

GÖTTINGER  
BODENKUNDLICHE  
BERICHTE

19

1971

GÖTTINGER  
BODENKUNDLICHE  
BERICHTE

19

1971

# INHALT

Mayer, R.:	
Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Ökosystems .....	1
Ulrich, B. und Khanna, P.K.:	
Methodische Untersuchungen über Kationengehalt der Bodenlösung und Schofield'sche Potentiale .....	121
Reemstma, J.B.:	
Beurteilung der Trophie durch Nadelanalysen .....	149
Werner, D.:	
Böden mit Kalkanreicherungs-Horizonten in NW - Argentinien .....	167
Gebhardt, H.:	
Zur Tonmineralzusammensetzung und Ton-Humus- Bindung in der Sequenz Schwarzerde-Parabraun- erde (Griserde) der Hildesheimer Börde .....	183

Mayer, R. :

**Bioelement -Transport im Niederschlagswasser  
und in der Bodenlösung eines Wald -Ökosystems**

**Göttinger Bodenkundliche Berichte 19, 1 - 119  
(1971)**

## INHALTSVERZEICHNIS

1	Einführung	1
2	Das Solling-Projekt	3
	a) Forschungsvorhaben innerhalb des Solling-Projekts	3
	b) Hauptversuchsfläche B1: Standortbeschreibung	4
3	Methodischer Ansatz	5
4	Meß- und Analysetechnik	9
	a) Bioelemente in den Freiland-Niederschlägen	11
	b) Bioelemente in den Niederschlägen des Buchenbestandes	12
	c) Bioelemente im Sickerwasser der Humusauflage	13
	d) Bioelemente im Sickerwasser des Mineralbodens	16
	e) Streufall	25
	f) Gleichgewichts-Bodenlösung und austauschbare Kationen	25
	g) Chemische Analysen	26
5	Aufbereitung der Daten und varianzanalytische Auswertung	28
6	Input-Output-Analyse/Modellbildung	32
	a) Die Niederschlags- und Bodenwasser-Flußgrößen	33
	b) Teilsystem I: Niederschläge im Buchenbestand B1	35
	ba) Bioelement-Input mit den Freiland-Niederschlägen	35
	bb) Bioelement-Output aus dem oberirdischen Teil des Buchenbestandes	38
	c) Teilsystem II: Bodenlösung innerhalb der Humusauflage	41
	ca) Räumliche Abgrenzung	41
	cb) Flüsse und Quellgrößen	43
	cc) Bioelement-Bilanzen	48
	cd) Stationärer Zustand	52

ce) Einführung der Streu in die Bilanz	53
cf) Der Verlauf der Streuzersetzung - Modell- entwicklung am Beispiel des Kaliums	58
cg) Die übrigen Elemente	65
ch) Zusammenfassende Betrachtung	71
d) Teilsystem III: Bodenlösung im Mineralboden	74
da) Räumliche Abgrenzung	74
db) Bioelement-Flüsse im Mineralboden	76
dc) Quellgröße im Mineralboden	77
dd) Jahresbilanzen - Stationärer Zustand	77
de) Bilanzen für kürzere Zeiträume	85
7 Grundlagen für ein physikalisches Modell	92
a) Thermodynamik der Gleichgewichte und Nicht- Gleichgewichte	92
b) Der Boden als thermodynamisches System	95
c) Diffusionskoeffizienten für den Mineralboden	99
d) Schofield'sche Potentiale	103
e) Rückblick	104
8 Die Rolle der Niederschläge und der Bodenlösung im Bioelement-Haushalt des Buchenbestandes	105
9 Zusammenfassung	113
Literaturverzeichnis	115

## 1 EINFÜHRUNG

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Schwerpunkt-Programms "Experimentelle Ökologie/Solling-Projekt" der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Dieses Forschungsprogramm hat zum Ziel, durch umfassende Bestandsaufnahme die Struktur verschiedener Ökosysteme zu beschreiben und durch Untersuchung der primären und sekundären Produktion sowie der sie beeinflussenden Umweltfaktoren die Dynamik dieser Ökosysteme aufzuklären. Unter Hinweis auf einschlägige Veröffentlichungen zu diesem Thema und speziell zum Solling-Projekt (ELLENBERG, 1967, 1968) kann hier zur Rechtfertigung solcher umfangreichen Untersuchungen, an denen sich eine große Zahl von Forschern der biologischen und der Geowissenschaften beteiligen, folgendes festgestellt werden:

Eingriffe in die natürliche Umwelt, sei es zum Zwecke der Nahrungs- und Rohstoffgewinnung, sei es zwangsläufig durch Belastung der Natur mit Abfallstoffen, erfordern eine umfassende Kenntnis des Aufbaues und der Funktionszusammenhänge der Ökosysteme, die insgesamt unsere Umwelt bilden. Aus diesen Kenntnissen heraus müssen die Maßnahmen zur richtigen Nutzbarmachung und zum Schutz der Umwelt erfolgen.

Solche Überlegungen gaben die Anregung für ein "Internationales Biologisches Programm (IBP)", in dessen Rahmen in vielen Ländern unter ganz verschiedenen klimatischen Verhältnissen ein großes Spektrum der unterschiedlichsten Ökosysteme untersucht werden soll. Das Solling-Projekt ist ein Beitrag der Bundesrepublik Deutschland zu diesem Programm.

Bei der Untersuchung der Ökosysteme werden im Interesse der Vergleichbarkeit dieselben Methoden verwandt, sofern solche bereits vorhanden und erprobt sind. Daneben ist es jedoch ein erklärtes Ziel des Programmes, neue Methoden zu entwickeln und Methodenvergleiche anzustellen (ELLENBERG & OVINGTON, 1964).

## 2 DAS SOLLING-PROJEKT

### a) Forschungsvorhaben innerhalb des Solling-Projekts

Das Solling-Projekt ist ein Großversuch, der drei Buchenbestände (125-, 83- und 62-jährig), drei Fichtenbestände (118-, 90- und 44-jährig), eine Mähwiese und eine Ackerfläche auf jeweils annähernd gleichem Standort im Hochsolling (Weserbergland) umfaßt. Die Auswahl der Probestandflächen erfolgte mit der Absicht, solche Ökosysteme zu erfassen, die bei möglichst gleichen standörtlichen Bedingungen entweder natürlichen oder möglichst naturnahen Charakter haben (hier die Buchenbestände) oder die künstlich geschaffen sind und intensiv bewirtschaftet werden (Fichtenbestände, Wiese, Acker). Das Untersuchungsprogramm umfaßt u.a. die Messung der produktionsbestimmenden Klimaelemente (Energiebilanz, Wärme- und Wasserhaushalt), der Bodenfaktoren (Wasser, Bioelemente), die Erfassung der primären und sekundären Stoffproduktion sowie die Kreisläufe der Elemente und den Abbau der organischen Stoffe. Für eine eingehende Information sei auf ELLENBERG, 1967, sowie auf Bd. 2 von "Ecological Studies" verwiesen.

Das Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen (Direktor: Professor Dr. B. Ulrich) hat innerhalb des Solling-Projekts neben anderen Aufgaben die Untersuchung des Bioelement-Haushalts der verschiedenen Standorte übernommen. Die vorliegende Arbeit ist als ein Teil dieser Untersuchungen anzusehen. Sie beschränkt sich auf den 125-jährigen Buchenbestand der Hauptversuchsfläche B 1.

b) Hauptversuchsfläche B1: Standortbeschreibung

Die Hauptversuchsfläche liegt im Hochsolling in einer Meereshöhe von ca. 500 m über NN auf der plateauartig ausgebildeten Hochfläche des mittleren Buntsandsteins. Der in 150 bis 200 cm Tiefe anstehende Buntsandstein besteht aus einer dünnplattigen Wechsellagerung von glimmerreichen Sandsteinen und Tonsteinen (Hardegser Wechselfolge). Er wird von einem zweischichtigen Bodenprofil überlagert. Die obere Schicht, eine sehr lockere parautochthon lagernde Fließerde, die aus umgelagertem Löß hervorgegangen ist, reicht bis in eine Tiefe von 50-70 cm. Auf ihr hat sich eine saure Lockerbraunerde herausgebildet.

Die Löß-Fließerde wird unterlagert von einer sehr dichten schwach stauenden Fließerde, die hauptsächlich aus umgelagertem Buntsandstein-Verwitterungsmaterial besteht.

Eine eingehende Profilbeschreibung sowie eine chemische Charakterisierung des Standortes finden sich bei ULRICH, AHRENS & ULRICH, 1971, und BENECKE & MAYER, 1971.

Die Versuchsfläche umfaßt eine Fläche von 1 Hektar und ist praktisch eben. Die langjährigen Klimadaten der unmittelbar benachbarten Wetterstation Torfhaus (491 m NN, 51°46' Nord, 9°34' Ost) sind:

Jahres-Mitteltemperatur: 6.4°C  
Jahresniederschlag: 1088 l/m<sup>2</sup>

Der auf der Fläche stockende, heute etwa 125-jährige Buchenbestand (*Fagus silvatica*) ging aus einer Naturverjüngung hervor. Eine Strauchschicht ist nicht ausgebildet, die Krautschicht ist außerordentlich spärlich entwickelt. Pflanzensoziologisch ist der Bestand als Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Pagetum) einzuordnen.

### 3 METHODISCHER ANSATZ

Die Untersuchung des Bioelement-Haushalts<sup>+)</sup>  darf, wenn sie umfassend sein soll, nicht allein eine Bestandsaufnahme, eine Inventur der in einem Ökosystem festgelegten Materie- und Energiemengen einschließen, vielmehr müssen darüberhinaus die in das Ökosystem eintretenden und die das System verlassenden sowie die zwischen den einzelnen Kompartimenten des Systems sich bewegenden Energie- und Masseflüsse erfaßt werden. Während die Inventur ein statisches Bild von den vorhandenen Mengen vermittelt, geben die Flüsse als dynamische Größen Auskunft über die Intensität des Stoffumsatzes innerhalb des Ökosystems.

Das Thema der vorliegenden Arbeit sind der Bioelement-Umsatz und die damit verbundenen Transportprozesse.

Die Gesamtheit der in einem Ökosystem ablaufenden Prozesse und Umsetzungen sowie deren vielfältige Wechselbeziehungen sind außerordentlich kompliziert. Die Konsequenz, die daraus zu ziehen ist, lautet: Für die wissenschaftliche Arbeit auf dem Gebiet der Ökologie muß ein klares Konzept ausgearbeitet werden, in welchem der Gang der Untersuchungen und der Auswertung klar formuliert ist. Dabei müssen Meß- und Auswertungsmethoden wie Statistik, Systemanalyse und Computertechnik herangezogen werden.

Der Einsatz elektronischer Rechenanlagen setzt eine mathematische Formulierung der Probleme voraus. Darunter muß die Anschaulichkeit nicht leiden, vielmehr können durch diesen Zwang zur klaren Formulierung gewisse Zusammenhänge besonders deutlich gemacht werden.

---

<sup>+)</sup>  Unter Bioelement werden alle chemischen Elemente verstanden, die im Stoffhaushalt des Ökosystems eine quantitativ wesentliche Rolle spielen, ohne Rücksicht darauf, ob es sich um einen Nährstoff für die Pflanze handelt oder nicht.

Für das methodische Vorgehen bei der Lösung der Probleme zeigt die Systemanalyse geeignete Wege auf. Diese Theorie steht in engem Zusammenhang mit der Wissenschaft der Kybernetik, ist jedoch nirgendwo genau definiert. Ganz allgemein werden in ihr deduktiv (FLECHTNER, 1967, S.207) "die überhaupt zwischen Elementen möglichen Verknüpfungen formal entwickelt, die Eigenart der einzelnen Formen untersucht und die zwischen ihnen bestehenden Gesetzmäßigkeiten aufgesucht". Ihre generelle Anwendbarkeit bezieht die Systemtheorie aus der Tatsache, daß die unterschiedlichsten Systeme - technische wie biologische Systeme, einzelne Lebewesen wie Gruppen - auf einer Vielzahl g e - m e i n s a m e r f o r m a l e r P r i n z i p i e n beruhen. Besondere Bedeutung bei der Herleitung der überhaupt möglichen Verknüpfungen zwischen den formalen Elementen erhält die mathematische Mengenlehre.

Die vorliegende Arbeit stellt keine erschöpfende Systemanalyse etwa in dem Sinne dar, daß ein funktionierendes kybernetisches Modell angestrebt würde. Aus der Systemtheorie werden lediglich methodische Verfahren übernommen. WATT (1966, S. 6 ff.) zeigt, in welcher Weise man bei der Analyse von Systemen vorgehen kann:

- Zunächst ist eine Liste der unabhängigen Variablen und Einflußfaktoren aufzustellen, von denen das System oder eine Eigenschaft des Systems abhängig ist oder bei denen eine Abhängigkeit vermutet wird. Man kann sich dabei auf bereits vorhandene Literaturangaben, auf Feldbeobachtungen und Pilot-Studien stützen.

In der vorliegenden Arbeit wurden als potentiell mögliche Einflußfaktoren für die Bioelement-Flüsse pedologische, klimatische und biologische Größen in Erwägung gezogen.

- Darauf folgt die Frage nach der meßtechnischen Erfassung der Faktoren. Sie schließt nicht alleine die instrumentelle Ausrüstung ein, sondern auch die Versuchsanlage und die Probennahmeschemata.  
Soweit die Daten selbst erhoben wurden, ist die Meß- und Analysentechnik in Kap. 4 dargestellt.
  
- Der Erhebung der Meßdaten schließt sich ihre Verarbeitung an. Sie läuft zunächst darauf hinaus, die relative Wichtigkeit der einzelnen einflußnehmenden Faktoren quantitativ zu ermitteln. Das hat den Sinn, solche Faktoren von den weiteren Überlegungen auszuschließen, die zur Varianz der abhängigen Variablen keinen Beitrag leisten. Adäquate statistische Verfahren sind die Varianzanalyse (Ergebnisse in Kap. 5) und die Regressionsanalyse (Kap. 6).
  
- Nach der Herausarbeitung der wichtigen Einflußfaktoren gilt es, die abhängigen mit den unabhängigen Variablen durch mathematische Beziehungen zu verknüpfen. In der ersten Annäherung kann dies durch das Anpassen einer periodischen oder einer aperiodischen Funktion an die experimentell gefundenen Meßpunkte (curve fitting) folgen. Der Grad der Annäherung wird in einer Regressionsanalyse oder mittels einer verwandten statistischen Methode (Least-square-Verfahren) untersucht. Die gewonnenen stochastischen Beziehungen können in vielen Fällen über den reinen, jetzt mathematisch formulierten Sachverhalt hinaus einen Einblick in die kausalen Zusammenhänge vermitteln, d.h. sie können zu einer physikalischen Deutung des Systemverhaltens beitragen. Dies führt unmittelbar zur Modellbildung, wobei es sich um ein physikalisches, ein mathematisches oder ein Analogmodell handeln kann (vgl.

BLESSER, 1969, S. 2 ff.). Die Verbesserung des Modells im Sinne einer Annäherung an den Realfall mit physikalischer Deutung der Phänomene geschieht in der Regel schrittweise durch Beobachtung der Abweichungen des Modells von der Realität.

In Kap. 6 werden hauptsächlich die Ergebnisse der Regressionsanalysen behandelt, während in Kap. 7 versucht wird, die Grundlagen eines physikalischen Modells zu entwickeln.

- Nach Aufstellung eines Modells, welches in zufriedenstellender Weise das System beschreibt, kann dazu übergegangen werden, in Simulationsstudien zu zeigen, in welcher Weise sich Eingriffe in das reale System auswirken. Durch Optimierung können diejenigen Verfahren ermittelt werden, die zur Erreichung eines bestimmten Zieles die größten Erfolgsaussichten haben.

Dies liegt bereits außerhalb des Rahmens dieser Arbeit, es soll aber als eigentliches Ziel dieser und ähnlicher Bemühungen herausgestellt werden.

#### 4 MESS- UND ANALYSENTECHNIK

Die Transportprozesse des Bioelement-Haushalts manifestieren sich in Bioelement-Flüssen. Es gilt also, die Faktoren zu ermitteln, die einen Einfluß auf die Bioelement-Flüsse haben.

Bioelement-Flüsse können an verschiedenen Stellen des Ökosystems erfaßt werden. Besonders interessant sind dabei die Flüsse durch die Grenzflächen des Systems. Entsprechend der in der Systemanalyse gebräuchlichen Terminologie werden diese Flüsse als Input (in das System hinein) und als Output (aus dem System heraus) bezeichnet. Entsprechendes gilt für die Flüsse in Teilsystemen (Kompartimenten).

Für die meisten Bioelemente ist der Input an der Obergrenze des Kronenraumes des Buchenbestandes oder an einer entsprechenden bodennahen Stelle im Freiland zu messen. Hier werden die Elemente in geößter Form zusammen mit den Niederschlägen dem Buchenbestand zugeführt.

Dagegen ist der Bioelement-Fluß aus dem System hinaus (Output) für die meisten Bioelemente der Sickerwasserstrom, der aus dem Wurzelraum des Buchenbestandes ins Grundwasser übergeht. Zu messen ist er unterhalb des durchwurzelten Bodenraumes.

Darüberhinaus wurden Flüsse an verschiedenen Stellen innerhalb des Systems gemessen, wie z.B. an der Bodenoberfläche und an der Grenze zwischen Humusaufgabe und Mineralboden. In Abb. 1 wird dies veranschaulicht. Es handelt sich dabei um solche Flüsse, bei denen das Wasser, Niederschlags- oder Bodenwasser, die Rolle des Trägermediums hat, in welchem die Bioelemente in

SYSTEMBEZEICHNUNG	SCHEMAT. QUERSCHNITT	MESSEBENE	BIOELEMENTFLUSS	MESSMETHODE
Atmosphäre ▽		Oberfläche des Kronenraumes (Messebene verlegt auf eine benachbarte Freifläche)	Freiland-Niederschlag	Regenmesser
Oberirdischer Teil des Buchenbestandes			Kronentraufe Stammablauf Streu	Regenmesser Auffangrinnen am Stamm Streifänge
Humusauflage		Bodenoberfläche	Sickerwasser	Trichterlysimeter
Mineralboden		Oberfläche des Mineralbodens		
Intensivwurzelzone			50 cm Tiefe	Sickerwasser
Extensivwurzelzone				
Zum Grundwasser ▽		100 cm Tiefe	Sickerwasser	Unterdrucklysimeter

Abb.1 Versuchsanlage zur Erfassung der Bioelementflüsse

gelöster Form mitgeführt werden. Die Bioelement-Flüsse können daher in der Regel in der Weise erfaßt werden, daß an einer geeigneten Stelle Wasser aufgefangen und dessen Menge und Konzentration an Bioelementen bestimmt wird.

Durch Messung der Flüsse an verschiedenen Stellen des Ökosystems und während eines längeren Zeitraumes wurden lokale und zeitliche Einflüsse unmittelbar miterfaßt. Daneben wurden zur Ermittlung weiterer, vor allem pedologischer Einflußfaktoren Untersuchungen zur Charakterisierung des Bodens bzw. der Bodenlösung durchgeführt.

Im folgenden werden die Methoden beschrieben.

#### a) Bioelemente in den Freiland-Niederschlägen

Der dem Input in das Ökosystem entsprechende Bioelement-Fluß wurde wie auch alle anderen Flüsse, die mit den Niederschlägen gekoppelt sind, gleichzeitig mit der Messung der entsprechenden Wasserhaushaltsgröße erfaßt (BENECKE & MAYER, 1971). Auf einer dem Buchenbestand benachbarten Wiesen-Untersuchungsfläche (W 1) waren 3 Reihen zu je 5 Regenmessern in gleichen Abständen voneinander aufgestellt. Die Auffangfläche der Kunststoff-Regenmesser (Hersteller Fa. Schumm-Plastik, Murrhardt/Württ.) beträgt  $50 \text{ cm}^2$ , Höhe etwa 30 cm über der Bodenoberfläche. Die Leerung der Regenmesser erfolgte praktisch nach jedem Regenfall, während längerer Regenperioden mindestens zweimal wöchentlich. Der Inhalt der Auffanggefäße einer Meßreihe wurde in Plastikflaschen zu einer Mischprobe vereinigt, so daß jeder Termin durch 3 Mischproben repräsentiert war.

Im Winter wurden statt der kleinen Regenmesser große Plastikeimer aufgestellt (Auffangfläche  $570 \text{ cm}^2$ , Höhe 30cm),

die nach demselben Schema angeordnet waren und deren Inhalt ebenso gesammelt wurde.

Die Plastikbecher wurden sofort nach der Leerung bis zur Analyse in einer Tiefkühltruhe eingefroren. Vor der Analyse wurden sämtliche Proben einer Meßreihe, die innerhalb eines Monats gesammelt wurden, in aliquoten Teilen zusammengesammelt. Für jeden Monat waren also drei Mischproben, stammend aus drei verschiedenen Meßreihen, zu analysieren.

Grundlage für die Berechnung der Ionenmengen waren die mit einem Hellmann-Regenschreiber auf derselben Fläche gemessenen Niederschlagsmengen.

#### b) Bioelemente in den Niederschlägen des Buchenbestandes

Um die Kronentraufe zu erfassen, wurde ebenso wie im Freiland verfahren: 3 Reihen zu je 5 Klein-Regenmessern wurden in gleichmäßigen Abständen (5 m) aufgestellt. Um zu verhindern, daß Blätter oder andere Fremdkörper in die Regenmesser fallen, wurden sie mit einem PVC-Netz abgedeckt, das ca. 2 cm tief unterhalb der Oberkante des Regenmessers angebracht war.

Die später ermittelten Konzentrationen der Elemente wurden auf die mit exakteren Methoden (Auffangrinnen mit Pegelschreibern, Regenmesser) gemessenen Niederschlagsmengen im Bestand bezogen (BENECKE & MAYER, 1971).

Die Konzentrationen in den am Stamm ablaufenden Niederschlägen wurden bestimmt, indem ein von der um den Baumstamm gewundenen Auffangrinne kommender Ableitungsschlauch in eine PVC-Weithalsflasche geführt wurde (Inhalt 1 l).

Das ankommende Wasser füllte zunächst diese Auffangflasche und lief dann durch deren mit großen Öffnungen versehenen Schraubverschluß in den eigentlichen Auffangbehälter (Inhalt 100 l).

In denselben Zeitabständen, in denen die Regenmesser geleert wurden, wurden auch die Auffangflaschen ausgetauscht und eingefroren. Auf diese Weise wurde der Stammablauf an drei verschiedenen Bäumen unterschiedlicher soziologischer Stellung, an je einem herrschenden, einem mitherrschenden und einem beherrschten Baum abgenommen.

Jeder Niederschlag bzw. jede Regenperiode ergab also drei Stichproben aus drei verschiedenen Stammabläufen. Die Stichproben wurden in der geschilderten Weise und nicht direkt aus den 100 l-Auffangbehältern entnommen, da diese nach kurzer Zeit stark verschmutzten und schwer zu reinigen waren.

Die für die drei verschiedenen Stämme ermittelten Konzentrationen im Stammablauf wurden nicht auf die Wassermengen dieser Stämme bezogen. Wegen der außerordentlich starken Variabilität der Wassermengen, die an den Stämmen unterschiedlicher Stärkeklassen ablaufen, hätte die Gefahr bestanden, daß man - bezüglich der Wassermenge - einen falschen Mittelwert aus den 3 Einzelstämmen erhielte. Vielmehr wurden die Konzentrationen auf die mittlere Stammablauf-Menge bezogen, welche an insgesamt 30 Stämmen ermittelt wurde.

### c) Bioelemente im Sickerwasser der Humusauflage

Das Sickerwasser, welches die Humusauflage verläßt und in den Mineralboden eindringt, wurde mit Trichtern erfaßt, die im folgenden kurz "Humus-Lysimeter" genannt werden.

Es handelt sich dabei um PVC-Trichter mit runder Auffangfläche (Durchmesser 24 cm). Diese Auffangfläche war durch einen Siebboden, ebenfalls aus PVC, abgedeckt.

Drei dieser Lysimeter wurden so unter die Humusdecke, genau an die Oberkante des  $A_h$ -Horizontes, eingebracht, daß über ihnen die unzerstörte Humusauflage lag. Drei weitere Lysimeter hatten über der Sieb-Auffangfläche einen ca. 3 cm hohen Rand. Damit war die zuvor ausgestochene Humusdecke in diesen Lysimetern von ihrer Umgebung getrennt, die vorhandenen Wurzeln damit ausgeschaltet. Bodenvegetation war nicht vorhanden. Auch diese Lysimeter wurden in den Boden ebenerdig eingebracht.

Von allen Lysimetern führten getrennt Schläuche in Plastik-Auffangbehälter, die in einer benachbarten Grube untergebracht waren, die Leerung der Behälter erfolgte immer dann, wenn sich eine zur Analyse ausreichende Wassermenge angesammelt hatte.

Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, daß die Humuslysimeter nicht mit der Absicht installiert wurden, die tatsächlichen Sickerwassermengen der Humusauflage aufzufangen, um etwa Aussagen über die Verdunstung von der Oberfläche des Waldbodens machen zu können. Infolge des fehlenden Kontaktes mit dem unterlagernden Boden herrschen in den Lysimetern andere Feuchte- und Abflußverhältnisse als im umliegenden Boden. Dieser Lysimeter-Effekt ist seit langem bekannt.

Als Folge dieses Effekts erbrachten die Lysimeter ohne Rand eine viel zu geringe Sickerwassermenge, so daß sie bei allen weiteren Erörterungen außer Betracht bleiben müssen. Durch die Stauwirkung, die ein spannungsloser Lysimeterboden hervorruft, war der größte Teil des Wassers seitlich am Lysimeter vorbei versickert.

Dieses seitliche Ausweichen war bei den Lysimetern mit Rand nicht möglich. Die Stauwirkung trat aber auch hier auf und konnte unmittelbar nach Regenfällen beobachtet werden: Während der umliegende Boden bereits abgetrocknet war, weil das Wasser schnell versickerte, war der in den Lysimetern liegende Boden noch sichtbar feucht. Es ist anzunehmen, daß die Verdunstung von der Lysimeterfläche höher ist als von den ungestörten Flächen, weil infolge der länger anhaltenden Feuchtigkeit der Gradient Bodenoberfläche/Luft größer ist. Die tatsächlich beobachtete Differenz zwischen dem am Boden auftreffenden Niederschlag und dem in den Mineralboden eindringenden Sickerwasser darf also keinesfalls der "Verdunstung vom Waldboden" gleichgesetzt werden, die sicherlich geringer ist.

Beschränken wir die Betrachtung auf die Elementflüsse, so ist der Einwand gegen die Lysimeter weniger gravierend. Denn eine höhere Verdunstung würde einer höheren Konzentration im aufgefangenen Sickerwasser entsprechen; die Ionenmengen blieben davon unberührt.

Dagegen ist nicht zu übersehen, daß infolge der veränderten Feuchteverhältnisse möglicherweise ein anderer Verlauf der Streuzersetzung eintritt. Auch entspricht die Ausschaltung der in der Humusaufgabe vorhandenen Wurzeln nicht den natürlichen Gegebenheiten. Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Humuslysimeter wäre vermutlich, auch hier die im folgenden beschriebenen Unterdrucklysimeter einzusetzen. Wegen der Schwierigkeiten, die mit einer exakten Regelung des Unterdrucks verbunden sind, wurde davon abgesehen.

Bei der kleinen Auffangfläche und der geringen Anzahl der Humuslysimeter war zu beachten, daß sie auf einer Fläche eingesetzt wurden, auf der bezüglich der Menge der auftreffenden Niederschläge durchschnittliche Verhältnisse

herrschten. Die Fläche wurde so ausgewählt, daß die Lysimeter etwa auf der Verbindungslinie zwischen zwei Stämmen, jedoch den Stämmen nicht zu nahe, eingebaut wurden. Der Kronenschluß über den Lysimetern war gleichmäßig. Durch gezielte Messungen unmittelbar neben den Humuslysimetern wurde untersucht, ob die Niederschläge, die auf die Lysimeter auftrafen, in quantitativer und qualitativer Hinsicht der Kronentraufe entsprechen, wie sie für den Gesamtbestand ermittelt wurde. Auf das Ergebnis wird in Kap. 6, Abschn. b und c, eingegangen. Um die Abhängigkeit der Konzentration der Kronentraufe sowie des Stammblaufs von der Intensität des Einzelniederschlags zu erfassen, wurden während eines Zeitraumes von etwa 3 Monaten die Niederschläge am Waldboden sowie die Stammbläufe für die einzelnen Niederschläge getrennt aufgefangen und analysiert. Das Probenahmeschema war dasselbe wie bei der Messung über größere Zeitabstände, statt der kleinen Regenmesser wurden jedoch Kunststoffeimer genommen, damit auch bei geringen Niederschlägen die Lösungsmenge für die Analyse ausreichend blieb.

#### d) Bioelemente im Sickerwasser des Mineralbodens

Zur Erfassung des Sickerwassers im Mineralboden wurden Unterdrucklysimeter eingesetzt, wie sie zuerst von COLE, 1958, sowie von COLE, GESSEL & HELD, 1961, und in abgewandelter Form von CZERATZKI, 1958, 1959, beschrieben wurden.

Es handelt sich hierbei um poröse keramische Platten, die auf der einen Seite in engem Kontakt mit dem Boden stehen, aus dem sie das Sickerwasser aufnehmen. Auf der anderen Seite sind sie durch ein geeignetes Material völlig abgedeckt. Lediglich eine Schlauchleitung verbindet den eingeschlossenen Raum zwischen Platte und Abdeckung mit

einem Unterdrucksystem, um das die Platte passierende Wasser abzuführen.

Zunächst galt es, ein geeignetes Plattenmaterial zu finden, welches die Bodenlösung passieren läßt, ohne deren chemische Zusammensetzung zu verändern. Diese Forderung mußte sogar recht gut erfüllt sein, da bei der niedrigen Konzentration der meisten Elemente in der Bodenlösung auch geringe Veränderungen durch das Filtermaterial, sei es durch Adsorption, Desorption, Ionenaustausch oder durch Lösungsvorgänge, nicht toleriert werden konnten. Da gleichzeitig hohe Anforderungen an die mechanische Festigkeit sowie an die Durchlässigkeit gestellt werden mußten, schied eine ganze Reihe von Materialien aus. Im einzelnen wurden untersucht:

Keramische Platten mit einem mittleren Porendurchmesser von ca.  $2\mu$  (Hersteller: Schumacher'sche Fabrik, Bietigheim/Württ.) sowie das keramische Material P 42 und P 80 der Staatlichen Porzellanmanufaktur, Berlin. Sie wurden mit Lösungen getestet, die in ihrer Zusammensetzung den zu erwartenden Konzentrationen unter natürlichen Bedingungen entsprachen. Die Konzentrationen wurden vor und nach der Passage durch die Platten bestimmt. Die genannten Platten erhöhten die Konzentrationen an Na, K und Ca auch nach längerer Versuchsdauer noch beträchtlich. Auf die Bestimmung weiterer Ionen wurde daher verzichtet. Dasselbe ergab sich bei der Prüfung verschiedener Glassinterplatten (Hersteller: Schott & Gen./Mainz).

Auch die Verwendung von Kunststofffiltern wurde erwogen, wobei daran gedacht wurde, die dünnen Membranen durch einen geeigneten Träger zu unterstützen. Es stellte sich aber heraus, daß die im Handel erhältlichen Filter entweder zu grobporig waren und daher einen zu niedrigen Lufteintrittswert hatten (Filter der Firma Schleicher

und Schüll, Dassel, bzw. Macherey-Nagel & Co., Düren) oder daß sie bei geeigneter Porengröße zu undurchlässig waren (Filter von Sartorius, Göttingen).

Korrosionsfeste Metall-Sinterplatten der Firma Ugine Carbone, Grenoble, erwiesen sich als zu grobporig, so daß sie den geforderten Lufteintrittswert von mindestens 0.5 at nicht erreichten.

Die Wahl fiel schließlich auf Platten aus dem Material SKA 100 FF (Hersteller W. Haldenwanger, Berlin), eine hochgesinterte Keramik, die zu über 99 % aus  $Al_2O_3$  besteht. Der Porendurchmesser wird mit  $0.6 \mu$  angegeben, der Lufteintrittswert liegt über 1 at. Die Durchlässigkeit ist außerordentlich hoch. Die mechanische Festigkeit ist bei einer Plattendicke von 7 mm sehr gut.

Zur Klärung der chemischen Eigenschaften wurden Testlösungen mit einem geringen Druckgefälle durch die Platten gesaugt. Die Ergebnisse dieses Tests, die im folgenden zusammengestellt sind, bieten keine absolute Gewähr dafür, daß sich die Platten im Boden ebenso verhalten, weil hier damit zu rechnen ist, daß die Bodenlösung für längere Zeit in der Platte ruht oder sehr viel langsamer passiert.

Die Konzentrationen der Testlösungen an Na, K, Ca und Mg erfuhren bei der Passage durch die Platten keine Veränderungen.

Fe und P wurden erheblich zurückgehalten: Die ursprüngliche Konzentration von  $1 \mu\text{mol/l}$  Fe und  $0.25 \mu\text{mol/l}$  P wurde bei Fe um die Hälfte, bei P noch stärker herabgesetzt. Eine Sättigung, d.h. Anstieg auf den Eingangswert konnte nach der Passage von 2 l der Lösung durch einen Querschnitt von ca.  $25 \text{ cm}^2$  nicht beobachtet werden.

Al wurde zunächst zurückgehalten. Nachdem aber eine Lösung mit konstanter Zusammensetzung eine Zeitlang die Platte passiert hatte, konnte ein stetiger Anstieg der Al-Konzentration beobachtet werden. Da Aluminiumoxid

fast ausschließlicher Bestandteil der Platten ist, muß bei den niedrigen pH-Werten der Bodenlösung damit gerechnet werden, daß ständig kleinere Mengen von Al in Lösung gehen.

Bezüglich Cl und SO<sub>4</sub> zeigte die Platte ein Austauscher-Verhalten: Die Platten wurden gereinigt, indem zunächst große Mengen 1 n, dann n/10 HCl, unterbrochen durch längere Ruhepausen, durchgesaugt wurden. Anschließend wurde solange mit Aqua dest. gewaschen, bis die Prüfung mit AgNO<sub>3</sub> Chloridfreiheit anzeigte (dazu war die Passage von mindestens 20 l Aqua dest. bei einem Plattendurchmesser von 28 cm notwendig). Bei einer anschließenden Passage von verdünnter Schwefelsäure (100 µmol/l S) ergab sich eine teilweise Zurückhaltung von Sulfat und Freisetzung einer etwa äquivalenten Menge von Chlorid.

Nach Reinigung der Platten in der geschilderten Weise wurden die Unterdruck-Lysimeter nach folgendem Verfahren hergestellt:

Zunächst wurden aus einem PVC-Netz zwei kreisrunde Stücke herausgeschnitten, deren Durchmesser etwas geringer war als derjenige der Platten. Eines der Stücke wurde mit dem Zweikomponentenkleber ARALDIT (Hersteller CIBA, Basel) so bestrichen, daß aus dem Netz eine elastische Abdeckplatte entstand, in deren Mitte ein kreisrundes Loch geschnitten wurde. Ein dem Lochdurchmesser entsprechendes Klötzchen wurde aus demselben Kunstharz angefertigt. Ein etwa 5 cm langes Kupferrohr, das in die Mitte des Klötzchens eingegossen wurde, diente als Ansatzstutzen für die Schlauchleitung. Nun wurde auf eine Seite der Platte das runde PVC-Netz (als Dränkörper) gelegt, darüber die elastische Abdeckplatte mit Klötzchen und Kupferrohr. Das Ganze wurde durch Auftragen einer Schicht desselben Epoxydharzes völlig dicht mit der Platte verklebt. Der wenige mm überstehende Rand der Platte war für eine haltbare Verbindung zwischen Abdeckplatte und Keramik völlig ausreichend. Nach Aushärtung des Klebers wurde die Platte befeuchtet und das ganze Lysimeter auf Dichtigkeit geprüft, indem an dem Ansatzstutzen ein Unterdruck von 0.8 at angelegt wurde.

Der Einbau der Unterdruck-Lysimeter erfolgte nach denselben Gesichtspunkten wie derjenige der Humuslysimeter, d.h. es wurde eine Fläche ausgewählt, die gleichmäßig von Baumkronen

überdeckt war. Zunächst wurde eine Grube angelegt, die etwas tiefer war als die Lysimeter liegen sollten. Von der Grubenwand wurden seitliche "Stollen" in den Boden getrieben (40-50 cm tief). Um in dem steinigen Boden einen guten Kontakt mit den Lysimeterplatten zu gewährleisten, wurden die groben Steine aus dem Bodenmaterial, welches beim Anlegen des Stollens anfiel, ausgelesen. Mit dem restlichen Feinboden wurden die Stollen wieder locker verfüllt. Anschließend wurden die Lysimeter mit der porösen Platte nach oben in den Stollen geschoben und fest an die Decke angepreßt. Die immer noch etwas unebene Deckfläche des Bodens wurde auf diese Weise mit praktisch autochthonem Feinboden ausgefüllt und so ein guter Kontakt mit der Platte hergestellt. Die Lysimeter wurden dann mit einigen groben Steinen fest unterlegt, so daß eine Setzung ausgeschlossen war, danach wurden die Stollen wieder mit Bodenmaterial fest verfüllt. Lediglich eine Kapillarschlauch-Leitung führte durch die Grube nach oben zu den Auffangflaschen.

In den Tiefen 50 und 100 cm wurden auf diese Weise nebeneinander je 5 Unterdruck-Lysimeter eingebracht. Diese Tiefen wurden aus zwei Gründen ausgewählt. Erstens ist die Ebene in der Tiefe 50 cm eine Schichtgrenze, in welcher die lockere Lößlehmauflage endet und in eine weniger gut durchlässige Buntsandstein-Fließerde übergeht. In dieser Tiefe endet auch die Intensivwurzelzone. In 100 cm Tiefe geht die Buntsandstein-Fließerde zunehmend in autochthones Buntsandstein-Verwitterungsmaterial über. Auch wurden unterhalb dieser Tiefe keine Wurzeln mehr beobachtet. Man darf also annehmen, daß Wasser, welches diese Tiefe passiert, auch ins Grundwasser geht und damit das Buchenwald-Ökosystem verläßt, zumal die

Durchlässigkeit von hier ab nach unten wieder zunimmt. Auch ein kapillarer Aufstieg aus dieser Tiefe ist unter den örtlichen Klimabedingungen ohne Bedeutung.

Nachdem also insgesamt 10 Unterdrucklysimeter in 2 verschiedenen Tiefen installiert waren, wurde die Grube wieder fest verfüllt. Eine zusätzlich eingebrachte Plastikfolie sollte die Lysimeter-Stollen von der eigentlichen Grube abschließen, um eine eventuelle Störung der Ergebnisse infolge veränderter Wasserverhältnisse in der wiederverfüllten Grube zu verhindern. Ein Vergleich der Verhältnisse in der Grube mit dem umliegenden ungestörten Boden zeigte später, daß die mit Tensiometern gemessenen Saugspannungen keine Unterschiede aufweisen.

Der Boden über den Lysimetern war wegen dieser Art des Einbaus völlig intakt, die Wurzeln blieben unversehrt. Die von den Lysimetern kommenden Schlauchleitungen wurden getrennt in 3-Liter-Saugflaschen geführt, die in einer heizbaren Hütte untergebracht waren. Auch die oberirdisch verlaufenden Teile der Schlauchleitung waren isoliert und beheizt, so daß auch während des Winters die Bodenlösung aufgefangen wurde.

Alle 5 zu einer Lysimetertiefe gehörenden Flaschen waren gemeinsam an einen Unterdruck-Regler angeschlossen. Der Unterdruck wurde mit einer Pumpe erzeugt, die an einen 100-Liter-Vorratskessel angeschlossen war.

An den Reglern wurde der Unterdruck so eingestellt, daß an der bodenseitigen Oberfläche der Lysimeter-Platten derselbe Unterdruck herrschte wie im umgebenden Boden dieser Tiefe. Zu diesem Zweck wurden unmittelbar neben den Lysimeterplatten Tensiometer eingebracht, deren

keramische Zellen das Potential des Bodenwassers in derselben Tiefe messen, in der auch die Platten sitzen. Zusätzlich war es möglich, zur Ermittlung der Einstellgröße auch die Tensiometer-Meßwerte von einem unmittelbar neben dem Lysimeterfeld liegenden Tensiometer-Meßplatz zu verwenden. Zu den an den Tensiometern abgelesenen Werten (in cm WS) mußte die vertikale Höhendifferenz zwischen Platte und Wasserspiegel in der Auffangflasche addiert werden. Zur Überwindung des Plattenwiderstandes war es außerdem nötig, noch einmal ca. 20 cm WS zu addieren (diese Plattenkonstante wurde in den Vorversuchen ermittelt). Der Einstelldruck wurde in der Regel mehrmals wöchentlich kontrolliert und, falls notwendig, entsprechend der veränderten Tensiometer-Anzeige korrigiert.

Der geschilderte Bau und die Funktionsweise der Unterdruck-lysimeter machen deutlich, daß versucht wurde, mit dem Einbau der Lysimeter die natürlichen Verhältnisse im Boden so wenig als möglich zu verändern. Bei richtiger Einstellung des Platten-Unterdruckes sollte genau die der Plattenfläche entsprechende Sickerwassermenge aufgefangen werden, welche die Bodensäule desselben Querschnitts in vertikaler Richtung durchströmt.

Im Gegensatz dazu würde ein herkömmliches Lysimeter unter den Bodenverhältnissen, wie sie auf der Versuchsfläche gegeben sind, die Bodenfeuchte- und Abflußbedingungen völlig verändern. Wegen des hohen Wasserspeichervermögens der Löß-Fließerde und der immer noch ausreichenden Durchlässigkeit der Buntsandstein-Fließerde zeigen die Tensiometermessungen im gesamten Bodenprofil nur selten den Wert Null oder gar positive Werte (freies Wasser) an. Das heißt, daß während des größten Teils des Jahres das

Wasser in gespanntem Zustand im Boden vorliegt und sich in diesem Zustand in der Richtung des größten Potentialgefälles bewegt. Das im ungesättigten Fließen transportierte Sickerwasser (unsaturated flow) wird aber von spannungslosen Lysimetern nicht erfaßt, da an deren Boden das Potential Null herrscht. Solange im darüberliegenden Boden nicht ein niedrigeres Potential herrscht (d.h. positive Saugspannungswerte), wird das Potentialgefälle immer vom Lysimeterboden in Richtung des Bodens gehen. Dadurch wird sich bei ausreichendem Wasserangebot über dem Lysimeterboden solange Wasser ansammeln, bis dieses Potentialgefälle abgebaut ist. In der Regel wird also der Wassergehalt des Bodens über dem Lysimeter wesentlich höher sein als in der Umgebung. Da man die Reaktionen der Wurzeln auf dieses erhöhte Wasserangebot und auch die eventuelle erhöhte Verdunstung vom Waldboden nicht quantitativ abschätzen kann, müssen solche Lysimeter unter den gegebenen Verhältnissen überhaupt als ungeeignet angesehen werden.

Die Voraussetzung für ein einwandfreies Funktionieren der Unterdrucklysimeter, nämlich die exakte Einstellung des Unterdruckes, konnte mit den geschilderten Mitteln nur annäherungsweise erreicht werden. Die Unterdruckregler (Marke Regulus; Hersteller: Drägerwerk/Lübeck) erwiesen sich als zu ungenau, die Einstellung verändert sich nach längerer Zeit selbsttätig. Auch die gemeinsame Druckregelung für alle Lysimeter einer Tiefenstufe birgt möglicherweise eine Fehlerquelle. In der Schlauchleitung können sich nämlich im unterschiedlichen Ausmaß winzige Luftblasen bilden (der PVC-Schlauch ist etwas luftdurchlässig), die in dem Kapillarschlauch die hydrostatische Höhendifferenz vermindern.

Zur weitgehenden Ausschaltung dieser Mängel wird zur Zeit eine automatische Unterdruckregelung entwickelt, die mittels eines Differenzdruckaufnehmers und eines über ein Relais gesteuerten Ventils an den Lysimeterplatten den Soll-Wert auf  $\pm 2$  cm WS genau einstellen soll.

Von den 5 Lysimetern der ersten Tiefenstufe (50 cm) fielen nach kurzer Zeit 2 Lysimeter aus. In einem Fall wurden Luft und schmutziges Wasser gefördert, d.h. die Platte war gebrochen oder, was wahrscheinlicher ist, die Verklebung wurde undicht. Im anderen Fall wurde überhaupt kein Wasser angeliefert. Vermutlich war beim Einbau der Kapillarschlauch geknickt worden. Von diesen beiden Fällen abgesehen arbeiten alle übrigen Unterdrucklysimeter seit mehr als 1 1/2 Jahren einwandfrei.

Um Orthogonalität der Versuchsanordnung zu erreichen, wurden zur varianzanalytischen Verrechnung der Lysimeterdaten auch aus der zweiten Tiefenstufe (100 cm) nur 3 Unterdrucklysimeter herangezogen.

Die Unterdrucklysimeter sollten in erster Linie dazu dienen, das sich im Boden vertikal nach unten bewegende Sickerwasser unverändert aufzufangen. Eine quantitative Erfassung wurde zwar angestrebt, konnte aber aufgrund der geringen Anzahl der Parallelen und wegen der apparativen Mängel sicher nur annäherungsweise erreicht werden. Es war von vornherein vorgesehen, die gemessenen Konzentrationen auf die mit exakteren Methoden in einem parallelen Meßprogramm ermittelten Sickerwassermengen zu beziehen. Da die Auswertung dieser Untersuchungen zur Zeit erst im Anfangsstadium steht, wurde allen Mengenerrechnungen die tatsächlich im Lysimeter aufgefangenen Wassermengen zugrundegelegt.

### e) Streufall

Sämtliche Werte über die Menge der Bioelemente, die durch den Streufall angeliefert werden, konnten von parallel laufenden Forschungsvorhaben innerhalb des Solling-Projekts übernommen werden. So wurden alle Angaben über die Gewichtsmengen der Streu von Herrn Dr. H. HELLER<sup>+)</sup> , Systematisch-Geobotanisches Institut der Universität Göttingen, mitgeteilt. Sämtliche Werte über die Bioelement-Konzentrationen in der Streu wurden von Herrn Dipl. Forst-Ing. M. PAVLOV<sup>+)</sup> , Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, erarbeitet.

### f) Gleichgewichts-Bodenlösung und austauschbare Kationen

Zur Erhebung von Kennwerten für Boden und Bodenlösung wurden während der schneefreien Jahreszeiten monatlich Bodenproben entnommen. An ihnen wurden die Konzentrationen der Gleichgewichts-Bodenlösung (GBL) und die austauschbaren Kationen bestimmt.

Auf einer Teilfläche von ca. 100 m<sup>2</sup> innerhalb der Hauptversuchsfläche B1 wurden für jeden Termin je 2 Mischproben aus fünf verschiedenen Tiefen von 0-50 cm in 10-cm-Stufen entnommen. Jede Mischprobe setzte sich zusammen aus je 6 Einzelproben à 100 cm<sup>3</sup>, die aus 6 systematisch auf der Probefläche verteilten Einstichen gezogen wurden.

---

<sup>+)</sup>  Für die Überlassung der Werte sei den Herren Dr. H. HELLER und Dipl. Forst-Ing. M. PAVLOV an dieser Stelle gedankt.

### g) Chemische Analysen

Die Gleichgewichtsbodenlösung wurde unmittelbar nach der Probenahme aus den feldfrischen Proben nach Wasserzusatz, Gleichgewichtseinstellung und Absaugen gewonnen (vgl. ULRICH, 1966). Die Kationen- und Anionengehalte der GBL, der Lysimeterwässer und der Niederschläge wurden nach folgenden Methoden bestimmt:

- Gesamt-N nach Kjeldahl,
- Na und K unmittelbar aus der Lösung, Ca nach Urotropin-fällung (nach GETTKANDT, 1956) mit einem Zeiss-Flammenphotometer PF 5,
- Mg unmittelbar aus der Lösung atomadsorptions-flammenphotometrisch auf einem Zeiss PMQ 2 (Wellenlänge 285.3  $\mu$ m).

Kolorimetrisch bestimmt wurden an einem Zeiss PMQ 2:

- Al mit Aluminon nach HSU 1963 (Wellenlänge 530  $\mu$ m),
- Mn als  $\text{MnO}_4^-$  (Wellenlänge 530  $\mu$ m),
- Fe mit  $\alpha, \alpha'$ -Dipyridyl nach BARON, 1954 (Wellenlänge 525  $\mu$ m),
- P als Molybdänblau mit Ascorbinsäure als Reduktionsmittel nach SCHEFFER, ULRICH & BENZLER, 1960 (Wellenlänge 820  $\mu$ m).

Potentiometrisch bestimmt wurden:

- Sulfat nach Ausfällung mit  $\text{BaCl}_2$  im Überschuß und Titration des restlichen  $\text{Ba}^{++}$  (nach GREYER, 1965),
- Chlorid durch Titration mit  $\text{AgNO}_3$  (nach WOLF, 1962).

Zur Bestimmung der austauschbaren Kationen wurden die Bodenproben, an denen zuvor die GBL entnommen wurde, luftgetrocknet und gelagert. Nach Ende der Meßperiode

wurde von sämtlichen Proben ein Auszug mit einer 1 n - Ammonchloridlösung hergestellt. Der Auszug wurde abgeraucht und mit n/10-HCl aufgenommen. In der Lösung wurde der pH bestimmt und anschließend wurden nach den bereits genannten Methoden die Gehalte an Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn und Al ermittelt.

## 5 AUFBEREITUNG DER DATEN UND VARIANZANALYTISCHE AUSWERTUNG

Eine Zahl, die irgend einen Parameter des Systems repräsentieren soll, ist für die meisten Fragen innerhalb dieser Arbeit erst dann eine verwertbare Information, wenn durch Angabe der Streuung gleichzeitig abgeschätzt werden kann, mit welcher Wahrscheinlichkeit bei einer Wiederholung der Messung derselbe Meßwert erhalten wird, dabei sind durch die Varianzanalyse diejenigen Einflußfaktoren herauszuarbeiten, welche auf die Streuung der Variablen einen Einfluß haben.

Die durch diese Faktoren nicht zu erklärende Reststreuung ist einerseits durch die Meßmethode, zum anderen durch die natürliche Heterogenität des Untersuchungsmaterials vorgegeben. Sie ist von besonderer Bedeutung bei der Planung ähnlicher Untersuchungen. An ihr hat sich die zur Erreichung einer bestimmten Genauigkeit notwendige Zahl der Wiederholungsmessungen zu orientieren.

Um den Arbeitsaufwand, der mit der Verrechnung des Datenmaterials verknüpft ist, auf ein Mindestmaß zu reduzieren, wurde der größte Teil der Berechnungen an den Datenverarbeitungsanlagen des Deutschen Rechenzentrums Darmstadt durchgeführt.

Zunächst wurden alle Meßdaten und sämtliche Analysenergebnisse auf Lochkarten gebracht. Mit zwei FORTRAN IV-Programmen (ALIQ und BODA)<sup>+)</sup> wurden aus den Ausgangswerten verschiedene Folgedaten ermittelt wie Äquivalentanteile der Ionen in der Lösung und am Austauschkomplex, Schofield'sche Potentiale, Gapon-Koeffizienten, Vorräte usw.

---

<sup>+)</sup> Für die maßgebliche Beteiligung bei der Erstellung der Programme sei Frau Dr. M. ULRICH herzlich gedankt.

Der zweite Schritt bestand darin, sämtliche direkt gemessenen sowie die errechneten Daten einer Varianzanalyse<sup>+)</sup>  zu unterziehen. Damit sollten zum einen die Faktoren, welche die gemessenen Parameter beeinflussen, quantitativ erfaßt werden, zum anderen sollte der natürliche Streubereich dieser Parameter festgestellt werden.

In den Tab. 1-4 sind die wesentlichsten Ergebnisse dieser Varianzanalysen zusammengestellt.

---

<sup>+)</sup>  Dem Deutschen Rechenzentrum Darmstadt sei für die Überlassung des Statistik-Programms BMD 08 V vom Biomedical Department der University of California, Los Angeles, gedankt.

Tabelle 1 Freiland-Niederschläge Solling W 1 - Varianzanalyse

Variable: Bioelement-Konzentrationen in  $\mu\text{g-ion/l}$

Modell :  $y_{ij} = \bar{x} + a_i + b_{ij}$

	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
$\bar{x}$ = Gesamtmittel	4.22	26.5	6.60	25.43	6.55	3.78	1.99	.389	161.4	1.634	41.9	74.3
a = Termine (Monate)	***	***	***	***	***	***	***	***	***	**	***	***
b = Fehler (Standardabw.)	.14	3.9	4.9	4.95	1.1	.91	.40	.17	45.4	1.7	9.1	18.1

Tabelle 2 Kronentraufe Solling B 1 - Varianzanalyse

Variable: Bioelement-Konzentrationen in  $\mu\text{g-ion/l}$

Modell :  $y_{ij} = \bar{x} + a_i + b_{ij}$

	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
$\bar{x}$ = Gesamtmittel	3.94	62.2	75.03	89.59	18.77	8.64	3.87	8.30	197.4	2.082	107.0	207.6
a = Termine (Monate)	***	***	***	***	***	**	***	**	***	***	***	**
b = Fehler (Standardabw.)	.127	17.5	22.1	35.5	5.60	4.28	1.74	2.99	51.6	.963	41.9	114.3

Tabelle 3 Stamtablauf Solling B 1 - Varianzanalyse

Variable: Bioelement-Konzentrationen in  $\mu\text{g-ion/l}$

Modell :  $y_{ij} = \bar{x} + a_i + b_{ij}$

	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
$\bar{x}$ = Gesamtmittel	3.27	134.7	227.3	155.4	36.8	20.7	12.69	17.58	194.2	.851	192.0	876.1
a = Termine (Monate)	***	***	***	***	***	***	***	***	***	**	***	***
b = Fehler (Standardabw.)	.149	83.7	113.5	90.8	22.6	10.4	11.5	11.6	233.0	1.57	115	536

Sicherheitswahrscheinlichkeit f. F-Test : \*\*\* = 99.9 % ; \*\* = 99 %

Tabelle 4 a

Lysimeter-Messungen Solling B 1 - Varianzanalysen

(Gemeinsame Verrechnung der Humuslysimeter und der Unterdruck-Lysimeter)

Variable: Sickerwassermengen in  $l/m^2$  und Bioelement-Konzentrationen in  $\mu g-ion/l$ Modell :  $y_{ijk} = \bar{x} + a_i + b_j + (ab)_{ij} + e_{ijk}$ 

	H <sub>2</sub> O	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
$\bar{x}$ = Gesamtmittel	64.5	4.06	79.9	57.4	74.5	21.3	55.8	2.70	15.8	301.0	6.474	212.3	143.7
a = Termine (Leerung d.Lys.)	***	***	***	***	***	*	***	***	**	***	***	**	***
b = Tiefenstufe	**	***	**	***	n.s.	n.s.	**	***	*	**	**	***	*
ab= Interaktion	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	*	***
e = Fehler (Standardabw.)	22.8	.110	12.0	20.2	28.2	5.9	19.0	1.39	4.80	238.5	10.4	33.2	36.6

Tabelle 4 b

dto., in die Varianzanalyse gingen jedoch nur die Werte der Unterdrucklysimeter (50 und 100 cm Tiefe) ein.

	H <sub>2</sub> O	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
$\bar{x}$ = Gesamtmittel	51.4	4.33	86.9	14.3	66.3	21.8	67.8	.414	17.7	30.3	0.069	260.9	108.9
a = Termine	***	***	**	***	***	***	***	***	***	**	n.s.	***	***
b = Tiefenstufe	n.s.	*	***	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ab= Interaktion	n.s.	n.s.	***	n.s.	*	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	***
e = Fehler (Standardabw.)	19.5	.082	9.64	5.51	10.6	3.84	16.3	.026	1.8	31.8	.098	63.8	23.3

Sicherheitswahrscheinlichkeit f-F-Test: \*\*\*=99.9 % ; \*\* = 99 % ; \* = 95 % ; n.s.= unter 95 %

## 6 INPUT-OUTPUT-ANALYSE/MODELLBILDUNG

Mit Hilfe der Varianzanalyse wurde vor allem der Einfluß von Zeit und Ort auf die Ausprägung verschiedener Eigenschaften der Bodenlösung und der Niederschläge sowie die Streuung dieser Eigenschaften ermittelt. Der F-Test erlaubte es bereits, die Existenz oder Nichtexistenz einer Vielzahl klimatischer und pedologischer Faktoren zu beurteilen, die in den Begriffen Zeit und Ort integriert sind.

Es galt jetzt, die verschiedenen Eigenschaften (oder abhängigen Variablen) unter Einbeziehung der Einflußfaktoren durch mathematische Beziehungen miteinander zu verknüpfen.

Eine Möglichkeit zur Auffindung solcher Beziehungen bietet die sogenannte Input-Output-Analyse: Von dem gesamten System oder einzelnen Teilsystemen werden zunächst nur Input und Output miteinander verglichen. Dieser Vergleich erlaubt Rückschlüsse auf die Vorgänge innerhalb des Systems und auf dessen Struktur.

Obleich die Input-Output-Analyse seit jeher eine Forschungsmethode der Natur- wie der Geisteswissenschaften ist, wurde diese Methodik innerhalb der Kybernetik zu einer regelrechten Theorie verdichtet. Sie ist dort auch unter dem Namen "Black-box-Theorie" bekannt, wobei black box für das zu untersuchende System steht (FLECHTNER, 1967, S. 205 f.).

Um eine mathematische Formulierung der Probleme zu erleichtern, ist es notwendig, den Begriff der Bilanz einzuführen.

Eine Bilanz gibt Rechenschaft über Eingänge und Ausgänge sowie die Vorratsänderungen innerhalb eines Systems.

Ausgangspunkt für die Aufstellung einer Bioelement-Bilanz ist deren mathematische Formulierung, die allgemeine Kontinuitätsgleichung (vgl. HAASE, 1963, S. 239):

$$\frac{\partial Z_v}{\partial t} = q(Z) - \text{div } \vec{J}_Z \quad (6.1)$$

Hierbei ist Z irgend eine extensive Zustandsvariable (z.B. die Gesamtmasse, die Energie, die Masse einer Ionensorte usw.). Der Index v bei  $Z_v$  zeigt an, daß diese Zustandsvariable volumbezogen ist. Auf diese Weise, nämlich durch Division des Wertes Z für ein bestimmtes Volumelement durch dessen Volumen, entsteht eine Dichte (im allgemeinen Sinn), die ihrerseits eine intensive Größe darstellt.  $q(Z)$  steht für eine allgemeine Quellfunktion,  $\vec{J}_Z$  ist ein Flußvektor der Größe Z.

Die allgemeine Kontinuitätsgleichung sagt also aus: Die Zunahmegeschwindigkeit der Dichte (oder des Vorrates von Z) ist in jedem Volumelement gleich der lokalen Erzeugung von Z abzüglich der Divergenz (Quelldichte) des Flusses von Z. Es muß hinzugefügt werden, daß es sich um eine lokale Bilanz von Z handelt. Da sämtliche Glieder der Gleichung (6.1) nicht nur von der Zeit, sondern auch vom Ort abhängig sind, ist der Operator  $\partial/\partial t$  als partielle Differentiation nach der Zeit bei festem Ort zu verstehen.

#### a) Die Niederschlags- und Bodenwasser-Flußgrößen

Einleitend wurde darauf hingewiesen, daß in dieser Arbeit vor allem diejenigen Bioelementflüsse untersucht werden, deren Transportmedium das Niederschlags- und Bodenwasser ist. In Tab. 5 sind daher die Wasser-Flußgrößen für die verschiedenen Meßebenen, ermittelt nach den in Kap. 4 geschilderten Methoden und bezogen auf den Zeitraum eines Jahres (Juni 1969 bis Mai 1970), zusammengestellt.

Tabelle 5 Wasserbilanz für den 125jährigen  
Buchenbestand Solling B 1

Bilanzzeitraum : Juni 1969 bis Mai 1970

	Wassermengen in $l/m^2$	Wassermengen in % des Freilandniederschlages
(1) Freiland- Niederschlag (Solling W 1)	1218 <sup>*)</sup>	100 %
(2) Kronentraufe	921	75 %
(3) Stammablauf	100	8 %
(4) Summe (2)+(3)	1021	83 %
(5) Humuslysimeter (Grenze Humus/ Mineralboden)	816 <sup>**)</sup>	67 %
(6) Unterdruck- lysimeter 50 cm Tiefe	425	35 %
(7) Unterdruck- lysimeter 100 cm Tiefe	404	33 %

<sup>\*)</sup> Langjähriges Mittel des Jahresniederschlages an der  
Wetterstation Torfhaus/ Solling :  $1088 l/m^2$ .

<sup>\*\*)</sup> Wegen fehlender Wurzeln in den Humuslysimetern (s.Kap.4c)  
gibt dieser Wert nicht die natürlichen Verhältnisse  
wieder.

Man kann davon ausgehen, daß die Änderung des Wasservorrates in dem gewählten Zeitraum nicht bedeutend ist (s. besonders Kap. 6, Abschn.cd). Dennoch kann aus der Differenz der Wasser-Flußgrößen in den verschiedenen Meßebenen nicht ohne weiteres auf die Grundwasserspense innerhalb des Bilanzzeitraumes geschlossen werden, weil noch nicht geklärt ist, ob die Lysimetermessungen auch für den stammnahen Bereich repräsentativ sind.

Aus methodischen Gründen bedürfen die Flußgrößen des Bodenwassers einer Bestätigung durch exakte Wasserhaushaltsmessungen (s.Kap. 4). Solche liegen für die Versuchsfläche B 1 z.Z. noch nicht vor.

b) Teilsystem I : Niederschläge im Buchenbestand B 1

ba) Bioelement - Input mit den Freiland-Niederschlägen

In Tab. 6 sind die Bioelement m e n g e n zusammengestellt, die während der einzelnen Monate und innerhalb eines Jahres durch die Niederschläge angeliefert wurden und die damit in die Umsetzungen und Kreisläufe des Wald-Ökosystems eintraten.

Tabelle 6 Bioelement-Mengen in den Freiland-Niederschlägen  
(Solling W 1)

Dimension: g-ion/ha

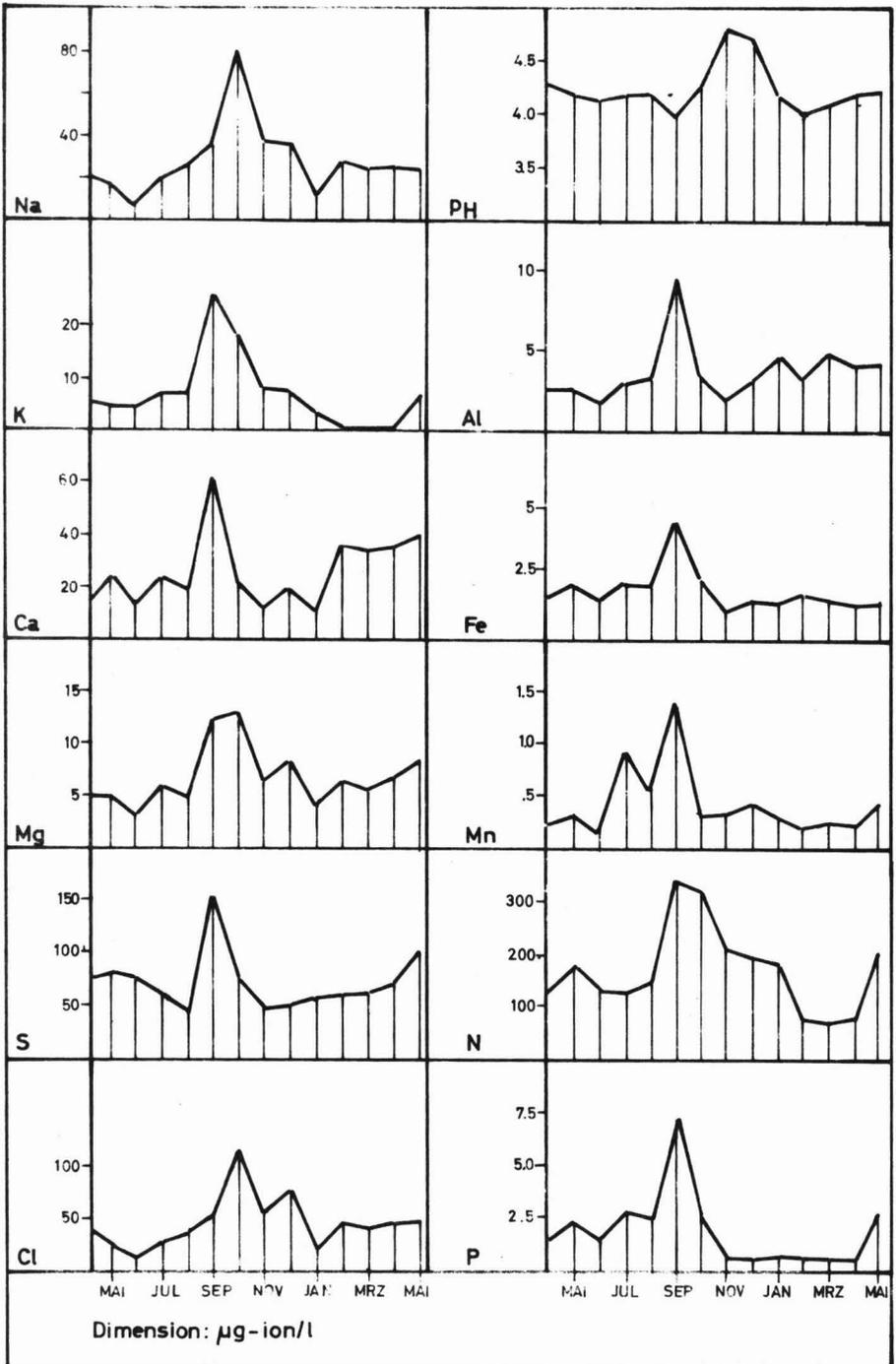
Monat	H	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
Jun 69	87	9,9	4,4	14,9	3,7	5,8	1,87	,183	158	1,70	15	96
Jul	32	9,7	3,4	11,3	2,8	4,2	1,08	,437	61	1,34	13	30
Aug	80	33,5	9,0	22,7	6,9	11,9	2,65	,661	189	3,07	45	58
Sep	32	9,9	7,3	18,1	3,7	8,1	1,31	,400	100	2,08	15	45
Okt	29	42,2	9,1	10,7	6,7	5,3	1,17	,157	168	1,36	58	38
Nov	17	43,2	8,7	13,3	7,6	5,5	1,22	,352	240	,62	61	49
Dez	8	13,5	2,5	7,3	3,1	3,2	,57	,157	76	,22	29	20
Jan 70	59	9,8	2,7	9,3	3,5	7,7	1,23	,275	167	,64	18	49
Feb	104	41,5	,0	43,9	10,2	14,9	2,41	,361	77	,50	70	62
Mrz	121	39,6	,0	42,0	7,9	18,3	1,62	,238	81	,59	59	91
Apr	109	45,6	,0	84,7	11,1	25,4	3,91	,456	231	1,58	82	159
Mai	57	18,1	5,1	29,9	6,5	3,0	1,84	,320	161	1,88	35	78
Summe	834	316,7	52,2	308,2	73,6	113,3	20,86	4,032	1709	15,58	501	774

Tabelle 7 Bioelement-Mengen im Stammablauf (Solling B 1)

Dimension: g-ion/ha

Monat *)	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
Jun 69	5,9	19,6	7,1	1,9	,40	,355	1,18	14,6	,048	10	31
Jul	3,0	15,1	8,6	1,6	,62	,251	1,38	8,7	,020	7	22
Aug	11,9	49,5	26,6	4,6	2,38	,717	4,12	22,3	,148	21	80
Sep	10,0	18,2	13,6	2,1	1,01	,293	1,98	9,1	,083	15	33
Okt	21,5	31,2	24,5	1,9	2,75	,738	3,76	72,2	,078	57	147
Nov	8,4	16,2	7,8	6,2	1,02	,368	,66	13,4	,022	31	43
Jan	,1	,4	,1	,0	,02	,018	,01	,5	,002	0	2
Mrz	7,7	3,2	8,1	1,5	,44	,258	,22	8,9	,063	11	19
Apr	21,6	20,0	37,3	5,3	2,09	1,253	1,50	26,8	,194	29	101
Mai	9,4	20,1	11,5	3,2	,67	1,060	1,16	11,9	,139	15	37
Summe	99,5	193,0	145,3	28,3	11,41	5,310	15,96	188,4	,800	184	514

\*) Kein Stammablauf in den Monaten Dez 69 und Feb 70.



Dimension:  $\mu\text{g-ion/l}$

**Abb.2** Zeitlicher Verlauf der Bioelement-Konzentration in den Niederschlägen (Sol W1)

Der Konzentrationsverlauf der Bioelemente im Freiland-Niederschlag, dargestellt in Abb. 2, ist im Verlauf eines Jahres beträchtlichen Schwankungen unterworfen. Bemerkenswert ist vor allem das ausgeprägte Maximum im September bei allen Elementen außer bei Na und Cl. Dies ist wahrscheinlich als Folge der sehr geringen Niederschlagshöhe in diesem Monat zu deuten. Dagegen hängt das Maximum im Oktober und auch ein zweiter Anstieg im Februar in der Konzentration von Na, Cl und weniger ausgeprägt auch von Mg sehr wahrscheinlich mit dem stürmischen Wetter in diesen Monaten zusammen. Es ist bekannt, daß die Seewinde in der Lage sind, beträchtliche Salz mengen weit ins Landesinnere zu tragen (vgl. ERIKSSON, 1966).

Die Bioelemente in den Freiland-Niederschlägen stellen einen wichtigen Teil des stofflichen Beitrags der Umwelt zu dem Geschehen am Standort dar.

bb) Bioelement-Output aus dem oberirdischen Teil des Buchenbestandes

Die am Boden des Buchenbestandes auftreffenden Niederschläge mit den darin gelösten Bioelementen sind als Output aus dem Teilsystem "Oberirdischer Teil des Buchenbestandes", gleichzeitig jedoch als Input in das darunter folgende Teilsystem "Humusaufgabe" anzusehen.

Die Bioelementmengen, die während der einzelnen Monate und innerhalb eines Jahres zusammen mit der Kronentraufe den Waldboden erreicht haben, sind in Tab. 8, Zeile (1), zusammengestellt. Die entsprechenden Werte für den Stammablauf finden sich in Tab. 7.

Eine Untersuchung der Einzelniederschläge innerhalb eines begrenzten Zeitraumes zeigte, daß die K o n z e n t r a - t i o n an Bioelementen in der Kronentraufe und im Stammablauf in hohem Maße von der Niederschlagshöhe abhängig ist. Die Beziehung ist nicht linear, sondern hat die Form einer Hyperbel. Dabei nähert sich der eine Ast der Hyperbel an die Konzentration des Freiland-Niederschlages an (bei sehr hohen Niederschlägen), der andere Ast nähert sich asymptotisch der Achse  $x = 0$ , d.h. bei sehr geringen Niederschlägen (gegen Null) erreicht die Konzentration sehr hohe Werte.

Die Regressionsanalyse hatte folgendes Ergebnis:

1. Konzentration in der Kronentraufe  $C_{Kr}$ /Höhe des Einzelniederschlages  $N_{mm}$ :

- für Summe der Kationen (ohne Ammonium) in val/l:  
$$\log C_{Kr} = 3.022 - 0.658 (\log N_{mm}); r = 0.919^{+++} \quad (6.2)$$

- für Summe der Anionen (ohne Nitrat) in val/l:  
$$\log C_{Kr} = 2.939 - 0.620 (\log N_{mm}); r = 0.922^{+++} \quad (6.3)$$

- für Gesamtstickstoff in gion/l:  
$$\log C_{Kr} = 2.612 - 0.558 (\log N_{mm}); r = 0.823^{+++} \quad (6.4)$$

Die einzelnen Ionensorten geben ähnliche Ergebnisse. Dabei ist der Korrelationskoeffizient um so höher, je stärker der Niederschlag bei der Passage durch den Kronenraum in der Konzentration des betreffenden Ions verändert wird (Beispiel: für K ist  $r = 0.892^{+++}$ , für Na ist  $r = 0.485$  n.s.).

2. Konzentration im Stammablauf  $C_{St}$ /Höhe des Einzelniederschlags  $N_{mm}$  (nach Werten von B. ULRICH, unveröffentlichtes Manuskript):

- für Summe der (Kationen (ohne Ammonium)

$$\log C_{St} = 3.723 - 0.755 (\log N_{mm}); r = 0.830^{+++} \quad (6.5)$$

- für Summe der Anionen (ohne Nitrat)

$$\log C_{St} = 2.443 - 0.743 (\log N_{mm}); r = 0.643^{++} \quad (6.6)$$

- für Gesamt-N

$$\log C_{St} = 3.799 - 0.789 (\log N_{mm}); r = 0.801^{++} \quad (6.7)$$

Eine Diskussion der Meßergebnisse führt unmittelbar zu der Frage, ob die während der Passage durch den oberirdischen Buchenbestand neu in das Niederschlagswasser eintretenden Ionenmengen durch Ausscheidungen an der Blattoberfläche gebildet wurden und damit einem kurz geschlossenen Kreislauf innerhalb des Bestandes angehören oder ob sie auf die auskämmende Wirkung der Kronenoberfläche auf Luftverunreinigungen zurückzuführen sind. Die Beantwortung dieser Frage ist für ein Verständnis des Bioelement-Kreislaufs unerlässlich. Sie liegt bereits außerhalb des Rahmens dieser Arbeit, die sich in der Hauptsache mit den Bioelementflüssen im Boden befaßt, hierzu allerdings den Influx mit den Niederschlägen benötigt.

c) Teilsystem II: Bodenlösung innerhalb der Humusauflage

In diesem Abschnitt soll zunächst versucht werden, aus dem vorhandenen Datenmaterial heraus Bioelement-Bilanzen für die Humusauflage des Buchenbestandes aufzustellen. Eine Bioelement-Bilanz umfaßt in diesem Falle eine Gegenüberstellung der Elementmengen, die mit den Bestandes-Niederschlägen angeliefert werden (Input) und denen, die im Sickerwasser nach unten abgeführt werden (Output). Die Bilanz erstreckt sich über einen bestimmten Zeitraum (Monat, Jahr) und bezieht sich auf eine definierte Fläche. Sie soll für den 120-jährigen Buchenbestand B1 insgesamt gültig sein.

Der zweite Schritt besteht darin, die Bioelement-Bilanz zu analysieren, um die Sickerwasser-Elementmengen durch die in die Humusauflage eintretenden Elementmengen unter Berücksichtigung der Systemeigenschaften und der äußeren Bedingungen zu erklären.

Als System wird definiert: Die flüssige Phase innerhalb der Humusauflage des Buchenbestandes.

ca) Räumliche Abgrenzung

Die räumliche Begrenzung des Systems ist

- nach oben: die L-Schicht (inklusive)
- nach unten: die H-Schicht (inklusive)
- seitlich: keine Begrenzung (näheres s. unten)

Das zu untersuchende System umfaßt definitionsgemäß nur die flüssige Phase. Tatsächlich erfassen wir durch Messung nur diese, indem wir Lösungen an verschiedenen Stellen des Systems auffangen und deren Konzentration bestimmen.

Auch gilt das Hauptinteresse der Veränderung der Bodenlösung auf dem Transport durch das Solum. Dies bedeutet jedoch nicht, daß der Rest des Bodens - mineralische und organische Substanz sowie Gase - nicht einen maßgeblichen Einfluß auf die flüssige Phase hätte. Gerade dieser Aspekt des Rest-Bodens, nämlich sein Einfluß auf die flüssige Phase, interessiert hier. Er ist, wie im weiteren gezeigt wird, in der Bilanzgleichung (6.1) berücksichtigt, denn er erscheint dort in der allgemeinen Form eines Quellterms  $q(Z)$ . Die Beschränkung des Systems auf die flüssige Phase hat den praktischen Vorteil, daß die Ionenmengen auf das Flüssigkeitsvolumen und nicht auf das Bodenvolumen bezogen werden. Hätten wir die Absicht, für den Transport des Bodenwassers durch das Solum eine Bilanzgleichung aufzustellen, so würden wir die Wassermengen - wie allgemein üblich - sinnvoll auf das Bodenvolumen beziehen.

Dem System soll definitionsgemäß keine seitliche Begrenzung auferlegt sein. Alle Flächen in unmittelbarer Nähe des Stammes sollen jedoch ausgeschlossen werden, da für diese eine andere Wasserbilanz (ESCHNER, 1967) und damit eine andere Bioelement-Bilanz gültig ist.

Über den Grad der Homogenität der übrigen Fläche gibt Kap. 5, Tab. 2 und 4, Auskunft. Aus den erheblichen Streuungen, die bei allen Meßgrößen auftreten, wird ersichtlich, daß auf jeden Fall zu prüfen sein wird ob

1. die Flüsse und Quellgrößen, die wir messen und die später in die Bilanzgleichung eingehen, tatsächlich demselben Volumenelement zugeordnet werden dürfen und ob

2. das Volumenelement, für welches wir die Bilanzgleichung aufstellen, tatsächlich eines mit "mittleren Eigenschaften" ist, so daß die Bilanz den Bestand insgesamt repräsentiert.

Einleitend wurde dargelegt, daß am Beginn einer Bilanzierung und deren Interpretation die allgemeine Kontinuitätsgleichung, Beziehung (6.1), zu stehen hat. Zur Vereinfachung des mathematischen Aufwandes soll eine Einschränkung gemacht werden: Flüsse in horizontaler Richtung, falls solche überhaupt auftreten, seien in ihrem Nettoeffekt gleich Null. Diese Forderung dürfte weitgehend erfüllt sein, da eine seitliche Wasserbewegung in einer bevorzugten Richtung auf dem ebenen Standort so gut wie ausgeschlossen ist.

Ordnen wir dem System ein rechtwinkliges Koordinatensystem  $(x, y, z)$  zu, so bedeutet diese Forderung unter Verwendung der bereits eingeführten Bezeichnungen:

$$\frac{\partial J_{Z(x)}}{\partial x} + \frac{\partial J_{Z(y)}}{\partial y} = 0 \quad (6.8)$$

und Gleichung (6.1) wird zu:

$$\frac{\partial Z_v}{\partial t} = q(Z) - \frac{\partial J_{Z(z)}}{\partial z} \quad (6.9)$$

#### cb) Flüsse und Quellgrößen

Es ist nun zu überlegen, welche physikalische Bedeutung die Terme der Gleichung (6.9) - bezogen auf das System "Bodenlösung innerhalb der Humusaufgabe" - haben und wie sie meßtechnisch zu erfassen sind. Die linke Seite der Gleichung bezeichnet die Zunahmegeschwindigkeit der Dichte von  $Z$ . Ist  $Z$  beispielsweise die Masse einer Ionensorte, so drückt  $\partial Z / \partial t$  die Änderungsgeschwindigkeit der Konzentration mit der Zeit aus.  $\partial J_{Z(z)} / \partial z$  ist der vertikale Fluß der Ionensorte in das System hinein (negativ; Input) oder aus dem System heraus (positiv; Output). Der Gesamtfluß der Bioelemente setzt sich aus einzelnen Teilflüssen (Input, Output) zusammen, die meßtechnisch getrennt zu erfassen sind.

Aus den eingangs gemachten Einschränkungen ergibt sich, daß als Flüsse nur zu zählen sind

- in das System hinein (Input):

Die Niederschläge mit den gelösten Bestandteilen, die auf die L-Schicht auftreffen und in die Humusaufgabe eindringen. Sie werden erfaßt durch Messung der Menge des Niederschlags im Bestand und dessen Gehalt an Bioelementen. Schwierigkeiten ergeben sich bei Niederschlägen in Form von Schnee. Sie werden erfaßt, wenn sie fallen und nicht, wie es eigentlich erforderlich wäre, wenn sie abschmelzen und in den Boden eindringen,

- aus dem System heraus (Output):

Das Sickerwasser mit den gelösten Bestandteilen, welches die Grenzfläche Humusaufgabe/ $A_h$  nach unten passiert. Es wird erfaßt mit den "Humuslysimetern" (s. Kap. 4, Abschn. c).

Die Grenzen, die dem System "Bodenlösung innerhalb der Humusaufgabe" gezogen sind, bedingen eine große Anzahl von einzelnen Gliedern, deren Summe durch den Ausdruck  $q(Z)$  gekennzeichnet wird. Dieser bezeichnet die lokale Erzeugung (positiv) oder Vernichtung (negativ) von  $Z$ . Steht  $Z$  für eine Größe, für die ein Erhaltungssatz gilt, so wird der Ausdruck  $q(Z)$  in der Bilanzgleichung Null (z.B. Gesamtmasse, Gesamtenergie). Betrachten wir dagegen die Masse bzw. die Konzentration eines Ions, so kann das entsprechende Element in gebundener Form in das System importiert werden, das Ion wird erst im Laufe der Zeit innerhalb des Systems durch Zersetzung der organischen Substanz und Lösung "erzeugt".

Natürlich ist auch der Transport von Bioelementen als Bestandteile des Streufalles aus dem Kronenbereich der Bäume auf den Waldboden ein Fluß. Definitionsgemäß interessiert aber nur der Konzentrationsverändernde Effekt

der Laubstreu auf die Bodenlösung. Dieser Aspekt wird durch den Quellterm  $q(Z)$  berücksichtigt.

In der folgenden Liste sind die wichtigsten Quellgrößen zusammengestellt, die für die Bodenlösung innerhalb der Humusaufgabe eines Waldbestandes von Bedeutung sein können:

- E r z e u g u n g (positiver Quellterm, source):
  - Zersetzung organischer Substanz
  - Lösung mineralischer Substanz
  - Austausch, Desorption von Oberflächen
  - Wurzel - Efflux
  
- V e r n i c h t u n g (negativer Quellterm; sink):
  - Bildung organischer Substanz
  - Ausfällung mineralischer Substanz
  - Eintausch, Absorption an Oberflächen
  - Wurzel - Influx

Keine der aufgeführten Quellgrößen wurde direkt erfaßt. Dazu wäre es nötig gewesen, beispielsweise die Zersetzungsgeschwindigkeit der organischen Substanz zu ermitteln und zu messen, welche Ionenmengen in der Zeiteinheit in einem bestimmten Volumen durch die Streuzersetzung freigesetzt werden. Solche Untersuchungen sind mit erheblichen methodischen Schwierigkeiten verbunden. Für einzelne Fälle wurden sie im Rahmen des Solling-Projektes durchgeführt, z.B. in den Untersuchungen über die Stickstoffmineralisation durch RUNGE, 1970, oder über den Ligninabbau durch KUNZE, 1969. In der vorliegenden Arbeit wurde ein solcher Weg nicht beschrritten. Vielmehr wurden einzelne Faktoren, von denen die Quellgrößen unmittelbar abhängig sind, zur Berechnung dieser Größen herangezogen. Ein Beispiel: Die Größe des Quellterms "Zersetzung organischer Substanz" wird abgeleitet aus der Kenntnis der jährlich anfallenden

Tabelle 8 Bioelement - Bilanzen für die Humusaufgabe Solling B 1 Dimension: g-ion/ha

Bilanz - Zeitraum	Ionenmengen in...	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
Jun 1969 bis Mai 1970	(1) Kronentraufe	491,9	461,7	662,7	142,0	56,3	27,0	51,1	1606	16,77	1072	1271
	(2) Humuslysimeter	439,7	841,4	724,1	147,3	186,7	38,1	87,4	4080	121,8	883	1235
	(3) dto.,korrigiert*)	550,8	920,3	916,7	180,1	204,4	30,9	94,0	4727	127,6	1075	1349
Mai 1969	(1) Kronentraufe	33,9	69,5	70,5	19,1	4,9	3,5	8,0	214	,70	46	134
	(2) Humuslysimeter	47,7	89,7	57,2	14,8	24,3	6,1	7,7	456	1,88	46	145
	(3) dto.,korrigiert	55,4	101,6	77,7	19,2	25,8	5,1	8,7	542	2,12	58	157
Jun 1969	(1) Kronentraufe	11,7	45,2	35,7	9,7	2,3	1,2	6,9	80	,19	23	69
	(2) Humuslysimeter	22,5	58,3	35,7	9,6	18,4	5,0	5,0	310	4,40	25	56
	(3) dto.,korrigiert	25,2	66,0	46,0	11,8	19,1	4,7	5,9	342	4,47	31	62
Jul 1969	(1) Kronentraufe	9,3	26,7	36,9	6,4	1,8	,7	5,7	47	,94	17	57
	(2) Humuslysimeter	4,9	21,8	19,5	4,7	7,9	1,3	3,2	199	4,00	10	31
	(3) dto.,korrigiert	7,0	26,3	30,3	6,2	8,4	1,2	4,0	218	4,32	15	36
Aug 1969	(1) Kronentraufe	28,4	76,1	80,4	12,5	4,8	2,1	11,0	151	2,41	81	115
	(2) Humuslysimeter	21,2	95,1	85,4	20,6	34,4	6,0	14,1	868	17,48	44	134
	(3) dto.,korrigiert	27,7	108,1	108,7	23,4	36,0	5,4	15,5	929	18,31	66	144
Sep 1969	(1) Kronentraufe	17,2	63,5	61,7	9,2	2,8	1,1	8,7	79	2,14	29	96
	(2) Humuslysimeter	5,5	16,9	14,1	3,5	4,5	,5	2,7	152	4,01	26	35
	(3) dto.,korrigiert	9,4	27,7	32,0	5,6	5,4	,3	3,8	184	4,75	34	44
Okt 1969	(1) Kronentraufe	81,2	109,8	48,4	15,6	4,7	2,5	11,4	104	3,13	123	140
	(2) Humuslysimeter	22,0	67,5	56,4	13,9	18,2	2,1	10,7	608	16,06	103	140
	(3) dto.,korrigiert	40,4	86,2	70,5	17,5	19,6	1,5	12,1	650	17,14	137	153
Nov 1969	(1) Kronentraufe	78,6	23,4	25,9	14,0	3,7	1,5	1,2	107	,35	96	71
	(2) Humuslysimeter	63,4	151,0	58,7	13,9	22,2	4,6	8,5	482	27,03	136	154
	(3) dto.,korrigiert	81,2	155,0	66,2	17,1	23,3	4,2	8,6	525	27,15	162	160

\*) Die Werte der Zeile (3) sind mit  $D_1$  korrigiert (s.Kap.6 cc)

Tabelle 8 (Fortsetzung)

Dimension: g-ion/ha

Bilanz- Zeitraum	Ionenmengen in...	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	I	P	Cl	S
Dez 1969	(1) Kronentraufe	13,2	2,6	9,9	3,5	1,6	,9	,1	84	,33	25	25
	(2) Humuslysimeter	32,7	63,9	50,6	8,2	7,1	1,2	4,9	191	5,67	31	102
	(3) dto.,korrigiert*)	35,7	64,4	53,5	9,1	7,6	1,0	4,9	224	5,79	38	104
Jan 1970	(1) Kronentraufe	35,2	41,0	77,6	17,4	12,1	6,3	2,4	341	,90	67	212
	(2) Humuslysimeter	62,1	121,3	96,2	15,6	13,5	2,3	9,3	362	10,77	59	197
	(3) dto.,korrigiert	70,0	128,3	118,7	19,7	17,3	,6	9,6	499	11,08	78	213
Feb 1970	(1) Kronentraufe	33,4	12,3	74,3	16,5	7,3	3,1	,4	167	1,72	253	117
	(2) Humuslysimeter	34,0	45,9	53,8	8,4	7,5	1,5	4,8	137	4,73	47	70
	(3) dto.,korrigiert	52,8	48,0	75,2	12,2	9,8	,6	4,8	204	5,33	116	80
Mrz 1970	(1) Kronentraufe	64,5	7,6	71,7	13,3	5,9	2,3	,3	179	1,21	221	112
	(2) Humuslysimeter	34,7	46,9	55,0	8,6	7,7	1,5	4,9	139	4,84	48	71
	(3) dto.,korrigiert	49,3	48,2	75,8	11,7	9,5	,9	4,9	212	5,25	108	81
Apr 1970	(1) Kronentraufe	46,4	14,6	104,3	13,6	7,5	3,9	,7	148	2,31	89	173
	(2) Humuslysimeter	103,9	127,5	161,9	27,7	36,2	9,1	13,4	449	18,17	187	180
	(3) dto.,korrigiert	114,4	130,0	192,2	30,8	38,6	8,1	13,5	509	18,97	211	195
Mai 1970	(1) Kronentraufe	22,8	38,9	36,8	10,5	1,9	1,6	2,7	120	1,14	49	87
	(2) Humuslysimeter	32,7	25,3	36,8	12,6	9,1	3,1	6,0	185	4,62	67	69
	(3) dto.,korrigiert	37,9	32,0	47,5	15,1	9,7	2,6	6,4	233	5,02	81	77
Jun 1970	(1) Kronentraufe	12,8	66,8	49,4	13,0	,9	1,4	3,3	90	,48	24	67
	(2) Humuslysimeter	32,0	51,8	69,2	21,6	12,6	2,3	12,1	329	6,87	40	98
	(3) dto.,korrigiert	34,9	63,2	83,5	24,6	12,9	2,0	12,5	365	7,04	46	104
Jul 1970	(1) Kronentraufe	24,7	26,0	39,2	9,8	1,3	1,2	4,5	101	1,01	49	68
	(2) Humuslysimeter	32,2	87,4	80,4	23,7	23,2	6,1	13,1	505	14,26	55	117
	(3) dto.,korrigiert	37,8	91,8	91,8	26,0	23,7	5,8	13,7	546	14,60	68	123
Aug 1970	(1) Kronentraufe	7,4	23,7	37,1	6,4	2,1	,7	3,8	69	,67	19	58
	(2) Humuslysimeter	16,3	39,5	56,4	16,4	13,5	2,9	9,7	308	5,77	22	82
	(3) dto.,korrigiert	17,9	43,6	67,2	17,9	14,2	2,7	10,2	336	6,01	27	87
Sep 1970	(1) Kronentraufe	22,9	79,4	62,0	11,4	3,6	,9	8,4	131	1,48	54	103
	(2) Humuslysimeter	17,8	41,5	69,6	20,1	17,9	3,4	12,5	294	5,08	39	57
	(3) dto.,korrigiert	23,0	55,1	87,6	22,7	19,0	3,2	13,6	347	5,59	54	106

\*) Die Werte der Zeile (3) sind mit D<sub>k</sub>korrigiert (s.Kap.6 cc)

Stremengen, den Elementkonzentrationen in der Streu und den klimatischen Bedingungen, unter denen die Streuzersetzung abläuft (s. Abschn. cf).

cc) Bioelement-Bilanzen

Gleichung (6.9) ist eine Differentialgleichung. Mit der geschilderten Meßanordnung werden jedoch weder differentielle Veränderungen irgendwelcher Zustandsvariablen noch die Differentiale  $\partial J_{Z(z)}/\partial z$  gemessen. Vielmehr messen wir die Größe der Zustandsvariablen zu verschiedenen Zeitpunkten und erfassen die endlich großen Flüsse  $J_{Z(z)}$  in verschiedenen Tiefen innerhalb verschiedener Zeitabschnitte. Um unsere Meßergebnisse mit Hilfe der Bilanzgleichung interpretieren zu können, müssen wir Gleichung (6.9) unter den jeweiligen Randbedingungen integrieren:

$$Z = \int_{t_0}^t \left[ q(Z) - \frac{\partial J_{Z(z)}}{\partial z} \right] dt \quad (6.10)$$

Die analytische Lösung dieser Gleichung ist nur möglich, wenn sowohl für den Quellterm als auch für den Flußterm integrierbare Zeit-Funktionen angegeben werden können. Vorläufig kennen wir solche Funktionen noch nicht. Die Gleichung (6.10) hat daher zunächst nur den Vorteil, daß wir unsere Meßergebnisse richtig zueinander in Beziehung setzen können. Eine anschließende statistische Behandlung der Daten zur Erarbeitung stochastischer Beziehungen, kausale Überlegungen und Modellbildung soll die entsprechenden Zeit-Funktionen liefern. Es wird gezeigt werden, daß die Lösung des Problems vereinfacht wird, wenn für das System stationärer Zustand angenommen werden kann.

Tab. 8, Zelle (1) gibt die Jahres- bzw. Monatswerte für den Bioelement-Fluß in der Tiefe  $z=z_0$  (Input), das ist

der Elementfluß, der mit der Kronentraufe gekoppelt ist. In Zeile (2) werden die entsprechenden Werte aus der Tiefe  $z=z_1$  (Output) angegeben, das sind die Elementmengen, welche zusammen mit dem Sickerwasserstrom in den Humuslysimetern aufgefangen wurden.

Die meisten Wertepaare unterscheiden sich erheblich voneinander und zeigen damit einen Netto-Fluß an, der identisch ist mit dem Flußterm in Gleichung (6.10), integriert über den jeweiligen Zeitabschnitt. Gleichung (6.10) zeigt auch, daß diese Differenz zwei Ursachen haben kann:

1. Im System wird die entsprechende Ionensorte erzeugt (source) oder vernichtet (sink).
2. Der Vorrat an der betreffenden Ionensorte hat sich verringert oder vergrößert.

Eine zusätzliche Ursache könnte darin zu suchen sein, daß beide Flüsse an verschiedenen Stellen des Bestandes, an denen unterschiedliche Bedingungen herrschen, gemessen wurden. In diesem Fall dürften beide Flüsse nicht durch ein und dieselbe Bilanzgleichung miteinander verknüpft werden.

Um diese Frage zu klären, wurde während eines begrenzten Zeitraumes (im September 1970) die Kronentraufe unmittelbar neben den Humuslysimetern aufgefangen. Als Auffanggefäße dienten Eimer, deren Auffangfläche etwa der Fläche der Humuslysimeter entsprach. Auf diese Weise sollte geprüft werden, ob der Bioelement-Input in das System tatsächlich dem Input entspricht, der für den Gesamtbestand (Kap. 6 bb) ermittelt wurde. Bei den erheblichen lokalen Streuungen, den die Konzentrationen in der Kronentraufe ebenso wie die Wassermengen aufweisen, waren Differenzen zu erwarten. Tab. 9 zeigt den Unterschied zwischen beiden Flüssen.

Tabelle 9 Lokale Unterschiede in den Bioelement-Mengen der Kronentraufe - Solling B 1

Dimension: g-ion/ha

	H	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
(1) Ionenmengen i.d.Kronentraufe, gültig f. Gesamtbestand	16.4	19.3	71.9	45.5	8.85	2.89	0.78	7.32	107	1.22	46	87
(2) Ionenmengen i.d.Kronentraufe, gült.f.Humuslys.-Meßplatz *)	17.4	15.0	59.6	32.3	6.81	1.98	0.98	6.36	64	0.80	33	79
(3) Verhältnis Z.(2)/Z.(1) = $f_1$	1.1	0.77	0.83	0.71	0.77	0.69	1.27	0.87	.60	0.65	.73	.91

\*) Zeitraum der Messung : 9.9. - 1.10.1970

Tabelle 10 Vergleich zwischen Input/Output-Differenz der Humusaufgabe und den Bioelementmengen in der Streu Dimension: g-ion/ha

	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
(1) Bioelementmengen i.d.Streu, nach PAVLOV *)	40	560	375	60	24	18.	120	3785	139	22	100
(2) Input/Output-Differenz der Humusaufgabe **)	59	459	254	38	148	6.9	43	3122	111	2.5	77
(3) Differenz zw.(1) und (2), ausgedrückt in % von (1)	-47	18	32	37		78	64	18	20	89	23

\*) Input=Ionenmenge in der Kronentraufe, Output=Ionenmengen im Sickerwasser der Humuslysimeter (korrigiert mit  $D_1$ ; s.Tab. 8)

\*\*\*) Jährliche Streumenge : 3600 kg/ha Trockenmasse

Mit Hilfe des in der Tab. 9 ebenfalls angeführten Faktors  $f_1$  sollen die Ionenmengen berechnet werden, um die die Flüsse in den Humuslysimetern korrigiert werden müssen (Korrekturglied D 1). Ein Faktor  $< 1$  bedeutet, daß der Bioelement-Input bei den Humuslysimetern kleiner ist als im Durchschnitt des Gesamt-Bestandes. Hätten wir eine größere Anzahl von Lysimetern aufgestellt, so wäre die im Durchschnitt anfallende Ionenmenge um den Betrag größer, um welchen die Gesamt-Kronentraufe ( $K_g$ ) die an den Humuslysimetern auftreffende Kronentraufe übersteigt:

$$D_1 = K_g - f_1 K_g = K_g (1 - f_1) \quad (6.11)$$

Dieses Vorgehen setzt voraus, daß sich der Korrekturfaktor  $f_1$  während des ganzen Jahres nicht verändert. Das wurde angenommen. Bei ähnlichen Untersuchungen müßte in Zukunft jedoch auf eine breitere Streuung der Lysimeterplätze geachtet werden.

Zeile (3) der Tab. 8 gibt die mit  $D_1$  korrigierten Humuslysimeter-Werte an.

Vergleichen wir in Tab. 8 die Zeilen (1) und (3) der Jahresbilanz miteinander, so stellen wir wieder bei den meisten Elementen eine Differenz zwischen beiden Werten fest. Wir erkennen auch, daß die Differenz bei denjenigen Elementen besonders groß ist, von denen wir wissen, daß sie zu einem wesentlichen Teil aus der Streu nachgeliefert werden (z.B. K, Ca und N). Sind also Differenzen zwischen den beiden Flußgrößen auf die Existenz von Quellen im System zurückzuführen? Oder ändert sich auch der Vorrat (nämlich die Größe der Zustandsvariablen  $Z$  in Gleichung (6.10))? Die Beantwortung dieser Frage wäre erleichtert, wenn für das System stationärer Zustand angenommen werden könnte. Im folgenden Abschnitt soll gezeigt werden, daß diese Annahme mit Einschränkungen gerechtfertigt ist.

## cd) Stationärer Zustand

Betrachten wir einen Zeitraum von wenigen Jahren, so können wir annehmen, daß sich die Humusaufgabe des Buchenbestandes B 1 bezüglich der Gesamtmasse im stationären Zustand befindet. Denn eine beträchtliche Humusanreicherung oder Verringerung des Humusvorrates wird auf diesem oder ähnlichen Böden nicht beobachtet (wenngleich in unserem Falle keine einschlägigen Untersuchungen angestellt wurden).

Zwar ergeben sich innerhalb eines kurzen Zeitabschnittes jahreszeitliche Massenänderungen in der Humusaufgabe, am augenfälligsten während des herbstlichen Laubfalles. Bei der Betrachtung längerer Zeiträume können diese Vorgänge aber als kurzperiodische „statistische“ Schwankungen angesehen werden.

Es ist auch bekannt, daß sich Massenänderungen in der Humusaufgabe als Folge starker Eingriffe, insbesondere nach einem Kahlschlag ergeben. Das System stellt sich auf die neuen Umweltbedingungen ein, indem z.B. in kurzer Zeit eine mächtige Humusaufgabe abgebaut werden kann. In diesem poststationären Zustand können völlig andere Prozesse ablaufen als in dem stationären Zustand vor dem Eingriff.

Mit der Neubegründung eines Waldbestandes wird sich erneut eine Humusdecke aufbauen. Wenn der Bestand ein gewisses Alter erreicht hat, werden für die Humusaufgabe wieder die ursprünglichen äußeren Bedingungen herrschen, und das System wird sich darauf einstellen. Dieser prästationäre Zustand nähert sich asymptotisch dem stationären Zustand an. Wir können annehmen, daß diese Annäherung bei einem 125-jährigen Buchenbestand, der seit längerer Zeit keinen Eingriffen wie Düngung, Durchforstung oder dgl. mehr unterworfen war, weitgehend vollzogen ist.

Dasselbe gilt prinzipiell auch für die einzelnen Bioelemente: Mengenänderungen innerhalb der Humusaufgabe sind - von kurzfristigen Schwankungen abgesehen - nicht sehr wahrscheinlich.

Wenn wir im folgenden stationären Zustand annehmen, dann müssen wir alle Ergebnisse daraufhin prüfen, ob sie möglicherweise von einer Abweichung vom stationären Zustand beeinflußt sind.

Im stationären Zustand vereinfacht sich die mathematische Formulierung des Problems wesentlich. Kennzeichnend dafür ist nämlich die Invarianz der Zustandsvariablen des Systems mit der Zeit. Damit wird das Differential  $\partial Z_V / \partial t$  in Gleichung (6.9) gleich Null, die Gleichung selbst lautet:

$$q(Z) = \frac{\partial J_Z(z)}{\partial z} \quad (6.12)$$

Die Gleichung (6.12) sagt in Worten aus: Der Nettofluß (d.h. die Differenz zwischen Output und Input) innerhalb eines bestimmten Zeitraumes ist gleich der Erzeugung innerhalb desselben Zeitraumes.

#### ce) Einführung der Streu in die Bilanz

Es ist zu fragen, welche positiven oder negativen Quellen für die Erzeugung oder Vernichtung einer Ionensorte innerhalb der Humusaufgabe in Betracht kommen. Von den in Abschn. ba aufgeführten Möglichkeiten entfallen wegen des besonderen Baues der Lysimeter (s. Kap. 4, Abschn. c) Wurzel-Influx und -Efflux. Aufbau organischer Substanz (denkbar durch Mikroorganismen), Solvation und Präcipitation mineralischer Substanz, Adsorption, Desorption und Ionenaustausch sind allenfalls die Ursachen für kurzfristige Veränderungen innerhalb des Systems. Treffen alle bisher gemachten Annahmen zu, so ist die Differenz zwischen Input und Output - über ein Jahr summiert - gleich der Menge der Ionen, die während dieses Zeitraumes

durch Zersetzung organischer Substanz freigesetzt wird. Die Richtigkeit dieser Aussage soll in Tab. 10 überprüft werden. Hier sind die Differenzen zwischen Input und Output und die Ionenmengen aus der Streuzersetzung einander gegenübergestellt. Für diese Zahlen dienten als Berechnungsgrundlagen die Angaben von H. HELLER über die jährliche Streuproduktion und die Angaben von M. PAVLOV über die Ionenkonzentration der Streu.

Die Tab. 10 läßt zwei Feststellungen zu:

- Einige Ionenflüsse sind ganz überwiegend vom Input (als Kronentraufe) geprägt (so Cl, Na und S).
- Andere Ionenflüsse sind überwiegend von der Erzeugung der Ionensorte durch Streuzersetzung geprägt (so vor allem P, N, Mn und K). Dabei fällt auf, daß gerade bei diesen Ionen die aus der Streuzersetzung sich ergebenden Mengen die gemessenen Input/Output-Differenzen erheblich übersteigen.

Die letzte Feststellung läßt die Vermutung zu, daß - ähnlich wie bei der Kronentraufe - auch die auf die Humuslysimeter entfallende Streumenge pro Flächeneinheit geringer ist als im Durchschnitt des Gesamtbestandes. Dies ist nicht erstaunlich, wenn man die relativen Flächenstreuungen aller Meßwerte, so auch des Streufalles und die geringe Oberfläche der Humuslysimeter in Rechnung stellt.

Zur Ermittlung eines Korrekturfaktors muß eine Ionensorte herangezogen werden, welche nur zu einem sehr geringen Teil durch etwas anderes als durch die zu korrigierende Streumenge beeinflusst wird. Denn hier fällt ein eventueller Fehler bei der Ermittlung der Kronentraufe am geringsten ins Gewicht. Im vorliegenden Fall ist dies Phosphor: Da die Input/Output-Differenz beim Phosphor um etwa 20 % geringer ist als die Ionenmenge, die aus der Streuzer-

setzung zu erwarten wäre, wird angenommen, daß auf den Humuslysometern 20 % weniger Streu anfällt als im Durchschnitt des Gesamtbestandes. Aus diesem Grund müssen die Lysimeter-Ionenmengen (Output) um das Korrekturglied  $D_2$  erhöht werden.  $D_2$  errechnet sich wie folgt:

$$D_2 = C_{Str} M_{Str} (1-f_2) \quad (6.13)$$

wobei  $M_{Str}$  die durchschnittliche jährliche Streumenge für die Fläche B1 ist,  $C_{Str}$  deren Bioelementkonzentrationen und  $f_2$  der Korrekturfaktor (0,8, da nur 80 % der Streu an dieser Stelle fallen).

Die Tab. 11 gibt die Jahresbilanz wieder, wie sie (nach Anbringung der Korrekturen D1 und D2) für den Gesamtbestand als richtig angesehen wird. Es zeigt sich, daß nun die Bilanz für die meisten Ionensorten ausgeglichen ist. Signifikante Unterschiede zwischen Input und Output ergeben sich jedoch auch jetzt noch für Aluminium, Eisen und Mangan. Als mögliche Ursachen können angesehen werden:

- Zersetzung der in den Humuslysometern abgeschnittenen Feinwurzeln (s. Kap. 4c)
- Änderung der Verhältnisse im Lysimeter gegenüber dem ungestörten Boden, z.B. Änderung der Feuchteverhältnisse; dadurch Störung des stationären Zustandes
- Analysenfehler

Dies sind Vermutungen, die vorläufig nicht belegt werden können.

Eine zweifach korrigierte Bilanz, wie sie in Tab. 11 für den Zeitraum eines Jahres zusammengestellt wurde, kann zunächst nicht für kürzere Zeitabschnitte, beispielsweise

Tabelle 11 Korrigierte Bioelement-Jahresbilanz der Humusaufgabe  
Solling B 1 (Juni 1969 bis Mai 1970)

Dimension: g-ion/ha

Ionenmengen in...	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
(1) Kronentraufe	492	462	663	142	56.3	27.0	51	1606	16.8	1072	1271
(2) Streu (n.PAVLOV)	40	560	375	60	18	24	120	3785	139	22	100
(3) Summe (1) + (2)	532	1022	1038	202	74.3	51.0	171	5391	155.8	1094	1371
(4) Humuslysimeter*)	559	1032	992	192	209.2	34.5	118	5484	155.4	1079	1369
(5) t-Test (3) geg.(4)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

\*) Ionenmengen im Sickerwasser  
der Humuslysimeter, korrigiert  
mit  $D_1$  und  $D_2$

Grenzen der Sicherheitswahrscheinlichkeit:  
\* = 95 %    \*\* = 99 %    \*\*\* = 99.9 %  
n.s.=weniger als 95 %

Tabelle 12 Monatlich aus der Streu freigesetzte Kalium-  
mengen, berechnet nach einer e-Funktion

Dimension: g-ion/ha

Anfangsmenge: 458,6 g-ion/ha  
Halbwertszeit: 2,28 Monate

Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
121.4	90.0	66.3	49.5	36.6	27.3	20.3	15.4	11.4	8.8	6.2	5.6

für einzelne Monate, aufgestellt werden. Denn hier können wir nicht mehr davon ausgehen, daß die Quellen und Flüsse zeitlich konstant sind. Bei den Flüssen versteht sich das von selbst, denn der Input durch die Kronentraufe hängt von den Niederschlägen ab. Eine mathematisch formulierte Zeit-Funktion kann es dafür also nicht geben, solange Niederschläge für lange Zeiträume nicht vorhersagbar sind.

Anders ist es bei den Quellgrößen. Wir können die jährlich anfallende Streumenge ebenso wie den zeitlichen Ablauf des Streufalles und der Streuzersetzung vorhersagen oder zumindest abschätzen. Wesentlich schwieriger ist es bei den übrigen Quellgrößen, wie folgende Überlegung zeigt:

Die chemische Kinetik liefert mathematische Beziehungen, die z.B. angeben, welche Ionenmengen in der Zeiteinheit unter genau definierten äußeren Bedingungen (Druck, Temperatur, Konzentration usw.) aus der festen Phase in Lösung gehen. Da in den meisten Fällen (Solvation, Präzipitation, Adsorption, Desorption, Ionenaustausch, Aufbau und Abbau organischer Substanz im Mikrobereich) weder zu jedem Zeitpunkt die genauen äußeren Bedingungen bekannt sind noch die beteiligten Mengen oder die genauen Systemeigenschaften (Größe der Oberflächen, Reaktionskonstanten usw.), dürfen wir nicht erwarten, daß solche Beziehungen mit den vorhandenen Daten zu lösen sind. Da jedoch in der Art und Weise des Vorgehens keine prinzipiellen Unterschiede bestehen, soll am Beispiel der Streuzersetzung der Versuch einer mathematischen Formulierung gemacht werden.

cf) Der Verlauf der Streuzersetzung - Modellentwicklung  
am Beispiel des Kaliums

Mit der folgenden Modellentwicklung soll vor allem der zeitliche Verlauf des Netto-Ionenflusses infolge der Streuzersetzung oder infolge der Herauslösung aus der Streu erklärt werden. Es ist nicht sinnvoll, dafür eine Ionensorte zu verwenden, bei der die Nachlieferung aus der Streu gering ist im Vergleich zum Input durch die Kronentraufe. Aus diesem Grund wurde Kalium ausgewählt. Die Jahresbilanz (Tab. 11) zeigt, daß hier mehr als die Hälfte aus der Streu kommt.

Dem Modell werden zunächst folgende Annahmen zugrundegelegt:

- Solvation, Präzipitation, Desorption und Ionenaustausch spielen auch in dem jetzt abgesteckten zeitlichen Rahmen (Monate) nur eine untergeordnete Rolle. Als einzige Quellgröße existiert die Streuzersetzung.
- Die Streuzersetzung ist ein periodischer Vorgang. Jede Phase beginnt mit dem herbstlichen Laubfall, der als ein einmaliges Ereignis angesehen wird (d.h. der Streufall während des übrigen Jahres wird dem herbstlichen Laubfall zugerechnet). Der Vorgang der Streuzersetzung eines Blattjahrganges muß jedoch nicht notwendigerweise bis zum Zeitpunkt des folgenden Streufalles abgeschlossen sein.

Es liegt nahe, diesen Vorgang mathematisch ebenso zu formulieren wie z.B. die Auflösung einer vorgegebenen Menge fester Substanz in einem Lösungsmittel oder den radioaktiven Zerfall (vgl. JENNY, GESSEL & BINGHAM, 1949). Hier zeigt sich, daß die Mengen, die infolge der Zersetzung oder des Zerfalls einer Substanz freigesetzt werden, proportional der jeweils vorhandenen unzersetzten

Substanz sind. Diese Beobachtung lautet in Form einer Differentialgleichung:

$$\frac{dx}{dt} = k (N_0 - x) \quad (6.14)$$

wobei  $k$ , der Proportionalitätsfaktor, eine Zerfallskonstante ist,  $N_0$  die zur Zeit  $t_0$  vorhandene unzerfallene Substanzmenge,  $x$  die freigesetzte Substanzmenge.

Beobachten wir den Zerfall von der Zeit  $t = 0$  bis zur Zeit  $t$ , so ist die in dieser Zeit freigesetzte Substanzmenge gegeben durch das bestimmte Integral von Gleichung (6.14):

$$\begin{aligned} x &= \int_{t=0}^t k (N_0 - x) dt \\ &= N_0 (1 - e^{-kt}) \end{aligned} \quad (6.15)$$

Die zeitliche Konstanz des Geschwindigkeitsfaktors scheint im Falle der Streuzersetzung sehr zweifelhaft zu sein, denn es steht außer Frage, daß die Zersetzung von den klimatischen Verhältnissen (Feuchte, Temperatur) abhängig ist. In der ersten Näherung soll aber dieser Einwand vernachlässigt werden.

Das Ergebnis wird in Tab. 12 gegeben. Sie entstand folgendermaßen:

Anstelle der Zerfallskonstanten wurde die Halbwertszeit  $T_0$  eingeführt, das ist die Zeitspanne, innerhalb derer die Hälfte der Kaliummenge einer Blattgeneration in den Humuslysimetern angelangt ist.  $T_0$  wurde ermittelt, indem von der zur Zeit  $t_0$  vorhandenen Menge  $N_0$  (jährliche Differenz zwischen Input und Output) die monatliche Input/Output-Differenz abgezogen wurde. Die jeweils am Monatsende noch

Tabelle 13 Differenz zwischen berechneten und gemessenen Kaliummengen im Sickerwasser der Humuslysimeter / Höhe der monatlichen Kronentraufe B 1

Monat	(1) Berechnete K-Mengen*) g-ion/ha	(2) Gemessene K-Mengen g-ion/ha	(3) Differenz (2) - (1) g-ion/ha	(4) Kronentraufe Solling B 1 l/m <sup>2</sup>
Mai 69	89.8	101.6	11.8	100.7
Jun 69	60.6	66.0	5.4	92.2
Jul 69	38.1	26.3	-1.8	28.9
Aug 69	84.9	108.1	23.2	91.7
Sep 69	69.7	27.7	-42.0	18.6
Okt 69	115.4	86.2	-29.2	37.1
Nov 69	144.8	155.0	10.2	78.1
Dez 69-				
Jan 70**) 100.0		96.3	-3.6	57.5
Feb 70-				
Mai 70**) 52.0		64.5	12.5	115.2
Jun 70	82.2	63.2	-19.0	44.8
Jul 70	37.4	91.8	54.4	107.7
Aug 70	32.5	43.6	11.1	55.2
Sep 70	85.6	55.1	-30,5	58.6

\*) berechnet als Summe der Werte in Tab. 12 plus K-Mengen in der Kronentraufe

\*\*) für diese Zeitabschnitte wurden die Werte addiert und durch die Zahl der Monate dividiert

Tabelle 14 Vergleich zwischen berechneten und gemessenen Kaliummengen im Sickerwasser der Humuslysimeter  
Sämtliche Werte in g-ion/ha

Monat	Kaliummenge	
	nach Glg.6.20 berechnet	gemessen
Mai 69	109.9	101.6
Juni 69	75.9	66.0
Aug 69	10.9	26.3
Sep 69	99.4	108.1
Okt 69	93.5	86.2
Nov 69	154.6	155.0
Dez 69-Jan 70*)	94.2	96.3
Feb 70-Mai 70*)	82.3	64.5
Jun 70	65.7	63.2
Jul 70	62.6	91.8
Aug 70	22.6	43.6
Sep 70	78.5	55.1
Summe	985.9	985.4

\*) durchschnittliche monatliche K-Mengen.

vorhandenen Ionenmengen wurden logarithmiert und anschließend wurde für diese Werte eine lineare Regression berechnet.

Dieses Verfahren darf eigentlich nur auf die Bioelemente angewendet werden, die nach einem Jahr völlig aus der im Vorjahr gefallenen Blattgeneration ausgewaschen sind. Beschränkt man die Rechnung jedoch auf die ersten Monate unmittelbar nach dem Streufall (6-8 Monate), so ist die Anwendung für eine ohnehin nur grobe Abschätzung der Halbwertszeit gerechtfertigt.

Für Kalium ergab sich die Regressionsgleichung:

$$\log N_n = 2.785 - 0.117 t_n; r = 0.977^{+++} \quad (6.16)$$

Daraus errechnet sich die Halbwertszeit  $T_0$  (der Zeitpunkt, zu welchem noch  $N_n = N_0/2$  vorhanden ist) zu 2.28 Monaten.

Als Anfangszeitpunkt  $t_0$  wurde der 1. November festgelegt, weil zu dieser Zeit der herbstliche Streufall abgeschlossen ist. Nach Einführung der Halbwertszeit  $T_0 = k^{-1} \ln 2$  lautet die Gleichung (6.15):

$$x = N_0 \left( 1 - e^{-\frac{\ln 2}{T_0} t} \right) \quad (6.17)$$

Das Modell wurde überprüft, indem die berechneten monatlich freigesetzten Kaliummengen (Tab. 12) zu den durch die Kronentraufe angelieferten Mengen (Tab. 8, Zeile 1) addiert und die Summen mit den Kaliummengen in den Humuslysimetern (Tab. 8, Zeile 3) verglichen wurden<sup>+)</sup>. In Tab. 13 sind diese Werte zusammengestellt. Es zeigte sich, daß zwischen den Werten (Spalte 1 und 2) noch erhebliche Differenzen bestehen.

---

<sup>+)</sup> Für die Wintermonate wurden Dez. und Jan. sowie Feb. bis Mai zusammengefaßt, da sich während dieser Zeitabschnitte Schneedecken aufbauten, deren Abschmelzen nicht unmittelbar verfolgt werden konnte.

Für die Wertepaare wurde eine Regression berechnet. Würde Gleichung (6.17) den tatsächlichen Verhältnissen voll gerecht, so müßte damit eine Regressionsgerade zwischen beiden Werten mit einer Steigung von  $45^{\circ}$  durch den Nullpunkt gehen. Die Regressionsanalyse ergab eine Gerade in der Form von

$$K_{(ist)} = 24.23 + 0.697 K_{(soll)}; r = 0.574^{+} \quad (6.18)$$

wobei  $K_{(ist)}$  dem in den Humuslysimetern gemessenen Kalium-Output entspricht,  $K_{(soll)}$  dem aus der Kronentraufe (= Input) und der Beziehung (6.17) berechneten Output.

Diese erste Annäherung ist noch nicht befriedigend. Ein Anhaltspunkt zur Verbesserung des Modells gibt folgende Überlegung: In Gleichung (6.15) wurde der Faktor  $k$  als unveränderlich angesehen. Es ist aber, wie schon erwähnt, sehr wahrscheinlich, daß die Größe  $k$  von den klimatischen Verhältnissen abhängt. Es wäre auch denkbar, daß der Zerfall der organischen Substanz zwar wie zunächst angenommen verläuft, daß aber die Lösung des Kaliums und die Verlagerung aus dem Humushorizont durch den Sickerwasserstrom witterungsabhängig ist.

Eine mögliche Erklärung für diese Fragen ergibt sich aus Tab. 13. Hier wurde die Abweichung der Kaliummenge in den Humuslysimetern von der aufgrund des Modells berechneten Soll-Menge festgestellt (Spalte 3) und der Niederschlags-höhe des betreffenden Monats gegenübergestellt (Spalte 4).

Vergleicht man die Werte, so stellt man fest, daß negative Differenzen in Monaten mit geringen Niederschlägen häufig sind, während große positive Differenzen in Monaten mit hohen Niederschlägen auftreten. Dafür gibt es eine plausible Erklärung: Die Auswaschung von Kalium aus dem

Humushorizont ist in Monaten mit hohen Niederschlägen intensiver, in Monaten mit geringen Niederschlägen ist sie gehemmt.

Zur Erhärtung dieser Vermutung wurde eine Regression zwischen der Niederschlagshöhe auf der Buchenfläche ( $N_{B1}$ ) und der Differenz D (Tab. 13, Spalte 3) berechnet. Die Regressionsgerade lautet:

$$D = 0.635 N_{B1} - 43.065; \quad r = 0.776^{+++} \quad (6.19)$$

Wieder ist zu prüfen, ob die Einführung der Gleichung (6.19) das Modell verbessert. Zu diesem Zweck soll die Annahme gemacht werden, daß sich der Kaliumvorrat innerhalb der flüssigen Phase der Humusaufgabe nicht verändert. Dann ergibt sich mit Hilfe der Gleichungen (6.12), (6.17) und (6.19), wenn für den Kalium-Fluß die Ausdrücke  $K_{(in)}$  (= Input) und  $K_{(out)}$  (= Output) verwendet werden, innerhalb des Monats t:

$$K_{(out)} = K_{(in)} + [x_{(t)} - x_{(t-1)}] + [0.635 N_{B1} - 43.07] \quad (6.20)$$

$x_{(t)}$  ist dabei die bis zum Ende des Monats t aus der Streu freigesetzte Ionenmenge, die sich nach (6.17) berechnet.

In Worten sagt Gleichung (6.20) aus: Der Kalium-Output im Sickerwasserstrom setzt sich zusammen aus

- dem Kalium-Input (Kronentraufe) sowie der
- Kaliummenge, welche - berechnet nach einer e-Funktion - innerhalb des betreffenden Monats durch Streuzersetzung freigesetzt wird; hinzu kommt ein
- Korrekturglied, dessen Größe von der Niederschlagshöhe des betreffenden Monats abhängig ist.

Tab. 14 zeigt, was sich aus dem Einsetzen sämtlicher Werte in die Beziehung (6.20) für die einzelnen Monate ergibt. Die Übereinstimmung zwischen den berechneten und den gemessenen Werten ist wesentlich besser geworden. Das zeigt auch die Regressionsanalyse zwischen den beiden Wertegruppen. Die Regressionsgleichung lautet:

$$K_{(\text{ist})} = 5.030 + 0.944 K_{(\text{soll})}; r = 0.912^{+++} \quad (6.21)$$

Ein t-Test zur Prüfung der Regressionsparameter a und b in Gleichung (6.21) zeigte, daß diese sich nicht signifikant von den Parametern a = 0 und b = 1 unterscheiden. Dies bedeutet, daß das Modell mit dem vorhandenen Datenmaterial nicht wesentlich verbessert werden kann.

### cg) Die übrigen Elemente

#### N a t r i u m

Anders als beim Kalium ist die Streu nur eine unbedeutende Quelle für Natriumionen. Der überwiegende Teil des Natrium, welches vom Humushorizont in den Mineralboden übertritt, ist bereits in der Kronentraufe gelöst. Da Natrium praktisch keine schwer löslichen Verbindungen bildet und da die Jahresbilanz innerhalb der Humusaufgabe einigermaßen ausgeglichen ist, wäre zu erwarten, daß mit guter Annäherung in jedem Monat der Input in die Auflage dem Output entspricht. Die Regressionsanalyse ergab:

$$\text{Na}_{(\text{out})} = 14.99 + 0.645 \text{Na}_{(\text{in})}; r = 0.746^{++} \quad (6.22)$$

Die Regressionsparameter und der niedrige Regressionskoeffizient lassen vermuten, daß im Verlauf eines Monats doch kurzfristig Quellen wirksam werden oder daß sich der Na-Vorrat in der Bodenlösung verändert. Eine genauere Untersuchung der Differenzen zwischen Na-Input und Na-Output zeigte, daß in Monaten mit relativ geringen Niederschlägen der Output hinter dem Input zurückblieb. In Zeiten mit hohen Niederschlägen lagen die Verhältnisse umgekehrt.

Es zeigte sich, daß die Abweichungen des Na-Output vom Input von der Niederschlagshöhe im Bestand in folgender Weise abhängen:

$$D = - 47.603 + 0.735 N_{B_1}^{1,2}; r = 0.910^{+++} \quad (6.23)$$

wobei  $N_{B_1}^{1,2}$  für die mittlere Kronentraufe in mmN während des laufenden Monats und des Vormonats steht. Der Na-Output kann nun durch die Korrektur des Na-Input mit dem Korrekturglied D aus Gleichung (6.23) berechnet werden.

Ein Vergleich der berechneten (= soll) mit den gemessenen (= ist) Werten in einer Regressionsanalyse ergab:

$$\text{Na}_{(\text{ist})} = 3.40 + 0.849 \text{ Na}_{(\text{soll})}; r = 0.963^{+++} \quad (6.24)$$

### C a l c i u m     u n d     M a g n e s i u m

Bei Calcium und Magnesium fällt es schwer, aus der Differenz zwischen Input (Tab. 8, Zeile 1) und Output (Tab. 8, Zeile 3) Schlüsse zu ziehen. Die Ionenmengen, welche der Streuzersetzung entstammen, haben am Humuslysimeter-Output einen wesentlich höheren Anteil als beim Natrium. Sie können also auf keinen Fall vernachlässigt werden. Andererseits ist ihr Anteil geringer als beim Kalium, Fehler in der Bestimmung der Flußgrößen wirken sich also hier relativ stärker auf die Output/Input-Differenz aus. Zur statistischen Sicherung von zeitlichen Schwankungen sind aus diesem Grund bei Calcium und Magnesium längere Zeitreihen-Messungen nötig als sie dieser Arbeit zugrundeliegen. Immerhin lassen die Meßwerte folgende Tendenzen erkennen:

Die Freisetzung von Calcium und Magnesium aus der Streu erfolgt wesentlich langsamer als beim Kalium. Der November als der erste Monat, in welchem sich die frisch gefallene Streu zersetzen kann, hebt sich nicht durch einen besonders hohen Output heraus. Vielmehr scheint die Niederschlagshöhe den dominierenden Einfluß auf die Freisetzung der Elemente zu haben. In beiden Jahren ist der größte Output von Ca und Mg in den regenreichen Monaten August 1969 bzw. Juli 1970 zu beobachten, während der geringste Output überhaupt mit dem niederschlagsärmsten Monat September 1969 zusammenfällt.

Daneben spielt aber auch die Temperatur bei der Freisetzung von Calcium und vor allem von Magnesium eine Rolle. So ist der Output während der niederschlagsreichen Winter- und

Frühjahrsmonate geringer als in den niederschlagsreichen Sommermonaten. Ein Vergleich der Output-Ionenmengen während des Frühjahrs und Sommers 1969 mit der Menge während desselben Zeitraumes 1970 zeigte, daß 1969 wesentlich geringere Ca- und Mg-Mengen aus der Streu freigesetzt wurden als 1970. Dies ist auch der Grund dafür, daß die Jahresbilanz (Juni 1969 bis Mai 1970, s. Tab. 11) für diese beiden Elemente im Bereich der Humusaufgabe nicht ausgeglichen ist. Möglicherweise handelt es sich um langzeitliche Klimaeinflüsse (trockener Sommer und Herbst 1969). Zur Aufklärung solcher Fragen bedarf es einer Meßdauer von mehreren Jahren.

#### A l u m i n i u m , E i s e n u n d M a n g a n

Bei diesen Elementen ist die Bilanz für den Humushorizont nicht ausgeglichen. Die Differenz zwischen Input und Output ist auch in der Jahresbilanz statistisch signifikant (s. Tab. 11). Im Falle des Aluminiums ist der Output wesentlich höher als der Input. Falls es sich nicht um einen Meßfehler handelt, was wegen der Größe der Differenz unwahrscheinlich ist, kann für dieses Element der stationäre Zustand nicht erfüllt sein. Möglicherweise handelt es sich hier um die Folgen der in den Humuslysimetern veränderten Zersetzungsbedingungen. Die monatlichen Differenzen zwischen Input und Output können aus diesem Grund nicht erklärt werden. Es kann lediglich festgestellt werden, daß der Output den Input um so mehr übertrifft, je höher die Niederschläge und die Temperaturen des betreffenden Monats sind.

Dasselbe gilt im Prinzip auch für Eisen und Mangan. Allerdings ist hier der Output geringer als der Input. Fe und Mn scheinen also zumindest während der Meßperiode in der Humusaufgabe angereichert worden zu sein.

Bei Eisen ist der Output während der warmen Monate wesentlich höher als während der kalten Jahreszeit. Bei Mangan zeigt sich kein Zusammenhang mit der Temperatur.

### S t i c k s t o f f

Ebenso wie bei Kalium ist auch beim Stickstoff die Streu eine wichtige Quelle; der Vergleich der Output/Input-Differenzen während der einzelnen Monate läßt auch hier eine Freisetzung aus der Streu gemäß einer e-Funktion vermuten, deren Beginn jedoch bereits im Oktober angesetzt werden muß. Tatsächlich ist die Festsetzung auf den 1. November - wie im Falle des Kalium - sehr willkürlich. Der Streufall und damit die Zersetzung frisch gefallener Streu beginnt schon im September und erreicht während des Oktobers sein Maximum und seinen Abschluß. Bei Modellbildungen, wie sie in dieser Arbeit versucht werden, wird jedoch das mathematische Modell den Meßwerten so angepaßt, daß eine möglichst gute Übereinstimmung erzielt wird.

Die Bestimmung der Halbwertszeit erfolgte wie beim Kalium. Dabei ergab die Regressionsanalyse (vgl. Gleichung 6.16):

$$\log N_n = 3.57 - 0.059 t_n; r = 0.891^{+++} \quad (6.25)$$

Aus (6.25) errechnet sich die Halbwertszeit  $T_0$  für Stickstoff zu 6.37 Monaten.

Wie bei Kalium weichen auch hier die tatsächlich gemessenen Werte erheblich von den Werten ab, welche sich nach Einführung der e-Funktion errechnen lassen. Berechnen wir eine lineare Regression zwischen tatsächlich gemessenem Output und berechnetem Output, so hat die Regressionslinie nur einen Korrelationskoeffizienten von  $r = 0.2547$  (n.s.).

Die Abweichungen D von der e-Funktion zeigen wieder eine deutliche Abhängigkeit von den klimatischen Verhältnissen. Offenbar spielt jedoch hier neben der Höhe der Niederschläge des betreffenden Monats (wie bei Kalium) auch die Temperatur eine beträchtliche Rolle, denn die freigesetzten Streumengen sind während der warmen Jahreszeit erheblich höher als während der kalten Jahreszeit. Als ein Parameter, der die Temperatur der Jahreszeit kennzeichnet, wurde die durchschnittliche Monatstemperatur des laufenden und der beiden vorhergehenden Monate ( $T_{B1}^{1,2,3}$ ), gemessen im Buchenbestand in 2 m Höhe, herangezogen. Da es sich nicht um eine lineare Abhängigkeit handelt, wurden abhängige und unabhängige Variable logarithmiert. Den höchsten Korrelationskoeffizienten ergab die Regressionsgerade

$$\log(D+200) = 0.310 + 0.764 \log(N_{B1} T_{B1}^{1,2,3}) \quad (6.26)$$
$$r = 0.918^{+++}$$

Mit Hilfe dieser abgeleiteten Beziehungen läßt sich der Humuslysimeter-Output aus dem Input (der in der Kronentraufe gelösten N-Menge), der jährlichen Streumenge, der Durchschnittstemperatur und der Niederschlagshöhe errechnen (vgl. 6.20) nach:

$$N_{(out)} = N_{(in)} + [x_{(t)} - x_{(t-1)}] + D \quad (6.27)$$

Dabei errechnet sich  $x_{(t)}$  aus der Gleichung (6.17) mit der für Stickstoff gültigen Halbwertszeit  $T_0$  und der zu Beginn der Streuzersetzung in der Streu vorhandenen N-Menge  $N_0$ . D ergibt sich aus (6.26).

Werden die so errechneten Output-Werte mit den tatsächlich gemessenen Werten in einer Regressionsanalyse zueinander in Beziehung gesetzt, so ergibt sich:

$$N_{(ist)} = 142.6 + 0.499 N_{(soll)}; r = 0.819^{++} \quad (6.28)$$

## Phosphor

Für dieses Element gilt im wesentlichen das für den Stickstoff gesagte. Die P-Freisetzung aus der Streu wurde nach denselben Gesichtspunkten ermittelt. Zur Feststellung der Halbwertszeit wurde wieder die Regressionslinie bestimmt:

$$\log N_n = 2.070 - 0.0737 t_n; r = 0.964^{+++} \quad (6.29)$$

aus welcher sich  $T_0 = 4.42$  Monate ergab.

Auch hier genügt die Einführung der e-Funktion alleine nicht, denn der Soll-Wert ist mit dem Ist-Wert des Output nur schwach korreliert ( $r = 0.643$ ).

Die Abweichungen D der beobachteten von den berechneten Werten waren wieder mit der Niederschlagshöhe sowie mit der Durchschnittstemperatur der beiden vorhergehenden Monate eng korreliert. Eine logarithmische Transformation der Wertepaare verbesserte die Beziehung in diesem Falle nicht. Für die Differenz D ergab sich die Beziehung:

$$D = - 5.079 + 0.0094 (T_{B1}^{2,3} N_{B1}^1); r = 0.886^{+++} \quad (6.30)$$

und für die Berechnung des Humuslysimeter-Output:

$$P_{(out)} = P_{(in)} + [x(t) - x(t-1)] + D \quad (6.31)$$

$x(t)$  errechnet sich aus Gleichung (6.17) mit der für Phosphor angegebenen Halbwertszeit und der zu Beginn der Streuzersetzung in der Streu vorhandenen P-Menge. D ergibt sich aus Gleichung (6.31).

Die Regressionslinie zwischen berechneten und gemessenen Output-Werten lautet:

$$P_{(ist)} = - 0.778 + 1.1046 P_{(soll)}; r = 0.939^{+++} \quad (6.32)$$

## Chlor

Beim Chlor liegen die Verhältnisse ähnlich wie beim Natrium: Die Streu liefert nur geringe Mengen von Chlorid in die Bodenlösung. Unlösliche Verbindungen treten unter den innerhalb des Humushorizonts vorherrschenden Bedingungen nicht auf. Tatsächlich entsprechen sich Input und Output während der einzelnen Monate weitgehend. Betrachten wir den Output als eine Funktion des Input, so lautet die Regressionslinie:

$$Cl_{(out)} = 5.974 + 1.040 Cl_{(in)}; \quad r = 0.937^{+++} \quad (6.33)$$

## Schwefel

Beim Schwefel beträgt die Nachlieferung aus der Streu weniger als 10 % der Ionenmenge, die durch die Kronentraufe angeliefert wird. Die Regressionsanalyse ergab als Beziehung zwischen Output und Input die Gerade:

$$S_{(out)} = 24.284 + 0.854 S_{(in)}; \quad r = 0.815^{++} \quad (6.34)$$

Eine Verbesserung der Korrelation konnte durch Einführung eines klimaabhängigen Korrekturgliedes nicht erreicht werden.

### ch) Zusammenfassende Betrachtung

In den vorhergehenden Abschnitten war versucht worden, den Bioelement-Output aus der Humusaufgabe des Buchenbestandes B1 mit Hilfe einfach zu messender klimatischer Kennwerte aus dem Bioelement-Input zu berechnen.

Die statistische Analyse der Meßwerte rechtfertigt die Annahme, daß bei einigen Elementen die Freisetzung aus

der Streu einer e-Funktion folgt. Die Halbwertszeit ist dabei ein Maß für die Geschwindigkeit der Element-Freisetzung. Es läßt sich folgende Reihenfolge aufstellen:

Am schnellsten wird Kalium freigesetzt ( $T_0 = 2.2$  Monate), danach folgen Phosphor ( $T_0 = 4.4$  Monate) und Stickstoff ( $T_0 = 6.4$  Monate). Die Freisetzung von Mg und Ca erfolgt wahrscheinlich noch langsamer. Dies entspricht den Angaben von REMEZOV & POGREBNYAK, 1969 (S. 130), die für die Freisetzung von Elementen bei der Mineralisation von Eichenstreu folgende Reihe angeben:



Die Abweichungen der Input/Output-Differenzen von einer e-Funktion hängen bei den einzelnen Elementen in unterschiedlichem Maße von klimatischen Parametern wie Temperatur und Niederschlagshöhe ab. Ein Blick auf die entsprechenden Gleichungen zeigt, daß die Abweichungen D ungefähr gleich Null sind, wenn für die klimatischen Parameter die entsprechenden Jahres-Mittelwerte eingesetzt werden (durchschnittliche monatliche Kronentraufe = ca. 70 mmN, durchschnittliche Monatstemperatur im Bestand B1 = ca. 7°C).

Die unterschiedliche Reihenfolge, in der die Elemente aus der Streu freigesetzt werden und die verschiedenartige Einflußnahme klimatischer Parameter auf diesen Vorgang spiegeln die Bindungsart der Bioelemente in der Blattstreu wieder (vgl. LYR, POLSTER & FIEDLER, 1967, S. 93 ff.).

Der größte Teil des in den Blättern enthaltenen Kalium liegt in Ionenform im Zellsaft vor. Es bedarf lediglich einer mechanischen Zerkleinerung des Blattgewebes und einer anschließenden guten Durchfeuchtung, um Kalium in

die Bodenlösung übergehen zu lassen. Die mechanische Zerkleinerung der Streu, die in der Hauptsache auf die Tätigkeit der Bodenfauna zurückzuführen ist, setzt offenbar schon intensiv im Herbst ein.

Im Gegensatz zum Kalium liegt Stickstoff hauptsächlich organisch gebunden in den Bausteinen der Zelle vor. Hier muß zu einer mechanischen Zerkleinerung auch eine chemische Zersetzung treten, bevor eine Lösung durch das Bodenwasser möglich ist. Neben der Bodenfauna ist daran in zunehmendem Maße die Bodenflora beteiligt (vgl. MÜLLER, 1965, S. 545 ff.). Die relativ lange Zeit, die solche Vorgänge beanspruchen, kommt in der langen Halbwertszeit zum Ausdruck. Die Abhängigkeit der Aktivität der Bodenorganismen von den Temperatur- und Feuchtebedingungen (vgl. VOLOBUEV, 1964, S. 136) wird durch die Korrekturfunktion  $D = f(N, T)$  berücksichtigt.

Ähnlich liegen die Verhältnisse beim Phosphor. Hier spielen neben der organischen Bindung auch anorganische Bindungen in der Zelle eine Rolle.

Calcium tritt im Blattgewebe als freies Ion, sorptiv gebunden oder in Salzform auf. Ein Übergang in die Bodenlösung ist hier hauptsächlich von der Konstitution der Lösung, etwa vom pH-Wert oder von dem Vorhandensein anderer Ionen abhängig. Ähnliches gilt für das Magnesium. Dies erklärt die Tatsache, daß für Ca und Mg kein eindeutiger Zusammenhang mit dem Grad der Streuzersetzung oder mit der biologischen Tätigkeit festgestellt werden konnte.

Aus den Befunden läßt sich ableiten, daß die mechanische Zerkleinerung und in deren Folge auch die chemische Zersetzung des Blattgewebes unmittelbar nach Abschluß des

herbstlichen Laubfalles (in den Monaten Oktober bis Januar) besonders intensiv ist. Ganz ähnliche Ergebnisse hatten auch die Untersuchungen von KUNZE, 1969, über die biologische Aktivität und den Ligninabbau sowie die Arbeit von STEUBING, 1970, über den Zelluloseabbau im Boden der Versuchsfläche Solling-B1.

#### d) Teilsystem III: Bodenlösung im Mineralboden

Bei der Betrachtung der Bodenlösung im Mineralboden kann prinzipiell ebenso vorgegangen werden wie bei der Humusauflage. Am Anfang steht auch hier die Bioelement-Bilanz, die durch die allgemeine Kontinuitätsgleichung (6.1) formuliert wird. Im folgenden wird jedoch gezeigt, daß die Verhältnisse im Mineralboden wesentlich komplizierter sind als in der Humusauflage.

##### da) Räumliche Abgrenzung

In dem einleitenden Kapitel 4 wurden Bau, Lage und Wirkungsweise der Unterdruck-Lysimeter im Mineralboden beschrieben. Beide Lysimeter-Tiefen werden hier gemeinsam abgehandelt.

Die räumliche Abgrenzung des Systems ist

1. I n t e n s i v w u r z e l z o n e
  - nach oben: die Grenze Mineralboden/Humusauflage
  - nach unten: die Ebene in der Tiefe 50 cm, in der die Unterdruck-Lysimeter der ersten Tiefenstufe installiert sind
  - seitlich: keine Begrenzung
2. E x t e n s i v w u r z e l z o n e
  - nach oben: die Ebene in 50 cm Tiefe (also die Untergrenze der ersten Zone

- nach unten: die Ebene in 100 cm Tiefe, in der die Unterdrucklysimeter der zweiten Tiefenstufe installiert sind
- seitlich: keine Begrenzung

Die Untersuchungen über die Wasserbewegung im Mineralboden des Buchenbestandes, die z.Z. noch nicht abgeschlossen sind, müssen zeigen, ob das Fehlen einer seitlichen Begrenzung angenommen werden darf oder ob auch hier die stammnahen Flächen außerhalb der Betrachtung bleiben müssen. Dasselbe gilt auch für die Frage, ob die ausgewählten Flächen für den Bestand repräsentativ sind und ob Input und Output tatsächlich demselben Volumelement zugeordnet werden dürfen. Bei der Humusaufgabe konnten durch zusätzliche Messungen entsprechende Korrekturen angebracht werden, bei den Unterdrucklysimetern war dies nicht möglich.

Man kann davon ausgehen, daß die starke Inhomogenität der Niederschlagsanlieferung an der Oberfläche des Waldbodens und damit der Befeuchtung des Bodens mit zunehmender Bodentiefe abgeschwächt wird. Dies haben die Tensiometermessungen, die ebenfalls im Rahmen des Solling-Projekts durchgeführt werden, deutlich gezeigt.

Die Varianzanalyse hat jedoch ergeben, daß auch im Bereich der Unterdruck-Lysimeter die Streuung infolge der Geländeinhomogenität noch erheblich ist. Wenn im folgenden der Berechnung der Bioelement-Flüsse im Mineralboden die tatsächlich in den Lysimetern aufgefangenen Wassermengen zugrundegelegt werden, so muß die große Streubreite der Werte beachtet werden. Es können allerdings ohne größere Schwierigkeiten sämtliche Berechnungen korrigiert werden, wenn genauere Daten über die transportierten Wassermengen vorliegen.

db) Bioelement-Flüsse im Mineralboden

Ein Netto-Bioelementfluß ergibt sich nach (6.9) als Differenz zwischen Input und Output eines Systems. Er errechnet sich daher für die Intensivwurzelzone (0-50 cm Tiefe) aus der Differenz der Bioelementmengen in den Humuslysometern und in den Unterdrucklysometern in 50 cm Tiefe. Der Input in die Extensivwurzelzone (50-100 cm Tiefe) ist identisch mit dem Output aus der darüberliegenden Intensivwurzelzone.

Der Output aus der Schicht 50-100 cm, der mit den Unterdrucklysometern in 100 cm Tiefe erfaßt wird, ist von besonderem Interesse: Da unter den gegebenen klimatischen Bedingungen aus der Tiefe 100 cm kein nennenswerter kapillarer Aufstieg mehr zu erwarten ist, entspricht er den Wasser- und Elementmengen, welche ins Grundwasser gelangen und die damit für das untersuchte Ökosystem, den Buchenbestand B1, nicht mehr erreichbar sind. Damit wird der Input in ein neues System, das Grundwassersystem, erfaßt.

Aus Tab. 15 lassen sich Input und Output für beide Schichtelemente (0-50 cm, 50-100 cm Tiefe) entnehmen. Ohne zunächst auf die Werte im einzelnen einzugehen, kann gesagt werden, daß im allgemeinen Input  $\neq$  Output ist, d.h. also, die Flußgröße aus Gleichung (6.9)  $\partial J_{Z(z)} / \partial z \neq 0$ .

Falls die beiden Schichtelemente im stationären Zustand sind, bedeutet dies nach Gleichung (6.12), daß innerhalb des Systems Quellgrößen wirksam sein müssen. Ist der stationäre Zustand nicht gegeben, so kann auch eine Vorratsänderung innerhalb des Systems stattfinden.

dc) Quellgrößen im Mineralboden

Die große Mannigfaltigkeit der Quellen und Senken innerhalb des Mineralbodens macht die systemanalytische Betrachtung der Bodenlösung außerordentlich schwierig. Praktisch spielen alle in Kap. 6, Abschn. cb, genannten Möglichkeiten des Überganges von Ionen in die Bodenlösung oder des Entzuges aus der Lösung eine Rolle. Die wichtigsten sind: Ionenaufnahme durch die Pflanzenwurzeln und Wurzel-Efflux, Ionenaustausch und Sorption an Oberflächen, vor allem an mineralischer Tonsubstanz, Bildung und Zersetzung organischer Substanz.

dd) Jahresbilanzen - Stationärer Zustand

Trotz der angedeuteten Schwierigkeiten soll versucht werden, aus den in Tab. 15 zusammengestellten Flußgrößen allgemeingültige Aussagen über die Vorgänge im Mineralboden unter den gegebenen ökologischen Bedingungen abzuleiten.

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß im Falle des stationären Zustandes des Systems sich das Problem wesentlich vereinfacht. Wegen der Invarianz der Systemeigenschaften mit der Zeit kann dann nämlich von der Differentialgleichung (6.9) zu der Gleichung (6.12) übergegangen werden, die aussagt, daß die Differenz zwischen Input und Output (= Nettofluß) innerhalb eines bestimmten Zeitraumes der Erzeugung oder der Vernichtung des Stoffes innerhalb desselben Zeitraumes gleich ist.

Um kurzfristige zeitliche Veränderungen (statistische Schwankungen) eliminieren zu können, mußte über den Zeitraum eines Jahres bilanziert werden. Die folgenden Über-

Tabelle 15

Bioelement-Bilanz für den Mineralboden Solling B1

Dimension: g-ion/ha

Bilanz-Zeitraum	Ionenmengen in ...	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
Jun 1969 bis	(1) Humuslysimeter*)	550,8	920,3	916,7	180,1	204,4	30,9	94,0	4727,0	127,6	1075	1349
	(2) 50 cm Tiefe	293,0	59,7	356,1	83,6	283,2	1,40	74,0	416,0	,30	1029	390
Mai 1970	(3) 100 cm Tiefe	382,0	40,9	352,1	98,7	380,3	1,23	77,8	442,0	,25	797	619
	(1) Humuslysimeter	55,4	101,6	77,7	19,2	25,8	5,13	8,7	541,9	2,12	58	157
Mai 1969	(2) 50 cm Tiefe	36,2	6,2	24,4	8,8	26,1	,24	8,3	38,6	,03	155	40
	(3) 100 cm Tiefe	44,7	6,7	19,1	9,9	32,4	,19	7,8	30,7	,04	145	50
Jun 1969	(1) Humuslysimeter	25,5	66,0	46,0	11,8	19,1	4,66	5,9	341,5	4,47	31	62
	(2) 50 cm Tiefe	24,1	7,2	13,7	5,8	27,0	,11	6,2	21,3	,02	92	38
Jul 1969	(3) 100 cm Tiefe	22,3	3,3	10,6	5,0	12,0	,08	4,2	11,5	,02	55	19
	(1) Humuslysimeter	7,0	26,3	30,3	6,2	8,4	1,17	4,0	217,6	4,32	15	36
Aug 1969	(2) 50 cm Tiefe	13,5	4,7	10,1	3,1	11,3	,14	3,2	11,1	,05	50	17
	(3) 100 cm Tiefe	25,4	3,8	12,1	5,0	11,1	,18	4,5	12,9	,01	64	19
Sep 1969	(1) Humuslysimeter	27,7	108,1	108,7	23,4	36,0	5,40	15,5	929,1	18,31	66	144
	(2) 50 cm Tiefe	18,3	7,2	16,1	4,0	11,2	,27	4,0	14,1	,11	65	19
Okt 1969	(3) 100 cm Tiefe	24,8	3,8	11,8	4,3	8,8	,24	4,1	12,4	,01	63	17
	(1) Humuslysimeter	9,4	27,7	32,0	5,6	5,1	,25	3,8	183,9	4,75	34	44
Nov 1969	(2) 50 cm Tiefe	1,6	,7	1,3	,5	,8	,01	,4	1,5	,00	8	2
	(3) 100 cm Tiefe	16,6	3,0	8,2	3,2	4,5	,10	2,8	12,6	,01	40	13
Nov 1969	(1) Humuslysimeter	40,4	86,2	70,5	17,5	19,6	1,48	12,1	650,0	17,14	137	153
	(2) 50 cm Tiefe	9,0	4,3	7,8	2,6	4,7	,08	2,4	8,9	,01	46	11
Nov 1969	(3) 100 cm Tiefe	7,1	1,3	3,5	1,4	1,9	,04	1,2	5,4	,00	17	6
	(1) Humuslysimeter	81,2	155,0	66,2	17,1	23,3	4,16	8,6	524,5	27,15	162	160
Nov 1969	(2) 50 cm Tiefe	16,4	5,6	14,4	5,1	13,6	,15	4,7	17,8	,01	70	22
	(3) 100 cm Tiefe	35,8	6,0	17,2	7,3	16,7	,11	5,5	30,6	,03	82	35

\*) Die Werte in Zeile (1) entsprechen den Werten in Tab. 8, Zeile (3)

Tabelle 15 Fortsetzung

Dimension: g-ion/ha

Bilanz- Zeitraum	Ionenmengen in ...	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
Dez 1969	(1) Humuslysimeter	35,7	64,4	53,5	9,1	7,6	,97	4,9	224,4	5,79	38	104
	(2) 50 cm Tiefe	14,6	4,0	13,4	5,0	14,2	,10	4,0	19,3	,00	65	22
	(3) 100 cm Tiefe	13,4	1,6	8,8	3,5	11,7	,02	2,6	19,6	,02	27	20
Jan 1970	(1) Humuslysimeter	70,0	128,3	118,7	19,7	17,3	,57	9,6	499,2	11,1	78	213
	(2) 50 cm Tiefe	21,9	6,1	20,1	7,5	21,3	,15	6,0	29,0	,01	98	33
	(3) 100 cm Tiefe	53,5	6,4	35,1	14,1	46,9	,10	10,6	78,4	,07	106	82
Feb 1970	(1) Humuslysimeter	52,8	48,0	75,2	12,2	9,7	,64	4,8	203,6	5,33	116	80
	(2) 50 cm Tiefe	10,8	1,3	17,6	3,0	6,0	,02	2,4	10,4	,01	40	13
	(3) 100 cm Tiefe	11,0	,6	14,7	3,0	13,2	,02	2,3	7,8	,01	22	21
Mrz 1970	(1) Humuslysimeter	49,3	48,2	75,8	11,7	9,5	,89	4,9	211,8	5,25	108	81
	(2) 50 cm Tiefe	10,8	1,3	17,6	3,0	6,0	,02	2,4	10,4	,01	40	13
	(3) 100 cm Tiefe	11,0	,6	14,7	3,0	13,2	,02	2,3	7,8	,01	22	21
Apr 1970	(1) Humuslysimeter	114,4	130,0	192,2	30,8	38,6	8,06	13,5	508,5	19,0	211	195
	(2) 50 cm Tiefe	123,3	12,6	194,5	35,1	135,6	,12	30,0	213,3	,06	357	153
	(3) 100 cm Tiefe	112,8	5,8	169,1	35,2	169,8	,18	27,4	156,3	,05	197	267
Mai 1970	(1) Humuslysimeter	37,9	32,0	47,5	15,1	9,7	2,63	6,4	233,2	5,01	81	77
	(2) 50 cm Tiefe	28,7	4,7	29,6	8,9	31,4	,24	8,3	58,6	,01	99	46
	(3) 100 cm Tiefe	48,4	4,7	46,3	13,9	70,6	,12	10,5	86,6	,02	104	99
Jun 1970	(1) Humuslysimeter	34,9	63,2	83,5	24,6	12,9	1,96	12,5	364,8	7,04	46	104
	(2) 50 cm Tiefe	8,7	2,1	9,3	2,9	8,1	,05	2,7	15,2	,00	32	14
	(3) 100 cm Tiefe	17,4	1,4	14,4	4,4	18,0	,02	3,3	24,6	,00	41	26
Jul 1970	(1) Humuslysimeter	37,8	91,8	91,8	26,0	23,7	5,77	13,7	545,8	14,60	68	123
	(2) 50 cm Tiefe	17,1	5,3	17,6	5,3	14,9	,09	5,4	29,4	,01	69	22
	(3) 100 cm Tiefe	41,1	3,2	28,1	9,8	35,3	,13	7,5	60,4	,01	104	47
Aug 1970	(1) Humuslysimeter	17,9	43,6	67,2	17,9	14,2	2,71	10,2	336,1	6,01	27	87
	(2) 50 cm Tiefe	7,1	2,2	6,2	2,0	5,0	,03	2,3	9,1	,00	25	9
	(3) 100 cm Tiefe	12,8	,6	8,1	3,1	13,4	,01	2,6	15,6	,00	27	18
Sep 1970	(1) Humuslysimeter	23,0	55,1	87,6	22,7	19,0	3,19	13,6	347,0	5,59	54	106
	(2) 50 cm Tiefe	15,4	4,3	12,8	3,9	7,9	,05	4,3	13,6	,01	45	21
	(3) 100 cm Tiefe	19,8	1,0	12,1	4,7	19,6	,03	3,7	24,3	,00	45	27

legungen sollen Anhaltspunkte für das Bestehen eines stationären (oder prästationären) Zustandes ergeben:

Bei der Betrachtung der Humusaufgabe fiel es nicht schwer anzunehmen, daß die Ionenvorräte innerhalb der Bodenlösung dieses Schichtelements zeitlich konstant sind oder daß die Abweichungen vom durchschnittlichen Vorrat zumindest gering sind im Vergleich zu der Ionenmenge, die das Schichtelement im Verlauf eines Jahres passiert.

Im Mineralboden liegen die Verhältnisse anders. Wegen der großen Schichtmächtigkeit (50 cm oder - beide Schichtelemente zusammengefaßt - 100 cm) und wegen des großen Hohlraumvolumens des Bodens können geringfügige Unterschiede im Wassergehalt großen absoluten Vorratsänderungen entsprechen. Dies zeigt auch folgende Überlegung: Bei einem durchschnittlichen Gesamt-Porenvolumen von 40 % können bei voller Wassersättigung innerhalb eines Schichtelements von 50 cm Mächtigkeit  $200 \text{ l/m}^2$  Wasser gespeichert werden. Trocknet der Boden aus, so hält er bei einer Saugspannung von 300 cm WS ( $p_F$  2.5), die in den Sommermonaten häufig erreicht wird, nur noch einen Wasservorrat von etwa  $130 \text{ l/m}^2$ . Die Differenz beträgt  $70 \text{ l/m}^2$ , das sind immerhin 16 % der Wassermenge, welche die Grenzebene in 50 cm Tiefe im Verlauf eines Jahres passiert.

Bei der Auswahl des Bilanzzeitraumes kommt es also darauf an, als Stichtage zwei Zeitpunkte zu wählen, an denen der Boden annähernd gleichen Wassergehalt hat. Diese Voraussetzung ist bei dem in Tab. 15 angegebenen Bilanzzeitraum 1. Juni 1969 bis 31. Mai 1970 weitgehend erfüllt.

Da der stationäre Zustand die zeitliche Konstanz aller Systemeigenschaften fordert, ist damit implizit auch gefordert, daß sich die Gesamtbelegung des Austauschkomplexes innerhalb des betrachteten Zeitraumes in dem Schichtelement nicht oder aber zeitlich konstant ändert:

Diese Forderung muß erfüllt sein, obgleich entsprechend der anfänglichen Definition unsere Betrachtung auf das System "Bodenlösung" beschränkt bleiben und nichts über das System "Austauschkomplex" ausgesagt werden sollte. Diese strenge Trennung kann nicht aufrechterhalten werden, weil die Bodenlösung in enger Wechselbeziehung zum Austauschkomplex steht. Sollen die Systemeigenschaften der Bodenlösung zeitlich konstant sein, so muß die Bodenlösung entweder mit dem Austauschkomplex im Gleichgewicht stehen oder zwischen Austauscher und Lösung muß ein zeitlich konstanter Gradient (im chemischen Potential) bestehen.

Zur Klärung dieser Frage wurden die austauschbaren Kationen an den monatlich entnommenen Bodenproben bestimmt. Es zeigte sich, daß die Mengen der sorbierten Kationen zwar zu den einzelnen Terminen in der Regel nicht konstant waren. Eine eindeutige Tendenz zu einer Vergrößerung oder einer Verringerung des Kationenvorrates konnte jedoch nicht festgestellt werden.

Wird angenommen, daß nicht nur die Vorräte am Austauscher über längere Zeit gesehen konstant bleiben, sondern daß sich auch die Menge der mineralischen und organischen Substanz nicht verändert (also keine Lösungs- oder Ausfällungsvorgänge, kein Aufbau oder Abbau organischer Substanz), dann bleibt einzig die Ionenaufnahme bzw. die Ionenabgabe durch die Pflanzenwurzeln als Quellgröße im Mineralboden übrig.

Unter diesem Gesichtspunkt soll die Jahresbilanz in Tab.15 betrachtet werden, vor allem die Differenz zwischen den Werten in den Zeilen (1)-(2) bzw. (2)-(3).

## N a t r i u m

Während der Passage der Bodenlösung durch das Schichtelement 0-50 cm wird ihr 47 % des Natriums entzogen. Gleichzeitig wird jedoch 50 % des Sickerwassers durch die Pflanzenwurzeln aufgenommen, d.h. Natrium wird praktisch proportional dem Wasser mit dem Transpirationsstrom aufgenommen (die Differenz von 3 % ist statistisch nicht sicherbar).

Der Na-Output aus dem Schichtelement 50-100 cm liegt um mehr als 30 % über dem Input. Treffen die Annahmen von der Unveränderlichkeit der Austauscher-Belegung und der Menge an mineralischer und organischer Substanz zu, dann ist dieser Na-Überschuß eine Folge von Na-Efflux aus den Wurzeln der Buche.

## K a l i u m

Der Kalium-Output aus dem Schichtelement 0-50 cm erreicht nur etwa 6 % des Input, 4 % verlassen das Schichtelement 50-100 cm und werden damit in das Grundwasser abgeführt.

Da gleichzeitig keine signifikante Veränderung des Kaliumanteils am Austauscher stattfindet, kann die Differenz zwischen Input und Output der Aufnahme durch die Wurzeln zugeschrieben werden.

Innerhalb der Extensivwurzelzone spielt die Kaliumaufnahme durch die Pflanzenwurzeln keine größere Rolle mehr, der Output ist im Rahmen der Meßgenauigkeit gleich dem Input.

### C a l c i u m

Der Output aus Schichtelement 0-50 cm beträgt infolge der Ca-Aufnahme durch die Wurzeln nur 39 % des Input. Für die Extensivwurzelzone ist der Ca-Nettofluß etwa Null, d.h. Input = Output.

### M a g n e s i u m

Magnesium verhält sich ähnlich wie Ca. Der Output aus dem Schichtelement 50-100 cm liegt zwar etwas über dem Input, die Differenz ist aber statistisch nicht sicherbar.

### A l u m i n i u m

Der Output übersteigt den Input in beiden Schichtelementen beträchtlich. Es muß angenommen werden, daß eine gewisse Löslichkeit der Lysimeter-Platten(s.Kap. 4d) die Ursache dafür ist.

### E i s e n

Eisen wird zum größten Teil innerhalb der Intensivwurzelzone aus der Bodenlösung entfernt. Wahrscheinlich ist ein Teil des Eisens durch die Lysimeterplatten absorbiert worden (s. Kap. 4d).

### M a n g a n

Bei Mangan beträgt der Output aus dem Schichtelement 0-50 cm 79 % des Input, d.h. es wird entweder mehr Mangan von den Wurzeln aufgenommen als dem Transpirationsstrom entspricht oder innerhalb der Schicht wird Mangan festgelegt. Für die Extensivwurzelzone ist der Input etwa gleich dem Output.

### S t i c k s t o f f

Die Verhältnisse liegen ähnlich wie bei Kalium: Etwa 9 % des Input passieren die Ebene 50 cm u.T., dieselbe Menge geht auch in das Grundwasser.

### P h o s p h o r

Praktisch der gesamte Phosphor, der in den Mineralboden eingewaschen wird, wird durch die Pflanzenwurzeln aufgenommen oder im Mineralboden festgelegt. Nur weniger als 1 % des Input wird ins Grundwasser ausgewaschen. Es ist allerdings nicht auszuschließen, daß ein Teil des P von den Lysimeterplatten absorbiert wurde (siehe Kap. 4d).

### C h l o r    u n d    S c h w e f e l

Die Zahlen für Chlor und Schwefel sind wahrscheinlich durch die Platten verfälscht (siehe Kap. 4d), andernfalls müßte eine erhebliche Diskriminierung von Chlorid und eine selektive Aufnahme von Sulfat durch die Buchenwurzeln angenommen werden.

de) Bilanzen für kürzere Zeiträume

Wird als Bilanzierungszeitraum weniger als ein Jahr gewählt, beispielsweise ein Monat, dann ist im Mineralboden der stationäre Zustand auch annäherungsweise nicht mehr erfüllt. Den Vorratsänderungen im Zusammenhang mit der Streuzersetzung sowie der Tätigkeit der Pflanzenwurzeln und den möglicherweise damit verbundenen Aus- und Eintauschvorgängen am Sorptionskomplex kommt entscheidende Bedeutung zu.

Damit entfällt die Möglichkeit, alleine aus der Kenntnis des Bioelement-Input - wie im Falle der Humusaufgabe - etwas über den Bioelement-Output an der Untergrenze des Systems auszusagen. Es ist zu fragen, ob eine Vorhersage des zeitlichen Verlaufs der **K o n z e n t r a t i o n** innerhalb der Bodenlösung möglich ist. Damit könnte der Bioelementfluß bei Kenntnis der Sickerwassermengen berechnet werden.

Probleme dieser Art sind Gegenstand der chromatographischen Theorien. In Anlehnung an die Untersuchung chromatographischer Säulen in der chemischen Technologie versucht die Theorie, die Ausbreitung eines Stoffes (z.B. eines Düngemittels, einer Salzkruste nach Bewässerung) zusammen mit einem Trägermedium (dem Sickerwasser) durch ein absorbierendes Medium (die Matrix des Bodens) zu erklären.

Eine Übersicht über die chromatographischen Theorien geben FRISSEL & POELSTRA, 1967. KOLENBRANDER, 1969, weist an einem praktischen Beispiel die Anwendbarkeit dieser Theorie nach.

Sämtlichen in der Literatur angeführten Beispielen ist gemeinsam, daß sie von sehr einfachen Modellen ausgehen (konstanter Lösungsfluß, kein Pflanzenbewuchs). Obgleich,

ähnlich wie in der vorliegenden Arbeit, von der differentiellen Form der Bilanzgleichung für aufeinanderfolgende Schichtelemente ausgegangen wird, so ist doch eine konsequente Anwendung der Theorie mit den bis jetzt vorliegenden Daten noch nicht möglich.

Wir müssen uns daher zunächst auf die Ergebnisse der statistischen Verrechnung beschränken. Die Varianzanalyse zeigte, daß der Effekt "Tiefen" auf die Konzentrationen der untersuchten Bioelemente, mit Ausnahme von Natrium, innerhalb des Mineralbodens nicht signifikant war. Dagegen ist der Effekt "Termine" bei fast allen Ionensorten innerhalb des Mineralbodens hoch signifikant. Da zugleich der zeitliche Konzentrationsverlauf in den beiden Meßtiefen offenbar übereinstimmt, ist zu folgern, daß sich der Termineffekt gleichsinnig und gleichzeitig in beiden Tiefen auswirkt. Es kann sich also nicht um die Verlagerung (downward displacement) von Bändern hoher oder niedriger Konzentration handeln, denn eine solche Verlagerung erfordert für die Strecke von 50 cm mehrere Monate.

Die Regressionsanalyse ergab, daß mit dem Effekt "Termine" tatsächlich die unterschiedliche Saugspannung des Bodenwassers und damit des Unterdruckes an den Lysimetern zu den verschiedenen Entnahmezeiträumen zum Ausdruck kam. Die Konzentration der Lysimeterwässer war in der Regel sehr eng mit diesen Saugspannungen, ausgedrückt als  $p_F$ -Werte, korreliert. Über die Regressionsparameter und die Korrelationskoeffizienten gibt Tab. 16 Auskunft.

In einer großen Zahl von Arbeiten wird darauf hingewiesen, daß bei der Trennung der Bodenlösung von der Matrix mittels Vakuumfiltration die Höhe des angelegten Unterdruckes eine Rolle spielt. Die Methodik der Unterdrucklysimeter ist nichts anderes als eine Vakuumfiltration. Es muß also näher auf dieses Problem eingegangen werden:

Tabelle 16 a      Abhängigkeit der Bioelement-Konzentrationen in den Lysimeterwässern  
vom pF-Wert / Parameter der linearen Regression und Signifikanz der  
50 cm Tiefe      Korrelationskoeffizienten

	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	S	Cl	$\Sigma^+$	$\Sigma^-$
a	3.53	131.9	-23.1	274	48.4	190	-0.731	31.3	311	-.153	217	261	1526	731
b	.443	-32.8	22.8	-123.9	-17.1	-78.8	.648	-8.27	-135	.123	-75.7	-6.8	-602.7	-182.9
r	.669	.365	.928	.756	.633	.727	.520	.657	.795	.353	.691	.020	.877	.444
Sign.	**	n.s.	***	***	**	***	*	**	***	n.s.	**	n.s.	***	n.s.

Tabelle 16 b      dto.

100 cm Tiefe

	pH	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	S	Cl	$\Sigma^+$	$\Sigma^-$
a	3.97	57.0	-5.41	155	30.2	207	-.604	21.6	151	.035	273	75.0	1144	622
b	.296	30.5	11.81	-64.6	-5.14	-91.0	.694	-2.94	-39.0	.014	-104	118.2	-392	-90.9
r	.679	.664	.597	.732	.589	.891	.556	.525	.344	.099	.697	.516	.903	.425
Sign.	**	**	*	***	*	***	*	*	n.s.	n.s.	**	*	***	n.s.

Erläuterungen: Der Regressionsanalyse liegen die Konzentrationen in  $\mu\text{g-ion/l}$ , die Summe der Kationen  $\Sigma^+$  und der Anionen  $\Sigma^-$  in  $\mu\text{val/l}$  zugrunde.

Die Regressionsgeraden haben die Form  $Y = a + b.X$

Der Korrelationskoeffizient wird ohne Vorzeichen angegeben. Die Sicherheitswahrscheinlichkeit von r wird angegeben durch \*\*\* = 99.9 %, \*\* = 99 %, \* = 95 % und n.s. weniger als 95 %.

Die Abhängigkeit von der Saugspannung ergibt sich aus der Abnahme der Dicke der Wasserfilme in den Poren des Bodens mit Erhöhung der Saugspannung und außerdem aus der Existenz einer diffusen Doppelschicht auf der Oberfläche der kristallinen Teilchen, insbesondere der Tonsubstanz. Diese Doppelschicht weist eine negative Salzadsorption auf, genauer: innerhalb der diffusen Doppelschicht sind die Kationenkonzentrationen gegenüber dem freien Teil der Lösung erhöht, die Anionenkonzentrationen sind niedriger als in der Außenlösung. Die Doppelschicht ragt um so weiter in die Lösung hinein, je niedriger die Gesamtkonzentration der Lösung ist, je niedriger die Wertigkeit eines Ions ist und je höher die Oberflächenladung der betreffenden Festsubstanz ist.

Obgleich der Einstellbereich der Unterdrucklysimeter während des Meßzeitraums recht eng war (5-250 cm WS, entspr. etwa  $p_F$  0.7-2.4), kann doch mit einer entsprechenden Wirkung wegen der geringen Gesamtkonzentration gerechnet werden.

Die geschilderte Ionenverteilung hat theoretisch zur Folge, daß mit steigender Saugspannung die Gesamtkonzentration in der abgessaugten Lösung abnimmt, wobei die Konzentration der einwertigen Ionen relativ stärker abnimmt als die der höherwertigen (vgl. FRIED & BROESHART, 1967, S. 156; MOSS, 1964).

Die dargestellten Verhältnisse werden prinzipiell und besonders im vorliegenden Fall durch folgende Umstände kompliziert:

Die Entfernung eines Teils der Bodenlösung verändert u.U. die Konzentration der verbleibenden Bodenlösung. Damit ändert sich auch die Dicke der Doppelschicht. Außerdem kann die selektive Aufnahme von Ionen oder ihre Diskriminierung durch die Pflanzenwurzeln die Konzentration der Bodenlösung verändern, wobei der Grad der Selektivität wieder von der augenblicklichen Saugspannung abhängig sein kann.

Die Regressionsanalyse (Tab. 16) zeigt, entsprechend der oben ausgesprochenen Erwartung, eine negative Korrelation der Gesamt-Ionenkonzentration mit dem  $p_F$ -Wert. (Wenn man davon ausgeht, daß in dieser Bodentiefe Stickstoff hauptsächlich als Nitrat vorliegt, dann kann man die N-Werte zur Anionenkonzentration addieren und erhält auch für diese eine Signifikanz des Korrelationskoeffizienten.)

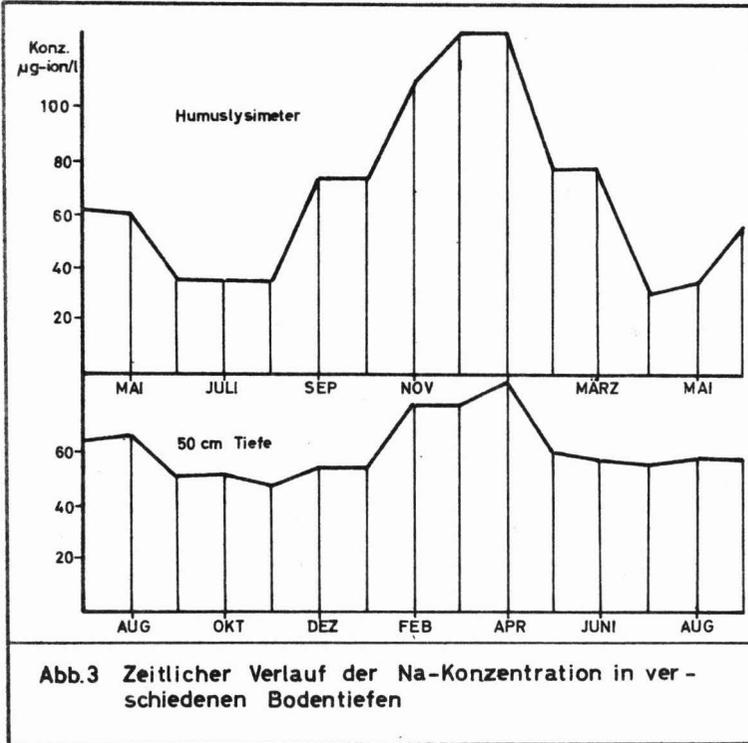
Werden die Ionensorten einzeln betrachtet, so ergibt sich unerwartet eine positive Korrelation der Kaliumkonzentration mit dem  $p_F$ -Wert, obgleich gerade bei den einwertigen Kationen eine ausgeprägte negative Korrelation zu erwarten wäre. Dieser Widerspruch ist nur dadurch zu erklären, daß der  $p_F$ -Wert mit der K-Konzentration indirekt korreliert ist, etwa durch eine  $p_F$ -abhängige Aufnahme-selektivität von K-Ionen.

Besondere Verhältnisse liegen auch im Falle der Natriumkonzentration vor: In 50 cm Tiefe besteht keine signifikante Korrelation mit dem  $p_F$ -Wert, in 100 cm Tiefe liegt eine positive Korrelation vor. Darüberhinaus zeigte die Varianzanalyse einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Tiefen (Tab. 4b).

Die Verhältnisse finden ihre Erklärung in einem Vergleich zwischen dem Konzentrationsverlauf in den Humuslysimetern einerseits mit den Werten der Unterdrucklysimeter (50 cm Tiefe) andererseits (Abb. 3).

Beide Konzentrationsverläufe können durch eine Verschiebung um 3 Monate ungefähr miteinander in Deckung gebracht werden. Die Regressionsgerade, welche die Wertepaare miteinander verknüpft, lautet:

$$C_{\text{Na}/50 \text{ cm}} = 43.22 + 0.283 C_{\text{Na}/0 \text{ cm}}; r = 0.864^{+++} \quad (6.35)$$



**Abb.3** Zeitlicher Verlauf der Na-Konzentration in verschiedenen Bodentiefen

Bemerkenswert an dieser Regressionsgleichung ist die Abweichung von der Geraden  $C_{Na/50\text{ cm}} = C_{Na/0\text{ cm}}$ . Diese Gerade wäre zu erwarten, wenn wir eine Lösungssäule unterschiedlicher Konzentration in einem Rohr verschieben würden, wobei keine Turbulenzen auftreten dürften und also die einzelnen Bereiche unterschiedlicher Konzentration nicht miteinander vermischt würden. Von dieser Geraden weicht die Regressionslinie (6.35) in der Weise ab, daß die Extremwerte in der Konzentration während des Transports der Bodenlösung zu der Ebene in 50 cm Tiefe nivelliert werden. Der zeitliche Streubereich der Konzentration nimmt mit zunehmender Tiefe ab. Dies kann auf die hydrodynamische Dispersion der Bodenlösung während des Transports durch das Hohlraumssystem der Boden-Matrix zurückgeführt werden (DAY & FORSYTHE, 1957).

Wäre es möglich, für den Konzentrationsverlauf in den Humuslysimetern eine periodische Zeitfunktion anzugeben, so könnte mit Hilfe der Beziehung (6.35) der Konzentrationsverlauf in 50 cm Tiefe durch dieselbe Funktion, jedoch mit einer Phasenverschiebung von 4 Monaten, beschrieben werden.

Die Phasenverschiebung entspricht dem Zeitraum, welchen ein Natriumion durchschnittlich benötigt, um von der Oberfläche des Mineralbodens bis in eine Tiefe von 50 cm zu gelangen. Sieht man von dem vertikalen Diffusionsweg der Na-Ionen ab, so ist dieser Zeitraum auch ein Maß für die Geschwindigkeit der Sickerwasserbewegung.

In der vorliegenden Arbeit mußte wegen der Kürze der Meßdauer auf die Ermittlung einer Zeit-Funktion, etwa mit Hilfe einer Taylor'schen Reihe, verzichtet werden.

Die Regressionsanalyse zur Verknüpfung der Konzentrationen in 50 und 100 cm Tiefe, wobei auch wieder eine Phasenverschiebung von 4 Monaten angenommen wurde, hatte das Ergebnis:

$$C_{\text{Na}/100 \text{ cm}} = 54.99 + 0.680 C_{\text{Na}/50 \text{ cm}}; r = 0.705^{++} \quad (6.36)$$

Der niedrige Korrelationskoeffizient, die unterschiedliche durchschnittliche Konzentration in den beiden Tiefen und der oben beschriebene Zusammenhang der 100 cm-Konzentration mit dem  $p_F$ -Wert deuten darauf hin, daß die Gleichung (6.36) die Verhältnisse nur unvollkommen beschreibt. Zeitlich wechselnde Sickerwassergeschwindigkeiten und die Tätigkeit der Pflanzenwurzeln könnten die Ursache dafür sein.

## 7 GRUNDLAGEN FÜR EIN PHYSIKALISCHES MODELL

In dem vorangegangenen Kapitel war die Bodenlösung als ein System definiert worden, dessen makroskopische Eigenschaften und deren zeitliche Veränderungen gemessen wurden. Mit statistischen Methoden und unter Einbeziehung kausaler Überlegungen wurden diese Eigenschaften durch mathematische Gleichungen miteinander verknüpft. Die Gesamtheit dieser Gleichungen stellen ein mathematisches Modell für die Bodenlösung dar, das durchaus verbesserungswürdig und auch verbesserungsfähig ist.

Dies sollte ein erster Schritt sein auf dem Wege, die im Boden ablaufenden Transportprozesse auf physikalisch-chemische Gesetzmäßigkeiten zurückzuführen und die Systemeigenschaften als das Ergebnis dieser Prozesse zu deuten. Im folgenden Teil der Arbeit soll der Versuch unternommen werden, noch einen Schritt weiterzukommen, indem die wesentlichsten Grundzüge für ein physikalisches Modell der Bodenlösung aufgezeigt werden.

### a) Thermodynamik der Gleichgewichte und der Nicht-Gleichgewichte

Die Thermodynamik liefert als ein Teilgebiet der klassischen makroskopischen Physik Verknüpfungen zwischen den makroskopischen Eigenschaften eines Systems, indem sie von wenigen grundlegenden Postulaten ausgeht, den Hauptsätzen der Thermodynamik.

Die klassische Thermodynamik befaßt sich mit Gleichgewichtszuständen eines Systems sowie Übergängen zwischen verschiedenen Gleichgewichtszuständen.

Ein Beispiel für ein thermodynamisches Problem in der Bodenkunde ist der Ionenaustausch, der durch ein Donnan-Gleichgewicht beschreiben werden kann: Die Gesetzmäßigkeit, die

das Verhältnis der Ionen am Austauscher zu denen in der Lösung festlegt, beruht auf dem Massenwirkungsgesetz, das seinerseits eine zentrale Rolle in der Thermodynamik spielt.

Eine Vielzahl von Prozessen, die im Boden ablaufen, können durch die klassische Thermodynamik nicht beschrieben werden. Hierher gehören z.B. chemische Reaktionen sowie der Wärme- und Stofftransport. Gerade solche Prozesse sind aber eigentlicher Untersuchungsgegenstand dieser Arbeit.

Es handelt sich um irreversible Prozesse im thermodynamischen Sinn, Prozesse also, die überhaupt erst ablaufen, wenn das Gleichgewicht gestört ist.

Die Physik (Mechanik, Elektrizitätslehre) liefert für solche Prozesse Beziehungen wie die Diffusionsgesetze, das Ohm'sche Gesetz, das Darcy-Gesetz usw. Diese Gesetze haben die allgemeine Form

$$J = - L \text{ grad } \Psi \quad (7.1)$$

wobei  $J$  ein "Fluß" ist (z.B. eine pro Zeiteinheit transportierte Menge),  $\text{grad } \Psi$  eine "Kraft" (ein Potentialgradient innerhalb eines Kraftfeldes).  $L$  ist eine Systemkonstante, die ein Maß für die Leitfähigkeit oder für den Widerstand gegenüber dem Fluß ist.

Diese phänomenologischen Gesetze beschreiben zwar irreversible Prozesse, sie sind aber nicht Teil einer Theorie der irreversiblen Prozesse. Insbesondere verlieren sie ihre Gültigkeit dann, wenn sich verschiedene Flüsse überlagern oder wenn verschiedene Kräfte auf einen Fluß wirken.

Der Fluß der Bioelemente durch die Matrix des Bodens ist geradezu ein Paradebeispiel für einen gekoppelten Fluß:

In der Regel wird eine Vielzahl von elektrisch geladenen und ungeladenen Teilchen entlang verschiedener, gleichzeitig wirkender Potentialgradienten bewegt (Temperaturgradient, Konzentrationsgradient, elektrischer Gradient usw.).

Eine umfassende Theorie von der Thermodynamik der irreversiblen Prozesse (oder: Thermodynamik der Nicht-Gleichgewichte) geht hauptsächlich auf die Arbeiten von ONSAGER, MEIXNER und PRIGOGINE zurück.

TAYLOR & CARY (1960) unternahmen als erste den Versuch, die Thermodynamik der irreversiblen Prozesse auf den Boden anzuwenden. In ihrer Arbeit (TAYLOR & CARY, 1964) kommen sie zu dem Schluß (aus dem Englischen übersetzt):

"Wenn auch der Gültigkeitsbereich dieser allgemeinen Theorie in seiner Anwendung auf das Bodensystem noch nicht bekannt ist, so ist er doch mindestens ebenso groß wie der Gültigkeitsbereich der gebräuchlichen Theorien, die auf linearen Flußgleichungen wie dem Darcy-Gesetz und dem Diffusionsgesetz beruhen. Die hier abgeleiteten generellen Flußgleichungen lassen sich unter speziellen Bedingungen auf jene allgemein gebräuchlichen Gesetze zurückführen, während sie gleichzeitig zusätzliche Information liefern."

In jüngster Zeit wurde in einer Reihe von Arbeiten die Anwendbarkeit der Theorie auf Prozesse im Boden auch im nicht-linearen Bereich gezeigt (SRIVASTAVA & ABROL, 1967, OLSEN, 1969, ZASLAVSKY & RAVINA, 1969), die Gültigkeit der ONSAGER'schen Reziprozitätsbeziehungen (s. unten) ist auch für Prozesse im Boden nachgewiesen worden (LETEY & KEMPER, 1969).

Die zitierten Autoren arbeiteten unter vereinfachten Laborbedingungen. Ein Übergang zu natürlichen Böden, die im ökologischen Systemgefüge stehen, wird die Betrachtung erheblich komplizieren.

b) Der Boden als thermodynamisches System

Vom Standpunkt der Thermodynamik ist der Boden als ein offenes, heterogenes, kontinuierliches System zu betrachten, denn er tauscht mit seiner Umgebung Materie und Energie aus und besteht aus verschiedenen Komponenten und Phasen, deren Eigenschaften sich von Ort zu Ort kontinuierlich verändern.

Die Kontinuität der Systemeigenschaften ist eine Forderung, die erfüllt sein muß, wenn die unten folgenden Ableitungen angewendet werden sollen. Natürlich ist die Kontinuität nur gegeben, wenn das System nicht zu klein gewählt wird. Im mikroskopischen Bereich ist diese Forderung nicht erfüllt. So existieren z.B. an den Grenzflächen zwischen Kapillarwasser und Bodenluft oder Mineralsubstanz Phasengrenzen mit sprunghaften Veränderungen der Systemeigenschaften. In der Thermodynamik ist es jedoch üblich, zwischen der mikroskopischen und der makroskopischen Betrachtungsweise zu unterscheiden. Quantitative Entscheidungskriterien für die Kontinuität von Bodeneigenschaften - besonders im Zusammenhang mit thermodynamischen Kennwerten - entwickelt ZASLAVSKY, 1968.

Die Bioelementflüsse unterliegen zwei verschiedenen Transportmechanismen. Zum einen ist dies der Massenfluß (Konvektion), dem die gelösten Bioelemente zusammen mit ihrem Lösungsmittel, dem Bodenwasser, folgen. Er kann definiert werden als die makroskopische Bewegung des Volumelements eines kontinuierlichen Systems. Er ist verantwortlich für den Transport der Bioelemente über große Strecken.

Der andere Transportmechanismus ist die Diffusion, das ist die makroskopisch wahrnehmbare Relativbewegung der einzelnen Teilchenarten zueinander, also auch die Bewegung der Ionen relativ zu den Teilchen des Lösungsmittels.

Er spielt nur beim Transport über kurze Strecken eine Rolle.

Im folgenden soll der diffusive Anteil der Bioelementflüsse näher untersucht werden. Zu diesem Zweck wird es notwendig sein, diesen Anteil an den Gesamt-Bioelementflüssen (von denen die Arbeit bisher handelte) zu ermitteln. Zu demselben Zweck wird bei der thermodynamischen Behandlung des Problems das Lösungsmittel als Bezugssystem herangezogen (HITTORF'sches Bezugssystem, vgl. HAASE, 1963, S. 243 f.).

Die Gesetze von der Erhaltung der Masse, der Energie und des Impulses sind die Grundlage für die Aufstellung von Bilanzgleichungen. Die Allgemeine Kontinuitätsgleichung (6.1) lautete

$$\frac{\partial Z_v}{\partial t} = q(Z) - \text{div } \vec{J}_Z$$

und war für eine beliebige Zustandsvariable  $Z$  gültig. Wird für  $Z$  die Entropie eingesetzt, so ergibt sich bei Abwesenheit äußerer Kräfte (s.o.):

$$\frac{\partial s_v}{\partial t} = \sigma - \text{div } \vec{J}_s \quad (7.2)$$

Hierin ist  $s_v$  die Entropie pro Volumeinheit,  $\sigma$  ist die Entropiequellstärke,  $J_s$  ist der Entropiefluß.

Unter Benutzung der Hauptsätze der Thermodynamik und unter der Annahme, daß die GIBBS'sche Gleichung für das System gültig ist, kann für die Entropiebilanz auch folgende Beziehung abgeleitet werden (vgl. DE GROOT, 1960, S. 86 ff.):

$$\frac{\partial s_v}{\partial t} = \frac{(\vec{J}_q \vec{X}_u + \sum_k \vec{J}_k \vec{X}_k + A J_c)}{T} - \text{div } \frac{(\vec{J}_q - \sum_k \mu_k \vec{J}_k)}{T} \quad (7.3)$$

wobei 
$$\vec{X}_u = - \frac{\text{grad } T}{T} \quad (7.4)$$

$$\vec{X}_k = - T \text{ grad } \frac{\mu_k}{T} \quad (7.5)$$

Darin steht  $J$  für einen Fluß,  $X$  für eine Kraft (einen Potentialgradienten, so.). Der Index  $u$  steht für die spezifische Energie (ohne kinetische und elektrische Energie),  $k$  steht für eine beliebige Komponente,  $T$  für die Temperatur,  $A$  für die chemische Affinität.  $J_c$  bezeichnet eine chemische Reaktionsgeschwindigkeit (Masse pro Volumeneinheit pro Zeiteinheit). Dieser Fluß ist eine skalare Größe, im Gegensatz zu den übrigen Flüssen, die vektorielle Größen sind.  $\mu_k$  bezeichnet das chemische Potential pro Masseneinheit (spezifische Gibbs-Funktion).

Ein Vergleich von (7.2) und (7.3) zeigt, daß folgende Beziehungen gelten:

$$\vec{J}_s = \frac{(\vec{J}_q - \sum_k \mu_k \vec{J}_k)}{T} \quad (7.6)$$

und

$$\Theta = \frac{J_q \vec{X}_u + \sum_k J_k \vec{X}_k + A J_c}{T} \quad (7.7)$$

Die Beziehung (7.6) sagt aus, daß der totale Entropiefluß gleich der Summe der Entropiegehalte der einzelnen Flüsse ist, die in das System eingehen.

Von besonderem Interesse ist die Beziehung (7.7). Die Entropiequellstärke ist das Ergebnis der im Inneren des Systems ablaufenden irreversiblen Prozesse wie Wärmeleitung, Diffusion und chemische Reaktion. ONSAGER ging davon aus, daß die Flüsse ( $J$ ) und die Kräfte ( $X$ ) durch lineare Beziehungen miteinander verknüpft sind (ONSAGERS phänomenologischer Ansatz):

$$\vec{J}_i = \sum_{k=1}^n L_{ik} \vec{X}_k + L_{iu} \vec{X}_u \quad (7.8)$$

ONLAGER postuliert dann (ONLAGERs reziproke Beziehungen):

$$L_{ik} = L_{ki} \quad (7.9)$$

Dieses Postulat von der Identität makroskopischer phänomenologischer Koeffizienten (L) wurde von Onsager mit Hilfe der statistischen Mechanik theoretisch begründet.

Das Gleichungssystem, das sich durch Kombination von (7.4), (7.5) und (7.8) ergibt, enthält sämtliche phänomenologischen Gleichungen der Physik (s.o.) als Spezialfälle.

Mit Hilfe der Beziehungen (7.4), (7.5) und (7.8) können wir für den Diffusionsfluß innerhalb des Systems "Bodenlösung innerhalb des Mineralbodens" schreiben:

$$\vec{J}_i = - \sum_{k=1}^n L_{ik} T \text{ grad } \left( \frac{\mu_k}{T} \right) - L_{iu} \left( \frac{\text{grad } T}{T} \right) \quad (7.10)$$

Angenommen, die Bodenlösung enthielte nur eine einzige Teilchensorte und weise keinen Temperaturgradienten auf, dann würde sich (7.10) reduzieren auf:

$$\vec{J}_i = - L_{ii} \text{ grad } \mu_k \quad (7.11)$$

Diese Beziehung sagt aus, daß der Diffusionsfluß proportional ist dem chemischen Potential (bzw. dem elektrochemischen Potential bei geladenen Teilchen). Folgt man den Überlegungen von LOW & DUTT (1964), so zeigt sich, daß der Gradient des chemischen Potentials in diesem Fall identisch ist mit dem Konzentrationsgradienten. Damit ist die Beziehung (7.11) identisch mit dem 1. FICK'schen Gesetz (Diffusionsgesetz):

$$J_i = - D \frac{dc}{dx} \quad (7.12)$$

Der phänomenologische Koeffizient  $L_{ii}$  in (7.11) entspricht dem Diffusionskoeffizienten D in (7.12).

Selbst wenn man davon ausgeht, daß innerhalb der Bodenlösung kein Temperaturgradient vorhanden ist, so hat doch das Vorhandensein einer Vielzahl von Teilchensorten zur Folge, daß Überlagerungen von Diffusionsflüssen vorkommen. Dementsprechend hat nicht das einfache Diffusionsgesetz zu gelten, sondern die aus (7.10) abgeleitete Beziehung:

$$J_i = - \sum_{k=1}^n L_{ik} \text{ grad } \mu_k \quad (7.13)$$

Um einen Diffusionsfluß berechnen zu können, müßten also sämtliche Kräfte (Konzentrationsgradienten für sämtliche in der Lösung vorhandenen Ionensorten) und sämtliche phänomenologischen Koeffizienten bekannt sein. Bis heute sind diese Koeffizienten nur an wenigen Böden ermittelt worden. Besonders kompliziert werden die Verhältnisse dadurch, daß die Koeffizienten sowohl vom Wassergehalt als auch von der Konzentration abhängig sind (VAN SCHAİK & KEMPER, 1966, KEMPER & VAN SCHAİK, 1966).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden keine Diffusionskoeffizienten gemessen. Im folgenden soll jedoch anhand der erhobenen Daten ein durchschnittlicher "scheinbarer" Diffusionskoeffizient ermittelt werden. Dieses Vorgehen hat nicht den Charakter einer exakten Berechnung, vielmehr soll damit demonstriert werden, daß eine genaue und umfassende Behandlung der Diffusionsvorgänge in dem bisher dargestellten Sinne bei der Untersuchung von Bioelementflüssen von Bedeutung sein kann.

#### c) Diffusionskoeffizienten für den Mineralboden

Der Anteil des Diffusionsflusses am Gesamt-Bioelementfluß kann in der Weise bestimmt werden, daß von der Input-Output-Differenz (= Gesamtfluß) die Ionenmenge subtrahiert wird, die sich aus der transpirierten Wassermenge (Input-Output-Differenz des Wassers) und der anfänglichen Konzentration (des Input) ergibt (vgl. dazu BARBER, 1966, TINKER, 1969).

Tabelle 17 Berechnung von Diffusionskoeffizienten für den Mineralboden  
(0-50 cm Tiefe) - Solling B 1

a. Mai 1969	K	Ca	Mg	Fe	N	P
(1) Diffusionsfluß (mol.ha <sup>-1</sup> )	56.3	28.5	3.97	2.25	304.5	1.27
(2) Diffusionsweg (cm)			0.1			
(3) Konzentrationsgradient (10 <sup>-9</sup> .mol.cm <sup>-3</sup> )	64.5	12.8	19.5	4.15	336	1.24
(4) Wurzeloberfläche *) (10 <sup>7</sup> .cm <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )			30.5			
(5) Zeit (10 <sup>6</sup> sec) (= 1 Monat)			2.6			
(6) Diffusionskoeffizient (10 <sup>-7</sup> .cm <sup>2</sup> .sec <sup>-1</sup> )	1.10	2.82	0.26	0.68	1.14	1.29
b. November 1969	K	Ca	Mg	Fe	N	P
(1) Diffusionsfluß (mol.ha <sup>-1</sup> )	88.2	28.1	6.37	2.17	312	16.18
(2) Diffusionsweg (cm)			0.1			
(3) Konzentrationsgradient (10 <sup>-9</sup> .mol.cm <sup>-3</sup> )	141	72.5	20.2	4.2	461	23.8
(4) Wurzeloberfläche *) (10 <sup>7</sup> .cm <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )			4.5			
(5) Zeit (10 <sup>6</sup> sec) (= 1 Monat)			2.6			
(6) Diffusionskoeffizient (10 <sup>-7</sup> .cm <sup>2</sup> .sec <sup>-1</sup> )	5.35	3.31	2.69	4.41	5.80	6.03

\*) Werte für die Oberfläche der Fein-und Feinstwurzeln nach D.GÖTTSCHKE

Es wurden nur solche Bioelemente herangezogen, bei denen eine größere Input-Output-Differenz existiert. Bei geringen Differenzen fallen Meßfehler relativ stark ins Gewicht. Aus diesem Grund beschränkt sich die Betrachtung auch auf die Intensivwurzelzone (0-50 cm Tiefe).

Tab. 17 zeigt die Ergebnisse dieser Berechnungen. Die scheinbaren Diffusionskoeffizienten wurden nach dem Diffusionsgesetz (7.12) berechnet, das umgeformt lautet:

$$D = \frac{Q \cdot x}{F \cdot t \cdot \Delta C} \quad (7.14)$$

Hierbei ist D der Diffusionskoeffizient, Q die in der Zeit t transportierte Ionenmenge, x der mittlere Diffusionsweg, F die Fläche, durch die der Diffusionsfluß geht,  $\Delta C$  der Konzentrationsgradient.

Diesem Vorgehen liegen folgende Annahmen zugrunde:

- Der Diffusionsfluß ist auf die Tätigkeit der Pflanzenwurzeln zurückzuführen.
- Der Diffusionsfluß ist proportional der Oberfläche der Fein- und Feinstwurzeln<sup>+)</sup> .
- An der Oberfläche der Wurzeln ist die Konzentration gleich Null. Der Konzentrationsgradient entspricht der mittleren Konzentration in der Schicht 0-50 cm Tiefe. Diese Annahme ist recht willkürlich und stellt vermutlich einen maximalen Wert dar.

---

<sup>+)</sup>  Die Angaben über die Wurzeloberfläche stammen von D. GÖTTSCHE, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Weltforstwirtschaft, Reinbek. Für die Überlassung der Daten sei herzlich gedankt.

- Der Diffusionsweg, das ist die Strecke, über die das einzelne Ion im Durchschnitt diffundiert, wird willkürlich als 1 mm angenommen. Dies bedeutet nicht, daß die durchschnittliche Entfernung der Wurzeln voneinander 2 mm betragen muß. Denn die Ionen werden per Massenfluß mit dem Sickerwasserstrom in die Nähe der Wurzeln transportiert.
- Zeit; es wird angenommen, daß während des gesamten Zeitraumes Diffusionsgradient und Diffusionsfluß konstant bleiben.

Die errechneten Diffusionskoeffizienten stimmen größenordnungsmäßig gut mit den in der Literatur genannten Werten überein (vgl. Übersicht bei FRIED & BROESHART, 1967, S. 57). Im allgemeinen wird jedoch ein wesentlich niedrigerer Diffusionskoeffizient für P angegeben (ca.  $10^{-11}$  cm<sup>2</sup> sec<sup>-1</sup>). Dies könnte den Schluß zulassen, daß die Lysimeter-Platten einen Teil des P aus der passierenden Lösung festhalten (die Porenweite der Platte von 1  $\mu$  bringt die Lösung sehr nahe an die Porenwandung, so daß ein geringer Diffusionskoeffizient ausreicht, um P an die absorbierende Oberfläche zu bringen und damit aus der Lösung zu entfernen).

Bisher wurde angenommen, daß der Diffusionsgradient alleine aufgrund der Tätigkeit der Pflanzenwurzeln zustande kam. Diese Annahme ist nicht zwingend, denn der Übergang einer Ionensorte an den Sorptionskomplex würde ebenfalls die Folge eines Konzentrationsgefälles zum Austausch hin sein. Im folgenden Abschnitt soll geklärt werden, ob solche Ein- oder Austauschvorgänge überhaupt zu erwarten sind.

d) Schofield'sche Potentiale

Der Übergang eines Ions aus der Lösung zum Austauschkomplex (oder umgekehrt) findet statt, wenn die Lösung nicht im Gleichgewicht mit dem Austauscher steht. Der eigentliche Austauschvorgang läuft sehr rasch ab und man kann annehmen, daß sich die Bodenlösung einer bestimmten Schicht im Gleichgewicht mit dem Austauscher befindet. Sobald jedoch eine Bodenlösung mit einer anderen Zusammensetzung im Zuge der Tiefenversickerung die vorhandene Lösung verdrängt, so wird das Gleichgewicht gestört und es können Austauschvorgänge ablaufen.

Kationenaustausch-Reaktionen werden durch den Gradienten im Schofield'schen Potential bestimmt. Man kann daher aus der Differenz der Schofield'schen Potentiale der Bodenlösung zweier Tiefenstufen Ausmaß und Richtung dieser Austausch-Reaktionen ableiten (ULRICH, 1969).

Grundlage dieser Betrachtung sind die monatlichen Probenahmen mit anschließender Bestimmung der GBL-Konzentrationen (s. 4 f, g).

Das Ergebnis lautet:

Im Verlauf der gesamten Meßperiode besteht die Tendenz, Wasserstoffionen einzutauschen. Diese Neigung des Bodens zur Versauerung ist im oberen Profilteil besonders stark ausgeprägt, nimmt nach unten ab und ist in der Schicht 40-50 cm nicht mehr erkennbar.

Umgekehrt besteht - weniger deutlich - von oben nach unten abnehmend eine Tendenz zum Austausch von Aluminium. Der gegenüber dem Input erhöhte Al-Output aus dem Mineralboden könnte darin seine Ursache haben (vgl. 6 cg).

Daneben besteht eine ausgeprägte Tendenz für Natrium zum Übergang vom Sorptionskomplex in die Bodenlösung, für Kalium zum Übergang an den Austauscher. Auch diese Tendenzen finden z.T. ihren Ausdruck in den Bioelement-Bilanzen.

Für Ca und Mg bestehen keine eindeutigen Tendenzen zum Ein- oder Austausch.

e) Rückblick

In diesem Kapitel wurde gezeigt, daß die Thermodynamik der irreversiblen Prozesse zwar ein perfektes Gerüst für ein physikalisches Modell der Bodenlösung darstellt, daß jedoch die Kenntnis von den Vorgängen in dem hier untersuchten Boden, insbesondere von den Wechselwirkungen des Bodens mit der Pflanze, bei weitem nicht ausreichen, um das Modell mit der Wirklichkeit in Deckung bringen zu können. Dies ist der Grund, weshalb wir weithin noch auf Beziehungen angewiesen sind, die lediglich statistisch begründet werden können.

## 8 DIE ROLLE DER NIEDERSCHLÄGE UND DER BODENLÖSUNG IM BIOELEMENT-HAUSHALT DES BUCHENBESTANDES

In diesem Teil der Arbeit werden die im einzelnen besprochenen Ergebnisse übersichtlich zusammengestellt mit der Absicht, die Rolle der Niederschläge und der Bodenlösung im Bioelement-Haushalt deutlich zu machen.

In Tab. 18a und b sind die Jahresbilanzen für die Bioelemente wiedergegeben (in g-ion/ha bzw. in kg/ha). Die Bioelement-Bilanz ist charakterisiert durch einen hohen Input von Stickstoff, Schwefel, Chlor, Calcium und Natrium zusammen mit den Freiland-Niederschlägen.

Während der Passage durch den oberirdischen Teil des Buchenbestandes erfahren die Niederschläge eine beträchtliche Zufuhr an Schwefel, Chlor, Kalium, Calcium, Magnesium und Mangan.

Infolge der Streuzersetzung gelangen besonders große Mengen an Stickstoff, Kalium, Calcium, Magnesium, Phosphor und Mangan in die Bodenlösung.

Während die Bodenlösung den Mineralboden passiert, wird ihr Kalium, Stickstoff, Phosphor und Eisen fast vollständig entzogen, Calcium, Magnesium und Sulfat zu einem beträchtlichen Teil.

Mit dem Sickerwasser gelangen größere Mengen an Chlor, Schwefel, Natrium, Aluminium und Mangan aus dem Wurzelbereich hinaus und damit wahrscheinlich in das Grundwasser.

Tabelle 18 a Jahresbilanz der Bioelemente (Juni 1969 bis Mai 1970) Dimension: g-ion/ha  
125jähriger Buchenbestand Solling B 1

Bioelemente in	H	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	N	P	Cl	S
(1)Freiland-Niederschlag 1 834	317	52.2	308	73.6	113	20.86	4.0	1709	15.58	501	774	
(2)Kronentraufe	492	461.7	663	142.0	56	26.96	51.1	1606	16.77	1072	1271	
(3)Stammablauf	100	193.5	145	28.3	11	5.31	16.0	188	.80	184	514	
(4)Streu (nach PAVLOV)	40	560.0	375	60.0	18	24.00	120.0	3785	139.00	22	100	
(5)Sickerwasser aus Humus*)	559	1032	992	192	209	34.5	118.0	5484	155.4	1079	1369	
(6)Sickerw.in 50 cm Tiefe	293	59.7	356	83.6	283	1.40	74.0	416	.29	1029	390	
(7)Sickerw.in 100 cm Tiefe 191	382	40.9	352	98.7	380	1.23	77.8	442	.24	797	619	

Tabelle 18 b dto.

Dimension: kg/ha

(1)Freiland-Niederschlag W1 .83	7.3	2.0	12.4	1.79	3.05	1.165	.22	23.92	.481	17.8	24.8
(2)Kronentraufe	11.3	18.1	26.6	3.45	1.51	1.505	2.81	22.47	.581	38.0	40.8
(3)Stammablauf	2.3	7.5	5.8	.69	.30	.296	.88	2.63	.024	6.5	16.5
(4)Streu(nach Pavlov)	.9	21.9	15.0	1.46	.48	1.340	6.59	52.99	4.295	00.8	3.2
(5)Sickerwasser aus Humus*)	12.9	40.4	39.8	4.67	5.64	1.925	6.48	76.77	4.801	38.3	43.9
(6)Sickerw.in 50 cm Tiefe	6.7	2.3	14.3	2.03	7.64	.078	4.07	5.82	.009	36.5	12.5
(7)Sickerw.in 100 cm Tiefe .19	8.8	1.6	14.1	2.40	10.26	.068	4.27	6.18	.007	28.6	19.8
(8)t-Test Zeile (7)geg.(1) ***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	***	***	***	*	*	n.s.

Sicherheitswahrscheinlichkeit f. t-Test: \*\*\*=99.9%, \*\*=99%, \*=95%, n.s. = unter 95%

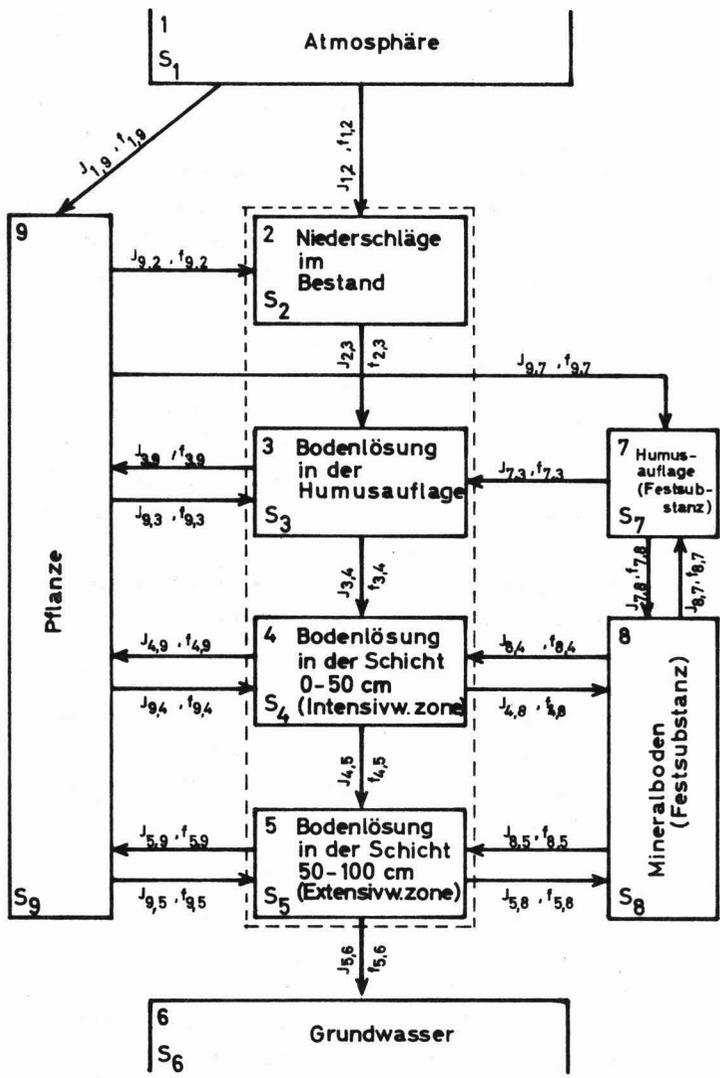
\*) Korrigierte Werte aus Tab.11, Zeile (4). Wegen fehlender Wurzeln in den Humuslysometern (s.Kap. 4 c) geben diese Werte nicht die natürlichen Verhältnisse wieder.

Ein Vergleich des Input (durch die Freilandniederschläge) mit dem Output in 100 cm Tiefe mittels eines t-Tests ergab, daß innerhalb des Meßzeitraumes dem System mit den Niederschlägen mehr Wasserstoff, Stickstoff, Phosphor und Eisen und weniger Mangan und Aluminium zugeführt wird als durch den Sickerwasserstrom aus dem System ausscheidet.

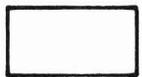
Mit Abb. 4 sollen - beispielhaft für Kalium - die in den Bilanztabellen niedergelegten Zahlen in einen Zusammenhang mit dem Bioelement-Haushalt des untersuchten Standorts gestellt werden. Anhand der Abbildung läßt sich verdeutlichen, welchen Wert die im Verlauf dieser Arbeit ermittelten Input/Output-Beziehungen haben und welche Untersuchungen zu einer vollständigen Beschreibung des Bioelement-Haushalts noch fehlen.

Zu diesem Zweck wurde das Buchenwald-Ökosystem in verschiedene Untersysteme (Kompartimente) aufgeteilt. Die Aufteilung erfolgte hauptsächlich nach methodischen Gesichtspunkten, dennoch bilden die Kompartimente auch Funktionseinheiten.

Die Kompartimente sind durch die Nummer  $i$  gekennzeichnet und enthalten den Bioelement-Vorrat  $S_i$ . Sie sind durch Linien untereinander verbunden, die die Transportwege der Bioelementflüsse markieren. Die den Linien zugeordneten Buchstabensymbole stehen für den Bioelementfluß ( $J$ ) bzw. für die Übertragungsfunktion ( $f$ ). Darunter ist eine Funktion zu verstehen, durch die die Dynamik des betreffenden Bioelementflusses beschrieben wird. In der angelsächsischen Literatur wird sie als transfer function bezeichnet (vgl. ATKINS, 1969). Die Indizes  $i$  und  $j$  bezeichnen die Nummer des Ausgangs- bzw. das Ziel-Kompartiments.



**ERLÄUTERUNGEN**



Kompartimente (Teilsysteme) -  
eingetragen sind die Nummern  $i$   
und die Bioelementvorräte  $S_i$



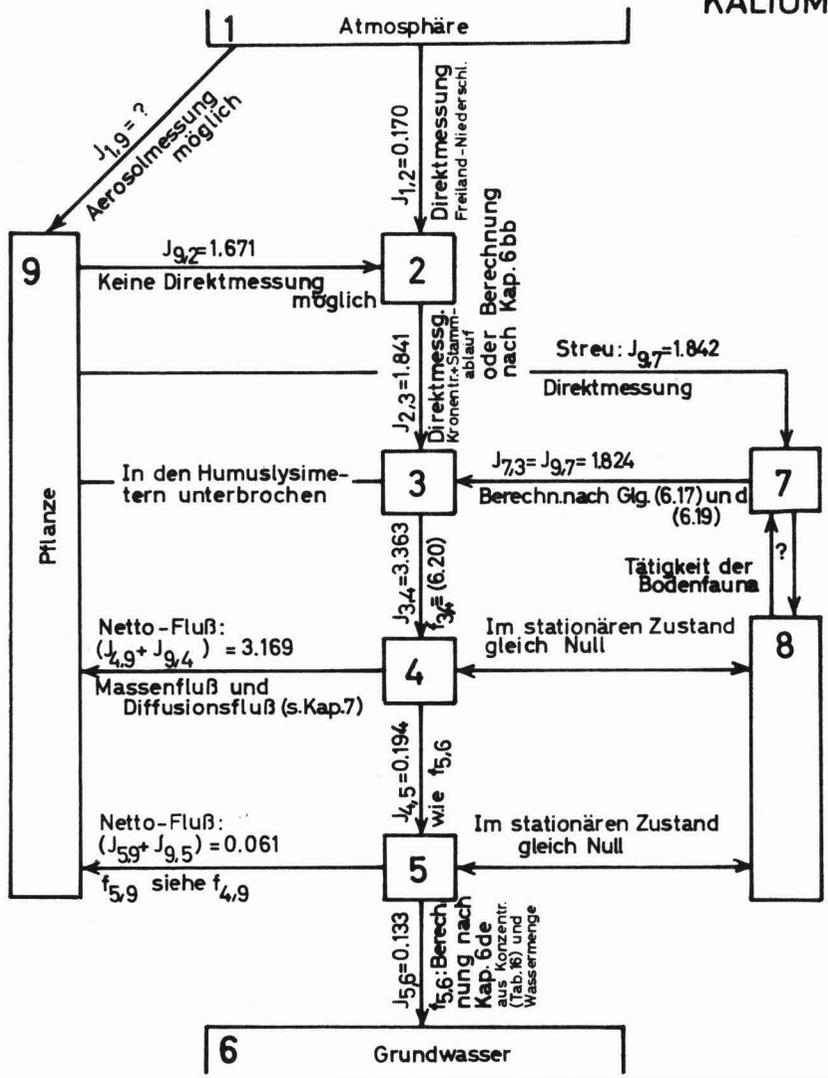
In dieser Arbeit näher untersuchte  
Kompartimente



Transportwege der Bioelementflüsse  
(nur für quantitativ wichtige Flüsse).  
Angetragen sind die Flussgrößen  $J_{i,j}$   
und die Transfer-Funktionen  $f_{i,j}$ .

**Abb.4a Modell der Bioelement-Umsätze in einem Buchenwald-Ökosystem (Solling B1)**

# KALIUM



Direkt gemessene Flüsse:  
 $J_{1,2}$  = Freiland-Niederschlag  
 $J_{2,3}$  = Kronentraufe + Stammablauf  
 $J_{3,4}$  = Humuslysimeter  
 $J_{4,5}$  = Unterdrucklys. (50 cm Tiefe)  
 $J_{5,6}$  = Unterdrucklys. (100 cm Tiefe)  
 $J_{9,7}$  = Streu nach PAVLOV

Alle übrigen Flüsse wurden unter Annahme des stationären Zustandes als Differenzen berechnet.  
 Die Zahlenwerte haben die Dimension  $\text{kg/ha} \cdot \text{Monat}$

Die Transfer-Funktionen  $f_{ij}$  für die monatlich transportierten Bioelement-Menge sind Kap. 6 zu entnehmen.

**Abb. 4 b**  
 Erläuterungen des Modells

Bei den für die Flüsse  $J_{ij}$  angegebenen Zahlenwerten handelt es sich um den mittleren monatlichen Bioelementfluß (Dimension: kg/ha . Monat). Er ergibt sich durch Division der entsprechenden Werte aus Tab. 18b durch 12. Die Erläuterungen zu Abb. 4 machen deutlich, wie die in Tab. 18 angegebenen Flüsse innerhalb des Bioelement-Kreislaufs zu lokalisieren sind.

Die Transfer-Funktion  $f_{ij}$  beschreibt den Output aus dem Kompartiment i (und damit den Input in das Kompartiment j) durch den Input und die Vorratsänderung innerhalb des Kompartiments i. Die in den vorigen Kapiteln abgeleiteten Input/Output-Funktionen sind also mit den Transfer-Funktionen identisch.

Streng genommen gehören Funktionen wie die Regressionsgerade

$$C_K = - 23.11 + 22.81 (p_F) \quad (\text{vgl. Tab. 16a})$$

nicht hierher, denn sie enthalten den Input nicht als eine Größe, von der der Output abhängig ist. Solche Funktionen können jedoch hilfsweise als Transfer-Funktionen angenommen werden. Sie sagen dann aus, daß die Konzentration der Output-Bodenlösung nicht vom Bioelement-Input, sondern lediglich vom  $p_F$ -Wert abhängig ist. Die Funktion darf aber nur dann angewendet werden, wenn weder der Output an Sickerwasser noch der Bioelement-Input außerhalb des Streurahmens dieser Werte während der Meßperiode liegen (dieses Extrapolationsverbot gilt ganz allgemein für Regressionsfunktionen).

Nach diesen Vorbemerkungen kann aus Abb. 4 abgeleitet werden, welche Größen und Funktionen zu einer vollständigen Beschreibung des Bioelement-Haushaltes eines Standorts gehören und welche davon in der vorliegenden Arbeit enthalten sind.

Grundlage der Beschreibung sind die Bioelement-Vorräte  $S_i$  in den einzelnen Kompartimenten (s. auch Kap. 3). Soweit es sich um die Vorräte in der Pflanzenmasse der Solling-Versuchsfläche B1 handelt, sind sie Untersuchungsgegenstand der Dissertation von PAVIOV, 1971.

Die Vorräte innerhalb des Bodens wurden ebenfalls ermittelt (ULRICH, AHRENS & ULRICH, 1971), die in Kap. 4f erwähnten Erhebungen bedürfen noch einer abschließenden Auswertung. Im übrigen wurde bereits darauf hingewiesen, daß vielfach stationärer Zustand angenommen werden darf, so daß den Vorratsänderungen keine allzu große Bedeutung zukommen dürfte.

Auch bei Vorliegen des stationären Zustandes für den Boden ist die Messung des Flusses  $J_{1,9}$  (Bioelemente, die von den Oberflächen der Blätter, Äste und Stämme des Buchenbestandes aus der Atmosphäre gefiltert werden) von vorrangiger Bedeutung. Damit läßt sich zusammen mit den in dieser Arbeit erhobenen Daten die Frage beantworten, ob der Fluß  $J_{9,2}$  (Zufuhr von Bioelementen während der Passage der Niederschläge durch den oberirdischen Bestand) physiologische Ursachen hat (Blattausscheidungen) oder ob er nur Folge einer rein physikalischen Ausfilterung der Atmosphäre durch den Bestand ist.

Wäre darüber hinaus die Veränderung des Bioelement-Vorrates in der Holzmasse des Bestandes mit der Zeit bekannt, so ließe sich die Netto-Bioelement-Aufnahme durch die Buchenwurzeln berechnen.

Für die Berechnung der tatsächlich aufgenommenen Ionemengen müßte allerdings der Wurzel-Efflux  $J_{9,3}$ ,  $J_{9,4}$  und  $J_{9,5}$  bekannt sein. Die Kenntnis dieser Flüsse könnte wertvollen Aufschluß über den Mechanismus der Ionenauf-

nahme durch die Pflanzenwurzeln geben. Methodisch könnten Untersuchungen mit radioaktiv markierten Substanzen zur Ermittlung des Efflux führen.

Der Netto-Betrag der Flüsse  $J_{4,8}$  und  $J_{8,4}$  sowie  $J_{5,8}$  und  $J_{8,5}$  muß bei stationärem Zustand des Bodens gleich Null sein. Zur Prüfung, ob der stationäre Zustand tatsächlich vorliegt, müßten die Bioelement-Vorräte der Kompartimente und ihre eventuelle Änderung mit der Zeit bekannt sein, da eine Direktbestimmung der Flüsse praktisch nicht möglich ist.

Aus der Kenntnis aller Flüsse und Vorräte lassen sich auch die Umsatzraten bestimmen, die ein wesentliches Systemmerkmal sind. Darüber hinaus sollten für eine umfassende Systemanalyse möglichst viele Transfer-Funktionen bekannt sein.

Je mehr es gelingt, sich diesem Ziel zu nähern, desto besser verständlich werden die kausalen Zusammenhänge innerhalb des Ökosystems und seine Wechselwirkungen mit anderen Systemen.

## 9 ZUSAMMENFASSUNG

Nach Einführung in die Problematik des Solling-Projekts als einer integrierten Zusammenführung verschiedener Forschungsrichtungen der Experimentellen Ökologie und einer Beschreibung des untersuchten Buchen-Standorts wird eine Begründung des methodischen Vorgehens bei der Untersuchung der Bioelement-Transportprozesse gegeben. Dabei werden Grundzüge der Systemanalyse erläutert.

Im Anschluß daran wird auf die Meß- und Analysetechnik, insbesondere auf den Bau und die Funktionsweise der Unterdrucklysimeter eingegangen.

Die Ergebnisse der varianzanalytischen Verrechnung der Erhebungen im Gelände werden in Form von Tabellen dargestellt. Dabei wird die Rolle der elektronischen Datenverarbeitung und der Statistik bei ökologischen Untersuchungen hervorgehoben.

Im folgenden Teil der Arbeit wird nach Aufteilung des Gesamt-Systems in einzelne Untersysteme der Input und Output dieser Systeme näher untersucht, und es werden Modelle entwickelt, die die Beziehungen zwischen Input und Output erklären. Dabei kommt der Regressionsanalyse besondere Bedeutung zu.

Schließlich wird mit Hilfe der Thermodynamik der irreversiblen Prozesse versucht, die Grundlagen für ein physikalisches Modell der Bodenlösung zu entwickeln. Im Anschluß daran wird auf die Transportmechanismen der Ionenflüsse eingegangen.

In einem abschließenden Kapitel werden noch einmal die Jahresbilanzen der Bioelemente für die Untersuchungsfläche B1 zusammengestellt. Anhand eines schematischen Systemmodells wird die Rolle der Niederschläge und der Bodenlösung im Bioelement-Haushalt des Buchenbestandes beleuchtet.

LITERATURVERZEICHNIS

- Atkins, G.L., 1969: Multicompartment Models for Biological Systems  
Methuen & Co. Ltd, London, 153 S.
- Barber, S.A., 1966: The role of root interception, mass-flow and diffusion in regulating the uptake of ions by plants from soil  
in: Limiting Steps in Ion Uptake by Plants from Soil, Techn.Rep.Ser.No.65, FAO/IAEA, Wien 1966, S. 46-56
- Baron, H., 1954: Die kolorimetrische Bestimmung der Mikronährstoffe Kobalt, Molybdän, Eisen, Zink, Mangan und Kupfer nebeneinander im Rauhfutter. Landw.Forsch. 6: 13-20
- Benecke, P. & R. Mayer, 1971: Aspects of Soil Water Behavior as Related to Beech and Spruce Stands - Some results of the Water Balance Investigations. Ecological Studies 2 (Integrated Experimental Ecology), Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York:S.153-163
- Blessner, W.B., 1969: A Systems Approach to Biomedicine  
McGraw-Hill Book Company, New York, 615 S.
- Cole, D.W., 1958: Alundum tension lysimeters  
Soil Sci. 85:293-296
- Cole, D.W., Sp. Gessel & E.E. Held, 1961: Tension lysimeter studies of ion and moisture movement in glacial till and coral atoll soils  
Soil Sci.Soc.Amer.Proc. 25:321-325
- Czeratzki, W., 1958: Eine keramische Platte zur serienmäßigen Untersuchung von Porengrößen im Boden im Saugspannungsbereich bis ca. 1 atm.  
Z.Pflanzenern., Düng., Bodenkunde 81:50-56
- Czeratzki, W., 1959: Untersuchung der Wasserbewegung im Boden mit Hilfe von Unterdrucklysimetern.  
Z.Pflanzenern., Düng., Bodenkunde 87:223-229
- Day, P.R. & W.M. Forsythe, 1957: Hydrodynamic dispersion of solutes in the soil moisture stream  
Soil Sci.Soc.Am.Proc. 21:477-480
- De Groot, S.R., 1960: Thermodynamik der irreversiblen Prozesse. Bibliographisches Institut Mannheim, 216 S.

- Ellenberg, H., 1967: Internationales Biologisches Programm. Beiträge der Bundesrepublik Deutschland, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Bad Godesberg
- Ellenberg, H., 1968: Leistung und Haushalt von Land-Lebensgemeinschaften. Umschau 1968, H.16:481-485
- Ellenberg, H., J.D. Ovington und Mitarb., 1964: Produktions-Ökologie von Land-Lebensgemeinschaften im Rahmen des Internationalen Biologischen Programms Ber.geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübél,Zürich 35:14-28
- Erikson, E., 1966: G. Air and Precipitation as sources of Nutrients. In: Handb.d.Pflanzenern.u.Düngung, Hg.H.Linsler, Bd.2, Boden und Düngemittel (1.Hälfte) Springer-Verlag, Wien, New York, S. 774-792
- Eschner, A.R., 1967: Interception and soil moisture distribution. In: Forest Hydrology, Intern.Symp. at The Pennsylv.State Univ. Aug 29 - Sept 10, 1965, Pergamon Press, Oxford, S. 191-200
- Flechtner, H.J., 1967: Grundbegriffe der Kybernetik Wiss.Verlagsgesellschaft Stuttgart, 424 S.
- Fried, M. & H. Broeshart, 1967: The Soil Plant System in Relation to Inorganic Nutrition Academic Press, New York, 358 S.
- Frissel, M.J. & P. Poelstra, 1967: Chromatographic transport Through Soils I. Theoretical Evaluations Plant & Soil, 26 : 285-302
- Gettkandt, G., 1956: Ein Beitrag zur flammenphotometrischen Calcium-Bestimmung in Pflanzenaschen Z.Pflanzenern.,Düng.,Bodenkde. 74:135-139
- Grether, C., 1965: Die Bestimmung von Sulfat mit potentiometrischer Titration Application-Bulletin No. A 38d Metrohm, Herisau, Schweiz
- Haase, R., 1963: Thermodynamik der irreversiblen Prozesse Steinkopff Verl., Darmstadt, 552 S.
- HSU, P.H., 1963: Effect of initial pH, phosphate, and silicate on the determination of aluminum with aluminon. Soil Sci. 96:230-238
- Jenny, H., S.P. Gessel & F.T. Bingham, 1949: Comparative Study of Decomposition of Organic Matter in Temperate and Tropical Regions. Soil Sci.68:419-432

- Kemper, W.D. & J.C. van Schaik, 1966: Diffusion of Salts in Clay-Water Systems. Soil Sci.Soc.Am.Proc. 30:534-540
- Kolenbrander, G.J., 1969: III. Calculations of Parameters for the Evaluation of the Leaching of Salts under Field Conditions, Illustrated by Nitrate Comm.Hydrol.Onderzoek.TNO, Verslag Meded. 15, 59-73
- Kunze, Chr., 1969: Die biologische Aktivität von Bodenproben, gemessen an der CO<sub>2</sub>-Abgabe und dem Vanillinabbau. Angew.Bot.Berlin, 43:149-157
- Letey, J. & W.D. Kemper, 1969: Movement of Water and Salt through a Clay-Water System: Experimental Verification of Onsager Reciprocal relation. Soil Sci.Soc.Amer.Proc. 33: 25-29
- Low, P.F. & G.R. Dutt, 1964: Diffusion of alkali chlorides in clay-water systems: A discussion of a report by G.R. Dutt and P.F. Low. II. Response to Bolt-De Haan comment. Soil Sci. 97: 346-349
- Lyr, H., H. Polster & H.-J. Fiedler, 1967: Gehölzphysiologie. VEB G. Fischer Verlag Jena, 444 S.
- Moss, P., 1964: Some aspects of the cation status of soil moisture/ V. The effect of soil moisture tension on growth and kation uptake by plants. Plant & Soil 20: 271-287
- Müller, G., 1965: Boden-Biologie. VEB G. Fischer Verlag, Jena, 889 S.
- Olsen, H.W., 1969: Simultaneous Fluxes of Liquid and Charge in Saturated Kaolinite. Soil Sci. Soc.Amer.Proc. 33:338-344
- Pavlov, M., 1971: Dissertation der Forstl. Fakultät der Universität Göttingen (Skriptum)
- Remezov, N.P. & P.S. Pogrebnyak, 1969: Forest Soil Science Israel Program for Scientific Translation, Jerusalem 1969, 261 S.
- Runge, M., 1970: Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. Flora, Abt. B, 159:233-257
- Scheffer, F., B. Ulrich & J.H. Benzler, 1960: Die Bestimmung der Phosphorsäure und Kieselsäure als Molybdänblau. Landw.Forsch.11:191-201

- Srivastava, R.C. & I.P. Abrol, 1967: Non-linear thermodynamics of irreversible processes and transport of matter and energy through soil systems. *Geoderma* 1 : 69-75
- Steubing, L., 1970: Soil Flora: Studies of the Number and Activity of Microorganisms in Woodland Soils *Ecological Studies 1* (Analysis of Temperate Forest Ecosystems, D.E. Reichle Edit.) Springer-Verlag, Bln., Heidelberg, S. 131-146
- Taylor, S.A. & J.W. Cary, 1960: Analysis of simultaneous flow of water and heat with the thermodynamics of irreversible processes *Trans.Intern.Congr.Soil Sci.*, 7th, Madison, 1960, 1:80-90
- Taylor, S.A. & J.W. Cary, 1964: Linear equations for simultaneous flow of matter and energy through a continuous soil system *Soil Sci.Soc.Amer.Proc.*28:167-172
- Tinker, P.B., 1969: The transport of ions in the soil around the plant roots. In: *Ecological aspects of the mineral nutrition of plants*, Edit.I.H. Rorison, Oxford und Edinburgh, S.135-147
- Ulrich, B., 1966: Kationenaustausch-Gleichgewichte in Böden. *Z.Pflanzenr., Düng., Bodenkunde* 113:141-159
- Ulrich, B., 1969: Chemische Potentiale beim Transport von Bodenlösung durch das Solum. *Z.Pflanzenern., Düng., Bodenkunde* 123:181-186
- Ulrich, B., E. Ahrens & M. Ulrich, 1971: Soil Chemical Differences between Beech and Spruce Sites - an Example of the Methods Used. *Ecological Studies 2* (Integrated Experimental Ecology), Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York: S. 171-190
- Van Schaik, J.C. & W.D. Kemper, 1966: Chloride Diffusion in Clay-Water Systems. *SoilSci.Soc.Am.Proc.* 30:22-25
- Volobuev, V.R., 1964: Ecology of soils. *Israel Progr.f. Scientific Translations*, Jerusalem 1964, 260 S.
- Watt, K.E.F., 1966: *Systems Analysis in Ecology*. Academic Press, New York and London, 276 S.

- Wolf, S., 1962: Die Mikrobestimmung von Chlorid ( $\text{Cl}^-$ ) durch automatische potentiometrische Titration.  
Application-Bulletin No. A 10 d,  
Metrohm, Herisau, Schweiz
- Zaslavsky, D., 1968: Average entities in kinematics and thermodynamics of porous materials.  
Soil Sci. 106 : 358-362
- Zaslavsky, D. & J. Ravina, 1969: Extension of Thermodynamics of Steady State by Differential Formulation of Non-Linear Flow Equations.  
Soil Sci. 107 : 1-7



Ulrich, B., u. Khanna, P.K.:

**Methodische Untersuchungen über Kationengehalt  
der Bodenlösung und Schofield'sche Potentiale**

**Göttinger Bodenkundliche Berichte 19, 121-148  
(1971)**



Die Schofield'schen Potentiale (SP), für deren Berechnung von Verhältnissen oder Produkten von Ionenaktivitäten in der Gleichgewichts-Bodenlösung (GBL) ausgegangen wird, sind ein immer wichtiger werdendes Mittel zur Charakterisierung des Gleichgewichtssystems Boden: Bodenlösung. Eine offene Frage ist, mit welcher Genauigkeit und Reproduzierbarkeit die Ermittlung der SP an Feldproben möglich ist. Sieht man von den rein analytischen Problemen ab, so ist dies eine Frage der Gewinnung der GBL. Die Gewinnung der Bodenlösung aus normal feldfrischen Böden stößt auf verschiedene Schwierigkeiten, die bei FRIED und BROESHART (1967) erörtert werden. Man arbeitet daher in der Regel mit Wasserzusätzen zum trockenen oder feldfeuchten Boden, die nach Gleichgewichtseinstellung durch Verdrängung mit anderen Flüssigkeiten (MOSS, 1963), Druckfiltration (LE ROUX et al., 1967), Zentrifugieren oder Absaugen als GBL wiedergewonnen werden. Im folgenden wird die nachstehend unter Verfahren A beschriebene Methode des Sättigungsextrakts überprüft, die in Anlehnung an RICHARDS (1954) ausgearbeitet und schon in früheren Arbeiten der Verfasser (ULRICH, 1966, ULRICH und KHANNA, 1968) angewendet wurde.

#### M e t h o d i k

4 Bodenproben unterschiedlicher Kationenbelegung (allgemeine Daten in Tab. 1) wurden nach Entnahme langsam bis annähernd zur Feldkapazität an der Luft getrocknet, in diesem Feuchtezustand sorgfältig von Hand gemischt und bei Temperaturen unter  $10^{\circ}\text{C}$  in Plastiksäcken in dünner Schicht bis zur Verwendung gelagert.

---

Prof. Dr. B. Ulrich, 351 Henn.Münden, Mitscherlichstr. 3  
Dr. P.K. Khanna, jetzt Nuclear Research Laboratory,  
I.A.R.I., New Delhi-12, Indien

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für finanzielle Unterstützung.

Tabelle 1  
 Charakterisierung der Bodenproben  
 Characterization of Soil Samples

Boden Nr.	pH CaCl <sub>2</sub>	CaCO <sub>3</sub> %	C %	T %	U %	fS %	gS %	AK <sub>t</sub> <sup>+) )</sup> μval/g	AK <sub>e</sub> <sup>+) )</sup> μval/g	H   Na   K   Ca   Mg   Al   Fe Äquivalentanteil an AK <sub>e</sub>						
										H	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe
2033/66	6,80	0,04	0,09	10,3	86,9	2,3	0,5	94	105	0	1,6	1,3	76,2	20,5	0,4	0
2034/66	4,80	0	0,28	13,4	32,6	44,4	9,6	107	85	0,7	1,1	1,8	78,6	15,6	2,0	0
2031/66	4,20	0	0,15	17,8	63,8	14,3	4,1	122	90	1,4	1,6	4,8	42,2	26,5	23,1	0,1
2032/66	3,80	0	0,79	9,0	56,8	19,3	14,9	66	39	4,4	1,3	1,8	7,3	2,0	81,5	0,4

<sup>+) )</sup> AK<sub>t</sub>: totale Austauschkapazität nach Mehlich

AK<sub>e</sub>: (effektive Austauschkapazität): Äquivalentsumme der mit n NH<sub>4</sub>CL nach Absaugen der GBL austauschbaren Kationen H, Na, K, Ca, Mg, Al und Fe

Gewinnung der Gleichgewichts-Bodenlösung:

A: Sättigungsextrakt in Anlehnung an RICHARDS(1954):

Bis 700 g feldfeuchter Feinboden werden im 1 l Plastikbecher mit soviel Wasser angefeuchtet, bis eine dünne Paste entsteht, die beim Abnutschen ungefähr 100 ml Bodenlösung abgibt. Der Wasserzusatz beträgt je nach Bodenart, Humusgehalt und Bodenfeuchte 75-200 ml (entsprechend 0,1 bis 0,3 ml/g Boden). Die Paste wird mit dem Mixer verrührt und unter mehrmaligem Umrühren mit dem Spatel 24 Std. stehen gelassen. Anschließend wird die Bodenlösung über eine Plastiktutsche und Blaubandfilter unter Zurückgeben des zuerst durchgelaufenen Filtrats abgesaugt. Ansatz jeweils in 4 Parallelen.

B: Reihen mit steigendem Wasserzusatz: Unterschiedliche Bodenmengen wurden durch Wasserzusatz auf Verhältnisse g Boden : ml Lösung zwischen 0,05 und 3,75 gebracht. Die Proben blieben bei  $25 \pm 1^{\circ}\text{C}$  unter mehrmaligem Umrühren 24 Std. stehen, anschließend wurde durch Zentrifugieren bei 10.000 UpM die Bodenlösung gewonnen. Ansatz jeweils in 4 Parallelen.

C: Reihen mit steigendem Zusatz an Gleichgewichts-Bodenlösung: Entsprechend den nach A erhaltenen Ergebnissen wurde für jeden Boden eine angenäherte Gleichgewichtslösung hergestellt, die ihm wie unter B in steigenden Mengen zugesetzt wurde. Ansatz jeweils in 2 Parallelen. Zweck dieses Ansatzes: Prüfung der mit Verfahren A und B ermittelten Schofield'schen Potentiale auf Richtigkeit.

In den gewonnenen Bodenlösungen wurden H, Na, K, Ca, Mg, Al und Fe analytisch bestimmt (vgl. ULRICH, 1966). Für die Berechnung der Ionenaktivitäten wurden die Aktivitätskoeffizienten nach DEBYE und HÜCKEL aus der Graphik von ULRICH (1961) entnommen.

## Ergebnisse und Diskussion

### 1. Kationenkonzentrationen in der Bodenlösung

Versuchstechnik: B (Reihen mit steigendem Wasserzusatz)

Mit steigendem Wasserzusatz nehmen die Konzentrationen an allen Kationen in der Bodenlösung ab. Die Kationenkonzentration der GBL wird also nicht durch Löslichkeitsgleichgewichte bestimmt, da in diesem Fall die Kationenkonzentration unabhängig von der zugesetzten Wassermenge wäre. Der Konzentrationsabfall erfolgt jedoch in der Regel nicht umgekehrt proportional der Lösungsmenge, wie es der Verdünnung einer vorgegebenen Ionen- bzw. Salzmenge entspricht, sondern mit steigendem Wasserzusatz steigen die pro Gramm Boden freigesetzten Kationenmengen an.

KHASAWNEH und ADAMS (1967) haben bei ähnlichen Untersuchungen auf ihre Ergebnisse die Langmuir-Isotherme in der Form

$$V/S = a/S_t + V/S_t$$

angewandt, wobei  $V$  = Lösungsvolumen (ml/g Boden),  
 $S$  = Kationenmenge ( $\mu\text{val/g}$  Boden) in der Lösung des Volumens  $V$ ,  
 $S_t$  = gesamte der Langmuir-Verteilung folgende Ionenmenge (setzt sich zusammen aus  $S$  und der an Oberflächen adsorbierten Ionenmenge),  $a$  = Konstante.

Sie schließen aus ihren Ergebnissen, daß mit steigendem Wasserzusatz zum Boden Neutralsalze von den Bodenoberflächen desorbiert werden, deren Gesamtmenge durch  $S_t$  angegeben wird. Trägt man  $V/S$  gegen  $V$  auf, so müßte sich bei Vorliegen einer der Langmuir-Isotherme folgenden **Desorption** eine Gerade ergeben, aus deren Anstieg  $S_t$  berechnet werden kann (s. Abb. 2).

In Abb. 1 sind für den Boden 2033 die Ergebnisse für die Äquivalentsumme der Kationen Na, K, Ca und Mg entsprechend aufgetragen. Man sieht, daß sich für den gesamten Bereich des

Abb. 1: Einfluss des Lösungsvolumens  $V$  (ml/g Boden) im Bereich von  $V = 0,267$  bis  $V = 10$  auf die Kationenäquivalentsumme bei Boden 2033

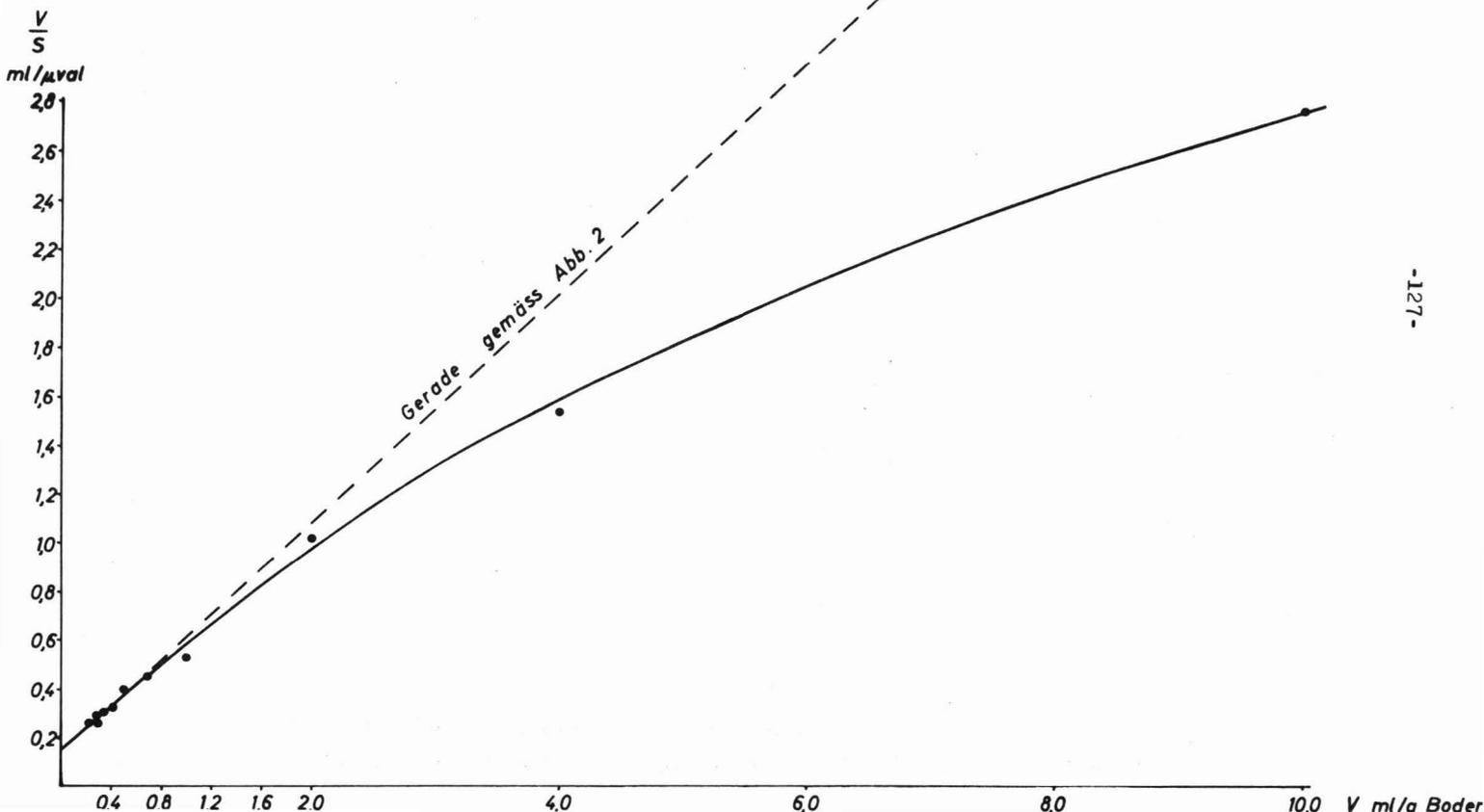
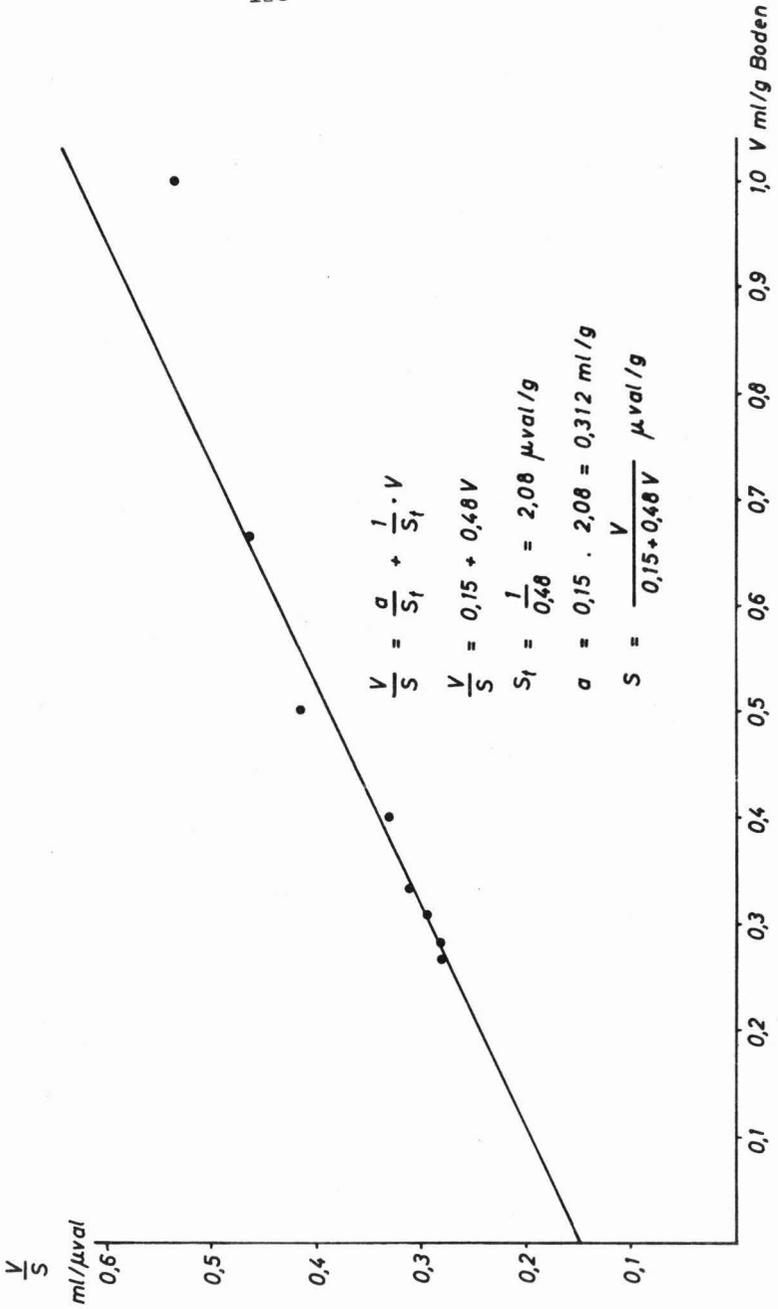


Abb. 2: Einfluss des Lösungsvolumens  $V$  (ml/g Boden) im Bereich von  $V = 0,267$  bis  $V = 1,0$  auf die Kationenäquivalentsumme bei Boden 2033



Lösungsvolumens  $V$  zwischen  $0,267$  und  $10$  ml/g Boden im Gegensatz zu den Ergebnissen von KHASAWNEH et al. keine Gerade ergibt. Trägt man dagegen den Bereich geringen Lösungsvolumens ( $V = 0,267 - 1$  ml/g Boden) in vergrößertem Maßstab auf (Abb. 2), so zeigt sich, daß bis zu Lösungsvolumina von  $0,6 - 0,8$  ml/g Boden die Ergebnisse sich durch eine Gerade hinreichend genau beschreiben lassen, um die Langmuir-Isotherme auf diesen Lösungsvolumen-Bereich anzuwenden. Die aus Abb. 2 sich ergebende Gerade ist in Abb. 1 gestrichelt eingetragen. Die mit dem Lösungsvolumen zunehmende Abweichung der experimentellen Punkte von der Geraden besagen, daß bei Lösungsvolumina über  $0,6 - 0,8$  ml/g Boden neben der der Langmuir-Isotherme folgenden Desorption von Kationen bzw. Salzen zusätzliche Kationenmengen in die Lösung übertreten. Ihr Betrag kann als Differenz zwischen berechneter Langmuir-Desorption und experimentellem Befund für jedes Lösungsvolumen ermittelt werden.

Die für die einzelnen Kationen sowie die Kationensumme bei den 4 Böden erhaltenen experimentellen Daten wurden entsprechend Abb. 2 graphisch und rechnerisch ausgewertet und sind in Abb. 3 in Form der Langmuir-Isothermen dargestellt. Die Isothermen für die einzelnen Kationen sind jeweils addiert, so daß die oberste Kurve gleichzeitig die Werte für die Kationensumme darstellt; die nahe der obersten Isotherme verlaufende gestrichelte Kurve repräsentiert die getrennt ermittelte Kationensumme-Isotherme, der übereinstimmende Verlauf beider Isothermen rechtfertigt die getrennte Ermittlung der Isothermen für die einzelnen Kationen. Über dem Abszissenpunkt  $t_{\infty}$  ist der Wert von  $S_t$  eingetragen. Die diagonal laufende gestrichelte Gerade stellt den über die Desorption zusätzlich in Lösung gegangenen Kationenbetrag dar. In der Darstellung repräsentiert eine Kurve Desorptionsvorgänge, eine parallel zur Abszisse verlaufende Gerade (Boden 2032) bzw. parallel der darunter befindlichen Isotherme verlaufende Kurve (Boden 2032 und 2034) einen reinen Verdünnungsvorgang, eine diagonal aufsteigende Gerade einen reinen Lösungsvorgang.

Tabelle 2

Charakterisierung der adsorbierten Kationen

Characterization of adsorbed cations

Boden	Kationensumme		Na		K		Ca		Mg		Al		
	a	$\frac{S_t}{\text{val/g}} \cdot T + U$	$\frac{S_t}{\% \text{ v. } AK_S}$	a	$\frac{S_t}{\% \text{ v. } Na_S}$	a	$\frac{S_t}{\% \text{ v. } K_S}$	a	$\frac{S_t}{\% \text{ v. } Ca_S}$	a	$\frac{S_t}{\% \text{ v. } Mg_S}$	a	$\frac{S_t}{\% \text{ v. } Al_S}$
2033	0,31	2,1	2,0	0,36	34	0,17	1,4	0,31	1,6	0,19	1,5	-	-
2034	0,05	2,3	1,2	0,19	20	0,49	1,9	0	0,9	0	1,8	-	-
2031	0,80	1,9	1,7	0,81	21	1,41	5,8	0,73	1,5	0,27	1,9	-	-
2032	0,25	2,4	4,0	0	43	0	2,3	0,45	19	0	23	0	1,8

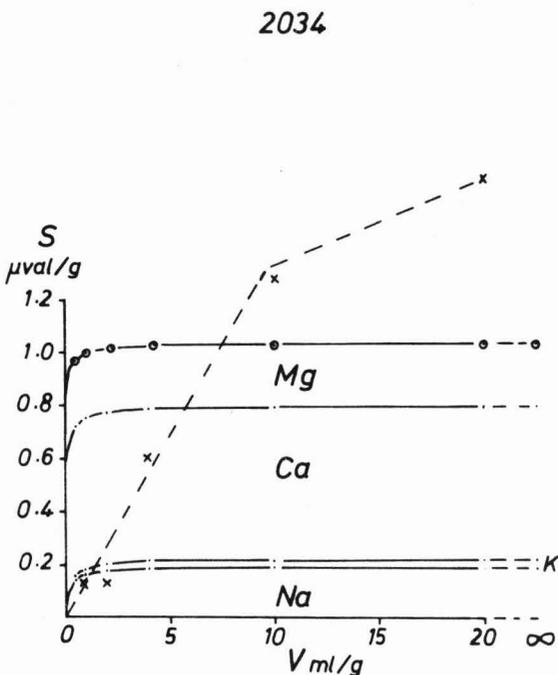
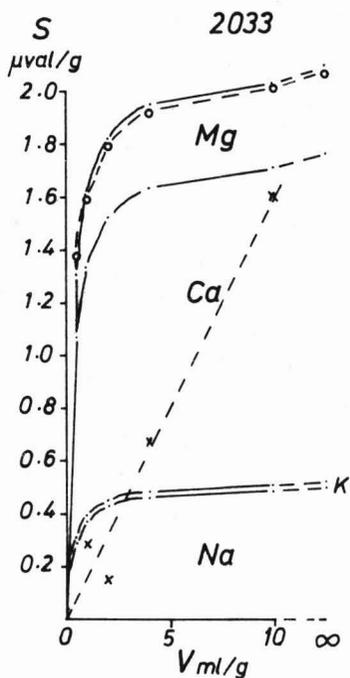
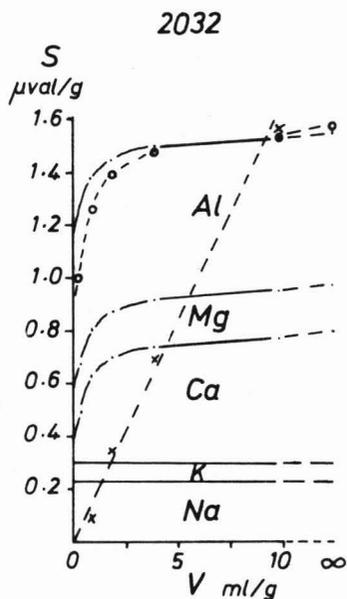
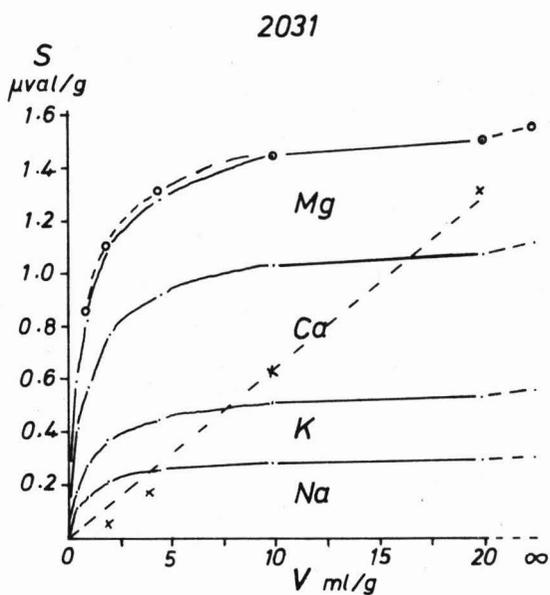
Demnach stammen die bei Lösungsvolumina über 0,6 bis 0,8 ml/g Boden zusätzlich in die Lösung übertretenden Kationen aus Lösungsvorgängen, die sich erst bei höheren Wasserzusätzen bestimmend auswirken und unter natürlichen Bedingungen keinen entscheidenden Einfluß auf die Zusammensetzung der Bodenlösung nehmen. Es ergibt sich daraus, daß Lösungsvolumina über 0,6 bis 0,8 ml/g Boden bei der Gewinnung der GBL zu vermeiden sind.

Entscheidend für die Zusammensetzung der GBL im Bereich geringer Lösungsvolumina sind die desorbierbaren Kationen, für die einige weitere Angaben in Tab. 2 zusammengestellt sind: Die Konstante  $a$  als Maß für die Sorptionsfestigkeit ( $a = 0$  entspricht einem reinen Verdünnungsvorgang; je größer  $a$ , desto stärker ist die Salzadsorption an den Bodenoberflächen), sowie die Gesamtmenge an desorbierbaren Kationen  $S_t$  und zwar bezogen auf den Ton- + Schluffgehalt bzw. auf die Gesamtmenge an mit  $n \text{ NH}_4\text{Cl}$  austauschbaren Kationen. Die insgesamt desorbierbare Kationensumme ist offensichtlich abhängig vom Ton- + Schluffgehalt, sie beträgt im Mittel  $2,2 \mu\text{val/g}$  Ton + Schluff bei recht geringen Schwankungen zwischen den vier Bodenproben hinsichtlich der Menge, aber erheblichen Schwankungen hinsichtlich der Sorptionsstärke. Ausgedrückt in % der austauschbaren Kationen betragen die desorbierbaren Kationen bei der Kationensumme 1 bis 4 %, dagegen bei Na 20 bis 40 %. Bei dem am stärksten sauren Boden 2032 mit hoher Al-Belegung ist auch Ca und Mg mit rund 20 % des austauschbaren Ca und Mg erheblich zu den desorbierbaren Ionen verschoben.

Die in Abb. 3 und Tab. 2 zusammengestellten Ergebnisse lassen folgende Deutung zu:

1. Böden enthalten unabhängig vom pH-Wert eine desorbierbare Salzmenge in der Größenordnung von  $2 \mu\text{val/g}$  Ton + Schluff, durch die die Ionenkonzentration der BL reguliert wird. Bei Salzzusätzen (z.B. Düngung) steigt der desorbierbare Salzvorrat an (KHASAWNEH et al.). Diese Salzmenge dürfte sich in der

Abb. 3: Langmuir - Isothermen für die Kationen - Desorption in Abhängigkeit vom Lösungsvolumen  $V$



Doppelschicht der Teilchen der Ton- und Schluff-Fraktion befinden und mit den austauschbaren Kationen der Doppelschicht im Gleichgewicht stehen. Dadurch erklärt sich, daß 2. die Relation zwischen austauschbaren und desorbierbaren Kationen um so mehr zu den desorbierbaren Kationen verschoben ist, je geringer die Bindungsintensität der austauschbaren Kationen ist (Na bei allen Böden, Ca und Mg bei hoher Al-Belegung, K proportional dem K-Sättigungsgrad).

3. Die Stärke der Adsorption ist bei den verschiedenen Böden und den verschiedenen Kationen unterschiedlich, jedoch lassen sich die Unterschiede aufgrund der durchgeführten Untersuchungen nicht erklären.

4. Die Existenz einer adsorbierten Salzmenge steht nicht im Widerspruch zu dem z.B. von LAGERWERFF (1964) experimentell bewiesenen Phänomen der negativen Salzadsorption in der Doppelschicht, wonach die Salzkonzentration in unmittelbarer Nachbarschaft kolloidaler Teilchen stets kleiner ist als in der Gleichgewichtslösung. Die Salzmenge von 2  $\mu\text{val/g}$  Ton + Schluff stellt den Betrag dar, der sich bei trockenem Boden, also fehlender Gleichgewichtslösung, im Adsorptionswasser befindet. Bei Befeuchtung, also Zunahme des Kapillarwassers, gehen entsprechend der Langmuir-Isotherme Teile dieser Salzmenge in Lösung, wobei stets die Bedingung erfüllt sein kann, daß die Salzkonzentration in der Gleichgewichtslösung größer als in der Doppelschicht ist.

## 2. Schofield'sche Potentiale (SP)

Bei Bestimmung von n Kationen in der GBL ergeben sich die in Tab. 3 für Boden 2032 Verfahren A zusammengestellten n · (n-1) SP, die sich in einer Matrix anordnen lassen. In der Matrix unterscheiden sich die in der linken Hälfte aufgeführten SP nur durch das Vorzeichen von den in der rechten Hälfte stehenden, so daß im Folgenden nur die rechts stehenden SP betrachtet werden sollen.

Abb. 4: Schofield'sche Potentiale Boden 2033

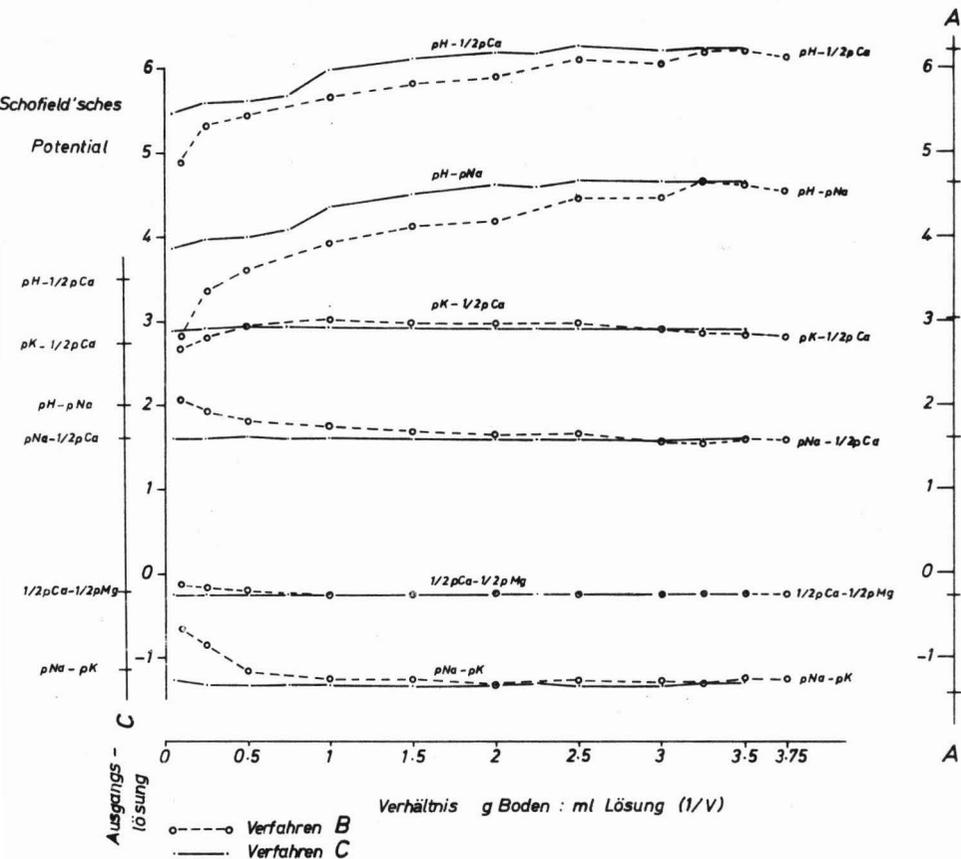


Abb. 5: Schofield'sche Potentiale Boden 2034

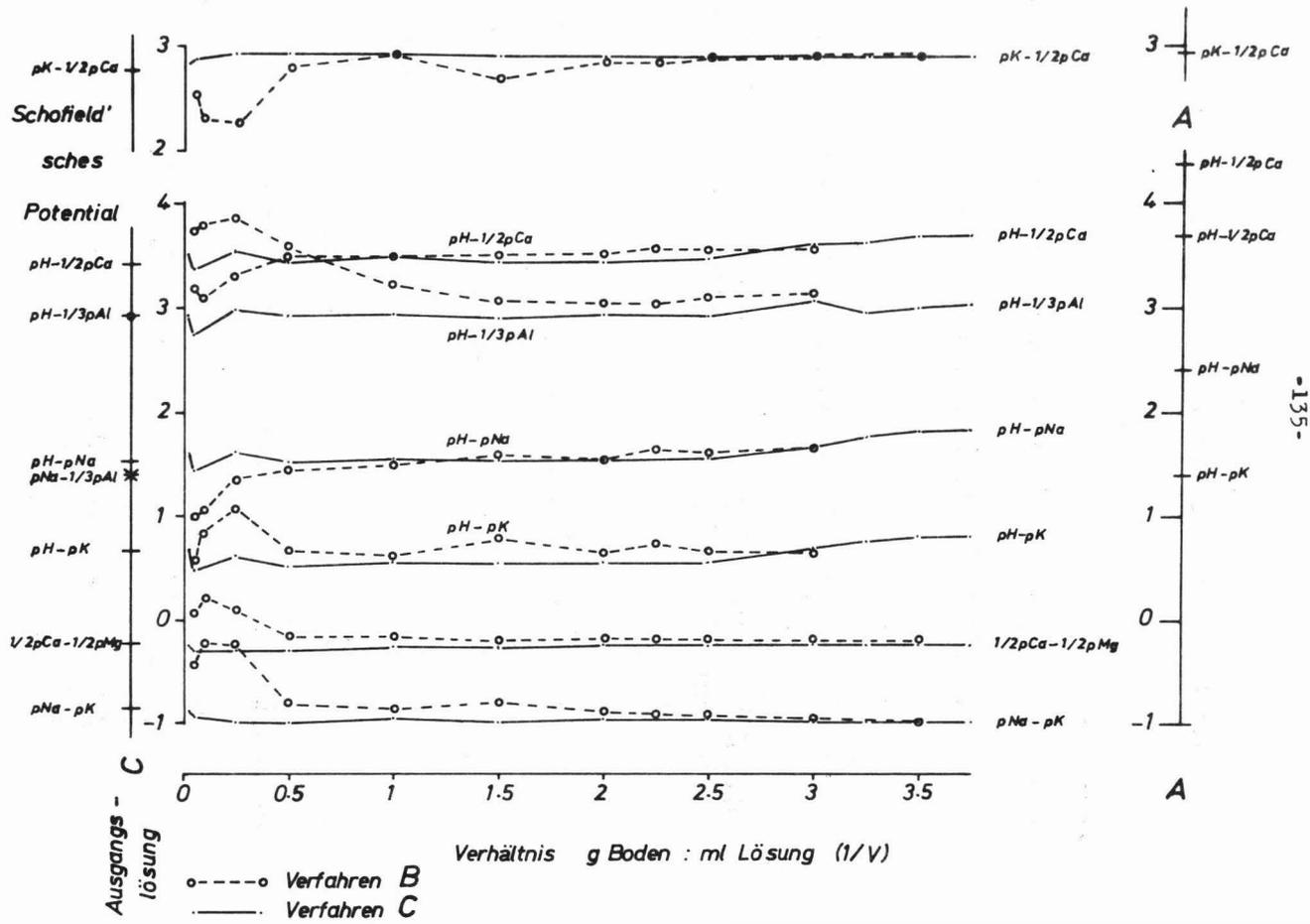


Abb. 6: Schofield'sche Potentiale Boden 2031

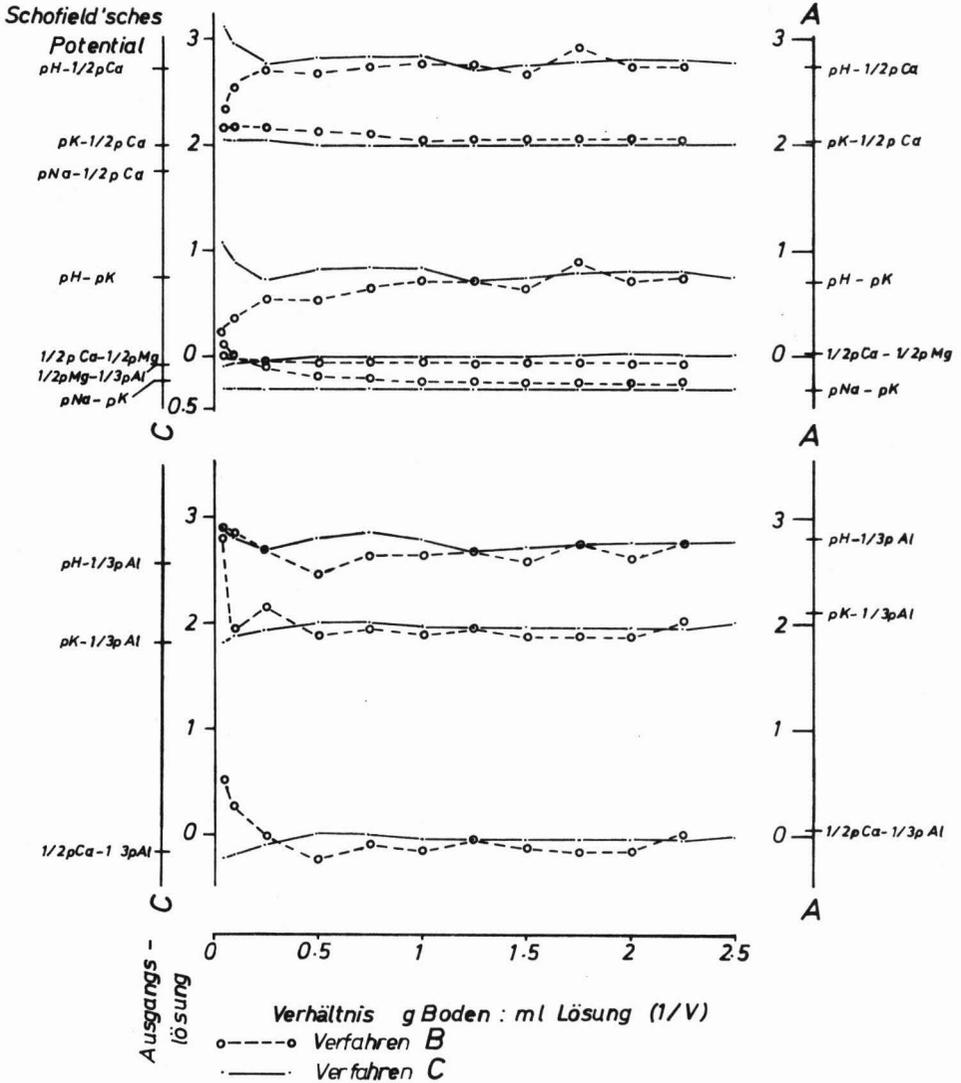
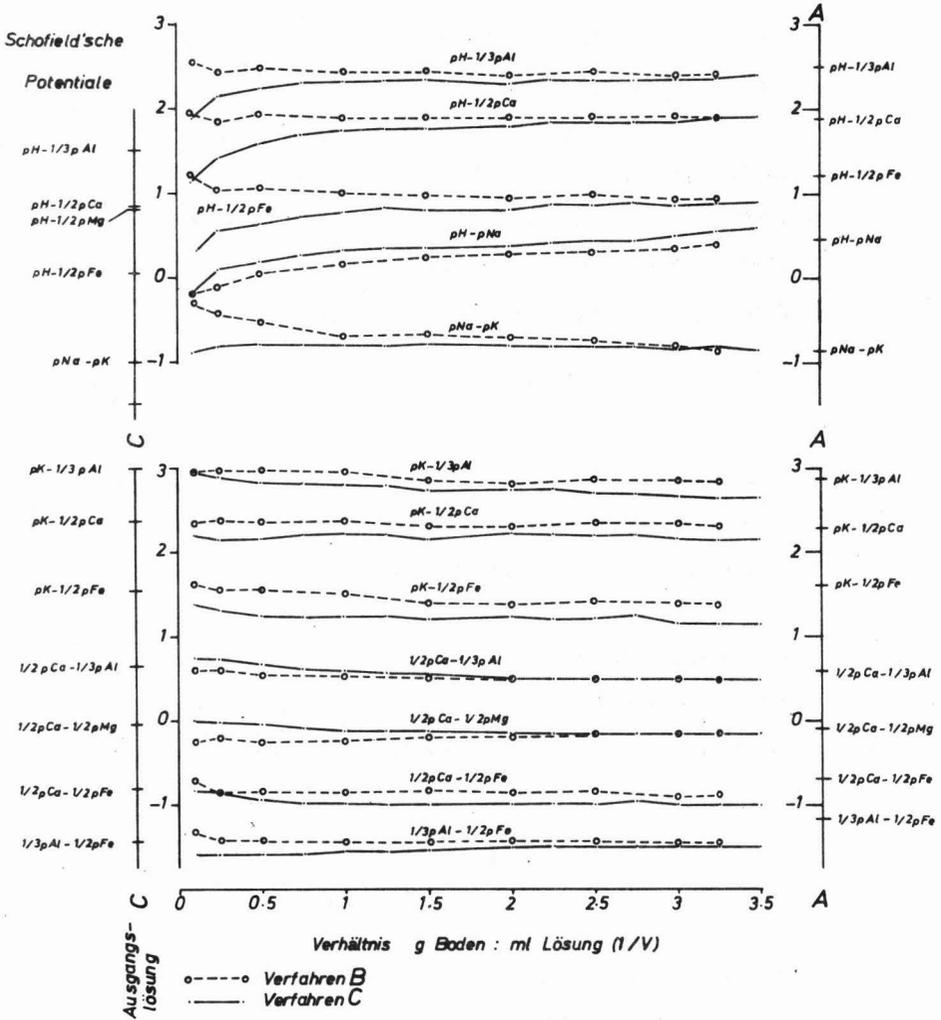


Abb. 7: Schofield'sche Potentiale Boden 2032



Tab. 3: Matrix der Schofield'schen Potentiale  
(Boden 2032 Verfahren A)

	-pH	-pNa	-pK	-1/2pCa	-1/2pMg	-1/3pAl	-1/2pFe
pH-		0,45	-0,39	1,88	1,79	2,49	1,21
pNa-	-0,45		-0,85	1,43	1,34	2,05	0,76
pK-	0,39	0,85		2,28	2,18	2,88	1,61
1/2pCa-	-1,88	-1,43	-2,28		-0,09	0,61	-0,67
1/2pMg-	-1,79	-1,34	-2,18	0,09		0,70	-0,58
1/3pAl-	-2,49	-2,05	-2,88	-0,61	-0,70		-1,28
1/2pFe-	-1,21	-0,76	-1,61	-0,67	0,58	1,28	

Die Ergebnisse sind in den Abb. 4-7 und Tab. 4 zusammengestellt.

In den Abbildungen wurde als Abszissenmaßstab der besseren Übersichtlichkeit wegen der Kehrwert des Lösungsvolumens  $V$  verwendet. Die gestrichelten Kurven geben die SP wieder, die nach Verfahren B (Reihe mit steigendem Wasserzusatz) erhalten wurden, die durchgezogenen Linien entsprechen Verfahren C (Reihe mit steigendem Zusatz von Gleichgewichtslösung). Die SP der für Verfahren C als Gleichgewichtslösung verwendeten Lösung sind auf der linken Ordinate abgetragen, die nach dem Verfahren A (Sättigungsextrakt) gewonnenen SP auf der rechten Ordinate. Tab. 4 enthält die Ergebnisse der statistischen Verrechnung; angegeben sind für Lösungsvolumina  $\leq 1$  ml/g Boden die Durchschnittswerte  $\bar{x}$ , die Standardabweichung zwischen Parallelen  $S_p$  und die Standardabweichung zwischen Lösungs-

Mittelwerte und Streuungserlegung der Schofield'schen Potentiale für Lösungsvolumina 1 ml/g Boden

$S_e$ : Standardabweichung zwischen Parallelen;  $S_z$ : Standardabweichung zw. Lösungsvolumina

Boden	2033			2034			2031			2032		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
pH-pNa	4,61	4,38	4,58	2,42	1,60	1,65	1,00	0,97	1,09	0,45	0,30	0,43
pH-pK	3,17	3,09	3,25	1,39	0,68	0,67	0,69	0,74	0,78	-0,39	-0,44	-0,37
pH- $\frac{1}{2}$ pCa	6,21	6,00	6,17	4,32	3,53	3,55	2,73	2,78	2,80	1,88	1,83	1,82
pH- $\frac{1}{2}$ pMg	5,99	5,75	5,91	4,16	3,34	3,30	2,76	2,73	2,82	1,79	1,73	1,69
pH- $\frac{1}{3}$ pAl				3,70	3,11	2,97	2,80	2,66	2,73	2,49	2,43	2,35
pH- $\frac{1}{2}$ pFe										1,21	0,97	0,84
$S_z$	-	0,083	-	-	0,096	-	-	0,080	-	-	0,021	-
$S_e$	0,051	0,228	-	0,285	0,033	-	0,013	0,070	-	0,013	0,032	-
pNa-pK	-1,44	-1,29	-1,33	-1,03	-0,93	-0,99	-0,31	-0,24	-0,31	-0,85	-0,74	-0,80
pNa- $\frac{1}{2}$ pCa	1,60	1,63	1,58	1,90	1,93	1,90	1,73	1,79	1,70	1,43	1,53	1,39
pNa- $\frac{1}{2}$ pMg	1,38	1,37	1,33	1,75	1,73	1,64	1,76	1,75	1,72	1,34	1,43	1,26
pNa- $\frac{1}{3}$ pAl				1,28	1,50	1,31	1,80	1,68	1,64	2,05	2,13	1,92
pNa- $\frac{1}{2}$ pFe										0,76	0,67	0,41
pK- $\frac{1}{2}$ pCa	3,04	2,91	2,92	2,93	2,85	2,89	2,04	2,04	2,01	2,28	2,26	2,19
pK- $\frac{1}{2}$ pMg	2,82	2,66	2,67	2,77	2,66	2,63	2,07	1,99	2,03	2,18	2,17	2,06
pK- $\frac{1}{3}$ pAl				2,31	2,42	2,30	2,10	1,92	1,95	2,88	2,87	2,72
pK- $\frac{1}{2}$ pFe										1,61	1,47	1,21
$\frac{1}{2}$ pCa- $\frac{1}{2}$ pMg	-0,22	-0,25	-0,25	-0,15	-0,19	-0,26	0,03	-0,05	0,02	-0,09	-0,09	-0,14
$\frac{1}{2}$ pCa- $\frac{1}{3}$ pAl				-0,62	-0,42	-0,58	0,06	-0,11	0,06	0,61	0,61	0,52
$\frac{1}{2}$ pCa- $\frac{1}{2}$ pFe										-0,67	-0,86	-0,99
$\frac{1}{2}$ pMg- $\frac{1}{3}$ pAl				-0,46	-0,24	-0,33	0,03	-0,07	-0,08	0,70	0,70	0,66
$\frac{1}{2}$ pMg- $\frac{1}{2}$ pFe										-0,58	-0,76	-0,85
$\frac{1}{3}$ pAl- $\frac{1}{2}$ pFe										-1,28	-1,46	-1,51
$S_z$	-	0,022	-	-	0,063	-	-	0,031	-	-	0,024	-
$S_e$	0,049	0,049	-	0,092	0,061	-	0,020	0,028	-	0,017	0,049	-

volumina  $s_z$ . Da die Streuungen innerhalb der in Tab. 4 aufgeführten beiden Gruppen recht einheitlich sind, wird auf die Streuungsangabe bei den einzelnen SP's verzichtet.

#### Boden 2033:

Wie Abb. 5 zeigt, sind 0,5 pCa-0,5 pMg und pNa-pK bis auf niedrige Werte für  $1/V$  ziemlich unabhängig vom Verfahren, so daß in Abb. 5 folgende SP nicht aufgenommen wurden: pH-0,5 pMg (parallel zu pH-0,5pCa), pH-pK (parallel zu pH-pNa), pK-0,5 pMg, pNa-0,5 pCa und pNa-0,5 pMg (alle drei parallel zu pK-0,5 pCa mit Abweichungen entsprechend der Differenzen zwischen pNa-pK und 0,5 pCa-0,5 pMg).

Bei diesem sehr schwach carbonathaltigen Boden gelang es nicht, die für das Verfahren C hergestellte Gleichgewichtslösung auf den erforderlichen pH-Wert zu bringen, so daß die auf pH bezogenen Potentiale in der zugesetzten Gleichgewichtslösung um rund 2 Einheiten niedriger liegen als nach Verfahren A. Bei geringen Lösungsvolumina ( $1/V = g \text{ Boden} : ml \text{ Lösung} \geq 1,5-2$ ) stellt sich das Gleichgewicht wie bei Verfahren A ein; je höher der Lösungszusatz, um so mehr nähern sich die SP dem Wert der Ausgangslösung an. Bei Wasserzusatz ergeben sich nur noch bei Werten von  $1/V > 3,25$  konstante Werte für die auf pH bezogenen Potentiale; bei höheren Lösungsvolumina fallen die Potentiale stärker ab als bei Zusatz von Gleichgewichtslösung, wobei zwischen den Parallelen erhebliche Streuungen auftreten (Tab. 4). Ursache für die Streuung wie für die mangelnde Konstanz der auf pH bezogenen Potentiale bei höheren Lösungsvolumina sind die Lösungsgleichgewichte des  $CO_2$ , die durch den Kontakt zwischen Versuchsgefäß und Atmosphäre unkontrollierbar beeinflußt werden. Abhilfe bietet das Arbeiten mit sehr geringem Lösungsvolumen ( $V < 0,5$  bis  $0,7 \text{ ml/g Boden}$ ).

Die auf pNa bezogenen Potentiale zeigen ab  $1/V > 1,5$  bis 2 ein zunehmendes Abweichen der nach Wasserzusatz bestimmten Werte von den nach Verfahren A und C, die praktisch konstant und identisch sind: Mit steigendem Lösungsvolumen sinkt die Na-Konzentration in der Lösung relativ zu den Konzentrationen der

anderen Ionen ab. Die Potentiale  $pK - 1/2 pCa$ ,  $pK - 1/2 pMg$  und  $1/2 pCa - 1/2 pMg$  sind bei geringer Streuung bis zu hohen Lösungsvolumina konstant und zwischen Verfahren B und C identisch (Tab. 4); die auf K bezogenen Potentiale weichen allerdings geringfügig (um 0,15) von den nach Verfahren A ermittelten Potentialen ab. Vielleicht spiegeln sich darin Änderungen im Aufweitungszustand der Illite während der Feuchtlagerung der Probe wider.

#### Boden 2034:

Nicht dargestellt werden:  $pH-0,5 pMg$  (vgl.  $pH-0,5 pCa$ ),  $pK-0,5 pMg$  (vgl.  $pK-0,5 pCa$ ),  $pNa-0,5 pCa$  und  $pNa-0,5 pMg$  (vgl.  $pK-0,5 pCa$  unter Berücksichtigung von  $pNa-pK$ ), die auf  $pAl$  bezogenen Potentiale mit Ausnahme von  $pH-0,33 pAl$ .

Der Boden liegt mit  $pH (H_2O) 5,65$  im Übergangsbereich zwischen Calciumbicarbonat- und Al-Pufferung. An der Kationenbelegung ist Ca noch mit 79 %, Al nur mit 2 % vertreten, doch läßt sich in der Bodenlösung Al, wenn auch in sehr geringen Konzentrationen (um  $2 \mu g\text{-atom/l}$ ), bestimmen. Dieser Boden ist hinsichtlich des  $CO_2$ -Einflusses auf den pH-Wert der Bodenlösung noch empfindlicher als der sehr schwach carbonathaltige Boden 2033 mit höherer desorbierbarer Salzmenge. Beim Verfahren A liegen wegen des guten Kontakts zur Luft beim Absaugen der Bodenlösung die pH-Werte mit starker Streuung um fast eine Einheit höher als beim Zentrifugieren der Bodenlösung (Verfahren B und C). Die hohe Streuung der pH-Werte beim Verfahren A spiegelt sich in der Streuung der auf pH bezogenen Potentiale wider (Tab. 4); der durch Gleichgewichtseinstellung mit der Luft erniedrigte  $CO_2$ -Partialdruck in den Bodenlösungen führt zu einer Erhöhung der auf pH bezogenen Potentiale um rund 0,8 Einheiten bei Verfahren A gegenüber Verfahren B. Verfahren B und C liefern dagegen identische Werte, die nach Verfahren B ermittelten Potentiale sind also als richtig zu betrachten.

Die auf  $pNa$  bezogenen Potentiale verhalten sich wie bei Boden 2033. Die auf  $pAl$  bezogenen Potentiale weisen verständlicherweise relativ große Standardabweichungen (bis 0,2 Einheiten) auf. Die übrigen Potentiale zeigen zwischen den drei Verfahren gute Übereinstimmung bei Lösungsvolumina  $\leq 0,7$  ml/g Boden.

Böden 2031 und 2032 (Streichungen in den Abb. 6 und 7 wie zuvor)

Es handelt sich um stärker saure Böden, deren Al-Sättigungsgrad bei 23 % (2031) bzw. 81 % (2032) liegt,  $\text{pH} (\text{H}_2\text{O}) < 5$ . Dementsprechend ist keine Beeinflussung des pH-Werts der Bodenlösung durch  $\text{CO}_2$ -abhängige Gleichgewichte mehr gegeben; die auf pH bezogenen Potentiale sind zwischen den verschiedenen Verfahren sehr ähnlich, die Standardabweichungen gering. Dies gilt nicht für Verfahren C bei Boden 2032, da die hergestellte Gleichgewichtslösung im pH-Wert zu niedrig lag. Größere Differenzen bestehen ferner bei den auf pFe bezogenen Potentialen (Boden 2032), wohl wegen der vom Luftsauerstoff beeinflussten Redoxgleichgewichte. Bei Boden 2032 treten ferner Abweichungen bis 0,26 Einheiten bei den auf pNa und pK bezogenen Potentialen auf, was darauf zurückgeführt werden kann, daß diese Kationen entsprechend Abb. 3 bzw. Tab. 2 bei diesem Boden nicht adsorbiert sind, sondern bei Wasserzusatz einer reinen Verdünnung unterliegen. Da beide Kationen sich gleichartig verhalten, ist die Übereinstimmung der verschiedenen Verfahren beim Potential pNa-pK sehr gut, zumindest bei geringen Lösungsvolumina.

3. Äquivalentbrüche

Da die Ionenkonzentrationen in g-ion oder val/l vom Lösungsvolumen V abhängig sind und die Schofield'schen Potentiale die Lösungszusammensetzung in der Form von Ionenverhältnissen nur relativ charakterisieren, bleibt die Frage nach einem für manche Vergleichszwecke wünschenswerten Lösungsvolumen-unabhängigen Konzentrationsmaß. Als solches bieten sich die Äquivalentbrüche  $X_i^L$  an, bei denen die Konzentration des Ions i (in val/l) ausgedrückt wird als Anteil an der Summe der Äquivalentkonzentrationen aller Kationen in der Lösung. In Abbildung 8a-d sind die Äquivalentbrüche der verschiedenen Ionen als Funktion des Kehrwerts des Lösungsvolumens V für  $V < 1$  aufgetragen. Die Abbildungen lassen zwar in der Regel Tendenzen in der Abhängigkeit der Äquivalentbrüche vom Lösungsvolumen erkennen, doch sind die Änderungen in keinem Fall so groß, daß dadurch der Vergleich der

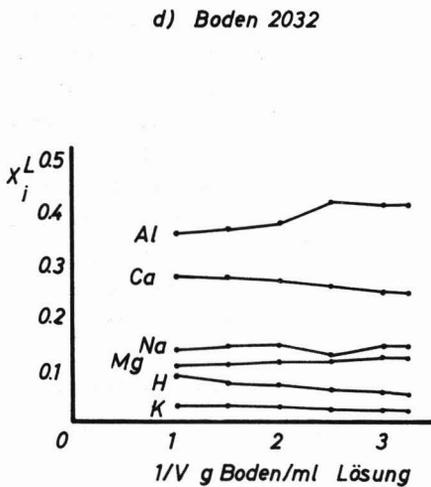
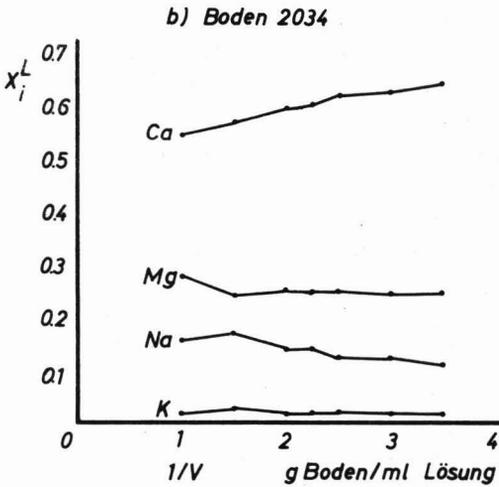
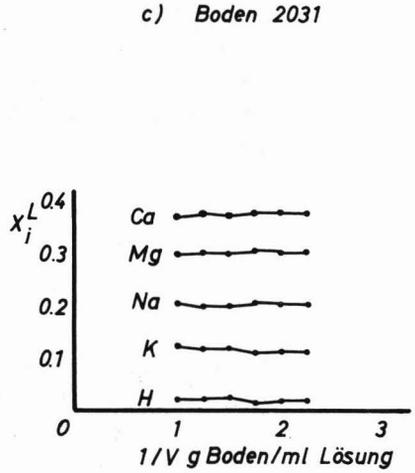
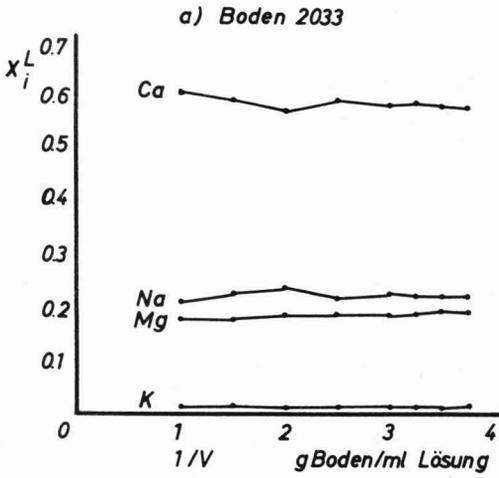


Abb. 8 Äquivalentbrüche in der Bodenlösung  $x_i^L$   
in Abhängigkeit vom Lösungsvolumen

vier verschiedenen Böden beeinträchtigt würde. Man kann demnach die bei Lösungsvolumina  $< 1$  ml/g Boden ermittelten Äquivalentbrüche als ein in erster Annäherung Lösungsvolumen-unabhängiges Konzentrationsmaß betrachten und entsprechend verwenden.

### D i s k u s s i o n

Die Untersuchungen zeigen, daß die Hauptfehlerquelle bei der Ermittlung der Schofield'schen Potentiale in der Veränderung der  $\text{CO}_2$ - (und  $\text{O}_2$ -) Gleichgewichte bei Abtrennung der GBL vom Boden liegen. Während sich Veränderungen im  $\text{O}_2$ -Partialdruck der Lösung nur auf die (sowieso nur in sehr stark sauren Böden analytisch erfaßbare) Fe-Konzentration in der Lösung auswirkt, sind von Veränderungen des  $\text{CO}_2$ -Partialdrucks alle auf pH bezogenen Potentiale besonders in schwach sauren, weniger in den besser gepufferten carbonathaltigen Böden betroffen, während alle anderen Potentiale nicht davon berührt werden. Der Fehler läßt sich jedoch durch Minimalisierung des Kontakts zwischen Luft und GBL, z.B. bereits durch Ersetzen des Absaugens durch Zentrifugieren, ausreichend beseitigen. Stärker saure Böden, deren pH nicht mehr durch Bicarbonatdynamik, sondern durch Al-Dynamik geregelt wird, weisen diesen Fehler nicht auf.

Die zweitgrößte Fehlerquelle ist die Verwendung eines zu großen Lösungsvolumens. Das Lösungsvolumen sollte Werte von 0,5 bis 0,7 ml/g Boden nicht übersteigen, da mit abnehmender Lösungskonzentration der Bicarbonatfehler zunimmt und mit zunehmendem Lösungsvolumen der Vorrat an desorbierbaren Kationen rasch erschöpft wird. In diesem Fall nimmt die Lösungskonzentration an einwertigen Kationen, besonders Na, stärker ab als die an zweiwertigen Kationen, so daß alle entsprechenden Potentiale mit zunehmendem Lösungsvolumen ihren Zahlenwert immer stärker ändern.

Vermeidet man diese Fehlerquellen, so bietet der Sättigungs-extrakt ein zuverlässiges Mittel, um recht genaue Werte für die Schofield'schen Potentiale zu erhalten. Den Beweis für diese Behauptung liefert das Verfahren C: Soweit es gelang, die Gleichgewichtslösung entsprechend der beim Sättigungs-extrakt erhaltenen Konzentrationen und Potentiale herzustellen, erfuhren die SP dieser Lösung beim Zusatz zum Boden nur geringfügige Veränderungen, die 0,1 Einheiten selten übertreffen. Man muß demnach die mit dem Sättigungsextrakt erhaltenen Potentiale als richtig, d.h. als übereinstimmend mit den Potentialen in der Bodenlösung des feldfrischen Bodens betrachten.

Die Reproduzierbarkeit der Bestimmung der SP ergibt sich aus den in Tab. 4 angegebenen Standardabweichungen für das Verfahren A. Sie liegt mit 0,01 bis 0,1 Einheiten recht günstig, wenn man die höhere Streuung der auf pH bezogenen Potentiale des carbonathaltigen Bodens als vermeidbar fehlerhaft außer Betracht läßt.

#### Z u s a m m e n f a s s u n g

Bei vier humusarmen Böden unterschiedlichen pH-Werts wurden die Konzentrationen der verschiedenen Kationen in der Bodenlösung bei Lösungsvolumina zwischen 0,27 und 20 ml/g Boden nach 24-stündiger Gleichgewichtseinstellung bestimmt. Bis zu Lösungsvolumina von 0,6 bis 0,8 ml/g Boden werden die Kationenkonzentrationen in der Bodenlösung durch Salzdesorption bestimmt, bei höheren Lösungsvolumina werden Lösungsvorgänge bestimmend. Die Salzadsorption beträgt bei den vier Böden einheitlich um 2  $\mu\text{val/g}$  Ton + Schluff. Je geringer die Intensität der austauschbaren Bindung eines Kations, um so größer ist der Anteil, der nicht in austauschbarer, sondern in adsorbierter Form vorliegt.

Auf die Schofield'schen Potentiale hat die Verdünnung der Bodenlösung zumindest so lange keinen Einfluß, als die Kationenkonzentrationen der Bodenlösung durch Salzdesorption bestimmt wird. Der nach 24-stündiger Gleichgewichtseinstellung durch Absaugen oder Zentrifugieren gewonnene Sättigungsextrakt, bei dem das Lösungsvolumen 0,6 bis 0,8 ml/g Boden nicht überschritt, bietet daher eine zuverlässige Basis für die Ermittlung der Schofield'schen Potentiale. Als Fehlerquellen sind besonders die labilen Gasgleichgewichte von  $\text{CO}_2$  und  $\text{O}_2$ , die über Änderungen des  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Partialdrucks der Bodenlösung beim Kontakt mit Luft pH und pFe beeinflussen. Diese Fehlerquellen ausgeschlossen, lassen die Untersuchungen die Annahme zu, daß die Schofield'schen Potentiale mit einer Reproduzierbarkeit von 0,01 bis 0,1 Einheiten auf etwa 0,1 Einheiten genau ermittelt werden können.

L i t e r a t u r

- Fried, M. and Broeshart, H.: The Soil Plant System in Relation to Inorganic Nutrition.  
Academic Press, New York, pp. 152-167 (1967)
- Khasawneh, F.E. and Adams, F.: Effect of Dilution on Calcium and Potassium Contents of Soil Solutions.  
Soil Sci.Soc. Amer. Proc. 31, 172-176 (1967)
- Lagerwerff, J.V.: Extraction of Clay-Water Systems  
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 28, 502-506 (1964)
- Le Roux, J. and Summer, M.E.: Studies on the Soil Solution of Various Natal Soils.  
Geoderma 1, 125-130 (1967)
- Moss, P.: Some Aspects of the Cation Status of Soil Moisture. I. The Ratio Law and Soil Moisture Content.  
Plant and Soil 28, 99-113 (1963)
- Richards, L.A. ed.: Diagnosis and Improvement of Saline Alkali Soils. U.S.Dept.Agric. Handbook No. 60(1954)
- Ulrich, B.: Die Wechselbeziehungen von Boden und Pflanze in physikalisch-chemischer Betrachtung.  
Enke Verlag, Stuttgart (1961)
- Ulrich, B.: Kationenaustausch-Gleichgewichte in Böden.  
Z. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 113, 141-159 (1966)
- Ulrich, B. und Khanna, P.K.: Schofield'sche Potentiale und Phosphatformen in Böden.  
Geoderma 2, 65-77 (1968)

Methodical Investigations on cation content of soil  
solution and Schofield's potentials

by B. Ulrich and P. K. Khanna

S u m m a r y

In four soils of low carbon content and different pH the concentrations of the different cations in the soil solution are determined at solution volume between 0.27 and 20 ml/g soil after 24 hours equilibration. Up to solution volumes of 0.6 to 0.8 ml/g soil the cation concentration in the soil solution is determined by salt desorption, at higher solution volumes dissolution processes are governing. The salt adsorption amounts in the four soils to around 2  $\mu$ val/g clay + silt. The higher the intensity of the exchangeable binding of a cation, the greater is its fraction, which is present non in exchangeable, but in adsorbed form.

On Schofield's potentials the dilution of soil solution has no influence as long as the cation concentration in soil solution is determined by salt desorption. The saturation extract, obtained after 24 hours equilibration at solution volumes smaller than 0.6 to 0.8 ml/g soil by vacuum filtration or centrifugation is therefore a safe base for the determination of Schofield's potentials. Errors are caused mainly by the labile gas equilibria of  $\text{CO}_2$  and  $\text{O}_2$ , when in contact with air the  $\text{CO}_2$  and  $\text{O}_2$  partial pressures of the soil solution are changed and by this pH and pFe are affected. The investigation shows that avoiding these errors Schofield's potentials can be determined with a reproducibility of 0.01 to 0.1 unit and a accuracy of around 0.1 unit.

Reemtsma, J.B.:

**Beurteilung der Trophie durch Nadelanalysen**

**Göttinger Bodenkundliche Berichte 19, 149-165  
(1971)**



In der forstlichen Standorterkundung versteht man unter Trophie

"den gesamten, am Standort wirksamen Nährstoffkomplex organischer und mineralischer Natur. Dabei kommt den oberen Bodenhorizonten und der Humusform als Ausdruck des gesamten Nährstoffkreislaufs - insbesondere des Stickstoffhaushaltes - eine besondere Bedeutung zu, die in der Vegetation einschließlich der Wuchsleistung der aufstockenden Baumarten ihren repräsentativen Ausdruck findet. Indirekt wird mit der Trophie auch das Bodengefüge angesprochen.

Die Begriffe "eutroph", "mesotroph", "oligotroph" sind nicht unbedingt mit den bodenkundlichen Begriffen der guten, mittleren und geringen Basensättigung identisch." (FORSTLICHE STANDORTAUFNAHME).

Dieser Definition entsprechend wird die Trophie in den einzelnen Bundesländern nach unterschiedlichen Kriterien angesprochen. Teils wird der Beurteilung des Oberboden- und Humuszustandes, teils der pflanzensoziologischen Artenkombination, teils der Gesamtbeurteilung des Standortes und der Wuchsleistung des Bestandes bestimmendes Gewicht zugemessen.

In Zusammenhang mit der Nadelanalyse verliert der Begriff weiter an Aussagekraft, weil mit dieser Methode nur eine baumartbezogene "Trophie" bestimmt werden kann. Dies kann mit dem Begriff "Trophie" jedoch solange nicht beabsichtigt sein, wie dieser durch Wortbildungen wie eu-, meso- oder oligotrophe Braunerde als bodenspezifisches, baumartunabhängiges Merkmal charakterisiert wird.

Zu den Aussagen der Nadelanalyse einige Beispiele:

Es ist durchaus vorstellbar, daß ein ziemlich gut nährstoffversorgter Standort infolge konsequenter Anwendung der Streunutzung sehr schlechte bodenbiologische Zustände und N-Versorgung aufweist, mithin in seiner derzeitigen Verfassung als oligotroph und vielleicht sogar als dystroph bezeichnet werden müßte. Von der Nadelanalyse können wir hier wohl den Hinweis auf den dominierenden Stickstoffmangel erwarten, nicht aber gleichzeitig sichere Auskunft über das nachhaltige Angebot an anderen Nährstoffen. Der Standort kann also in der Nadelanalyse schlechter erscheinen als er ist.

Ferner:

Die Sande des Sprakensehler Sanders - und nicht nur diese - weisen bei minimalen Austauschwerten und geringen Silikatgehalten im Boden überwiegend fast ausreichende Nährstoffkonzentrationen in den Nadeln auf (REEMTSMA 1970), weil bei dem durch Schwächen der Wasserversorgung begrenzten Gesamtwachstum die wenigen vorhandenen Nährstoffe ausreichen, um die Konzentrationen in den Nadeln über die Mangelgrenzen hinaus ansteigen zu lassen. Der Standort kann also bei der Nadelanalyse überschätzt werden.

Und noch ein dritter Fall:

Einige der schwach staufeuchten Geschiebelehne des gleichen Gebietes zeigen in der Bodenanalyse durchaus befriedigende Magnesiumgehalte. Die **aufstockenden** Fichtenbestände guter bis sehr guter Leistung weisen jedoch nadelanalytisch recht schwache Magnesiumversorgung auf (REEMTSMA a.a.O.). Hier ist der Nährstoff also im Boden zwar vorhanden, für die wenig wurzelaktive Fichte aber baumartspezifisch nicht erreichbar.

Wir sehen hieraus, daß die Beziehungen zwischen den Bodennährstoffen und den Nährstoffkonzentrationen der Nadeln nicht so eng sein können, wie wir es uns wünschen würden.

Dies gilt nach bisheriger Kenntnis sowohl für die Gesamtnährstoffe des Bodens als auch für die nach der einen oder anderen Methode ermittelten, sogenannten "verfügbaren" Nährstoffe, es resultiert aber auch aus den Konzentrationswerten der Nadeln, die als relative und rein qualitative Meßgrößen in einem recht unterschiedlichen Verhältnis zu quantitativen Werten - also z.B. der Gesamtnadelmasse je ha, möglichst noch gewogen mit der Assimilationsintensität - stehen können. Die Ermittlung des 1000-Nadel-Gewichtes ist hier nur eine unvollständige Hilfsmaßnahme, weil wir nach den Ergebnissen am Düngungsversuch Örrel annehmen müssen, daß das Verhältnis von 1000-Nadel-Gewicht zu Gesamtbenadelung sehr unterschiedlich und zeitlich wechselnd sein kann (SEIBT et.al. 1968).

Es überrascht somit nicht, daß REHFUESS in seiner jüngsten Untersuchung von Weißtannen des Ostschwarzwaldes und des Bayerischen Waldes zwar Beziehungen zwischen den Nadelspiegelwerten und der Leistung ( REHFUESS 1967, 1968), nicht jedoch zwischen diesen Werten und den Bodennährstoffen ermitteln konnte (REHFUESS 1969). Lediglich die Beziehung Leistung zu C/N-Verhältnis war mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,38 noch signifikant, jedoch zeigt dieses Bestimmtheitsmaß, daß der Schluß von den Nadelspiegelwerten auf das C/N-Verhältnis im Einzelfall zu riskant wäre.

Wir können daraus ersehen, daß es durchgehende allgemeine oder auch nur baumartspezifische Beziehungen zwischen Bodennährstoffen und Nadelspiegelwerten oder zwischen Bodennährstoffen und Leistung nicht gibt oder - anders gesagt - daß die Nadelanalyse zur Ansprache des Gesamtkomplexes der Bodennährstoffe nichts Generelles auszusagen vermag - also auch nichts über die einen Nährstoffspiegelwert bestimmenden Ursachen.

Gleichwohl finden sich in diesem Bereich erfreuliche Teilergebnisse. Die Untersuchungen der Münchener Schule - insbesondere von WEHRMANN (1959 b) - weisen immerhin bei Kiefer für den Stickstoff Beziehungen zwischen Leistung, Nadelspiegelwerten und Bodennährstoff auf - wobei der Bodenstickstoff wiederum durch das C/N-Verhältnis (mit  $r = 0,41$ ) charakterisiert wird.

Insbesondere aber hat HEINSDORF (1964) für grundwasserferne, jungdiluviale Sande des nordostdeutschen Tieflandes - allerdings an Kiefernkulturen - Beziehungen zwischen Totalnährstoffen des Bodens und Wuchsleistung ermittelt, die immerhin Bestimmtheitsmaße um und über 0,6 aufweisen - und dies für N, P, K, Ca und Mg. Die Beziehungen von Nadelspiegelwert zur Leistung waren allerdings auch hier deutlich enger mit Werten über 0,8, ausgenommen Ca und Mg. Demgemäß ist man in Eberswalde dazu übergegangen, die aktuelle Leistungsfähigkeit nach der N-Situation, die "potentielle" \*) nach den K-Gehalten zu beurteilen, wobei - so

\*) Als "potentielle" Leistung wird hier die Leistung auf ungestörtem, in natürlichem Gleichgewicht befindlichem Standort bezeichnet. Die Abweichungen der aktuellen Leistung beruhen meistens auf antropogenen Störungen des Oberboden- und Humuszustandes.

weit mir bekannt ist - sowohl Boden- als auch Nadelanalysen Verwendung finden können. Nach Bearbeitung mehrerer Düngungsversuche (HEINSDORF 1967 b) sowie einer Gliederung der Sande in früher 4, jetzt nur noch 3 Nährstoffklassen ergaben sich so enge Beziehungen, daß es möglich wurde, Düngungsempfehlungen nach diesen Untersuchungen für den Einzelbestand zu geben (KRAUSS, TÖLLE, mdl. Mitteilung).

Diese als nahezu optimal anzusehenden Ergebnisse können aber mit großer Wahrscheinlichkeit nicht auf andere Standorte und Wuchsbezirke übertragen werden. Sie gelten zunächst nur für die nordostdeutschen, also im wesentlichen die jungdiluvialen Sande (HEINSDORF 1967 b), die durch eine ganz bestimmte Zusammensetzung hinsichtlich Silikatgehalt und Bodenart charakterisiert sind, welche ihrerseits in Wasserhaushalt, Nährstoffhaushalt und Humusform zum Ausdruck kommt.

Unter Berücksichtigung der allgemeinen Tendenzen der Bodenentwicklung leuchtet ein, daß dort, nach dem Stickstoff, das Kalium die engsten Beziehungen zur Leistung zeigt und gleichzeitig, weil am Ton sorbiert, hinlänglich sicherer Anzeiger für die sekundäre Tonbildung, den Silikatgehalt und mithin auch den Gehalt an anderen Nährstoffen ist.

Ähnlich eindeutige Beziehungen sind weder im Alt-Pleistozän noch in den Mittelgebirgen zu erwarten. Die geologischen Verhältnisse hier bedingen so unterschiedliche Schichtungs-, Mischungs- und Strukturverhältnisse verschieden alter geologischer Materialien, daß der Schluß von K-Spiegelwerten auf die potentielle Leistungsfähigkeit noch nicht einmal als Arbeitshypothese zulässig wäre. Ob das von WITTICH (SEIBT-WITTICH 1965) zur Einschätzung der Alterungsprozesse im Pleistozän herangezogene Kalk/Kali-Verhältnis - übertragen auf Nadelanalysen - hier Ergänzungen liefern könnte, ist einstweilen noch offen.

Diese besonders für die mineralischen Nährstoffe, also die potentielle Leistungsfähigkeit, zu machenden Einschränkungen über die Aussagekraft der Nadelanalyse haben für die aktuelle Leistungsfähigkeit insoweit geringeres Gewicht, wie diese von Bodenstickstoff und C/N-Verhältnis begrenzt wird. Es kann ver-

mutet werden, daß die bei den bisherigen Untersuchungen aufgefundenen, engeren Beziehungen zum Bodenstickstoff nicht zuletzt dadurch zu erklären sind, daß Stickstoff in den meisten Fällen der wuchsbegrenzende Faktor ist (WEHRMANN 1959 b, HEINSDORF 1964). Die in diesen Untersuchungen aufgefundenen Beziehungen von Bodennährstoff bzw. C/N-Verhältnis zu Spiegelwert in den Nadeln oder Wuchsleistung mögen zudem statistisch mehr oder minder gut gesichert sein. Eine Einschätzung des Bodenstickstoffs aus der Bestimmung der Nadelspiegelwerte dürften sie aber im Einzelfalle kaum zulassen, weil sie keine kausalanalytische Aussage enthalten.

Günstiger wird der Aspekt, wenn wir unter Trophie nicht so sehr den Gesamtkomplex der Nährstoffe im Boden verstehen, sondern uns mit der Wuchsleistung der Bäume als repräsentativem Ausdruck für die Trophie zufrieden geben.

Sowohl die Formulierungen in der Schrift "FORSTLICHE STANDORT-AUFNAHME" (1966) wie auch der spezifische, forstlich-praktische Zweck unserer Kartierung würden ein solches Vorgehen wohl rechtfertigen. Jedoch müssen wir uns darüber im klaren sein, daß dies eine weitgehend andere Betrachtungsweise ist - gerade für die Beurteilung der Standorte im Rahmen der Kartierung.

Aus forstlicher Sicht ist die Bestandesleistung wesentlicher repräsentativer Ausdruck aller Wachsfaktoren, also auch der Ernährungsfähigkeit eines Standortes für den Bestand. Die Bodennährstoffe repräsentieren ihrerseits aber nicht die Bestandesleistung, da sie nur einen Teilaspekt darstellen und demgemäß auch nur unbefriedigende Korrelationen zur Leistung aufweisen.

Mit der Wuchsleistung der Bäume korrelativ verbunden ist jedoch ihre Ernährungssituation, wie wir sie mit Hilfe der Nadelanalyse zu erfassen suchen. Hier sind die übrigen Wuchskonstellationen (bedingt) mit erfaßt.

In der logischen Verknüpfung muß wohl die Nährstoffversorgung der Nadeln als repräsentativer Ausdruck der Ernährungsfähigkeit des Standortes - nicht der Gesamtnährstoffe des Bodens -

angesehen werden und die Nährstoffversorgung der Nadeln findet ihrerseits repräsentativen Ausdruck in der Bestandesleistung. Es handelt sich also um Stufen zunehmender Repräsentation und zugleich Integration der Wachsfaktoren von Bodenanalyse über Nadelanalyse zur Ertragsmessung.

Würden wir uns demgemäß entschließen, die Nährstoffversorgung der Assimilationsorgane als repräsentativen Ausdruck der Ernährungskraft eines Standortes anzusehen und sie zugleich als repräsentativen Ausdruck der "Trophie" zu definieren, dann würde die Nadel- bzw. Blattanalyse zum nahezu einzigen legitimen, analytischen Mittel der Trophieansprache überhaupt.

Dem entsprechen die Ergebnisse fast aller Erhebungsuntersuchungen über die Beziehungen zwischen Nadelspiegelwerten und Leistung, dem entspricht der häufige Mangel an solchen Beziehungen zwischen Bodennährstoffen und Leistung, sowie die nicht eben neue Erkenntnis, daß unsere bisherigen Bodenuntersuchungsmethoden meistens keine befriedigenden Voraussagen über die Leistung bestimmter Baumarten zulassen.

Andererseits dürfen wir aber auch die Einschränkungen nicht übersehen, die diesem Hilfsmittel "Nadelanalyse" anhaften und die zum Teil nicht zu überwinden sind.

## Zur Methodik der Nadelanalyse.

Hier herrscht trotz der erheblichen Anzahl von Untersuchungen noch immer bedauerliche Unklarheit. Wir benutzen zur Analyse meistens einjährige Winternadeln vom obersten Quirl, obwohl diese keineswegs als besonders typisch für die Gesamtbenadelung gelten können.

So wissen wir, daß der oberste Quirl eine besonders exponierte Position hat,

wissen, daß die positionsabhängigen Streuungen innerhalb eines Baumes fast so groß sein können wie die Streuungen innerhalb ganzer Bestände (STREBEL 1961),

wissen, daß diese Konzentrationsunterschiede in den obersten Kronenteilen am stärksten auftreten, ohne sich mit kalkulierbarer Regelmässigkeit innerhalb der Krone zu entwickeln (STREBEL a.a.O., anders jedoch HEINSDORF 1967 a),

wissen, daß die Herbst- und Wintermonate mit ihrer geringen Assimilationstätigkeit wohl kaum repräsentativ sein können für die wachstumsbestimmende Vegetationszeit (WEHRMANN 1959 a).

Wir wissen aber nicht, in welchem zahlenmäßigen Zusammenhang die assimilierende und mithin für die Wuchsleistung relevante Nadelmasse durch das hier untersuchte, allenfalls 1 bis 5 %/o ausmachende Teilkollektiv repräsentiert wird,

wissen nicht, welchem Umfang systematische Untersuchungen beispielsweise über die Trophie bestimmter Standortserien haben müßten,

wissen nichts über die Aussagekraft mehrjähriger Untersuchungen oder die statistische Bewertung der Analyse mehrerer Nadeljahrgänge.

Daß wir uns auf die von WEHRMANN (1959 a) für Einzelbestände ermittelten Stammzahlen praktisch - außer N und P - nicht einlassen können, müssen wir unterstellen.

So sehr wir wohl überzeugt sein können, daß die inhaltliche Tendenz der bisherigen Untersuchungsergebnisse richtig ist, so sehr müssen wir einsehen, daß wir unser Hilfsmittel, die Nadelanalyse zwar in üblicher und konventioneller Weise, jedoch nicht in einer - objektbezogen - wirklich logischen Weise einsetzen.

## Zur Auswertung der Nadelanalyse.

Während - wie erwähnt - bei Gebietserhebungen die Beziehungen zwischen Leistung und Spiegelwerten teilweise erfreulich eng sind - im statistischen Gebrauch also - tritt bei der Untersuchung von Einzelbeständen stets eine Vielzahl von Unwägbarkeiten auf, die uns eine sichere Aussage sehr erschwert. Wie differenziert solche Fragen sein können, hat WITTICH in den gemeinsamen Arbeiten mit HAUSSER (1969) demonstriert. Wenn die Verhältnisse auch nicht immer so kompliziert zu sein brauchen wie dort, so zeigt doch fast jede Erhebung Ausreißer aus dem statistisch sicheren Rahmen, die allein mit der Nadelanalyse kaum aufzudecken sind.

Zudem gibt uns die Nadelanalyse, solange wir sie aus technischen Gründen stets nur auf einen unbekannt kleinen Anteil der Gesamtnadelung stützen - auch ungeachtet der Zweifel an der Repräsentativität der Probenahme - stets nur einen relativen Ausdruck für die Ernährungsverhältnisse. Relativer Nährstoffmangel fast gleichen Ausmaßes kann aber in allen Leistungsklassen auftreten. Umgekehrt kann ein fast ausgeglichenes, mangelfreies Nährstoffniveau schon bei nur mittleren Leistungsklassen auftreten (REEMTSMA, a.a.O.).

Auch wenn wir also auf der Grundlage einer zweckentsprechenden Methodik und einer gegenüber dem heutigen Stand noch verfeinerten Auswertungs- und Beurteilungsweise zu einer weitgehenden Interpretation nadelanalytischer Werte in der Lage wären, blieben auch die empirische und/oder analytische Beurteilung des Bodens und die Ermittlung der Bestandesleistung wesentliche Faktoren der Trophieansprache.

Wir können zudem Aussagen stets nur für vorhandene Bestände machen, können jedoch weder auf die Ernährung der gleichen Baumart auf anderen Flächen noch einer anderen Baumart auf der untersuchten Fläche schließen.

## Zur Anwendung der Nadelanalyse.

Im Versuchswesen und in Erhebungsuntersuchungen hat sich die Nadelanalyse soweit durchgesetzt, daß über ihre Anwendung prinzipiell nicht mehr diskutiert zu werden braucht. Dabei handelt es sich im Versuchswesen bisher überwiegend um den Vergleich zwischen gedüngten und ungedüngten Flächen, aber auf einheitlichem Standort und mit einer Baumart, und dies mit einer Untersuchungsintensität, die für großflächige Arbeiten nicht diskutabel sein kann. Bei Erhebungsuntersuchungen werden im Gegensatz hierzu statistische Beziehungen zwischen Leistung, Nadelspiegelwerten und Bodennährstoffen gesucht - letzteres meistens ohne Erfolg. Hier geht es also um großräumige Zusammenhänge, die statistisch um so sicherer werden, je höher die Probenzahl ist und je häufiger ein bestimmtes Element - eben der Stickstoff - als Minimumfaktor enge Beziehungen zur Leistung aufweist.

In der Standortkartierung suchen wir jedoch nicht nach der großräumigen, statistischen Beziehung - wie in Erhebungsuntersuchungen - noch können wir uns den Analysenaufwand der versuchsmäßigen Bearbeitung leisten. Wir können also, in Abwandlung einer Redewendung, das eine nicht tun und müssen das andere doch lassen.

Wir suchen eine Methode, um einerseits die "potentielle" Leistungsfähigkeit ganzer Standortserien für die infrage kommenden Baumarten einzuschätzen - und dies möglichst großflächig - und andererseits die Differenz zwischen aktueller und potentieller Leistung zu erfassen und zu begründen - und zwar am Einzelbestand.

Welche Möglichkeiten zeigen sich nach den bisherigen Erkenntnissen und Einschränkungen für eine sinnvolle Anwendung der Nadelanalyse zur Standorterkundung und Trophieansprache?

Nach eigenen Eindrücken bei der Standortkartierung - allerdings nur in Teilbereichen des nordwestdeutschen Diluviums (warthestadium) - halte ich folgenden Weg für gangbar, wenn auch langwierig:

a) Gliederung der bei uns forstamtsweise ausgeschiedenen Standorttypen in überörtliche Typenserien.

Innerhalb der Forstämter ist dies mit der Bildung von Standorttypenreihen teilweise bereits geschehen, wobei Gliederungen nach dem geologischen Material (Geschiebelehm, Sander, Flottsand), nach der Qualität des Materials (reichere, mittlere, ärmere Sande) und nach Spezialverhältnissen (Grundwasser unterschiedlichen Nährstoffgehaltes) einander ergänzen.

Für die überörtliche Gliederung bieten bei uns neben primären Merkmalen insbesondere die ökologischen Rahmenschemazahlen von GÖRGES (1965) sowie die wuchsbezirksgliederung von GÖRGES (1969) voraussichtlich die geeigneten Hinweise.

Hieran sollte sich eine Ermittlung des Flächenwertes und des wirtschaftlichen Wertes einer solchen Serie in Hinblick auf Baumart und Leistung sowie eine vorläufige Einschätzung ihrer Meliorations- und Düngungswürdigkeit anschließen, um zunächst entsprechende Schwerpunkte für die Bearbeitung setzen zu können.

b) Innerhalb der einzelnen Typenserien Erarbeitung der Beziehungen zwischen Standortfaktoren und Baumernährung einerseits, Baumernährung und Leistung andererseits - und zwar für die waldbaulich und wirtschaftlich wichtigste Baumart.

Die "potentielle" Leistungskraft einer Serie ist zu ermitteln an den bestwüchsigen Beständen auf repräsentativen Standorten, sofern hier weder eine positive oder negative Differenz zwischen aktueller und potentieller Leistung zu vermuten ist noch eine Eutrophierung stattgefunden hat. Fehlen solche Flächen, dann muß hilfsweise durch Testversuche ermittelt werden, bis zu welcher Grenze der entscheidende Minimumfaktor angehoben werden kann, ohne daß andere Mängel induziert werden. Auch hier dürfte es sich meistens um Stickstoff handeln.

c) Die aktuelle Leistung der übrigen Flächen einer solchen Serie und ihre Abweichungen von der "potentiellen" Leistung dürften

danach nadelanalytisch zu ermitteln und auch zu begründen sein. Angesichts des enormen Umfangs dieses Teiles der Bearbeitung wird es voraussichtlich zweckmässig und notwendig sein, sich zunächst auf Stichproben zu beschränken und die darüberhinausgehende Kausalierung des Einzelfalles im Zusammenhang mit der Forsteinrichtung und deren Einzelplanung vorzunehmen.

d) Durch stichprobenweise Untersuchung anderer, standortrelevanter Baumarten dürfte es danach möglich sein, auch für diese die entscheidenden Beziehungen mit geringerem Aufwand zu ermitteln.

Diese genannten Schritte umfassen die Standorterkundung in ihrer klassischen Form, also den Bereich der Zustandserfassung.

In Düngungsversuchen ist jedoch bewiesen worden, daß es möglich ist, die tatsächliche Bestandesleistung - teilweise ganz erheblich - über die "potentielle" Leistungsfähigkeit eines Standortes hinaus anzuheben. Wir können annehmen, daß uns die Frage nach der mit wirtschaftlich sinnvollem Aufwand erzielbaren maximalen Leistung - mit Recht - immer häufiger gestellt werden wird.

Hierzu müssen wir wohl davon ausgehen, daß nur die Einordnung vorhandener Düngungsversuche in die Standortserien sowie die Anlage und laufende Bearbeitung von Beobachtungsflächen an definierbarer Stelle innerhalb der Typengliederung uns zu einer hinlänglich genauen Einschätzung dieser künstlich erzielbaren Leistungskraft verhelfen kann.

Möglicherweise kann uns gerade hierbei die Nadelanalyse in erheblichem Umfang helfen. Sie könnte es zulassen, das Ernährungsoptimum festzustellen und hieraus auf das Erreichen des maximalen Zuwachses zu schließen, bevor ertragskundliche Messungen möglich sind. Jedoch möchte ich mich hier nicht zu sehr in den Bereich der Spekulation begeben.

Ich fasse zusammen:

1) Wenn wir unter Trophie den gesamten Nährstoffkomplex eines Standortes verstehen, können wir von der Nadelanalyse auf den meisten Standorten keine befriedigende Auskunft erwarten. Verstehen wir darunter jedoch nur den für die vorhandene Baumart leistungsbestimmenden Anteil der Bodennährstoffe, so ist die Nadelanalyse wenn nicht das einzige, so doch das wichtigste Mittel der Trophieansprache.

Die zu erzielende Aussage ist dabei auf die untersuchte Baumart beschränkt: Es handelt sich also um eine standortspezifische, zugleich aber auch baumartbezogene Trophie.

2) Unter Berücksichtigung der Bestandesleistung und der visuellen Bodeneinschätzung erscheint es möglich, nicht nur die aktuelle Leistungsfähigkeit eines Standortes zu konstatieren, sondern auch die "potentielle" Leistungsfähigkeit überörtlicher Standortserien zu ermitteln, sofern wir unter potentieller Leistung die Leistung der optimalwüchsigen Bestände auf ungestörtem, in natürlichem Gleichgewicht befindlichen Standorte verstehen.

3) Die durch Düngung erzielbare Leistungsfähigkeit eines Standortes ist nadelanalytisch wohl nicht vorherzusagen, jedoch kann die standörtlich maximale Leistung nach Düngung durch nadelanalytisch erfaßte optimale Ernährung vielleicht schon zu einem Zeitpunkt gefolgert werden, in dem dies durch ertragskundliche Versuchsauswertung noch nicht möglich ist. Hierzu bedarf es entsprechender Untersuchungen.

L i t e r a t u r

- GÖRGES, H., 1965: Arbeitsrichtlinien für die Standort-  
erkundung in den niedersächsischen  
Landesforsten.  
Nieders. FEVA - Standorterkundung -  
unveröffentlicht
- GÖRGES, H., 1969: Forstliche Wuchsbezirke in Niedersach-  
sen, N. Arch.f. Niedersachsen  
Bd. 18, S. 27 - 45, Göttingen 1969
- FORSTLICHE STANDORTAUF- Landwirtschafstverlag GmbH,  
NAHME, Hrsg. BELF Hilstrup 1966
- HAUSSER, K., Ergebnisse eines Düngungsversuches  
WITTICH, W., zu 66 j. Fichten auf einem typischen  
et al 1969: Standort des oberen Buntsandsteines  
im Württ. Schwarzwald.  
AFJZ 140, S. 25 - 34, 49 - 62, 88 - 99,  
Sauerländer, Frankfurt
- HEINSDORF, D., 1964: Über die Zusammenhänge des Nährstoff-  
gehaltes in Böden und Nadeln und des  
Wachstums von Kieferkulturen auf  
grundwasserfernen Sanden.  
Arch. f. Forstwesen Bd. 13, S. 865 ff.  
Berlin 1964
- ders., 1967 a: Zur Charakterisierung des Ernährungszu-  
standes von Kiefernpflanzen nach dem  
Nährstoffgehalt ihrer Terminaltrieb-  
nadeln.  
Arch. f. Forstwesen, Bd. 16, S. 679 ff,  
Berlin 1967

- ders., 1967 b: Untersuchungen über die Wirkung mineralischer Düngung auf das Wachstum und den Ernährungszustand von Kiefernkulturen auf Sandböden im nordostdeutschen Tiefland. Arch.f. Forstwesen, Bd. 15, S. 1165 - 1185, Bd. 16, S. 3 - 35, 99 - 107, 183 - 201, 529 - 544, 1271 - 1281.  
Berlin 1966 und 1967
- REEMTSMA, J.B., 1970: Erläuterungsbericht zur Standortkartierung des FAB Sprakensehl  
Nieders. FEVA - Standorterkundung - Wolfenbüttel  
unveröffentlicht
- REHFUESS, K.E., 1967: Beziehungen zwischen dem Ernährungszustand und der Wuchsleistung südwestdeutscher Tannenbestände  
Forstwissensch. Cbl. 1968, S. 36-58,  
Parey-Hamburg
- ders., 1968: Zusammenhänge zwischen dem Ernährungszustand und der Bonität nordostbayerischer Tannenbestände  
Forstwissensch. Cbl. 1968, S. 257-320,  
Parey-Hamburg
- ders., 1969: Der Ernährungszustand süddeutscher Tannenbestände in Abhängigkeit von den Nährlementvorräten im Boden.  
Forstwissensch. Cbl. 1969, S. 359-372,  
Parey-Hamburg
- SEIBT, G. und  
WITTICH, W., 1965: Ergebnisse langfristiger Düngungsversuche im Gebiet des nordwestdeutschen Diluviums und ihre Folgerungen für die Praxis  
Schriftenreihe der Forstl. Fakultät der Universität Göttingen, Bd. 27/28,  
Sauerländer, Frankfurt, 1965

- SEIBT, G., KNIGGE, W.,  
REEMTSMA, J.B., ULRICH, B., 1968: Untersuchungen über den Ein-  
fluß verschiedener Düngungs-  
maßnahmen auf Ertragsleistung,  
Holzeigenschaften, nadel-  
analytische Merkmale und Bo-  
denzustand des Fichtenbestan-  
des im Düngungsversuch:  
Oerrel-Lintzel.  
AFJZ 1968 S. 25-26 und 57-71
- STREBEL, O., 1961: Nadelanalytische Untersuchun-  
gen an Fichtenaltbeständen  
sehr guter Wuchsleistung im  
bayerischen Alpenvorland.  
Forstwissensch. Cbl., 1961  
S. 344 ff, Parey-Hamburg
- WEHRMANN, J., 1959 a: Methodische Untersuchungen  
zur Durchführung von Nadel-  
untersuchungen in Kiefernbe-  
ständen  
Forstwissensch. Cbl. 1959,  
S. 96 ff.
- ders., 1959 b: Die Mineralstoffernährung  
von Kiefernbeständen in  
Bayern.  
Forstwissensch. Cbl. 1959,  
S. 139 ff.

