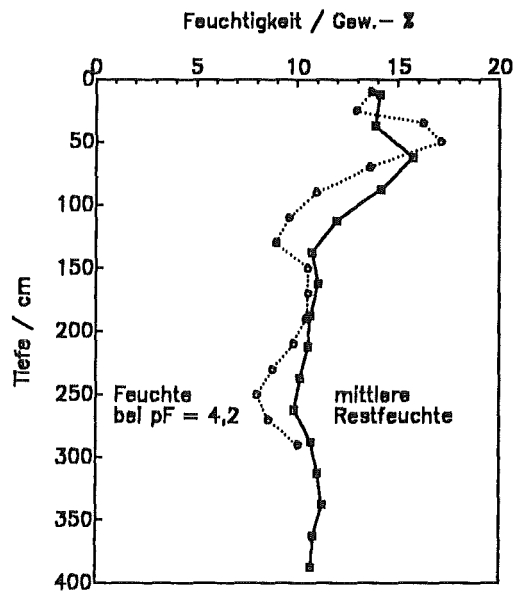


Abbildung 12. Restfeuchtigkeit und Wassergehalt bei  $pF=4,2$ : Saugspannungsmessung der Universität Hohenheim ( /30/ )

Es liegt deshalb nahe, den Restwassergehalt nach dem Zentrifugieren mit dem Wassergehalt des Horkheimer Bodens bei unterschiedlichen Wasserspannungen zu vergleichen. Abbildung 12 zeigt diesen Vergleich. Auffallend ist, daß die Restfeuchte innerhalb gewisser Fehlergrenzen dem Wassergehalt bei einer Saugspannung von 15 bar entspricht. Der Wassergehalt bei 15 bar, entsprechend einem pF-Wert von 4,2 ( der pF-Wert ist der Logarithmus der in cm Wassersäule ausgedrückten Saugspannung ), wird in der Bodenkunde als der permanente Welkepunkt bezeichnet. Unterhalb dieses Wertes ist das Bodenwasser im allgemeinen für die Pflanzen nicht mehr verfügbar /32/. Mit den gewählten Zentrifugierbedingungen wird also überwiegend der pflanzenverfügbare Teil des Bodenwassers als Bodenlösung erhalten.

### **3.4 Einfluß der Zentrifugiermethode auf die Stoffkonzentration der Bodenlösung**

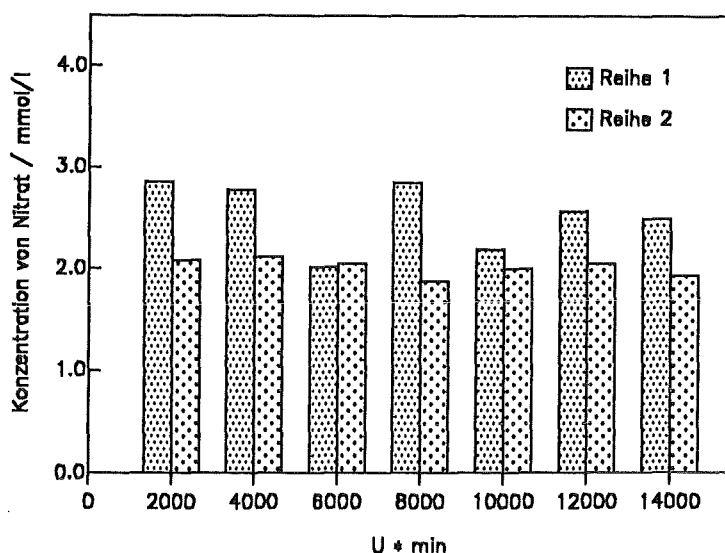
Es stellt sich an dieser Stelle die Frage, ob die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung unabhängig ist von der Zentrifugalbeschleunigung, bei der das Zentrifugat aus der Bodenprobe gewonnen wurde. Mit zunehmender Zentrifugalkraft wird Wasser aus immer feineren Poren freigesetzt und ins Zentrifugat überführt. Grob- und Feinporen unterscheiden sich aber in vielerlei Hinsicht: Durch die größere spezifische Oberfläche in den Feinporen sollte die Kinetik und auch die Thermodynamik des in Lösunggehens von Mineralbestandteilen eine andere sein als in den Grobporen /25/. Weiterhin wird in der Literatur diskutiert, daß im Feinporenbereich des Bodengefüges sehr schnell anoxische Bedingungen auftreten, während die umgebenden Grobporen noch deutlich aerobe Bereiche darstellen. Die Diffusion des Sauerstoffs in die feinporigen Bereiche scheint dabei sehr stark gehemmt zu sein /40/, /34/. Neben diesen chemischen Unterschieden müssen auch biologische Unterschiede in Betracht gezogen werden. Beim Austrocknen des Bodens werden zuerst die Grobporen entwässert, während die feinporigen Gefügebereiche die Feuchtigkeit länger speichern. Dies hat zur Folge, daß für die Bodenbakterien in den Feinporen günstigere Lebensbedingungen herrschen, sie sich also auch bevorzugt dort aufhalten und auch dort durch ihren Umsatz das Bodenwasser stärker beeinflussen als in den Grobporen.

Aufgrund solcher Effekte, die hier nur beispielhaft beschrieben sind, muß damit gerechnet werden, daß in der Bodenlösung unterschiedliche chemische Zusammensetzungen gefunden werden, je nachdem, unter welchen Bedingungen sie aus einer Bodenprobe gewonnen wurde.

#### **3.4.1 Einfluß auf die Nitrat-Konzentration**

In den Bodenlösungen, die bei den Versuchen zur Bestimmung der Zentrifugatausbeute bei unterschiedlichen Drehzahlen erhalten wurden, wurde die Nitrat-Konzentration bestimmt. Abbildung 13 zeigt das Ergebnis: Die beiden Versuchsreihen unterscheiden sich etwas voneinander. Innerhalb der Versuchsreihen und der auftretenden Streuungen ist

keine Änderung der Nitrat-Konzentration mit steigender Drehzahl zu erkennen. Es erscheint demnach zulässig, davon auszugehen, daß die Nitrat-Konzentration der Bodenlösung nicht von der Zentrifugalbeschleunigung, bei der sie gewonnen wurde, abhängt.



**Abbildung 13. Nitrat-Konzentration im Zentrifugat bei unterschiedlicher Drehzahl: Oberboden aus dem Versuchsfeld "Horkheimer Insel"**

In den folgenden Versuchen wurde ein anderer Ansatz gewählt, um der Frage nach unterschiedlichen Nitrat-Konzentrationen im Wasser verschiedener Poren nachzugehen. Nitrat tritt im Boden im allgemeinen nur im Bodenwasser gelöst auf, da es praktisch keine schwerlöslichen Salze bildet und nach allgemeiner Ansicht als Anion nicht von der Bodenmatrix adsorbiert wird. Unter der Voraussetzung, daß die Konzentration im Wasser aller Poren gleich ist, ergibt sich dann die Gesamtmenge an Nitrat im Boden als Produkt aus dieser Konzentration und dem Wassergehalt des Bodens, d.h. der Bodenfeuchte. Andererseits kann aber die Gesamtmenge an Nitrat im Boden leicht durch Aufschlämmen einer Bodenprobe mit Wasser und anschließender Messung der Nitrat-Konzentration in der überstehenden Lösung bestimmt werden ( siehe A.2.2 "Nitrat im Boden" ). Wenn der Gehalt an Nitrat im Bodenwasser überall gleich ist und mit der im Zentrifugat der Bodenprobe gemessenen Konzentration übereinstimmt, so muß die als Produkt aus Konzentration und Feuchte errechnete Nitratmenge mit der mit Hilfe der Extraktion bestimmten übereinstimmen.

Abbildung 14 zeigt das Ergebnis dieser Untersuchung grafisch: Auf der Abszisse sind die gemessenen Stoffmengen, auf der Ordinate die berechneten aufgetragen. Es ist zu sehen, daß für einen Großteil der Meßpunkte berechnete und gemessene Stoffmengen gut übereinstimmen. Die stark abweichenden Punkte stammen alle entweder aus dem Oberboden ( im Bild mit 'Ob' gekennzeichnet ) oder lassen sich zwei Probestellen zuordnen, die sich damit offensichtlich von den übrigen unterscheiden. Unter Ausschluß

dieser so definierten Meßpunkte, ergibt sich für die übrigen Punkte für den Quotienten  $[c_{\text{NO}_3}(\text{gemessen}) / c_{\text{NO}_3}(\text{berechnet})]$  ein Mittelwert von  $0,98 \pm 0,2$  ( 78 Meßpunkte ). Dies bedeutet, daß für die Mehrzahl der untersuchten Bodenproben die aus der Nitrat-Konzentration im Zentrifugat berechnete Nitratmenge im Boden mit der tatsächlichen Menge übereinstimmt. Daraus folgt dann auch, daß die gemessene Nitrat-Konzentration in erster Näherung mit der Konzentration im gesamten Bodenwasser übereinstimmt.

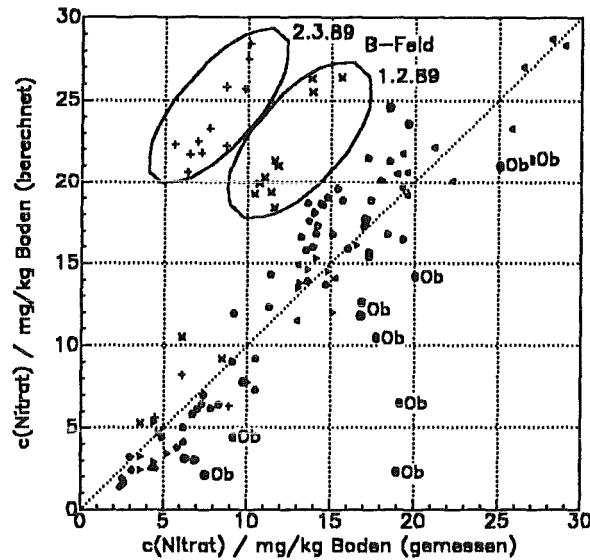


Abbildung 14. Vergleich zwischen gemessener und berechneter Nitratmenge

Ausnahmen bilden, wie bereits oben erwähnt und in der Abbildung zu sehen ist, Proben aus der oberen Bodenschicht und solche von zwei einzelnen Pegeln. Die Abweichungen sollen im folgenden diskutiert werden.

#### Abweichungen im Oberboden

Eine der Quellen für Nitrat im Boden ist die bakterielle Umsetzung von organisch gebundenem Stickstoff zu Nitrat ( Nitrifikation ). Daß im Oberboden bei der Extraktion mehr Nitrat gefunden wird als aus der Rechnung über die Bodenlösung zu erwarten wäre, bedeutet, daß die Konzentration im Bodenwasser der feineren Poren höher ist als in den größeren, durch Zentrifugation zugänglichen. Geht man davon aus, daß der Ort, an dem die bakterielle Umsetzung bevorzugt abläuft, die Feinporen sind, so bedeutet das, daß dort auch die höhere Konzentration im Bodenwasser sein muß. Dies gilt dann, wenn die Diffusion aus dem Fein- in den Grobporenbereich langsam ist, so daß sich ein Konzentrationsgradient aufbauen kann. Bekanntermaßen sind Diffusionsvorgänge in ruhenden, flüssigen Medien sehr langsam, während bakterielle Produktionsraten sehr hoch werden können. Aus diesem Gegensatz kann dann der beobachtete Unterschied zwischen extrahierter und aus der Konzentration der Bodenlösung berechneter Nitratmenge verstanden werden. Es ist an dieser Stelle festzuhalten, daß eine Berechnung der Nitrat-

menge im Boden aus der Nitrat-Konzentration der Bodenlösung im Bereich des Oberbodens mit hohem Stoffumsatz und hoher Nitratnachbildung im allgemeinen nicht möglich ist, da sie zu zu niedrigen Werten führt.

### **Abweichungen beim B-Feld**

Mit zunehmender Tiefe läßt der gesamte bakterielle Stoffumsatz, somit auch die Nitrifikation im Boden nach, einerseits durch den Mangel an Substrat, andererseits durch die Begrenzung an Sauerstoff. Damit wird die Nitratquelle bedeutungslos, die für den Konzentrationsgradienten verantwortlich war.

Im tieferen Boden kann jedoch eine andere bakterielle Umsetzung einen Nitrat-Konzentrationsgradienten im Porensystem erzeugen: die Denitrifikation. Bei Sauerstoffmangel beginnen einzelne Bodenbakterien ihren Energiebedarf über den Abbau von Nitrat zu Nitrit und von dort weiter zu Stickstoff bzw. Distickstoffoxid zu decken. Wie bereits oben erwähnt, kann sich im Feinporenbereich schnell ein solcher anoxischer Zustand einstellen, besonders dann, wenn bereits im Grobporensystem die Sauerstoffversorgung behindert ist. Der Vorgang der Denitrifikation erzeugt dann, wie im Oberboden die Nitrifikation, einen Konzentrationsgradienten von den Feinporen zu dem Bereich der Grobporen, jedoch in umgekehrter Richtung. Damit würde dann bei der Extraktion einer entsprechenden Bodenprobe weniger Nitrat gefunden als nach der Konzentration der Bodenlösung zu erwarten wäre.

Diese Betrachtungen bieten eine Interpretationsmöglichkeit für den Unterschied zwischen berechneter und extrahierter Nitratmenge bei den Proben, die am 1.2.89 und am 2.3.89 auf dem B-Feld entnommen wurden (siehe Abschnitt 2.2.2 "Probenahmepunkte"). Er läßt sich mit dem Auftreten anoxischer Bedingungen verstehen. Das Feld wurde nach der Maisernte im Herbst '88 keiner Bodenbearbeitung unterzogen, im Gegensatz zu den Versuchsflächen K- und U-Feld. Dadurch hat sich im Laufe der Zeit, vor allem als Folge der Niederschläge, eine immer dichtere, schlecht durchlässige Bodenoberfläche ausgebildet. Daß unter solchen Bedingungen der Gasaustausch zwischen Bodengas und Atmosphäre behindert wird, geht schon aus den Messungen von Maier /23/ hervor, der einen Anstieg der CO<sub>2</sub>-Konzentration der Bodenluft beobachtete, obwohl der biologische Stoffumsatz und damit die Nachlieferung von CO<sub>2</sub> durch die gesunkenen Temperaturen zurückgegangen waren. Er begründet den Anstieg durch die hohe Bodenfeuchtigkeit im Zuge heftiger Niederschläge, durch die die Gasdiffusion zur Atmosphäre hin blockiert war. Der Lufteintrag in den Boden war somit behindert, was im tieferen Boden zu Sauerstoffmangel und damit zum Einsetzen der Denitrifikation führte. Nachdem der Acker im März gepflügt wurde, dies führt nach den obigen Ausführungen wieder zu einer verbesserten Sauerstoffversorgung, konnten bei der Probenahme im April keine Konzentrationsunterschiede mehr festgestellt werden.

Abschließend läßt sich sagen, daß normalerweise im Bereich des Unterbodens keine wesentlichen Unterschiede der Nitrat-Konzentration im Bodenwasser verschiedener Poren beobachtet wurden, somit der Gesamtnitratgehalt des Bodens aus der gemessenen Konzentration der Bodenlösung und dem ebenfalls gemessenen Wassergehalt des Bodens berechnet werden kann. Bei hohen Nitrifikations- ( im Oberboden ) oder Denitrifikations-



raten (vor allem im Unterboden ) können die Unterschiede jedoch recht erheblich werden, so daß dann die einfache Berechnung zu großen Fehlern führt.

### 3.4.2 Einfluß auf die Konzentration anderer Inhaltsstoffe

Untersuchungen, wie sie hier für Nitrat beschrieben wurden, konnten für andere Inhaltsstoffe nicht durchgeführt werden. Bei den Versuchen mit Variation der Zentrifugiergeschwindigkeit war die erhaltene Menge an Zentrifugat zu klein, um dabei neben Nitrat auch andere Konzentrationen zu bestimmen. Extraktionsversuche, wie sie für Nitrat durchgeführt wurden, wurden für Chlorid getestet. Bei einer durchschnittlichen  $\text{Cl}^-$ -Konzentration der Bodenlösung von 1 mmol/l waren die bei der Extraktion in der überstehenden Lösung erreichbaren Konzentrationen von  $\sim 0,1$  mmol/l jedoch zu klein, um mit den vorhandenen Analysemethoden genügend genaue Meßergebnisse zu erhalten. Da die Frage nach der Chloridverteilung im Bodenwasser für die Arbeit als nicht sehr wichtig angesehen wurde, erschien es zu weitführend, Analysegeräte für diese spezielle Bestimmung anzuschaffen und einzurichten. Für Kationen kann die Extraktion keine vergleichbaren Aussagen bringen, da diese im Boden nicht allein im Bodenwasser gelöst vorliegen, sondern vor allem in Feststoffen, d.h. im Mineralbestand des Bodens, und adsorbiert an Tonoberflächen. Bei einer Extraktion würde daher nicht nur der im Bodenwasser gelöste Anteil erfaßt, sondern auch während des Extraktionsvorgangs in Lösung gehende Anteile aus dem Mineralbestand und von den Austauscherplätzen der Tone. Die Frage, ob für andere Inhaltsstoffe des Bodenwassers ein Konzentrationsunterschied zwischen Grob- und Feinporen auftritt, kann also nicht beantwortet werden.

### 3.5 Umrechnung von Stoffkonzentrationen auf Stoffmengen

In der Bodenkunde und in den Agrarwissenschaften ist es üblich, die Stoffmengen im Boden in Masseneinheiten pro Hektar ( z.B. kg/ha ) auszudrücken. Da auch in dieser Arbeit diese Einheit verwendet wird, soll hier die Umrechnung von Stoffkonzentrationen der Bodenlösung auf die flächenbezogene Stoffmenge  $M_{\text{Hektar}}$  dargestellt werden.

Für eine Bodenschicht der Dicke  $d$  ergibt sich

$$M_{\text{Hektar}} = 10 \cdot d \cdot c_{\text{Bodenlös.}} \cdot F_{\text{Boden}} \cdot \rho_{\text{Boden}}$$

wobei

$M_{\text{Hektar}}$  = Stoffmenge in kg/ha

$d$  = Dicke der Bodenschicht in Meter

$c_{\text{Bodenlös.}}$  = Konzentration des Stoffes in der Bodenlösung in mg/l

$F_{\text{Boden}}$  = Wassergehalt des Bodens in  $\frac{\text{kg}(\text{H}_2\text{O})}{\text{kg}(\text{Boden}_{\text{TM}})}$

$\rho_{\text{Boden}}$  = Lagerungsdichte des trockenen Bodens in  $\text{g}/\text{cm}^3$   
( für Horkheim:  $\rho_{\text{Boden}} = 1,6 \text{ g}/\text{cm}^3$  )

### 3.6 Diskussion

Mit dem Zentrifugieren von Bodenproben steht ein Verfahren zur Verfügung, einen Teil des Bodenwassers als Bodenlösung zu gewinnen, das die Forderungen, wie sie zu Beginn des Kapitels formuliert wurden, erfüllt.

Innerhalb kurzer Zeit ( ca. 1,5 h ohne Bodenprobenahme ) wird eine Lösung erhalten, die auf praktisch alle Inhaltsstoffe hin untersucht werden kann, da während der Aufarbeitung keine im Verfahren begründete Vermischung mit fremden Stoffen stattfindet. Neben den in dieser Arbeit untersuchten Stoffen wurden inzwischen von Eggers ( Arbeitskreis Prof. Puchelt, Universität Karlsruhe ) auch Schwermetalle /8/ und von Bischler, Bittdorf und Kollenz Herbizide /2/ im Bodenwasser untersucht.

Bei Nitrat konnte gezeigt werden, daß die Konzentration in der gewonnenen Bodenlösung praktisch unabhängig von der gewählten Zentrifugiergeschwindigkeit ist. Dies heißt aber, daß der Nitratgehalt in dem erfaßten Porenbereich nicht variiert. Die gemessene Konzentration kann daher als die Konzentration des Sickerwassers angesehen werden, so daß bei einer bekannten Sickerwasserrate der Eintrag ins Grundwasser berechnet oder doch zumindest gut abgeschätzt werden kann.

Da das Verfahren nicht auf Einbauten auf dem Untersuchungsfeld angewiesen ist, wie beispielsweise Saugplatten- oder Saugkerzenanlagen, können damit unterschiedlichste Standorte sehr flexibel beprobt und untersucht werden.

## 4. Zusammensetzung des Bodenwassers

### 4.1 Reproduzierbarkeit der Tiefenprofile

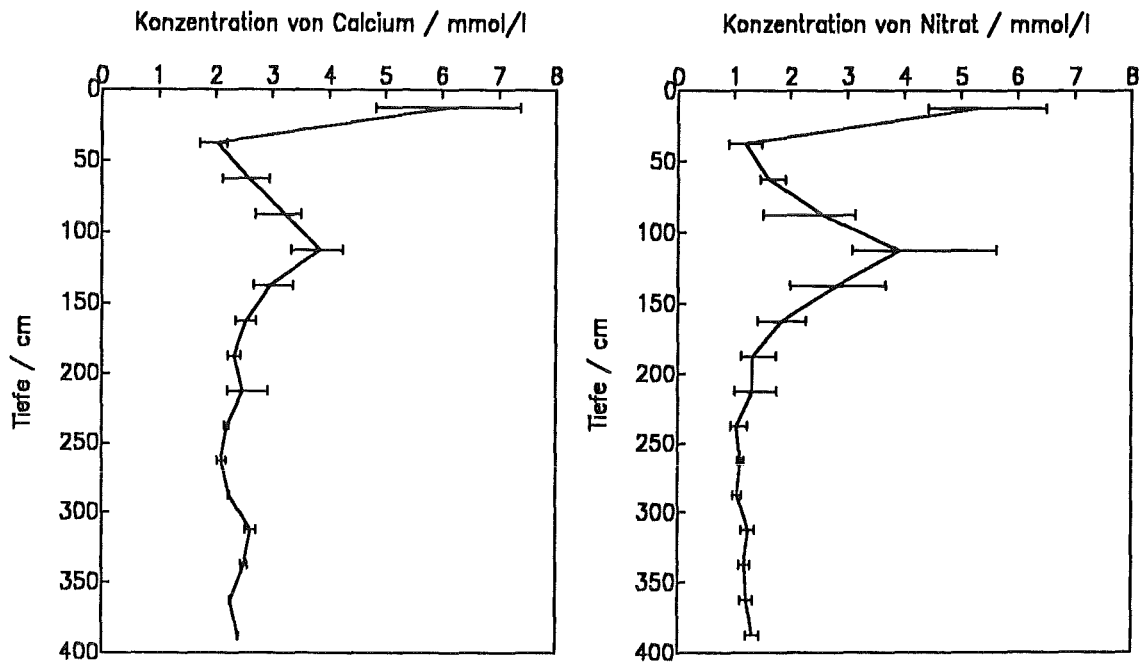
Mit der Methode, wie sie im vorangegangenen Kapitel beschrieben wurde, war es möglich, die Zusammensetzung der Bodenlösung in einem 4 m tiefen Bereich der ungesättigten Zone zu untersuchen. Die Proben wurden in unregelmäßigen zeitlichen Abständen genommen, an Zeitpunkten, zu denen Sickervorgänge zu erwarten waren. Die Probenahme ist mit einem erheblichen Eingriff in die hydraulischen Eigenschaften des Bodens verbunden. Obwohl das Bohrloch nach der Entnahme mit Quarzschluff verfüllt wird, kann nicht vollständig ausgeschlossen werden, daß für das Sickerwasser im Bereich der Bohrstelle Vorzugswege geschaffen werden. Dies bedeutet, daß um das Bohrloch eine andere Sickerungsrate auftritt als unter dem ungestörten Boden. Mit einer geänderten Sickerrate wären dann auch unkontrollierte Störungen im Bereich des Grundwassers verbunden.

Um Störungen dieser Art klein zu halten, wurde die Zahl der Probenahmen eingeschränkt. Eine Probe besteht daher in der Regel aus nur zwei Einstichen im Abstand von 1 - 2 m. Es stellt sich damit aber die Frage, wie repräsentativ eine solche kleine Mischprobe für den gesamten Acker ist. Das System "Boden" erweist sich in statistischen Untersuchungen als sehr heterogen. Physikalische, chemische und auch biologische Kenngrößen können sich innerhalb weniger Meter sowohl in horizontaler als auch vertikaler Richtung verändern. Streuungen von 30 % um einen Mittelwert können als normal angesehen werden, die Abweichungen können aber in Einzelfällen den Faktor 2 und mehr ausmachen.

In Untersuchungen der Hohenheimer Arbeitsgruppen hat sich diese allgemeine Feststellung bestätigt. Die Ackerfläche des Testfeldes erwies sich anhand der untersuchten Parameter als sehr heterogen. Der Anteil an organisch gebundenem Kohlenstoff im Oberboden, der als Maß für den Humusgehalt des Bodens anzusehen ist, streute bei einer Rasterbeprobung um den Faktor 2,5. Auch bei den Ernteerträgen haben sich zwischen verschiedenen Stellen des Testfeldes zum Teil erhebliche Unterschiede gezeigt /30/.

Mit der in dieser Arbeit angewandten Probenahmetechnik wird das System "Boden" in vertikaler Richtung gut aufgelöst ( 16 Einzelproben auf einer Länge von 4 m ), nicht jedoch in horizontaler. Es stellt sich also die Frage, inwieweit die gemessenen Werte an einem Probenahmepunkt auf die Gesamtfläche verallgemeinert werden können.

Um dieser Frage nachzugehen, wurden auf dem K-Feld zu einem Zeitpunkt vier Einstiche in Abständen von ca. 3 m gemacht und diese nicht als Mischprobe, sondern getrennt aufgearbeitet. Abbildung 15 zeigt die grafische Darstellung der Meßergebnisse für Nitrat und Calcium.



**Abbildung 15.** Konzentrationen von Calcium ( links ) und Nitrat ( rechts ) in der Bodenlösung: Mittelwerte aus vier Einstichen ( Fehlerbalken zeigen größten und kleinsten Meßwert )

Es lassen sich folgende Aussagen treffen:

- Die Konzentration der Inhaltsstoffe der Bodenlösung hängt stark von der Bodentiefe ab. Bei einigen Konstituenten ergeben sich ausgeprägte Konzentrationsmaxima und -minima bis zu einem Verhältnis von 5:1 ( vertikale Variation ).
- Bei gleicher Bodentiefe weichen die Konzentrationen der vier Parallelproben bei Nitrat um maximal 25 %, bei Calcium und anderen Kationen ( K, Na, Mg ) um höchstens 10 % vom Mittelwert ab ( horizontale Variation ).
- Die Einzelwerte unterscheiden sich mit zunehmender Bodentiefe immer weniger, die größten Streuungen ergeben sich in der obersten Bodenschicht und, bei Nitrat, im Bereich des Konzentrationsmaximums in ca. 1 m Tiefe.

Damit ergibt sich auf die Frage nach der Reproduzierbarkeit und Übertragbarkeit der Messungen auf die gesamte Ackerfläche folgendes Bild:

Die Konzentration der Inhaltsstoffe der Bodenlösung ist an verschiedenen Stellen ( in horizontaler Richtung ) unterschiedlich, die Unterschiede in vertikaler Richtung sind dabei jedoch wesentlich höher. Die Konzentrationen streuen dabei nicht statistisch, sondern erzeugen ein Tiefenprofil mit charakteristischen Maxima und Minima. Diese Profile unterscheiden sich in ihrem Verlauf bei den vier Einstichen nur unwesentlich, so daß erwartet werden kann, daß eine Mischprobe aus nur zwei Einstichen genügt, um den

Konzentrationsverlauf in der Bodenlösung der ungesättigten Zone des Ackers zum Zeitpunkt der Probenahme hinreichend gut zu beschreiben.

Will man aus der Konzentration in der Mischprobe die Menge des betrachteten Stoffes unter der gesamten Ackerfläche berechnen, so kann man davon ausgehen, daß die Rechnung innerhalb der in der Bodenkunde üblichen Fehlergrenzen liegt. Sie kann sicherlich als gute Abschätzung gewertet werden. Einschränkungen müssen für die obere Bodenzone gemacht werden, da dort größere Streuungen auftreten. Diese Einschränkung stimmt auch mit Feststellungen aus der Literatur ( siehe /19/ ), überein, wonach z.B. der Nitrat-Gehalt in der oberen Bodenschicht eine starke zeitliche und örtliche Heterogenität aufweist, diese aber mit der Tiefe abnimmt.

Für den Stoffeintrag in das Grundwasser repräsentativ sind aber gerade nicht die Stoffmengen bzw. Stoffkonzentrationen im oberen, sondern die im tieferen Boden. Dort aber zeigen die Meßwerte nur noch eine geringe horizontale Variation, so daß sie zu einer Abschätzung des Beitrags der betreffenden Parzelle am Stoffeintrag in das Grundwasser herangezogen werden können.

## 4.2 Leitfähigkeit der Bodenlösung

Die Leitfähigkeit kann als grobes Maß für den Salzgehalt der betreffenden wäßrigen Lösung angesehen werden. Betrachtet man in Abbildung 16 die Leitfähigkeit der Bodenlösung aus den Proben des Testfeldes im Tiefenprofil, so ergibt sich eine zunächst erstaunliche Erkenntnis: Bei allen untersuchten Proben ist die Leitfähigkeit im Tiefenprofil nahezu konstant. Dies bedeutet, daß der Salzgehalt der Bodenlösung unabhängig von der Bodentiefe ist, aus der sie entnommen wurde. Die Vorstellung, daß das Sickerwasser auf seiner Fließstrecke durch die ungesättigte Zone Ionen aus den Bodenmineralien löst und sich damit sein Salzgehalt mit zunehmender Bodentiefe erhöht, trifft hier nicht zu. Die Messungen zeigen vielmehr, daß bereits in der obersten untersuchten Bodenschicht von 0-25 cm die gleiche Summe der zur Leitfähigkeit der Bodenlösung beitragenden Ionen auftritt wie in der letzten Schicht in 4 m Tiefe. Aufgrund der in den oberen Proben immer etwas höheren Leitfähigkeit ist zu vermuten, daß die Konzentration einzelner Stoffe dort sogar höher ist als in der tieferen ungesättigten Zone.

Chemische und biologische Prozesse im Boden, dazu können die Mineralverwitterung und das Lösen anderer Stoffe sowie auch mikrobiologische Vorgänge wie die Nitrifikation zählen, sind offensichtlich schnell genug, um bereits nach kurzer Fließstrecke einen sich nur noch wenig verändernden Salzgehalt in der Bodenlösung zu erzeugen. Dies schließt nicht aus, daß sich bezüglich der ionalen Zusammensetzung Änderungen ergeben, da sich die für das Bodenwasser relevanten Ionen nur wenig in ihrer Äquivalentleitfähigkeit unterscheiden.

Bodenwasser stammt im allgemeinen vollständig aus Niederschlagsereignissen. Für Regen werden in der Literatur Leitfähigkeiten gefunden, die im Bereich von 1 - 5 mS/m liegen /15/. Vergleicht man die durchschnittliche Leitfähigkeit der Bodenlösung der

obersten untersuchten Bodenschicht von  $70 \pm 20$  mS/m mit der Leitfähigkeit für Regenwasser, so läßt sich feststellen, daß beim Übergang von Regenwasser zu Bodenwasser die Leitfähigkeit um einen Faktor von über 20 zunimmt. Dies bedeutet dann, daß auch der Stoffeintrag in das "neue" Bodenwasser in dieser Bodenschicht in dieser Größenordnung liegt.

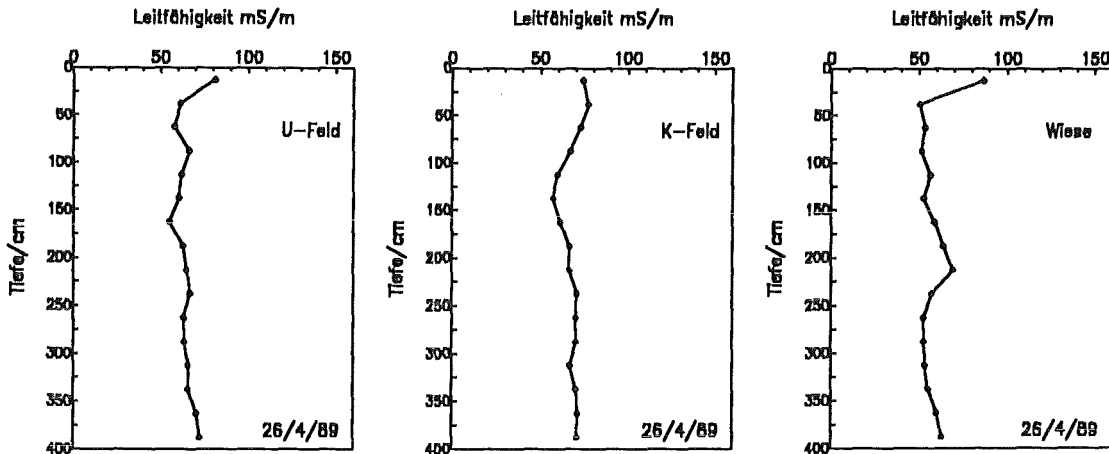


Abbildung 16. Leitfähigkeit der Bodenlösung: U-, K-Feld und Wiese am 26.4.89

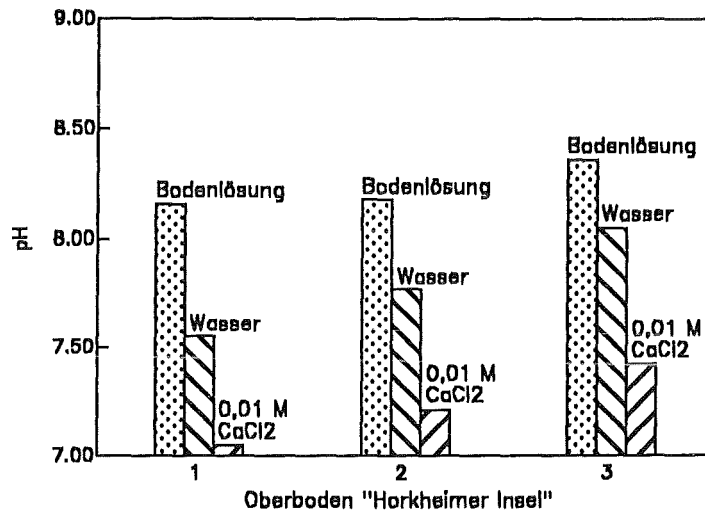
Vergleicht man die Profile unter den drei unterschiedlichen Standorten im Testfeld, wie sie in Abbildung 16 für einen Probenahmezeitpunkt dargestellt sind, so fällt auch hier auf, daß zwischen ihnen praktisch keine Unterschiede bestehen. Man hätte erwarten können, daß unter den Äckern durch Düngung und Bodenbearbeitung in der Bodenlösung mehr Stoffe gelöst sind als unter der Wiese. Warum solche Unterschiede aber offensichtlich nicht auftreten, kann erst aus der Betrachtung der im einzelnen gelösten Stoffe, Kationen und Anionen verstanden werden.

### 4.3 pH-Wert der Bodenlösung

In der Bodenkunde dient der pH-Wert als wichtige Kenngröße für Böden und wird daher zu deren Klassifizierung verwendet. Unter Boden-pH wird dabei der pH-Wert einer Bodenaufschlammung mit Wasser oder einer Salzlösung verstanden. Der dabei gemessene Wert hängt vom zur Aufschlammung verwendeten Elektrolyten ab. Häufig verwendete Elektrolyte sind dest. Wasser und  $\text{CaCl}_2$ -Lösung ( 0,01 M ). Der mit Wasser bestimmte pH-Wert liegt dabei nach Scheffer /32/ bei deutschen Böden im allgemeinen höher als der mit  $\text{CaCl}_2$ -Lösung gemessene (  $\Delta\text{pH } 0,6 \pm 0,2$  ). Als Grund für diesen Unterschied wird in der Bodenkunde allgemein angesehen, daß  $\text{H}^+$ -Ionen an den Austauschflächen der Bodenmatrix gegen  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen im Elektrolyten ausgetauscht werden und so der pH-Wert der Suspension sinkt. Denkbar ist aber auch eine andere Erklärung: Durch das Aufschlammern mit einer  $\text{CaCl}_2$ -Lösung wird die  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration höher, so daß

$\text{CaCO}_3$  gefällt wird. Das Ausfallen von  $\text{CaCO}_3$  hat eine Verringerung des pH-Wertes der Lösung gegenüber einer Aufschlämmung mit  $\text{H}_2\text{O}$  zur Folge. Böden können demnach bezüglich ihres pH-Wertes nur miteinander verglichen werden, wenn der Wert nach der gleichen Methode bestimmt wurde.

In dieser Arbeit wurde nun der pH-Wert der zentrifugierten Bodenlösung bestimmt. Abbildung 17 zeigt an drei Proben aus dem Oberboden des Horkheimer Testfeldes den Unterschied dieser pH-Werte.



**Abbildung 17. Vergleich unterschiedlich bestimmter pH-Werte des Bodens:**  
 $\text{pH}_{\text{Bodenlösung}}$ ,  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ,  $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ , Messtemperatur 20 °C

Wie erwartet, liegt  $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$  um  $\sim 0,5$  tiefer als  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ . Deutlich ist auch zu sehen, daß der pH-Wert der gewonnenen Bodenlösung höher liegt als die in der Suspension gemessenen Werte. Es stellt sich die Frage, ob der pH-Wert der Bodenlösung dem "in situ pH-Wert" des Bodenwassers entspricht. Letzterer wird durch ein Drei-Phasen-Gleichgewicht im Boden bestimmt: Bodenwasser - Bodengas - Bodenmatrix. Entscheidend für den pH-Wert ist die Konzentration von gelöstem  $\text{CO}_2$  im Bodenwasser. Diese wiederum hängt ab von dem Partialdruck des im Bodengas enthaltenen  $\text{CO}_2$ . Die  $\text{CO}_2$ -Partialdrucke im Bodengas können dabei Werte von über 0,03 bar erreichen, also mehr als die 100-fache Konzentration in der atmosphärischen Luft.

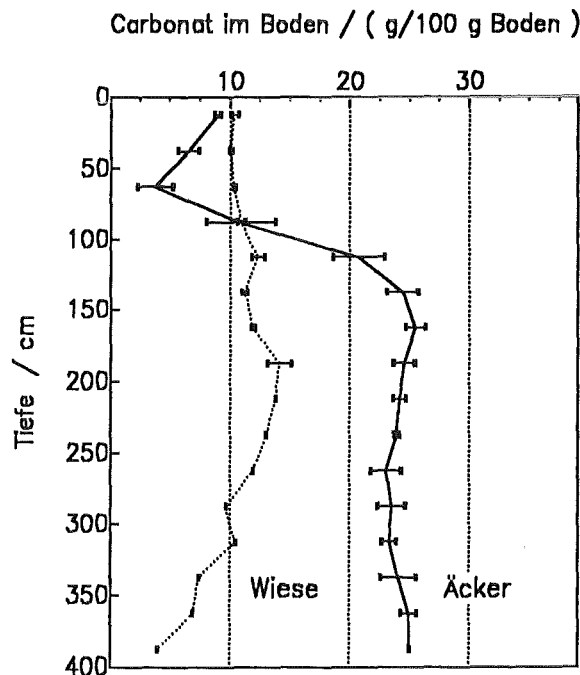
Spätestens beim Zentrifugieren der Bodenprobe steht nun die Bodenlösung nicht mehr mit dem Bodengas, sondern mit der atmosphärischen Luft im Kontakt, so daß ein Verlust von  $\text{CO}_2$  zu erwarten ist, was zu einem Anstieg des pH-Wertes der Bodenlösung gegenüber dem Bodenwasser führt. Da keine Möglichkeit zur Verfügung stand, den pH-Wert des Bodenwassers direkt zu bestimmen ( in der Literatur werden dazu Mikro-Glaselektroden diskutiert ), kann nur auf indirektem Weg überprüft werden, inwieweit sich der pH-Wert der Bodenlösung von dem des Bodenwasser unterscheidet. Eine Möglichkeit

dazu bietet die Überprüfung des Sättigungsindex der Bodenlösung bezüglich Calcit. Der Sättigungsindex ist definiert als

$$SI_{\text{Calcit}} = \log \frac{\{Ca^{2+}\} \cdot \{CO_3^{2-}\}}{L_{p,\text{Calcit}}}$$

wobei  $L_p(\text{Calcit})$  das Löslichkeitsprodukt von Calcit und  $\{Ca^{2+}\}$  und  $\{CO_3^{2-}\}$  die Aktivitäten von  $Ca^{2+}$  bzw.  $CO_3^{2-}$  in der Lösung sind.  $SI(\text{Calcit}) = 0$  bedeutet Löslichkeitsgleichgewicht mit Calcit.

Der Boden des Testfeldes ist sehr kalkreich. Abbildung 18 zeigt den Gehalt von Carbonat im Tiefenprofil. Der Carbonatgehalt liegt im Untersuchungsbereich bei über 6 %, unterhalb von 1,5 m sogar bei über 25 %. Rechnet man das gesamte Carbonat als Calciumcarbonat, so bedeutet dies ein Kalkanteil von 10 bis über 40 %. Innerhalb der Fehlergrenzen konnten keine Unterschiede zwischen U- und K-Feld gefunden werden.



**Abbildung 18. Carbonatgehalt des Bodens auf dem Testfeld:** Mittelwerte aus Proben des U- und K-Feldes ( Äcker ) und der Wiese

Man kann also davon ausgehen, daß das Bodenwasser durch seine lange Kontaktzeit und durch die hohe spezifische Oberfläche der Bodenmatrix im Sättigungsgleichgewicht mit Calcit steht.

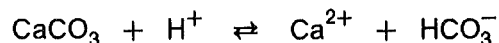
Die Analysen ergeben aber alle eine starke Übersättigung der gewonnenen Bodenlösungen bezüglich Calcit ( $SI_{\text{Calcit}} = 1,5 - 2$ ). Diese Übersättigung kann verstanden werden, wenn man jetzt berücksichtigt, daß während der Probenaufarbeitung  $CO_2$  verloren ge-



gangen ist, damit der pH-Wert und somit der Sättigungsindex durch die jetzt im Gleichgewicht höhere  $\text{CO}_3^{2-}$ -Konzentration zugenommen hat. Es wurde daher versucht, der Bodenlösung rechnerisch das verlorene  $\text{CO}_2$  wieder "zuzusetzen", bis der Sättigungsindex wieder nahe 0, d.h. die Lösung wieder im Gleichgewicht mit Calcit steht. Die Rechnungen ergaben, daß dieser Zustand durch die Zugabe von 2 - 3 mmol/l  $\text{CO}_2$  erreicht werden kann. Die sich dabei einstellenden pH-Werte liegen im Mittel bei 7, also um  $\sim 1$  Einheit niedriger als die in den Bodenlösungen gemessenen Werte. Aus dem  $\text{CO}_2$ -Gehalt dieser "rechnerischen Bodenlösungen" ergibt sich, wenn man Gleichgewicht zwischen Wasser- und Gasphase voraussetzt, ein Partialdruck von  $\text{CO}_2$  im Bodengas von 0,02 - 0,03 bar, was im Bereich der von Maier /23/ gemessenen Werte liegt.

Für die Interpretation, daß der gemessenen pH-Wert der Bodenlösung durch Ausgasen von  $\text{CO}_2$  zustande kommt, spricht auch, daß der diesem pH-Wert und der Carbonat-Gesamtkonzentration entsprechende  $\text{CO}_2$ -Gleichgewichtspartialdruck fast gleich dem atmosphärischen  $\text{CO}_2$ -Partialdruck ist.

Es erscheint also berechtigt, davon auszugehen, daß der in der Bodenlösung gemessene pH-Wert nicht gleich dem pH-Wert des Bodenwassers ist. Allenfalls der bei der "Zugabe" von  $\text{CO}_2$  zur Bodenlösung bis zum Calcit-Sättigungsgleichgewicht berechnete Wert kann als "wahrer" pH-Wert angesehen werden. Er liegt bei ungefähr 7 und damit innerhalb des Bereichs, der für kalkhaltige Böden zu erwarten ist /21/, /26/. Er wird durch folgende Gleichgewichtsreaktion bestimmt, die in der Bodenkunde "Calciumcarbonat-Puffer" genannt wird. Es handelt sich dabei nicht im eigentlichen Sinn um einen Pufferbereich.



Beim Eintrag von Säuren in das Bodenwasser, z. B. durch  $\text{CO}_2$ -Abgabe der Bodenbakterien oder durch die Bildung von  $\text{HNO}_3$  bei der Nitrifikation, löst sich  $\text{CaCO}_3$ , so daß der pH-Wert im Bodenwasser wesentlich weniger absinkt als in einer Lösung, die nicht mit Calciumcarbonat ( Calcit ) in Kontakt steht. Eine pH-Absenkung findet aber dennoch statt.

Mit dem hohen Kalkanteil des Horkheimer Bodens ist es zu verstehen, daß der pH-Wert der Bodenlösung sowohl zwischen den unterschiedlichen Probezeitpunkten als auch im Tiefenprofil keine wesentlichen Veränderungen zeigt, Säureeinträge werden durch die Auflösung von  $\text{CaCO}_3$  weitgehend abgefangen.

Betrachtet man den gemessenen pH-Wert der Bodenlösungen aus den Bodenproben des Testfeldes, so kann nur eine geringe Streuung festgestellt werden. Der Mittelwert aus allen Proben beträgt  $8,1 \pm 0,2$ . Weder im Tiefenprofil noch zwischen den einzelnen Parzellen lassen sich signifikante Unterschiede erkennen. Ein solches Ergebnis ist nach den obigen Ausführungen nicht überraschend, da auch beim pH-Wert des originalen Bodenwassers keine großen Streuungen aufgrund des Bodenkalkgehalts zu erwarten sind.

Es ist festzustellen, daß die Messung des pH-Wertes der zentrifugierten Bodenlösung, wie auch die anderen Methoden der Bodenkunde, keine experimentelle Möglichkeit darstellt, den "in situ pH-Wert" des Bodenwassers zu erfassen.

#### 4.4 Organisch gebundener Kohlenstoff und Kationenaustauschkapazität im Boden

Die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung wird, wie die Betrachtungen über den pH-Wert bereits gezeigt haben, wesentlich von den Eigenschaften der Bodenmatrix mitbestimmt. Es sollen daher im folgenden Abschnitt die Tiefenprofile von zwei weiteren Bodenkennwerten, dem Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff und der Kationenaustauschkapazität, dargestellt werden, da sie für das Verständnis der Tiefenprofile einiger Bestandteile der Bodenlösung wichtig sind.

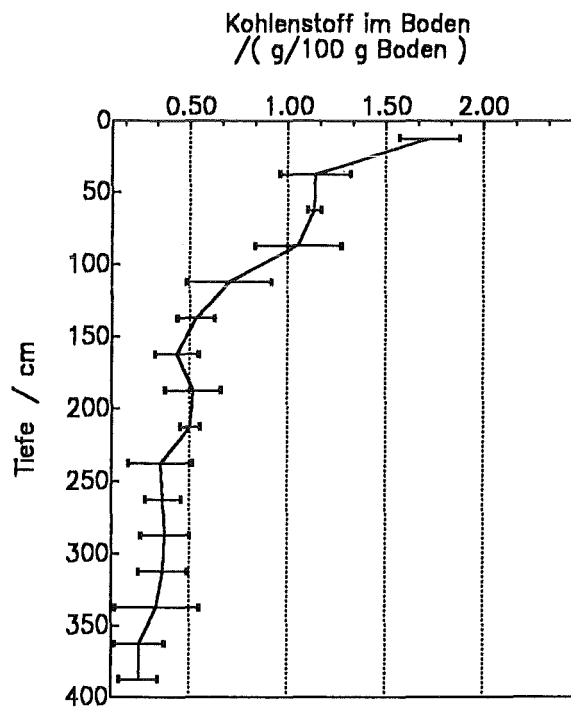
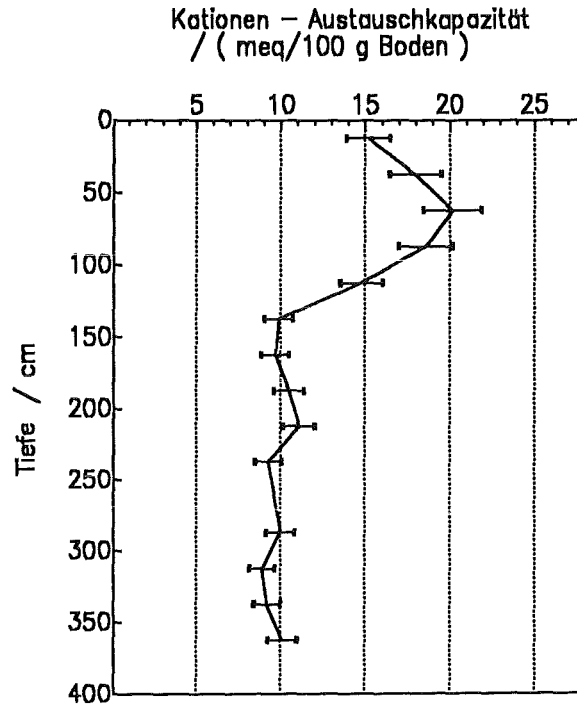


Abbildung 19. Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden des Testfeldes: Mittelwerte aus U- und K-Feld

Abbildung 19 zeigt zunächst den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff im Boden. Er sinkt in der oberen 1,5 m tiefen Bodenschicht von anfänglich ~ 1,6 % auf unter 0,5 % ab. Organischer Kohlenstoff entstammt dem Humusanteil des Bodens, der bei der Verrottung von Pflanzenrückständen gebildet wird, womit sich auch die Anreicherung im oberen Boden erklärt. Es ist daher auch zu erwarten, daß biologische Umsetzungen, insbesondere der Abbau und die Mineralisierung dieser organischen Substanz überwiegend in diesem Bereich ablaufen, da hier ein größeres Substratangebot besteht als im Unterboden.

Auch die Kationenaustauschkapazität, deren Tiefenprofil in Abbildung 20 wiedergegeben ist, ist in dieser oberen Bodenzone größer als im Unterboden. Es ist dies zu verstehen, weil der Ionenaustausch, neben dem Austausch an den Oberflächen der Tonminerale, auch an organischer Materie, dem Humus, stattfindet.



**Abbildung 20. Kationenaustauschkapazität im Boden des Testfeldes: Mittelwerte aus U- und K-Feld**

Zum Schluß ist noch anzumerken, daß bei den beiden Versuchsflächen, U- und K-Feld, kein signifikanter Unterschied bezüglich der hier diskutierten Kennwerte gefunden wurde.

#### 4.5 Nitrat-Konzentration der Bodenlösung

Während die bisher dargestellten Tiefenprofile der Bodenlösung wenig ausgeprägt waren, und sich auch die Messungen auf den unterschiedlichen Standorten wenig unterschieden, zeigen die Tiefenprofile der Nitrat-Konzentration deutliche Veränderungen sowohl in Bezug auf die Tiefe als auch zwischen den einzelnen Probenahmezeitpunkten und -orten.

Abbildung 21 soll dies darstellen. Sie zeigt die Tiefenprofile von Nitrat, wie sie bei der ersten Probenahme auf dem Versuchsfeld erhalten wurden, nachdem auf dem U-Feld während einer Anbauperiode die umweltschonende Bewirtschaftung durchgeführt wurde. Aus der Zeit vor der umweltschonenden Bewirtschaftung liegen leider keine entsprechenden Messungen vor, da damals die Methode noch nicht zur Verfügung stand.

Auffallend ist der Unterschied zwischen U-Feld und Wiese einerseits und dem K-Feld andererseits. U-Feld und Wiese, die sich in ihren Tiefenprofilen ähneln, zeigen erheblich niedrigere Nitrat-Konzentrationen in der Bodenlösung als das K-Feld, besonders im Bereich zwischen 1,5 bis 3,5 m. Das K-Feld zeigt in diesem Bereich ein ausgeprägtes Konzentrationsmaximum.

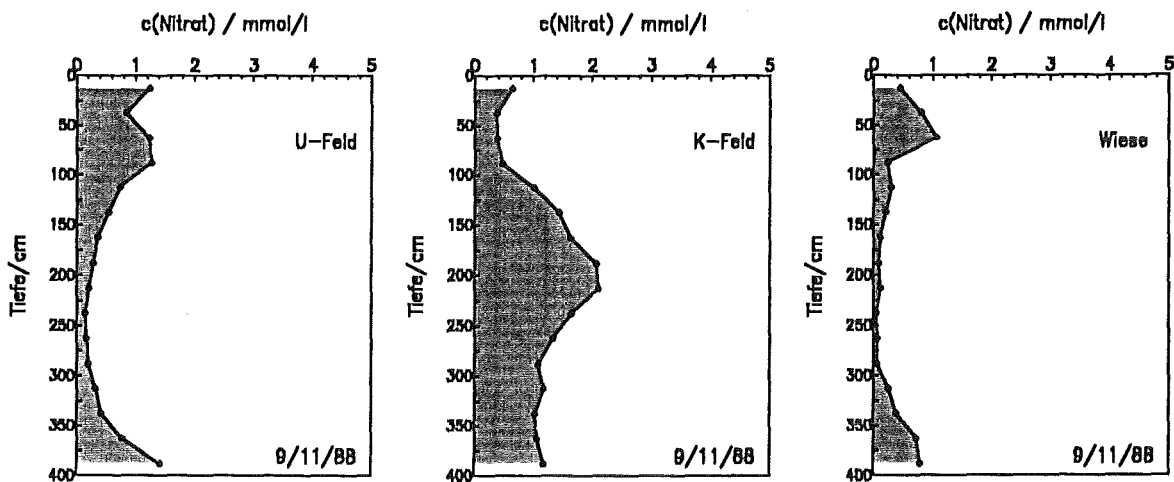


Abbildung 21. Nitrat-Konzentration der Bodenlösung zu Beginn der Untersuchungen: U-Feld, K-Feld und Wiese am 9.11.1988

Dieses Maximum, das bei den ersten Probenahmen noch charakteristisch für das K-Feld war, findet sich in späteren Proben nicht mehr, während sich gegen Ende des Untersuchungszeitraumes ein neues, ausgeprägtes Maximum auszubilden beginnt. Die zeitliche Veränderung der Tiefenprofile ist in der folgenden Abbildung 22 dargestellt.

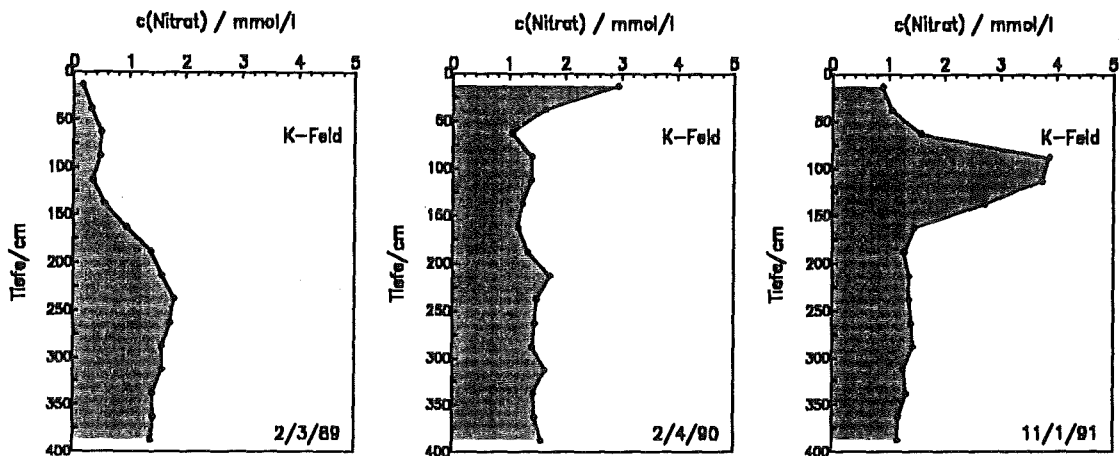


Abbildung 22. zeitliche Variation der Nitrat-Konzentrationsprofile: K-Feld am 2.3.1989, 2.4.1990 und 11.1.1991

Die beiden Abbildungen zeigen, welche unterschiedlichen Tiefenprofile der Nitrat-Konzentration erhalten wurden, abhängig von Ort und Zeitpunkt der Probenahme. Sie unterscheiden sich darin wesentlich von anderen Profilen, wie z.B. der Leitfähigkeit oder dem pH-Wert, so daß ihre Beschreibung und Interpretation in einem eigenen Kapitel am Schluß dieser Arbeit erfolgen wird.

## 4.6 Kationenzusammensetzung der Bodenlösung

### 4.6.1 Kationensumme

Die Kationensumme der Bodenlösung wird hauptsächlich von vier Ionen,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  und  $\text{K}^+$  gebildet. Andere Kationen, die unter bestimmten Bedingungen im Bodenwasser gelöst auftreten, konnten nicht in größeren Konzentrationen nachgewiesen werden. Zu ihnen gehören  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{Fe}^{3+}$ .

Ammonium entsteht im Boden bei der Zersetzung organisch gebundenen Stickstoffs durch viele heterotrophe Mikroorganismen, sowohl aerob als auch anaerob (Ammonifizierung). In weiteren Schritten wird  $\text{NH}_4^+$  von speziellen Bakterienstämmen zu Nitrit (Nitrosomonas) und Nitrat (Nitrobakter) oxidiert, wobei das pH-Optimum bei 6 - 8 liegt. Die Bildungsgeschwindigkeiten von Ammonium ( $r_1$ ), Nitrit ( $r_2$ ), Nitrat ( $r_3$ ) sind unterschiedlich, es gilt:

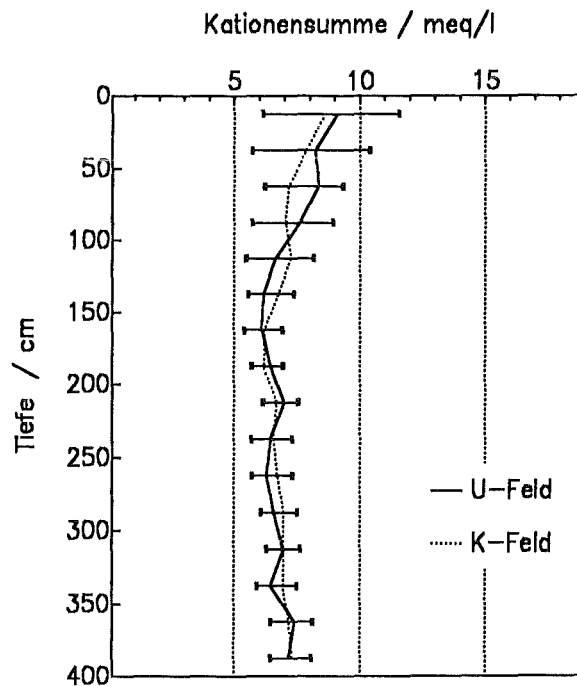
$$r_1 < r_2 < r_3$$

Unter normalen Bedingungen sind daher  $\text{NH}_4^+$  und auch  $\text{NO}_2^-$  nicht in hohen Konzentrationen im Bodenwasser zu erwarten. Nur unter extrem sauren oder anaeroben Bedin-

gungen können höhere Ammonium- und Nitritgehalte im Bodenwasser gefunden werden /29/.

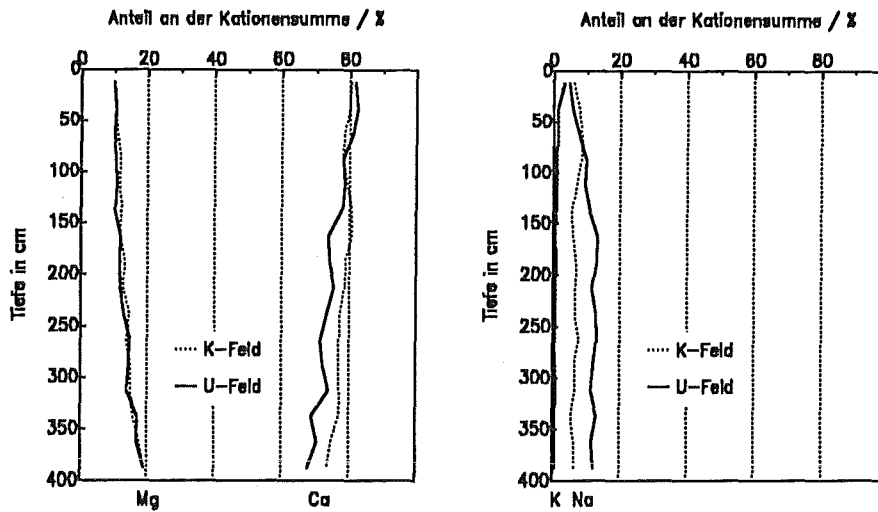
Aluminium und Eisen liegen nur bei extrem sauren Böden in gelöster Form im Bodenwasser vor, die Löslichkeit ihrer Oxide bzw. Hydroxide ist bei höheren pH-Werten zu gering.

Die Kationensummen der Bodenlösung der beiden Testfelder unterscheiden sich praktisch nicht. Abbildung 23 zeigt den Verlauf der Mittelwerte von U- und K-Feld im Tiefenprofil. Es fällt auf, was bei der Betrachtung der Leitfähigkeit nicht deutlich zu sehen war, daß der Salzgehalt im obersten Meter höher ist als in den nachfolgenden Schichten und dort auch größere Streuungen auftreten. Im Unterboden ist die Kationensumme nahezu konstant, sie beträgt bei den insgesamt 216 Proben aus 18 Probenahmen  $6,7 \pm 0,8$  meq/l.



**Abbildung 23. Kationensumme der Bodenlösung:** Mittelwerte aller Messungen ( Fehlerbalken: Standardabweichung bei je 17 Werten )

Abbildung 24 zeigt den Anteil der einzelnen Ionen im Tiefenprofil. Calcium und Magnesium tragen mit 85 - 90 % zur Kationensumme der Bodenlösung bei, während Natrium 6 - 12 % und Kalium weniger als 1 % beitragen.



**Abbildung 24. Beitrag der einzelnen Kationen zur Kationensumme: Mittelwerte aller Messungen**

Auch hier unterscheiden sich U- und K-Feld nicht, nur beim Natrium fällt auf, daß sein Anteil beim U-Feld bis in ~ 1,5 m Tiefe steigt und dann konstant bleibt. Während er im Oberboden noch etwa gleich groß war wie auf dem K-Feld, ist er dann im Unterboden mit durchschnittlich 12 % fast doppelt so hoch.

Betrachtet man die Tiefenprofile im einzelnen, so stellt man fest, daß, neben dem immer höheren Kationengehalt im Oberboden, besonders hohe Werte zu finden sind zu Zeiten, in denen der Boden warm und feucht ist, wie im April 1989 oder beim K-Feld im November 1989. In den kalten Monaten ist er besonders niedrig, z.B. im Januar 1991 ( Frost ). Da dabei zu diesen Zeiten hohe bzw. nur geringe biologische Aktivität im Boden zu erwarten ist, liegt hier schon nahe, zu vermuten, daß der Kationengehalt im Bodenwasser mit der biologischen Aktivität im Boden zusammenhängt. Auf diesen Zusammenhang soll im Abschnitt über den Zusammenhang von Calcium- und Nitrat-Konzentration im Bodenwasser näher eingegangen werden.

#### 4.6.2 Calcium

Betrachtet man in Abbildung 25 den Konzentrationsverlauf von Calcium in der Bodenlösung der Äcker in Abhängigkeit von der Bodentiefe so stellt man fest, daß höhere Konzentrationen hauptsächlich in den oberen Bodenschichten auftreten, während die unteren Schichten niedrigere und mehr oder weniger konstante  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentrationen von 2 - 3 mmol/l aufweisen. Zwischen den Standorten wurden keine diesbezüglichen Unterschiede beobachtet. Die höheren Konzentrationen im Bereich des Oberbodens erscheinen nicht immer so ausgeprägt, wie dies bei den in der Abbildung dargestellten

Profilen der Fall ist, in wenigen Fällen wurde sogar eine über den gesamten Tiefenbereich nahezu konstante Konzentration gefunden.

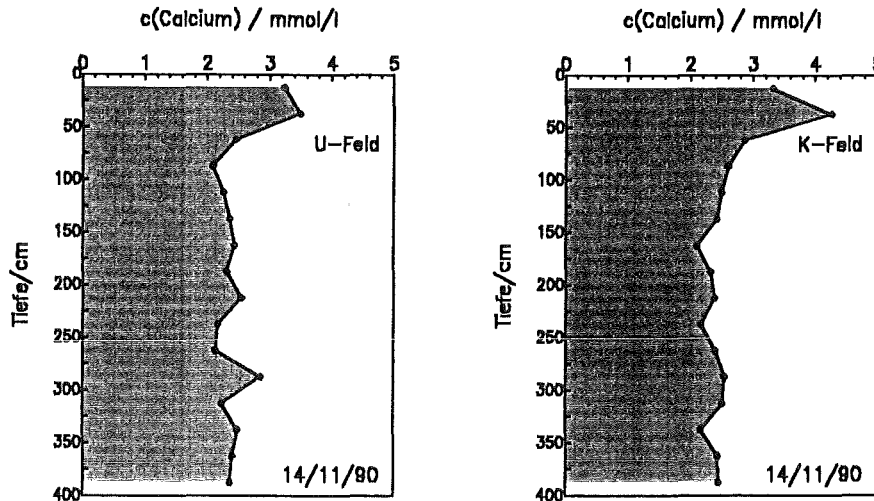
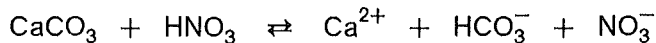
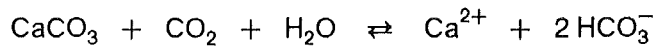


Abbildung 25. Calcium-Konzentration der Bodenlösung: U- und K-Feld am 14.11.1990

Bereits die Überlegungen zum pH-Wert der Bodenlösung haben gezeigt, daß der Eintrag von Säuren in den Boden zur Auflösung von Kalk führt. Säuren entstehen im Boden bei der mikrobiellen Oxidation von Biomasse. Das bei der Mineralisation gebildete  $\text{CO}_2$  wird im Bodenwasser gelöst und von dort an die Bodenluft abgegeben. Höhere mikrobielle Aktivität führt demnach zu einer höheren Konzentration von  $\text{CO}_2$  in Bodenluft und -wasser.

Im Zuge der biologischen Umsetzung N- und S-haltiger organischer Substanzen werden  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  gebildet, die wegen des Ladungsausgleichs formal als  $\text{HNO}_3$  und  $\text{H}_2\text{SO}_4$  an das Bodenwasser abgegeben werden.

Durch den Eintrag von Säuren verschiebt sich das Lösegleichgewicht von Calcit auf die rechte Seite, was eine größere  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration im Bodenwasser zur Folge hat.



Da die mikrobielle Aktivität im Oberboden wegen der besseren Sauerstoffversorgung und der höheren verfügbaren Substratmenge größer ist, könnten über diese Vorgänge die im Oberboden höheren Konzentrationen von  $\text{Ca}^{2+}$  erklärt werden. Um diese Interpretation zu stützen, müßte der "in situ pH-Wert" bekannt sein, da mit dem Säureeintrag eine Absenkung des pH-Wertes des Bodenwassers verbunden ist. Wie aber bereits im Abschnitt über den pH-Wert der Bodenlösung dargelegt, führt der in dieser Arbeit gewählte Weg der Messung des pH-Wertes der zentrifugierten Bodenlösung nicht zu Werten, aus denen auf den "in situ pH-Wert" geschlossen werden kann. Auch die in der Bodenkunde üblichen Methoden, pH-Wert der Gleichgewichtsbodenlösung, pH-Wert von Saugkerzen-



oder Lysimeterwasser, messen nicht diesen "in situ pH-Wert". Als Möglichkeit bietet sich an, den pH-Wert in den Kapillarfilmen des Bodenwassers mit Hilfe von Mikroelektroden zu bestimmen, oder auch den pH-Wert aus der  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration der Bodenlösung und der  $\text{CO}_2$ -Konzentration im zugehörigen Bodengas unter der Annahme eines Gleichgewichts zu berechnen. Solche Untersuchungen würden aber den Rahmen dieser Arbeit überschreiten und wurden daher nicht unternommen.

Die Betrachtung zeigt, daß, will man die chemischen Vorgänge im Boden vollständig und quantitativ verstehen, die Kenntnis des "in situ pH-Wertes" wichtig ist.

In einem späteren Kapitel über den Zusammenhang zwischen Nitrat- und Calcium-Konzentration in der Bodenlösung wird auf den Einfluß des Säureeintrags in Form von  $\text{HNO}_3$  auf die Calcium-Konzentration noch einmal eingegangen.

#### 4.6.3 Magnesium

Magnesium unterscheidet sich in seinem Tiefenprofil von dem von Calcium. Seine Konzentration in der Bodenlösung nimmt mit der Tiefe gleichmäßig zu, wie es Abbildung 26 als Beispiel zeigt. Unter der Wiese ist eine solche Zunahme nicht zu beobachten.

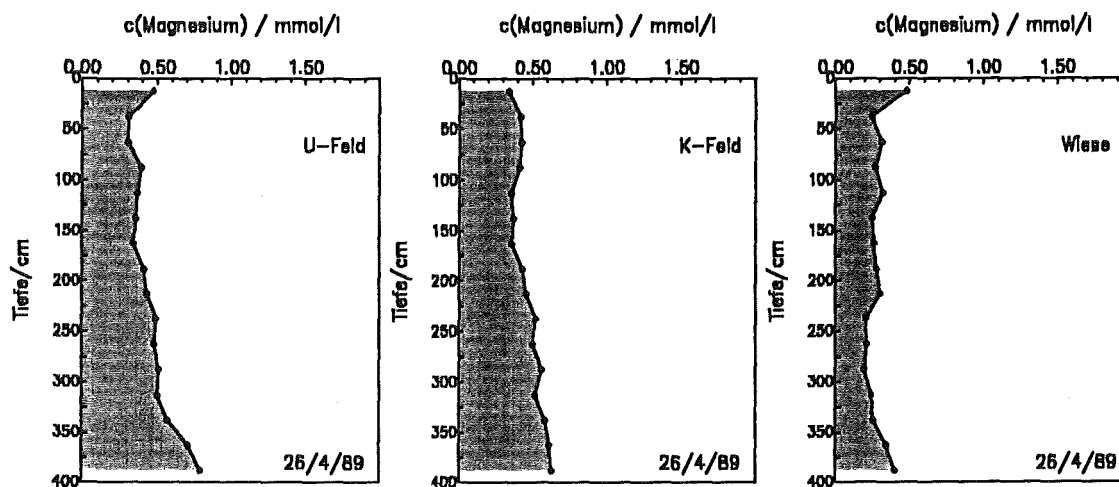


Abbildung 26. Magnesium-Konzentration der Bodenlösung: U-, K-Feld und Wiese am 2.3.1989

Im Vergleich zu den Konzentrationen unter der Wiese sind die Konzentrationen unter den Äckern etwa doppelt so hoch. Beim Calcium zeigten sich keine Unterschiede.

Der Magnesiumgehalt des Bodenwassers entstammt bei nicht verwitterten Böden, wie dem Boden des Horkheimer Testfeldes, vorwiegend aus der Carbonatauflösung (Dolomit,  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  und Magnesit,  $\text{MgCO}_3$ ), zu einem geringen Teil auch aus der Auflösung

von Mineralien der Olivinreihe und Glimmern /29/. Außerdem wird dem Boden Magnesium durch Düngung zugeführt /32/.

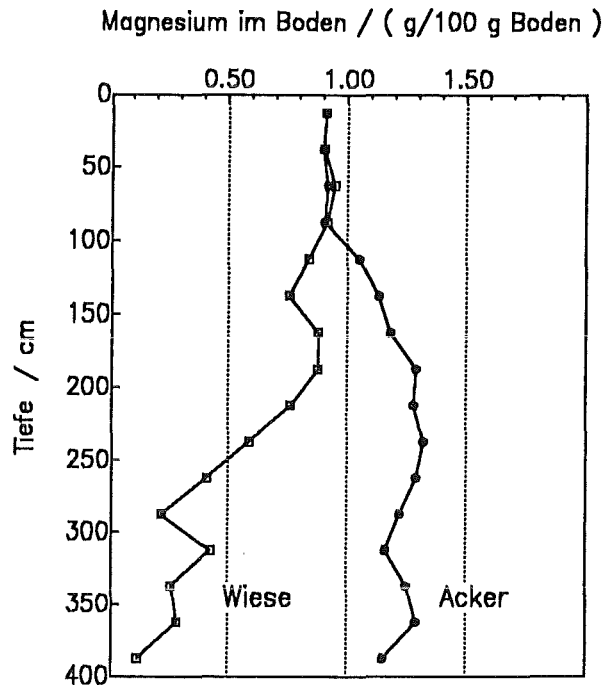


Abbildung 27. Magnesiumgehalt des Bodens auf dem Testfeld

Abbildung 27 zeigt, daß der Magnesiumgehalt in der Bodenmatrix der Wiese ab einer Tiefe von ~1 m geringer ist als unter den Äckern. Der Unterschied vergrößert sich mit zunehmender Tiefe, da der Magnesiumgehalt unter der Wiese stetig abnimmt, während unter den Äckern eine leichte Zunahme beobachtet werden kann.

Aus diesem Befund ist der Unterschied in den Konzentrationsprofilen der Bodenlösung zu verstehen: Unter den Äckern ist der Magnesiumanteil in der Bodenmatrix so hoch, daß mit zunehmender Sickerstiefe des Bodenwassers durch Auflösung entsprechender Minerale ( vermutlich überwiegend Dolomit und Magnesit ) die Konzentration von  $Mg^{2+}$  in der Bodenlösung steigt. Für die Auflösung von Dolomit und Magnesit spricht, daß die Bodenlösungen im Blick auf die Carbonatminerale untersättigt sind (  $SI_{Dolomit} < -0,7$ ;  $SI_{Magnesit} < -1,5$  ), wenn man bei der Rechnung Calcitsättigung voraussetzt ( siehe die Ausführungen im Abschnitt zum pH-Wert ). Unter der Wiese, so darf vermutet werden, ist der Anteil der magnesiumhaltigen Mineralien zu klein, um innerhalb der Sickerstrecke zu einer signifikant erkennbaren Zunahme der Konzentration von  $Mg^{2+}$  in der Bodenlösung zu führen.

Der Unterschied in den Konzentrationstiefenprofilen zwischen Äckern und Wiese kann also aus der unterschiedlichen Zusammensetzung der Bodenmatrix, wie sie auch schon

beim Carbonatgehalt gefunden wurde, erklärt werden, und muß nicht in der unterschiedlichen Landnutzung gesucht werden.

#### 4.6.4 Kalium

Kalium zeigt typische Tiefenprofile, wie sie in Abbildung 28 beispielhaft dargestellt sind, und zu allen Zeitpunkten und an allen Standorten gefunden wurden.

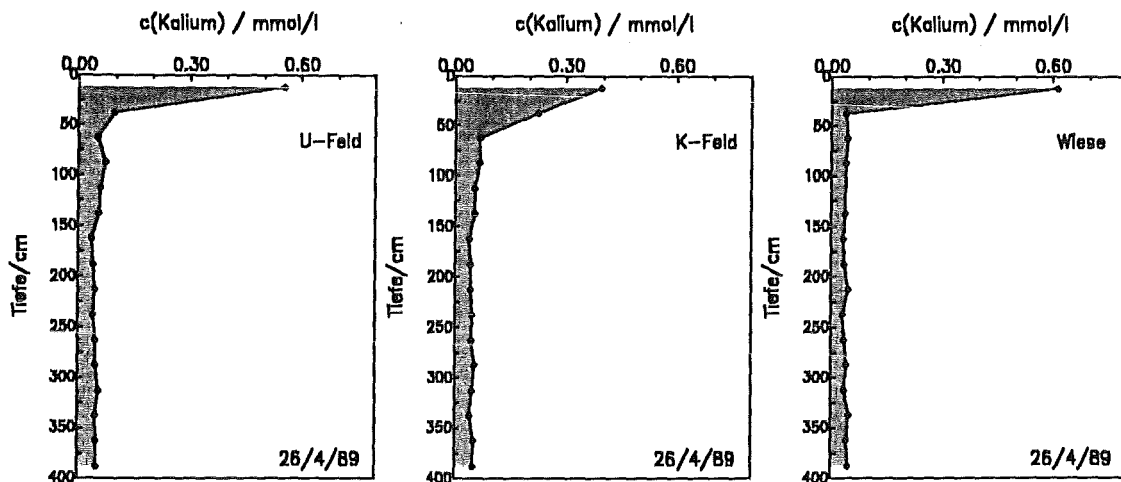


Abbildung 28. Kalium-Konzentration der Bodenlösung: U-, K-Feld und Wiese am 26.4.89

In der obersten Bodenschicht bis 50 cm Tiefe ist die Konzentration in der Bodenlösung hoch, während sie unterhalb 1 m mit  $0,06 \pm 0,02$  mmol/l gleichmäßig niedrig ist. Die untersuchten Standorte, U-Feld, K-Feld und Wiese unterscheiden sich nicht, wie dies aus Abbildung 29 zu sehen ist, in der die gemessenen Kalium-Konzentrationen der obersten Bodenschicht und der Schicht unterhalb 1,5 m ( Mittelwerte ) während des Untersuchungszeitraums dargestellt sind.

Auffallend sind die hohe Kaliumkonzentration in der obersten Bodenschicht bei der Probenahme am 26.4.1989. Sie werden auf eine Düngung zurückgeführt, die am 11.3.89, also etwa 5 Wochen zuvor, ausgebracht wurde. Auch bei der Wiese wurde im April in der obersten Bodenschicht mehr  $K^+$  nachgewiesen, so daß hier, anders als bei den übrigen Probenahmen auf der Wiese, in der Bodenlösung des Oberbodens mehr  $K^+$  gelöst war als in der des Unterbodens, wie dies in Abbildung 28 zu sehen ist. Da auch die Konzentrationen von Chlorid und Sulfat höher waren als bei den vorhergehenden, wird vermutet, daß auch auf der Wiese in der Zeit vor der Probenahme eine Kaliumdüngung durchgeführt wurde. Kalium tritt in Düngern überwiegend in Form von  $KCl$  und  $K_2SO_4$  auf. Informationen darüber konnten von dem bewirtschaftenden Landwirt nicht erhalten werden.

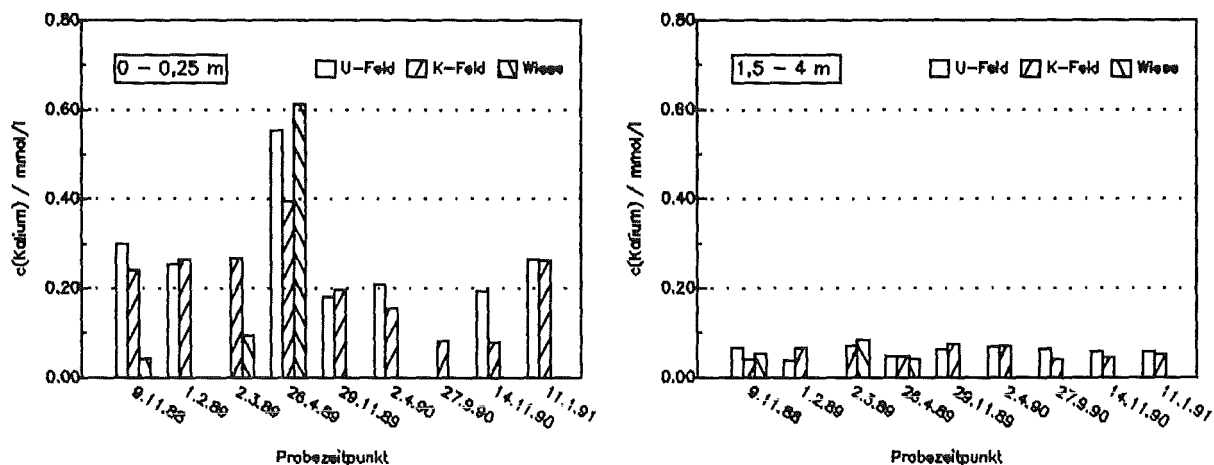


Abbildung 29. Kalium-Konzentrationen während des Untersuchungszeitraums:  
Vergleich von U-Feld, K-Feld und Wiese

Interessant ist es auch festzustellen, daß die hohen Konzentrationen vom April im November nicht mehr gefunden wurden und auch im Unterboden keine höheren Konzentrationen zu beobachten waren. Dies läßt darauf schließen, daß die Kaliumzufuhr in den Boden ungefähr so hoch war wie der Entzug durch die Pflanzen, da sonst entweder im Oberboden oder im Unterboden die Reste der zu hohen Kaliumdüngung gefunden werden müßten.

Kalium ist einer der wichtigsten Nährstoffe der Pflanzen und wird daher in der Landwirtschaft, wie bereits oben erwähnt, dem Boden als Dünger zugeführt. Von den vier in der Bodenlösung des Testfeldes untersuchten Kationen wird Kalium am besten im Boden an Tone adsorbiert /32/. Wenn man davon ausgeht, daß die Kalium-Konzentration im Bodenwasser durch die Adsorption an der Bodenmatrix bestimmt wird, so ergibt sich folgendes Bild: Die im Unterboden gemessene, nahezu konstante Konzentration entspricht der Gleichgewichtskonzentration zwischen Bodenmatrix und Bodenwasser. In der oberen Schicht ist diese Konzentration höher, was zu der Annahme führt, daß sich dort das System im Bereich der sorptiven Sättigung befindet. Kalium, das im Dünger auf den Boden gebracht wird, kann von der Bodenmatrix weitgehend adsorbiert werden und steht den Pflanzen zur Aufnahme zur Verfügung.

Bei einer Überdüngung, wenn dem Boden mehr Kalium zugeführt wird als ihm durch die Pflanzen entzogen wird, ist davon auszugehen, daß sich die Sorptionskapazität der oberen Bodenschicht schnell erschöpft und in der Folge auch im unteren Boden höhere Kalium-Konzentrationen im Bodenwasser auftreten. Eine Überdüngung mit Kalium tritt leicht ein beim Einsatz von Gülle, in der das Mengenverhältnis K/N höher ist als für den Pflanzenbau nötig. Berechnet man die Güllemenge nach dem Stickstoffbedarf der Pflanzen, so führt dies zu einer Überdüngung, die soweit gehen kann, daß für Pflanzen schädliche Konzentrationen von Kalium auftreten. Zusätzlich erfolgt die Gülleanwendung

häufig nicht dann, wenn  $K^+$  während des Pflanzenwachstum aufgenommen und so dem Boden wieder entzogen wird. In Niedersachsen werden die Auswirkungen solcher Kalium-Überdüngung durch Gülle beobachtet, es werden dort in Grundwässern Kalium-Konzentrationen über dem Grenzwert der TrinkwV gemessen /38/.

Im Hinblick auf den Grundwasserschutz kann festgestellt werden, daß der Boden des Testfeldes als effektiver Kaliumfilter angesehen werden kann. Obwohl im Oberboden durch die Düngung hohe Kaliumkonzentrationen vorliegen, sind die Konzentrationen in 4 m Tiefe, noch oberhalb der gesättigten Zone, niedrig. Sie betragen nur  $\sim 20\%$  des Grenzwertes der TrinkwV von 12 mg/l /37/.

#### 4.6.5 Natrium

Bereits bei der Betrachtung der Kationensumme wurde erwähnt, daß die Konzentration von Natrium in der Bodenlösung auf dem U-Feld größer ist als auf dem K-Feld. Abbildung 30 zeigt Tiefenprofile der Natrium-Konzentration in der Bodenlösung der drei untersuchten Standorte. Sie können als typisch angesehen werden und treten in mehr oder weniger ausgeprägter Form auch bei den anderen Probenahmen so auf. Charakteristisch für das U-Feld ist die innerhalb der oberen 2 m ansteigende Konzentration, was zur Folge hat, daß im Unterboden schließlich die Konzentration fast doppelt so hoch wie auf dem K-Feld ist. Auf dem K-Feld konnte eine solche Konzentrationszunahme zu keinem Zeitpunkt beobachtet werden.

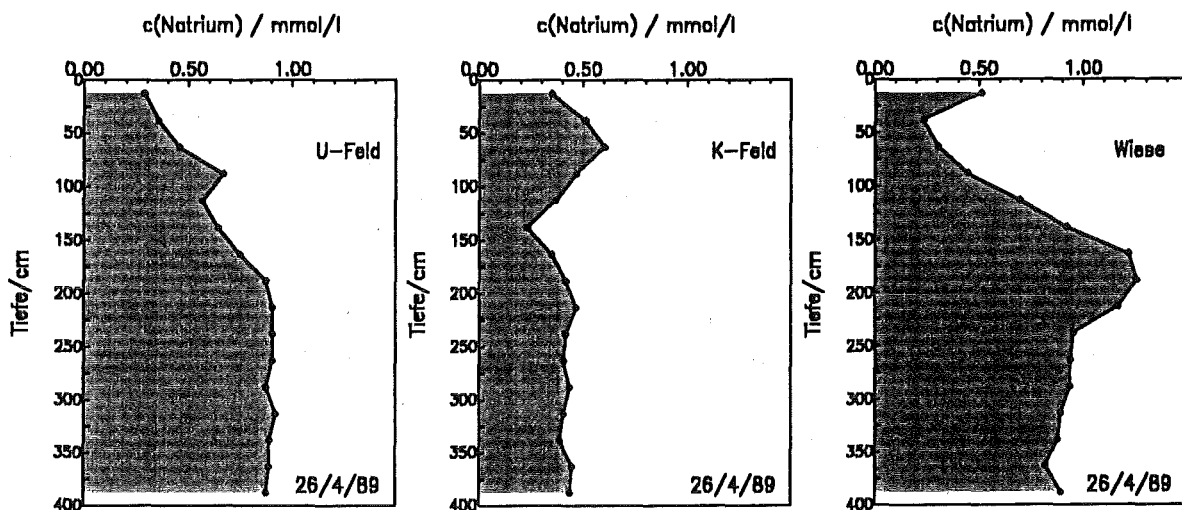
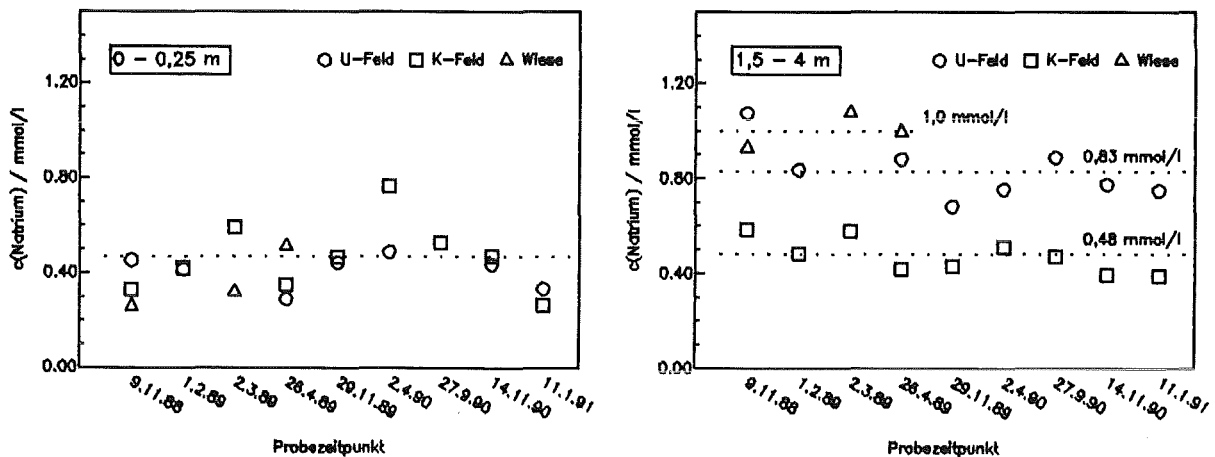


Abbildung 30. Natrium-Konzentration der Bodenlösung: U-, K-Feld und Wiese am 26.4.89

Ein dem U-Feld ähnlicher Verlauf der Natrium-Konzentration zeigt sich auch bei den Wiesenpegeln, die Konzentration in der Bodenlösung steigt auch hier an, erreicht aber noch höhere Werte als unter dem U-Feld.

Der Unterschied zwischen U-Feld, K-Feld und Wiese und auch die zeitliche Entwicklung wird aus Abbildung 31 deutlich. Während in der obersten Bodenschicht ( linkes Diagramm ) keine signifikanten Unterschiede zwischen den Standorten zu erkennen sind, werden diese deutlich in der Bodenzone unterhalb 1,5 m ( rechtes Diagramm ), die mittlere Konzentration steigt in der Reihe U-Feld - K-Feld - Wiese. Das Bild zeigt auch, daß während des Untersuchungszeitraums keine signifikanten Änderungen aufgetreten sind.



**Abbildung 31. Natrium-Konzentrationen während des Untersuchungszeitraums:**  
Vergleich von U-, K-Feld und Wiese

Natrium tritt als natürliche Verunreinigung von Kaliumsalzen auf und wird daher dem Boden bei einer Kaliumdüngung zugeführt. Auch die Bodenminerale enthalten geringe Mengen von Natrium ( $< 5\%$ ). Im humiden Klimabereich tritt im Boden keine Na-Anreicherung auf, da Natrium nur sehr schwach gebunden und daher leicht ausgewaschen wird /32/.

Die im Unterboden mehr oder weniger konstanten Konzentrationen auf dem K-Feld deuten auf ein Sorptionsgleichgewicht hin, wobei sich die Frage stellt, warum das U-Feld, das direkt daneben liegt und bei den untersuchten Bodeneigenschaften keine von dem K-Feld unterschiedlichen Werte zeigte, vollkommen andere Konzentration aufweist. Die Profile von U-Feld und Wiese hingegen lassen sich eher als ein in Lösung gehen von Natriumionen aus der Bodenmatrix erklären, wobei ab  $\sim 2$  m Tiefe eine Sättigung erreicht scheint.

Es bleibt festzustellen, daß sich die beiden Testflächen U- und K-Feld hinsichtlich Natrium, im Gegensatz zu den Konzentrationen der anderen untersuchten Kationen, unterscheiden, jedoch keine Erklärung für diesen Unterschied gegeben werden kann.

Da Natrium kein Pflanzennährstoff ist, hat es in den Agrarwissenschaften und in der Bodenkunde bisher wenig Beachtung gefunden, dementsprechend gering ist auch das

Wissen über sein Verhalten im Boden. Aus Sicht des Grundwasserschutzes scheint es aber nötig zu sein, diesem Wasserinhaltsstoff Beachtung zu schenken, da auch seine Konzentration in vielen Grundwässern im Steigen begriffen ist, wie dies in der Einleitung dargestellt wurde. Die hier durchgeführten Messungen zeigen jedenfalls, daß Natrium, im Gegensatz zu Kalium, im Boden nur bedingt zurückgehalten wird.

## 4.7 Anionenzusammensetzung der Bodenlösung

### 4.7.1 Anionensumme

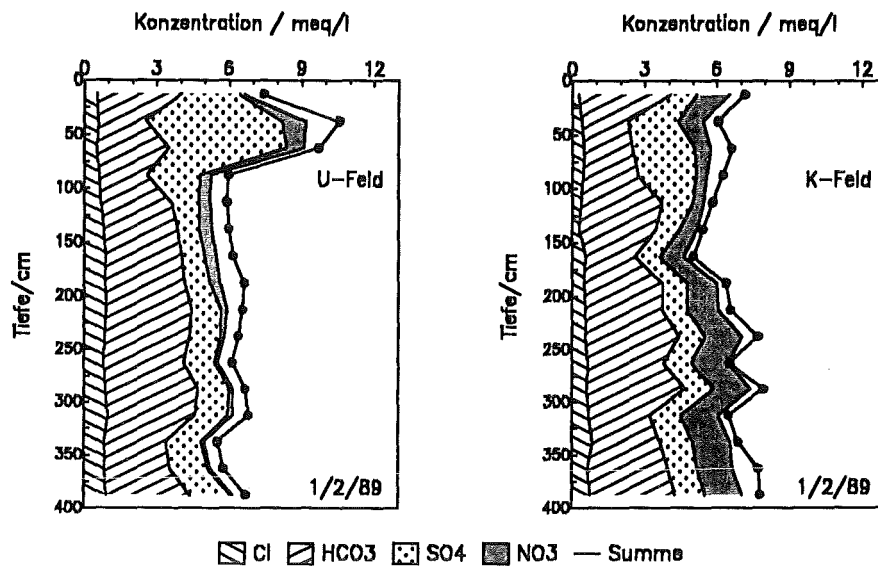
In der Bodenlösung des Horkheimer Testfeldes wurden fünf anionische Konstituenten nachgewiesen. Neben Nitrat treten Chlorid, Sulfat, Carbonat und Silicat auf. Weitere Konstituenten, wie z. B. Nitrit oder Phosphat wurden nicht gefunden. Neben diesen fünf anorganischen Hauptkomponenten tragen auch Anionen von organischen Säuren in der Bodenlösung zur Anionensumme bei. Da es weit über den Rahmen dieser Arbeit hinausginge, Art und Menge dieser Konstituenten zu bestimmen, konnten sie bei der Berechnung der Anionensumme nicht berücksichtigt werden. Sie ergibt sich damit als Summe der anorganischen Anionen als

$$AS = c_{\text{NO}_3^-} + 2 \cdot c_{\text{SO}_4^{2-}} + t_{\text{CO}_3} + c_{\text{Cl}^-}$$

( Es wurde  $c_{\text{HCO}_3^-} = t_{\text{CO}_3}$  gesetzt, da Kohlensäure bei  $\text{pH} = 8$  fast ausschließlich als  $\text{HCO}_3^-$  vorliegt. Kieselsäure wurde nicht berücksichtigt, da sie bei  $\text{pH} = 8$  zu weniger als 0,5 % dissoziiert ist. )

Aus der Messung des DOC - Wertes, der im Mittel  $18 \pm 14$  mg/l beträgt, läßt sich der Säureanteil abschätzen. Unter der Annahme, daß einem Kohlenstoffatom 0,5 Säureäquivalente entsprechen ( Oxalat, Citrat ), ergibt sich damit ein Beitrag der organischen Substanz von  $0,7 \pm 0,6$  meq/l. Die Summe der anorganischen Anionen ergibt im Mittel aller Messungen  $AS = 6,4 \pm 1$  meq/l. Vergleicht man diesen Wert mit der Kationensumme, die im Mittel  $7,2 \pm 1$  meq/l beträgt, so sieht man, daß die Anionensumme kleiner ist als die Kationensumme, mit einer Differenz von  $0,9 \pm 0,5$  meq/l. Sie kann auf den Beitrag der organischen Säureanionen zurückgeführt werden und liegt in der Größenordnung des oben abgeschätzten Wertes von 0,7 meq/l. Man kann also davon ausgehen, daß ein großer Teil der im Boden gelösten organischen Substanz in Form niedermolekularer Säuren auftritt.

Da der Beitrag der organischen Substanz bei der Berechnung der Anionensumme nicht vernachlässigt werden kann, wird im folgenden für die Anionensumme der Wert der Kationensumme eingesetzt, da dieser aufgrund der Ladungsneutralität gleich dem der Anionensumme sein muß.



**Abbildung 32. Anionen in der Bodenlösung:** U - und K-Feld am 1.2.89  
( Wert Anionensumme = Wert Kationensumme )

Abbildung 32 zeigt die Verteilung der einzelnen Spezies der Anionensumme. HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> bildet mit ~ 50 % den Hauptbeitrag, Cl<sup>-</sup> trägt mit ~ 15 % bei. Für NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ergeben sich große Unterschiede sowohl zwischen den einzelnen Proben der verschiedenen Standorte und zu verschiedenen Zeiten als auch zwischen Proben aus unterschiedlichen Bodentiefen. Auf diese Unterschiede wurde bereits im Kapitel über die Tiefenprofile von Nitrat hingewiesen. Auch beim Sulfat zeigen sich Unterschiede zwischen den beiden Parzellen. Das U-Feld enthält deutlich mehr Sulfat in der Bodenlösung als das K-Feld.

Abbildung 32 zeigt auch die mehr oder weniger konstante Differenz zwischen Kationensumme und der Summe aus HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> und Cl<sup>-</sup>, die auf organische Säureanionen zurückgeführt wird. Silicat wurde in diesem Bild nicht berücksichtigt, da es mit weniger als 1 % zur Summe beiträgt und daher nicht dargestellt werden kann.

#### 4.7.2 Chlorid

Die Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen der Bodenlösungen der beiden Testfelder unterscheiden sich kaum, sie liegen im Bodenbereich unterhalb 1,5 m durchschnittlich bei  $1,1 \pm 0,5$  mmol/l, bei der Wiese mit  $0,5 \pm 0,3$  mmol/l jedoch wesentlich niedriger. Die Konzentrationsverteilung über die Tiefe ist relativ konstant, nur zu einigen Probenahmezeitpunkten konnten signifikante Konzentrationsmaxima beobachtet werden.

Chlorid gelangt mit Mineraldüngern, vor allem bei der Kalidüngung in den Boden. Als Anion wird es von der Bodenmatrix nur zu sehr geringen Anteilen adsorbiert und liegt, da es im Boden keine schwerlöslichen Verbindungen bildet, im Bodenwasser gelöst vor.



Es wird daher mit dem Sickerwasser vollständig ausgewaschen. Die  $\text{Cl}^-$ -Auswaschung entspricht nach Scheffer + Schachtschabel /32/ nahezu der Zufuhr.

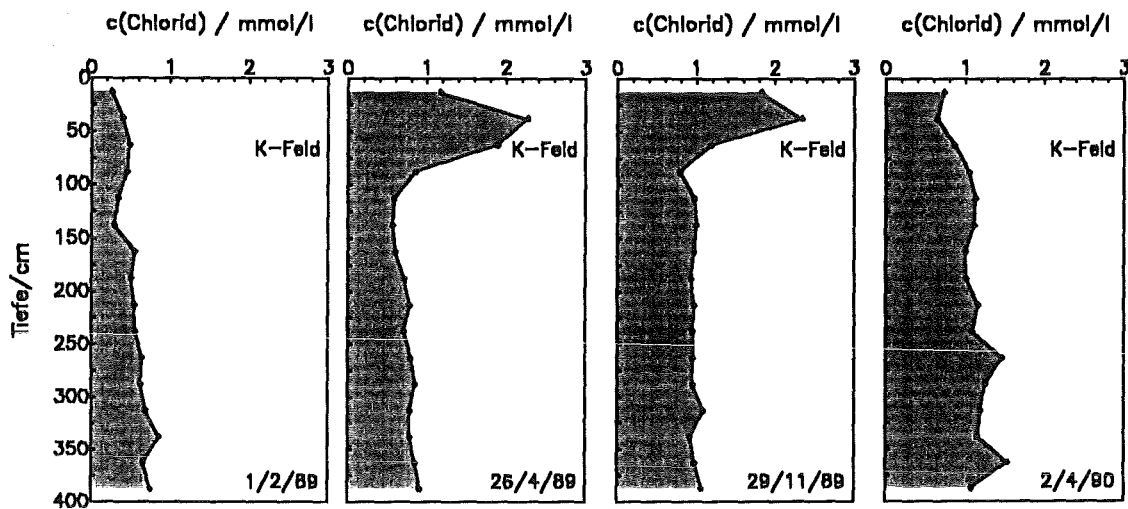


Abbildung 33. Chlorid-Konzentration der Bodenlösung: K-Feld von Februar 1989 bis April 1990

Chlorid-Zufuhr und -Auswaschung können bei den Proben des K-Feldes zwischen Februar '89 und April '90 gut beobachtet werden ( Abbildung 33 ). Nach der Probenahme am 1.2.1989 wurde der Winterweizen mit Kaliumdünger gedüngt. Im April zeigt sich diese Düngung in einer Zunahme der  $\text{Cl}^-$ -Menge von 240 auf 460 kg/ha, wobei die Hauptmenge in der Bodenlösung im oberen Meter gelöst bleibt und dort damit als ausgeprägtes Konzentrationsmaximum im Tiefenprofil auftritt. Über den Sommer verändert sich dieses Bild wegen der fehlenden Versickerung kaum, die  $\text{Cl}^-$ -Menge bleibt konstant. Im Laufe des Winterhalbjahres wurde das ursprünglich im oberen Meter gelöste Chlorid mit der Sickerung ausgewaschen, so daß sich bei der Probenahme am 2.4.1990 die Gesamtmenge über den gesamten untersuchten Bodenbereich verteilt, wobei der  $\text{Cl}^-$ -Gehalt der Bodenlösung mit der Tiefe ansteigt.

Zu ähnlichen Ergebnissen sind auch Herbst et al. /16/ gelangt. Sie stellten fest, daß Chlorid, das aus einer K-Düngung im Herbst stammte, im Laufe eines Winters über einen Bodenbereich von mindestens 1 m Tiefe verteilt wurde.

Das gezeigte Beispiel läßt verstehen, warum der Chlorid-Gehalt vieler Grundwässer im Laufe der letzten Jahrzehnte kontinuierlich ansteigt. Mit der Intensivlandwirtschaft verbunden ist der Einsatz von Kaliumdünger, mit dem in der Regel auch Chlorid als  $\text{KCl}$  auf den Boden aufgebracht wird. Da  $\text{Cl}^-$  im Boden nicht festgehalten und auch von den Pflanzen nur in sehr geringem Maße aufgenommen wird /32/, wird es praktisch vollständig ausgewaschen und ins Grundwasser eingetragen.

### 4.7.3 Sulfat

Sulfat tritt in der Bodenlösung der Horkheimer Testfelder im Konzentrationsbereich von 0,4 - 2,8 mmol/l auf. Die Konzentrationsprofile zeigen unter den Ackerflächen die in Abbildung 34 als typisches Beispiel dargestellten Verläufe. In nahezu allen Proben treten maximale Konzentrationen im Bodenbereich zwischen 0,25 und 1 m auf. Darunter sinkt die Konzentration schnell ab und steigt dann langsam wieder mit zunehmender Bodentiefe an.

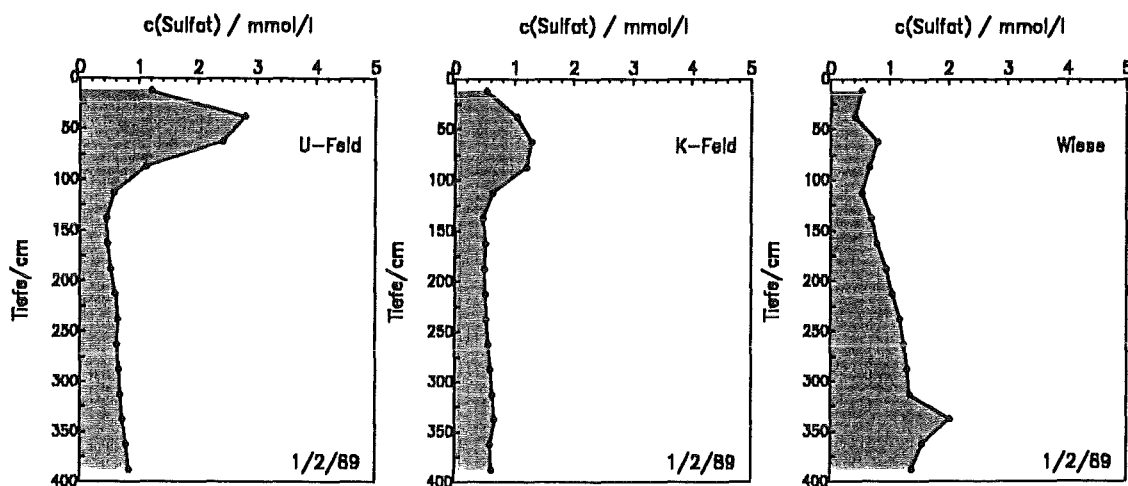


Abbildung 34. Sulfat-Konzentration der Bodenlösung: U-, K-Feld und Wiese am 1.2.1989

Es ist festzustellen, daß die Konzentrationen und damit auch die Gesamtmenge von Sulfat unter dem U-Feld um den Faktor 1,4 größer sind als unter dem K-Feld. Weiterhin fällt auf, daß unter der Wiese die Sulfat-Konzentration um den Faktor 1,9 höher ist als unter dem K-Feld und damit noch höhere Konzentrationen als in der Bodenlösung des U-Feldes auftreten. Es fehlt hier, wie in Abbildung 34 zu sehen ist, das für die Äcker typische Konzentrationsmaximum im Oberboden, dafür nimmt die Konzentration mit zunehmender Bodentiefe stärker zu als dies bei den Äckern zu beobachten ist.

Für das Auftreten von Sulfat im Boden werden in der Literatur drei wichtige Quellen genannt. Es wird in etwa gleichen Anteilen mit der Mineraldüngung in den Boden eingetragen und beim Abbau schwefelhaltiger organischer Substanz in das Bodenwasser freigesetzt. In der BRD beträgt dieser jährliche Eintrag durchschnittlich je ca. 20 kg'S'/ha. Dritte, ebenso bedeutende Quelle, sind die S - Einträge aus der Luft. Sie betragen jährlich zwischen 13 und 130 kg'S'/ha, im Mittel ~50 kg/ha /32/.

Schwefel ist für die Pflanzen ein wichtiges Nährelement, so daß beim Pflanzenbau dem Boden wieder Schwefel entzogen wird.

Im Boden liegt Schwefel vor allem in organisch gebundener Form vor ( 60 - 98 % ). Unter aeroben Bedingungen, wie im Boden der Horkheimer Insel, tritt im Bodenwasser gelöster Schwefel zum Großteil als Sulfat in Erscheinung. Es wird von der Bodenmatrix erst im sauren pH - Bereich adsorbiert, allerdings sind die Angaben in der Literatur darüber nicht übereinstimmend /29/,/32/.

Die hohen Konzentrationen im Bodenbereich bis 1 m Tiefe deuten auf eine Quelle für Sulfat in diesem Abschnitt hin. Da sie zu allen Probenahmezeitpunkten beobachtet wurden, muß es sich dabei um eine ständig wirksame Quelle handeln. Denkbar ist der Abbau von S-haltiger organischer Substanz unter Bildung von Sulfat, wobei die Verteilung des organischen Kohlenstoffs im Boden, der oberhalb von 1 m in höheren Gehalten auftritt ( siehe Abbildung 19 auf Seite 38 ), dies plausibel erscheinen läßt. Die unterhalb von 1 m wesentlich niedrigere Sulfatkonzentration kann als Auswaschung des im Oberboden freigesetzten Sulfats verstanden werden.

Der Eintrag von Sulfat aus der Atmosphäre ist auch als mögliche Quelle anzusehen, dabei wäre aber zu erwarten, daß die Konzentrationen in der obersten Bodenschicht maximal wären, zumindest nach größeren Regenereignissen. Eine solche Sulfatverteilung wurde aber zu keinem Zeitpunkt gefunden.

Die bei den drei untersuchten Standorten unterschiedlichen Sulfatkonzentrationen und auch die unterschiedlichen Tiefenprofile von Äckern und Wiese können anhand der Meßwerte und der Informationen aus der Literatur nicht verstanden werden. Wichtig ist festzuhalten, daß die Sulfatkonzentrationen, gerade in dem für das Grundwasser wichtigen Bereich des Unterbodens, in der Reihe K-Feld - U-Feld - Wiese ansteigen. Es gilt anzumerken, daß die gleiche Reihe zunehmender Konzentrationen vom K-Feld zur Wiese hin auch schon für Natrium gefunden wurde, auch dort konnte keine Erklärung gefunden werden. Aus der Analogie dieses Effekts soll aber nicht auf einen Zusammenhang geschlossen werden.

Im Hinblick auf das Grundwasser ist festzustellen, daß aus den Messungen ein unterschiedlicher, über den Untersuchungszeitraum jedoch konstanter Eintrag aus den einzelnen Versuchspartzellen zu erwarten ist.

#### 4.7.4 Silicium

Die Si-Konzentrationen liegen in den Bodenlösungen der Horkheimer Proben zwischen 0,23 und 0,1 mmol/l, wobei die höheren Werte immer im Oberboden gefunden werden. Unterhalb von 1,5 m beträgt die durchschnittliche Konzentration  $0,09 \pm 0,03$  mmol/l. Zwischen U-Feld, K-Feld und auch Wiese zeigen sich keine Unterschiede, wie aus den in Abbildung 35 gezeigten, als typisch anzusehenden Konzentrationsprofilen zu erkennen ist.

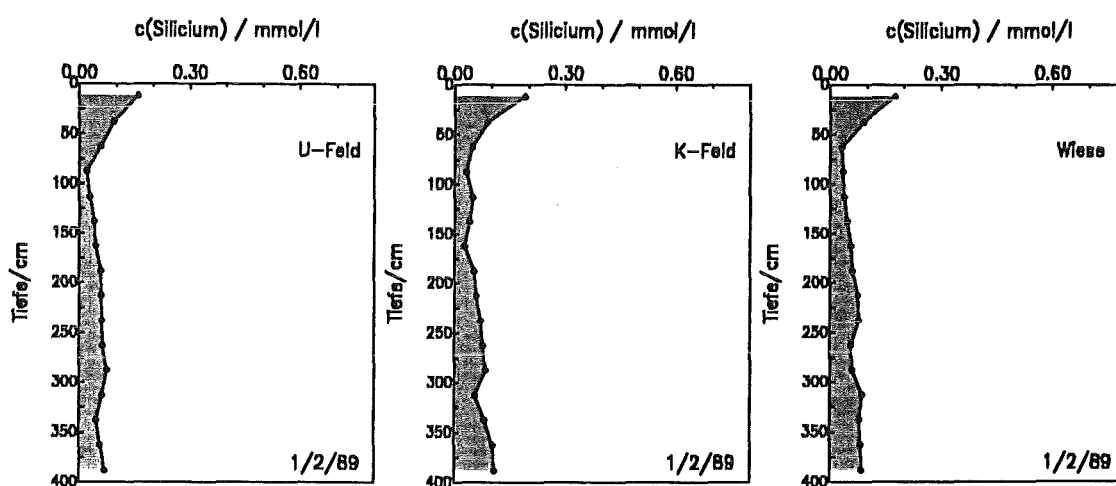


Abbildung 35. Silicium-Konzentration der Bodenlösung: U-, K-Feld und Wiese am 1.2.1989

Silicium ist in Form von  $\text{SiO}_2$  ( Quarz ) und Silicaten ( Feldspäte, Tone ) Hauptbestandteil der Bodenmatrix. Im Bodenwasser (  $\text{pH} = 8$  ) tritt es überwiegend als undissoziierte Kieselsäure  $\text{H}_4\text{SiO}_4$  auf.

Der Mittelwert des Sättigungsindex bezüglich Quarz ist  $0 \pm 0,1$ , d.h. die Si-Konzentration der Bodenlösung entspricht nahezu der Gleichgewichtskonzentration mit Quarz. Die höheren Konzentrationen in der oberen Bodenzone können auf amorphes  $\text{SiO}_2$  im Boden zurückzuführen werden. Pflanzen, vor allem Getreide, nehmen Si auf und lagern es in den Stützgeweben als sogenannter "Bioopal" (  $\text{SiO}_2 \cdot n \text{H}_2\text{O}$  ) ab. Bei der Verrottung der Pflanzenrückstände wird dieses dann freigesetzt, wobei die bessere Löslichkeit des amorphen  $\text{SiO}_2$  zu höheren Konzentrationen im Bodenwasser führt. Die Gleichgewichtskonzentration von Kieselsäure mit amorphem  $\text{SiO}_2$  in der Bodenlösung würde  $\sim 1,8$  mmol/l betragen, die höchste in den Bodenlösungen des Testfeldes gemessene Konzentration liegt damit mit 0,23 mmol/l wesentlich darunter. Dies ist zu verstehen, da bei Anwesenheit von zwei unterschiedlich gut löslichen, festen Phasen ( hier: Quarz und  $\text{SiO}_{2, \text{amorph}}$  ) die Konzentration in der Lösung zwischen den Gleichgewichtskonzentrationen der einzelnen Phasen liegt, abhängig von der Kinetik der Auflösung bzw. Kristallisation.

## 4.8 Zusammenhang zwischen $\text{Ca}^{2+}$ - und $\text{NO}_3^-$ -Konzentration

### Feldmessungen

Die Betrachtung der Calcium-Konzentrationsprofile hat gezeigt, daß Calcium im Boden unterhalb 1,5 m in einer nahezu konstanten Konzentration im Bodenwasser gelöst vorliegt. Im oberen Bodenbereich hingegen sind die Konzentrationen häufig höher und zeigen auch größere zeitliche Änderungen, wie dies aus Abbildung 36 am Beispiel des U-Feldes zu sehen ist. Die in der obersten Bodenschicht von 0 - 25 cm gemessenen  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentrationen streuen in einem Bereich von 2,9 - 5,3 mmol/l, während die Konzentrationen in der unteren Bodenschicht von 3 - 4 m Werte von durchschnittlich  $2,5 \pm 0,2$  mmol/l aufweisen.

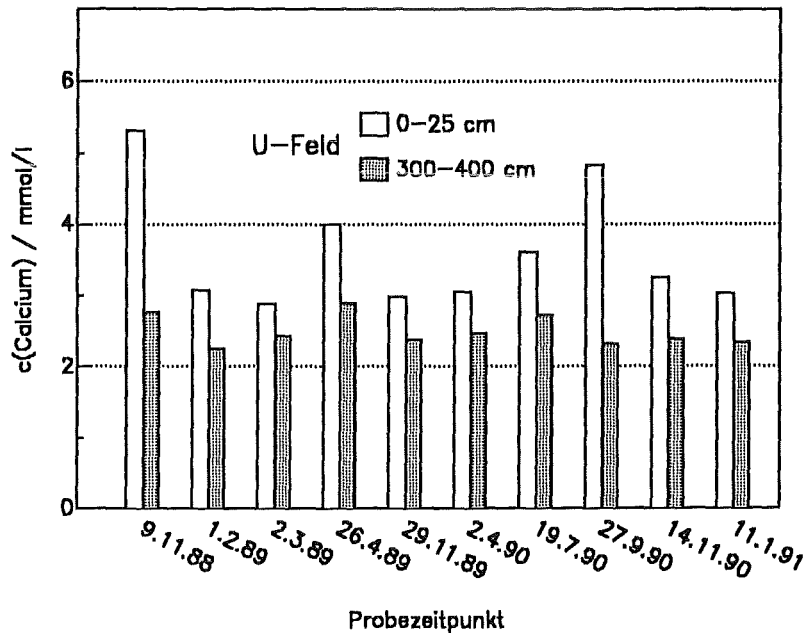
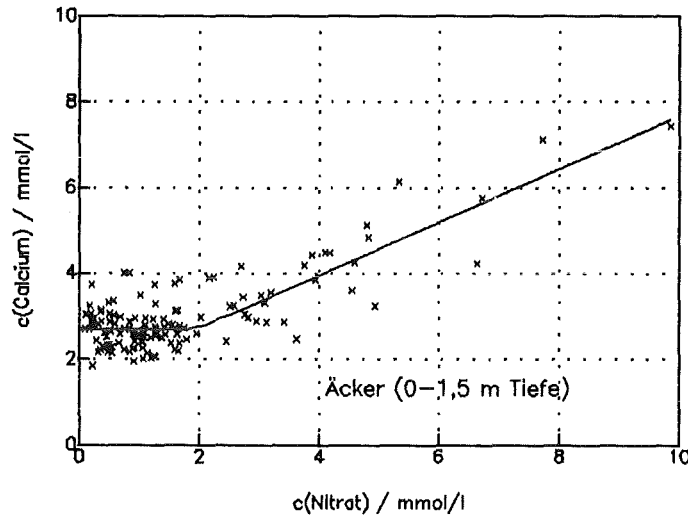


Abbildung 36. zeitliche Entwicklung der  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration auf dem U-Feld

Maier /23/ hat in seiner Arbeit gezeigt, daß die mikrobielle Bildung von Nitrat zu einer Erhöhung der Calcium-Konzentration im Sickerwasser eines Lysimeters geführt hat. Wie bereits mehrfach erwähnt, ist dieser Zusammenhang zu verstehen, weil Nitrat von den Bodenbakterien als  $\text{HNO}_3$  an das Bodenwasser abgegeben wird und dort zur Auflösung von Calcit führt. Vor diesem Hintergrund lag es nahe, die im Oberboden gegenüber dem unteren Bodenbereich erhöhten Konzentrationen von Calcium und auch die große zeitliche Veränderung mit der, ebenfalls großen zeitlichen Veränderungen unterworfenen Nitrat-Konzentration in Verbindung zu bringen.

Um dies zu überprüfen, wurden die  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentrationsmeßwerte gegen ihre zugehörigen  $\text{NO}_3^-$ -Werte aufgetragen ( Abbildung 37 ). Die Betrachtung zeigt, daß die  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration bei kleinen  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen ( unterhalb  $\sim 2 \text{ mmol/l}$  ) von dieser praktisch unabhängig ist, während bei höheren Konzentrationen ( über  $\sim 2 \text{ mmol/l}$  ) mit zunehmender  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration auch die  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration ansteigt.



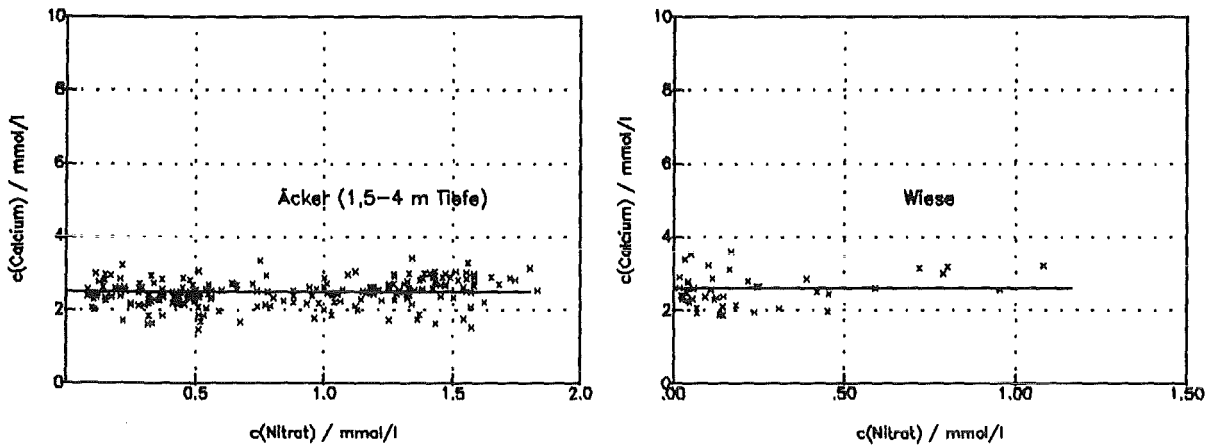
**Abbildung 37. Zusammenhang von  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Oberboden:** Meßwerte aus U- und K-Feld

Im Unterboden, wo zu keinem Zeitpunkt der Untersuchungen Nitrat-Konzentrationen über  $2 \text{ mmol/l}$  beobachtet wurden, erscheint die Calcium-Konzentration daher auch immer unabhängig von der Nitrat-Konzentration ( Abbildung 38, linkes Diagramm ). Auf der Wiese, in deren Bodenlösung immer nur Nitrat-Konzentrationen unter  $\sim 1 \text{ mmol/l}$  gemessen wurden, kann daher weder in der oberen noch der unteren Bodenzone eine Abhängigkeit der  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration von der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration festgestellt werden ( Abbildung 38, rechtes Diagramm ).

Die konstante Konzentration von Calcium im Unterboden der Äcker und unter der Wiese kann aus dem Lösegleichgewicht des Calcits verstanden werden. Die Konzentration von gelöstem  $\text{Ca}^{2+}$  wird darin über die Carbonat-Konzentration und damit indirekt über die Löslichkeit von  $\text{CO}_2$  im Bodenwasser durch die Konzentration von  $\text{CO}_2$  in der Bodenluft bestimmt.  $\text{CO}_2$  wird bei praktisch allen mikrobiellen Abbaureaktionen gebildet und tritt im tieferen Boden im Bodengas in, gegenüber der Atmosphäre, erhöhten Konzentrationen auf, da seine Diffusion in die Umgebungsluft nur sehr langsam abläuft /23/.

Die Bildung von Nitrat scheint in dieser Bodenzone von untergeordneter Bedeutung zu sein oder gar nicht aufzutreten, wie die, verglichen mit dem Oberboden, relativ niedrigen Konzentrationen zeigen ( siehe Kapitel über die Nitratverteilung im Boden ). Die Lös-

lichkeit des Calcits wird somit nahezu ausschließlich von der  $\text{CO}_2$ -Konzentration im Bodengas kontrolliert und erscheint damit unabhängig von der vorhandenen Nitrat-Konzentration.



**Abbildung 38. Zusammenhang von  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Unterboden und unter der Wiese:**

Meßwerte aus U- und K-Feld (linkes Diagramm) und Wiese (rechtes Diagramm)

In der oberen Bodenzone sind die Stoffumsätze wegen der besseren Substrat- und auch Sauerstoffversorgung höher, so daß davon auszugehen ist, daß auch mehr Nitrat gebildet wird. Die Konzentration von  $\text{CO}_2$ , so ist aus den Arbeiten von Maier /23/ zu schließen, ist dort aber trotz der höheren Stoffumsätze geringer, da der Gasaustausch zwischen Atmosphäre und Bodenluft weniger behindert ist. Es erscheint von daher plausibel, davon auszugehen, daß in der oberen Bodenzone die Bildung und Freisetzung von Nitrat durch die Bakterien einen höheren Einfluß auf die Löslichkeit von Calcit hat, was die bei hohen Nitrat-Konzentrationen gefundene Korrelation zur Calcium-Konzentration in der Bodenlösung erklären kann.

Bei den Überlegungen muß auch berücksichtigt werden, daß nicht alles Nitrat im Bodenwasser aus mikrobiellen Umsetzungen stammt, sondern mit Mineraldüngern als Salz in den Boden gelangt und daher keinen Einfluß auf das Calcitgleichgewicht und die  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration nimmt.

### **Lysimeterversuche**

Um die mit der mikrobiellen Bildung von Nitrat verbundene Erhöhung der  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration im Bodenwasser nachzuweisen, wurden Versuche mit Lysimetern durchgeführt. In zwei Versuchen ( siehe Abschnitt 2.3 " Lysimeterversuche" ) wurde im ablaufenden Sickerwasser die Konzentration beider Ionen bestimmt. Die Versuche unterschieden sich

durch den eingesetzten Boden. Im ersten Versuch wurde luftgetrockneter Oberboden aus dem Horkheimer Testfeld zur Schüttung der Säule eingesetzt, im zweiten dergleiche luftgetrocknete Boden, hier aber durch Elektronenbestrahlung mit 35 kGy sterilisiert.

In Abbildung 39 sind die Konzentrationen von Nitrat und Calcium in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge aufgetragen. Um beide Versuche in einem Diagramm darstellen zu können, wird das Verhältnis  $c/c_0$  anstelle der absoluten Konzentrationen benutzt.

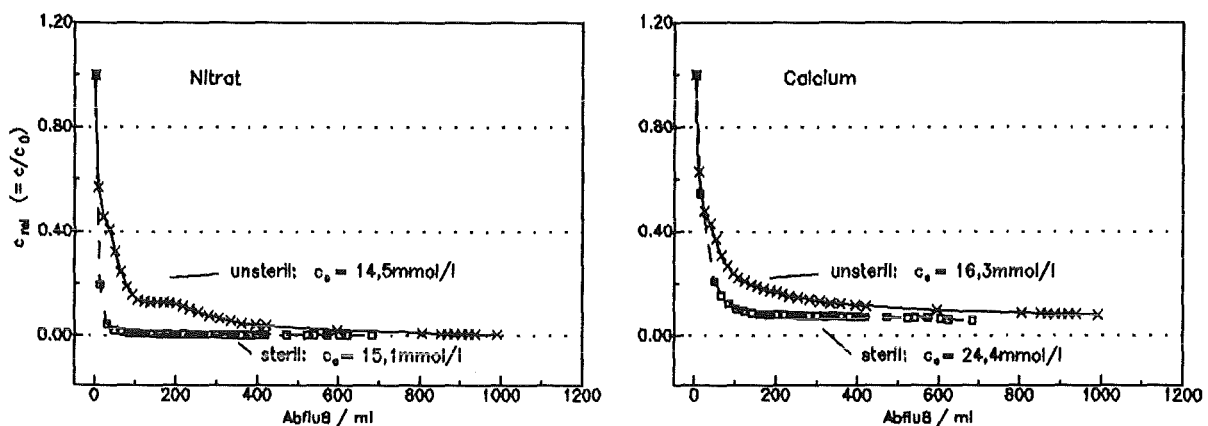


Abbildung 39. relative Konzentration von Nitrat und Calcium im Sickerwasser

Die Konzentrationen aller gemessenen Stoffe sinken von anfänglich sehr hohen Werten schnell ab und erreichen nach unterschiedlich langer Zeit einen stationären Wert. Dabei ist die Zeit, in der die konstante Konzentration erreicht wird, beim sterilen Boden wesentlich länger als beim nicht sterilen. Das Lysimeter wurde im Falle des nicht sterilen Bodens mit einer Gasmischung 80 %  $N_2$ /20 %  $O_2$  durchströmt, während im sterilen Versuch reines  $N_2$  eingesetzt wurde. Im ersten Versuch konnten die Bodenbakterien daher unter aeroben Bedingungen Mineralisation betreiben, bei der auch Nitrat gebildet wird. Diese Nitratbildung ist die Ursache für das, im Vergleich zum steril durchgeführten Versuch langsamere Zurückgehen der Nitratkonzentration. Während der gesamten Versuchsdauer wurden aus dem sterilen Boden 12 mg Nitrat ausgewaschen, aus dem unbehandelten, nur luftgetrockneten Boden hingegen 57 mg. Die Nitratproduktion betrug also 45 mg.

Die Calciumkonzentration korreliert dabei eng mit der Nitratkonzentration, wie aus Abbildung 40 zu sehen ist. Der lineare Korrelationskoeffizient beträgt 0,997. Die Bildung von Nitrat führt also zu einer höheren Calcium-Konzentration im Sickerwasser, wie dies bei einigen Proben auch in der Bodenlösung aus dem Testfeld festgestellt wurde.



Das anfängliche schnelle Absinken der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser läßt sich verstehen, wenn man bedenkt, daß der Boden in trockenem Zustand in das Lysimeter eingefüllt und danach befeuchtet wurde. Dabei lösen sich die Salze, die im Bodenwasser des ursprünglich feuchten Bodens gelöst waren und beim Trocknen auskristallisierten, wieder auf und werden mit der langsam nach unten wandernden Wasserfront mitgetragen. Die Salze, hauptsächlich Nitrate, Chloride, Sulfate und Hydrogencarbonate von Calcium, Magnesium und Natrium sind alle leicht löslich, so daß die Konzentrationen der Ionen höher sind als im ursprünglichen Bodenwasser.

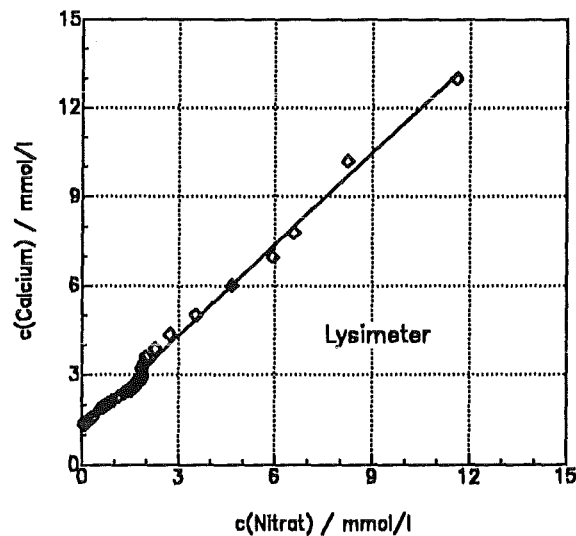


Abbildung 40. Korrelation von  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Sickerwasser: Lysimeter mit unbehandeltem Boden

Nach unterschiedlich langer Betriebsdauer erreichen beide Lysimeter einen stationären Zustand, in dem die Nitratkonzentration in der Nähe der Nachweisgrenze von 0,02 mmol/l liegt. Im sterilen Fall wird dieser Zustand nach einem Durchfluß von weniger als 200 ml erreicht. Dies entspricht nur 0,5 Bettvolumina, oder bei einem angenommenen Hohlraumvolumen der Bodensäule von ~ 50 % von 1 Bettvolumen. Die sich dabei einstellende  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration von ~ 1,5 mmol/l wird bestimmt durch die Löslichkeit des Calcits und die Diffusion in das Sickerwasser. Erhöht man die Sickerwassergeschwindigkeit, so sinkt die Konzentration. Dies bedeutet, daß die Konzentration keinem Gleichgewichtszustand entspricht. Versuche mit unterschiedlicher Sickerwassergeschwindigkeit wurden nicht systematisch und quantitativ durchgeführt, da dazu aufwendigere Lysimeter eingesetzt werden müßten, deren Aufbau im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war.

Die Konzentration von Nitrat im Sickerwasser erreicht auch beim Versuch mit dem nicht sterilen, biologisch aktiven Boden einen Wert nahe der Nachweisgrenze, allerdings nach einem Durchfluß von über 600 ml. Die  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration beträgt dabei, wenig unterschiedlich zum sterilen Boden, ~ 1,3 mmol/l. Die Nitrifikation, durch die in der ersten

Phase des Versuchs Nitrat und daran gekoppelt Calcium in das Sickerwasser gelangte, ließ in der späteren Phase nach. Als Grund für diesem Rückgang kann die fehlende oder zu geringe Nachlieferung von verwertbarer organischer Substanz für die Bakterien vermutet werden.

Die Befunde dieses Abschnitts bieten eine Erklärung für den vielerorts zu findenden Härteanstiegs des Grundwassers ( siehe Einleitung und Sontheimer /35/ ).

Der Calciumgehalt des Bodenwassers wird in Kalkböden bestimmt durch die Löslichkeit von Calcit. Sie hängt ab vom pH-Wert der Lösung, der seinerseits von der  $\text{CO}_2$ -Konzentration im Bodengas eingestellt wird, je höher die  $\text{CO}_2$ -Konzentration umso niedriger der pH-Wert. Auch die mikrobiologische Nitratproduktion bewirkt durch ihren Säureeintrag eine Erniedrigung des pH-Werts. Je tiefer dann der pH-Wert des Bodenwassers ist, umso höher ist seine Konzentration an Calcium.

Die intensive Bodennutzung der vergangenen Jahrzehnte ( Pflanzenbau, Viehwirtschaft, Grünlandumbruch und auch Holzeinschläge ) hat einen hohen Anteil von pflanzlicher Biomasse im Boden zur Folge ( Ernterückstände, Mist, Gülle, Gras, Laub ). Sie ist die Grundlage für hohe mikrobiologische Umsätze im Boden, in deren Folge große Mengen an  $\text{CO}_2$  und Nitrat in das Bodengas und -wasser abgegeben werden. Dies führt zu hohen Konzentrationen von  $\text{Ca}^{2+}$  im Boden- bzw. Sickerwasser und letztlich zu ansteigenden Härten im Grundwasser.

## **5. Auswirkung der umweltschonenden Bewirtschaftung auf den Nitrataustrag**

Die Verringerung des Nitratreintrags in das Grundwasser ist eines der Hauptziele des Gesamtforschungsprojekts "Horkheimer Insel". Nitrat gelangt vor allem über zwei Wege in den Boden bzw. in das Bodenwasser: Einerseits wird es durch die Landwirtschaft über stickstoffhaltige Mineraldünger direkt auf den Boden gegeben, andererseits wird es im Boden mikrobiell durch Mineralisation organischer Substanzen ( aus dem Humus ) oder durch Oxidation von Ammonium ( aus Mineraldüngern ) gebildet. Im landwirtschaftlichen Teil des Forschungsprojekts wird versucht, den Eintrag von Nitrat durch Mineraldünger klein zu halten. Weiterhin soll die Nitratsnachlieferung durch Mineralisation durch eine schonende Bodenbearbeitung verringert und durch einen möglichst ständigen Bewuchs ( Zwischenfrucht ) der Anteil von Nitrat in der oberen Bodenschicht klein gehalten werden.

Bei der Überprüfung des Erfolges dieser Maßnahmen ergibt sich aber das Problem, daß der Austrag von Nitrat aus der Versuchsfläche im Grundwasser praktisch nicht meßbar ist. Aufgrund der geringen Größe ist der Anteil des daraus absickernden Wassers an der gesamten Grundwassermenge so klein, daß meßbare Konzentrationsänderungen im Grundwasser selbst nicht erwartet werden können. Außerdem muß damit gerechnet werden, daß es sehr lange dauert, bis sich ein verringerter Nitratreintrag im Oberboden auf den Nitratgehalt des Sickerwassers direkt oberhalb des Aquifers auswirkt, da im allgemeinen von einer Sickerwassergeschwindigkeit von nur 1 - 2 m pro Jahr ausgegangen wird. Bei einem Flurabstand des Grundwassers von  $\sim 6$  m auf der Horkheimer Insel wäre demnach erst nach 3 - 6 Jahren ein möglicher Erfolg der umweltschonenden Bewirtschaftung nachweisbar.

Wie bereits in der Aufgabenstellung dieser Arbeit erwähnt, sollte die Beprobung der ungesättigten Zone bis in 4 m Tiefe und die nachfolgende Untersuchung des Bodenwassers einen Weg zum Nachweis von Erfolg oder Mißerfolg der umweltschonenden Bewirtschaftung bieten. Es ist davon auszugehen, daß die Nitratkonzentration des Bodenwassers in 4 m Tiefe mit nur kleinem Unterschied der Konzentration entspricht, die für den Eintrag in das Grundwasser bestimmend ist. Durch die Ermittlung des Tiefenprofils, so wurde vermutet, könnte auch eine Aussage bzw. Vorhersage über die zeitliche Veränderung des Nitrataustrags getroffen werden.

In den folgenden Abschnitten soll dargestellt werden, was die Untersuchung der Nitrat-Tiefenprofile im Hinblick auf den Erfolg der umweltschonenden Bewirtschaftung an Ergebnissen lieferte.

## 5.1 Nitrat-Tiefenprofile im Untersuchungszeitraum

Betrachtet man die Nitratprofile, die in Abbildung 41 für den Untersuchungszeitraum von November 1988 bis März 1991 für U- und K-Feld dargestellt sind, ergibt sich zunächst der Eindruck einer großen zeitlichen Variabilität im Verlauf der einzelnen Konzentrationsprofile. Vor allem in der oberen Bodenzone treten sehr unterschiedliche Konzentrationen auf, sie liegen auf dem K-Feld zwischen 0,2 und fast 7 mmol/l, auf dem U-Feld zwischen 0,2 und 4,5 mmol/l. In der unteren Bodenzone sind derart große Streuungen nicht zu beobachten. Die Variationsbreite der Nitrat-Konzentration in der Bodenlösung des Oberbodens kann verstanden werden, wenn man bedenkt, daß die Messungen zu Zeiten unterschiedlicher klimatischer Bedingungen, verschiedenen Pflanzenbewuchses und daher auch unterschiedlichen Mineraldüngereinsatzes erfolgt sind. All diese Faktoren beeinflussen die Nitratmenge bzw. die Nitrat-Konzentration in der Bodenlösung des Oberbodens. Im Unterboden wirken sich diese äußeren Einflüsse wesentlich weniger aus, es sind beispielsweise nur geringe Änderungen von Temperatur und Feuchtigkeit zu finden. Da also Bodenbewuchs, allgemein die Landbewirtschaftung und Klima Einfluß auf den Nitratgehalt im Oberboden nehmen, müssen sie bei der Betrachtung der Nitratprofile immer mitberücksichtigt werden.

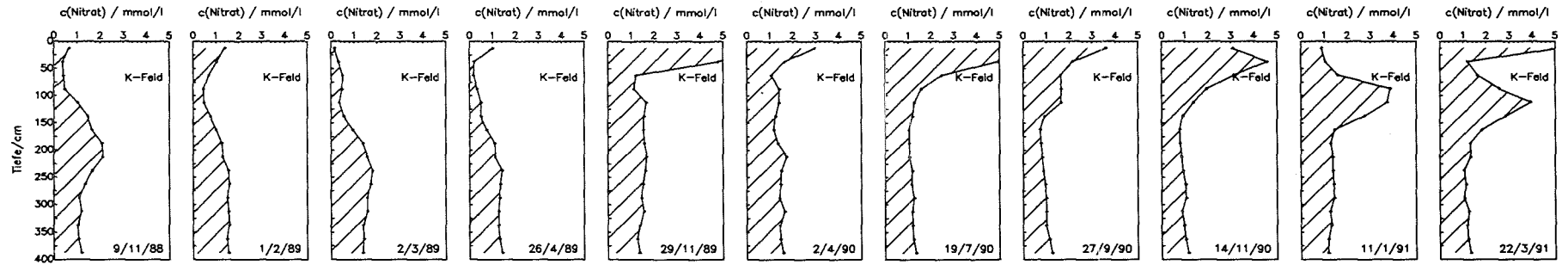
Die zeitlich ersten vier Profile sind in den Winter- und Frühlingsmonaten nach der Aussaat von Winterweizen aufgenommen worden. Bei der Einsaat erfolgte keine Düngung, so daß den Konzentrationen kein künstlicher Eintrag zu Grunde liegt. Gleichzeitig ist davon auszugehen, daß durch die Pflanzen im Winter kein Entzug stattfindet, da erst im Frühjahr mit Beginn des Längenwachstums größere Mengen an Stickstoff gebraucht werden. Sowohl auf dem K-Feld als auch auf dem U-Feld sind im Oberboden relativ geringe Konzentrationen von  $\text{NO}_3^-$  zu finden. Auf dem K-Feld ist in  $\sim 2$  m Tiefe ein ausgeprägtes Maximum der Nitrat-Konzentration festzustellen, das sich in den folgenden Monaten abflacht und damit den Eindruck einer Nitratauswaschung vermittelt. Auf dem U-Feld ist dieser Prozeß der Auswaschung deutlicher zu erkennen, hier ist eine Abnahme der Nitrat-Konzentrationen im gesamten Tiefenprofil zu verzeichnen.

Der Unterschied in Konzentration und damit auch Menge an Nitrat unter den beiden Feldern, wie er bereits im Profil von November 1988 zu finden ist, kann bereits als Ergebnis der vorangegangenen Bewirtschaftungsperiode angesehen werden.

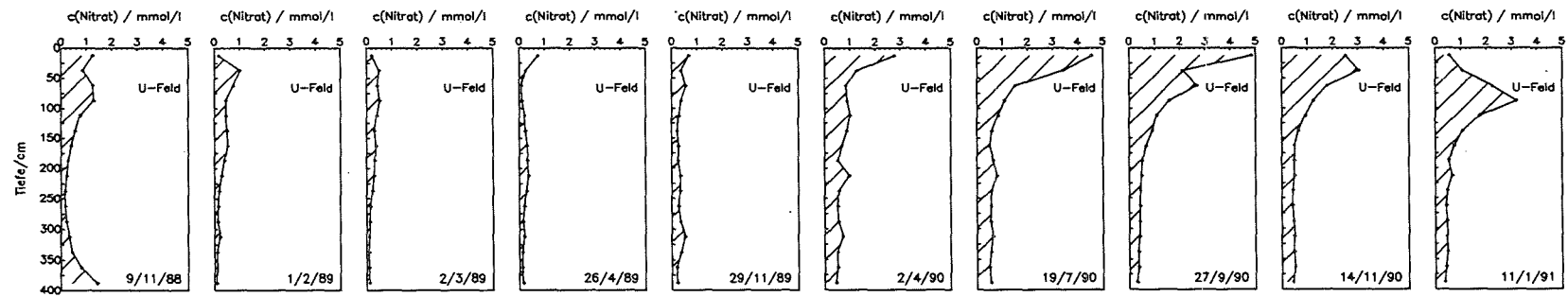
Während der folgenden Sommermonate konnten keine Proben entnommen werden, da mit der Probenahmetätigkeit eine zu große Schädigung des Pflanzenbestandes verbunden gewesen wäre.

Die nächste Probenahme erfolgte erst nach der Weizenernte nach Abschluß der landwirtschaftlichen Feldarbeiten im November 1989. Das Profil auf dem K-Feld zeigt hier erstmals sehr hohe Konzentrationen von  $\text{NO}_3^-$  im Oberboden. Die Ursache muß einerseits in der im September erfolgten Strohausgleichsdüngung ( 40 kg "N"/ha ) und andererseits in der Bodenbearbeitung ( August, Oktober: Grubber, November: Pflug ) gesehen werden. Dabei wurden die Ernterückstände, das Weizenstroh, in den Boden eingearbeitet, so daß die Verrottung der Biomasse, verbunden mit der Bildung von Nitrat ( Nitrifi-

Abbildung 41. Nitrat-Tiefenprofile im Untersuchungszeitraum



K-Feld



U-Feld

kation), einsetzen konnte. Bei der folgenden Probenahme im April 1990 waren die Konzentrationen im Oberboden wieder wesentlich niedriger. Es bleibt dabei ungeklärt, ob das im November noch vorhandene Nitrat während der Winterbrache ausgewaschen oder als organisch gebundener Stickstoff in der Biomasse (Zunahme der Bakterienmasse) festgelegt wurde.

Auf dem U-Feld waren die Konzentrationen im November '89 nur unwesentlich größer als bei der vorausgehenden Probenahme. Dort wurde der Boden wesentlich weniger intensiv bearbeitet (Fräse/Grubber) und keine Ausgleichsdüngung durchgeführt. Statt dessen wurde eine Zwischenfrucht eingesät, die während ihres Wachstums Nitrat aus dem Boden aufnimmt. Mit dem Absterben der Pflanze und der Einarbeitung in den Boden im Frühjahr wird aber auch hier im Zuge der Verrottung Nitrat gebildet, so daß das Nitratprofil im April jetzt höhere Konzentrationen aufweist.

Der wesentlich weniger dichte Pflanzenbestand der Maiskultur im Sommer 1990 ermöglichte es, in dieser Zeit Proben zu nehmen. Die Profile von Juli und September 1990 sind gekennzeichnet von hohen Nitratkonzentrationen im Oberboden, die auf die intensive Nitratdüngung zurückzuführen sind.

Die Vorgänge der Entstehung und Wanderung von Konzentrationspeaks soll anhand der Profile von September 1990 bis März 1991 besprochen werden. Nach der Maisernte im Oktober 1990 wurde, wie bereits im Herbst 1988, nach der Bodenbearbeitung Winterweizen ausgesät.

Sowohl beim U-Feld wie auch beim K-Feld ist zu erkennen, wie sich zwischen September und November im Oberboden ein Konzentrationspeak ausbildet, der dann bis Januar mit seinem Maximum in eine Tiefe von 1 m "wandert".

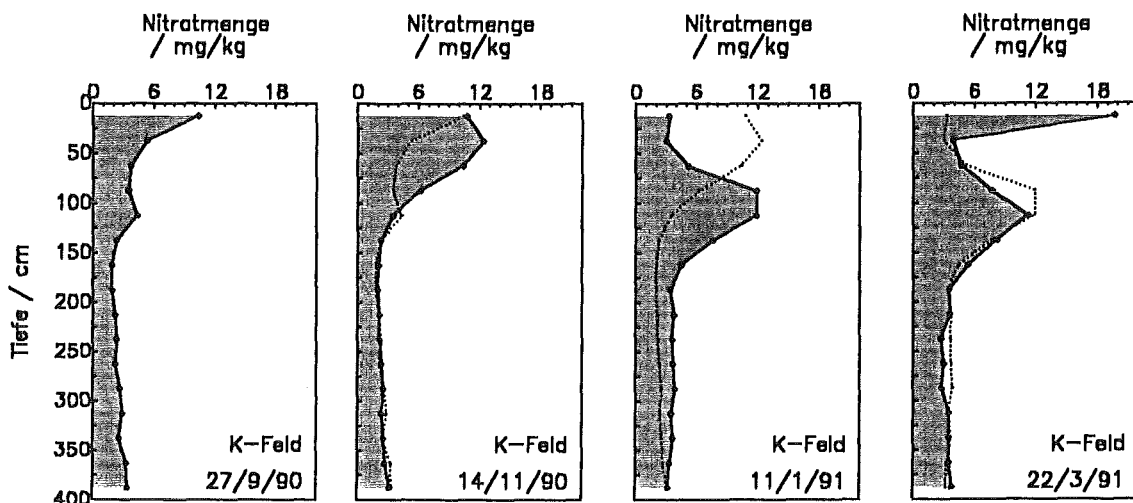


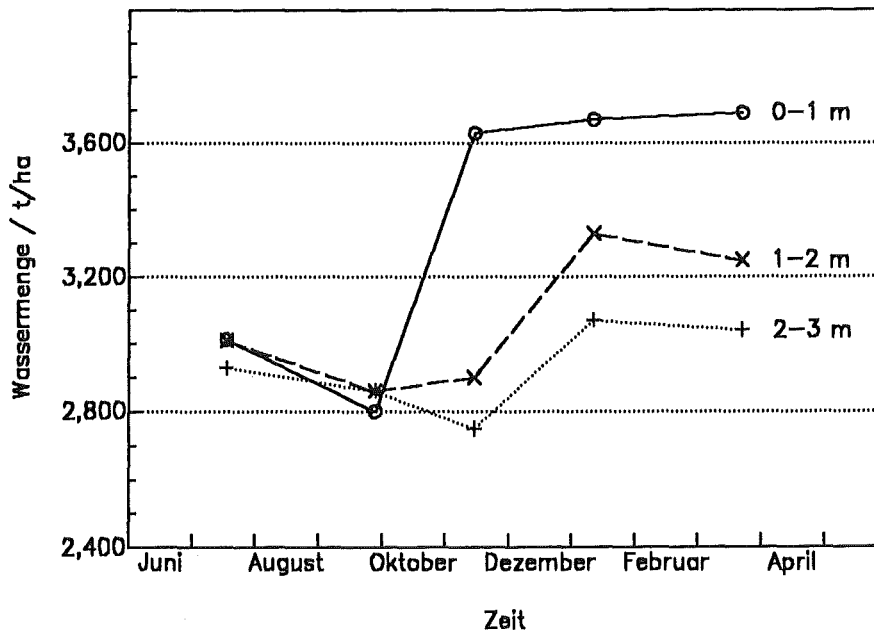
Abbildung 42. Nitrat-Menge im Boden, K-Feld:

September 1990 - März 1991, gestrichelt eingezeichnet: vorhergehendes Profil

Zur besseren Übersicht sind die vier Profile des K-Feldes in Abbildung 42 noch einmal dargestellt, wobei hier die aus der Konzentration der Bodenlösung und der Bodenfeuchte berechnete Nitratmenge im Boden aufgetragen ist, um den Mengentransport erfassen zu können. Aus der Ähnlichkeit der Konzentrationsprofile von U- und K-Feld in diesem Zeitraum ist zu verstehen, daß die folgenden Aussagen über die Vorgänge auf dem K-Feld auch für das U-Feld zutreffen.

Die Nitratmenge im Oberboden nahm von September bis November zu, was auf die nach der Maisernte im Oktober folgende Mineralisation der Ernterückstände zurückgeführt werden kann. Dieses im Oberboden angereicherte Nitrat wurde dann wie in einer chromatographischen Säule in der Folgezeit mit dem Sickerwasser tiefer transportiert. Das Maximum liegt im Januar in  $\sim 1$  m Tiefe. Von Januar bis März schließlich ist keine signifikante Änderung dieses Peaks zu beobachten, lediglich im Oberboden hat die Nitratmenge wieder zugenommen ( Düngung ).

Daß es sich bei der "Peakwanderung" zwischen November und Januar um einen Transport von Nitrat durch das Sickerwasser handelt, wird anhand der Wasserbewegung deutlich, die in diesem Fall aus der Bodenfeuchtigkeit ablesbar ist ( Abbildung 43 ).



**Abbildung 43. Wassermenge im Boden, K-Feld:**  
September 1990 - März 1991

Während des Sommers war der Boden ausgetrocknet. Zwischen September und November sorgten ergiebige Regenfälle (  $\sim 180$  mm ) für eine Zunahme der Wassermenge im Bodenbereich von 0-1 m, während darunter keine Änderung zu erkennen ist. Von No-

vember bis Januar schließlich blieb die Wassermenge im Oberboden nahezu konstant, während sie jetzt auch in den Schichten von 1-3 m ansteigt. Die Zunahme der Wassermenge kann nur durch die Wasserversickerung von oben her erfolgen, wobei mit dem Sickerwasser offensichtlich Nitrat transportiert wird, erkennbar an der "Wanderung" des Peaks. Von Januar bis März ändert sich die Wassermenge und -verteilung aufgrund der geringen Niederschläge nur noch wenig, so daß auch kein Transport von Nitrat mehr erfolgt. Das Tiefenprofil von März unterscheidet sich mit Ausnahme der obersten Bodenschicht praktisch nicht vom Profil im Januar.

Es liegt hier der im Untersuchungszeitraum einzige Fall vor, bei dem sowohl das Konzentrationsprofil als auch die Betrachtung der Bodenfeuchte den Transportvorgang im Boden gleichermaßen anzeigen. Die denkbare Alternative zur Erklärung des Konzentrationspeaks, ein Nitrifikationsvorgang in der Tiefe, kann hier somit eindeutig ausgeschlossen werden.

## 5.2 Vergleich der Nitratmenge der beiden Versuchspartellen

Ziel der umweltschonenden Bewirtschaftung ist es, durch geeignete Maßnahmen den Nitratreintrag in das Grundwasser zu verringern. Schon aus der Betrachtung der Konzentrationsprofile wird ersichtlich, daß die Nitrat-Konzentrationen des U-Feldes in der Regel kleiner sind als die des K-Feldes, so daß die umweltschonende Bewirtschaftung im Hinblick auf den Grundwasserschutz als erfolgreich bezeichnet werden kann.

Um den Unterschied zwischen den beiden Bewirtschaftungssystemen quantitativ besser erfassen zu können, sollen hier die Gesamtnitratmengen, die aus den Konzentrationen und der Bodenfeuchte für die Bodenzone von 1,5 - 4 m berechnet wurden, der beiden Felder verglichen werden. Abbildung 44 stellt diesen Vergleich grafisch dar. Zunächst ist festzustellen, daß die Nitratmenge unter dem U-Feld maximal 50 %, im Mittel über den Untersuchungszeitraum nur ~ 30 % der des K-Feldes beträgt. Diese Zahl unterstreicht den aus der Betrachtung der Konzentrationsprofile erkennbaren Unterschied.

Beim U-Feld lassen sich zwei Zeitbereiche unterscheiden, in denen signifikant unterschiedliche Nitratmengen auftreten: Im ersten Teil des Untersuchungszeitraums, in der auf dem Testfeld Winterweizen angebaut wurde, liegen die Nitratmengen wesentlich unter 50 kg"N"/ha und erreichen dann im Winter 89/90, der Zeit vor dem Maisanbau, Werte von über 50 kg"N"/ha. Daß diese Zunahme immer als Folge des Maisanbaus zu erwarten ist, kann aus den vorliegenden Messungen nicht geschlossen werden, es wäre eine Beobachtung über mehrere Anbauperioden erforderlich. Da aber Maisanbau im allgemeinen wegen der langen Brache vor der eigentlichen Pflanzzeit als für das Grundwasser kritisch angesehen wird /3/, /30/, kann die Zunahme der Nitratmenge möglicherweise als typisch gewertet werden. Beim K-Feld kann diese Zunahme jedoch, möglicherweise wegen der ohnehin sehr großen Vorbelastung, nicht beobachtet werden.



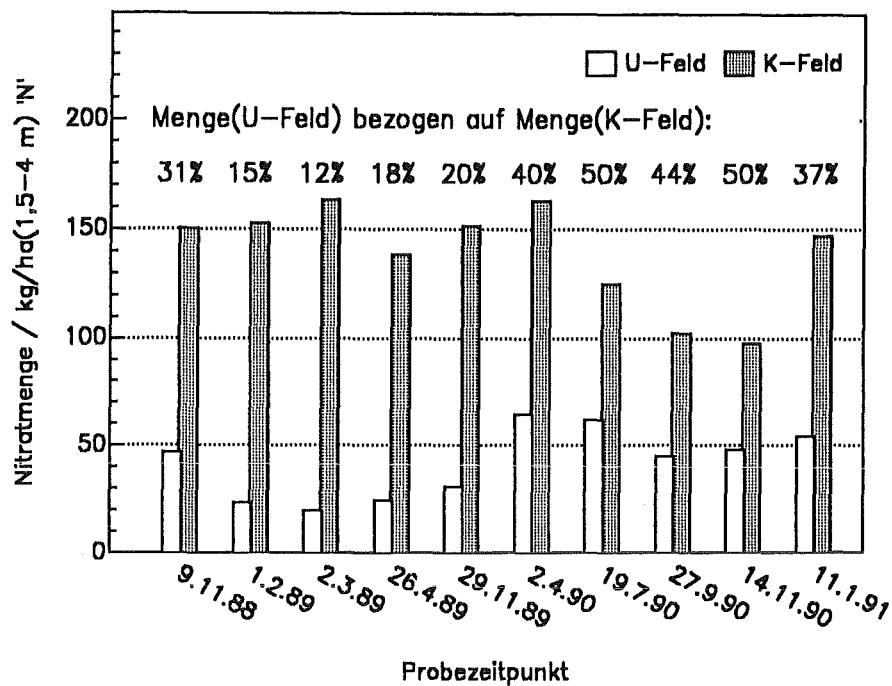


Abbildung 44. Nitratmenge in U- und K-Feld während des Untersuchungszeitraumes: Bodenzone 1,5 - 4 m Tiefe

Die Nitratmengen im Sommer 1990, der Zeit des Maiswachstums, liegen, deutlich beim K-Feld, weniger deutlich beim U-Feld, unter der Menge im April. Für die Abnahme können Auswaschung oder aber der Entzug durch die Maispflanzen als Grund in Frage kommen. Da aber der hohe Stickstoffbedarf der Pflanzen in dieser Zeit bekanntermaßen zu einem hohen Entzug führt und wegen der Evaporation und der hohen Verdunstungsrate in den warmen Sommermonaten keine Sickerung in größere Bodentiefen zu erwarten ist, scheint es berechtigt, den Nitratverlust durch pflanzlichen Entzug zu erklären. Wichtig ist festzuhalten, daß im Laufe des Winters 90/91 die Nitratmenge des K-Feldes wieder um ~ 50 % steigt, während auf dem U-Feld eine kleine, nur wenig signifikante Zunahme zu verzeichnen ist.

### 5.3 Vergleich der Nitratkonzentrationen in der untersten Bodenzone

Als maßgeblich für den Eintrag von Nitrat in das Grundwasser werden die Konzentrationen der Bodenlösung in 3-4 m Tiefe angesehen. Die Nitratprofile zeigen fast ausnahmslos, daß die Konzentration im Bereich unterhalb von 3 m mit der Tiefe kaum mehr variiert. Von daher kann geschlossen werden, daß sich die Nitratkonzentration auch im Grenzbereich zwischen gesättigter und ungesättigter Zone, wo das Sickerwasser in den Grundwasserleiter einfließt, nicht wesentlich von der in 3-4 m Tiefe gemessenen unterscheidet.

Die Nitrat-Konzentration in dieser Bodenzone beträgt unter dem U-Feld im Mittel  $0,4 \pm 0,2$  mmol/l, entsprechend  $25 \pm 12$  mg/l  $\text{NO}_3^-$ . Für das K-Feld liegt sie mit  $1,3 \pm 0,2$  mmol/l, entsprechend  $80 \pm 12$  mg/l um mehr als den Faktor 3 darüber.

Geht man von einer jährlichen Grundwasserneubildungsrate von 200 mm aus, so bedeutet dies, daß jährlich durch das K-Feld  $\sim 35$  kg " $\text{NO}_3^- - \text{N}$ " /ha und durch das U-Feld 11 kg " $\text{NO}_3^- - \text{N}$ " /ha in das Grundwasser gelangen. Bei einer Düngermenge von 200 kg " $\text{N}$ " /ha auf dem K-Feld und 110 kg " $\text{N}$ " /ha auf dem U-Feld entspricht dies 20 bzw. 10 % des eingesetzten Mineraldüngers. Die Abschätzung zeigt, daß bei der umweltschonenden Bewirtschaftungsweise einerseits eine geringere Belastung des Grundwassers durch Nitrat zu verzeichnen ist, und daß andererseits eine bessere Ausnutzung des eingesetzten Mineraldüngers stattfindet.

## **6. Untersuchung des Beitrags der Bodenbearbeitung zur Nitratsnachbildung**

Die Einarbeitung von Biomasse in den Boden, dazu können sowohl Ernterückstände, Zwischenfrucht und auch Gras nach einem Grünlandumbruch gezählt werden, führt nach Rohmann + Sontheimer /31/ in der Folgezeit zu einer erheblichen Nitratbildung durch Mineralisation und damit zu einer Gefahr der Nitratauswaschung und dem Eintrag in das Grundwasser.

Auch bei den im vorhergehenden Abschnitt dargestellten Messungen hat sich gezeigt, daß die Menge und Konzentration von Nitrat im Boden nach der Ernte bzw. dem Pflügen ansteigen, was auf die Mineralisation zurückgeführt wurde.

Der Beitrag des Pflügens unter gleichzeitiger Einarbeitung der Ernterückstände in den Boden auf die Nitratsnachbildung und -auswaschung wurde in einem Einzelversuch untersucht ( <sup>3</sup> ). Während im Winter 1988/89 auf den beiden Versuchsparzellen Winterweizen aufgekeimt war, lag das dem K-Feld direkt benachbarte B-Feld brach ( siehe Abschnitt "Probenahmepunkte" ). Auf ihm wurde zuvor wie auf dem K-Feld Mais angebaut. Da im Winter auf dieser Fläche einige Brunnen für das Meßprogramm der Projektgruppe, die sich mit der Grundwassererkundung unter der Versuchsfläche befaßt, abgeteuft werden mußten, wurde das Feld nach der Maisernte nicht gepflügt. Erst im Frühjahr, nach Abschluß der Bohrarbeiten, sollten die Ernterückstände durch Pflügen in den Boden eingearbeitet werden. Da auch keine Strohdüngung geplant war, bot sich damit die Möglichkeit, das Pflügen eines Ackers als Einzelmaßnahme zu untersuchen.

Am 2.3.1989 wurde auf dem noch ungepflügten Feld ein Bohrkern entnommen. Einen Tag danach, am 3.3. wurde das Feld gepflügt. Im Bereich der Probenahmestelle wurde eine Teilfläche von ~ 3 x 3 m nicht bearbeitet. 8 Wochen später, am 26.4. wurden zwei Bohrkern entnommen: je einer auf dem gepflügten Feld und auf der ungepflügten Teilfläche.

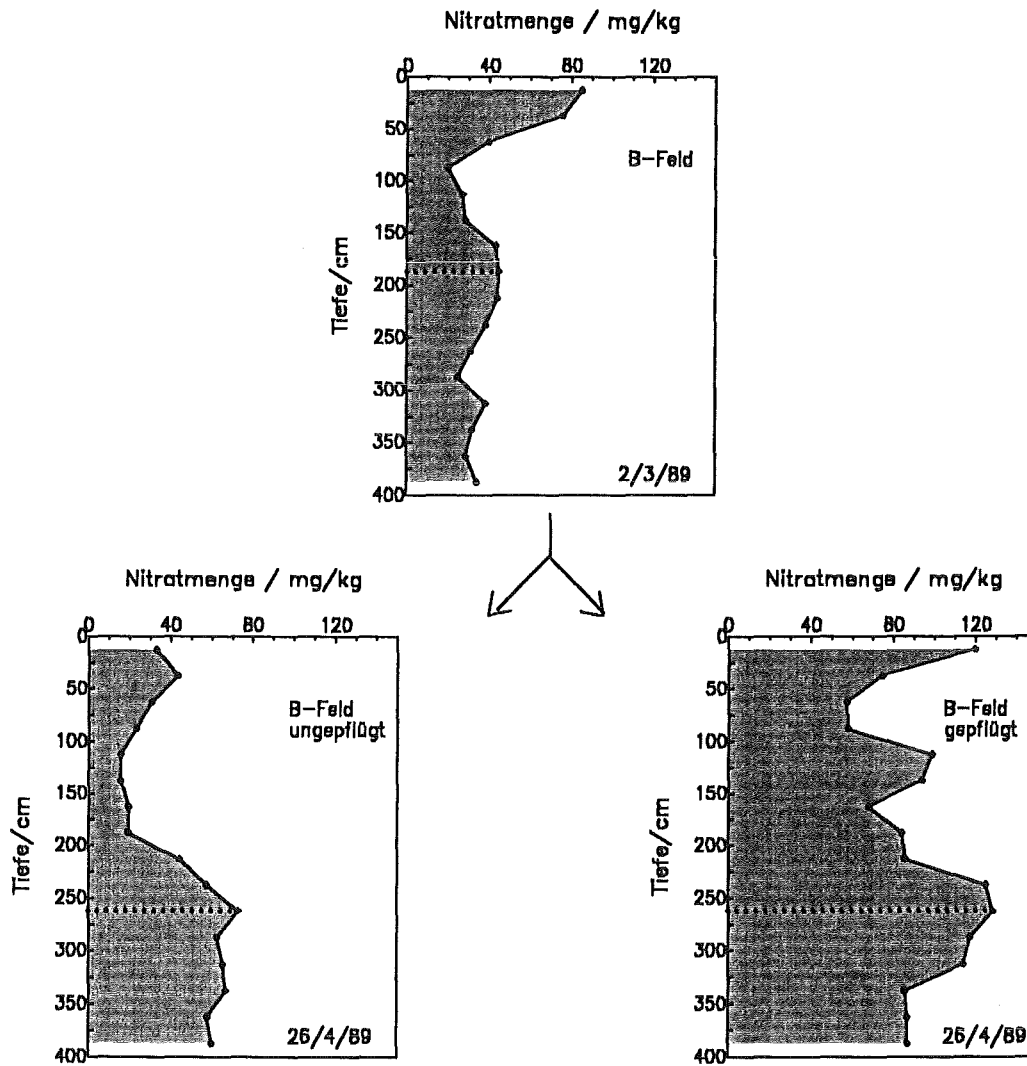
Im folgenden sollen die Nitratmengen im Boden betrachtet werden, um die Produktionsleistung der Bakterien beurteilen zu können. Es ist dabei anzumerken, daß beim Profil vom 2.3.1989 die Nitratmenge nicht aus der Konzentration der Bodenlösung berechnet werden kann ( siehe Abschnitt "Einfluß der Zentrifugiermethode auf die Stoffkonzentration der Bodenlösung" ), so daß hier und auch bei den Profilen vom 26.4 1989 die extraktiv bestimmten Nitratmengen herangezogen werden.

Das Profil vom 2.3.1989 ist gekennzeichnet durch eine große Nitratmenge im Oberboden sowie einem Vorrat im Unterboden, der in ~ 2 m Tiefe maximal ist. Nach 8 Wochen hat sich dieses Bild erheblich verändert. Auf der ungepflügten Teilfläche hat die Nitratmenge

---

<sup>3</sup> Die für den Versuch notwendigen landwirtschaftlichen Maßnahmen wurden durch die Kollegen der Universität Hohenheim durchgeführt, wofür ich mich an dieser Stelle herzlich bedanken will.

in der oberen Bodenzone erheblich abgenommen, während weiter unten ein Zuwachs an Nitrat zu verzeichnen ist, die maximale Menge tritt jetzt in  $\sim 2,75$  m Tiefe auf. Über den gesamten Untersuchungsbereich ist die Nitratmenge innerhalb der Fehlergrenzen gleich geblieben.



**Abbildung 45. Nitratmenge im Boden vor und nach Pflügen: B-Feld am 2.3.1989 und 26.4.1989**

Völlig anders stellt sich das Profil der gepflügten Fläche dar. Hier hat die Nitratmenge im gesamten Bereich zugenommen, sie liegt um 130 % höher als im Vormonat. Die maximale Menge im Unterboden liegt hier, wie auch schon bei der ungepflügten Teilfläche, in 2,75 m Tiefe.

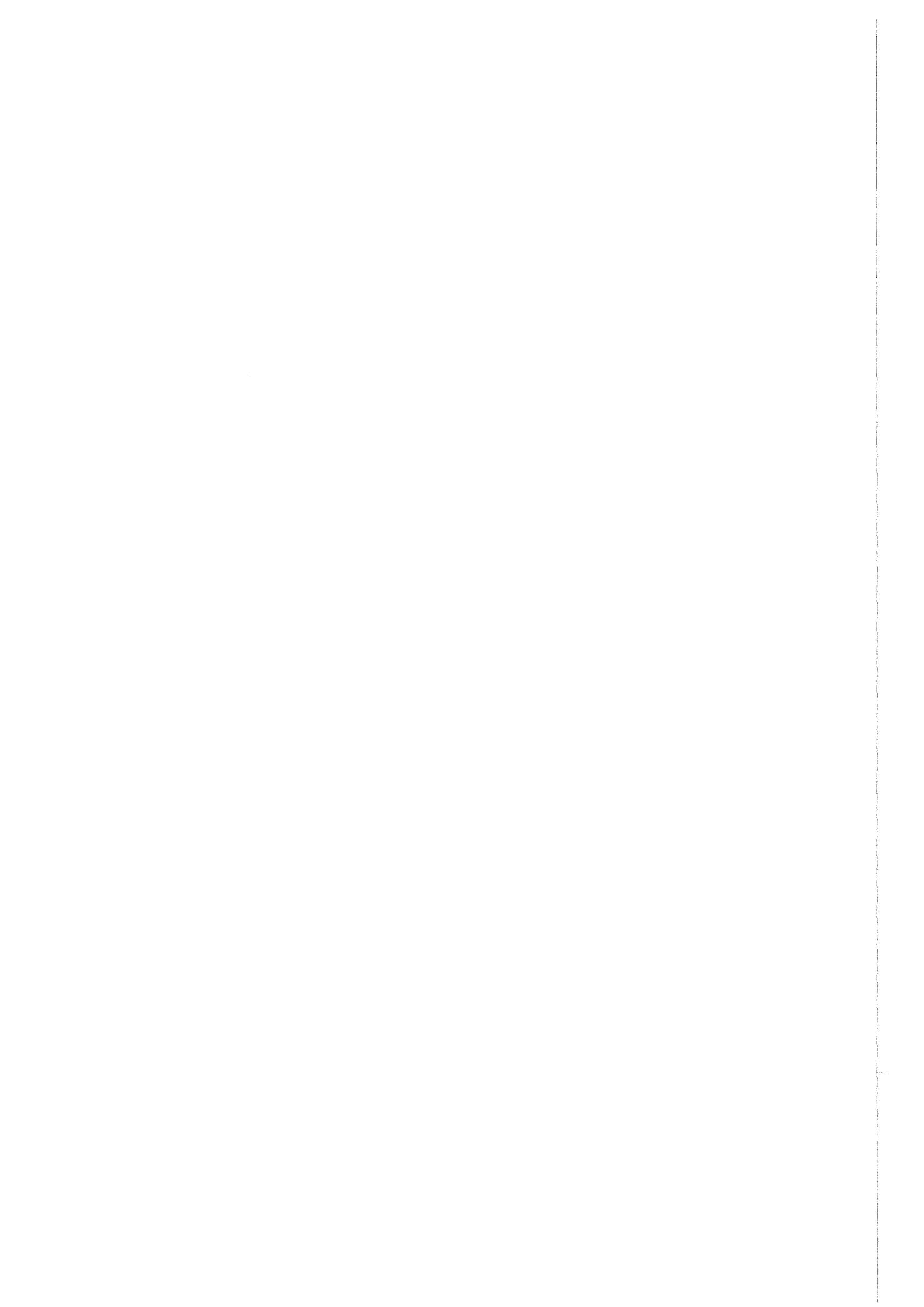
Als Folge der Niederschläge in den Monaten März und April ( $\sim 50$  mm) wurde mit der Sickerung Nitrat durch die ungesättigte Zone transportiert. Unter der ungepflügten Par-

zelle, wo nur wenig Nitratneubildung im Oberboden stattgefunden hat, erkennbar an der relativ geringen Nitratmenge dort, führte dieser Transport zu einer Auswaschung der oberen Bodenzone und zu einer Anreicherung von Nitrat unten.

Auf der gepflügten Fläche wurde durch die verbesserte Sauerstoffversorgung und durch die Vermischung der Ernterückstände mit dem Boden über Verrottung und Mineralisation viel Nitrat gebildet ( Auswirkung des Pflügens bei bereits relativ hohen Bodentemperaturen ), was zu hohen Nitratmengen im Oberboden führte. Mit der Sickerung konnten deshalb neben dem im März bereits vorhandenen Nitrat auch Teile des neugebildeten Nitrats nach unten transportiert werden, so daß im Unterboden die Nitratgehalte im Gegensatz zur ungepflügten Teilfläche erheblich angestiegen sind. Als Folge der Neubildung im Oberboden bewirkt die Sickerung hier keine Verarmung an Nitrat, so daß die Mengen, wieder im Gegensatz zum ungepflügten Teil, größer sind als im März.

Der Versuch zeigt das erstaunliche Ergebnis, daß innerhalb von nur 8 Wochen erhebliche Veränderungen der Nitratverteilung im Boden auftreten können, wobei sich diese Änderungen über einen Bereich von bis zu 4 m Tiefe erstrecken. Er zeigt auch das große Produktionspotential der Bodenlebewesen für Nitrat, wenn günstige Lebensbedingungen ( Wärme, Feuchte, Sauerstoff, Substrat ) vorhanden sind. Er unterstreicht damit die Aussage Obermanns /28/, der die Verbesserung der Sauerstoffversorgung des Bodens im Zuge von Bodenbearbeitung als eine entscheidende Einflußgröße auf die N-Auswaschung bezeichnet.

Wenn man bedenkt, daß in der Landwirtschaft häufig Ernterückstände auf dem Acker verbleiben und noch im Herbst untergepflügt werden, so wird klar, daß daraus eine große Gefahr des Nitratintrags in das Grundwasser noch im folgenden Winter und Frühjahr erwächst. Es ist daher aus der Sicht des Grundwasserschutzes zu überlegen, ob es möglich und sinnvoll ist, Ernterückstände vom Acker abzufahren oder zumindest das Unterpflügen möglichst spät im Frühjahr vorzunehmen.



## **7. Resümee**

### ***Gewinnung von Bodenwasser durch Zentrifugieren***

Mit dem Verfahren, durch Zentrifugieren Bodenwasser aus feldfeuchten Proben von Bohrkernen zu gewinnen, steht eine Methode zur Verfügung, die ein detailliertes Bild über die jüngere zeitliche Entwicklung der Sickerwasser- bzw. Bodenwasserzusammensetzung liefern kann. Aus den Tiefenprofilen der Konzentrationen entsprechender Inhaltsstoffe und deren zeitlicher Veränderung können Aussagen über ihre Quellen und ihren Verbleib im Boden bzw. ihre Auswaschung aus dem Boden gemacht werden. Will man den Eintrag anthropogener Stoffe ( z.B. aus der Landwirtschaft ) in das Grundwasser beobachten, ist es bei der Anwendung dieses Verfahrens nicht mehr unbedingt erforderlich, die Stoffkonzentration im Grundwasser selbst zu bestimmen, da er über die Konzentration im Sickerwasser und die Sickerwassermenge erfaßt oder zumindest abgeschätzt werden kann.

Gegenüber Saugkerzen haben Bohrkernproben den Vorteil, daß sie keinen ständigen Einbau auf den Flächen erfordern und vor allem, daß das Profil aus wesentlich mehr Meßpunkten aufgebaut werden kann. Es ist praktisch kaum machbar, mehrere Kerzen direkt untereinander anzuordnen, d.h. sie geben kein echtes Vertikalprofil. Andererseits sind Bohrkernproben Einmalproben und können nicht zu allen Jahreszeiten genommen werden. Ihre zeitliche Häufigkeit ist durch den erforderlichen Arbeitsaufwand beschränkt, auch dadurch, daß jede Bohrung eine nicht unerhebliche Störung des Bodengefüges darstellt. Mit Saugkerzen dagegen kann man eine große zeitliche Dichte erreichen, wobei der Aufwand für die Probengewinnung, wenn die Anlage einmal eingerichtet ist, vergleichsweise gering ist.

Die hier entwickelte und angewandte Methode stellt also ein leistungsfähiges Instrument zum Erkennen der Auswirkung von Veränderungen an der Bodenoberfläche auf das Grundwasser dar. Sie liefert ihre Information schnell und ortsspezifisch. Das bedeutet einen erheblichen Vorzug gegenüber der Untersuchung des Grundwassers selbst. Diese liefert die Ortsinformation nur, wenn die Grundwasserströmungen sehr gut bekannt sind und die Wasserproben durch eine aufwendige und tiefenaufgelöste Entnahme gewonnen werden. Sie ergibt die Information auch erst nach einer mehr oder weniger großen Zeitverzögerung, frühestens nach der für die Sickerung in der ungesättigten Zone benötigten Zeit, die aus dem Flurabstand des Grundwassers und der jährlichen Sickerstrecke von 1-2 m resultiert. Allerdings erfaßt man nur mit ihr die wirkliche Grundwasserqualität. Messungen in der ungesättigten Zone können nichts über die im Grundwasser selbst eintretenden Veränderungen sagen.

### ***Stoffeintrag beim Sickervorgang***

Schon aus der Leitfähigkeit der Bodenlösung zeigt sich, daß der Salzgehalt bereits in der obersten Bodenschicht sehr hoch ist und sich mit zunehmender Bodentiefe kaum mehr ändert. Er ist mehr als 20 mal so hoch wie in einem durchschnittlichen Regenwasser.

Man kann daher festhalten, daß in der obersten Bodenzone die Zusammensetzung des Bodenwassers durch die Auflösung von Bodenmineralien erzeugt wird. Calciumionen bilden dabei eine Hauptkomponente, so daß es sich auf dem Testfeld vor allem um die Auflösung von Calcit handeln dürfte. Sie geschieht offensichtlich sehr schnell, was einerseits durch die hohe spezifische Oberfläche der Bodenmatrix ( Korngrößen überwiegend unter  $63 \mu\text{m}$  ) und andererseits durch die nur geringe Flüssigkeitsmenge im Boden ( Verhältnis Feststoff : Lösung  $\sim 5:1$  ) verstanden werden kann. Maßnahmen gerade an der obersten Bodenschicht, wie z.B. ackerbauliche Tätigkeit, können daher, wenn sie Einfluß auf den Löseprozeß haben, die Zusammensetzung des gesamten Sickerwassers bestimmen.

### **Nitrat**

In Bezug auf Nitrat konnte gezeigt werden, daß durch das von der Hohenheimer Arbeitsgruppe entwickelte umweltschonende Bewirtschaftungssystem die Nitratmenge im Boden um mehr als den Faktor 3 gegenüber einer konventionellen Bewirtschaftung verringert wurde. Dieser Unterschied der Nitratmenge wirkt sich von Beginn der Untersuchungen an bis in die unterste untersuchte Bodenschicht aus, obwohl aus den bisherigen Kenntnissen der Transportgeschwindigkeiten in der ungesättigten Zone erst nach einigen Jahren unterschiedlicher Bewirtschaftung ein Unterschied dort erwartet wurde. Daraus ergibt sich die Schlußfolgerung, daß zumindest im Boden der Horkheimer Insel schnelle Transportvorgänge auftreten, so daß eine grundwasserschonende Bewirtschaftung der ganzen Insel auch schnell eine spürbare Verbesserung der Grundwasserqualität ergeben sollte.

Es bleibt nachzutragen, daß die verminderte Stickstoffdüngung zwar zu einem Rückgang der Ernteerträge (  $\sim - 10\%$  ) geführt hat, daß aber die Mindereinnahmen für den Landwirt durch Einsparungen bei Dünger ( und Pflanzenschutzmitteln ) und durch die im Wasserschutzgebiet gewährte Zahlung ( nach SchALVO, /36/ ) ausgeglichen wurden /14/.

Die Interpretation der Tiefenprofile stößt immer wieder auf das Problem, nicht unterscheiden zu können, ob die Zu- bzw. Abnahme der Nitratmenge auf Nitrifikation bzw. Denitrifikation oder auf Transportprozesse zurückzuführen ist. Es ist davon auszugehen, daß solche Fragen nur mit Hilfe komplexer Computermodelle der in der ungesättigten Zone ablaufenden Prozesse beantwortet werden können. Messungen, wie sie in dieser Arbeit durchgeführt wurden, können dann die entsprechenden Daten liefern, um solche Modelle an natürlichen Systemen zu verifizieren.

### **andere Inhaltsstoffe**

Bei der Wasserhärte zeigte sich, daß ein höherer Anteil von Nitrat im Bodenwasser oberhalb von  $\sim 2 \text{ mmol/l}$  von höheren Calcium-Konzentrationen begleitet ist. Diese höhere Härte bleibt im Tiefenprofil erhalten, auch wenn die hohe Nitrat-Konzentration in der Wurzelzone in größerer Tiefe nicht mehr vorhanden ist. Das "Verschwinden" des Nitrats kann auf zwei Ursachen beruhen, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzenwurzeln oder



einer Denitrifikation. Im letzteren Fall ist die näherungsweise Konstanz der Calcium-Konzentration verständlich, da das Nitrat im wesentlichen durch Hydrogencarbonat ersetzt wird. Bei der Stickstoffentnahme über die Pflanzenwurzeln werden Nitrat und Calcium jedenfalls nicht in stöchiometrischem Verhältnis entnommen, und es tritt Respiration, d.h. CO<sub>2</sub>-Abgabe, in der Wurzelzone ein. Insofern sind auch hier die Voraussetzungen für ein in Lösung bleiben mindestens eines Teils des Calciums gegeben. Hinzu kommt, daß die Ca<sup>2+</sup>-Konzentration im Bodenwasser durch das Löslichkeitsprodukt der calciumhaltigen Minerale bestimmt wird, insbesondere durch das des Calcits. Dieses liegt entweder direkt vor, wie auf dem kalkreichen Boden des Testfeldes, oder würde sich durch Abscheidung aus dem Bodenwasser bilden, wenn die Ca<sup>2+</sup>-Konzentration zu hoch wäre. Die mögliche und sich vermutlich auch tatsächlich einstellende Calcium-Konzentration wird damit durch den CO<sub>2</sub>-Gehalt des Bodengases bedingt, der in Folge der Wurzelrespiration und des Abbaus von Biomasse im Boden wesentlich höher ist als in der Atmosphäre ( 0,1-10 Vol.-% ).

Bei den anderen untersuchten anorganischen Inhaltsstoffen wurden keine Unterschiede festgestellt, die auf die verschiedenen Bewirtschaftungssysteme zurückgeführt werden können. Es zeigten sich zwar bei Sulfat und Natrium Differenzen in Menge und Konzentrationsprofilen, sie können aber mit den vorhandenen Kenntnissen nicht erklärt werden. Beim Kalium fällt auf, daß es unabhängig von der Bewirtschaftung ganz auf die oberste Bodenzone konzentriert ist, also auch bei der Wiese. Die starke Durchmischung der Ackerfläche beim Pflügen hat anscheinend keinen wesentlichen Tiefentransport des Kaliums zur Folge. Auch der Kaliumeintrag durch die Düngung macht sich nicht in der Konzentration der Bodenlösung bemerkbar. Das muß allerdings nicht bedeuten, daß die Gesamtkaliummenge des Bodens nicht verschieden ist. Weil Kalium sehr stark adsorbiert wird, können bei einer daraus resultierenden flachen Adsorptionisotherme die Konzentrationen im Bodenwasser trotz unterschiedlicher Gesamtmenge nur wenig verschieden sein.

#### ***pH-Wert des Bodenwassers***

Die Bestimmung des pH-Wertes des Bodenwassers, dessen Kenntnis für das Verständnis der Vorgänge im Boden und für die Berechnung von Gleichgewichten zwischen Bodenmatrix und Bodenwasser unbedingt erforderlich ist, bleibt auch mit dem in dieser Arbeit eingesetzten Verfahren ein ungelöstes Problem. Das Bodenwasser erfährt während der Aufarbeitung durch den Kontakt mit der Atmosphäre, deren CO<sub>2</sub>-Gehalt im allgemeinen erheblich unter dem des Bodengases liegt, einen erheblichen CO<sub>2</sub>-Verlust, der zu pH-Anstiegen bis zu mehr als einer Einheit führt. Dieser Verlust tritt bei allen üblichen Verfahren der Bodenwassergewinnung auf, er ist besonders groß bei der Anwendung von Saugkerzen, wo durch Anlegen eines Unterdrucks dem Bodenwasser mit einem sehr großen Gasverlust zu rechnen ist. Es besteht somit aus der Sicht der Arbeit Forschungsbedarf, um eine belastbare Methode zur Bestimmung des pH-Wertes des Bodenwassers zu entwickeln. Ein möglicher, experimentell schwieriger Weg wäre die Messung des pH-Wertes direkt im Flüssigkeitsfilm um die Bodenmatrix mit Hilfe von Mikroelektroden. Als aussichtsreicher ist es aber anzusehen, den pH-Wert durch Rechnung

zu erschließen, wobei vorausgesetzt wird, daß im Boden Sättigungsgleichgewicht zwischen Calcit und Bodenwasser und zwischen Bodengas (  $\text{CO}_2$  ) und Bodenwasser herrscht. Damit könnte nach der Messung der  $\text{CO}_2$  -Konzentration im Bodengas der pH-Wert errechnet werden. Es bleibt aber nachzuweisen, daß die beiden Voraussetzungen erfüllt sind. Erst mit der Kenntnis des pH-Wertes des Bodenwassers wäre es möglich, den Chemismus im Boden richtig zu modellieren und so die Vorgänge bei der Versickerung von Bodenwasser und der Entstehung von Grundwasser vollständig zu verstehen.

## **Anhang A. Analytische Methoden**

### **A.1 Analytik der Bodenlösung**

#### **A.1.1 Calcium und Magnesium**

Calcium und Magnesium wurden durch komplexometrische Titration mit alkalischer Titriplex-III-Lösung bestimmt. Die Titration wird an einem automatischen Titrierstand ( pH-Meter PHM 84 + Autobürette ABU 85, Fa. Radiometer, + PC HP 85 B, Fa. Hewlett Packard ) durchgeführt.

Zur Analyse werden 2 (3) ml Probelösung mit 4 (6) ml einer Komplexbildnerlösung versetzt und mit alkalischer 0,01 M Titriplex-III-Lösung titriert. Die Calcium-Aktivität wird mit einer Ca-Selektrode gegen eine Kalomel-Bezugselektrode gemessen. Aus der erhaltenen Potentialkurve mit 2 Wendepunkten werden die Ca- und Mg-Konzentrationen errechnet.

Der Fehler bei der Bestimmung beträgt 0,01 mmol/l

*alkalische 0,01 M Titriplex-III-Lösung:* 100 ml 0,1 M T-III-Lösung und 400 ml 0,1 M NaOH-Lösung werden mit destilliertem Wasser auf 1 l aufgefüllt.

*Komplexbildnerlösung:* 4,85 g Tris(hydroxymethyl)aminomethan und 2 g Acetylaceton werden mit destilliertem Wasser auf 1 l aufgefüllt. Die Lösung muß im Kühlschrank aufbewahrt werden.

#### **A.1.2 Natrium und Kalium**

Natrium und Kalium wurden flammenphotometrisch bestimmt. Zur Analyse werden ca. 2 ml Probelösung benötigt.

Der Fehler beträgt 1 mg/l für Natrium und 0,1 mg/l für Kalium.

#### **A.1.3 Chlorid, Sulfat, Nitrat**

Chlorid, Sulfat und Nitrat wurden ionenchromatografisch bestimmt. Die Probelösung wird 1:5 verdünnt und anschließend durch eine 0,2 µm-Membran filtriert. Die Membran besteht aus Aluminiumoxid und es wurde sichergestellt, daß kein Sulfat adsorbiert oder zurückgehalten wird. Die Filtration ist erforderlich, da die Bodenlösung partikuläre Bestandteile enthalten kann, die die chromatografische Trennsäule trotz Vorsäule nach und nach verstopfen kann.

#### **A.1.3.1 Nitrat, photometrisch**

Nitrat wurde zusätzlich photometrisch bestimmt.

In einer 1 cm-Polystyrol-Küvette werden zu 200  $\mu\text{l}$  Probelösung, die 0,1 - 2 mmol/l  $\text{NO}_3^-$  enthalten soll, 200  $\mu\text{l}$  Wasser und 3,2 ml einer Mischung aus 1 Teil konz. Schwefelsäure ( 96 % ) und 1 Teil konz. Phosphorsäure ( 85 %,  $\text{NO}_3^-$ -Gehalt der Charge < 1 ppm ) gegeben. Nach Zugabe von 400  $\mu\text{l}$  einer Lösung von 120 mg 1,6 - Dimethylphenol in 100 ml Eisessig wird die Küvette sofort geschüttelt bis die Lösung schlierenfrei erscheint. Nach 15 min Wartezeit wird die Extinktion bei 324 nm gegen Wasser als Referenz gemessen. Der Bestimmungsfehler beträgt 0,02 mmol/l.

Die photometrisch gemessenen Nitratkonzentrationen stimmen mit den durch IC bestimmten Werten gut überein, die durchschnittliche Abweichung liegt bei 0,03 mmol/l. Die Anwesenheit organischer Stoffe aus der Bodenlösung stört die Bestimmung innerhalb der Fehlergrenzen offensichtlich nicht.

#### **A.1.4 TOC-Wert**

Die Bestimmung des TOC-Wertes erfolgte über eine Oxidation in einem UV-Dünnschichtreaktor ( Fa. Gränzel, Karlsruhe ).

Die Probelösung ( maximal 10 mg C / l ; Verdünnung erforderlich ) wird über eine Kapillare, zusammen mit Schwefelsäure ( pH = 2,5; C-frei ) im Verhältnis 1:3 in den Reaktor gegeben. Vorhandenes Kohlendioxid wird im Reaktor automatisch entfernt. Das photolytisch gebildete  $\text{CO}_2$  wird gestrippt und im  $\text{N}_2$ -Trägergasstrom in einem IR-Meßgerät ( Ultramat 3, Siemens ) detektiert. Die Eichung erfolgt mit Kaliumhydrogenphthalatlösung ( 0,5 - 8 mg C / l ).

#### **A.1.5 $t_{\text{CO}_3}$**

Die Bestimmung von  $t_{\text{CO}_3}$  erfolgte analog der Bestimmung des TOC. Die Bestrahlung mit UV-Licht im Dünnschichtreaktor wurde unterlassen, so daß nur  $\text{CO}_2$  aus Carbonat bzw. Hydrogencarbonat in das IR-Meßgerät gelangte. Die Eichung erfolgte mit Natriumhydrogencarbonatlösung ( 0 - 3 mg C / l ).

#### **A.1.6 Silicat**

Silicat wurde photometrisch bestimmt.

Bis zu 300  $\mu\text{l}$  Probelösung werden in der Meßküvette mit 100  $\mu\text{l}$  1 %iger Schwefelsäure sowie mit 1 ml Ammoniummolybdatlösung versetzt. Nach 10 min Wartezeit wird zu der jetzt gelblichen Lösung 1 ml Weinsäurelösung und 1 ml Reduktionslösung gegeben. Nach 45 min Wartezeit wird die Extinktion der blauen Lösung bei 624 nm gegen Wasser als Referenz gemessen ( nach /27/ )

Der Fehler beträgt 0,05 mg/l.

*Ammoniummolybdatlösung:* 3 g  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4 \text{H}_2\text{O}$  werden in 500 ml Wasser gelöst.

*Weinsäurelösung:* 8 g Weinsäure werden in 500 ml Wasser gelöst.

*Reduktionslösung:* 0,14 g Natriumsulfit, 1,8 g Natriumdisulfit und 0,03 g 1Amino-2-hydroxy-naphtalin-4sulfonsäure werden in 500 ml Wasser gelöst.

### **A.1.7 pH-Wert und Leitfähigkeit**

Direkt nach dem Zentrifugieren wurde der pH-Wert ( Glaselektrode ) und die Leitfähigkeit der Bodenlösung bestimmt.

## **A.2 Analyse des Bodens**

### **A.2.1 Bodenfeuchte**

Der Wassergehalt des Bodens wurde durch Trocknen bei 105 °C bestimmt. Zusätzlich wurde bei einigen Proben die Feuchte durch Gefriertrocknung ermittelt, wobei sich keine Unterschiede zur Heißtrocknung ergaben.

### **A.2.2 Nitrat im Boden**

Der Nitratgehalt des Bodens wurde durch Extraktion mit  $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ -Lösung bestimmt. Die noch feuchten Bodenproben wurden zunächst gefriergetrocknet und nach der Zerkleinerung durch ein 630  $\mu\text{m}$ -Sieb gesiebt.

Zur Extraktion von Nitrat wurden zu jeweils 7 g der gesiebten Bodenprobe 15 ml einer 1 %igen  $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ -Lösung gegeben und ca. 30 min geschüttelt. Anschließend wurde die Suspension zentrifugiert und in der klaren Lösung der Nitratgehalt photometrisch ( siehe "Nitrat, photometrisch" ) bestimmt.

Beim Schütteln der Mischung tritt hin und wieder ein weißer, flockiger Niederschlag auf, der sich nicht mehr löst. In diesem Fall muß die Bestimmung wiederholt werden, eventuell unter Verwendung von nur 100  $\mu\text{l}$  Probelösung und 300  $\mu\text{l}$  Wasser.

Aus der ermittelten Nitrat-Konzentration der Lösung wird die Menge an Nitrat im Boden in mg/kg Boden ( Trockenmasse ) errechnet.

### **A.2.3 Kohlenstoff- und Carbonatgehalt**

Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs erfolgte durch Erhitzen von 200 mg Bodenprobe in einem Röhrenofen auf 1300 °C im Sauerstoffstrom. Das dabei entstehende  $\text{CO}_2$  wird in eine alkalische Bariumcarbonatlösung geleitet, wobei Bariumcarbonat ausfällt und der pH sinkt. Durch coulombmetrische Titration wird der ursprüngliche pH-Wert

wieder eingestellt und aus dem Ladungsverbrauch nach vorheriger Eichung der C-Gehalt der Probe errechnet.

Die Bestimmung des Carbonatanteils erfolgt analog.  $\text{CO}_2$  wird durch Umsetzung der Bodenprobe mit 50 %iger Perchlorsäure freigesetzt und wie oben durch coulombmetrische Titration bestimmt.

Perchlorsäure ist erforderlich, da die Umsetzung mit Schwefelsäure wegen der Bildung von  $\text{CaSO}_4$  nicht vollständig abläuft, und bei der Anwendung von Salzsäure die Gefahr besteht, daß HCl in die Bariumcarbonatlösung gelangt und damit den pH-Wert erniedrigt.

Der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff kann aus der Differenz von Gesamtkohlenstoff und Carbonatkohlenstoff berechnet werden.

#### **A.2.4 Kationenaustauschkapazität**

Die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität erfolgte nach der Methode von Gillmann /11/.

## Anhang B. Tabellenanhang

### B.1 Übersicht über die Bohrungen und Darstellung der Meßwerte

Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht über die Probenahmeaktivität auf dem Versuchsfeld. Sie gibt auch den Bewuchs zum Zeitpunkt der Probenahme wieder.

**Tabelle 3. Übersicht über die durchgeführten Bohrungen auf dem Versuchsfeld:**  
( WW=Winterweizen, M=Mais, ZF=Zwischenfrucht, B=Brache )

Datum	Probestelle			
	U-Feld	K-Feld	B-Feld	Wiese
9.11.88	★ WW	★ WW	B	★
22.12.88			★ B	
1. 2.89	★ WW	★ WW	★ B	
2. 3.89	★ WW	★ WW	★ B	★
26. 4.89	★ WW	★ WW	★★ B	★
29.11.89	★ ZF	★ B		
2. 4.90	★ ZF	★ B		
19. 7.90	★ M	★ M		
27. 9.90	★ M	★ M		
14.11.90	★ WW	★ WW		
11. 1.91	★ WW	★ WW		
22. 3.91		★ WW		

In den folgenden Tabellen sind die wichtigsten Analysenergebnisse aus den Probebohrungen aufgeführt.

Tiefe	pH	$\lambda_{28^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,09	101,5	21,1	242	196	5,32	0,55	0,45	0,300	1,240	2,270	1,46	3,99	0,172
25- 50	7,93	82,0	17,8	239	186	4,00	0,34	0,59	0,086	0,838	2,620	0,71	1,78	0,081
50- 75	8,00	90,5	20,2	186	178	3,74	0,38	0,98	0,177	1,250	1,740	1,41	2,21	-
75-100	7,92	83,7	13,8	172	160	3,29	0,32	0,93	0,116	1,270	1,010	1,96	2,43	0,053
100-125	7,97	67,0	8,3	181	136	2,70	0,29	0,92	0,086	0,748	0,612	1,67	2,76	0,041
125-150	7,96	57,3	7,5	189	121	2,14	0,22	0,79	0,067	0,547	0,600	1,60	1,62	0,027
150-175	8,17	63,9	8,3	186	147	2,46	0,29	1,03	0,094	0,372	0,649	1,51	2,54	0,043
175-200	8,08	71,9	14,9	175	130	2,70	0,38	1,04	0,067	0,286	0,745	1,58	3,14	0,055
200-225	8,06	78,0	4,8	152	124	3,22	0,51	1,02	0,053	0,219	0,905	1,23	4,34	0,076
225-250	8,34	74,1	5,7	186	116	2,81	0,49	1,16	0,063	0,153	1,000	1,06	3,83	0,081
250-275	8,04	73,4	7,0	193	140	2,93	0,56	1,08	0,061	0,175	1,010	1,16	3,88	0,081
275-300	8,46	70,2	12,7	196	136	2,60	0,59	1,07	0,054	0,209	0,981	1,22	3,28	0,081
300-325	8,21	76,7	10,1	205	134	2,93	0,67	1,04	0,052	0,330	0,985	1,43	3,83	0,104
325-350	8,19	63,1	7,9	199	136	2,27	0,59	0,89	0,041	0,417	1,050	1,41	2,19	-
350-375	8,19	82,1	18,6	-	-	2,95	0,80	1,20	0,078	0,772	1,130	2,31	2,60	0,104
375-400	8,18	84,5	15,8	-	-	2,90	0,81	1,21	0,106	1,420	1,150	2,20	1,96	0,104

Tabelle 4. Analysenergebnisse U-Feld 9.11.1988



Tiefe	pH	$\lambda_{28^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0-25	8,16	63,9	35,8	239	166	3,07	0,31	0,42	0,253	0,182	1,210	0,54	3,50	0,160
25-50	7,71	85,6	28,2	214	166	4,61	0,44	0,37	0,101	0,999	2,800	0,61	1,97	0,093
50-75	7,80	80,8	23,6	242	202	4,11	0,44	0,52	0,101	0,753	2,420	0,52	3,01	0,057
75-100	8,04	54,0	20,5	221	174	2,34	0,30	0,66	0,062	0,458	1,110	0,62	1,97	0,022
100-125	8,07	52,8	26,2	195	142	2,31	0,29	0,67	0,052	0,453	0,578	0,68	2,94	0,029
125-150	7,98	55,1	28,2	196	130	2,32	0,29	0,74	0,042	0,500	0,453	0,83	3,04	0,041
150-175	7,91	54,8	11,9	196	127	2,35	0,32	0,79	0,032	0,513	0,473	0,87	3,17	0,046
175-200	8,25	60,8	9,8	178	115	2,50	0,36	0,88	0,044	0,409	0,526	0,88	3,30	0,060
200-225	8,10	58,6	9,8	185	111	2,47	0,37	0,86	0,039	0,278	0,606	0,91	3,56	0,060
225-250	8,10	57,7	9,3	199	125	2,36	0,40	0,85	0,036	0,176	0,645	0,87	3,50	0,062
250-275	7,95	55,2	6,3	179	94	2,26	0,41	0,80	0,030	0,156	0,634	0,81	3,33	0,064
275-300	8,05	59,7	6,8	192	127	2,45	0,44	0,88	0,035	0,121	0,660	0,89	3,85	0,076
300-325	8,08	60,4	35,8	190	124	2,54	0,40	0,90	0,041	0,228	0,683	1,00	3,59	0,062
325-350	8,26	51,6	8,3	203	130	1,99	0,36	0,79	0,060	0,111	0,731	0,87	2,55	0,048
350-375	8,26	52,5	9,3	206	131	2,06	0,42	0,79	0,038	0,101	0,780	0,87	2,68	0,057
375-400	8,22	59,8	10,3	208	129	2,39	0,54	0,83	0,034	0,084	0,828	0,93	3,50	0,069

Tabelle 5. Analysenergebnisse U-Feld 1.2.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{28^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,31	68,7	46,0	295	212	2,88	0,32	-	-	0,208	0,672	0,58	-	-
25- 50	8,04	81,4	36,4	215	164	3,31	0,35	-	-	0,483	1,580	0,73	-	-
50- 75	8,13	70,1	39,9	239	200	2,61	0,33	-	-	0,425	1,360	0,90	-	-
75-100	8,09	72,5	28,2	214	161	2,65	0,36	-	-	0,517	1,230	0,79	-	-
100-125	8,25	63,5	22,1	220	163	2,31	0,31	-	-	0,392	0,703	0,62	-	-
125-150	8,02	61,6	15,4	185	107	2,17	0,28	-	-	0,308	0,547	0,65	-	-
150-175	8,33	70,5	19,5	189	117	2,29	0,35	-	-	0,358	0,563	1,21	-	-
175-200	8,07	70,9	20,5	189	117	2,41	0,35	-	-	0,317	0,625	1,27	-	-
200-225	8,43	70,7	22,1	188	114	2,62	0,38	-	-	0,292	0,724	1,55	-	-
225-250	8,35	74,6	24,6	192	117	2,63	0,43	-	-	0,225	0,818	1,59	-	-
250-275	8,02	66,1	75,6	181	101	2,35	0,41	-	-	0,150	0,859	1,03	-	-
275-300	7,94	67,8	26,7	156	86	2,34	0,43	-	-	0,117	0,865	1,04	-	-
300-325	7,98	68,5	20,5	199	122	2,45	0,51	-	-	0,108	0,885	0,89	-	-
325-350	8,10	71,4	18,0	198	124	2,57	0,58	-	-	0,083	0,958	0,83	-	-
350-375	7,97	71,4	15,4	202	126	2,41	0,70	-	-	0,083	0,990	0,83	-	-
375-400	8,28	68,4	22,1	206	126	2,30	0,66	-	-	0,108	0,979	0,96	-	-

Tabelle 6. Analysenergebnisse U-Feld 2.3.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{28^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von									
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si	
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]									
0- 25	8,28	81,1	25,3	229	152	4,00	0,47	0,29	0,553	0,742	0,385	1,35	5,82	0,208	
25- 50	8,16	61,3	14,2	212	157	2,96	0,31	0,36	0,097	0,234	0,630	1,04	3,54	0,129	
50- 75	8,28	57,9	11,9	241	198	2,72	0,30	0,46	0,052	0,089	0,973	0,83	2,96	0,083	
75-100	8,04	66,5	16,8	221	171	3,04	0,39	0,67	0,072	0,105	1,400	0,99	2,14	0,071	
100-125	8,42	61,9	9,0	199	133	2,91	0,37	0,57	0,059	0,202	1,260	0,75	2,08	0,056	
125-150	8,05	60,6	4,1	206	121	2,79	0,35	0,64	0,056	0,242	0,973	0,72	3,54	0,074	
150-175	8,42	55,1	3,4	202	125	2,13	0,34	0,75	0,036	0,302	0,578	0,73	2,85	0,082	
175-200	8,12	62,7	6,7	196	124	2,74	0,41	0,88	0,041	0,339	0,525	0,82	1,34	0,100	
200-225	8,15	64,9	10,8	190	116	2,83	0,43	0,91	0,046	0,371	0,640	1,03	4,06	0,111	
225-250	8,23	66,9	9,3	183	101	2,59	0,50	0,91	0,041	0,282	0,796	1,09	2,80	0,133	
250-275	8,13	63,3	7,8	183	100	2,37	0,48	0,91	0,047	0,210	0,775	1,04	3,73	0,111	
275-300	8,20	63,6	9,0	193	122	2,62	0,51	0,88	0,047	0,145	0,843	1,10	3,51	0,114	
300-325	8,20	65,8	17,5	195	120	2,84	0,50	0,92	0,055	0,210	0,739	1,06	3,76	0,121	
325-350	8,15	65,8	6,4	206	130	2,77	0,57	0,89	0,048	0,129	0,858	0,94	4,01	0,135	
350-375	8,12	70,5	7,5	200	115	2,99	0,71	0,89	0,050	0,113	0,916	0,96	4,28	0,167	
375-400	8,13	72,7	8,2	200	121	2,96	0,79	0,88	0,049	0,153	1,070	0,94	3,07	0,177	

Tabelle 7. Analysenergebnisse U-Feld 26.4.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	7,86	70,8	18,1	224	172	2,98	0,42	0,44	0,180	0,670	1,320	1,54	-	-
25- 50	7,97	68,6	29,8	211	168	2,89	0,55	0,49	0,079	0,360	1,650	1,28	-	-
50- 75	8,02	77,5	12,6	227	192	3,36	0,50	0,60	0,097	0,560	2,460	1,08	-	-
75-100	-	73,9	107,3	186	168	3,16	0,56	0,99	-	0,360	2,260	0,80	-	-
100-125	8,05	63,9	26,7	152	120	2,45	0,44	0,55	0,059	0,280	0,586	1,08	-	-
125-150	8,40	53,2	18,1	151	112	1,85	0,28	0,52	0,068	0,210	0,581	0,83	-	-
150-175	8,22	54,6	13,4	164	114	2,14	0,36	0,68	0,066	0,250	0,718	0,71	-	-
175-200	8,37	57,3	11,8	164	109	2,19	0,37	0,72	0,075	0,250	1,310	1,02	-	-
200-225	7,90	57,7	15,8	166	104	2,30	0,40	0,70	0,049	0,340	0,662	1,05	-	-
225-250	8,08	57,3	9,5	157	92	2,17	0,38	0,70	0,053	0,320	0,687	1,11	-	-
250-275	8,00	56,6	11,1	168	106	2,12	0,43	0,68	0,031	0,280	0,796	1,16	-	-
275-300	8,29	58,0	7,9	170	106	2,23	0,42	0,62	0,066	0,330	0,809	1,19	-	-
300-325	8,28	67,7	8,7	185	126	2,57	0,50	0,62	0,076	0,540	0,772	1,22	-	-
325-350	8,25	68,0	15,8	202	127	2,58	0,56	0,68	0,075	0,370	0,897	1,16	-	-
350-375	8,14	68,1	8,7	200	115	2,61	0,66	0,74	0,047	0,190	0,909	1,11	-	-
375-400	8,24	68,0	15,8	203	117	1,72	0,61	0,70	0,075	0,220	0,997	1,12	-	-

Tabelle 8. Analysenergebnisse U-Feld 29.11.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,08	70,5	28,3	229	160	3,04	0,47	0,49	0,208	2,750	1,110	0,54	-	-
25- 50	8,09	50,3	22,0	205	159	2,07	0,36	0,43	0,088	1,270	0,498	0,67	-	-
50- 75	8,39	50,7	27,5	229	183	2,17	0,34	0,46	0,080	0,840	0,582	0,78	-	-
75-100	8,33	51,9	25,1	206	161	2,25	0,34	0,47	0,043	0,880	0,671	0,84	-	-
100-125	8,15	59,9	17,3	188	122	2,57	0,38	0,49	0,055	1,000	0,780	0,71	-	-
125-150	8,33	60,2	10,3	195	117	2,58	0,38	0,53	0,060	0,880	0,889	0,76	-	-
150-175	8,31	61,1	35,3	192	114	1,68	0,40	0,64	0,032	0,670	0,900	0,80	-	-
175-200	8,12	58,7	17,3	189	115	1,85	0,36	0,70	0,080	0,530	0,705	0,88	-	-
200-225	8,10	62,4	14,2	192	125	2,58	0,40	0,72	0,084	0,970	0,861	0,85	-	-
225-250	8,21	56,8	11,8	183	109	2,29	0,38	0,72	0,047	0,560	0,676	0,85	-	-
250-275	8,15	61,1	20,5	189	103	1,68	0,44	0,69	0,037	0,520	0,672	0,83	-	-
275-300	8,38	62,2	42,4	190	114	2,06	0,46	0,67	0,091	0,540	0,741	0,90	-	-
300-325	8,05	66,9	6,4	189	119	2,71	0,49	0,74	0,135	0,720	0,804	0,98	-	-
325-350	8,18	65,1	26,7	203	126	1,47	0,59	0,82	0,052	0,510	0,842	0,92	-	-
350-375	8,21	75,3	18,9	199	121	3,07	0,75	0,90	0,068	0,510	1,230	1,07	-	-
375-400	8,32	71,6	15,8	208	121	2,59	0,76	0,94	0,060	0,450	0,898	1,33	-	-

Tabelle 9. Analysenergebnisse U-Feld 2.4.1990

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	181	157	3,60	0,65	-	-	4,540	-	-	-	-
25- 50	-	-	-	185	163	2,87	0,52	-	-	3,400	-	-	-	-
50- 75	-	-	-	227	188	2,38	0,41	-	-	1,520	-	-	-	-
75-100	-	-	-	203	161	2,50	0,43	-	-	1,090	-	-	-	-
100-125	-	-	-	186	112	2,70	0,45	-	-	0,830	-	-	-	-
125-150	-	-	-	198	126	2,83	0,52	-	-	0,580	-	-	-	-
150-175	-	-	-	193	125	2,67	0,48	-	-	0,490	-	-	-	-
175-200	-	-	-	193	116	2,71	0,49	-	-	0,650	-	-	-	-
200-225	-	-	-	190	117	2,49	0,51	-	-	0,780	-	-	-	-
225-250	-	-	-	185	112	2,33	0,42	-	-	0,560	-	-	-	-
250-275	-	-	-	183	105	2,53	0,57	-	-	0,560	-	-	-	-
275-300	-	-	-	183	124	2,56	0,62	-	-	0,540	-	-	-	-
300-325	-	-	-	192	127	2,73	0,54	-	-	0,640	-	-	-	-
325-350	-	-	-	196	125	2,69	0,56	-	-	0,550	-	-	-	-
350-375	-	-	-	202	114	2,80	0,67	-	-	0,480	-	-	-	-
375-400	-	-	-	198	117	2,66	0,72	-	-	0,550	-	-	-	-

Tabelle 10. Analysenergebnisse U-Feld 19.7.1990

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	182	151	4,84	0,44	1,29	0,609	4,820	-	-	-	-
25- 50	-	-	-	131	122	4,58	-	-	-	2,100	-	-	-	-
50- 75	-	-	-	160	156	-	-	-	-	2,690	-	-	-	-
75-100	-	-	-	153	139	3,76	0,46	-	-	1,580	-	-	-	-
100-125	-	-	-	171	131	2,80	0,36	0,97	0,085	1,080	1,120	1,35	-	-
125-150	-	-	-	186	134	2,53	0,31	0,65	0,039	0,910	1,070	0,79	-	-
150-175	-	-	-	182	122	2,57	0,33	0,84	0,081	0,660	0,968	1,13	-	-
175-200	-	-	-	176	126	2,44	0,33	0,99	0,100	0,520	0,884	1,32	-	-
200-225	-	-	-	171	114	2,37	0,35	0,87	0,065	0,490	0,858	1,04	-	-
225-250	-	-	-	175	116	2,29	0,34	0,80	0,059	0,430	0,874	1,37	-	-
250-275	-	-	-	175	117	2,49	0,39	0,96	0,080	0,440	0,864	0,90	-	-
275-300	-	-	-	193	139	2,20	0,34	0,85	0,052	0,410	0,895	0,89	-	-
300-325	-	-	-	176	117	2,29	0,39	0,85	0,051	0,420	0,931	1,03	-	-
325-350	-	-	-	195	136	2,25	0,41	0,84	0,048	0,360	0,999	1,02	-	-
350-375	-	-	-	196	122	2,41	0,64	0,98	0,045	0,360	1,000	1,16	-	-
375-400	-	-	-	189	114	2,32	0,58	0,90	0,062	0,320	1,020	1,06	-	-

Tabella 11. Analysenergebnisse U-Feld 27.9.1990

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	229	149	3,24	0,41	0,44	0,194	2,510	0,710	1,34	-	0,173
25- 50	-	-	-	193	155	3,49	0,50	0,54	0,088	3,020	1,360	1,41	-	0,102
50- 75	-	-	-	208	174	2,46	0,38	0,60	0,066	1,780	0,820	0,95	-	0,072
75-100	-	-	-	179	136	2,09	0,40	0,55	0,074	1,240	0,710	0,59	-	0,090
100-125	-	-	-	168	122	2,26	0,40	0,48	0,054	0,908	0,900	0,57	-	0,069
125-150	-	-	-	164	98	2,37	0,39	0,59	0,051	0,652	1,120	0,69	-	0,077
150-175	-	-	-	202	148	2,44	0,40	0,71	0,055	0,488	1,130	1,28	-	0,062
175-200	-	-	-	175	119	2,31	0,42	0,63	0,041	0,498	1,340	0,70	-	0,064
200-225	-	-	-	168	101	2,55	0,39	0,86	0,081	0,501	0,900	1,73	-	0,072
225-250	-	-	-	166	107	2,17	0,41	0,70	0,045	0,427	0,850	0,72	-	0,084
250-275	-	-	-	164	88	2,13	0,43	0,69	0,055	0,430	0,850	0,76	-	0,084
275-300	-	-	-	178	122	2,86	0,52	0,81	0,061	0,454	0,880	2,34	-	0,085
300-325	-	-	-	185	111	2,24	0,49	0,78	0,062	0,496	0,910	0,88	-	0,097
325-350	-	-	-	199	125	2,49	0,60	0,84	0,057	0,478	1,020	0,90	-	0,111
350-375	-	-	-	198	115	2,41	0,58	0,85	0,059	0,506	1,070	0,94	-	0,121
375-400	-	-	-	178	70	2,37	0,64	0,87	0,046	0,435	1,080	0,98	-	0,116

Tabelle 12. Analyseergebnisse U-Feld 14.11.1990



Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	-	-	3,02	0,41	0,33	0,265	0,558	0,260	2,85	-	0,174
25- 50	-	-	-	215	163	2,27	0,29	0,44	0,092	1,050	0,540	1,02	-	0,105
50- 75	-	-	-	215	167	3,92	0,57	0,68	0,079	2,230	1,130	3,86	-	0,078
75-100	-	-	-	203	149	3,57	0,63	0,66	0,070	3,190	0,650	3,18	-	0,091
100-125	-	-	-	205	138	2,74	0,47	0,58	0,066	1,730	0,840	1,72	-	0,074
125-150	-	-	-	199	116	2,63	0,36	0,77	0,062	1,070	0,990	1,13	-	0,066
150-175	-	-	-	183	116	2,51	0,38	0,70	0,051	0,738	1,100	0,73	-	0,078
175-200	-	-	-	181	103	2,44	0,45	0,74	0,048	0,548	0,960	0,80	-	0,094
200-225	-	-	-	202	117	2,67	0,50	0,71	0,111	0,662	1,100	0,91	-	0,101
225-250	-	-	-	186	110	2,33	0,37	0,75	0,043	0,472	1,080	0,95	-	0,074
250-275	-	-	-	190	101	2,21	0,41	0,76	0,050	0,439	0,910	0,89	-	0,110
275-300	-	-	-	190	119	2,15	0,43	0,71	0,044	0,455	0,960	0,97	-	0,088
300-325	-	-	-	195	115	2,30	0,40	0,83	0,063	0,465	0,930	1,03	-	0,095
325-350	-	-	-	200	125	2,38	0,42	0,72	0,051	0,475	0,930	0,93	-	0,095
350-375	-	-	-	193	120	2,33	0,51	0,76	0,058	0,417	0,880	0,82	-	0,123
375-400	-	-	-	198	119	2,36	0,55	0,80	0,056	0,374	0,870	0,91	-	0,121

Tabelle 13. - Analyseergebnisse U-Feld 11.1.1991

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	7,99	66,2	22,4	214	164	2,90	0,30	0,33	0,240	0,650	0,819	0,70	3,06	0,165
25- 50	8,01	67,2	21,5	186	142	2,98	0,33	0,29	0,059	0,377	1,290	0,57	2,60	0,088
50- 75	7,41	54,8	21,1	164	138	2,21	0,28	0,80	0,160	0,395	1,220	0,75	1,58	0,090
75-100	7,73	46,8	18,4	164	156	1,78	0,23	-	0,100	0,467	0,485	1,12	1,30	-
100-125	8,10	56,3	14,0	157	139	2,39	0,29	0,47	0,043	1,020	0,505	1,24	2,15	0,039
125-150	7,96	60,5	13,2	175	121	2,60	0,35	0,51	0,041	1,440	0,456	1,10	2,33	0,039
150-175	7,87	62,5	12,7	181	152	2,75	0,38	0,49	0,032	1,640	0,452	0,94	2,68	0,043
175-200	7,93	71,2	7,9	179	129	3,12	0,44	0,51	0,036	2,070	0,522	1,06	2,76	0,051
200-225	7,92	76,5	4,8	182	127	3,25	0,53	0,57	0,052	2,110	0,613	1,16	2,82	0,057
225-250	7,96	71,8	4,8	185	134	3,15	0,48	0,55	0,026	1,660	0,614	1,23	2,87	0,064
250-275	7,89	74,0	4,8	189	129	3,14	0,57	0,60	0,051	1,340	0,716	1,02	3,36	0,076
275-300	8,35	74,7	3,7	198	105	2,66	0,60	0,49	0,027	1,090	0,647	0,88	3,25	0,083
300-325	8,13	73,0	4,8	186	107	3,11	0,57	0,57	0,039	1,180	0,687	1,05	3,42	0,085
325-350	7,96	79,2	8,1	212	114	3,43	0,66	0,75	0,050	1,040	0,780	1,41	3,72	0,107
350-375	8,12	77,0	5,9	166	139	3,27	0,64	0,66	0,041	1,070	0,722	1,21	3,64	0,102
375-400	8,14	71,1	6,0	203	143	2,83	0,61	0,65	0,057	1,190	0,804	1,40	2,53	0,074

Tabelle 14. Analysenergebnisse K-Feld 9.11.1988

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,38	62,9	29,2	244	170	2,93	0,31	0,42	0,264	1,390	0,536	0,27	3,82	0,191
25- 50	8,15	59,0	25,1	198	160	2,43	0,28	0,56	0,074	1,030	1,040	0,41	1,90	0,088
50- 75	8,33	63,6	29,7	233	203	2,59	0,32	0,71	0,098	0,675	1,300	0,49	2,00	0,048
75-100	8,08	60,1	24,1	224	185	2,52	0,32	0,51	0,062	0,458	1,200	0,46	2,26	0,034
100-125	8,22	54,8	51,1	196	151	2,33	0,28	0,50	0,102	0,475	0,635	0,35	3,37	0,051
125-150	8,26	49,4	17,0	196	126	2,22	0,32	0,32	0,037	0,742	0,479	0,30	3,20	0,041
150-175	8,19	49,5	15,4	199	143	2,01	0,26	0,44	0,040	1,000	0,521	0,56	2,03	0,029
175-200	8,02	59,6	6,8	185	109	2,56	0,40	0,41	0,050	1,250	0,595	0,51	3,24	0,055
200-225	8,32	63,5	10,9	198	134	2,56	0,43	0,53	0,088	1,290	0,515	0,55	3,20	0,060
225-250	8,07	69,1	9,3	193	130	3,03	0,52	0,55	0,066	1,550	0,536	0,56	3,89	0,072
250-275	8,30	68,5	11,4	186	130	2,49	0,48	0,53	0,076	1,570	0,567	0,65	3,14	0,079
275-300	8,01	70,7	8,3	179	104	3,05	0,64	0,52	0,062	1,510	0,599	0,63	4,08	0,085
300-325	8,05	61,8	12,9	195	121	2,50	0,48	0,48	0,068	1,550	0,640	0,69	2,55	0,057
325-350	8,32	66,7	12,4	195	138	2,67	0,56	0,35	0,072	1,580	0,682	0,86	2,78	0,083
350-375	8,24	70,0	13,4	179	117	2,88	0,71	0,48	0,064	1,490	0,604	0,66	3,33	0,104
375-400	8,15	69,0	11,9	195	127	2,85	0,76	0,51	0,080	1,550	0,625	0,75	3,52	0,109

Tabelle 15. Analysergebnisse K-Feld 1.2.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von									
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si	
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]									
0- 25	8,47	57,9	76,1	230	160	2,72	0,33	0,59	0,267	0,158	0,380	0,59	-	-	
25- 50	7,81	66,9	52,7	225	179	2,82	0,36	0,87	0,113	0,317	1,115	1,04	-	-	
50- 75	8,25	75,5	100,6	239	209	3,06	0,43	0,58	0,141	0,492	1,665	1,41	-	-	
75-100	8,01	57,1	39,9	211	168	2,17	0,33	0,70	0,092	0,475	0,995	0,96	-	-	
100-125	8,11	53,8	30,2	206	144	2,22	0,29	0,53	0,091	0,350	0,550	0,80	-	-	
125-150	8,31	55,1	20,5	205	133	2,28	0,34	0,42	0,059	0,550	0,425	0,76	-	-	
150-175	8,02	64,8	14,4	203	111	2,64	0,42	0,46	0,056	0,942	0,465	0,90	-	-	
175-200	8,01	66,3	16,0	206	134	2,58	0,39	0,55	0,066	1,380	0,460	0,89	-	-	
200-225	8,28	73,9	18,0	205	125	3,00	0,50	0,53	0,075	1,580	0,495	0,92	-	-	
225-250	8,19	78,8	18,0	190	117	3,15	0,53	0,59	0,066	1,800	0,560	0,92	-	-	
250-275	8,28	76,4	19,0	202	131	2,87	0,53	0,71	0,084	1,720	0,650	1,15	-	-	
275-300	8,02	73,8	13,4	193	115	2,92	0,56	0,63	0,075	1,580	0,685	0,99	-	-	
300-325	8,30	74,2	14,4	200	127	2,77	0,57	0,52	0,062	1,580	0,670	0,90	-	-	
325-350	8,10	74,7	14,4	198	134	3,02	0,59	0,54	0,071	1,410	0,675	0,86	-	-	
350-375	8,30	72,8	17,0	181	111	2,74	0,65	0,65	0,076	1,430	0,715	1,06	-	-	
375-400	8,21	76,0	16,5	196	115	2,85	0,73	0,61	0,064	1,380	0,675	1,06	-	-	

Tabelle 16. Analysenergebnisse K-Feld 2.3.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	tco <sub>3</sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,18	74,2	25,0	227	155	3,49	0,34	0,35	0,395	1,010	0,328	1,18	4,45	0,226
25- 50	8,21	77,5	31,3	236	179	3,75	0,42	0,51	0,224	0,202	0,474	2,27	4,83	0,187
50- 75	8,09	72,9	30,6	239	196	3,25	0,43	0,61	0,067	0,169	0,948	1,89	2,94	0,091
75-100	8,26	67,0	22,7	239	193	3,12	0,42	0,47	0,067	0,339	1,120	0,86	2,91	0,073
100-125	8,43	59,9	17,5	208	149	2,87	0,36	0,37	0,054	0,500	0,682	0,59	3,18	0,067
125-150	8,08	57,2	7,8	199	120	2,67	0,37	0,23	0,054	0,492	0,512	0,58	3,43	0,072
150-175	8,30	61,4	6,0	198	107	3,34	0,36	0,35	0,040	0,750	0,536	0,61	2,58	0,085
175-200	8,09	66,7	4,1	206	124	2,96	0,43	0,42	0,044	1,090	0,531	0,72	3,46	0,094
200-225	8,06	66,7	7,5	198	117	3,04	0,46	0,47	0,043	1,120	0,557	0,79	3,46	0,091
225-250	8,20	70,9	5,2	195	114	3,04	0,52	0,42	0,049	1,430	0,547	0,72	3,87	0,114
250-275	8,10	70,4	5,2	203	117	2,99	0,50	0,41	0,046	1,330	0,604	0,80	3,29	0,127
275-300	8,45	70,5	4,9	195	142	2,79	0,57	0,44	0,055	1,320	0,714	0,86	2,99	0,117
300-325	8,33	67,1	9,3	196	111	2,27	0,52	0,41	0,048	1,270	0,583	0,79	1,29	0,125
325-350	8,08	70,7	2,3	199	110	2,96	0,59	0,39	0,042	1,270	0,661	0,79	3,54	0,125
350-375	8,40	71,5	5,2	203	125	2,72	0,62	0,45	0,053	1,310	0,630	0,86	2,77	0,136
375-400	8,10	71,2	3,7	214	135	2,94	0,63	0,44	0,051	1,430	0,599	0,92	2,96	0,139

Tabelle 17. Analysenergebnisse K-Feld 26.4.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,10	127,2	40,8	202	149	5,75	0,75	0,47	0,196	6,700	0,912	1,82	-	-
25- 50	8,03	115,0	54,9	200	157	5,13	0,59	0,57	0,142	4,790	1,070	2,35	-	-
50- 75	8,05	68,5	22,8	217	183	2,94	0,44	0,46	0,066	1,210	1,020	1,19	-	-
75-100	-	55,8	29,8	189	181	2,15	0,39	-	-	1,130	0,784	0,79	-	-
100-125	-	67,1	18,9	145	130	2,78	0,52	0,47	0,114	1,660	0,754	0,98	-	-
125-150	8,37	65,9	12,6	151	116	2,79	0,46	0,39	0,066	1,550	0,633	1,01	-	-
150-175	8,07	62,3	34,5	148	99	2,62	0,40	0,37	0,043	1,540	0,560	0,97	-	-
175-200	8,01	63,7	47,1	172	114	2,09	0,42	0,39	0,060	1,570	0,553	0,93	-	-
200-225	7,99	65,3	39,2	179	127	2,70	0,43	0,41	0,100	1,680	0,607	0,98	-	-
225-250	8,22	69,7	59,6	178	119	2,21	0,50	0,41	0,079	1,620	0,562	0,96	-	-
250-275	8,13	67,1	14,2	-	-	2,81	0,44	0,41	0,063	1,520	0,656	0,96	-	-
275-300	8,12	68,8	14,2	175	114	2,88	0,50	0,41	0,113	1,460	0,676	0,95	-	-
300-325	8,20	73,5	23,6	186	117	3,27	0,59	0,50	0,062	1,560	0,695	1,09	-	-
325-350	8,23	68,5	11,1	195	130	2,99	0,60	0,43	0,095	1,390	0,738	0,93	-	-
350-375	8,20	67,0	9,5	202	130	2,92	0,64	0,42	0,058	1,270	0,690	0,98	-	-
375-400	8,25	70,4	7,2	200	120	2,81	0,76	0,54	0,083	1,370	0,653	1,07	-	-

Tabelle 18. Analysenergebnisse K-Feld 29.11.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20}^{\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	7,84	73,6	31,4	229	161	2,89	0,49	0,77	0,154	2,950	0,689	0,73	-	-
25- 50	7,84	56,2	18,9	195	155	2,20	0,42	0,48	0,079	1,650	0,581	0,65	-	-
50- 75	8,18	52,8	36,9	229	198	2,02	0,31	0,59	0,217	1,060	0,595	0,87	-	-
75-100	8,12	63,6	19,7	215	174	2,57	0,48	0,55	0,066	1,420	0,696	1,06	-	-
100-125	8,24	65,8	18,9	200	138	2,75	0,49	0,46	0,056	1,410	0,710	1,13	-	-
125-150	8,31	66,1	12,6	199	119	2,75	0,49	0,43	0,062	1,250	0,932	1,12	-	-
150-175	7,81	60,5	9,5	195	120	2,49	0,48	0,35	0,049	1,180	0,653	1,00	-	-
175-200	8,01	62,7	46,3	202	126	2,55	0,48	0,45	0,050	1,350	0,585	1,01	-	-
200-225	8,14	68,7	18,9	188	116	2,82	0,48	0,58	0,145	1,740	0,609	1,17	-	-
225-250	8,36	66,5	19,7	190	111	2,35	0,53	0,47	0,045	1,500	0,509	1,09	-	-
250-275	8,01	72,3	16,5	193	107	2,71	0,56	0,85	0,058	1,470	0,674	1,47	-	-
275-300	8,08	70,4	16,5	196	124	2,76	0,62	0,52	0,069	1,430	0,648	1,26	-	-
300-325	8,05	70,8	15,8	190	119	2,88	0,51	0,50	0,099	1,650	0,682	1,20	-	-
325-350	7,99	70,2	11,8	193	114	2,69	0,63	0,48	0,049	1,450	0,711	1,16	-	-
350-375	8,30	76,6	13,4	200	112	2,99	0,78	0,44	0,070	1,470	0,717	1,54	-	-
375-400	8,03	74,0	29,1	215	125	2,89	0,79	0,47	0,066	1,580	0,715	1,08	-	-

Tabelle 19. Analysenergebnisse K-Feld 2.4.1990

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	176	152	4,24	0,83	-	-	6,620	-	-	-	-
25- 50	-	-	-	174	156	3,24	0,55	-	-	4,930	-	-	-	-
50- 75	-	-	-	211	195	2,41	0,45	-	-	2,450	-	-	-	-
75-100	-	-	-	192	157	2,23	0,39	-	-	1,590	-	-	-	-
100-125	-	-	-	181	120	2,72	0,40	-	-	1,270	-	-	-	-
125-150	-	-	-	189	119	2,51	0,41	-	-	1,190	-	-	-	-
150-175	-	-	-	199	127	2,47	0,45	-	-	1,040	-	-	-	-
175-200	-	-	-	183	114	2,47	0,43	-	-	1,050	-	-	-	-
200-225	-	-	-	183	109	2,53	0,39	-	-	1,070	-	-	-	-
225-250	-	-	-	182	109	2,49	0,46	-	-	1,190	-	-	-	-
250-275	-	-	-	183	109	2,30	0,42	-	-	1,140	-	-	-	-
275-300	-	-	-	-	-	2,43	0,48	-	-	1,280	-	-	-	-
300-325	-	-	-	182	122	2,42	0,46	-	-	1,190	-	-	-	-
325-350	-	-	-	202	131	2,54	0,51	-	-	1,210	-	-	-	-
350-375	-	-	-	192	109	2,38	0,60	-	-	1,240	-	-	-	-
375-400	-	-	-	209	122	2,16	0,81	-	-	1,340	-	-	-	-

Tabelle 20. Analysenergebnisse K-Feld 19.7.1990



Tiefe	pH	$\lambda_{28^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	205	159	2,48	0,43	0,53	0,081	3,620	1,720	0,56	-	-
25- 50	-	-	-	176	159	3,90	0,54	0,57	-	2,160	0,951	0,55	-	-
50- 75	-	-	-	170	166	-	-	-	-	1,620	-	-	-	-
75-100	-	-	-	149	135	2,38	0,43	0,50	-	1,660	-	-	-	-
100-125	-	-	-	192	143	2,72	0,53	0,39	0,062	1,640	0,887	0,96	-	-
125-150	-	-	-	176	116	2,96	0,68	0,35	0,032	0,920	0,653	0,72	-	-
150-175	-	-	-	183	124	2,08	0,32	0,33	0,033	0,740	0,583	0,66	-	-
175-200	-	-	-	181	121	2,15	0,37	0,35	0,031	0,770	0,591	0,69	-	-
200-225	-	-	-	185	122	2,24	0,34	0,50	0,041	0,840	0,637	0,84	-	-
225-250	-	-	-	196	117	2,20	0,41	0,52	0,044	0,880	0,653	0,84	-	-
250-275	-	-	-	166	83	2,40	0,42	0,40	0,031	0,950	0,590	0,85	-	-
275-300	-	-	-	193	138	2,64	0,42	0,57	0,053	1,000	0,781	1,28	-	-
300-325	-	-	-	205	140	2,71	0,49	0,51	0,045	1,010	0,681	0,96	-	-
325-350	-	-	-	186	119	2,45	0,51	0,43	0,037	1,010	0,690	0,86	-	-
350-375	-	-	-	208	127	2,52	0,70	0,50	0,036	1,150	0,722	1,07	-	-
375-400	-	-	-	192	112	2,70	0,67	0,59	0,047	1,250	0,694	1,19	-	-

Tabelle 21. Analysenergebnisse K-Feld 27.9.1990

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	250	185	3,32	0,48	0,47	0,079	3,080	0,707	0,91	-	-
25- 50	-	-	-	193	153	4,26	0,61	0,59	0,065	4,580	0,946	2,05	-	-
50- 75	-	-	-	238	200	2,86	0,49	0,47	0,057	3,120	0,604	1,03	-	-
75-100	-	-	-	227	189	2,60	0,41	0,43	0,042	1,950	0,674	1,09	-	-
100-125	-	-	-	179	142	2,50	0,44	0,42	0,056	1,380	0,714	1,09	-	-
125-150	-	-	-	181	120	2,43	0,36	0,37	0,039	0,910	0,676	0,94	-	-
150-175	-	-	-	188	127	2,11	0,38	0,40	0,072	0,790	0,632	1,24	-	-
175-200	-	-	-	176	116	2,33	0,44	0,37	0,038	0,800	0,592	1,22	-	-
200-225	-	-	-	178	125	2,39	0,37	0,47	0,042	0,880	0,632	1,39	-	-
225-250	-	-	-	171	112	2,17	0,41	0,39	0,045	0,930	0,588	1,31	-	-
250-275	-	-	-	168	109	2,40	0,47	0,41	0,046	1,030	0,602	1,27	-	-
275-300	-	-	-	171	103	2,55	0,41	0,39	0,054	1,070	0,644	1,27	-	-
300-325	-	-	-	193	134	2,52	0,44	0,43	0,041	0,880	0,634	1,04	-	-
325-350	-	-	-	190	125	2,17	0,44	0,36	0,039	0,980	0,591	0,90	-	-
350-375	-	-	-	185	112	2,44	0,51	0,35	0,037	1,050	0,614	0,93	-	-
375-400	-	-	-	199	122	2,45	0,52	0,36	0,037	1,160	0,648	0,96	-	-

Tabelle 22. Analysenergebnisse K-Feld 14.11.1990

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	263	163	1,95	0,20	0,26	0,263	0,890	0,265	0,54	-	-
25- 50	-	-	-	203	152	2,41	0,18	0,36	0,051	1,060	0,473	0,35	-	-
50- 75	-	-	-	233	199	3,13	0,54	0,52	0,039	1,590	1,250	1,28	-	-
75-100	-	-	-	220	174	4,43	0,69	0,51	0,053	3,870	0,626	3,75	-	-
100-125	-	-	-	227	170	4,19	0,60	0,46	0,065	3,740	0,588	3,01	-	-
125-150	-	-	-	198	129	3,46	0,55	0,44	0,055	2,730	0,748	1,48	-	-
150-175	-	-	-	218	153	2,68	0,43	0,44	0,058	1,470	0,695	1,02	-	-
175-200	-	-	-	190	125	2,50	0,39	0,38	0,041	1,290	0,632	0,85	-	-
200-225	-	-	-	199	122	2,54	0,46	0,40	0,050	1,380	0,789	0,84	-	-
225-250	-	-	-	188	120	2,53	0,46	0,40	0,047	1,380	0,732	0,89	-	-
250-275	-	-	-	188	117	2,59	0,49	0,41	0,061	1,420	0,653	1,12	-	-
275-300	-	-	-	193	124	2,37	0,49	0,40	0,055	1,450	0,696	1,32	-	-
300-325	-	-	-	198	149	2,70	0,44	0,41	0,050	1,270	0,789	0,93	-	-
325-350	-	-	-	198	130	2,59	0,51	0,41	0,046	1,330	0,720	0,99	-	-
350-375	-	-	-	200	145	2,63	0,51	0,36	0,051	1,190	0,694	0,92	-	-
375-400	-	-	-	193	126	2,62	0,54	0,26	0,053	1,180	0,706	0,90	-	-

Tabella 23. Analysenergebnisse K-Feld 11.1.1991

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	-	-	-	264	163	6,14	0,69	0,43	0,174	5,330	-	-	-	-
25- 50	-	-	-	235	160	2,03	0,25	0,42	0,038	1,200	-	-	-	-
50- 75	-	-	-	209	163	2,59	0,39	0,60	0,078	1,620	-	-	-	-
75-100	-	-	-	214	159	3,24	0,47	0,60	0,056	2,580	-	-	-	-
100-125	-	-	-	206	131	3,85	0,60	0,62	0,074	3,930	-	-	-	-
125-150	-	-	-	206	124	2,97	0,45	0,48	0,037	2,820	-	-	-	-
150-175	-	-	-	209	121	2,53	0,44	0,48	0,047	1,830	-	-	-	-
175-200	-	-	-	190	109	2,32	0,40	0,48	0,047	1,320	-	-	-	-
200-225	-	-	-	193	107	2,48	0,46	0,51	0,065	1,320	-	-	-	-
225-250	-	-	-	185	101	2,20	0,43	0,50	0,049	1,040	-	-	-	-
250-275	-	-	-	190	100	2,11	0,51	0,51	0,065	1,120	-	-	-	-
275-300	-	-	-	190	110	2,24	0,52	0,50	0,056	1,060	-	-	-	-
300-325	-	-	-	200	110	2,62	0,57	0,57	0,070	1,250	-	-	-	-
325-350	-	-	-	209	112	2,51	0,64	0,57	0,055	1,180	-	-	-	-
350-375	-	-	-	203	88	2,27	0,70	0,53	0,069	1,220	-	-	-	-
375-400	-	-	-	206	100	2,40	0,72	0,56	0,069	1,330	-	-	-	-

Tabelle 24. Analysenergebnisse K-Feld 22.3.1991

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	7,99	66,2	22,4	214	164	2,90	0,30	0,33	0,240	0,650	0,819	0,70	3,06	0,165
25- 50	8,01	67,2	21,5	186	142	2,98	0,33	0,29	0,059	0,377	1,290	0,57	2,60	0,088
50- 75	7,41	54,8	21,1	164	138	2,21	0,28	0,80	0,160	0,395	1,220	0,75	1,58	0,090
75-100	7,73	46,8	18,4	164	156	1,78	0,23	-	0,100	0,467	0,485	1,12	1,30	-
100-125	8,10	56,3	14,0	157	139	2,39	0,29	0,47	0,043	1,020	0,505	1,24	2,15	0,039
125-150	7,96	60,5	13,2	175	121	2,60	0,35	0,51	0,041	1,440	0,456	1,10	2,33	0,039
150-175	7,87	62,5	12,7	181	152	2,75	0,38	0,49	0,032	1,640	0,452	0,94	2,68	0,043
175-200	7,93	71,2	7,9	179	129	3,12	0,44	0,51	0,036	2,070	0,522	1,06	2,76	0,051
200-225	7,92	76,5	4,8	182	127	3,25	0,53	0,57	0,052	2,110	0,613	1,16	2,82	0,057
225-250	7,96	71,8	4,8	185	134	3,15	0,48	0,55	0,026	1,660	0,614	1,23	2,87	0,064
250-275	7,89	74,0	4,8	189	129	3,14	0,57	0,60	0,051	1,340	0,716	1,02	3,36	0,076
275-300	8,35	74,7	3,7	198	105	2,66	0,60	0,49	0,027	1,090	0,647	0,88	3,25	0,083
300-325	8,13	73,0	4,8	186	107	3,11	0,57	0,57	0,039	1,180	0,687	1,05	3,42	0,085
325-350	7,96	79,2	8,1	212	114	3,43	0,66	0,75	0,050	1,040	0,780	1,41	3,72	0,107
350-375	8,12	77,0	5,9	166	139	3,27	0,64	0,66	0,041	1,070	0,722	1,21	3,64	0,102
375-400	8,14	71,1	6,0	203	143	2,83	0,61	0,65	0,057	1,190	0,804	1,40	2,53	0,074

Tabelle 25. Analysenergebnisse B-Feld 9.11.1988

Tiefe	pH	$\lambda_{28^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,50	63,6	28,9	225	160	2,84	0,25	0,21	0,414	0,466	0,496	0,67	4,09	0,215
25- 50	8,08	63,1	22,3	208	153	2,84	0,25	0,23	0,214	1,110	0,967	0,38	2,44	0,142
50- 75	8,04	53,2	14,2	211	157	2,42	0,26	0,24	0,074	0,487	0,738	0,34	2,59	0,090
75-100	8,15	49,8	14,7	233	192	2,04	0,25	0,37	0,078	0,289	0,598	0,52	2,56	0,064
100-125	8,34	46,4	14,3	224	164	1,84	0,23	0,39	0,086	0,388	0,534	0,60	2,12	0,043
125-150	8,27	59,9	11,4	185	125	2,46	0,31	0,46	0,067	0,541	0,417	0,64	3,39	0,051
150-175	8,11	60,8	7,4	198	119	2,48	0,32	0,38	0,067	0,788	0,413	0,63	3,46	0,060
175-200	8,41	71,8	4,6	215	130	2,71	0,39	0,35	0,066	1,560	0,404	0,64	3,19	0,067
200-225	8,21	75,6	6,4	235	153	2,93	0,43	0,40	0,072	1,720	0,482	0,66	3,29	0,069
225-250	8,31	75,1	4,6	217	145	3,12	0,47	0,42	0,104	1,950	0,557	0,69	3,53	0,076
250-275	8,33	73,6	2,3	224	142	3,07	0,42	0,39	0,074	1,720	0,584	0,56	3,73	0,083
275-300	8,20	68,8	4,9	212	138	2,86	0,46	0,41	0,041	1,450	0,651	0,57	3,43	0,010
300-325	8,17	62,1	11,5	195	125	2,47	0,43	0,44	0,051	1,200	0,712	0,66	2,56	0,069
325-350	8,22	59,2	7,4	206	127	2,40	0,40	0,37	0,051	1,010	0,727	0,55	2,69	0,074
350-375	8,16	69,0	6,6	200	121	2,73	0,59	0,44	0,051	1,040	0,747	0,61	3,46	0,111
375-400	8,36	73,5	4,1	161	91	2,89	0,65	0,44	-	1,250	0,767	0,63	3,83	0,116

Tabelle 26. Analysenergebnisse B-Feld 22.12.1988

Tiefe	pH	$\lambda_{28^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
				[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]	[mmol/l]					
0- 25	8,12	74,9	31,3	214	149	3,40	0,36	0,41	0,418	1,780	0,656	0,37	3,85	0,203
25- 50	7,99	81,4	30,2	217	163	3,72	0,42	0,45	0,238	1,830	1,250	0,41	3,07	0,119
50- 75	7,99	71,1	21,6	196	144	3,41	0,37	0,50	0,106	0,760	1,070	0,37	3,85	0,100
75-100	8,09	67,7	15,4	199	147	3,03	0,37	0,65	0,076	0,380	1,000	0,39	3,82	0,067
100-125	8,08	50,6	17,5	199	153	2,18	0,27	0,50	0,072	0,430	0,671	0,45	2,46	0,041
125-150	8,05	51,6	10,9	199	130	2,20	0,28	0,47	0,048	0,850	0,614	0,54	2,10	0,029
150-175	8,06	77,0	10,3	199	131	3,29	0,49	0,78	0,053	1,730	0,661	0,63	3,30	0,060
175-200	8,01	79,1	9,8	196	122	3,45	0,53	0,64	0,046	2,160	0,681	0,70	3,53	0,060
200-225	8,19	78,6	10,5	195	124	3,39	0,54	0,52	0,046	2,190	0,666	0,70	3,37	0,062
225-250	7,89	77,5	28,2	195	107	3,44	0,54	0,51	0,042	2,110	0,676	0,73	3,33	0,067
250-275	7,90	75,3	17,0	182	98	3,29	0,54	0,51	0,070	1,860	0,734	0,78	2,85	0,072
275-300	7,93	75,0	11,9	183	100	3,33	0,58	0,58	0,039	1,710	0,760	0,82	3,30	0,067
300-325	7,94	73,6	15,4	186	117	3,42	0,60	0,52	0,041	1,590	0,713	0,70	3,92	0,088
325-350	8,00	63,3	8,3	212	138	2,65	0,47	0,42	0,048	1,540	0,713	0,72	2,07	0,055
350-375	8,03	65,4	11,9	200	126	2,81	0,55	0,43	0,034	1,550	0,713	0,75	2,46	0,062
375-400	8,04	69,4	15,4	192	120	2,94	0,65	0,43	0,034	1,670	0,739	0,80	2,68	0,069

Tabelle 27. Analysenergebnisse B-Feld 1.2.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von									
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si	
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]									
0- 25	8,36	74,5	38,4	221	152	3,02	0,47	0,53	0,517	0,475	0,510	0,87	-	-	
25- 50	8,20	84,8	36,9	193	142	3,69	0,44	0,74	0,218	1,480	0,984	1,01	-	-	
50- 75	8,38	69,5	31,3	192	136	2,94	0,40	0,77	0,107	0,533	1,080	0,72	-	-	
75-100	8,06	55,8	18,5	199	138	2,22	0,29	0,64	0,069	0,450	0,865	0,55	-	-	
100-125	8,38	63,2	29,7	195	145	2,53	0,34	0,77	0,123	0,675	0,646	0,93	-	-	
125-150	8,43	77,8	21,6	199	140	3,15	0,51	0,85	0,168	1,670	0,755	1,00	-	-	
150-175	7,81	86,4	21,6	196	134	3,40	0,56	0,81	0,121	2,110	0,797	1,18	-	-	
175-200	8,19	78,5	13,9	198	135	3,03	0,52	0,69	0,090	2,320	0,833	0,94	-	-	
200-225	8,29	84,0	11,9	203	130	3,52	0,58	0,70	0,075	2,180	0,818	0,87	-	-	
225-250	8,12	86,0	21,1	192	116	3,49	0,66	0,66	0,063	2,170	0,849	0,99	-	-	
250-275	8,19	81,9	27,2	185	106	3,16	0,66	0,66	0,061	1,960	0,818	1,08	-	-	
275-300	8,09	80,6	34,3	196	129	3,11	0,56	0,65	0,083	1,830	0,833	1,13	-	-	
300-325	8,32	82,4	19,0	200	136	3,29	0,66	0,65	0,081	1,790	0,797	1,06	-	-	
325-350	8,20	84,8	19,0	196	127	3,16	0,71	0,80	0,096	1,790	0,766	1,56	-	-	
350-375	8,08	83,7	20,0	192	116	3,10	0,83	0,71	0,076	1,820	0,771	1,37	-	-	
375-400	7,95	86,5	14,9	198	105	3,15	0,90	0,79	0,073	1,900	0,802	1,35	-	-	

Tabelle 28. Analysenergebnisse B-Feld 2.3.1989



Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,20	66,3	35,4	252	175	2,86	0,32	0,39	0,714	0,137	0,422	1,07	4,12	0,223
25- 50	8,16	72,6	22,3	190	144	3,51	0,37	0,54	0,149	0,661	0,594	1,56	3,68	0,169
50- 75	8,08	65,4	16,5	198	136	2,96	0,35	0,59	0,079	0,500	0,661	1,64	3,02	0,098
75-100	8,26	57,7	19,9	196	147	2,55	0,34	0,68	0,059	0,282	0,531	1,38	3,16	0,093
100-125	8,05	60,8	13,6	214	145	2,64	0,35	0,66	0,089	0,242	0,719	1,07	3,43	0,087
125-150	8,09	57,8	10,3	214	138	2,52	0,35	0,71	0,082	0,185	0,448	0,92	3,43	0,084
150-175	8,42	60,1	9,5	206	155	1,83	0,39	0,80	0,050	0,226	0,427	1,17	2,17	0,092
175-200	8,16	65,9	7,7	203	151	1,75	0,42	0,78	0,046	0,419	0,510	1,14	1,92	0,114
200-225	8,15	69,3	7,7	205	131	2,79	0,49	0,86	0,054	0,613	0,604	1,20	3,60	0,113
225-250	8,04	71,3	7,7	202	126	2,96	0,45	0,82	0,060	1,080	0,734	1,15	3,40	0,086
250-275	8,28	70,4	7,7	202	119	2,98	0,45	0,72	0,061	1,290	0,698	1,08	3,10	0,103
275-300	8,09	70,2	7,3	200	120	2,89	0,48	0,74	0,064	1,230	0,661	1,13	2,99	0,117
300-325	8,14	70,4	12,1	202	133	1,96	0,55	0,79	0,052	1,160	0,724	1,01	1,67	0,131
325-350	8,13	72,8	6,9	186	105	2,82	0,60	0,75	0,050	1,040	0,708	1,10	3,32	0,129
350-375	8,15	70,6	7,7	208	133	2,90	0,63	0,64	0,061	1,070	0,682	0,93	3,54	0,143
375-400	8,52	73,1	5,4	208	145	2,82	0,75	0,64	0,064	1,130	0,718	1,11	3,21	0,150

Tabelle 29. Analysenergebnisse B-Feld ( ungepflügt) 26.4.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	8,40	68,4	22,2	220	159	3,14	0,40	0,34	0,402	1,570	0,510	1,04	3,13	0,236
25- 50	8,16	58,4	18,1	206	152	2,79	0,31	0,30	0,153	0,919	0,343	0,92	3,32	0,182
50- 75	8,40	48,9	14,4	209	163	2,26	0,28	0,32	0,060	0,887	0,411	0,70	2,66	0,142
75-100	8,21	56,9	15,5	227	200	2,65	0,34	0,50	0,067	1,060	1,040	0,18	2,22	0,093
100-125	8,18	68,0	11,0	214	167	3,14	0,40	0,55	0,104	1,520	1,090	0,49	3,05	0,128
125-150	8,11	62,3	6,9	205	139	2,86	0,38	0,43	0,052	1,740	0,646	0,47	2,88	0,069
150-175	8,09	59,6	2,8	212	140	2,77	0,36	0,39	0,041	1,070	1,430	0,65	3,13	0,074
175-200	8,04	68,1	5,4	208	147	3,21	0,47	0,38	0,042	1,590	0,685	0,80	3,60	0,080
200-225	8,10	68,6	5,4	199	124	2,79	0,46	0,44	0,057	1,770	0,682	0,72	2,47	0,080
225-250	8,07	74,7	3,9	200	112	3,52	0,53	0,40	0,042	2,310	1,270	0,69	3,27	0,093
250-275	8,02	78,3	2,8	190	105	2,82	0,55	0,42	0,042	2,400	0,724	0,80	2,11	0,127
275-300	8,05	74,8	3,9	202	130	3,44	0,57	0,42	0,041	2,160	0,719	0,78	3,43	0,104
300-325	8,08	69,8	2,4	198	103	2,72	0,56	0,42	0,045	1,900	0,739	0,70	1,97	0,115
325-350	8,14	66,9	2,1	195	106	2,92	0,55	0,43	0,047	1,630	0,760	0,75	2,83	0,117
350-375	8,05	72,7	3,2	208	133	2,32	0,64	0,44	0,049	1,490	0,771	0,85	1,92	0,157
375-400	8,13	72,3	4,3	212	130	3,13	0,69	0,46	0,050	1,570	0,875	0,90	3,49	0,137

Tabella 30. Analysenergebnisse B-Feld (gepflügt) 26.4.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	7,84	52,8	31,1	250	143	2,45	0,20	0,26	0,043	0,453	0,671	0,61	2,05	0,090
25- 50	7,90	66,8	24,6	256	181	3,17	0,25	0,39	0,050	0,801	1,570	0,23	2,19	0,074
50- 75	8,27	75,3	34,2	233	170	3,22	0,33	1,13	0,149	1,080	0,674	0,99	3,53	0,034
75-100	8,32	46,9	28,5	189	153	1,95	0,21	0,71	0,082	0,234	0,488	0,39	2,49	0,029
100-125	8,30	51,9	24,6	182	140	2,06	0,22	0,86	0,074	0,306	0,674	0,43	2,46	0,036
125-150	8,33	63,9	16,2	175	136	2,79	0,28	0,89	0,067	0,215	1,190	0,21	3,12	0,048
150-175	8,24	55,7	22,8	220	163	2,29	0,24	0,97	0,072	0,118	0,850	0,34	2,84	0,055
175-200	8,18	59,1	12,3	202	164	2,36	0,22	1,05	0,063	0,092	1,030	0,25	2,93	0,072
200-225	8,05	65,3	9,2	186	111	2,87	0,24	1,00	0,041	0,113	1,110	0,17	3,65	0,090
225-250	7,88	54,3	11,0	111	60	2,22	0,19	0,86	0,046	0,046	0,530	0,13	2,22	0,076
250-275	8,16	46,0	7,0	144	68	1,91	0,17	0,72	0,029	0,068	1,100	0,17	1,64	0,051
275-300	8,14	50,2	7,9	133	53	2,04	0,16	0,67	0,026	0,068	1,100	0,20	1,81	0,053
300-325	7,99	61,1	11,0	139	49	2,66	0,22	0,84	0,046	0,248	1,320	0,33	2,38	0,081
325-350	7,96	65,2	8,3	86	65	2,86	0,29	0,87	0,038	0,387	1,650	0,42	2,00	0,093
350-375	7,82	76,1	11,8	94	40	3,15	0,49	1,02	0,048	0,717	1,950	0,62	2,01	0,100
375-400	7,89	76,5	22,5	36	10	3,01	0,42	1,25	0,113	0,785	1,730	1,07	1,55	0,095

Tabelle 31. Analysenergebnisse Wiese 9.11.1988

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>3</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	7,86	47,6	243,0	300	174	2,24	0,24	0,32	0,093	0,000	0,524	1,14	3,11	0,177
25- 50	7,72	41,8	52,2	258	171	1,96	0,20	0,33	0,042	0,450	0,416	0,32	2,75	0,090
50- 75	8,26	45,6	50,6	233	167	2,12	0,26	0,41	0,101	0,183	0,807	0,34	2,59	0,032
75-100	8,01	51,0	47,6	225	156	2,35	0,26	0,64	0,088	0,125	0,656	0,39	4,02	0,036
100-125	7,98	43,1	40,9	215	129	1,88	0,21	0,66	0,043	0,133	0,541	0,32	3,33	0,039
125-150	8,17	45,9	25,6	196	122	1,86	0,23	0,96	0,052	0,142	0,697	0,31	3,01	0,048
150-175	8,11	60,0	27,7	227	153	2,57	0,30	1,23	0,050	0,108	0,786	0,35	4,21	0,057
175-200	8,45	63,7	21,1	232	166	2,60	0,31	1,30	0,127	0,058	0,957	0,42	4,18	0,062
200-225	7,92	60,9	19,0	199	116	2,79	0,25	1,10	0,042	0,042	1,050	0,28	4,57	0,076
225-250	7,87	62,0	10,3	153	63	3,53	-	1,02	0,036	0,050	1,180	0,28	4,28	0,079
250-275	7,92	50,9	14,4	121	48	3,24	-	0,90	0,051	0,100	1,250	0,31	2,42	0,057
275-300	7,99	54,4	15,4	78	27	2,10	-	0,99	0,131	0,142	1,300	0,63	2,10	0,060
300-325	7,97	58,6	13,4	164	82	3,60	-	0,93	0,093	0,167	1,350	0,45	3,07	0,088
325-350	8,10	71,7	20,5	89	52	4,34	-	0,96	0,070	0,533	2,030	0,72	2,16	0,081
350-375	7,87	77,7	14,9	91	49	4,49	0,29	1,07	0,090	0,121	1,560	1,03	2,72	0,083
375-400	7,95	73,5	17,5	49	26	3,10	0,24	1,28	0,135	0,163	1,380	1,61	2,29	0,085

Tabelle 32. Analysenergebnisse Wiese 2.3.1989

Tiefe	pH	$\lambda_{20^\circ\text{C}}$	DOC	Feuchte		Konzentration in der Bodenlösung von								
				vor Zent.	nach Zent.	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	t <sub>CO<sub>2</sub></sub>	Si
[cm]	[-]	[mS/m]	[mg/l]	[g/kg TM]		[mmol/l]								
0- 25	7,50	86,5	425,0	316	157	4,17	0,48	0,51	0,612	0,161	1,070	1,72	1,42	0,214
25- 50	7,88	50,4	40,8	274	156	2,49	0,25	0,23	0,041	0,419	0,958	0,76	2,47	0,137
50- 75	8,18	53,4	28,1	236	153	2,65	0,32	0,31	0,044	0,242	0,557	0,23	3,38	0,068
75-100	8,19	51,4	21,8	222	147	2,46	0,27	0,45	0,040	0,040	0,693	0,21	3,51	0,054
100-125	8,11	56,7	29,6	217	124	2,76	0,32	0,70	0,145	0,040	0,458	0,31	4,48	0,091
125-150	8,16	52,6	13,2	202	115	2,38	0,25	0,92	0,039	0,024	0,547	0,25	3,82	0,088
150-175	8,14	59,0	17,0	222	139	2,61	0,27	1,22	0,035	0,016	0,698	0,28	4,20	0,105
175-200	8,16	64,0	11,4	229	148	2,89	0,28	1,25	0,036	0,016	0,878	0,45	4,72	0,116
200-225	8,25	69,5	25,5	217	133	3,40	0,30	1,17	0,048	0,032	1,010	0,31	3,76	0,139
225-250	8,04	57,4	13,6	168	74	2,68	0,21	0,95	0,032	0,008	1,190	0,20	3,62	0,124
250-275	8,08	52,7	9,1	125	42	2,29	0,22	0,94	0,037	0,024	1,200	0,16	2,88	0,111
275-300	8,03	53,0	9,5	83	27	2,27	0,20	0,94	0,043	0,040	1,150	0,28	2,74	0,115
300-325	8,34	53,6	11,0	153	63	2,31	0,24	0,89	0,037	0,056	1,060	0,17	2,96	0,123
325-350	8,03	55,4	9,1	83	27	2,37	0,26	0,88	0,050	0,145	1,250	0,30	2,28	0,136
350-375	8,07	60,1	6,9	120	58	2,59	0,34	0,82	0,043	0,589	1,300	0,39	2,25	0,127
375-400	7,94	62,8	4,3	110	43	2,55	0,40	0,89	0,046	0,952	1,310	0,80	1,75	0,127

Tabelle 33. Analysenergebnisse Wiese 26.4.1989

## **B.2 Meßwerte der Lysimeterversuche**

**Tabelle 34. Lysimeterversuch I, luftgetrockneter Boden**

Probe-Nr.	Abfluß	c( NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	c( Ca <sup>2+</sup> )
	[ml]	[mmol/l]	[mmol/l]
1	2	11,60	13,00
2	14	8,24	10,20
3	14	6,58	7,78
4	14	5,92	6,97
5	14	4,66	6,00
6	14	3,55	5,02
7	14	2,73	4,36
8	14	2,27	3,89
9	14	1,99	3,59
10	16	1,92	3,40
11	16	1,86	3,19
12	16	1,88	3,02
13	16	1,86	2,90
14	16	1,80	2,79
15	16	1,77	2,72
16	16	1,63	2,58
17	16	1,49	2,45
18	27	1,31	2,39
19	27	1,12	2,27
20	27	0,95	2,14
21	27	0,82	2,04
22	27	0,70	1,96
23	42	0,63	1,91
24	9	0,57	1,86
25	342	0,32	1,58
26	76	0,16	1,43
27	17	0,12	1,41
28	17	0,09	1,39
29	17	0,09	1,38
30	17	0,08	1,33
31	17	0,09	1,37
32	17	0,08	1,35
33	91	0,07	1,32

Tabelle 35. Lysimeterversuch II, steriler Boden

Probe-Nr.	Abfluß	c( NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	c( Ca <sup>2+</sup> )
	[ml]	[mmol/l]	[mmol/l]
1	5	15,10	25,40
2	16	2,95	13,80
3	18	0,66	-
4	18	0,34	5,27
5	18	0,24	3,93
6	18	0,16	3,11
7	19	0,14	2,61
8	19	0,13	2,40
9	19	0,12	2,25
10	20	0,10	2,10
11	20	0,10	2,03
12	20	0,08	2,03
13	20	0,09	2,03
14	20	0,08	1,99
15	20	0,08	1,96
16	20	0,07	1,93
17	20	0,07	1,92
18	20	0,06	1,84
19	20	0,06	1,93
20	20	0,06	1,91
21	20	0,06	1,87
22	20	0,05	1,86
23	16	0,06	1,82
24	90	0,05	1,79
25	12	0,06	1,77
26	23	0,05	1,76
27	42	0,05	1,74
28	20	0,05	1,65
29	20	0,04	1,59
30	100	0,05	1,49



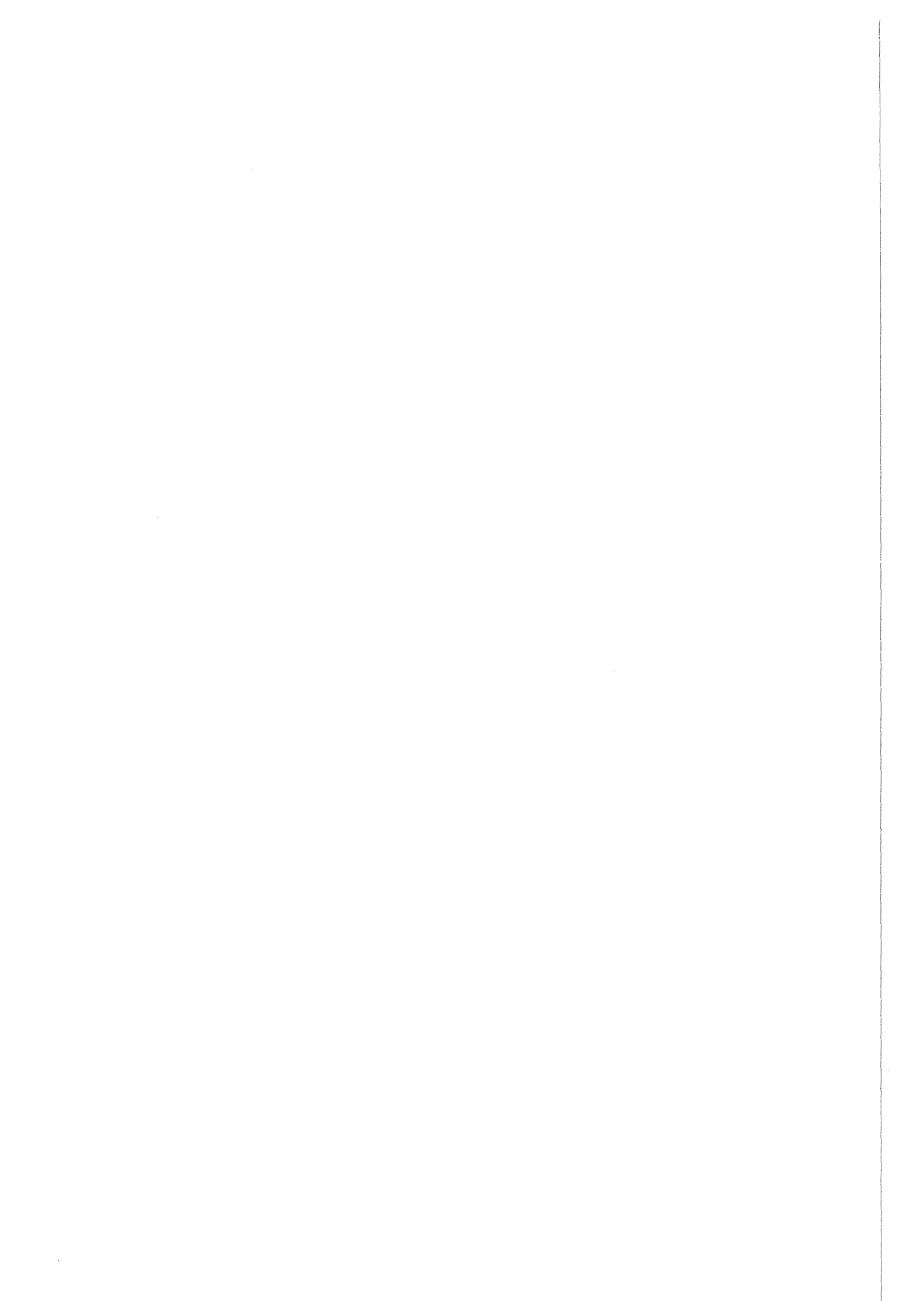
## Literaturverzeichnis

- /1/ Adams, F.; Burmester, C.; Hue, N.V.; Long, F.L.  
A Comparison of Column-Displacement and Centrifuge Methods for Obtaining Soil Solutions  
Soil Sci. Soc. Am. J. 44(1980) 733-735
- /2/ Bischler, K.  
Untersuchung des Tiefenprofils von löslichen Stoffen, Herbiziden und Aminosäuren in der ungesättigten Zone eines Lößbodens aus dem Kraichgau  
Diplomarbeit, Universität Karlsruhe, 1991
- /3/ Buchner, A.; Sturm, H.  
Gezielter Düngen  
DLG-Verlag, 1980
- /4/ Burkard, R.  
Trinkwasserbeschaffenheit in Baden-Württemberg - Schwerpunkte und Tendenzen  
Baden-Württemberg in Wort und Zahl 35(1987) 343-352
- /5/ Burkard, R.  
Die Belastung von Grund- und Quellwasser mit Schadstoffen  
Baden-Württemberg in Wort und Zahl 34(1986) 378-386
- /6/ Czeratzki  
Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion  
Landbauforschung Völkensrode 23(1973) 1-18
- /7/ Davies, B.E.; Davies, R.I.  
A Simple Centrifugation Method for Obtaining Small Samples of Soil Solution  
Nature 198(1963) 216-217
- /8/ Eggers, B.  
Lösungs- und Austauschprozesse in der ungesättigten Bodenwasserzone und Auswirkungen auf das Grundwasser der gesättigten Zone  
PWAB-Zwischenbericht Nr. 089079, Karlsruhe (1991)
- /9/ Elkhatib, E.A.; Bennett, O.L.; Baligar, V.C.; Wright, R.J.  
A Centrifuge Method for Obtaining Soil Solution Using an Immiscible Liquid  
Soil Sci. Soc. Am. J. 50(1986) 297-299
- /10/ Gillman, G.P.  
A Centrifuge Method for Obtaining Soil Solution  
Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO)  
Division of Soils Divisional Report 16(1976) 1-6
- /11/ Gillman, G.P.; Sumpter, E.A.  
Modification to the Compulsive Exchange Method for Measuring Exchange Characteristics of Soils  
Austr. J. Soil Res. 24(1986) 61-66
- /12/  
Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg  
Teil 2: Grundwassermeßnetz  
Hrsg.: Beirat "Erfassung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit" beim  
Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg  
Karlsruhe (1989)
- /13/  
Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg  
Teil 5: Meßdaten Grundwasserbeschaffenheit  
Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg  
Karlsruhe (1991)

- /14/ Helfesrieder, K.; Bartilla, C.; van der Ploeg, R.R.  
Transportvorgänge und Sickerwasserqualität in der ungesättigten Zone unter  
konventionell und umweltschonend bewirtschafteten Ackerflächen  
PWAB-Abschlußbericht PW 87.043, Karlsruhe (1991)
- /15/ Hendry, C.D.; Patrick, L.; Brezonik, L.  
Chemistry of Precipitation at Gainesville, Florida  
Environ. Sci. Technol. 14(1980) 843-849
- /16/ Herbst, F.; Stumpe, H.; Garz, J.  
Änderungen in Menge und vertikaler Verteilung von Ammonium, Nitrat und Chlorid  
im Boden während des Winters  
Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 24(1980) 31-37
- /17/ Jahresbericht der Wasserwirtschaft  
- Haushaltsjahr 1990 -  
Gemeinsamer Bericht der mit der Wasserwirtschaft befaßten Bundesministerien  
Wasser + Boden 6/7(1991) 352-363
- /18/ Jung, J.  
Faktoren der Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden und Beziehungen zum Ge-  
wässerschutz  
Landwirtschaftliche Forschung 25(1972) 336-354
- /19/ Knittel, H.; von Siemens, D.; Fischbeck, G.;  
Zusammenhang zwischen Porengrößenverteilung und dem Nitratgehalt in den Pro-  
filschichten einer Ackerbraunerde vor Beginn der Frühjahrsvegetation  
Z. Acker- und Pflanzenbau 150(1981) 249-257
- /20/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser  
LAWA-Versorgungsbericht 1986  
E. Schmidt Verlag, Berlin, 1987
- /21/ Lindsay, W.L.  
Chemical Equilibria in Soils  
John Wiley & Sons, (1979)
- /22/ Maidl, F.X.; Fischbeck, G.  
Nitratgehalte tieferer Bodenschichten bei unterschiedlichen Fruchtfolgen auf  
intensiv genutzten Ackerbaustandorten  
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150(1987) 213-219
- /23/ Maler, M.  
Über die chemischen Zusammenhänge des Anstiegs der Konzentrationen des Nitrats  
und anderer anorganischer Stoffe im Grundwasser  
KfK-Bericht 4457 (1988)
- /24/ Marshall, C.E.; Chowdhury, M.W.; Upchurch, W.J.  
Lysimetric and Chemical Investigations of Pedological Changes  
2. Equilibration of Profile Samples with aqueous Solutions  
Soil Sci. 116(1973) 336-358
- /25/ Mayer, R.  
Ermittlung des Stoffaustrags aus Böden mit dem Versickerungswasser  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 20(1974) 292-299
- /26/ Meiwes, K.-J.; König, N.; Khana, P.K.; Prenzel, J.; Ulrich, B.  
Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagenhumus und Wurzeln  
zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung der Waldböden  
Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben  
7(1984) 32 ff.
- /27/ Morrison, I.R.; Willson, A.L.  
The Absorptiometric Determination of Silicon in Water

Analyst 88(1963) 88-104

- /28/ Obermann, P.  
Hydrochemische/hydrmechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung  
Bes. Mitteil. zum deutschen gewässerkundl. Jahrbuch 42 (1982)
- /29/ Pekdeger, A.  
Labor- und Felduntersuchungen zur Genese der Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit  
Dissertation Universität Kiel, (1977)
- /30/ Ploeg, R.R. van der; Kahnt, G.  
Transportvorgänge und Sickerwasserqualität in der ungesättigten Zone unter konventionell und alternativ bewirtschafteten Ackerflächen  
Universität Hohenheim, 1989 ( unveröffentlicht )
- /31/ Rohmann, U.; Sontheimer, H.  
Nitrat im Grundwasser  
DVGW - Forschungsstelle, Karlsruhe (1985)
- /32/ Scheffer, F.; Schachtschabel, P.  
Lehrbuch der Bodenkunde  
Verlag Enke, Stuttgart, 12. Aufl. 1989
- /33/ Scheffer, B.; Walther, W.; Kretzschmar, R.; Schmidt, W.D.; Neuhaus, H.  
Zum Einfluß der Bodennutzung auf den Nitrataustrag  
Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 25(1984) 227-235
- /34/ Sextone, A.J.; Revsbech, N.P.; Parkin, T.B.; Tiedje, J.M.  
Direct Measurement of Oxygen Profiles and Denitrification Rates in Soil Aggregates  
Soil Sci. Soc. Am. J. 49(1985) 645-651
- /35/ Sontheimer, H.  
Entsalzung und Enthärtung, wann, wie und warum  
in: Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung  
DVGW - Schriftenreihe 106(1986) 17-32
- /36/  
Verordnung des Ministeriums für Umwelt über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen ( Schutzgebieten- und Ausgleichsverordnung, SchALVO ) vom 27. November 1987  
Landesregierung Baden-Württemberg  
GBL 22,(1987) 742-751
- /37/  
Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe ( Trinkwasserverordnung - TrinkwV )  
Bundesgesetzblatt 66, Teil 1,(1990) 2613-2629
- /38/ Vetter, H.; Steffens, G.  
Wirtschaftseigene Düngung  
DLG-Verlag, Frankfurt, 1986
- /39/ Werner, G.  
Die Entwicklung der Nitratkonzentration in den von der Landeswasserversorgung genutzten Grundwasservorkommen in den letzten 50 Jahren  
LW-Schriftenreihe 3(1983) 13-18
- /40/ Zausig, J.; Hell, U.; Horn, R.  
Eine Methode zur Ermittlung der wasserspannungsabhängigen Änderung des Sauerstoffpartialdruckes und der Sauerstoffdiffusion in einzelnen Bodenaggregaten  
Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 153(1990) 5-10



## **Dank**

Mein Dank gilt

Herrn Prof. Dr. S.H. Eberle für die interessante Themenstellung und die Betreuung der Arbeit,

allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Abteilung Wassertechnologie für Ihre freundliche Unterstützung,

dem Kernforschungszentrum Karlsruhe für die Förderung der Arbeit durch ein Doktorandenstipendium,

allen Freundinnen und Freunden, die mich in der Zeit meiner Arbeit begleitet haben.

*Geheimnisvoll am lichten Tag  
Läßt sich Natur des Schleiers nicht berauben,  
Und was sie Deinem Geist nicht offenbaren mag,  
Das zwingst Du ihr nicht ab mit Hebeln und mit Schrauben.*

Goethe, Faust I