

Z81/22

# MITTEILUNGEN

der

## DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Band 22

1975

Schriftleitung : P. Hugenroth / Göttingen

M I T T E I L U N G E N  
der  
D E U T S C H E N B O D E N K U N D L I C H E N  
G E S E L L S C H A F T

Referate der  
Jahrestagung vom 1. bis 7. September  
1 9 7 5  
REGENSBURG

---

Nachrichten

Bd. 22

1975

M I T T E I L U N G E N  
der  
D E U T S C H E N B O D E N K U D L I C H E N  
G E S E L L S C H A F T

Referate der  
Jahrestagung 1975 in Regensburg

I N H A L T

<u>Dick:</u>	Begrüßungsrede vom Staatssekretär Alfred Dick, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen	9
<u>Vidal:</u>	100 Jahre Bodenkundliche Landesaufnahme in Bayern	13
<u>Seybert:</u>	Zusammenhänge zwischen Bodenkunde und Wasserwirtschaft	21
<u>Finck:</u>	Umweltprobleme der Bodenfruchtbarkeit	35
<u>Heide:</u>	Umweltsicherung als Aufgabe der staatlichen Bodenforschung	37
<u>Becher:</u>	Porengrößenverteilungen und Fließgrenzen allophanhaltiger Böden	39
<u>Sommer:</u>	Zum Verhalten von Böden unter äußerer Belastung	43
<u>Gaese u. Schlichting:</u>	Saisonale Porenvolumen-Änderungen in Pelosolen	57
<u>Hartge:</u>	Warum befriedigen die Methoden zur Bestimmung von Struktur - bzw. Aggregatstabilitäten so selten?	61
<u>Horn u. Hartge:</u>	Aggregation in quellenden und schrumpfenden Böden - Ein Modellversuch	65
<u>Ellies u. Hartge:</u>	Die Bestimmung des Benetzungswinkels an pulverförmigen Substraten	69
<u>Burghardt:</u>	Einfluß geringer Ca- Bentonitmehlgaben auf Benetzung und Porenraumverteilung von Torfen	75
<u>Beese, van der Ploeg und Homeyer:</u>	Bestimmung der pF- und K- $\psi$ - Beziehungen an wägbaren Griserde - Monolith - Lysimetern und Modellberechnungen der zeitabhängigen Saugspannungs- verteilung	87
<u>Schulte im Walde:</u>	Kontinuierliche Feuchtemessungen in Böden und Bodenlysimetern mittels Wärmeleitfähigkeitssonden	101
<u>Renger, Strebel, Giesel u. v. Hoyningen-Huene:</u>	Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten von Böden (Verfahrensvergleich)	113
<u>Benecke, Beese u. van der Ploeg:</u>	Ein einfaches Modell für den Lösungstransport in ungesättigten Böden	121
<u>Schaffer u. Propfe:</u>	Bewegung der Bodenlösung in geschichtetem Substrat	137



<u>Ehlers</u> : Einfluß von Wassergehalt, Struktur und Wurzeldichte auf die Wasseraufnahme von Weizen auf LÖß-Parabraun-erde	141
<u>Czeratzki, Kopp, Poletschny u. Bergmann</u> : Messung von Evapo-ration und Evapotranspiration mittels keramischer Saugvorrichtungen unter semiariden Bedingungen Tunesiens	157
<u>Richter</u> : Gasdiffusionskoeffizienten als Strukturmaße für Böden	167
<u>Schweikle</u> : Vergleich von Methoden zur Untersuchung der Dynamik des Lufthaushalts (an einer Catena auf $s_0$ )	169
<u>Foerster</u> : Der Einfluß der Tiefenbearbeitung in Sandböden Nord- und Nordwestdeutschlands auf Bodenmerkmale und Ertrag	173
<u>Schulte Karring</u> : Stand der Entwicklung neuer Tiefenlockerungs- und Tiefendüngungsgeräte (Bericht III)	193
<u>Borchert</u> : Beziehungen des Bodenlockerungseffektes zu Bodenaufbau und Klima	201
<u>Kuntze</u> : Die Entwicklung meliorierter Böden	207
<u>Eggelsmann und Bartels</u> : Oxidativer Torfverzehr im Niedermoor in Abhängigkeit von Entwässerung, Nutzung und Düngung	215
<u>Schuch und Jordan</u> : Erosionsschutz in fränkischen Weinbergen	225
<u>Feige</u> : Beurteilung der Filtereigenschaften organischer und mineralischer Naßböden	233
<u>Boysen</u> : Düngung und Nährstoffbelastung der Gewässer	245
<u>Timmermann, Feger und Welte</u> : Sickerwasserberechnung und Nährstoff-gehaltsmessungen in der abgesaugten Bodenlösung zur Be-stimmung der Nährstoffauswaschung auf einem LÖßlehm-standort	251
<u>Thomsen</u> : Sickerwasser-Quantität und - Qualität von Muschelkalkböden (Braunlehm-Rendzina) unter Sozialbrache - und Rekul-tivierungsflächen	271
<u>Strebel, Renger und Giesel</u> : Vertikale Wasserbewegung und Nitrat-verlagerung unterhalb des Wurzelraumes	277

<u>Weiger und Kreutzer</u> : Nitrat- auswaschung nach Kalkammonsalpeter- düngung in der Forstwirtschaft	287
<u>Przemeck, Winkelmann und Timmermann</u> : Veränderungen des Nitrat- gehaltes im Profil eines Lößlehmstandortes während des Winterhalbjahres 1974/75 nach unterschiedlicher mineralischer und organischer Düngung	301
<u>Thormann</u> : Hydro-, Kationen - und Anionenbilanz von Löß - und Sandböden als Abwasser filter	311
<u>Müller, W.</u> : Filtereigenschaften der Böden und deren kartier- technische Erfassbarkeit	323
<u>Wohrab und Mollenhauer</u> : Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser	331
<u>Mayer, R.; Ulrich und Khanna</u> : Die Ausfilterung von Luftverunreini- gungen durch Wälder - Einflüsse auf die Azidität der Niederschläge und deren Auswirkungen auf den Boden	339
<u>Lichtfuss und Brümmer</u> : Gehalte an umweltrelevanten Elementen in Elbe-Sedimenten	349
<u>Chinnow</u> : Bodenveränderungen durch Carbonate und Streusalze im West - Berliner Stadtgebiet	355
<u>Khanna</u> : Saisonalität der Flüsse von Stickstoffformen in einem Buchen- und einem Fichtenwald-Ökosystem	359
<u>Frede</u> : Höhe und Bedingungen gasförmiger Stickstoff-Verluste durch Denitrifikation aus Boden - und Düngerstickstoff- Modellversuche -	365
<u>Fleige und Capelle</u> : Bilanz und Umverteilung von markiertem Dünger - N	375
<u>Hugenroth</u> : Relative Lösungsgeschwindigkeit von Ca und Mg aus carbonatischer Bindung in verschiedenen Lösungssystemen und im Boden	385
<u>Becker</u> : Einfluß von N- Düngerform und - Menge sowie der Rotation auf den Ca- Sättigungszustand von Lößparabraunerden in N-Düngungs - Langzeitversuchen	395
<u>Schmid, G.</u> : Einfluß verschiedener Landbewirtschaftungsformen auf Ertrag und Qualität des Erntegutes	399
<u>Finck</u> : Verfügbare Nährstoffe in Böden	409

<u>Wildhagen:</u> Erhöhung der Mobilität und Exhauribilität von Boden- und Dünger-P durch Kalke und lösliche $\text{SiO}_2$ - Formen	411
<u>Wichmann:</u> Untersuchung zur verbesserten Interpretation des verfügbaren Magnesiums durch Berücksichtigung zusätzlicher Bodenfaktoren	419
<u>Fassbender und Seekamp:</u> Zur Erfassung der leicht-löslichen Bindungsformen der Schwermetalle (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb) im Boden	427
<u>Aldag:</u> Zur stereospezifischen Sorption der Stereoisomeren des Leucins und seiner diastereoisomeren Dipeptide an Na-Montmorillonit	433
<u>Rochus:</u> Organomineralische Komplexe, ihre Gewinnung und ihre Verteilung in Profilen einer Schwarzerde-Griserde Sequenz	441
<u>Scharpenseel:</u> Relativer und Sukzession von Fraktionen der organischen Bodensubstanz	453
<u>Goetz:</u> Möglichkeiten der Mößbauer-Spektroskopie zur Untersuchung pedogener Eisenverbindungen	467
<u>Kreß:</u> Phosphoreszenzspektren von Huminstoffen	475
<u>Benckiser u. Babel:</u> Einige Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung von Humusauflagen (besonders in bezug auf Nährstoff- und Wasserverhältnisse)	485
<u>Friedrich:</u> Humusmetabolik und Wärmedynamik zweier Catenen in den Berliner Forsten	499
<u>Aldag u. Graff:</u> Umverteilung von Stickstoff-Bindungsformen in Böden durch Regenwurmtätigkeit	507
<u>Grabbe u. Zadrazil:</u> Einflüsse selektiver Faktoren auf Vorkommen, Wachstum und Überleben höherer Pilze im Boden	517
<u>Ottow:</u> Einfluß des Nitrats auf die bakterielle Eisenreduktion unter anaeroben Bedingungen	519
<u>Anderson:</u> Abbau, Verdampfung und Festlegung von Diallat- und Triallat-Rückständen im Boden unter dem Einfluß von Temperatur, Feuchtigkeit und Belüftung	525
<u>Jagnow, Kohnen u. Haider:</u> Dechlorierung und Abbau von $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan durch Kulturen von Bodenbakterien und im Boden bei unterschiedlicher Belüftung	527
<u>Lepschy:</u> Rückstände von Pestiziden in Dränwasser	529

<u>Süss u. Fuchsbichler</u> : Sorptionsverhalten verschiedener Böden gegenüber Herbiziden	537
<u>Böttger</u> : Sorption und Desorption von Herbiziden (Triazin- und Harnstoffderivaten) an verschiedenen Böden	551
<u>Müller, S.</u> : Erfahrungen mit einer ökologischen Landschaftstypisierung für die Standortskartierung in Baden-Württemberg	559
<u>Harrach</u> : Bodenschätzung in der Flurbereinigung - eine Herausforderung an die Bodenkunde	565
<u>Finnern</u> : Die Böden der Marsch	575
<u>Roeschmann</u> : Zur Untersuchungsmethodik, pedogenetischen Deutung und Datierung fossiler Sandböden des Pleistozäns in Norddeutschland	581
<u>Hauptenthal</u> : Über "Steppenböden" der Fritzlärer Börde	591
<u>Plass, Poetsch, Tributh u. Zakosek</u> : Über Smonica-Vorkommen in Rheinessen	595
<u>Blume</u> : Zur Gliederung anthropogener Böden	597
<u>Breburda</u> : Bericht über eine bodenkundliche Exkursion durch Westsibirien vom 21.8. bis 31.8.1974	603
<u>Kantor</u> : Genese und Bioelementgehalt von zwei Verwitterungsprofilen aus tonigen Sedimenten unter primärem Urwald im Amazonasbecken von Brasilien	607
<u>Alaily u. Schlichting</u> : Die Entwicklung von Podsolen und Pseudogleyen in einer Kalkstein-Landschaft	621
<u>Schlichting</u> : Tonverlagerung oder Tonabbau in Rasenpodsol oder Solod?	625
<u>Wiechmann</u> : Bildung von Humusakkumulations-Horizonten in Podsolen	629
<u>Stahr</u> : Qualitative und quantitative Erfassung von Schichtgrenzen	633
<u>Blume</u> : Vorschlag des Arbeitskreises für Bodensystematik zur Unterrichtung über neue Bodentypen, dargestellt am Beispiel eines konkretionsreichen Pseudogleys	645
<u>Keilen, Stahr u. Zöttl</u> : Elementspezifische Mineralverwitterung in Glazialschuttböden des Granit-Schwarzwaldes	655

<u>Poetsch</u> : Untersuchungen zur Entstehung und mineralogischen Zusammensetzung der pedogenetischen Verwitterungsprodukte von Diorit und seinen Deckschichten	663
<u>Schwertmann u. Fanning</u> : Fe- Mn-Konkretionen in Boden-Hydrosequenzen aus LÖß	667
<u>Ziethke</u> : Untersuchungen an schluffreichen bodenbildenden Substraten unter besonderer Berücksichtigung der Autochthonie	668
<u>Tributh</u> : Röntgenographische und granulometrische Untersuchungen an Lößböden und der Versuch einer genetischen Interpretation	669
<u>Niederbudde</u> : Tonminerale in Bodenlandschaften	673
<u>Dümmler</u> : Tonmineral-Untersuchungen an einem Marschprofil mit komplexer Geopodogenese	679
<u>NACHRICHTEN</u> : Aus der Arbeit einzelner Institutionen, aus Verbänden und wissenschaftlichen Gremien, über abgehaltene und vorgesehene Tagungen, Personalia	687
<u>Schweikle</u> : Terminologie der Bodenphysik	707

Begrüßungsrede

von  
Dick, A.†)

Es ist mir eine besondere Ehre, Sie im Namen der Bayerischen Staatsregierung hier auf der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in Regensburg zu begrüßen.

Die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft hat 1975 mit Regensburg zum dritten Mal seit ihrer Neugründung nach dem Kriege eine bayerische Stadt zu ihrem Tagungsort gewählt. Sicherlich ist es kein Zufall, wenn wie 1950 in München, auch die diesjährige Tagung in Regensburg mit einem Jubiläum, nämlich dem 125-jährigen Bestehen der Geologischen Landesaufnahme in Bayern, zusammentrifft. Denn schon frühzeitig wurde gerade auch in Bayern die Bedeutung und Notwendigkeit der bodenkundlichen neben der geologischen Landesdurchforschung erkannt und in die Praxis umgesetzt. Besondere Impulse erhielt sie in den dreißiger Jahren durch die Bodenschätzung, deren Auswertung in München zentralisiert war.

Inzwischen hat die Bodenkunde stark an Bedeutung gewonnen. Ursachen dafür sind die Veränderungen, die sich in den letzten Jahrzehnten infolge Intensivierung und Rationalisierung der Landwirtschaft vollzogen haben, und die Belastungen und Beanspruchungen, denen der Umweltfaktor Boden in einem Industriestaat in wachsendem Maße ausgesetzt ist. Wie das Tagungsprogramm zeigt, hat sich die Bodenkunde voll und

---

†) Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen

ganz darauf eingestellt. Auf der Basis des raschen und entscheidenden wissenschaftlichen Fortschritts der letzten zwei Jahrzehnte widmet sie sich zunehmend dem Boden aus der Sicht von Landschaft und Umwelt und wurde so zwangsläufig zum Partner für die Landschaftsplanung. Diese Partnerschaft erweist sich deshalb von besonderer Bedeutung, weil der Boden als Standort für Pflanze, Tier und Mensch eine natürliche Lebensgrundlage schlechthin ist, weil er den Charakter von Landschaften wesentlich mitbestimmt und er vor allem auch selbst zum Objekt landschaftspflegerischer Maßnahmen werden kann.

Schon aus traditionellen Gründen ist die Bodenkunde Partner für die Landnutzungsplanung, weil der Boden neben dem Klima Ursache unterschiedlicher Erzeugungsbedingungen ist und Landnutzung sowie Landwirtschaft darauf ausgerichtet werden sollen, wobei die Ertragsfähigkeit des Bodens erhalten bleiben und seine Belastbarkeit berücksichtigt werden muß.

Die Bodenkunde ist darüber hinaus Partner für die Wasserwirtschaft, weil der Boden die Grundwassererneuerung und Grundwassergefährdung beeinflusst und selbst Gegenstand des Erosionsschutzes und einer gezielten Regelung des Bodenwasserhaushaltes ist.

Und nicht zuletzt spielt die Bodenkunde bei der Abfallbeseitigung eine Rolle, weil über den Boden ein großer Teil der Zivilisationsabfälle wieder in den biologischen Kreislauf zurückgeführt werden kann.

Sicherlich bedeutet das für die Bodenkunde, daß noch große wissenschaftliche Anstrengungen nötig sind, um all den aktuellen Fragen und Problemen, die von seiten der Landesplanung, des Umweltschutzes und der Umweltforschung an sie herankommen, gerecht zu werden. Dabei darf nicht übersehen werden, daß sich neue Erkenntnisse über Aufbau und Eigenschaften der Böden sowie über ihre ökologischen Funktionen erst dann voll anwenden lassen, wenn sie als flächenbezogene Aussagen vorliegen. Solch flächenbezogene Aussagen sind letztlich nur aus Bodenkarten abzuleiten. Da kein Land der Bundesrepublik zur Zeit eine flächendeckende moderne Bodenkarte größeren Maßstabs besitzt, wird die dringende Notwendigkeit einer raschen bodenkundlichen Landesaufnahme deutlich. Der Bedarf geht dabei eindeutig in Richtung der vielseitig interpretierbaren, ökologisch orientierten Bodenkarte, die so gestaltet ist, daß sie ohne Schwierigkeiten von Planern und anderen Benützern gelesen werden kann. Unter Einbeziehung der Grundlagenforschung wird sie wertvolle, in Zukunft wahrscheinlich unentbehrliche Kriterien für Umweltgestaltung und Umweltschutz erbringen. Sie wird auch von Bedeutung sein, wenn es gilt, die Belastbarkeit einer Landschaft in der einen oder anderen Richtung abzugrenzen.

Sie könnte nicht zuletzt auch dazu beitragen, daß der Boden in seiner vollen Bedeutung als Umweltfaktor in das allgemeine Bewußtsein rückt.



Ich bin überzeugt, daß diese Tagung zu all den angedeuteten Problemen wertvolle Anregungen bietet. Ich wünsche ihr einen guten Verlauf, Ihnen aber auch gemütliche Stunden in der alten Reichsstadt Regensburg.

100 Jahre Bodenkundliche Landesaufnahme in Bayern

von

Vidal, H. +

Das Bayerische Geologische Landesamt als Träger der amtlichen Geologischen und Bodenkundlichen Landesaufnahme feiert 1975 das 125jährige Bestehen der Geologischen Landesaufnahme in Bayern. Es kann aber noch ein weiteres Jubiläum begehen, denn vor hundert Jahren wurde hier erstmalig auch die bodenkundliche Landesaufnahme initiiert.

Aus diesem Anlaß soll kurz die Entwicklung der Bodenkundlichen Landesaufnahme in Bayern zusammenfassend skizziert werden. Dieser Rückblick scheint auch deswegen gerechtfertigt, weil in Bayern und am Bayerischen Geologischen Landesamt grundlegende und die Entwicklung der bodenkundlichen Kartierung maßgeblich beeinflussende Vorarbeiten geleistet worden sind. Wer sich genauer darüber informieren möchte, möge in den Arbeiten von F. KOHL 1956 und F. VOGEL 1962 über die Bodenkartierung in Bayern nachlesen.

Diese Ausführungen sollen den Anschluß an diese Publikationen herstellen und besonders auch die Entwicklung während der letzten 10 - 20 Jahre schildern. In dieser Zeit hat sich bei der bodenkundlichen Landesaufnahme nicht nur in Bayern, sondern auch anderswo ein Wandlungsprozeß vollzogen oder ist noch im Gange. Dieser hat seine Ursache weniger in einer von der wissenschaftlichen Basis ausgehenden Änderung des Grundkonzepts, als vielmehr in einer Forderung der Zeit. Die überall auf Hochtouren laufenden Planungen der verschiedensten Art verlangen Bodenkarten als Planungsgrundlage, die dem bodenkundlich wenig oder gar nicht

---

+ Bayerisches Geologisches Landesamt,  
8000 München 22, Prinzregentenstraße 28

erfahrenen Planer ein möglichst großes Spektrum ihn interessierender Informationen liefern können. In vielen Fällen haben die Bodenkundler den Planer mit ihren oft zu akademischen Bodenkarten bisher allein gelassen.

Dieser Bedarf der Praxis ist erfreulich und kennzeichnet auch die Bedeutung der Bodenkunde für die moderne Gesellschaft. Diese Wissenschaft sollte diese einmalige Chance nutzen und zusammen mit den zuständigen Stellen dafür Sorge tragen, daß der Öffentlichkeit möglichst schnell flächendeckende Bodenkarten in einem Maßstab zur Verfügung gestellt werden, der einerseits den Anforderungen entspricht und eine möglichst vielseitige Information bietet, andererseits aber auch ein rasches Fortschreiten der Geländeaufnahme zuläßt. Selbst auf die Gefahr hin, daß manch wissenschaftliches Detail dabei verloren geht.

1875, also vor genau 100 Jahren, hatte der bekannte Geologe und Bergmann C.W. v. GÜMBEL, erster Direktor der Geologischen Landesuntersuchung in Bayern, die 1850 auf Allerhöchsten Befehl König Max II. errichtet worden war, in einer Arbeit mit dem Titel "Bodenkunde und Geognosie" die Notwendigkeit der Erforschung und Kartierung der Böden Bayerns richtig erkannt und in folgende Sätze gekleidet: "... der sog. Boden ist jene dem Unkundigen kaum beachtenswert scheinende, dünne Lage von Mineralstoffen an der Oberfläche unserer Erde, welche weitaus wichtigere Schätze in sich birgt als alle Gold- und Silbergänge, als alle Lagen des schwarzen Diamant's ..."; "... Geognostische Karten allein genügen noch nicht für das tiefere Eindringen in das Studium der Bodenverhältnisse. Dazu bedarf es eigener Bodenkarten ...".

GÜMBEL war wohl der erste, der die Bodenkunde als geowissenschaftliche Disziplin bezeichnet und damals auch schon den staatlichen Geologischen Dienst als Heimstätte für die Durchführung der Bodenkartierung aufgezeigt hat. Und seit dieser Zeit sind Geologie und Bodenkunde in ihren gegenseitigen engen Wechselbeziehungen miteinander verknüpft geblieben. Das ist für beide Geowissenschaften gut gewesen und wird sich auch in Zukunft bewähren.

Auf diesen Erkenntnissen aufbauend, nahm in Bayern wie auch in anderen deutschen Ländern die Bodenkartierung ihren Anfang, zunächst als Teil der geologischen Landesaufnahme. Die Bodenkundliche Landesaufnahme kam im Gegensatz zu dieser bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts aber nur sehr langsam

voran. Diese Verzögerung war sicher dadurch bedingt, daß damals die Grundlagen der bodenkundlichen Forschung noch unzureichend waren. Es gab lange dauernde Diskussionen, ob man kombinierte geologisch-agronomische Karten 1 : 25 000 machen oder ein von der geologischen Karte getrenntes eigenes bodenkundliches Kartenwerk erstellen solle. Erst 1910 ist in Bayern - wahrscheinlich aus finanziellen Gründen - mit der Bodenkartierung auf der Basis der kombinierten Karte begonnen worden. Zwischen 1914 und 1923 sind 7 derartige Karten 1 : 25 000 im Großraum München und in SE Bayern mit Erläuterungen erschienen. Die Autoren waren im wesentlichen W. KOEHNE, F. MÜNICHS-DORFER und H. NIKLAS.

Parallel dazu waren, z. T. von den gleichen Autoren, in München und Weihenstephan eine Reihe von veröffentlichten und unveröffentlichten Gutsbodenkarten 1 : 5 000 in gleicher Darstellungsweise erstellt worden. Diese geologisch-agronomischen Karten haben, wie auch anderswo, zwar nicht voll befriedigt, aber der bodenkundlichen Forschung in Bayern durch die bei der Geländearbeit und im Laboratorium auf dem Gebiet der Bodenkartierung gesammelten Erfahrungen einen nachhaltigen Auftrieb gegeben. Dadurch ist die durch Gesetz vom 16. 10. 1934 angeordnete Reichsbodenschätzung in der Folge von München aus wesentlich beeinflußt worden.

1935 ist an der Geologischen Landesuntersuchung die Bodenkundliche Untersuchungsstelle München eingerichtet worden. Ihr Leiter, A. HOCK, konnte als Mitglied des Reichsschätzungsbeirates maßgeblichen Einfluß auf die nichtsteuerlichen Folgearbeiten der Bodenschätzung, insbesondere die bodenkundliche Auswertung und kartenmäßige Darstellung der Bodenschätzungsergebnisse nehmen. Durch Erlaß des Reichsministeriums der Finanzen vom 10. 8. 1938 mit Anlage "Richtlinien für die Nutzbarmachung der Ergebnisse der Bodenschätzung für nichtsteuerliche Zwecke" sind die von A. HOCK und F. KOHL u.a. an der Bodenkundlichen Untersuchungsstelle München erarbeiteten Kartenmuster A, B, C in den Maßstäben 1 : 5 000 und 1 : 25 000 für die Durchführung der Bodenschätzungskartierung im gesamten Reichsgebiet als verbindlich erklärt worden. Die Bodenkundliche Untersuchungsstelle München ist damals als zentrale Stelle für das gesamte Reichsgebiet mit der Bearbeitung von Bodenkarten aufgrund der Bodenschätzungsergebnisse beauftragt worden.

Seit dem Jahre 1939 erstellt die Bodenkundliche Untersuchungsstelle und als deren Nachfolgerin die Abteilung Bodenkunde des Geologischen Landesamtes aus den Unterlagen der Bodenschätzung Gemeindebodenkarten 1 : 5 000 als Inselkarten. Für fast alle Gemeinden Bayerns liegen derartige Karten als handkolorierte Unikate bei den Ämtern für Landwirtschaft und dienen dort für Beratungs- und Unterrichtszwecke. Sie sind dank der Beschränkung auf die Wiedergabe der Bodenarten übersichtlich und auch für den bodenkundlich Unerfahrenen leicht lesbar.

Diese Karten 1 : 5 000 werden am Geologischen Landesamt photomechanisch auf 1 : 25 000 verkleinert und als handkolorierte Unikate im Archiv des Amtes für Gutachten und Beratungstätigkeit und als wichtige Grundlage für die Bodenkarte 1 : 25 000 verwahrt und verwendet. Von 518 Einzelblättern liegen bereits 468 vor.

1942 hat A. HOCK begonnen, aufgrund der im Regierungsbezirk Schwaben weitgehend zum Abschluß gebrachten Bodenschätzungskartierung 1 : 5 000 und 1 : 25 000 eine Bodenschätzungs-Übersichtskarte 1 : 100 000 in drei Großblättern zu erarbeiten. Diese konnte noch im gleichen Jahr gedruckt werden. Heute liegen für einen großen Teil Bayerns 7 derartige Karten vor.

Bayern verfügt mit seinen Bodenschätzungskarten verschiedener Maßstäbe wohl als einziges Land über derartige fast vollständige Kartenwerke. Durch EDV-Auswertung des Bodenschätzungsarchivs des Amtes, die derzeit vorbereitet wird, soll der bodenkundliche Inhalt der Schätzungskarten noch besser und sicherer als bisher ausgedeutet werden können.

Die Vorarbeiten für die eigentliche Bodenkarte von Bayern 1 : 25 000, die Bodentypenkarte, begannen bereits Mitte der 30er Jahre. Die bis dahin vorherrschende mehr statische Betrachtungsweise des Bodens nach bodenartigen Gesichtspunkten begann damals mit dem Fortschreiten der wissenschaftlich-bodenkundlichen Erkenntnisse mehr und mehr von der bodendynamischen Anschauung, d.h. durch die Lehre vom Bodentyp abgelöst oder zumindest ergänzt zu werden. 1955 schien die Zeit reif für die Inangriffnahme einer modernen, ganz Bayern lückenlos bedeckenden Bodenkarte 1 : 25 000. 1957 erschien als erstes Blatt dieser Art Blatt Straßkirchen von K. BRUNNACKER. Diesem

sind bisher 17 über das ganze Land verstreute Karten gefolgt. Einige weitere befinden sich zur Zeit noch in Aufnahme bzw. kartographischer Bearbeitung. Zu jeder Karte gehört ein Erläuterungsheft. Die bei den vorausgehenden Blättern gesammelten Erfahrungen sind bei den folgenden verarbeitet worden. Die Entwicklung ging dabei zunehmend zur standortkundlich ausgerichteten Bodenkarte. Die erheblichen Lücken in dem Netz dieser relativ wenigen derzeit vorliegenden Bodentypenkarten 1 : 25 000 von Bayern werden dadurch einigermaßen geschlossen, daß im Zuge der Geologischen Landesaufnahme von der Abteilung Bodenkunde für die Erläuterungen zu den Geologischen Karten 1 : 25 000 ein eigenes Kapitel "Die Böden" für jedes Kartenblatt erarbeitet wird. In diesem Kapitel werden alle wesentlichen bodenkundlichen und die Bodennutzung betreffenden Fakten und Kennziffern textlich und tabellarisch dargestellt. Für 131 geologische Karten 1 : 25 000 liegen solche bodenkundliche Beiträge vor.

Ferner ist auch die von F. VOGEL und K. BRUNNACKER bearbeitete und 1955 erschienene Bodenkundliche Übersichtskarte von Bayern 1 : 500 000 mit einem 1961 erschienenen Erläuterungsband hier zu nennen.

Neben den bisher erwähnten bodenkundlichen Kartierungen und Darstellungen der Ergebnisse liefen und laufen am Geologischen Landesamt zweckorientierte Spezialkartierungen, so z. B. die von O. WITTMANN von 1957 - 1963 in Franken durchgeführte Weinbergkartierung mit dem 1971 erschienenen Kartenwerk 1 : 5 000 "Boden und Klima fränkischer Weinberge". Die Kartiereinheiten typologisch zu begründen, erschien hier mit Rücksicht auf die besonders starke, z. T. jahrhundertlang anthropogene Beeinflussung des Bodens als nicht praktikabel. Den als "Bodenformen" ausgeschiedenen Kartiereinheiten wurden in der Hauptsache die Bodenarten und die Merkmale der geologischen Substrate zugrunde gelegt. Seit 1972 befinden sich ähnliche Karten im Maßstab 1 : 25 000 für das gesamte Hopfenanbaugebiet der Hallertau in Aufnahme. Dabei werden neben der Geländeansprache und der chemischen Untersuchung des Bodens in verstärktem Umfang auch bodenphysikalische sowie pflanzensoziologische Methoden zu einer noch besseren Charakterisierung der Standorteigenschaften herangezogen.

Es ist hier vielleicht auch zu erwähnen, daß das Geologische Landesamt mit seiner Abteilung Bodenkunde seit 1971 dem 1970 neugegründeten Bayerischen

Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen untersteht. Für diese Umorganisation entscheidend war die Tatsache, daß das Amt mit seinen geologischen und bodenkundlichen Karten wesentliche Grundlagen für die Planung und Landesentwicklung, nicht zuletzt aber auch für Fragen des Umweltschutzes liefert. Zur Zeit besteht in Bayern eine große Nachfrage nach Bodenkarten, die bei der Regionalplanung, Agrarleitplanung, bei der Landschaftsrahmenplanung, beim Wald funktionsplan u.s.w. verwendet werden. Um diesen Wünschen einigermaßen gerecht werden zu können, wird seit 1973 vom Bayerischen Geologischen Landesamt an der Entwicklung eines neuen Typs einer Bodenkarte 1 : 50 000 gearbeitet.

Als standortkundliche Bodenkarte soll sie über die Böden, über das oberflächen-nahe Wasser in der Landschaft und über deren Relief aussagen, letztlich über alle wichtigen ökopedologischen Faktoren. Die Kartiereinheiten sind dabei ganz spezifisch auf die einzelnen Landschaften zugeschnitten. Nur so ist eine rasche und zugleich genaue Aufnahme möglich. Zur Zeit wird als Modell der Großraum München mit 9 Blättern 1 : 50 000 (= 36 Blätter 1 : 25 000) aufgenommen. Die geschlossene Bearbeitung größerer Gebiete führt zwangsläufig zu einer intensiveren Untersuchung zahlreicher Profile der gleichen Einheit, auch unter verschiedenen Klimabedingungen, als dies z. B. bei der Aufnahme nur eines Kartenblattes 1 : 25 000 der Fall ist. Die daraus zu erwartende Präzisierung der Aussagen über chemische und physikalische Eigenschaften der Böden, über die ökologischen Zusammenhänge usw., wird den Verlust an gewissen speziellen Details, den der kleinere Maßstab zwangsläufig mit sich bringt, aufwiegen, zumal auch der durch größere Übersichtlichkeit erzielte Gewinn nicht zu unterschätzen sein dürfte.

Mit dieser standortkundlichen Bodenkarte 1 : 50 000 soll in einer angemessenen Zeit ein neuer Typ einer anwendungsorientierten, benutzerfreundlichen Bodenkarte geschaffen werden, die der aktuellen und zukünftigen Nachfrage vielseitig gerecht wird. Es soll damit gewährleistet werden, daß die Erkenntnisse der bodenkundlichen Landesaufnahme besser als bisher der Land- und Forstwirtschaft, insbesondere aber der Planung zugänglich und von diesem Kreis auch berücksichtigt werden. Daneben soll aber die bisherige bodenkundliche Spezialkarte, die Bodentypenkarte 1 : 25 000, weitergeführt werden.

Literatur

- BRUNNACKER, K.: Bodenkarte von Bayern 1:25000, Blatt 7142, Straßkirchen mit Erläuterungen, München 1957.
- GÜMBEL, C.W.v.: Bodenkunde und Geognosie.- Beil. Allg. Ztg., Nr. 33 v. 2. 2. 1875, München 1875.
- KOHL, F.: Die bodenkundliche Landesdurchforschung Bayerns. - Bayer. Landw. Jb., 33, S. 557 - 565, München 1956.
- VOGEL, F.: Die Bodenkartierung in Bayern.- Bayer. Landw. Jb., 39, S. 720 - 744, München 1962.
- VOGEL, F. & BRUNNACKER, K.: Bodenkundliche Übersichtskarte von Bayern i.M. 1:500 000, München 1955.
- WEISE, R. & WITTMANN, O.: Boden und Klima fränkischer Weinberge. - Atlas mit Erläuterungsheft, 663 Einzelkarten, davon 95 Bodenkarten, 538 Klimakarten. München 1971





Zusammenhänge zwischen Bodenkunde und Wasserwirtschaft

von

Seyberth, M.

Der Vorstandsbeschluß der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft vom Januar 1975, über "Zusammenhänge zwischen Bodenkunde und Wasserwirtschaft" berichten zu lassen, bringt erneut die Verbundenheit unserer beiden Fachdisziplinen zum Ausdruck. Daß Herr Prof. Dr. Mückenhausen im Auftrag der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft mir dieses Referat angetragen hat, betrachte ich gleichermaßen als eine hohe Auszeichnung und Verpflichtung. Ich darf mich vorweg für dieses Vertrauen bedanken.

1. Bodenkunde - Wasserwirtschaft - Ökologie

Ihre Tagung hat als Rahmenthema Landesplanung und Umweltschutz herausgestellt, so daß ich auch auf die Stellung unserer Fachbereiche aus dieser Sicht eingehen möchte. Wenn der in Bodenkunde oder Wasserwirtschaft Tätige sich nicht dem Vorwurf aussetzen will, einseitig fachbezogen zu denken, dann muß er sich heute der Gretchen-Frage stellen: "Wie hältst es Du mit der Ökologie?"

Die Ökologie, also die Lehre vom Naturhaushalt oder - wie man neuerdings publikumswirksamer formuliert - die Lehre von der Struktur und der Funktion der Umwelt - berührt unsere Arbeitsgebiete auf das Engste. Das Ökosystem mit seinen strukturellen Bestandteilen wurzelt ja geradezu in den natürlichen Gegebenheiten Wasser und Boden. Auch ist nach moderner ökologischer Auffassung nicht bereits die Landschaftsnutzung als solche schädlich, vielmehr gehört die Erzeugung von Stoffen zur Funktion der Landschaft. Wir können somit festhalten, daß Boden und Wasser die Struktur und Funktion der Landschaft wesentlich mitbestimmen. Umstritten ist jedoch das "WIE" der Nutzung.

Die früher übliche bäuerlich-handwerkliche Wirtschaftsweise war aus der heutigen Sicht der Ökologie gut. Der Einsatz einfacher Mittel war der Nutzung angepaßt, die vorhandenen Boden- und Wasserverhältnisse begrenzten den

Ertrag, etwaige Störungen des Naturhaushalts waren nur örtlich und wurden von der Natur aufgefangen und gepuffert. Die Landschaft parierte die menschlichen Eingriffe mit dem Ergebnis, daß wir heute noch diese in Jahrhunderten so gewachsene Kulturlandschaft als heile Umwelt empfinden. Die Welt war aber gar nicht so heil! So wie heute noch 3/4 der Weltbevölkerung hungern, wurden damals die Menschen in Mitteleuropa vielfach nicht satt, konnten sich keinen ausreichenden Lebensunterhalt verdienen und wanderten aus.

Landgewinnung durch Kultivierung von Ödland und Mooren war vor 150 Jahren das große Ziel!

In Goethes FAUST II. Teil können wir im 5. Akt nachlesen:

"Ein Sumpf zieht am Gebirge hin  
verpestet alles schon Errungene  
den faulen Pfuhl auch abzuzieh'n,  
das Letzte wär' das Höchsterrungene."

Nur 50 Jahre liegen die Versuche zurück, durch landeskulturelle Maßnahmen dem Heer der Arbeitslosen in der Weimarer Republik Herr zu werden; vor nicht ganz 40 Jahren sollte sich das Großdeutsche Reich aus eigener Scholle ernähren und autark sein. Und heute liegt die hochindustrialisierte Bundesrepublik Deutschland mit ihrer Nahrungsmittelausfuhr an 6. Stelle in der Welt und kämpft mit Nahrungsüberschüssen!

Warum erinnere ich Sie an diese Entwicklung?

Einmal, weil sie als Hoffnung für die Welt zeigt, welche Produktionsreserven auf engstem Raum mobilisiert werden können, und zum anderen, welchem völligen Wandel innerhalb kurzer Zeit landesplanerische Zielvorstellungen unterworfen sein können. So wird es heute allgemein bedauert, daß der damaligen Entwicklung in Land-, Forst- und Wasserwirtschaft viele aus gegenwärtiger Sicht schutzwürdige Biotope zum Opfer gefallen sind. Die Zielvorstellungen von Natur- und Landschaftsschutz im Entwurf des Bayer. Landesentwicklungsprogrammes sehen daher u.a. vor, daß "zur Vermehrung der biologischen Vielfalt geeignete Flächen sich selbst zur ökologischen Regeneration überlassen werden sollen".

Dem ökologischen Trend, schützenswerte Gebiete nicht neu oder in verstärktem Umfang der landwirtschaftlichen Nutzung zuzuführen, haben auch wir in unserer zukünftigen Arbeit Rechnung zu tragen. Das Leitbild der Landesplanung zur Nutzung der Landschaft wird sich ebenfalls dieser Entwicklung anpassen. Die aktuelle integrale Zielvorstellung der Landesplanung für die Landschaftsnutzung kann jedoch m.E. nicht "ZURÜCK ZUR NATUR" heißen, sondern muß ein klares JA zur "Erhaltung der Kulturlandschaft" und damit zum "Einsatz technischer Mittel im Einklang mit der Natur" sein.

Lassen Sie mich nun über die Zusammenhänge zwischen Bodenkunde und Wasserwirtschaft anhand einiger Beispiele im einzelnen eingehen:

## 2. Bodenkunde und Wasserwirtschaft

### 2.1 Bodenkunde und landwirtschaftlicher Wasserbau

Angesichts des Agrarmarktes in der EG wird nun immer wieder die Frage gestellt: "Sind landeskulturelle Maßnahmen wie Ent- und Bewässerung heute noch zeitgemäß?"

Wir wissen, daß landeskulturelle Maßnahmen in der ersten Phase immer eine Produktionssteigerung anstreben. Erhöhte Produktion auf gleichbleibender Fläche bedeutet aber auch im allgemeinen Senkung der flächenbezogenen Produktionskosten und damit Erhöhung der Produktivität. Auf diese Verbesserung der Ertragslage der Landwirtschaft kann aber gerade heute nicht verzichtet werden. Daneben scheint mir eine der Hauptaufgaben landeskultureller Maßnahmen gegenwärtig darin zu bestehen, die Landbewirtschaftung unserer Kulturlandschaft sicherzustellen; denn erfahrungsgemäß fallen Flächen mit geregelter Wasserhaushalt am spätesten der Sozialbrache anheim.

Die Kostenschiere zwischen den Betriebskosten in der Landwirtschaft und den Preisen für landwirtschaftliche Produkte erfordert jedoch ein Überdenken der Maßnahmen im landwirtschaftlichen Wasserbau.

Kostspielige Ausbaumaßnahmen an Gewässern zum Schutz und zur Hochwasserfreilegung landwirtschaftlich genutzter Flächen werden in Zukunft wohl Ausnahmen sein.

Die Dränung - im umfassenden Sinn der neuen DIN 1185 aufgefaßt - wird dagegen unter unseren Klima- und Bodenverhältnissen zweifellos auch weiterhin zu den nachhaltigsten landeskulturellen Maßnahmen zählen. Sie ist teuer und fordert vom Landwirt bei den durchschnittlichen Zuwendungshundertsätzen in der Bundesrepublik eine Beteiligtenleistung, die zwischen 50 % und 60 % der Baukosten liegt. Es ist daher unsere Aufgabe, nicht nur das bodenkundlich und wasserwirtschaftlich günstigste Dränverfahren von Fall zu Fall zu ermitteln, sondern auch das wirtschaftlichste Dränverfahren zu wählen. Vom Erfolg und von den Kosten her gesehen schneidet gegenwärtig die kombinierte Dränung, und zwar die Kombination von Rohrdränung mit Unterbodenmelioration, am günstigsten ab. DIN 1185 Blatt 1 gibt nun die Bodenbereiche an, in denen nach den bisherigen Erfahrungen die Tieflockerung nicht <sup>erfolgreich</sup> ~~erforderlich~~ war, nämlich

- o bei feucht-plastischen tonreichen Böden,
- o bei Podsolon,
- o bei schluffreichen Böden mit Tongehalt unter 17 %.

Diese Abgrenzung der für die Tieflockerung nicht geeigneten Bodenbereiche sollte m.E. noch schärfer umrissen werden.

In DIN 1185 Blatt 3, Ausführung, ist festgelegt, daß nur in einem bis zur Lockertiefe ausreichend trockenem Boden (Wassergehalt kleiner als der Wassergehalt der Ausrollgrenze) gelockert werden darf. Was soll man aber tun, wenn der Bauentwurf zwar kombinierte Dränung mit Tieflockerung vorsieht, die Neuverteilung durch die Flurbereinigung bevorsteht, aber in den zwei oder drei Jahren des laufenden Flurbereinigungsverfahrens weder im Herbst noch im Frühjahr der Boden für ein Tieflockern ausreichend abgetrocknet war? Gerade in Gebieten mit hohen Jahresniederschlägen wie im süddeutschen Raum können sich oft die Landwirte mit der Tieflockerung nicht anfreunden, weil die Ausführungsrisiken zu hoch sind.

Zur Einengung dieses Risikos wären Angaben über den zulässigen Wassergehalt des Bodens beim Tieflockern in Abhängigkeit von der Bodenart wünschenswert. Der zulässige Wassergehalt müßte bei vergebenen Arbeiten auch in die Zusätzlichen Technischen Vorschriften aufgenommen und damit vertragswirksam werden.

Wie dieses Beispiel zeigt, braucht der Wasserwirtschaftsingenieur im landwirtschaftlichen Wasserbau ein Minimum an bodenkundlichen Angaben, wenn seine Maßnahmen Erfolg bringen sollen. Der unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Wolkewitz stehende Arbeitsausschuß "Standortuntersuchung und -beurteilung" des Kuratoriums für Wasser und Kulturbauwesen (KWK) befaßt sich gegenwärtig mit der Neufassung der DIN 4220 "Richtlinien zur bodenkundlichen Standortuntersuchung". In dieser DIN, die mit dem neugefaßten Blatt 1 voraussichtlich im nächsten Jahr im Gelbdruck erscheinen wird, werden die erforderlichen Untersuchungen für spezielle Aufgaben wie Dränung, Bewässerung und Landespflege im einzelnen aufgeführt.

Die Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau sind - wie Sie wissen - in den DIN-Vorschriften 19680 bis 19684 bereits genormt. Die meteorologischen Standortuntersuchungen im landwirtschaftlichen Wasserbau liegen als DIN 19685 im Gelbdruck vor. Selbst wenn Sie Abschied von liebgewonnenen Arbeitsweisen und Labormethoden nehmen müssen, bitte ich Sie doch, Ihre Untersuchungen in Zukunft nach diesen DIN-Vorschriften auszurichten. Bei der Vorbehandlung und Untersuchung der Bodenproben sollte alles unterbleiben, was die Vergleichbarkeit der Analysen verfälscht. Ich darf hier für den genannten Arbeitsausschuß, dem ich die Ehre habe, seit vielen Jahren anzugehören, in Anspruch nehmen, daß er in seiner personellen Besetzung Theorie und Praxis gut vertritt, also - um einen landwirtschaftlichen Vergleich zu gebrauchen - eine gute Mischung aus Ober- und Untergräsern darstellt. Oft erst nach vielen Vergleichsuntersuchungen haben wir uns für das in der Norm genannte Untersuchungsverfahren zur Bestimmung eines Bodenkennwertes durchgerungen. Ausgewählt wurde jeweils jenes Verfahren, das am zuverlässigsten reproduzierbare Werte ergab. Damit wurde eine wesentliche Grundlage für das erfolgreiche Arbeiten im landwirtschaftlichen Wasserbau geschaffen. Die Untersuchungsergebnisse von Bremen bis München, von Bonn bis Berlin werden zukünftig vergleichbar sein.

Zum einschlägigen Wunschkatalog des Wasserwirtschaftsingenieurs gehört auch die Bodenkarte.

## 2.2 Bodenkarte und Bodenuntersuchungen

Bodenkunde und Wasserwirtschaft arbeiten in der Fläche, das bedeutet, daß für Planungen entsprechende kartenmäßige Darstellungen vorliegen müssen. Herr Dr. Herberolt beklagt sich in seinem Aufsatz "Bodenkarte als Grundlage für landeskulturelle Planungen" (Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung, S. 142 ff, Heft 1972), daß die Bodenkarten sowohl "im Aufbau als auch im Inhalt zum Teil stark voneinander abweichen". Meine Klage reicht weiter: Von vielen Gebieten gibt es nur bodenkundliche Übersichtskarten im Maßstab 1 : 100 000 oder 1 : 50 000, während für Fachplanungen bodenkundliche Karten im Maßstab 1 : 25 000 oder in größerem Maßstab benötigt werden.

Lassen Sie mich aus der Sicht der Wasserwirtschaft auch etwas zum gewünschten Inhalt der bodenkundlichen Karte im Maßstab 1 : 25 000 sagen. Die Aufgabe der Bodenkartierung hat Herr Prof. Dr. Müller, Hannover, klar umrissen. Er schreibt in dem Heft "Die Bodenkartierung in Niedersachsen":

"Es gilt, bodenkundliche Untersuchungen im Gelände und im Laboratorium durchzuführen und die Ergebnisse so miteinander in Verbindung zu bringen, daß flächenhaft gültige, vergleichbare Ergebnisse in Bodenkarten dargestellt werden können".

Was erwartet der Wasserwirtschaftsingenieur nun im einzelnen vom Inhalt der Bodenkarte?

Bei der Planung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen muß der Ingenieur nicht nur großräumig in Niederschlagsgebieten, sondern auch "parzellenscharf" denken. Er muß ferner von Bodenkennwerten ausgehen, die möglichst unveränderlich oder nur langfristig veränderlich sind. Ein solcher Bodenkennwert ist die Bodenart. Sie ist vielfach auch für andere Kennwerte mitbestimmend. So hat z.B. Herr Dr. Czeratzki 1974 bei der gemeinsamen Sitzung der Kommissionen I und VI in Göttingen auf den relativ straffen Zusammenhang zwischen der

Bodenart und den Kennwerten des Bodenwasserhaushalts hingewiesen. Die sorgfältig bestimmten Korngrößenzusammensetzungen und die kartierte Bodenart müssen daher m.E. wesentlicher Inhalt der Bodenkarte sein. Darüberhinaus benötigt der Wasserwirtschaftsingenieur zur Ermittlung der Dränabstände grundwasservernäßter Mineralböden Angaben über die Durchlässigkeit des Bodens, also Angaben über die nach DIN 19682 Blatt 8 ermittelten  $K_{fB}$ -Werte.

Für die Planung und den Einsatz von Beregnungsanlagen ist die Kenntnis von Feldkapazität und nutzbarer Kapazität unentbehrlich. Wenn möglich sollte auch der Bodentyp, als Ausdruck der genetischen Entwicklung des Bodens, flächenmäßig abgegrenzt auf der Bodenkarte dargestellt werden. Auch der Bodentyp gehört ja zu den nur langfristig veränderlichen Parametern.

Mit diesem Inhalt der Bodenkarte dürfte der Wasserwirtschaftsingenieur im allgemeinen bereits zufrieden sein, da ihm im konkreten Einzelfall neben der bodenkundlichen Karte ja noch die Profilbeschreibungen nach DIN 19680 und die physikalischen und chemischen Untersuchungen der einzelnen Bodenaufschlüsse zur Verfügung stehen oder, besser gesagt, zur Verfügung stehen sollten. Aus den Angaben der Profilbeschreibung sind für uns die Lage des Grundwasserspiegels zur Zeit der Aufnahme, die Durchwurzelungstiefe bei der vorhandenen Nutzung und die kapillaren Steighöhen bei bestimmten Aufstiegsraten am wichtigsten. Ich darf hier neben den genannten DIN-Vorschriften an die Kartieranleitung erinnern.

Ich weiß, daß der Inhalt der von den Geologischen Landesämtern herausgegebenen bodenkundlichen Karten über meine Mindestforderungen an Information zum Teil erheblich hinausgeht und daß die kartenmäßige Darstellung bodenkundlicher Sachverhalte ständig weiter entwickelt wird. Man sollte jedoch allen nur zu beschreibenden, nur visuell erfaßbaren oder gar kurzzeitig veränderlichen Parametern des Bodens kein zu großes Gewicht beimessen und auch nicht versuchen, sie zum Karteninhalt zu machen. Solange es nicht annähernd für alle Flächen der Bundesrepublik Deutschland bodenkundliche Karten im Maßstab 1 : 25 000 gibt, sollte man den Perfektionismus des Karteninhaltes nicht zu weit treiben. Man sollte auch daran denken, daß die Bodenkennwerte von unterschiedlicher Aussagekraft sind. Auch die von unserem Ausschuß



genormten Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau sind für die Praxis von unterschiedlichem Gewicht. Beispielsweise haben die Bestimmung der Bodenfarbe (DIN 19682 Blatt 1), die Bestimmung des Makrogefüges (DIN 19682 Blatt 10) oder die Feststellung des Verfestigungsgrades (DIN 19682 Blatt 11) für die Praxis geringere Bedeutung als die Ermittlung der Bodenart (DIN 19682 Blatt 6, 19683 Blatt 1, 2 und 3), der Feldkapazität (DIN 19682 Blatt 6) oder der Wasserdurchlässigkeit (DIN 19682 Blatt 8).

Mir scheint auch der kartenmäßige Hinweis auf zweckmäßige Meliorationen entbehrlich, da sich ja die Ansicht über das "Zweckmäßige" unabhängig von unseren Fachüberlegungen ändern kann. Die Bodenkarten sollten daher - ich darf zusammenfassen - den nicht oder nur langfristig veränderlichen bodenkundlichen Befund wiedergeben und sollten für alle flächenbezogenen Fachplanungen, gleich welcher Art, z.B. für den Agrarleitplan und den Waldfunktionsplan Bayerns, zur Verfügung stehen.

### 2.3 Bodenkundliche und wasserwirtschaftliche Gutachten

Ein spezielles Arbeitsgebiet unserer Fachbereiche, in das auch der Landwirt eingeschaltet ist, ist die Beurteilung von Grundwasserstandsänderungen. Die Frage ist im wesentlichen immer die gleiche:

"Welche Auswirkungen haben Grundwasserstandsänderungen auf die land- und forstwirtschaftlichen Kulturen."

Bei den komplexen Wechselbeziehungen zwischen Klima, Boden, Wasser und Pflanze ist jede einseitige Betrachtung von Übel und eine pauschale Beurteilung der Bedeutung des Grundwassers für das Wachstum landwirtschaftlicher Kulturpflanzen abzulehnen. Andererseits ist man gerade bei der Beurteilung von Grundwasserabsenkungen, bei denen häufig von Seiten der Landwirtschaft Trockenschäden geltend gemacht werden, aufgrund bodenkundlicher, pflanzenkundlicher und wasserwirtschaftlicher Erkenntnisse doch wesentlich sicherer geworden. Ich möchte die gesicherten Tatsachen in Erinnerung rufen.

Das Grundwasser (Def. nach DIN 4049 "Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und nur der Schwere unterliegt") spielt für die Wasserversorgung unserer Kulturpflanzen nur dort eine Rolle, wo

- o die kapillare Aufstiegshöhe eine mengenmäßig bedeutende Wassernachlieferung aus dem Grundwasser zuläßt und
- o im Frühjahr bei absinkendem Grundwasserspiegel der Wurzelraum auf Feldkapazität gesättigt hinterlassen und dieser Teil des Bodenwassers durch Niederschläge während der Vegetationszeit nicht ergänzt wird.

Auch aus diesen Ausführungen mögen Sie ersehen, wie wichtig die Angaben in der Profilbeschreibung nach DIN 19680 über die Durchwurzelungstiefe und den möglichen kapillaren Aufstieg vom Grundwasser sind. Gerade bei der Beurteilung von Trockenschäden müssen m.E. einige "klassische Irrtümer" berichtigt werden.

Ein Beispiel sind die in den Jahren 1947 und 1949 im Altmühltal festgestellten Trockenschäden. Die Ursache hierfür lag m.E. nicht im tiefliegenden Grundwasserspiegel, sondern neben der negativen klimatischen Wasserbilanz (N - ETP) im Wegfall der häufigen Überschwemmungen. Diese füllten nämlich vor der Altmühlregulierung immer wieder die Bodenwasservorräte der durchwurzelten Zonen auf.

Auch die "fruchtbaren Nilüberschwemmungen" hatten ihren Wert sicher weniger in der mineralischen Düngung als in der bewässernden Wirkung.

Der Schlüssel zum Verständnis von Trockenschäden liegt nach den heutigen Erkenntnissen

- o in der klimatischen Wasserbilanz (N - ETP),  
(siehe DIN 19685, zur Zeit im Entwurf),
- o im spezifischen Wasserverbrauch und der Durchwurzelungstiefe (Hauptmasse der ernährungsaktiven Wurzeln) der Kulturen,
- o in der nutzbaren Feldkapazität des Bodens im Bereich der Durchwurzelungstiefe und

- o in der kapillaren Aufstiegsmenge bei verschiedenen Aufstieghöhen und damit im Flurabstand des Grundwassers und dessen zeitlichem Verlauf.

Es ist selbstverständlich, daß bei derartigen Gutachten eine enge Zusammenarbeit der Fachdisziplinen Bodenkunde, Pflanzenkunde und Wasserwirtschaft erforderlich ist. So wird in allen bedeutenden Fällen die bodenkundliche und wasserwirtschaftliche Beweissicherung durch pflanzensoziologische Kartierung zu ergänzen sein.

Es erscheint mir aber zum Teil auch nötig, solche Gutachten wieder zu versachlichen. Bei den beteiligten Landwirten dürfen z.B. durch unbedachte Stellungnahmen keine nicht gerechtfertigten Entschädigungswünsche ausgelöst werden, auch wenn der wirtschaftlich Stärkere zur Kasse gebeten wird.

Lassen Sie mich noch kurz auf drei besonders aktuelle Themen eingehen:

- o Auf den Problembereich Mineraldüngung, Nährstoffverlagerung und Gewässereutrophierung,
- o das Problem Bodenerosion durch Monokulturen und
- o das Problem Sozialbrüche.

#### 2.4 Mineraldüngung - Nährstoffverlagerung - Gewässereutrophierung

Herr Dr. Czeratzki stellt in seiner Veröffentlichung "Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion" (Landbauforschung Völkenrode 1973 Heft 1) zutreffend fest:

"Seit ihren Anfängen ist die Mineraldüngung einer kritischen Diskussion über ihre Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit, die Qualität der erzeugten Nahrungsmittel und nunmehr auch auf die menschliche Umwelt ausgesetzt."

Wie sieht nun die Wasserwirtschaft dieses Problem?

Die Gewässeruntersuchungen in Bayern haben ergeben, daß die Belastung kleiner und kleinster Gewässer mit Nährstoffen vielfach auch dort zugenommen hat, wo keine Abwassereinleitungen vorliegen. Als Hauptverursacher dieser Gewässereutrophierung werden allgemein ausgewaschene oder mit dem Boden abgeschwemmte Nitrate und Phosphate angesehen, weil diese Bodennährstoffe die Entwicklung der Wasserflora maßgeblich beeinflussen.

In der Veröffentlichung "Gewässerschutz in Bayern", die vom Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft bearbeitet und von den Staatsministerien des Innern und für Landesentwicklung und Umweltfragen 1972 gemeinsam herausgegeben wurde, wird bei den Grundsätzen des Gewässerschutzes u. a. gefordert:

"Der wachsenden Belastung der Gewässer aus der Landwirtschaft muß entgegengewirkt werden durch Änderung landwirtschaftlicher Verfahrensweisen, insbesondere durch bessere Methoden der Bodenkonservierung zur Verhinderung von Bodenerosion, durch sorgfältigere Beseitigung oder Verwertung von tierischen Ausscheidungen, Abwasser und Abfall, durch Entwicklung neuer Schädlingsbekämpfungs- und Düngemittel und durch Aufklärungsarbeit bei der landwirtschaftlichen Bevölkerung."

Der Vorwurf "der wachsenden Belastung der Gewässer aus der Landwirtschaft" hat natürlich zu Darstellung und Gegendarstellung geführt. Dank der oben zitierten Arbeit von Herrn Dr. Czeratzki können wir die einzelnen Einflüsse qualitativ bereits beurteilen; was uns noch fehlt, sind weitere quantitative Ergebnisse. Seit 1973 befaßt sich das Kuratorium für Kulturbauwesen mit diesen Fragen. Die Neuorganisation dieses nunmehr Kuratorium für Wasser und Kulturbauwesen (KWK) genannten Vereinigung sieht unter der Obmannschaft von Herrn Prof. Dr. Kuntze einen eigenen Arbeitsausschuß "Nährstoffauswaschung" vor. Wir wissen damit unsere Frage in guten Händen.

Und nun zum Problem der Bodenerosion durch Monokulturen!

## 2.5 Bodenerosion durch Monokulturen

Die Erosionsanfälligkeit der Böden ist in Mitteleuropa geringer als in vielen Gebieten der Erde. Ereignisse, wie der Staubsturm vom 14.5.1934, der große Teile Nordamerikas erfaßte und den Boden von der Fläche der Bundesrepublik Deutschland bis in den über 3 000 km entfernten Atlantik trug, sind bei uns nicht denkbar. Man sollte daher solche Naturereignisse nicht in einem Atemzug z.B. mit den örtlich begrenzten Staubstürmen im Dachauer Moos nennen. Die dort zu beobachtenden Bodenverwehungen können in einem trockenen Frühjahr auftreten, wenn der als Acker genutzte Boden noch keine schützende Vegetationsdecke trägt. Auch sind unsere Bodenabschwemmungen nicht vergleichbar mit den Überschwemmungen des Missouri vom Juli 1947, die nach Schätzungen 115 Mio Tonnen Mutterboden abschwemmten.

Trotz dieser in mehreren Zehner-Potenzen unterschiedlichen Erosionsgefahr der mitteleuropäischen Böden zu anderen Gebieten der Erde ist nicht zu übersehen, daß bei uns die Erosionsgefahr zunimmt. Wir kennen Erosionsprobleme im gesamten Alpenraum, wo nicht naturbedingt, sondern anthropogen beeinflusst die erodierten Flächen in den vergangenen Jahren sich annähernd verdreifacht haben. Wir erleben laufend den Übergang der traditionellen bäuerlichen Nutzung zur Intensivnutzung mit Monokulturen. Das Pendant zu den reinen Fichtenforsten des vergangenen Jahrhunderts sind heute die Maismonokulturen. Das Schwergewicht der Erosionsforschung in wasserwirtschaftlicher Hinsicht liegt auf der Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Niederschlag, Vegetation und Bodenabtrag. Die Untersuchungen von Herrn Reg.-Dir. Dr. Karl des Bayer. Landesamts für Wasserwirtschaft erstrecken sich vor allem auf Weinberge vor und nach der Flurbereinigung, auf Fichten- und Buchenreinbestände, auf Mais und Hopfen und auf Brachland. Auch bei diesen praxisnahen Forschungsvorhaben befinden wir uns wohl auf dem richtigen Weg. Die personelle Zusammensetzung des KWK-Ausschusses "Bodenerosion", der von Herrn RD Dr. Karl als Obmann geleitet wird, läßt eine vielversprechende Arbeit erwarten.

Noch einige wenige Worte zum Problemkreis "Sozialbrache"!

## 2.6 Sozialbrache

Auch wir in Bayern haben mit dem Problem Sozialbrache zu ringen.

Welche Alternativen bieten sich zur Sozialbrache an?

Zunächst wurde an den bezahlten Landschaftspfleger gedacht. Ich glaube jedoch, daß man nicht nur im Hinblick auf die angespannte Lage öffentlicher Haushalte dieses Gedankenmodell als Planungsmüll nunmehr endgültig zum Akt legen sollte. Wir wissen, daß nur eine gesunde Landwirtschaft in der Lage ist, großflächig die Rolle des Landschaftspflegers zu übernehmen. Ich bin überzeugt, daß es auch in Zukunft sinnvoller und wirtschaftlicher sein wird, die Landwirtschaft zu fördern, als zu versuchen, die Landschaft ohne den Bauern zu erhalten.

Als weitere Alternative wird der Vorschlag unterbreitet, brachfallende Flächen in Form der unregelmäßig genutzten Standweide (Cowboy-Hutung) extensiv weiterzunutzen. Auch dieser Vorschlag ist keine Lösung. Der Sozialbrache geht meist das Auflösen landeskultureller Einrichtungen voraus. Wir stellen fest, daß bei unseren bodenkundlichen und klimatischen Verhältnissen eine auch irgendwie geartete extensive landwirtschaftliche Nutzung nur möglich ist, wenn die Entwässerungseinrichtungen erhalten werden. Ein Versuch der Extensivnutzung in Heigenbrücken bei Aschaffenburg hat gezeigt, daß bei einer derartigen Nutzung innerhalb kurzer Zeit die Grasnarbe zerstört wird und Bodenabschwemmungen bei Hochwasser die Folge sind.

Vom Bund Naturschutz in Bayern e. V. - einer der größten Naturschutzorganisationen der Bundesrepublik Deutschland - wird nun immer wieder die Forderung erhoben, die aus der landwirtschaftlichen Nutzung ausscheidenden Flächen einfach der natürlichen Sukzession zu überlassen und als sog. ökologische Zellen liegen zu lassen. Die möglichen Auswirkungen einer solchen Landnutzungsänderung sind nur in Umrissen bekannt. Hinsichtlich der bodenkundlichen Verhältnisse erwartet man eine Versauerung der nicht mehr landwirtschaftlich genutzten Flächen, einen kurzfristig erhöhten Nährstoffaustrag und die Abnahme

angereicherter Nährstoffe. Die wasserwirtschaftlichen Auswirkungen sind noch weniger erforscht. Es wird sich die Evapotranspiration, die Interception, es wird sich der Oberflächenabfluß in Hanglagen, das Speichervermögen des Bodens und es werden sich die Grundwasserverhältnisse im Boden ändern. Der von meinem Kollegen, Herrn Ministerialrat Pröbstle, als Obmann geleitete Arbeitsausschuß "Nutzung und Erhaltung der Kulturlandschaft" des KWK hat es sich zur Aufgabe gestellt, u. a. die Auswirkung von Nichtbearbeitung landwirtschaftlich genutzten Bodens auf den Wasserhaushalt und die Beziehungen zwischen Flächenversiegelung und Wasserhaushalt zu ermitteln. Hier steht eine echte Grundlagenarbeit bevor, die nur interdisziplinär gelöst werden kann.

Verehrte Damen, meine Herren!

Lassen Sie mich zum Schluß meiner Ausführung kommen. Ich bitte um Nachsicht, wenn ich in meinem Referat weniger Antworten gegeben als Fragen gestellt habe. Mein Referat sollte jedoch nach dem Wunsche der Veranstalter unter dem Motto stehen: "Was erwartet die Wasserwirtschaft von der Bodenkunde?"

Ich glaube, diese Frage habe ich im Rahmen der verfügbaren Zeit beantwortet.

Meine Ausführungen bezogen sich auf mitteleuropäische Verhältnisse. In ariden und semiariden Klimazonen müßten die Fragen zum Teil anders lauten. Aus Amerika kommt der Begriff des watershed management's. Während bei uns und in vielen Ländern der Boden einzig und allein nach dem Gesichtspunkt optimaler land- und forstwirtschaftlichen Produktion bewirtschaftet wird, könnte sich durchaus auch die Aufgabe einmal ~~ee~~ stellen, den Boden so zu bewirtschaften, daß er güte- und mengenmäßig optimale Wassererträge liefert. Wenn man die Zunahme der Nitrate im Grundwasser beobachtet, die sich dem zulässigen Grenzwert von  $90 \text{ mg NO}_3/\text{l}$  für Trinkwasser zum Teil bereits bedenklich nähert, dann scheint auch bei uns die Landbewirtschaftung unter dem Gesichtswinkel des Wasserertrages aktuell zu werden. Auch dieses Beispiel zeigt, wie eng unsere Fachdisziplinen miteinander verbunden sind. Die Bedeutung unserer Fachbereiche sehe ich darin, daß die Bevölkerungsentwicklung der Erde letztlich wohl durch die Faktoren Wasser und Boden begrenzt sein wird.

Umweltprobleme der Bodenfruchtbarkeit

von  
Finck, A.\*

In diesem Übersichtsreferat werden sowohl durch Umwelteinflüsse verursachte Schäden an Kulturpflanzen als auch durch die pflanzliche Produktion verursachte Schäden an der Umwelt behandelt.

Die Produktion im Landbau kann hinsichtlich Ertrag und Qualität der erzeugten Produkte durch "Umweltschäden" an Böden nachteilig beeinflusst sein, nämlich durch Anreicherung von Nährstoffen im Boden bis über die Toxizitäts-Grenze, sowie durch Anreicherung von phytotoxischen oder die Nahrungsqualität verschlechternden anorganischen oder organischen Stoffen. So verursachen Industrie- und Siedlungsabfälle z. B. Schwermetall-Toxizitäten, wenn die Filterkapazität des Bodens überschritten wird.

Als Schäden der landwirtschaftlichen Produktion an der Umwelt werden meist die Eutrophierung von Gewässern und die Anreicherung des Trinkwassers mit bestimmten Stoffen als Folge der Düngung genannt (womit die Liste jedoch nicht vollständig ist). Wenn auch unbestreitbar ein Teil der Düngung unbeabsichtigt aus dem durchwurzelteten Boden verlorenggeht, so wird der aus der Düngung stammende Anteil doch oftmals übertrieben angegeben, da die Nährstoffauswaschung aus ungedüngten Naturböden nicht genügend in Rechnung gestellt wird.

Im Gegensatz zur verbreiteten Ansicht sind letztlich hohe Bodenfruchtbarkeit mit entsprechend hoher landwirtschaftlicher Produktion und weitgehende Umwelterhaltung keine divergierenden Ziele, wobei stets eins auf Kosten des anderen gehen müßte. Vielmehr bedeutet hohe Bodenfruchtbarkeit gleichzeitig auch bessere Filterfunktion und effektivere Nährstoffspeicherung in der Substratzone, was sowohl der Produktion als auch dem Umweltschutz zugute kommt.

Ausführliche Darstellung siehe: FINCK, A.: Umweltprobleme der Pflanzenernährung. Schriftenreihe der Agrarwiss. Fak. Kiel 1975

---

\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel





Umweltsicherung als Aufgabe  
der staatlichen Bodenforschung

von  
Heide, G. +)

Nach dem von der Bundesregierung vorgelegten Umweltprogramm umfaßt der Umweltschutz die Gesamtheit aller Maßnahmen, die erforderlich sind, um dem Menschen eine Umwelt zu sichern, wie er sie für seine Gesundheit und ein menschenwürdiges Dasein braucht, um Boden, Luft und Wasser, Pflanzen- und Tierwelt vor nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe zu schützen und um Schäden oder Nachteile aus menschlichen Eingriffen zu beseitigen. Nachteilige Wirkungen auf den Boden, das Grundwasser oder den tieferen Untergrund sind vielfach nicht so offensichtlich wie die Verunreinigung der Luft oder die Verschmutzung der Oberflächengewässer. Sie können jedoch um so schwerwiegender sein, weil sie vielfach erst spät erkennbar werden, nachhaltig wirken oder sogar irreparabel sind. Zu den unabdingbaren Voraussetzungen für die Erhaltung und Wiederherstellung einer funktionsgerechten Umwelt gehören deshalb die Erforschung der natürlichen Eigenschaften von Boden, Grundwasser und Gestein und die Kenntnis ihrer Regenerationsfähigkeit.

Der nicht vermehrbare Produktionsfaktor Boden wird in der Bundesrepublik Deutschland in ganz außergewöhnlichem Umfang beansprucht. Durch Bebauung, Rohstoffgewinnung, Anlage von Verkehrswegen und industriellen Bedarf gehen täglich 125 ha verloren, davon alleine in Nordrhein-Westfalen etwa 30 ha. Auf das Bundesgebiet bezogen sind das 44 000 ha, die Jahr für Jahr der bisherigen land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung entzogen werden.

---

+) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld

Der Boden als oberste belebte Verwitterungsschicht der festen Erdrinde bedarf deshalb des besonderen Schutzes vor nachteiligen menschlichen Einwirkungen, da er die Grundlage für den Pflanzenwuchs, für die menschliche Ernährung und für die Beschaffenheit des Grundwassers darstellt. An anthropogenen Einwirkungen auf den Boden sind eine ganze Reihe verschiedenster Faktoren zu nennen, die auf bergbauliche, wasserwirtschaftliche und industrielle Maßnahmen zurückzuführen sind.

Am Beispiel des geplanten Tagebaues Hambach werden die Eingriffe des Menschen in das Wirkungsgefüge einer Landschaft, die umweltrelevanten Auswirkungen auf Boden, Wasser und Vegetation und die Möglichkeiten der Wiederherstellung eines funktionsgerechten Naturhaushalts aufgezeigt. Die Schwermetall-Anreicherung der Böden im Raum Stolberg, ihre Ursachen und die Auswirkungen auf das umweltrelevante System Boden - Pflanze - Tier - Mensch werden als weiteres Beispiel einer nachhaltigen anthropogenen Beeinflussung der Umwelt diskutiert.

Die Bodenforschung kann wesentlich dazu beitragen, eingetretene Umweltschäden zu erkennen, Maßnahmen zur Gefahrenabwehr aufzuzeigen und die Wiederherstellung einer funktionsgerechten, naturnahen Umwelt zu ermöglichen.

Porengrößenverteilungen und Fließgrenzen  
allophanhaltiger Böden

von

Becher, H.H.<sup>+</sup>

Bei den zur Auswahl stehenden Exkursionsprofilen im Nationalpark Bayerischer Wald fiel insbesondere das lockere Gefüge der  $B_V$ -Horizonte auf neben dem Greasing-Effekt, weshalb wegen Allophanverdachts diese Horizonte auf Allophan hin und die damit verbundenen bodenphysikalischen Eigenschaften untersucht wurden. Die Ergebnisse sollten die Fragen der Stabilisierung des lockeren Gefüges und des Wasseraustritts infolge Greasing klären helfen. Die bodenphysikalischen Untersuchungen, über die hier nur berichtet wird, erfolgten an 5  $B_V$ -Horizonten (Mittagsplatz (B/1)(2), unterhalb Geländestufe (B/5)(1), Köhlerwald (Mitt. DBG 17)(2)) und am  $A_{lg}$  und  $B_{tg}$  einer Löß-Pseudogley-Parabraun-erde. Die Porengrößenverteilungen wurden an gegreasten bzw. ungestörten Proben, die Fließgrenzen an naturfeuchtem und luft-trockenem Material ermittelt.

Im Köhlerwaldprofil lagen die Fließgrenzen des naturfeuchten Materials mit 65 bzw. 61% deutlich über denen aus dem Bayerischen Wald mit 50, 43 und 30%. Die Lufttrocknung verminderte die Fließgrenzen jeweils um  $\sim 20\%$ , während das Absieben der störenden Fraktion  $> 0,2$  mm die Fließgrenzen im Bayerischen Wald gegenüber naturfeucht im Mittagsplatzprofil um 4%, unterhalb Geländestufe wegen des hier höheren Sandanteils um 24% erhöhte.

Die mit 70-80% PV sehr porösen Köhlerwaldhorizonte zeigten infolge Greasing eine PV-Abnahme um 6-12%, während die Bayerischen-Wald-Horizonte (58-65% PV) eine PV-Abnahme um 3-8% aufwiesen und bei den Lößhorizonten (45-50% PV) eine nur geringe PV-Abnahme festgestellt werden konnte. Die PV-Abnahme beruhte hauptsächlich auf einer Abnahme an weiten Grobporen bei gleich-

<sup>+</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 805 Freising-Weihestephan

zeitigem Gewinn an Feinporen. Der  $B_{v1}$  unterhalb Geländestufe nahm wegen seines hohen Sandanteils eine Sonderstellung ein. Die den einzelnen Saugspannungen zuzuordnenden Volumenanteile wiesen 3 Gruppen aus, von denen eine ab  $pF$  1,3  $\approx$  150  $\mu$  Porendurchmesser noch eine beträchtliche Volumenabnahme aufwies, während sich die zweite durch nur noch geringfügige Änderungen ab  $pF$  1,3 auszeichnete. Der dritten Gruppe ist der sandreiche Horizont zuzurechnen.

Die bezüglich allophanhaltiger Böden gegenüber chemisch-mineralogischen Untersuchungen wesentlich geringeren bodenphysikalischen Informationen erschweren selbstverständlich eine Allophangehaltsabschätzung. Für die Stabilisierung des lockeren Gefüges im Bayerischen Wald kommt aufgrund der chemischen Untersuchungen kein Allophan in Frage. Nach der von Warkentin und Maeda (1974) gegebenen Beziehung zwischen Allophangehalt und Fließgrenze müßten die allophanhaltigen Köhlerwaldhorizonte 20 und 10% Allophan, dagegen die Bayerischen-Wald-Horizonte 15, 13 und 10% aufweisen. Der Greasing-Effekt, nach der 7. Approximation als Abtrennungskriterium für allophanhaltige Böden herausgestellt, ist nur wirksam, wenn die Bodenproben im ungestörten Zustand mindestens Feldkapazität aufweisen, die im Bayerischen Wald bei 60 cmWS, im Vogelsberg bei  $< 300$  cmWS anzusetzen ist. Der Greasing-Effekt tritt allerdings auch bei allophanfreien Böden auf und muß deshalb als Abtrennungskriterium verworfen werden, obwohl die beobachteten Volumenabnahmen einen gewissen Allophangehalt andeuten. Dagegen nähern sich die an ungestörten Proben ermittelten Porengrößenverteilungen, Porenvolumina und Lagerungsdichten aus dem Bayerischen Wald denen von Ellies (1975) an südchilenischen Aschenböden (Trumaos) bestimmten Werten, während das Köhlerwaldprofil diesbezüglich sicher als allophanhaltiger Boden eingestuft werden kann.

Die bodenphysikalischen Untersuchungen erbrachten für das Köhlerwaldprofil den Nachweis von Allophan, während dies für die Bayerischen-Wald-Horizonte nicht möglich war. Es konnte aber gezeigt werden, daß der sogen. Greasing-Effekt nur zu beobachten ist, wenn die bei mindestens Feldkapazität gegreaste Probe eine PV-Abnahme  $>$  (Wassersättigung - FK) aufweist. Für die Stabilisierung des lockeren Gefüges kommen wohl -- bei dem hohen  $C_t$ -Gehalt -- nicht untersuchte organomineralische Verbindungen, nicht jedoch Allophan in Frage.

Literatur:

Ellies, A.: Untersuchungen über einige Aspekte des Wasserhaushalts vulkanischer Aschenböden aus der gemäßigten Zone Südchiles. Diss. TU Hannover (1975)

Mitt. DBG 17, 222-223 (1973)

Warkentin, B.P., und Maeda, T.: Physical properties of allophane soils from the West Indies and Japan. Proc. Soil Sci. Soc. Am. 38, 372-377 (1974)

Den Mitarbeitern des Instituts für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-von-Liebig-Universität Gießen danken wir für die Überlassung der Vogelsbergproben.



Zum Verhalten von Böden unter äußerer Belastung

von

Sommer, C.<sup>+</sup>

1. Einleitung und Problemstellung

Der Einsatz immer leistungsstärkerer Maschinen und Geräte in der Feldwirtschaft bringt dem Landwirt große Vorteile. Insbesondere bei der Bodenbearbeitung, deren Geräte häufig den höchsten Anspruch an den Kraft- und Leistungsbedarf stellen, konnte die Flächenleistung gesteigert und Arbeitsgänge eingespart werden. Andererseits verursacht die Übertragung hoher Zugkräfte durch den Schlepper im Boden Schub- und Normalspannungen, die im Hinblick auf das Pflanzenwachstum schädliche Bodenverdichtungen hervorrufen können.

Gerade im Hinblick auf die neuesten Schlepperentwicklungen, SÖHNE [5], mit denen die Industrie in Leistungsklassen kommt, an die der Landwirt bei Einführung der Motorisierung nicht zu denken gewagt hatte, wird die Frage gestellt, ob und unter welchen Bedingungen mit Schäden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu rechnen ist und wie diese eventuell zu vermeiden oder zu beseitigen sind [8].

Das Verformungsverhalten eines Bodens muß im Zusammenhang mit den damit verbundenen Änderungen der Bodenfunktionen, die für das Pflanzenwachstum von Bedeutung sind, gesehen werden. Deshalb knüpfen die eigenen Untersuchungen an die Definitionen des Bodengefüges nach ALTEMÜLLER [1] an, der die Bodengemengteile

<sup>+</sup> Institut für Biochemie des Bodens der Forschungsanstalt für Landwirtschaft, 33 Braunschweig, Bundesallee 50



als Bauelemente des Bodens in gestaltlicher und funktioneller Hinsicht betrachtet. In Anlehnung an diese Betrachtung werden im folgenden zwei Böden bezüglich ihrer Verdichtungsempfindlichkeit verglichen. Zielfunktionen, die das Verhalten eines Bodens unter statischer Belastung beschreiben sollen, erleichtern die Interpretation der Ergebnisse.

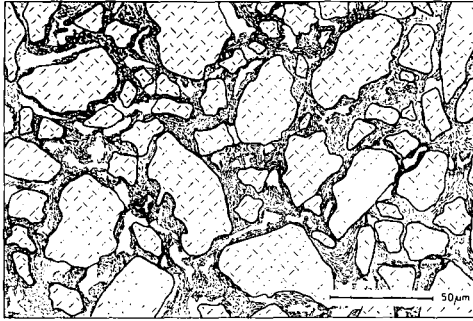
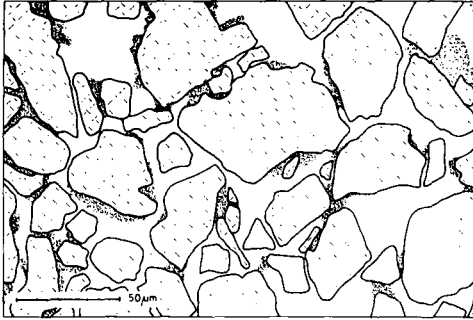
## 2. Versuchsdurchführung

### 2.1 Beschreibung der Versuchsböden

Die Bodenproben sind in möglichst ungestörter Lagerung aus zwei Profilen entnommen worden. Boden A ist eine Pseudogley-Parabraunerde, die der Korngrößenzusammensetzung nach einen lehmigen Schluff (S:2%, U:86%, T:12%) darstellt. Die Proben für die Untersuchungen sind dem  $A_{p1}$ -,  $A_{p2}$ - und  $A_1$ -Horizont entnommen worden. Boden B ist eine stark degradierte Schwarzerde, nach der Schlämmanalyse ein schluffiger Lehm (S:20%, U:53%, T:27%). Hier sind die Proben dem  $A_{p1}$ -, dem  $A_{p2}$ - und dem  $A_h$ -Horizont entnommen worden.

Für die Verdichtungsempfindlichkeit dieser beiden Böden ist der unterschiedliche Aufbau des Makro- und Mikrogefüges entscheidend. Während sich Boden B durch nicht orientierte feine Risse und Spalten auszeichnet, fehlen diese Art Leitbahnen bei dem Boden A. Ihn durchziehen häufig Regenwurmröhren, die meist parallel zur Belastungsrichtung liegen und deshalb nicht zu schnell zusammenbrechen wie die genannten Leitbahnen des Bodens B.

Unterschiede im Mikrobereich sind durch die Korngrößenzusammensetzung beider Böden gegeben. Strichzeichnungen von Dünnschliffen mögen dies verdeutlichen, Bild 1. Beide Böden sind vorherrschend aus Grobschluff aufgebaut und haben in diesem Größenbereich etwa gleiche Packungsdichte. Die Zwischenräume sind bei der Parabraunerde frei oder nur teilweise mit Ton gefüllt. Bei der degradierten Schwarzerde sind die Kornzwischenräume dagegen stärker oder ganz mit Ton gefüllt. Damit steht in der Parabraunerde selbst nach Beseitigung des Grobporensystems zumindest ein Teil der Mittelporen



**Bild 1.** Kornpackung vorherrschend aus Grob-schluff , vereinfacht gezeichnet:Korngefüge, tonige Matrix und Hohlräume (oben: Versuchsboden A, unten: Versuchsboden B).

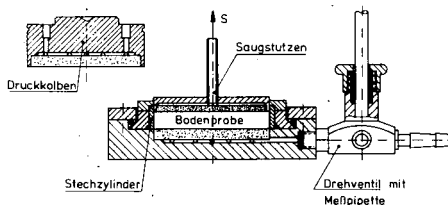
für Funktionen wie Wasserleitfähigkeit und Durchlüftung zur Verfügung. Hinzu kommt, daß sich der statische Verdichtungs-vorgang auf die Reduktion der Sekundärporen und die Beseitigung der Aggregate zu beschränken scheint, sich dabei aber an der Kornpackung im Bereich der Schluffkörner nur wenig Grundsätzliches ändert, SOMMER u.a. [ 6 ] .

## 2.2 Versuchsaapparatur

Die bei Feldkapazität sorgfältig entnommenen Bodenproben (d = 100 mm, h = 16 mm) wie auch die vorbereiteten, gesiebten Modellböden wurden auf keramische Saugplatten nach CZERATZKI gesetzt, anschließend in den Kompressions-Durchlässigkeits(KD)-Apparat nach CASAGRANDE eingebaut und nach der dort durchgeführten Verdichtung wiederum auf die Porengrößenverteilung hin untersucht.

Im KD-Apparat wird die zylindrische Bodenprobe durch die vertikal eingeleitete Belastung p zusammengedrückt, Bild 2. Dabei ist die Probe in waagrechter Richtung durch den Stechzylinder

fest eingespannt. Man spricht daher von einer verhinderten Seitendehnung. Dieser Spannungszustand tritt strenggenommen im Feld weder unter Laufwerken noch unter der Einwirkung von Bodenbearbeitungswerkzeugen auf. Um das Verhalten eines Bodens unter statischer Belastung zu studieren, bietet sich der KD-Apparat jedoch an, da die Probe vorher und nachher für andere Untersuchungen zur Verfügung steht.



**Bild 2.** Kompressions-Durchlässigkeits-Apparat.

### 3. Versuchsergebnisse und Diskussion

Theoretische, halbempirische oder empirische Ansätze wurden zur Auswertung der Ergebnisse der Laboruntersuchungen herangezogen, um in jedem möglichen Fall die Meßwerte mit Hilfe einfacher Methoden der Statistik in mathematischen Ausdrücken darstellen zu können. In Tafel 1 sind die vier gewählten Zielfunktionen und die verwendeten Gleichungen zusammengefaßt.

Zielfunktion	Verwendete Gleichung
Verdichtungskurve	$e = a + b \exp (c p)$ (1)
Zeit-Zusammendrückungskurve	$s = a + b \ln t$ bzw. (2)
	$s = a + b \exp (c t)$ (3)
pF - Kurve	$w = a + b \exp (c S)$ (4)
Beziehung zwischen Wasserdurchlässigkeit u. Porenziffer	$k_f = a + e^b$ (5)

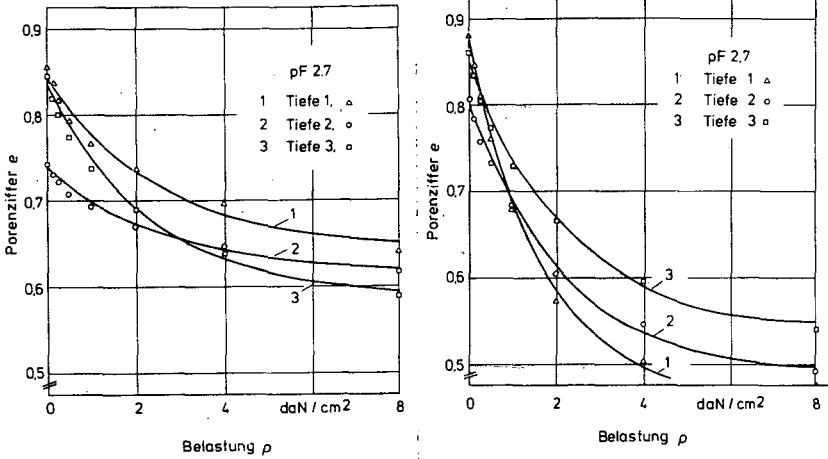
Tafel 1. Zielfunktionen und verwendete Gleichungen zur Charakterisierung der Verdichtungs-empfindlichkeit von Böden.

Die Abhängigkeit des nach einer Belastung  $p$  in der Bodenprobe verbleibenden Porenraumes über den zugehörigen Werten von  $p$  aufgetragen, soll als Verdichtungsfunktion bezeichnet werden. Diese Beziehung gibt einen indirekten Einblick in das Verhalten des gestaltlichen Bodengefüges gegenüber eingeleiteten Normalspannungen. Die Form dieser Verdichtungskurven muß im Zusammenhang mit den Beanspruchungen gesehen werden, denen die Gefügeelemente in der Probe ausgesetzt sind. Druck, Schub und Biegung überlagern einander. Die Stabilität der Gefügeelemente und die Ausbildung des Porensystems werden neben den üblichen Angaben, mit denen ein Boden beschrieben wird (Textur, Wassergehalt, Kohäsion, Winkel der inneren Reibung u.a.), die Koeffizienten der Verdichtungsfunktion beeinflussen.

Gl.(1) hat gegenüber anderen aus der Literatur bekannten Gleichungen den Vorteil einer waagrechten Asymptoten, KEZDI [ 3 ]. Diese muß vorhanden sein, weil zum einen der Zustand, in dem die Porenziffer  $e$  - also das Verhältnis des Rauminhalts aller Poren zum Volumen der Bodenfestsubstanz - gleich Null ist nur bei sehr hohen Drücken und auch nur theoretisch möglich wäre, zum anderen in diesem Fall nicht mehr von 'Boden' gesprochen werden könnte.

Dieses anschaulichen Vorteils wegen ist bei der Auswertung der eigenen Meßergebnisse Gl.(1) getestet worden, obgleich mit ihr der mathematische Aufwand hoch ist, da sie keine linearisierende Transformation zuläßt.

Bild 3 enthält als Beispiel die Meßwerte und die Ausgleichskurven für drei Einzelproben des Bodens A in natürlicher Lagerung. Die Kurven, die zum  $A_{p_1}$ - bzw.  $A_{p_2}$ -Horizont gehören, verlaufen nach Berücksichtigung der unterschiedlichen Ausgangsporenziffer  $e_o = e_{p=0}$  daN/cm<sup>2</sup> ähnlich, während die Abnahme der Porenziffer bei der Probe des  $A_{p_2}$ -Horizonts geringer ist. Wegen der vorhandenen Schlepperradshle, die durch stetes Pflügen in der Furche aufgebaut wurde, werden die daraus entnommenen Bodenproben bei gleicher Belastung also weniger verdichtet, MORENO u.a. [ 4 ]. Der Verlauf der Verdichtungskurven des Bodens B kann ähnlich interpretiert werden. Auch bei ihm weist der  $A_{p_2}$ -Horizont eine Schlepperradsole auf.



**Bild 3.** Poroziffer in Abhängigkeit von der Belastung für Einzelproben des Versuchsbodens A (links) und des Versuchsbodens B (rechts). Vergleich zwischen den Meßwerten und den Ausgleichskurven nach Gl.1 bei einem Wassergehalt entsprechend pF 2.7.

Nicht nur aus den gezeigten Ergebnissen für Einzelproben, sondern auch aus allen Serienversuchen geht anhand der Verdichtungskurven die höhere Empfindlichkeit des Bodens B gegenüber statischen Belastungen hervor, SOMMER [7]. Das bei gleicher Belastung  $p$  durchgeführte Porozifferintervall  $\Delta e$  (b-Wert in Gl.1) ist stets größer und die minimale Poroziffer  $e_{\min}$  (a-Wert in Gl.1) immer kleiner als bei Boden A, Tafel 2.

Boden	$a \pm m_a$	$b \pm m_b$	$c \pm m_c$
A	$0.633 + 0.017$	$0.191 + 0.008$	$- 0.394 + 0.029$
B	$0.455 + 0.057$	$0.280 + 0.055$	$- 0.513 + 0.041$

**Tafel 2.** Beispiele ( $A_{p1}$ -Horizont, pF 2.7) für die ermittelten Koeffizienten a, b, c und deren mittlere Fehler der Verdichtungskurve nach Gl.1

Die Zeit-Zusammendrückungskurve erhält man, wenn die Setzung  $s$  des Bodens bei konstanter Belastung  $p$  zu verschiedenen Zeitpunkten  $t_i$  gemessen wird. Es ergeben sich bei logarithmischer Auftragung der Zeit  $t$  je nach Bodenart gerade (Gl.2), Bild 4 oder s-förmige Linien (Gl.3).

Die Ergebnisse seien hier nur zusammengefaßt. Es wurde deutlich, daß der plötzliche Anteil der Zusammendrückung gegenüber dem zeitabhängigen Anteil die dominierende Rolle spielt.

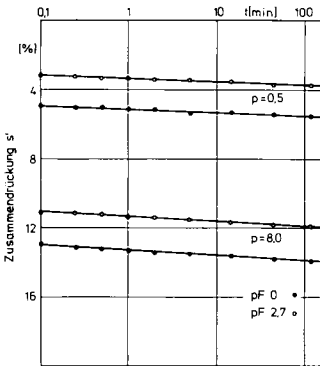
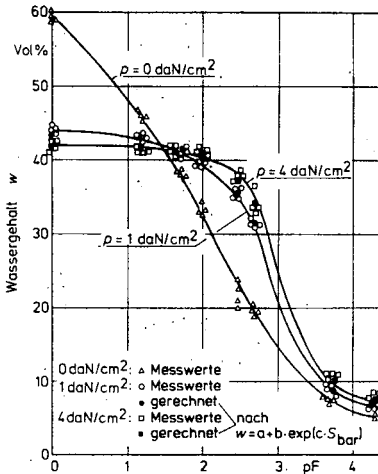


Bild 4. Bezogene Zusammendrückung in Abhängigkeit von der Zeit für Einzelproben in natürlicher Lagerung des Bodens A ( $A_{p1}$ -Horizont).

Sowohl für die Belastungsphase als auch für die Entlastungsphase ändert sich der Sofortanteil mit steigendem Flächen- druck stärker als der zeitabhängige Anteil der Zusammen- drückung. Demnach sollten sich unterschiedliche Fahr- geschwindigkeiten - innerhalb der in der Praxis üblichen Grenzen - landwirtschaftlicher Maschinen auf das Ausmaß der entstehenden Bodenverdichtung bei mittlerem Wassersättigungs- grad kaum auswirken.

Die Wasser-Saugspannungskurven in Bild 5 gelten für Aggre- gate  $< 1$  mm des lehmigen Schluffbodens. Die Belastung mit 1 und 4 daN/cm<sup>2</sup> macht sich im niedrigen pF-Bereich durch eine starke Abnahme, im mittleren pF-Bereich durch eine Zunahme des volumenprozentigen Wassergehalts bemerkbar. Für Proben in natürlicher Lagerung sind die Unterschiede nicht so groß.



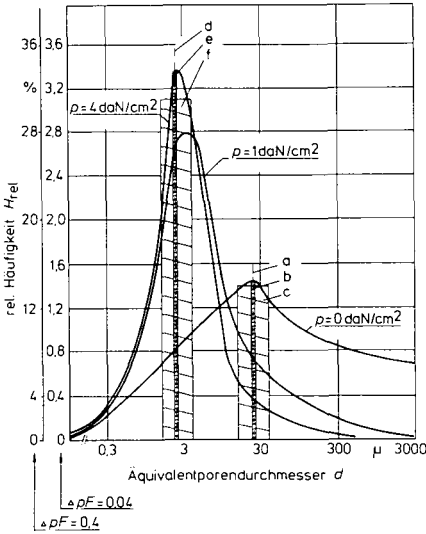
**Bild 5.** Wassergehalt  $w$  in Abhängigkeit vom  $pF$ -Wert für nichtverdichtete und verdichtete Aggregate  $< 1$  mm des Bodens A. Errechnete Punkte ( $\bullet$  und  $\blacksquare$ ) nach Gl.4.

Die Änderung der Porengrößenverteilung durch statische Belastung kann unter zwei verschiedenen Aspekten betrachtet werden :

- a) wie setzt sich das Gesamtporenvolumen vor und nach der Belastung zusammen?

Zur Beantwortung dieser Frage wird die  $pF$ -Kurve als Summenhäufigkeitskurve angesehen, indem ihr Schnittpunkt mit der Ordinate gleich 100 % (Gesamtporenvolumen) gesetzt wird. Durch graphische Differentiation erhält man die Häufigkeitsverteilung, nach der Unterteilung in gleichbreite  $pF$ -Klassen die relative Häufigkeit  $H_{rel}$  der zugehörigen Porenbereiche.

Bild 6 stellt die Verhältnisse für die Aggregate  $< 1$  mm des Bodens A dar. Das Maximum der Häufigkeitskurven verschiebt sich mit der Belastung von 0 auf  $1 \text{ daN/cm}^2$  stark zu kleinerem Porenäquivalentdurchmesser. Die Erhöhung auf  $p = 4 \text{ daN/cm}^2$  läßt die Häufigkeit der am meisten vorkommenden Poren zwar ansteigen, der Durchmesser dieser Poren hat sich aber kaum mehr verringert.

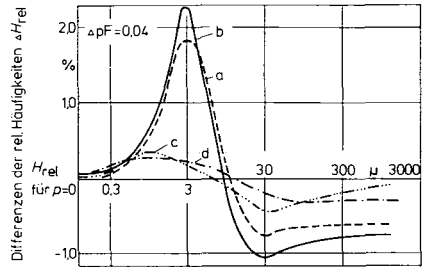


**Bild 6.** Relative Porenhäufigkeitsverteilung für unbelastete und verschieden belastete Aggregate < 1 mm des Bodens A.

- a  $d = 15.1 \div 38.0 \mu$
- b  $d = 22.9 \div 25.1 \mu$
- c  $d = 24.0 \mu$
- d  $d = 1.5 \div 3.8 \mu$
- e  $d = 2.3 \div 2.5 \mu$
- f  $d = 2.4 \mu$

**Bild 7.** Differenzen der rel. Häufigkeiten zwischen belasteten und nichtbelasteten Bodenproben

- a Boden A < 1 mm,  $p = 1 \text{ daN/cm}^2$
- b Boden A < 1 mm,  $p = 4 \text{ "}$
- c Boden A nat. Lagerung ( $A_{p1}$ -Horizont),  $p = 2 \text{ daN/cm}^2$
- d Boden B nat. Lagerung ( $A_{p1}$ -Horizont),  $p = 2 \text{ daN/cm}^2$



In Bild 7 sind die Differenzen der relativen Porenhäufigkeiten dargestellt, wie sie durch die vorgenommene Kompression verursacht werden. Die Abszisse steht für den Vergleichswert  $H_{rel, p=0}$ , so daß die Differenzen zwischen ihr und den Kurven die Zunahme der Poren bis etwa  $8 \mu$  und deren Abnahme im Bereich bis etwa  $2000 \mu$  deutlich machen. Die Böden in natürlicher Lagerung zeichnen erwartungsgemäß nicht so stark wie die gesiebten Aggregate < 1 mm. Festzuhalten bleibt, daß der Anteil der Poren  $> 100 \mu$  infolge einer Belastung von  $2.0 \text{ daN/cm}^2$  beim Boden B in natürlicher Lagerung stärker vermindert wird als beim Boden A.



b) wie ändert sich die mengenmäßige Porenverteilung durch statische Belastung?

Zur Beantwortung dieser Frage wird die Gesamtporenziffer  $e$ , die das Verhältnis aller Poren zum Volumen der Bodenfestsubstanz darstellt, in Bereiche unterteilt, die hier der Übersicht wegen nur die Grob-, Mittel- bzw. Feinporen zusammenfassen, obgleich die Unterschiede zwischen Boden A und Boden B erst durch feinere Unterteilung deutlich werden. Bild 8 (linker Teil) zeigt Ergebnisse für Aggregate < 1 mm des Bodens A. Die Grobporen > 10  $\mu$  sind bis 4. daN/cm<sup>2</sup> stark vermindert, die Mittelporen (10 ÷ 0.2  $\mu$ ) ein wenig vermehrt und der Anteil der Feinporen (> 0.2  $\mu$ ) gar nicht verändert worden. Bezieht man die Porenanteile auf das durch Belastung veränderte Gesamtporenvolumen des Bodens, Bild 8 (rechter Teil), so kann dies zu falschen Interpretationen der Ergebnisse führen. Bei Fragen der Bodenverdichtung ist demnach der Porenziffer gegenüber dem Porenvolumen der Vorzug zu geben.

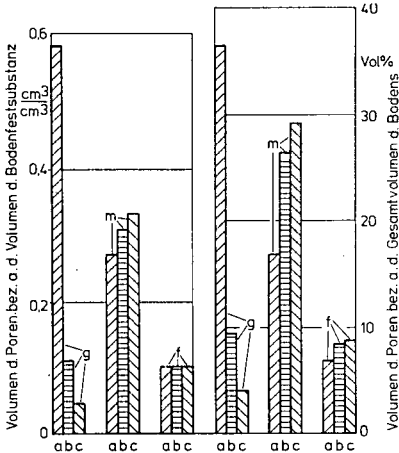


Bild 8. Änderung der Porengrößenverteilung durch Belastung. Boden A, Aggregate < 1 mm

- a p = 0 daN/cm<sup>2</sup>
- b p = 1 "
- c p = 4 "
- g Grobporen
- m Mittelporen
- f Feinporen

Da das Porensystem durch Aufbringung von Belastungen stufenweise verändert wurde, konnte jeweils der gesättigte Wasserdurchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  bestimmt und der entsprechenden Porenziffer  $e$  zugeordnet werden. Schon die Ergebnisse für gesiebte Böden, Bild 9, legen es nahe, die Steigung der in doppeltlogarithmischer Darstellung entstehenden Geraden als ein weiteres Maß für die Verdichtungsempfindlichkeit von Böden zu benutzen. Je flacher die Geraden ermittelt werden, um so geringer ist Änderung der Durchlässigkeit unter dem Einfluß einer Belastung.

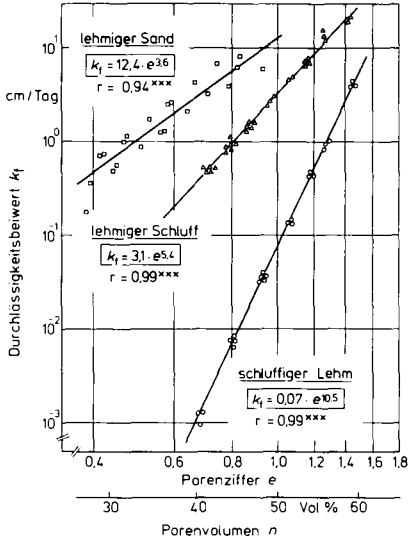


Bild 9. Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  in Abhängigkeit von der Porenziffer  $e$  für gesiebte Aggregate < 1 mm. Ausgleichsgeraden nach Gl.5.

Vergleicht man die beiden Böden, Bild 10, so ist festzustellen, daß für Boden B die Wasserdurchlässigkeit bei der hohen Porenziffer  $e = 1$  stets wesentlich höher ist als bei Boden A (a-Wert in Gl. 5), sie jedoch für etwa gleiches Porenzifferintervall stärker abnimmt (b-Wert in Gl.5), Tafel 3. Allerdings sind für Boden B sehr große Streuungen zu verzeichnen, was als Kennzeichen für den Gefügebau angesehen wird.

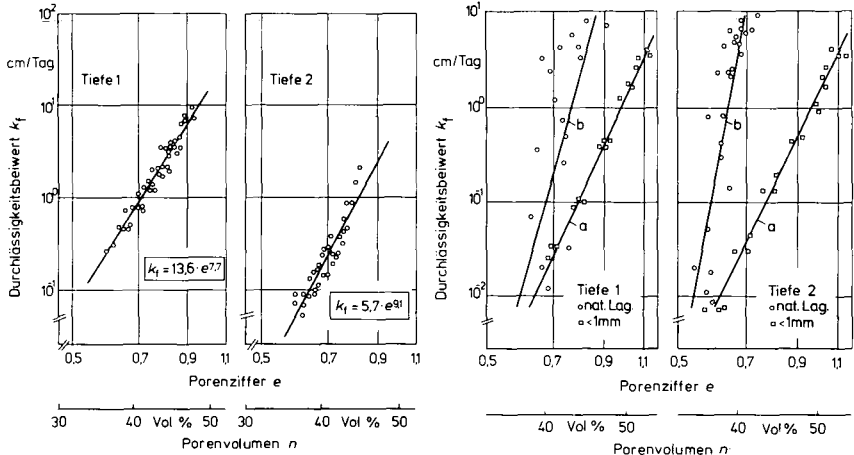


Bild 10. Durchlässigkeitsbeiwert in Abhängigkeit von der Porenziffer  $e$  für Bodenproben des Bodens A (links) und B (rechts, a gesiebte Aggregate < 1 mm, b Proben in nat. Lagerung).

Boden	a	$b \pm m_b$
A	13.6	$7.7 \pm 0.3$
B	99.0	$17.9 \pm 2.6$

Tafel 3. Beispiele ( $A_{p1}$ -Horizont) für die ermittelten Koeffizienten a, b der Beziehung zwischen dem Durchlässigkeitsbeiwert und der Porenziffer nach Gl.5.

Ordnen sich die Verdichtungskurven und auch die pF-Kurven der Modellböden in das Konzept der Verdichtungsempfindlichkeit gut ein - wonach die gesiebten Böden äußeren Belastungen gegenüber stets empfindlicher reagieren als jene in natürlicher Lagerung, so scheint dies die Beziehung zwischen dem Durchlässigkeitsbeiwert und der Porenziffer nicht zu tun. Hier verlaufen die Geraden der Modelle stets flacher (Bild 10). Der Grund dafür wird in der Porenkontinuität gesehen, HARTGE [2]. Diese ist nämlich bei den Modellböden durch die Isotropie der gesiebten, eingefüllten Aggregate gegeben, während Risse, Spalten und Röhren in Böden natürlicher Lagerung zu Porensystemen hoher Kontinuität führen können. Infolge statischer Belastung wurde diese Porenkontinuität besonders bei dem schluffigen Lehm stark geändert, die Änderung der Durchlässigkeit der Modelle war entsprechend geringer.

#### 4. Zusammenfassung

Das Verhalten von Böden unter äußerer Belastung wird anhand mikromorphologischer Betrachtungen und bodenphysikalischer Untersuchungen studiert. Am Beispiel zweier Böden werden Kriterien für deren Verdichtungsempfindlichkeit gegenüber statischen Belastungen dargestellt. Ausgewählte Zielfunktionen erleichtern den Vergleich der beiden Böden. Die Ergebnisse weisen übereinstimmend den schluffigen Lehm (Boden B), der auch als schwerer bearbeitbar gilt, gegenüber dem lehmigen Schluff (Boden A) als verdichtungsempfindlicher aus. Der Aufbau des Mikro- und Makrogefüges ist hierfür ausschlaggebend.

Unterschiede zwischen einem Modellboden und dem Boden in natürlicher Lagerung werden besonders herausgestellt, und es wird darauf hingewiesen, daß bei Fragen der Bodenverdichtung die Verwendung der Porenziffer gegenüber dem Porenvolumen Vorteile bietet.

## 5. Literaturhinweise

- 1 ALTEMÜLLER, H.-J.: Gedanken zum Aufbau des Bodens und seiner begrifflichen Erfassung.  
Z.f. Kulturtechnik Bd. 3(1962) Nr.6, S. 323/336
- 2 HARTGE, K.H.: Die Erfassung der Kontinuität der groben Poren aus ihrem Anteil im Boden und dem Permeabilitätskoeffizienten.  
Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkunde Bd. 94(1961) Nr. 2/3, S. 147/154.
- 3 KEZDI, A.: Grundlagen einer allgemeinen Bodenphysik.  
VDI Z. Bd. 108 (1967) Nr. 5, S. 161/166.
- 4 MORENO, F., SOMMER, C., CZERATZKI, W.: Einige bodenphysikalische Untersuchungen an der Schleppersohle einer degradierten Schwarzerde.  
Landbauforsch. Völkenrode Bd. 24 (1974) Nr. 2, S. 123/132.
- 5 SÖHNE, W.: Versuch einer Prognose der Leistung und Produktion der Ackerschlepper sowie ihrer konstruktiven Weiterentwicklung.  
Grundl. Landtechnik Bd. 22 (1972) Nr. 6, S. 51/59.
- 6 SOMMER, C., STOINEV, K.W., ALTEMÜLLER, H.-J.: Das Verhalten vier verschiedener Modellböden unter vertikaler Belastung.  
Landbauf. Völkenrode Bd. 23 (1972) Nr. 1, S.45/56
- 7 SOMMER, C.: Die Verdichtungsempfindlichkeit zweier Ackerböden.  
Landbauf. Völkenrode Sonderheft 26 (1975), Diss. TU Braunschweig.
- 8 SOMMER, C.; STEINKAMPF, H., ZACH, M., CZERATZKI, W.: Ein Beitrag zum Problem der Bodenverdichtung beim Einsatz leistungsstarker Schlepper.  
Landbauf. Völkenrode Bd. 25 (1975) Nr. 2



Saisonale Porenvolumen-Änderungen in Pelosolen

von

D. Gaese und E. Schlichting<sup>†</sup>

Die Feuchteabhängigkeit der Porengrößenverteilung in Pelosolen ist offenkundig, wurde bisher aber wenig untersucht (z.B. von Nagarajarao, 1965). Das gilt auch für das Porenvolumen, zumal Messungen an Stechzylindern problematisch sind (z.B. Risiko der Stauchung bei nassem oder Lockerung bei trockenem Boden, Rißverteilung, Mischung raum- und zeitabhängiger Differenzen). Pegeländerungen der Bodenoberfläche (s. Hartge, 1968) geben zwar den Summeneffekt, nicht aber die Tiefenfunktion der Änderungen wieder. Diese Nachteile können bei Messungen mit Dichtesonden vermieden werden.

Zur Beantwortung der Frage, wie groß die feuchteabhängige Amplitude der Porenvolumina bzw. der Raumgewichte im Jahreslaufe an verschiedenen Standorten ist, wurden an je einem km<sub>1</sub>-Mergelton-Pelosol unter Fichte u. unter Buche (Fi-Pe bzw. Bu-Pe) sowie an einem b<sub>g</sub>-Ton-Pseudogleypelosol unter Fichte (Fi-Pg Pe) (s. Abb.1) über zwei Jahre in höchstens 14-tägigen Abständen Wassergehalte (WG) mit der n-Sonde und Feuchtraumgewichte mit der  $\chi$ -Sonde gemessen und die Trockenraumgewichte (Rg) bzw. Porenvolumina (PV) errechnet.

Es ergaben sich beträchtliche Schwankungen der Rg und gegenläufige der WG, deren Amplitude bes. beim Rg zur Tiefe abnimmt (s. Abb.2). Niederschläge erhöhen die Wassermenge und den Porenraum im Solum mit einer Phasenverschiebung bei BuPe  $\leq$  Fi-Pe  $\leq$  Fi-PgPe (s. Abb.3), die also mehr von der Bodenform als von der Vegetation abhängt. Ursache ist vermutlich der höhere WG des Pg Pe; Hinweise auf Unterschiede in Quellungsgeschwindigkeit und -ausmaß ergaben sich nicht.

In Pelosolen führen also Quellung und Schrumpfung nicht nur zu einer Scherung im Bodeninneren und einer Änderung der Porengrößenverteilung, sondern auch zu Hebung und Senkung der Landoberfläche (in den drei Böden um ca. 6-8 cm) und zu einer entsprechenden Änderung des Porenvolumens.

<sup>†</sup>Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität (LH) Hohenheim, 7000 Stuttgart-Hohenheim

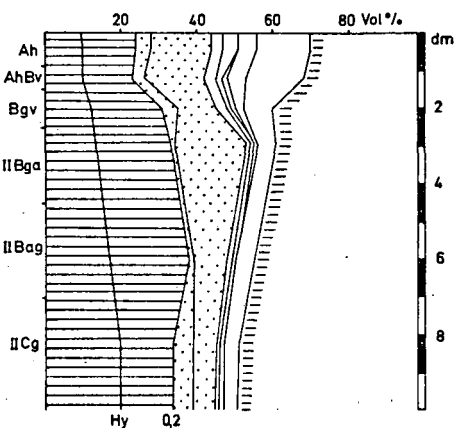
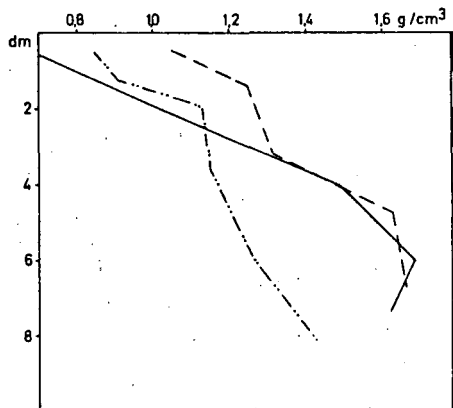
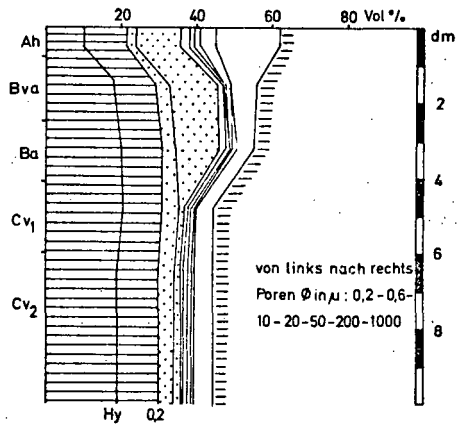
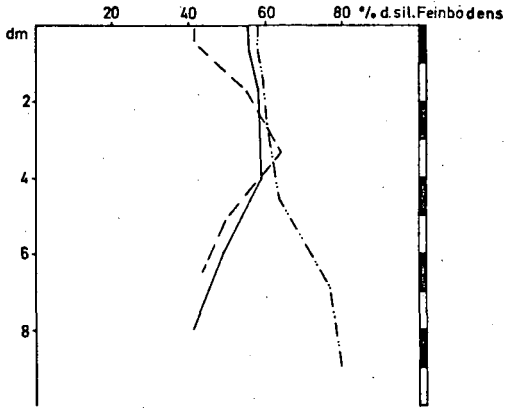
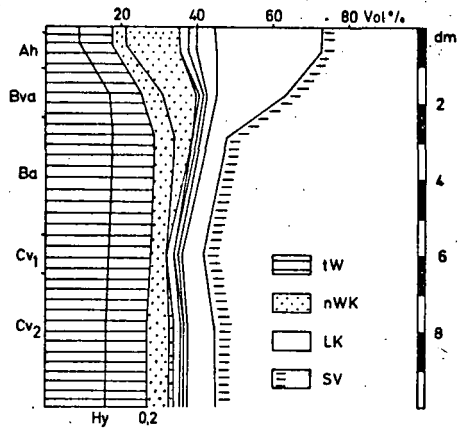
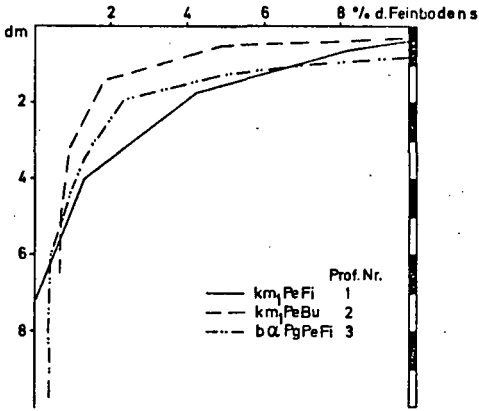


Abb.1 Humus- und Tongehalte sowie Gefüge (bei max. Quellung) der untersuchten Böden

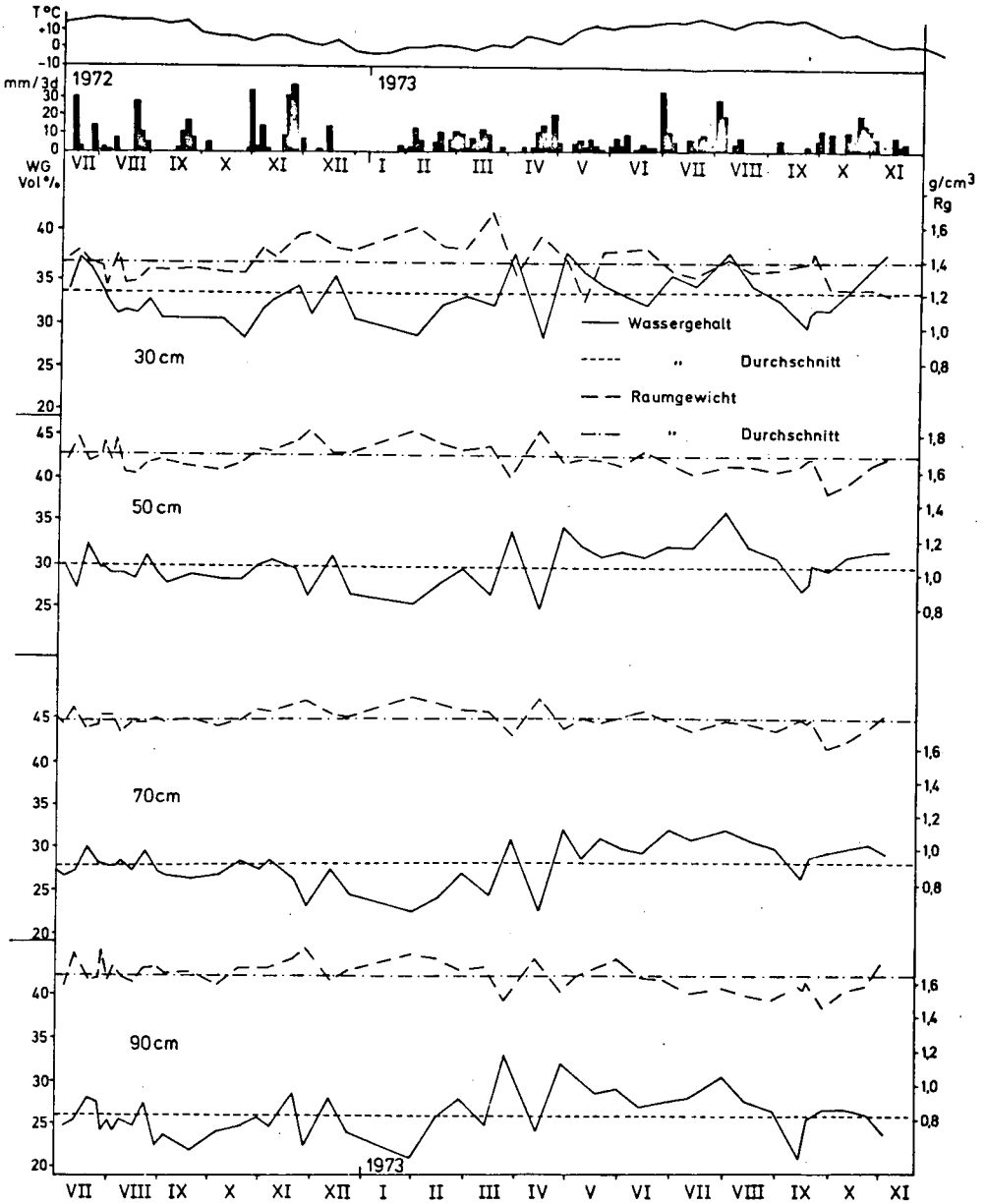


Abb. 2 Wassergehalte und Raumgewichte des  $k_{m_1}$ -Mergelton-Pelosols unter Fichte im Jahreslaufe



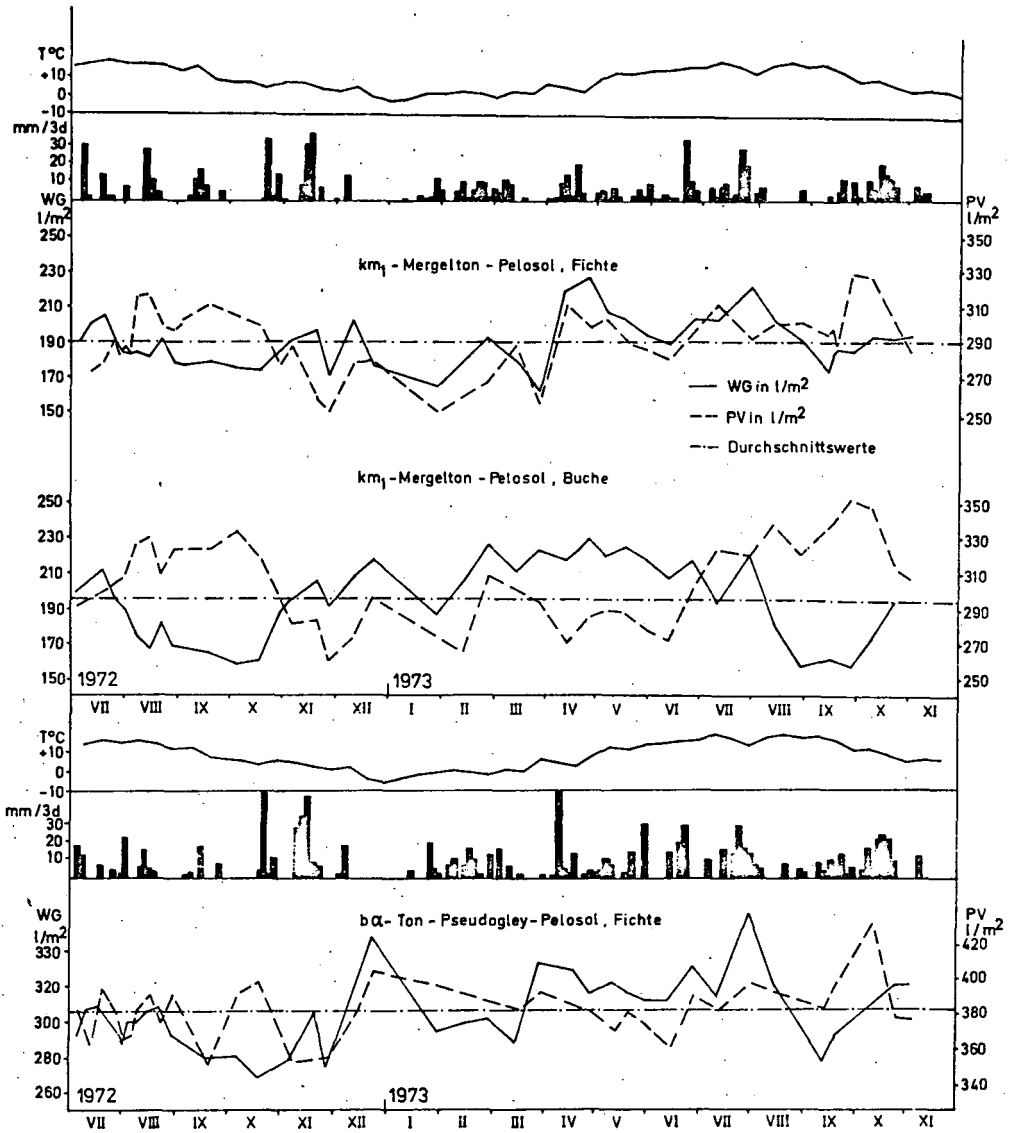


Abb. 3 Wassermengen und Porenvolumina im Solum (0-60cm) der untersuchten Böden

Warum befriedigen die Methoden zur Bestimmung von Struktur-  
bzw. Aggregatstabilitäten so selten?

von  
Hartge, K.H. <sup>+</sup>)

Die Struktur ist ein Zustand des Bodens, der sowohl vom Materialeigenschaften - z. B. Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz - als auch von der Vorgeschichte - z. B. vorausgegangener Befahrungen - abhängig ist.

Deshalb ist die Struktur verhältnismäßig leicht veränderlich und dieses wiederum hat zur Folge, daß die Frage nach dem Widerstand gegenüber verändernden Einflüssen oft untersucht worden ist. Die Methoden, die sich mit dieser sogenannten Strukturstabilität befassen, sind im Bereich der landwirtschaftlich orientierten Bodenkunde meistens daraufhin ausgerichtet, daß sie die Widerstandsfähigkeit der Bodenstruktur gegenüber Regeneinwirkungen erfassen sollen. Um diesen speziellen Aspekt der Stabilität, die sogenannte Wasserstabilität, zu untersuchen, wurden zahlreiche Methoden ausgearbeitet, darunter die Naßsiebungen, Tropfenschlagmessungen und Bestimmungen des Perkolationsrückganges. Diese Methoden geben recht gute Resultate, wenn die Unterschiede, die erfaßt werden sollen, relativ groß sind. So gelingt es meistens leicht, Unterschiede zwischen A- und C-Horizonten eines Profils statistisch signifikant festzustellen. Das gleiche gilt für die Wirkung von synthetischen Aggregatstabilisatoren. Werden die Unterschiede dagegen kleiner, wie z. B. beim Vergleich der A<sub>p</sub>-Horizonte zweier benachbarter Äcker, dann erscheinen die Ergebnisse unsicher. Das gleiche gilt für die Ergebnisse, die bei der Untersuchung der Stabilisierung durch Kalkgaben anfallen.

---

<sup>+</sup>) Hannover, Herrenhäuser Str. 2

Es erscheint daher lohnend, sich den mechanischen Hintergrund der Methoden zu vergegenwärtigen. Hierfür sei davon ausgegangen, daß eine stabile Struktur eine solche sei, bei der jedes Korn in Bezug auf alle benachbarten in Ruhe ist, daß also ein statisches Gleichgewicht vorliegt. Für ein solches Gleichgewicht gilt, daß alle an dem betreffenden Korn angreifenden Kräfte und Momente sich gegenseitig aufheben.

Beschränkt man die Betrachtung auf die Kräfte, so würde das bedeuten, daß in einer stabilen Struktur die Resultierende der aktiven Kräfte ( $R$ ) durch eine Gegenkraft ( $R_1$ ) ausgeglichen würde. (Abb. 1). Die erstgenannte Resultierende kann man sich aus der Gewichtskraft (1), der über feste Kontakte übertragenen Kräfte (2, Auflast), der über die flüssige und die Gasphase übertragenen Kräfte (3, Strömungsdruck) und die Oberflächenkräfte (4, Adhäsion) aufgeteilt vorstellen. Denkt man sich diese Resultierende als auf eine senkrecht zur Papierebene stehende Ebene eines Kornkontaktes einwirkend, dann läßt sie sich in Bezug auf diese in zwei Komponenten aufteilen. Diese Teile werden als Normalkraft ( $\sigma_n$ ) und Scherkraft ( $\tau$ ) bezeichnet und sind durch die in der Coulomb-Gleichung beschriebenen Beziehung

$$\tau = c + \operatorname{tg} \rho \sigma_n$$

verknüpft ( $c$  = Cohäsion;  $\rho$  = Winkel der inneren Reibung). (Abb. 2) Ist die Struktur stabil, dann ist für jede dieser Komponenten eine Reaktionskraft vorhanden. Für die Scherkraft ist es der Scherwiderstand, der eine Materialeigenschaft der Bodenpartikel ist. Für die Normalkraft ist es die Auflagekraft, die eine Funktion von Umweltfaktoren wie Geometrie des Porenraumes, Anzahl der Kornkontakte, Tiefe im Profil und anderen ist. Diese beiden Kräfte sind nicht von sich aus wirksam, sondern werden nur als Reaktionskräfte bis zu einem bestimmten Betrag mobilisiert. Wird ihre Resultierende ( $R$ ) überschritten, so ist die Kontaktstelle instabil. Damit ist dann die Struktur der betrachteten Korngruppe instabil.

Die beschriebenen Zusammenhänge lassen folgendes erkennen:

1. die Stabilität ist keine mit einer einzigen Zahl erfassbare Eigenschaft. Es müssen vielmehr beide Komponenten ( $\sigma, \tau$ ) angegeben

werden, wie es der in der Coulomb-Gleichung angegebene Zusammenhang erfordert.

2. Die Stabilitätssituation wird insgesamt geändert, wenn nur eine einzige der 4 aktiven Komponenten geändert wird.

Daher ist die Stabilität einer beliebigen Stelle in einem Bodenprofil stets von der Auflast abhängig. Sie reicht also z. B. nicht aus, um mehr als eine bestimmte Fahrzeuglast zu tragen. Sie ist andererseits von Wasserströmungen im Boden abhängig und kann z. B. die Druckgradienten einer Infiltrationsfront nur begrenzt aushalten. Sie ist schließlich von der Adhäsion abhängig und kann die Veränderung der Wassermenisken, der Salzkonzentration, der Quellungs- und Flockungszustände der Tonpartikel, sowie den Abbau organischer Verbindungen bei einer gegebenen Belastung nicht unbegrenzt aushalten.

Diese Zusammenhänge haben zur Folge, daß die meisten Methoden der Stabilitätsmessung, vor allem diejenigen, die die Wasserstabilität erfassen, oft keine eindeutigen Ergebnisse bringen. Denn fast stets wird nicht nur eine der wirksamen Komponenten geändert, sondern mehrere, ohne daß die zur vollständigen Erfassung der Reaktionskräfte notwendigen zwei Größen, nämlich  $\sigma$  und  $\tau$  gemessen werden.

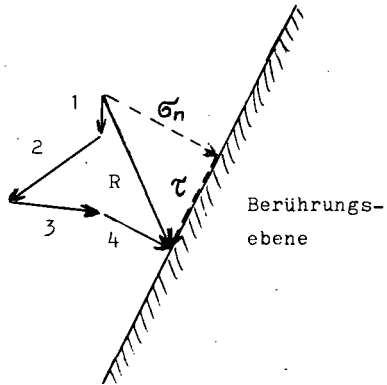
In Abb. 1 und 2 wurde vom Vorhandensein eines ebenen zentralen Kräftesystemes ausgegangen. Ein solches liegt natürlich im Boden nicht vor. Die Reaktionskräfte, die in einem allgemeinen Kräftesystem im Raum auftreten, sind jedoch die gleichen. Nur die Anzahl der einzelnen Komponenten der Auflagekräfte und Scherwiderstände nimmt zu. Das gleiche gilt, wenn außer den Kräften statische Momente berücksichtigt werden. Es wird deshalb kein Fehler begangen, wenn die Situation der Anschaulichkeit halber anhand eines ebenen zentralen Kräftesystemes beschrieben wird.

Abb. 1: Resultierende der aktiven Kräfte ( $R$ )  
und der bei stabiler Struktur auf-  
tretenden Gegenkräfte ( $R_1$ )



Abb. 2: Aufteilung der resultierenden Kräfte

- 1 Gewicht
- 2 Auflast
- 3 Strömungsdruck
- 4 Adhäsion



Aggregierung in quellenden und schrumpfenden Böden

von

Horn, R. und Hartge K.H. <sup>†</sup>)

Die Aggregierung in tonigen Böden durch Schrumpfung und Quellung ist seit Jahren Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Es liegen Hypothesen und Untersuchungen sowohl zu mikromorphologischen Veränderungen der Struktur während der Schrumpfung und Quellung, (Parcher, V. und Ping-Chuan, L., 1965) als auch Betrachtungen über die Auswirkung einer starken Schrumpfung auf den Pflanzenertrag vor (Kuntze 1965).

Eigene Untersuchungen (Hartge, 1965) hatten gezeigt, daß das Schrumpfungs- und Quellungsverhalten von Böden stark vom Ausmaß der vorhergehenden maximalen Schrumpfung abhängig ist.

Diese Ergebnisse waren an sehr kleinen Proben aus natürlichen Freilandaggregaten erhalten worden, deren Entstehungsgeschichte im einzelnen unbekannt waren, die aber mit frisch gekneteten Pasten verglichen wurden.

Es erschien daher interessant, den Vorgang der Aggregatbildung durch Schrumpfung als solchen direkt zu verfolgen.

Hierfür wurde ein Lias-Ton ( $51\% < 2\ \mu$ ,  $AK = 35\ \text{mval}/100\text{g}$ , mittlere physikalische Aktivität) zu einer Paste mit 80 % Wassergehalt (Gew.-Basis) verrieben und in 4 rechteckige

---

<sup>†</sup>) Hannover, Herrenhäuser Str. 2

Glasgefäße von je 67 l Fassungsvermögen eingefüllt. Nach einem Monat wurde auf zwei der Monolithen Gras gesät, um den Einfluß des Bewuchses auf die Aggregation zu erfassen. Darüberhinaus wurde die Dauer der Quellungszyklen variiert. Je ein bewachsener und unbewachsener Monolith wurde stets doppelt so lange bewässert wie die beiden anderen.

Während der Austrocknung wurden verfolgt: Wasserspannungen in 3 Tiefen, Volumenveränderung (pyknometrisch), Höhenveränderung der Monolithoberfläche, Rißbilder an der Seitenwand der Gefäße.

Wenn die Wasserspannung im Monolithen eine Höhe erreicht hatte, die etwa derjenigen in einem ähnlichen Boden im Freiland in gleicher Tiefe entsprach, wurde die Schrumpfung abgebrochen. Die Monolithen wurden bis 1 cm über die Oberkante mit Wasser überstaut. Am Ende der Quellungsperiode wurde das gesamte erreichbare freie Wasser aus den Töpfen abgesaugt.

### Ergebnisse

Während der Primärschrumpfung nahm das Volumen der gesamten Bodenkörper stetig ab, und zwar zunächst vollständig anisotrop (s. Abb. 1 (1)). Dabei zeigten sich an der Glaswand schmale Risse als Folge der Scherspannung an der Gefäßwand. Nach einer Volumenabnahme um  $\sim 4$  % begannen die Monolithen sich von den Gefäßwänden zu lösen (Abb. 1 (2)), die Schrumpfung näherte sich dem Zustand der Isotropie. Bei erneuter Überstauung der Monolithen wurde eine vorwiegend horizontale Rückquellung beobachtet. Die vertikale Quellung, die in einer Anhebung der Monolithoberkante hätte bestehen müssen, blieb dagegen gering. In Übereinstimmung hiermit überwog bei jeder folgenden Schrumpfungsphase die horizontale Schrumpfung die vertikale bei weitem (Abb. 1 (3)).

Die Isotropie der Schrumpfung blieb bei den Monolithen mit langer Naßphase länger erhalten als bei denen mit kurzer Naßphase. Bei den letzteren überwog die waagerechte Schrumpfung deutlich. Die mit der horizontalen Schrumpfung einhergehende Rißbildung begann mit senkrecht orientierten Rissen und mit der Ablösung des Monolithen von der Gefäßwand (Abb. 1 (2 u. 3)).

Nach dem Einfüllen der Paste hatten die drei Tensiometer zunächst Auflastpotentiale angezeigt (Abb. 2 (1)), die jedoch nach dem Aussedimentieren verschwanden (Abb. 2 (2)). Bei Beginn der Naßphasen traten die Auflastpotentiale in den unteren Teilen der Monolithen wieder auf (Abb. 2 (4)), und zwar gegenüber der Be- und Entwässerung um einige Tage verspätet. Sie waren umso ausgeprägter, je länger die Naßphasen anhielten. Diese Auflastpotentiale zeigen, daß die Wasserspannung in den Aggregaten aus Ton nicht mit der im Schrumpfrißsystem übereinzustimmen braucht. Bei den unbewachsenen Monolithen stellten sich deutlich steilere Wasserspannungsgradienten ein als bei den bewachsenen, weil der Wasserentzug bei ihnen auf die Verdunstung von der Oberfläche allein beschränkt war. Die Wurzeln verursachten eine tiefergehende Entwässerung. Die Rißlängen der Seitenwände, bezogen auf die dazugehörige Seitenfläche, zeigten bei den unbewachsenen Monolithen einen engen linearen Zusammenhang mit den Wasserspannungen. Bei den unbewachsenen Monolithen war dieser Zusammenhang unübersichtlich und nicht linear.

#### Literatur

- Hartge, K.H. (1965): Vergleich der Schrumpfung ungestörter Böden und gekneteter Pasten. Wiss. Ztschr. der Friedr. Schiller Univ. Jena 14, 53 - 57.
- Parcher, J. und Ping-Chuan, L (1965): Some swelling characteristics of compact clays. Proc. Asce. 91, 1 - 17.
- Kuntze, H. (1965): Die Marschen. Parey, Hamburg.



Abb. 1: Phasen der Schrumpfung

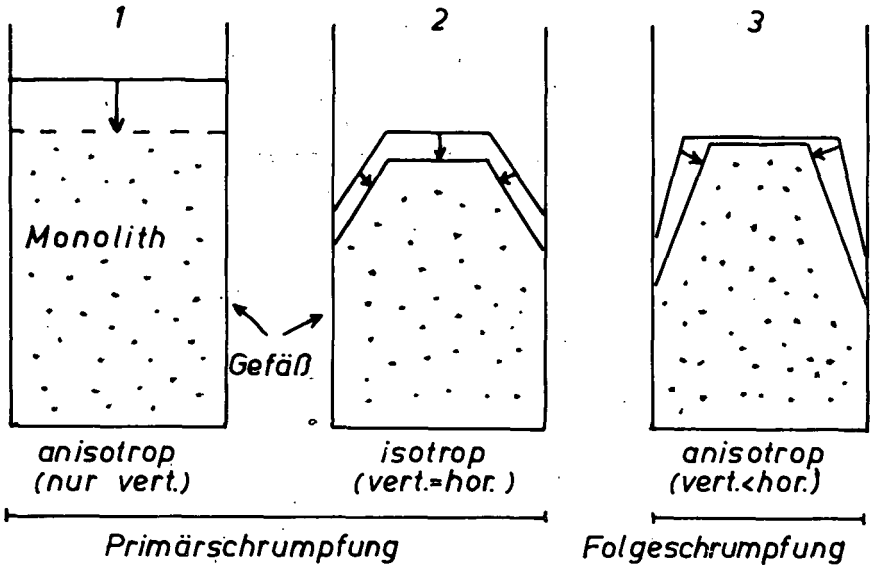
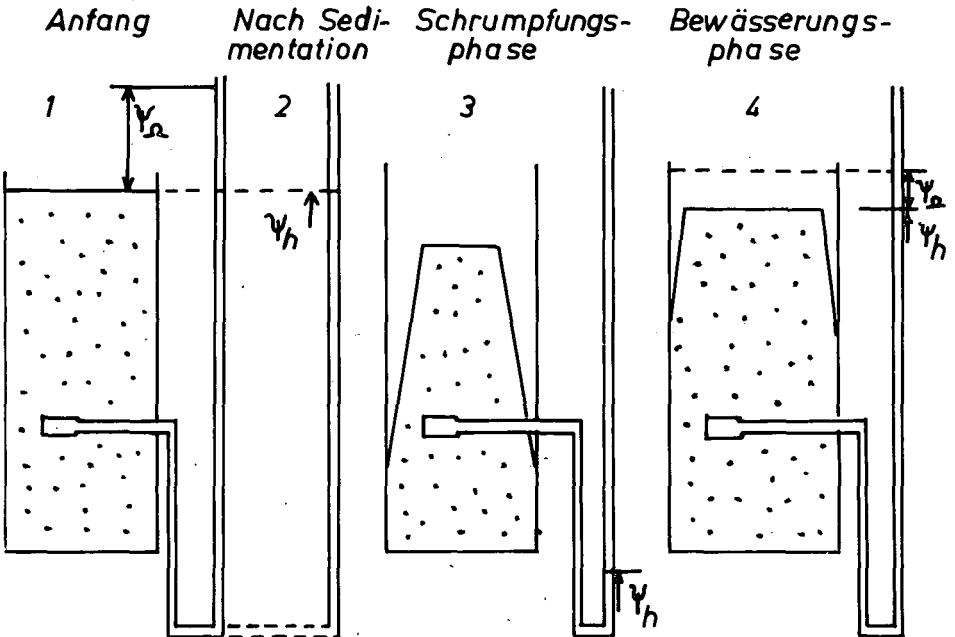


Abb. 2 : Das Auflastpotential



Die Bestimmung des Benetzungswinkels an pulverförmigen  
Substraten

von

Ellies, A. und Hartge, K.H. <sup>+</sup>)

Als Maß für die Benetzbarkeit gilt im allgemeinen der Randwinkel. Seine direkte Messung auf Platten ist mit relativ geringen Schwierigkeiten verbunden. An Pulvern ist eine derartige makroskopische Messung jedoch nicht möglich. Deshalb wurden schon früh indirekte Methoden entwickelt. Vor allem die Beobachtung der Geschwindigkeit der Wasseraufnahme nach ENSLIN bewährt sich als relative Aussage über den Benetzungswinkel. Sie setzt allerdings voraus, daß die Unterschiede in der Geschwindigkeit der Wasseraufnahme nur durch die Verschiedenheit des Benetzungswinkels verursacht werden. Dies ist nur bei vollständig gleichem Porensystem der Fall und ein solches lag bei dem hier untersuchten Material nicht vor. Deshalb mußte nach Methoden gesucht werden, die diese Unterschiede ausschalten.

Um diese Schwierigkeit zu umgehen, wurde ein Ansatz von Letey et al. (1962) aufgegriffen, bei dem die Hagen-Poiseuille-Gleichung mit der für den kapillaren Aufstieg kombiniert wird (s. Gl. 1). Dabei wurde für  $q$  der lineare Anfangsteil der Wasseraufnahme der lufttrockenen Proben aus der Enslin-Messung verwendet.  $K$  ( $\text{cm}^2$ ) wurde aus einer Permeabilitätsbestimmung mit Luft berechnet und anstelle von  $r$  eingesetzt ( $r = \sqrt{8K}$ , vgl. Childs 1969).

---

<sup>+</sup>) Hannover, Herrenhäuser Str. 2

Dieser Ansatz wurde zunächst an gewaschenem Quarzsand ( $K_2Cr_2O_7$  +  $H_2SO_4$ ) erprobt. Die erhaltenen Benetzungswinkel waren aber noch immer nicht von der Körnung unabhängig. Das bedeutet, daß die Eigenschaften des Porensystems durch Hinzuziehen von  $K$  (Darcy) und Porenvolumen ( $C$ ) noch nicht ausreichend berücksichtigt wurden.

Es war deshalb notwendig, einen weiteren Korrekturfaktor ( $F$ ) einzuführen, Dieser Faktor mußte wegen der Art der Gleichung dimensionslos sein und sinnvoll mit einer leicht bestimmbareren Materialeigenschaft, z. B. der Körnung, korrelieren. Die Gleichung lautete dann:

$$q = \frac{C K F \left( \frac{2 \gamma \cos \alpha}{V \rho K} + g \rho h \right)}{L \eta} \quad (\text{Gl. 1})$$

Hierin ist:

$q$  = Infiltration in ( $cm \cdot sec^{-1}$ )

$K$  = Permeabilitätskoeffizient nach Darcy ( $cm^2$ )

$C$  = Porenvolumen ( - )

$g$  = Erdbeschleunigung ( $g \cdot cm \cdot sec^{-2}$ )

$h$  = Steighöhe errechnet aus  $q$  und  $C$  (cm)

$L$  = Länge der Probe (cm)

$\eta$  = Viscosität des Wassers ( $g \cdot cm^{-1} \cdot sec^{-1}$ )

$\rho$  = Dichte des Wassers ( $g \cdot cm^{-3}$ )

$\gamma$  = Oberflächenspannung ( $dyn \cdot cm^{-1}$ )

Zur Bestimmung dieses Faktors ( $F$ ) wurden die Benetzungswinkel von Wasser mit gewaschenem Quarzsand verschiedener Körnungen als  $\alpha = 0^\circ$  angesetzt, die Gleichung nach  $F$  aufgelöst und für alle anderen Größen Meßwerte oder Tabellenwerte eingesetzt. Hierdurch wurden für engbegrenzte Kornfraktionen verschiedene Werte für  $F$  errechnet, die gegen die dazugehörige Körnung aufgetragen eine Kurve ergeben.

Die Werte aus dieser Kurve wurden umgekehrt bei Material mit unbekanntem Benetzungseigenschaften verwendet. Bei Kör-

nungen im Ton- und Feinschluffbereich wurde dabei anstelle der wahren mittleren Korngrößen die Aggregatgröße für die Ermittlung verwendet (Aggr. < 0,6 mm)

Nach diesem Verfahren wurden die Benetzungswinkel gegen Wasser bei den in der Abbildung dargestellten Bodentypen bestimmt.

Innerhalb einer jeden Gruppe von Bodentypen haben jeweils diejenigen mit dem höchsten pH die kleinsten Benetzungswinkel und umgekehrt. Dies stimmt mit Angaben aus der älteren Literatur überein (Zunker, 1930).

Um die Richtigkeit der Arbeitsweise zu kontrollieren, wurden mehrere Kontrollen und Vergleiche durchgeführt: So wurde der Zusammenhang zwischen dem cos des Benetzungswinkels und dem Korrekturfaktor (F) geprüft. Er war nicht signifikant ( $r = 0,08$ ). Ferner wurde die Infiltrationsgeschwindigkeit von Tropfen auf Bodenpreßlingen verglichen, die zur weitest möglichen Homogenisierung des Porensystems unter  $10^5$  N/cm<sup>2</sup> hergestellt waren. Hier ergab sich eine signifikante Korrelation ( $r = 0,616^+$ ). Hohe Benetzungswinkel gingen parallel mit geringer Infiltrationsgeschwindigkeit. Die Korrelation zeigt auch, daß die Homogenisierung des PV nur begrenzt erreicht wurde. Schließlich wurden die Tropfenhöhen über auf Glas getrockneten organischen Filmen mit den nach der Gleichung bestimmten Winkeln verglichen. Die enge Korrelation ( $r = 0,76^{++}$ ) zeigt eine prinzipielle Bestätigung der errechneten Werte, obgleich im Einzelnen durch die Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-Extraktion natürlich Veränderungen der organischen Substanz entstanden sein müssen.

Alles in allem bestätigen die Kontrollen die prinzipielle Richtigkeit der Ergebnisse. Die angewendete Methode hat den Vorteil, daß sie keinesfalls den Charakter der organischen Filme beeinflußt, aber gleichzeitig die Unterschiede in der Körnung und der Schüttung ausgleicht.

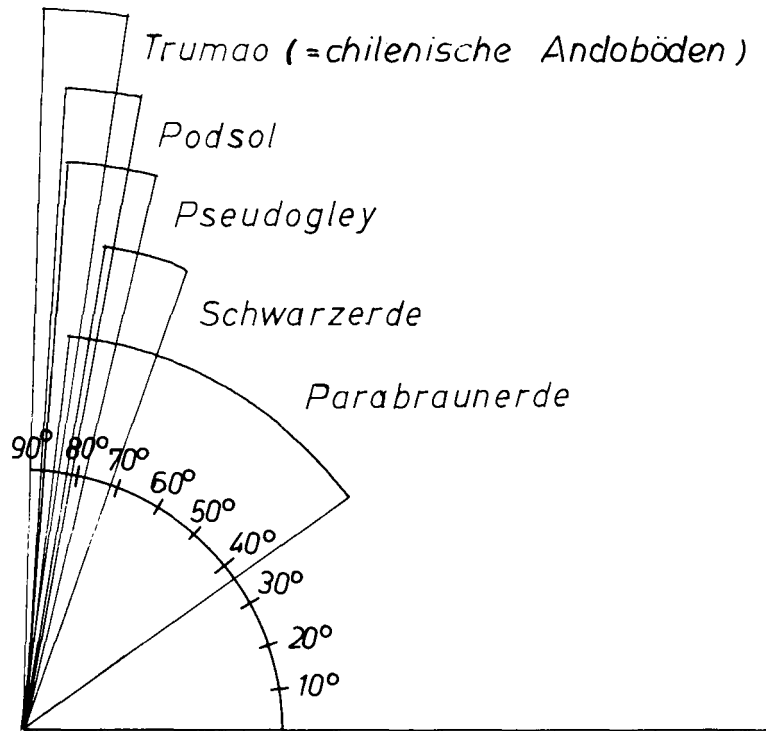
Literatur

Childs, E.C., (1969), An Introduction to the physical basis of soil water phenomena, John Wiley & Sons Ltd., London, 493 Seiten.

Ellies, A. (1975), Untersuchungen über einige Aspekte des Wasserhaushaltes vulkanischer Aschenböden aus der gemäßigten Zone Südchiles (Diss. Hannover).

Letey, I., Osborn, J. und Pelistek, R.E., (1962), Soil Sci. 93, 149 - 153.

Zunker, F. (1930), in Blank, Handbuch der Bodenlehre VI, 66 - 202.



Benetzungswinkel von lufttrockenem Bodenmaterial gegen Wasser



Einfluß geringer Ca-Bentonitmehlgaben auf Benetzung und Poren-  
raumverteilung von Torfen

von

Burghardt, W<sup>+</sup>)

1. Einleitung

Bekannt ist bei Moorböden die Erscheinung der Vermullung. Sie ist besonders häufig auf Niedermoorböden, aber auch ebenso oft auf Schwarztorfflächen anzutreffen, die nach Abtorfung des gärtnerisch genutzten Weißtorfes zurückbleiben. Es sind meist stark zersetzte Torfe, die infolge langsamer kapillarer Wassernachlieferung aus dem Unterboden an der Bodenoberfläche teilweise irreversibel austrocknen. Nach HOOGHOUDT und Mitarbeitern (1960) schrumpfen diese Torfe, wobei die Wasserbrücken durch direkte Bindungen der Humusstoffe ersetzt werden. Dabei wird die erneute Quellung, wie auch die Benetzung verzögert. Die Folge ist eine nur langsam einsetzende bzw. unvollständige Begrünung.

2. Methoden

Die Benetzungseigenschaften wurden durch das Verfahren nach ENSLIN (zit. in SEGER, CRAMER 1956) ermittelt. Auf eine poröse Keramikplatte wird eine geringe Menge, in diesen Versuchen 0,5 g der zu untersuchenden Substanz gebracht. Die Keramikplatte wird durch einen 3-Wege-Hahn von einer mit Wasser gefüllten Pipette getrennt. Wird der Hahn geöffnet, kann durch die Platte von der Substanz Wasser angesaugt werden. Die in bestimmten Zeitintervallen aufgenommene Wassermenge wird aufgezeichnet und ausgewertet. Die Porenraumverteilung wurde durch Bestimmung der Bodenwassergehalte bei verschiedenen Wasserspannungen bis  $pF_2$  nach

---

\* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Außeninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde, 2800 Bremen, Friedrich-Mißler-Str. 46-48



FISCHER (zit. in SEKERA, 1938) mit einer hängenden Wassersäule und darüber bis  $pF_{4,2}$  mit der Plattenmethode unter Anwendung von Überdruck (RICHARDS, 1949) ermittelt.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Einige Beispiele der Wasseraufnahmekurven von lufttrockenen Böden im ENSLIN-Gerät werden in Abbildung 1 wiedergegeben. Die dort gegen die Zeit aufgetragene Wasseraufnahme ist in der Anfangsphase abhängig von der Benetzung, darauf von den Kapillarkräften und der ungesättigten Wasserbewegung. Die anfängliche Steigung der Kurven kann daher als Maß für die Benetzung gewertet werden.

Gering ist der Benetzungswiderstand von Mineralböden, wie hier dem schwach humosen stark schluffigen Ton, ebenso des Ca-Bentonitmehls, das uns noch später beschäftigen soll. Ähnlich verhält sich der neutrale Niedermoortorf. Der saure Niedermoortorf wie auch das Beispiel eines Weißtorfes weisen eine deutlich geringere Benetzungsfähigkeit auf. Besonders langsam erfolgt die Benetzung des Schwarztorfes, wobei sich hier auch die niedrigere Wasserleitfähigkeit bemerkbar macht. Es wird aus der Darstellung deutlich, daß eine geringe Benetzung nicht nur eine Frage des Zersetzungsgrades sondern auch des pH-Wertes ist. Hoher pH-Wert und starke Zersetzung scheinen die Benetzung zu begünstigen. Eine schwache Benetzung tritt zusammen mit niedrigen pH-Werten bei hoher Zersetzung auf.

Wie Abbildung 2 zeigt, ist die Wasseraufnahmegeschwindigkeit eine Funktion des Wassergehaltes. Torfe im Feuchtebereich  $pF_{2,3-2,5}$  nahmen Wasser wesentlich schneller als lufttrockene auf ( $pF_{5,6}$ ).

Den schlechten Benetzungseigenschaften einiger Torfe wurde durch Zusätze zu begegnen versucht. Hier in der Nähe der Bentonitvorkommen zwischen Regensburg und München bei Moosburg sei über erste Versuche mit Ca-Bentonitmehl berichtet. Das Bentonitmehl weist gute Benetzungseigenschaften auf, wie aus Abb. <sup>1</sup> zu ersehen war. Es stellte sich die Frage, sind diese durch Bentonitmehlzugabe auf Torfe übertragbar.

Dies wurde an den beiden bereits beschriebenen sauren und neutra-

len Niedermoortorfen untersucht, indem Bentonitmehlmengen von 0,5, 1, 2, und 4 % den Torfen bei 50 % Trockensubstanz (TS) durch intensives Reiben (20 Min.) beigemischt und diese auf etwa 90 % TS weitergetrocknet wurden. Die hohe Benetzungsfähigkeit des neutralen Niedermoortorfes wird, wie die Anfangssteigung bei Abbildung 3 zeigt, nicht merklich durch die Bentonitmehlmengen verändert, allerdings wurde die Gesamtwasseraufnahme etwas herabgesetzt. Abbildung 4 zeigt das Ergebnis für den schwerer benetzbaren sauren Niedermoortorf. Hier war ein deutlicher Einfluß der Bentonitmehlgaben feststellbar, der jedoch nicht in einer Zunahme, sondern in einer Verminderung der Benetzungsfähigkeit, aber auch der kapillaren Wasseraufnahme bestand.

Der Benetzungswinkel beeinflußt die Wasserbindungstärke. Daher wurde der Frage nachgegangen, wieweit macht sich dies in der Saugspannung - Wassergehaltsbeziehung bemerkbar. Dazu wurden gestörten Proben bei 55 - 60 % TS Bentonitmehl wie oben beschrieben zugesetzt. Diese wurden in Stechzylinder gefüllt und 4 Wochen in Wasser gesättigt. In der Porenraumgliederung des neutralen Niedermoortorfes ist keine ausgeprägte tendenzielle Veränderung durch Bentonitmehlbeimengungen feststellbar (Abb. 5). Bei saurem Niedermoortorf (Abb. 6) treten hingegen solche auf. Herausfallen die Mischungen mit 1 und 2 % Bentonit, infolge zu geringem und daher nicht vergleichbarem Substanzvolumens. Sie wurden jedoch der Vollständigkeit halber mit angeführt. Aus der Darstellung wird deutlich, daß mit steigenden Bentonitgaben der Porenbereich 10 - 50  $\mu$  auf Kosten derjenigen von 50 - 300  $\mu$  zunimmt. Es trat somit eine Porengrößenverteilung auf.

Wie Tabelle 1 zeigt, liegt die Beschränkung dieses Vorganges auf den Porenbereich  $>10 \mu$  zunächst an der geringen Bentonitmehlmenge. In der Tabelle wurden die berechneten Werte für die Wandoberfläche der einzelnen Porengrößenklassen des sauren Niedermoortorfes der Oberfläche der zugegebenen Bentonitmengen ( $50 \text{ m}^2$  je g) gegenübergestellt. Es zeigt sich, daß mit diesen Bentonitmengen die Wände der Poren  $>3 - 10 \mu$  beschichtet werden konnten. Wieweit dies tatsächlich erfolgte, ist eine Frage der Mischung. Es kann aber angenommen werden, daß das Bentonit in die Grobporen leichter als in die Feinporen einmischbar ist.

Der geringe Einfluß der steigenden Bentonitmehlgaben auf den neutralen Niedermoortorf kann auf die ähnlich guten Benetzungseigenschaften beider Substanzen zurückgeführt werden. Die an einem sauren Niedermoortorf gewonnenen Ergebnisse über den Einfluß von Bentonitmehl auf Benetzung und Porenraumgliederung widersprechen sich jedoch. Eine Abnahme der Benetzung läßt erwarten, daß ein wachsender Anteil Wasser schwächer an den Boden gebunden wird, wie es in den Grobporen der Böden der Fall ist. In dem sauren Niedermoortorf nehmen jedoch die Poren mit schwächer gebundenem Wasser ab.

Dieses Verhalten läßt sich durch die Annahme deuten, daß die um die Bodenaggregate befindliche Bentonitmehlschicht die Zugänge zu den feineren Poren infolge Quellung verschließt, wodurch der direkte Wasserzutritt zu einem größeren Teil der inneren Bodenoberfläche behindert wird. Bei saurem Niedermoortorf reicht der infolge der geringen Benetzung nur allmählich entstehende hydraulische Gradient zwischen Grob- und Feinporen nicht für eine schnelle Wassernachlieferung durch die Bentonitmehlschicht aus. Die leichte Benetzbarkeit des Bentonits gleicht infolge seiner geringen Menge nicht den hohen Verlust an benetzbarer Oberfläche der Feinporen aus. Die zugegebenen Bentonitmehlmengen sind jedoch groß genug, im Grob- und Mittelporenbereich entweder die Aggregation zu fördern oder durch die bessere Benetzung und entsprechend geringem Benetzungswinkel kleinere Bodenporen als tatsächlich vorzutauschen.

### Zusammenfassung

Durch geringe Mengen an Zuschlagstoffen, wie z.B. Ca-Bentonitmehl, ist es teilweise möglich, die von Torfart zu Torfart sehr unterschiedlichen Benetzungseigenschaften, aber auch die Porenraumverteilung zu verändern. Ein neutral reagierender Niedermoortorf bleibt durch Bentonitmehl unbeeinflusst. Bei einem sauren Niedermoortorf wird hingegen die Benetzungsfähigkeit herabgesetzt und eine Umverteilung von schnell- zu langsamdrainierenden Poren erzielt. Diese Ergebnisse werden auf die Benetzungseigenschaften von Bentonitmehl und der begrenzten Möglichkeit der Einmischung dieses Zuschlagstoffes zurückgeführt.

Literatur:

- 1.) HOOGHOUTD, S. B., van der WOERDT, D., BENNEMA, J. u. H. van DIJK, 1960: Verdrogende Veengronden in West-Niederland. Versl. Landbouwk, Onderz. Nr. 66. 23, Wageningen
- 2.) RICHARDS, L. A., 1949: Methods of measuring soil moisture tension. Soil Sci. 68, 95.
- 3.) SEGER, H., u. CRAMER, E., 1956: Beschreibung und Bedienungsanleitung zum Enslingerät. Chemisches Laboratorium für Tonindustrie, Berlin-Friedenau, Schnackenburgstr. 4
- 4.) SEKERA, F., 1938: Die Strukturanalyse des Bodens. Bodenkunde u. Pflanzenernährung 6, 259-288.

Tabelle 1

Innere Porenoberfläche der sauren (pH 3,6) Niedermoortorfprobe bei verschiedenen Bentonitbeimengungen

Niedermoortorf +	Bentonit Fläche m <sup>2</sup>	Oberfläche der Poren in m <sup>2</sup>					
		300-100 μ	100-50 μ	50-30 μ	30-10 μ	10-3 μ	3-0,2 μ
0% Bentonit	-	0,043	0,61	0,53	0,89	2,62	109
0,5% "	3,5	0,024	0,50	0,70	1,35	2,47	103
1,0% "	6,7	0,029	0,59	0,61	1,35	3,38	97
2,0% "	13,9	0,021	0,37	0,73	1,47	2,97	104
4,0% "	29,8	0,016	0,21	0,84	2,07	3,21	98

# Benetzung von Torfen im ENSLIN-Gerät

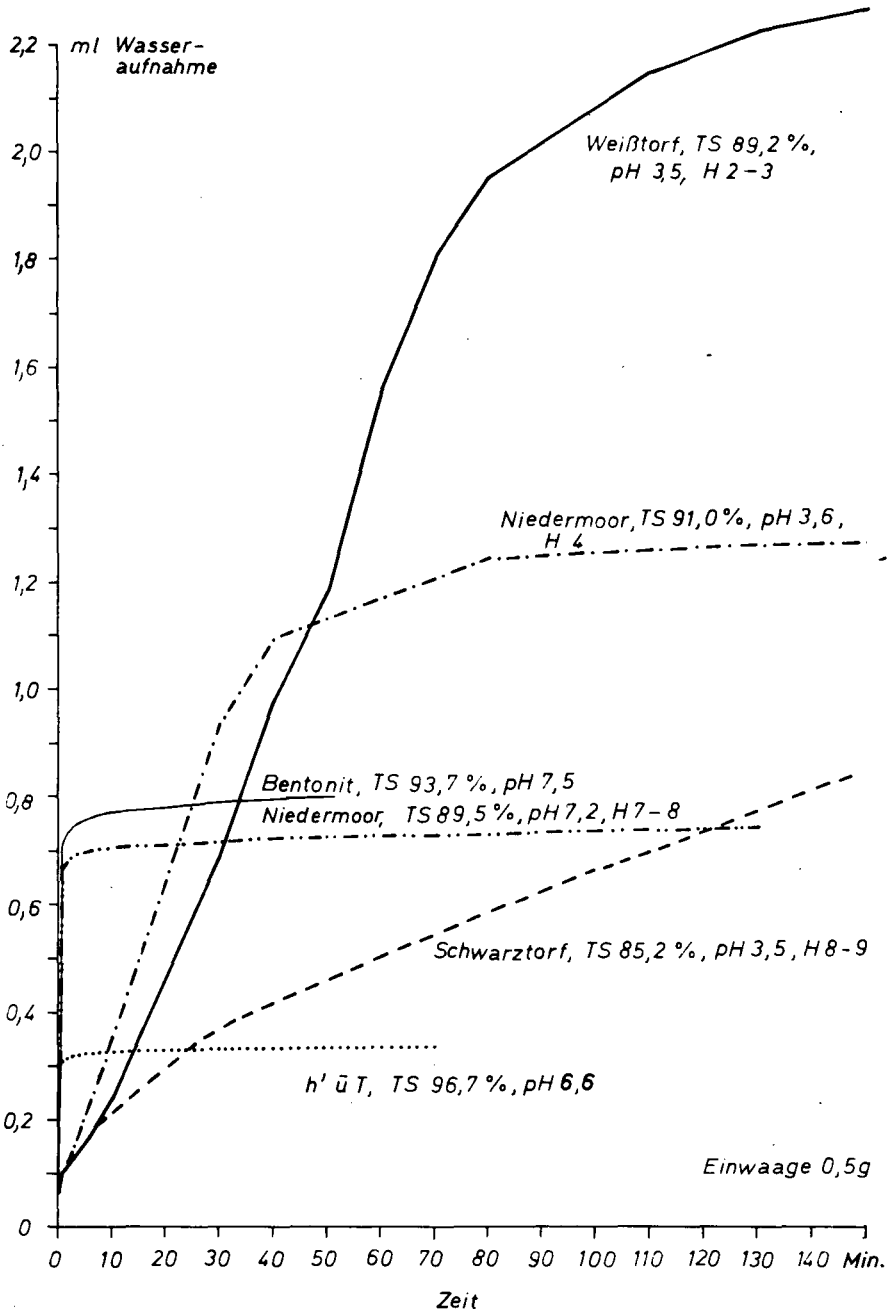


Abb. 2

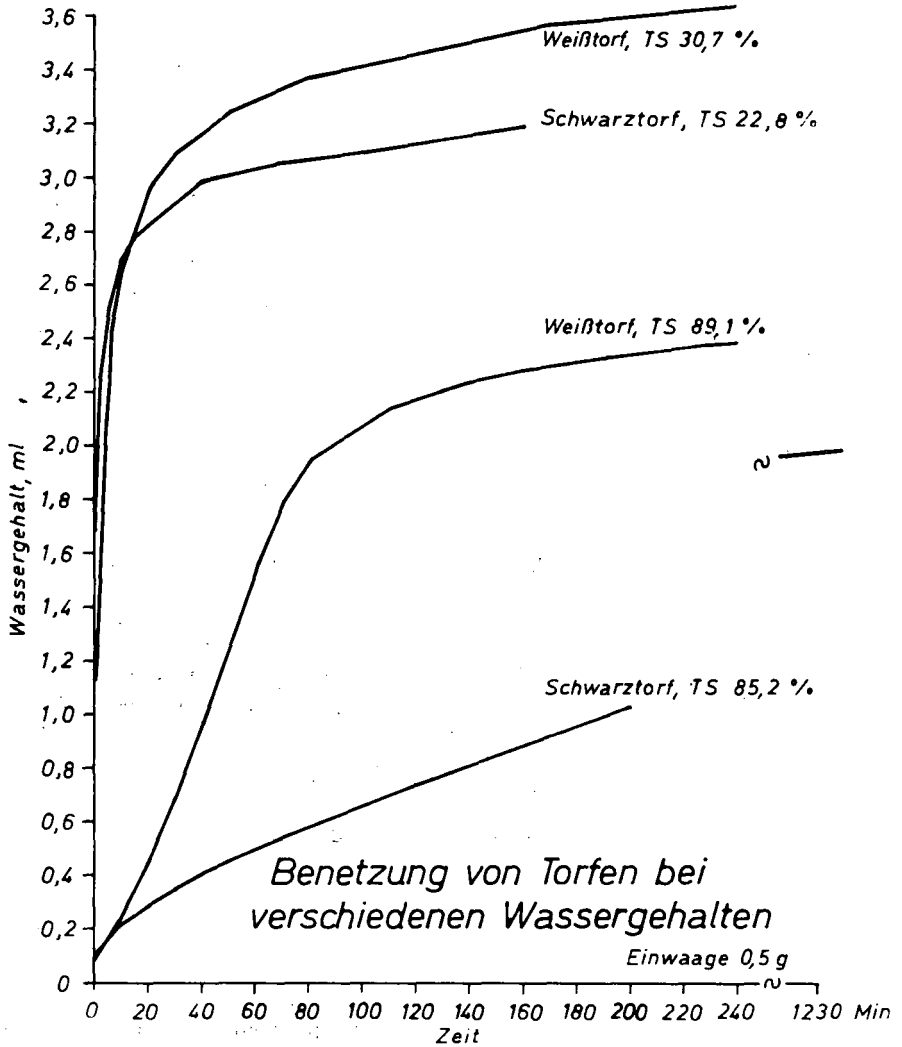


Abb.3

*Benetzung eines neutralen  
Niedermoortorfes (Jerxheim)  
mit geringen Bentonitmehlbeimischungen  
im ENSLIN-Gerät*

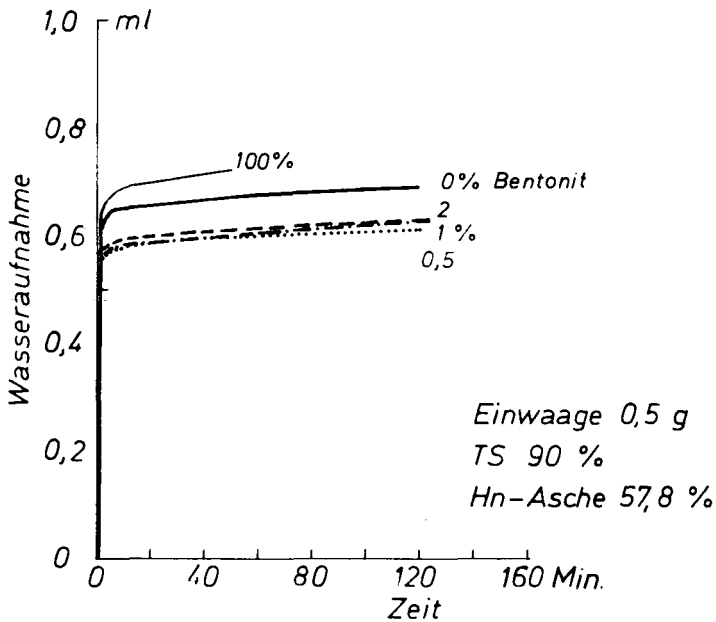




Abb. 4

### Benetzung eines sauren Niedermoortorfes (Waakhausen) mit geringen Bentonitmehlbeimischungen im ENSLIN-Gerät

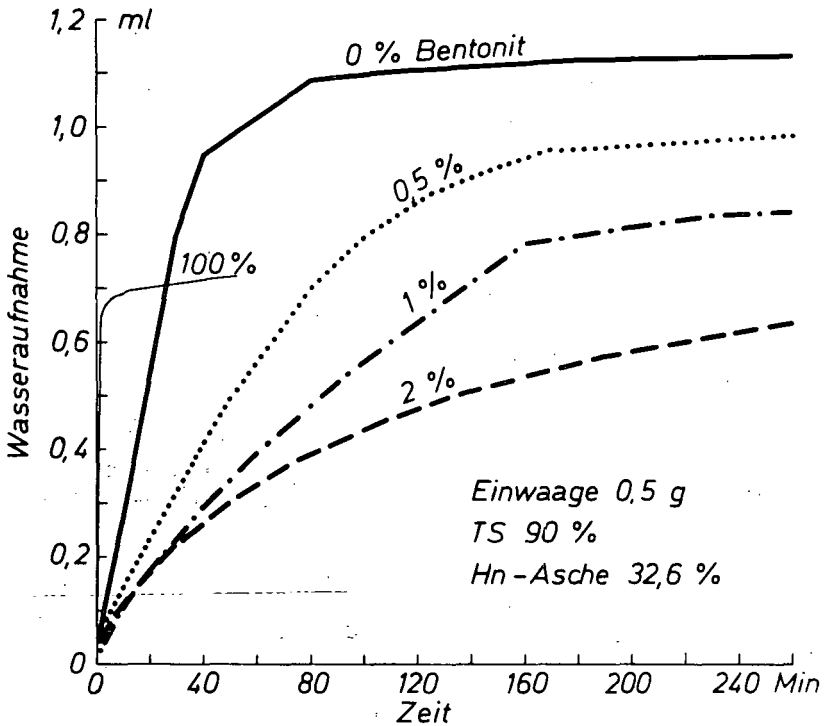


Abb. 5

# Porenraumgliederung gestörter neutraler Niedermoortorfproben (Jerxheim) bei geringer Bentonitmehlbeimischung

TS: 60 Gew. %, vor Aufsättigung

Asche: 60 Gew. %,  $\text{CaCO}_3$ : 8,4%

pH ( $\text{CaCl}_2$ ): 7,2, Zersetzungsgrad: H 7 - 8

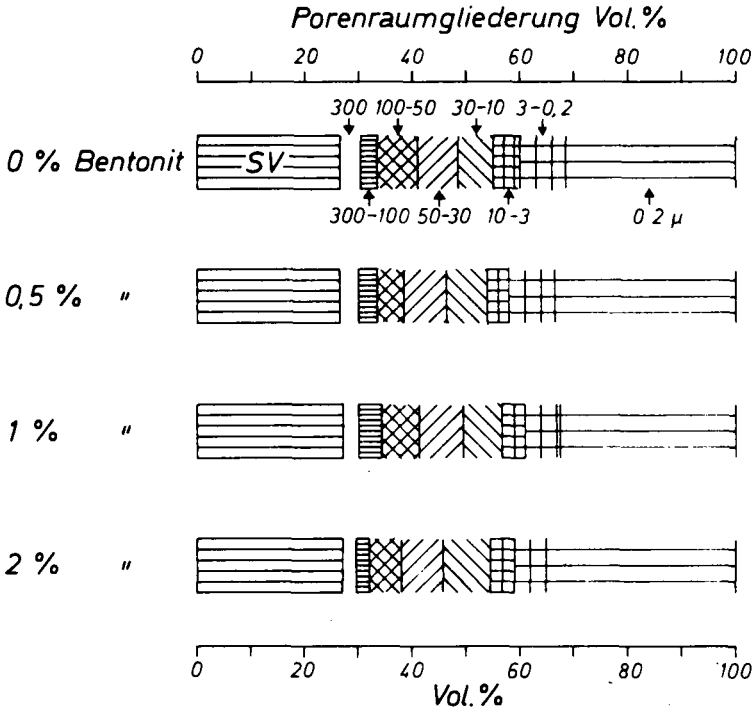


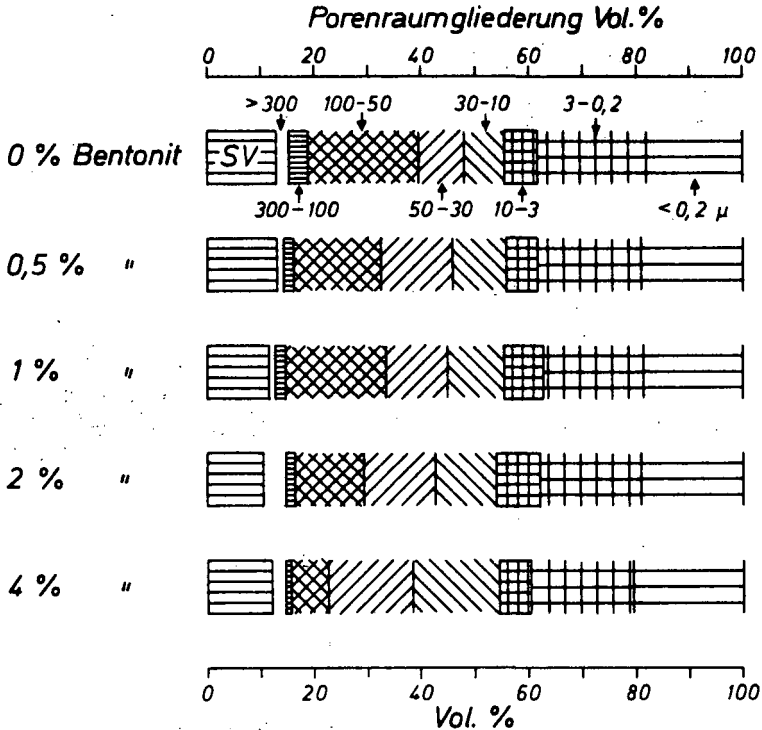
Abb. 6

## Porenraumgliederung gestörter saurer Niedermoortorfproben (Waakhausen) bei geringer Bentonitmehlbeimischung

TS: 55 Gew. %, vor Aufsättigung

Asche: 32 Gew. %, Zersetzungsgrad: H 4

pH (CaCl<sub>2</sub>): 3,6



Bestimmungen der pF- und K- $\Psi$ -Beziehungen an wägbaren Griserde-Monolith-Lysimetern und Modellberechnungen der zeitabhängigen Saugspannungsverteilung.

von

Beese, F.<sup>+</sup>, R.R. van der Ploeg<sup>+</sup> und B. Homeyer<sup>++</sup>

Das Ziel vieler bodenhydrologischer Untersuchungen ist es, den Bezug Bodenwasserspeicherung und Bodenwasserbewegung zur Evapotranspiration, zur Grundwassernachlieferung oder zu anderen Größen zu quantifizieren. Dazu ist es erforderlich, zwei elementare Kenngrößen zu ermitteln. Es sind dies die Boden-Wasser-Charakteristik, d.h. die Beziehung zwischen dem Wassergehalt und der Saugspannung des Bodens, sowie die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens als Funktion der Saugspannung oder des Wassergehaltes.

Die Bedeutung, die der exakten Bestimmung dieser bodenphysikalischen Parameter zukommt, wird offenbar, wenn diese in Modellberechnungen eingesetzt werden.

Im folgenden sollen im Labor ermittelte  $\Psi$ - $\theta$ - und K- $\Psi$ -Beziehungen einer Löß-Griserde mit denen verglichen werden, die an zwei wägbaren Monolith-Lysimetern bestimmt wurden. Die Qualität der gefundenen Funktionen soll durch ein Simulationsmodell getestet werden.

Methoden

Im Labor wurden an jeweils drei 250 ml Proben die pF-Charakteristik und die hydraulische Leitfähigkeit für die einzelnen Tiefen im Desorptionsgang nach Wasseraufsättigung

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 34 Göttingen, Büsgenweg 2

<sup>++</sup> Hofuf-Al Hassa, P.O. Box 158, Saudi Arabia

unter Vakuum ermittelt. Die Leitfähigkeit wurde nach der Doppelplattenmethode bestimmt, wie sie von HENSELER und RENGER (1) beschrieben wurde. An der Lysimeterstation des Instituts für Bodenkunde von Herrn Prof. B. Meyer erfolgten die Freilanduntersuchungen. Bei den Meßobjekten handelte es sich um zwei unbewachsene, 2 m lange, kunststoffummantelte Griserde-Monolithe (Entnahme s. HOMEYER et al. (2)). Zur Simulation der Feldbedingungen waren die Bodensäulen über keramische Platten an ein Unterdrucksystem angeschlossen und auf elektromechanischen Waagen montiert (HOMEYER et al. (3)). Gesamtwassergehaltsänderungen des Bodens, Niederschläge und Abflüsse wurden täglich einmal registriert. Die Saugspannungen wurden in 20 cm Abständen über das gesamte Profil gemessen. Für die Untersuchungen wurden zwei Zeiträume ausgewählt:

a) Der Abschnitt vom 5. bis zum 29. August 1973, wo bei sehr hohem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre (Pichéverdunstung = 4,48 mm/d) 25 Tage kein Niederschlag fiel. Bei einer aktuellen Evaporation von 2,07 mm/d traten in den Bodensäulen die höchsten Saugspannungen innerhalb der dreijährigen Meßperiode auf. In die Berechnung wurde auch die anschließende Phase der Aufsättigung einbezogen, die am 20.10.73 ihr Maximum erreichte. Während dieser Zeit fielen 148,3 mm Niederschlag, die aktuelle Evaporation betrug 0,98 mm/d und an den letzten drei Tagen erfolgte ein Abfluß von 5,4 mm.

b) Der Abschnitt vom 20.3.74 bis 24.4.74, wo bei geringerem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre (Pichéverdunstung = 3,01 mm/d) die aktuelle Evaporation 1,35 mm/d betrug. Die niederschlagsfreie Phase wurde durch ein Niederschlagsereignis am 29.3. (6,0 mm) unterbrochen.

In Abb. 1 werden die Saugspannungsisochronen im Verlauf der Austrocknungsphase 1973 gezeigt. Nur im Bereich bis zu 60 cm sind witterungsbedingte Schwankungen erkennbar, sonst erfolgte der Anstieg sehr gleichmäßig. In der Tiefe 100 - 120 cm baute sich eine stabile Wasserscheide auf. Unterhalb von 120 cm gab es so gut wie keine Änderungen. Der Ablauf betrug 1,65 mm.

Die in der Abb. 2 dargestellte Aufsättigungsphase verläuft

nicht so gleichmäßig. Es werden nur einige "Momentaufnahmen" nach Niederschlägen gezeigt. Die Zunahme des Wasservorrates gegenüber der maximalen Austrocknung ist angegeben. Auffallend ist die sehr starke oberflächennahe Wasseraufsättigung und die nur langsam erfolgende kapillare Wiederauffüllung des Unterbodens.

### Reiterationsverfahren

Bei der Auswertung wurden die täglichen Saugspannungswerte als Tiefenfunktion aufgetragen. Durch lineare Interpolation konnte jedem 10 cm-Abschnitt des Bodens ein mittlerer Saugspannungswert zugeordnet werden. Die aus den Labor-pF-Kurven abgeleiteten täglichen Gesamtwassergehaltsänderungen ergaben im Vergleich zu den über die Waage bestimmten realen Änderungen während der Desorptionsphase immer zu hohe Werte. Bei der Sorption trat überwiegend der umgekehrte Fall ein. In Anlehnung an WIND (4) wurde das nachfolgende Korrekturverfahren durchgeführt.

Jeder einzelne über die Saugspannung aus den Labor-pF-Kurven entnommene Äquivalent-Wassergehalt wurde mit dem Quotienten aus dem realen (Waage) und dem äquivalenten (pF-Kurven) Gesamtwassergehalt des Lysimeters multipliziert. Aus allen während des Meßzeitraumes erhaltenen korrigierten Werten ließ sich für jeden Tiefenabschnitt eine neue pF-Charakteristik erstellen. Diese korrigierten pF-Charakteristiken dienten erneut der Äquivalent-Wassergehaltsbestimmung und das o.g. Verfahren konnte wiederholt werden. So wurde die zweite, dritte und vierte Korrektur der pF-Kurven erhalten. Mit jeder Iteration verminderten sich die Abweichungen vom Realwert. Im geschilderten Beispiel wurde das Verfahren nach der vierten Wiederholung abgebrochen.

Eine Schwierigkeit bestand in der Ermittlung des realen Wassergehaltes. In den Lysimetern konnten keine direkten Wassergehaltsbestimmungen durchgeführt werden und mit der Waage wurden nur die relativen Änderungen erfaßt. Dieses Problem wurde in der Weise gelöst, daß der am 29.8. ermittelte Gesamt-Äquiva-

lentwassergehalt als realer Wassergehalt angenommen wurde. Diese Annahme erscheint gerechtfertigt, da zu diesem Zeitpunkt die maximale Austrocknung des Profils erreicht war, bei der der Hysteresebetrag seinen Minimalwert aufweisen mußte. Alle anderen Realwerte sind die um den jeweiligen Waagenwert erhöhten Gesamt-Äquivalentwerte des 29.8.1973.

Die Abbildungen 3 und 4 zeigen die im Labor ermittelten Grenzsättigungs-Desorptionskurven. Zum Vergleich sind die mit dem Korrekturverfahren erhaltenen pF-Charakteristiken aufgetragen. Die maximale Desorptions-Hysterese für die 6 gezeigten Tiefenabschnitte beträgt 1 - 3 Vol % und tritt im Bereich  $pF < 2$  auf. Es muß sich um Minimalbeträge handeln, da von der Annahme ausgegangen wurde, daß bei maximaler Austrocknung der Hysteresebetrag gleich Null war. Bei der Hysterese von 0,3 bis 3 Vol % zwischen den korrigierten Desorptions- und Sorptionskurven, handelt es sich um absolute Beträge. Da die Korrektur der Sorptionskurve jeweils nach Niederschlägen erfolgte, können die gezeigten Sorptionskurven als Primärschleifen angesehen werden, die den größten Hysteresebetrag angeben. Das Maximum liegt zwischen 200 und 300 cm Saugspannung. Die Abbildungen machen deutlich, wie sich der Grad der Austrocknung auf den Hysteresebetrag auswirkt. Von den Primärschleifen unterscheiden sich klar die Sekundärschleifen, die nach einem Niederschlag von 6 mm im Oberboden auftraten.

Wie exakt die korrigierten Beziehungen die Wirklichkeit widerspiegeln, soll die Abb. 5 veranschaulichen.

Es ist die kumulative Evaporation der untersuchten Austrocknungsphasen aufgetragen, wie sie mit den Waagen ermittelt wurde. Dazu wird die kumulative Evaporation gezeigt, die aus den gemessenen Saugspannungen über die korrigierten pF-Kurven als Gesamt-Äquivalent-Wassergehaltsänderung errechnet wurde. Die Kurven sind nahezu deckungsgleich. Diese gute Übereinstimmung erlaubte es, die täglichen Wassergehaltsänderungen der einzelnen Bodenkompimente über die korrigierten pF-Kurven aus den gemessenen Saugspannungswerten zu bestimmen. Da die Tensiometermessungen auch gleichzeitig die hydraulischen Gradienten

lieferten, war es möglich, die Leitfähigkeit der gewünschten Bodenabschnitte oberhalb der Wasserscheide zu berechnen. Abb. 6 zeigt auf diese Weise gewonnene  $K-\psi$ -Beziehungen für drei Horizonte. Zum Vergleich sind die Beziehungen der Doppelplattenapparat-Messung abgebildet. Die an den Monolithen bestimmten Werte liegen bis zu einer 10er Potenz über den mit der Doppelplattenmethode ermittelten Werten. Größere Abweichungen treten besonders im unteren  $pF$ -Bereich auf. Die Abweichungen sind wohl überwiegend auf die Nichtbeachtung der Übergangswiderstände Boden-Platte zurückzuführen, wie RENGGER et al. (5) zeigen konnten.

Zur Überprüfung der Richtigkeit der ermittelten Parameter wurde ein numerisches Modell für die eindimensionale Wasserbewegung aufgestellt, wie von Van der PLOEG (6) beschrieben. Das Modell besteht aus 20 Kompartimenten à 10 cm. Als Bodenkenngrößen enthielt es 6  $pF$ -Kurven, 6  $K-\psi$ -Beziehungen sowie die Anfangssaugspannungen. Der Simulationszeitraum betrug 76 Tage. Die für diesen Zeitraum gemessenen Niederschläge und die über die Waage ermittelte Evaporation wurden als Funktion der Zeit eingegeben.

Mit den Labor-Funktionen war eine Simulation der im Boden auftretenden Saugspannungsänderungen nicht möglich. Die berechneten Saugspannungsänderungen im Oberboden überschritten schnell die durch die eingegebenen Parameter gesetzten Grenzen.

Das Ergebnis für die korrigierten  $pF$ -Kurven und die daraus errechneten  $K-\psi$ -Funktionen ist in Abb. 7 dargestellt.

Das Beispiel für 60 cm Tiefe zeigt einen fast identischen Verlauf für die gemessenen und theoretischen Saugspannungswerte während der Austrocknungsphase.

Das niederschlagsbedingte Absinken der Saugspannung während der Aufsättigung wird durch das Modell gut wiedergegeben.

Im Verlauf der Aufsättigung liegen die mit den korrigierten Desorptionskurven berechneten Werte überwiegend oberhalb, die mit den Sorptionskurven berechneten Werte überwiegend unter den gemessenen Saugspannungen. Die Einbeziehung sekundärer Hystereseschleifen würde hier eine weitere Verbesserung des



Ergebnisse bringen. Die Bedeutung der Hysterese bei der Simulation der Wasserbewegung wird von BEESE und Van der PLOEG (7) in einer weiteren Arbeit diskutiert.

Zusammenfassend kann konstatiert werden:

- 1) Labor-pF-Charakteristiken und Labor-K- $\psi$ -Beziehungen können nur mit Vorbehalt als Basis für Vorhersagemodelle über das Verhalten des Wassers im Boden verwendet werden.
- 2) Das von WIND für homogene, kleine Proben beschriebene Verfahren zur Korrektur der pF-Kurven und zur Ermittlung der K- $\psi$ -Beziehungen eignet sich auch für geschichtete Böden. Es müssen die Labor-pF-Kurven für die einzelnen Tiefenabschnitte bekannt sein sowie die Saugspannungen und Gesamtwassergehaltsänderungen gemessen werden.
- 3) Die mit diesem Verfahren ermittelten Funktionen ergeben in ein CSMP-Modell eingesetzt, ein sehr gutes Bild der realen Verhältnisse.
- 4) Eine weitere Verbesserung der Genauigkeit von Simulationsmodellen läßt sich nur unter Einbeziehung der Hysterese der  $\theta$ - $\psi$ - und evtl. der K- $\psi$ -Beziehungen erreichen.

#### Literatur

- (1) Henseler, K.L. und M. Renger, 1969: Die Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit im wasserungesättigten Boden mit der Doppelmembran-Druckapparatur. Zeitschr. Pflanzenernährg., Düng., Bodenkunde 122, 220 - 228 (1969).
- (2) Homeyer, B., K.O. Labenski, B. Meyer und A. Thormann, 1974: Herstellung von Lysimetern mit Böden in natürlicher Lagerung (Monolith-Lysimeter) als Durchlauf-, Unterdruck- oder Grundwasserlysimeter. Zeitschr. Pflanzenernährg., Bodenkunde 136, 242 - 245, (1974).
- (3) Homeyer, B., K.O. Labenski und B. Meyer, 1974: Eine elektromechanische Wiegevorrichtung für Lysimeter. Zeitschr. Pflanzenernährg., Bodenkunde 136, 240 - 242, (1974).

- (4) Wind, G.P., 1966: Capillary Conductivity Data, estimated by a simple Method.  
Symposium on water in the unsaturated zone  
Wageningen, 19-25 June 1966, I 6-2, 1-8
- (5) Renger, M., W. Giesel und O. Strebel, 1973: Der Einfluß des Übergangswiderstandes bei Wasserleitfähigkeitsmessungen an ungesättigten Bodenproben mit der Doppelmembran-Druckapparatur.  
Zeitschr. Pflanzenernährg., Bodenkunde 133, 99 - 101, (1973).
- (6) Van der Ploeg, R.R., 1974: Simulation of Moisture Transfer in Soils: One Dimensional Infiltration.  
Soil Science, 118, 349 - 357, 1974.
- (7) Beese, F. und R.R. van der Ploeg, 1975: Influence of Hysteresis on Moisture Flow in an Undisturbed Soil Monolith.  
Zur Veröffentlichung eingereicht.

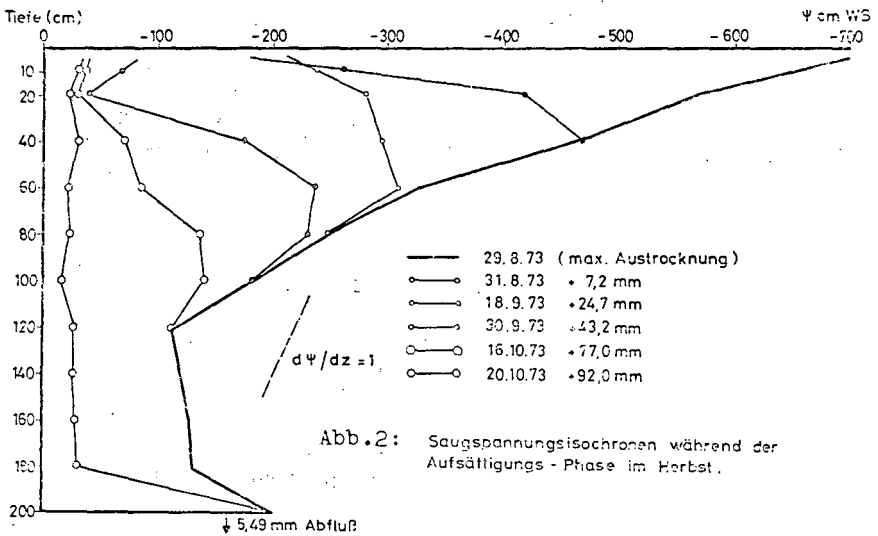
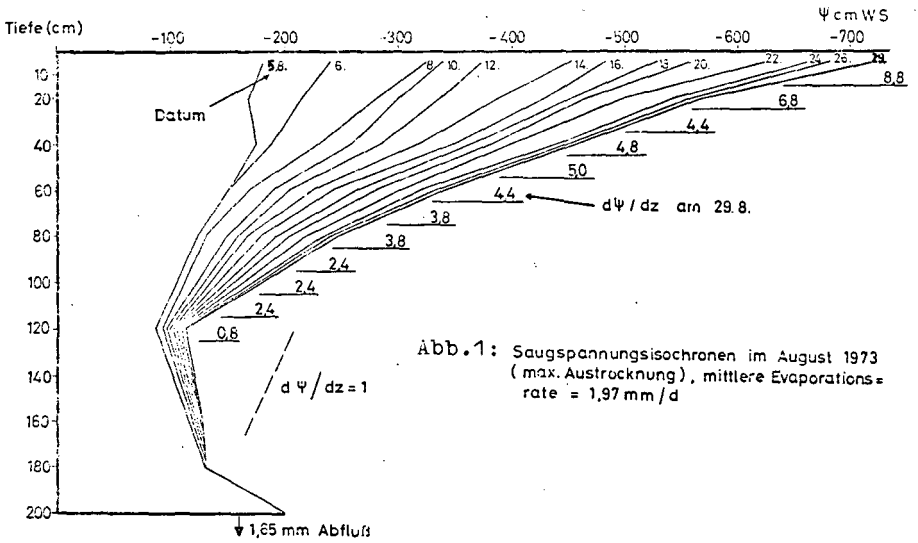


Abb. 3 :

### $\Psi$ - $\theta$ -Beziehungen einer Griserde

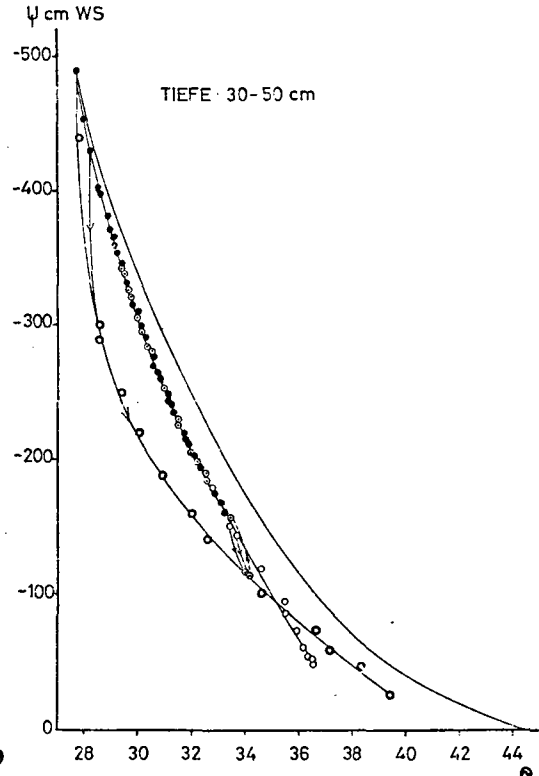
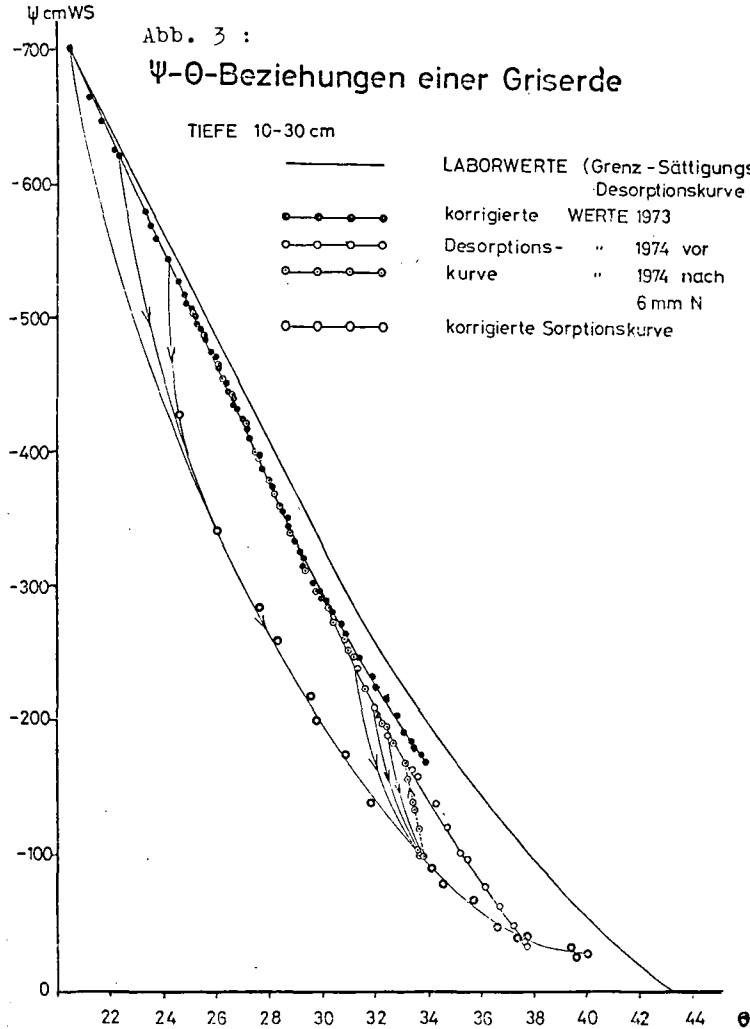


Abb. 4 :

# $\Psi$ - $\Theta$ -Beziehungen einer Griserde

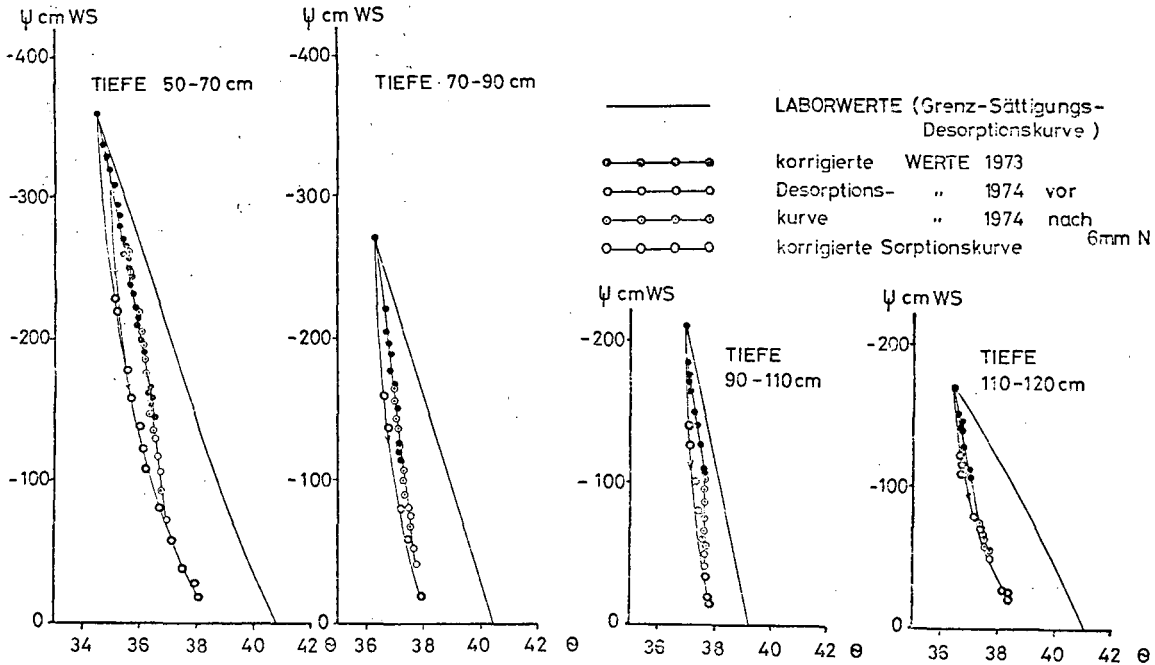


Abb. 5 :

kumulative Evaporation

mm

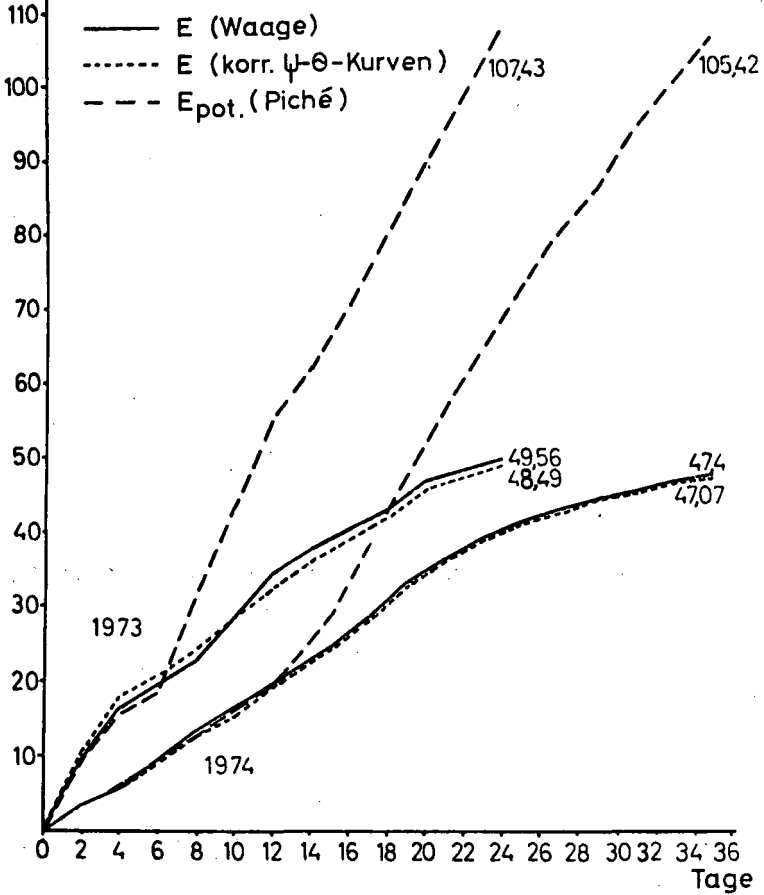


Abb.6 :  $K - \Psi$  Beziehungen einer Löß - Griseerde

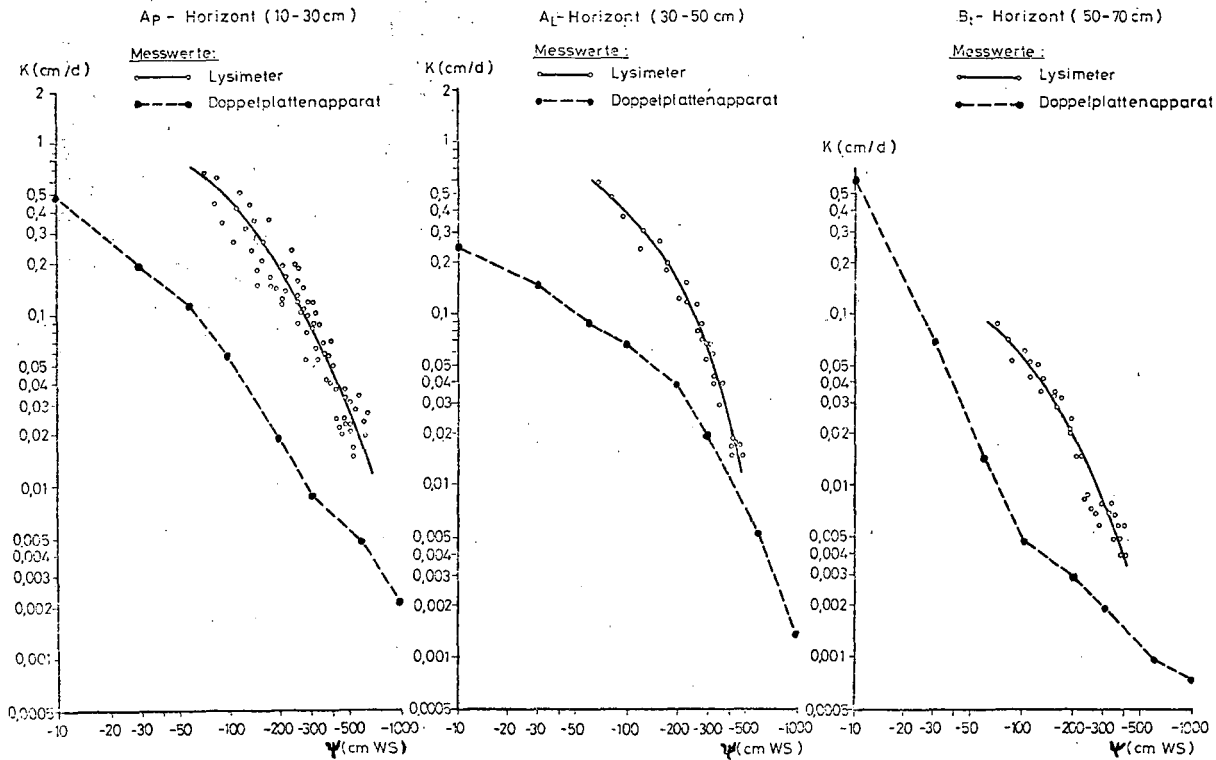
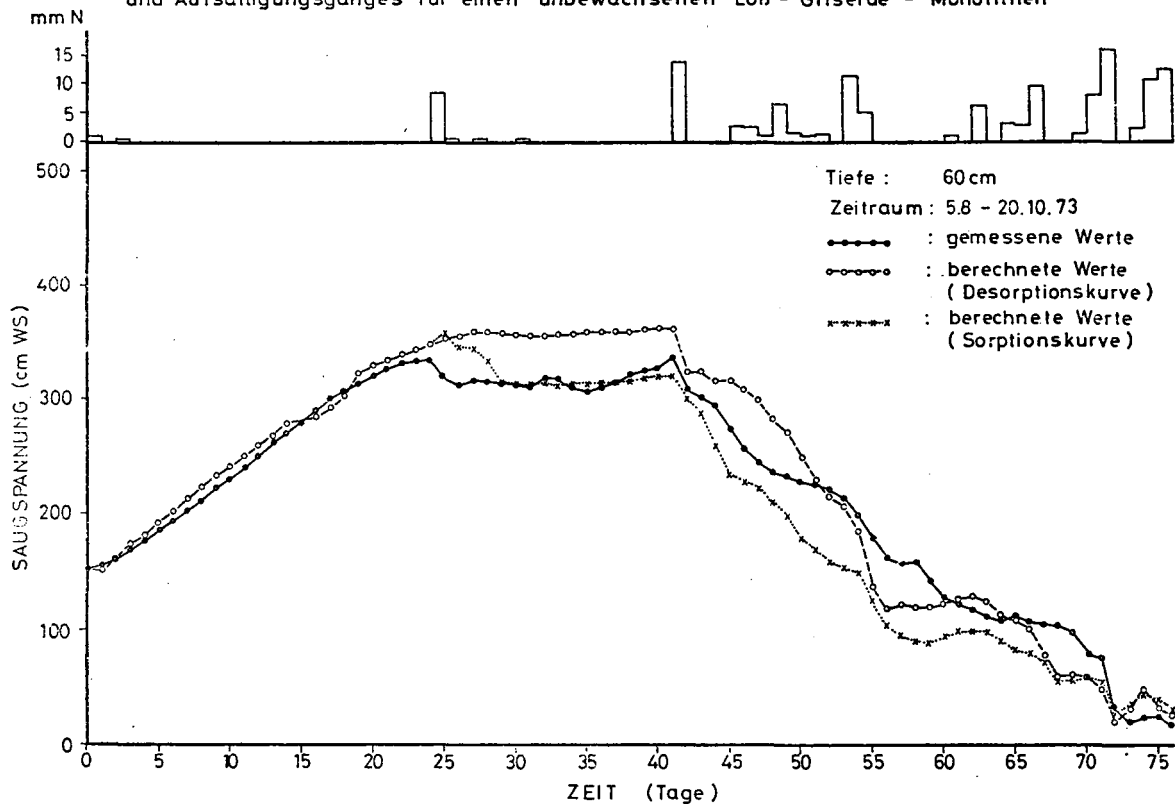


Abb. 7 : Theoretische (CSMP) und gemessene Saugspannungswerte im Verlauf eines Austrocknungs- und Aufsättigungsganges für einen unbewachsenen Löß - Griserde - Monolithen







Kontinuierliche Feuchtemessungen in Böden und  
Bodenlysimetern mittels Wärmeleitfähigkeitssonden.

von

Schulte im Walde, W.<sup>+</sup>

Wasserhaushaltsuntersuchungen an Böden erfordern tensiometrische und Wassergehaltsmessungen. Während die Entwicklung der Meßverfahren von Saugspannungen bereits kontinuierliche Messungen mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung und fortlaufender Registrierung an ungestörten Böden gestattet, ist die kontinuierliche Erfassung der Bodenfeuchte in ungestörten Böden nach wie vor ein meßtechnisches Problem. Dieses läßt sich zwar durch  $\gamma$ -Sonden lösen, doch bereiten die hohen Installationskosten beträchtliche Schwierigkeiten. Das folgende Referat befaßt sich daher mit der Frage, inwieweit andere meßtechnische Verfahren, die z.B. auf der Wärmeleitfähigkeit basieren, Möglichkeiten zur Lösung dieses Problems bieten.

Die Wärmeleitfähigkeit ist definiert als die Wärmemenge, die pro Zeiteinheit von einer Fläche eines Würfels mit 1 cm Kantenlänge zur gegenüberliegenden Fläche strömt, wenn die Temperaturdifferenz 1°C beträgt; die Dimension der spezifischen Wärmeleitfähigkeit ist demnach  $\text{cal/cm} \cdot \text{sec} \cdot ^\circ\text{C}$ . Für chemisch reine Substanzen ist  $\lambda$  eine Materialkonstante (für Silber ist  $\lambda = 1 \text{ cal/cm} \cdot \text{sec} \cdot ^\circ\text{C}$ ), für thermisch anisotrope Medien, zu denen auch Böden mit ihren wechselnden Wassergehalten zählen, ist sie eine additive Größe, die sich aus den spezifischen WLF-Koeffizienten der einzelnen Komponenten ergibt. LORENZ (3) gibt an für

Silikat	$4.160 \times 10^{-5}$	$\text{cal/cm} \cdot \text{sec} \cdot ^\circ\text{C}$
Luft	$5 \times 10^{-5}$	"
Wasser	$145 \times 10^{-5}$	"

Da  $\lambda$  wahrscheinlich weniger von der räumlichen Anordnung der Komponenten abhängig ist als vielmehr von ihren jeweiligen Volumenanteilen, müßte die WLF von Böden als Parameter für den Wasser-

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von-Siebold-Straße 4

gehalt über den gesamten, in Böden möglichen Feuchtebereich Verwendung finden können.

Eine relativ einfache Ermittlung des WLF-Koeffizienten ist möglich, wenn man in einem nichtstationären, zylindrischen Temperaturfeld von einer radialen, zweidimensionalen Wärmeausbreitung von der Zylinderachse her ausgeht. Dafür gilt die FOURIER'sche Differenzialgleichung

$$\frac{\partial T}{\partial t} = a \cdot \left( \frac{\partial^2 T}{\partial r^2} + \frac{\partial T}{\partial r} \right),$$

deren Lösung

$$T = \frac{Q}{c \cdot \rho} \cdot \frac{e^{-\frac{r}{4at}}}{4\pi at}$$

die Temperatur T zur Zeit t im Abstand r von der Wärmequelle angibt. Für  $r \rightarrow 0$  ergibt sich über die EULER'sche Reihe nach CARSLAW und JAEGER (1)

$$T = \frac{Q}{4\pi\lambda} \cdot \left( \ln \frac{4at}{r^2} - 0,5772 \right).$$

Werden zu zwei Zeitpunkten  $t_1$  und  $t_2$  die Temperaturen  $T_1$  und  $T_2$  gemessen, kommt man durch Differenzbildung zu

$$T_2 - T_1 = \frac{Q}{4\pi\lambda} \cdot \ln \frac{t_2}{t_1} \quad \text{oder}$$

$$\lambda = \frac{Q}{4\pi} \cdot \frac{\Delta \ln t}{\Delta T}$$

- T = Temperatur ( °C )
- t = Zeit ( sec )
- r = radialer Abstand von der Wärmequelle ( cm )
- Q = spez. Wärmemenge ( cal/cm·sec )
- c = spez. Wärme ( cal/g·°C )
- a = spez. Temperaturleitfähigkeit ( cm<sup>2</sup>/sec )
- ρ = Dichte ( g/cm<sup>3</sup> )
- λ = Wärmeleitfähigkeit ( cal/cm·sec·°C )

Aus der Herleitung dieser relativ einfachen Bestimmungsgleichung für  $\lambda$  ergeben sich einige Folgerungen für den Bau des Heiz-Meß-Körpers. Um ein zylindrisches Temperaturfeld mit radialer, zwei-dimensionaler Wärmeausbreitung zu gewährleisten, muß der Heizkörper bei minimalem Durchmesser genügend lang sein, um Stirnflächeneffekte und damit eine Deformation des Temperaturfeldes zu vermeiden. Da für den Abstand  $r$  von der Wärmequelle  $\ll 1$  bzw. Null gesetzt wird, kann die Temperaturmessung in der Zylinderachse des Heizkörpers erfolgen. Die Abb. 1 zeigt den Aufbau der kombinierten Heiz- und Temperatur-Meßsonde. Die Temperaturmessungen erfolgen punktförmig mit Thermocoax-Mantelthermoelementen von 0,5 mm Durchmesser. Darum wird eine dichte Wicklung mit 0,09mm starkem isoliertem Manganin-Heizdraht gelegt. Heizleiter und Thermoelement werden dann so in eine 15 cm lange V2A-Stahl-Kanüle eingebracht, daß sich die Temperaturmeßstelle genau auf halber Länge der Sonde befindet. Vorher wird die 1,5 mm dicke Kanüle mit einer Silikon-Wärmeleitpaste gefüllt, um einen guten Wärmeübergang vom Heizleiter auf den Sondenmantel zu gewährleisten. Die bei der Aufheizung auftretende temperaturabhängige Thermo-spannung wird von einem Mikrovoltmeter verstärkt und ihr zeitab-hängiger Verlauf von einem X - Y - Schreiber aufgezeichnet. Aus der Temperaturdifferenz zwischen 5 und 15 Sekunden kann dann  $\lambda$  bestimmt werden.

Bei zunächst durchgeführten Testmessungen in Flüssigkeiten war die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zufriedenstellend. Für Glycerin schwankten die Meßwerte um  $\pm 4 \times 10^{-5}$  um den Mittelwert  $99 \times 10^{-5}$  cal/cm  $\cdot$  sec  $\cdot$  °C. Innerhalb dieser Grenzen weichen auch die für 10 Sonden getrennt ermittelten Durchschnittswerte voneinander ab, so daß die mit verschiedenen Sonden erzielten Ergebnisse ohne irgendeine Korrektur miteinander vergleichbar sind.

Um einen generellen Überblick darüber zu bekommen, in welchem Ausmaß sich Änderungen des Wassergehaltes von Böden auf deren spezifische WLF auswirken, wurden Modellversuche an homogenisiertem, eingeschlammtem LÖS-C-Horizont-Material vorgenommen. Es wurden 7 verschiedene Wassergehaltsstufen zwischen 10 und 30 Vol% ein-gestellt; bei jeder Stufe erfolgten mindestens 4 Einstiche. Hier-bei wurde ein generelles Problem bei Anwendung dieses Meßverfahrens deutlich. Während die bei nur einem Einstich durchgeführten Wieder-holungen absolut gleiche Ergebnisse brachten, war die Streuung der Meßwerte bei mehreren Einstichen in dieselbe Probe erheblich; das

kann nur auf einen unterschiedlich guten Kontakt zwischen Sonde und Boden zurückgeführt werden. Um diese Fehlerquelle auszuschalten, wurde eine Löss-Probe einem Desorptions- und Sorptionsgang unterworfen, wobei die Thermosonde in der Probe belassen wurde. Es zeigt sich eine weitgehend lineare Beziehung zwischen Wassergehalt und WLF dieses Lössbodens. [ $\lambda$  steigt von  $300 \times 10^{-5}$  (für 10% WG) auf  $450 \times 10^{-5}$  (für 30 Vol% Wh)]

Um die Verwendbarkeit der Thermosonden auch an strukturierten Böden natürlicher Lagerung zu testen, wurden 5 Stechzylinder mit einem Fassungsvermögen von 1.250 ccm aus einer Löss-Parabraunerde bis zu 70 cm Tiefe entnommen. In jede Probe wurden zwei Sonden eingestochen, mit denen jeweils zwei Sorptions- und zwei Desorptionsgänge aufgenommen wurden. Die Messungen führten zu folgenden Ergebnissen:

Für den homogenen, schwach strukturierten Oberboden bis zu 40 cm Tiefe ergeben sich eindeutige, lineare Beziehungen zwischen Wassergehalt und WLF ohne nennenswerte Unterschiede zwischen den in jeder Probe gemessenen Parallelen. Für die Probe aus 40-50 cm muß zwischen einem Sorptions- und einem Desorptionsast etwa für den Bereich 18-28 Vol% WG unterschieden werden. Diese Hysterese-Erscheinung tritt bei der Probe aus 50-60 cm in geringerem Maße auf, in 60-70 cm Tiefe nur schwach und nur bei einer der beiden Parallelen.

Diese Ergebnisse zeigen, daß in den Profilabschnitten mit erhöhtem Tongehalt, starker Strukturierung und Kompartimenten unterschiedlich dichter Lagerung eine Disproportionierung der räumlichen Anordnung der 3-Phasen-Komponenten auftreten kann, die sich gerade auf die Messung der WLF so gravierend auswirkt, da die Temperaturmessung punktförmig erfolgt und somit der für den Temperaturverlauf entscheidende Bereich nur sehr klein ist. Nur über die im Befeuchtungs- und Austrocknungsgang unterschiedliche Wasserverteilung in dem so geringdimensionierten Meßabschnitt ist es zu erklären, daß trotz verschieden hoher Gesamt-Wassergehalte mit Hilfe der Thermosonden die gleichen Feuchtezustände gemessen werden. Nach diesen Vorversuchen wurde zur weiteren Erprobung der Einsatzmöglichkeiten von Thermosonden die in Abb. 2 dargestellte Einrichtung im Labor aufgestellt.

Der Bodenmonolith wurde 1970 aus einer Parabraunerde aus Löss nur wenige Kilometer südlich von Göttingen entnommen und konnte 5 Jah-

re lang ungehindert austrocknen. An diesem Lysimeter sollten durch Infiltrations- und Evaporations- Untersuchungen in Ergänzung zu bereits abgeschlossenen Felduntersuchungen (BEESE et al. (1)) Fragen der Wasserdynamik dieser Lössböden modellmäßig geklärt werden. Über Tensiometer und Thermosonden wurden Potentialgradienten und Wassergehaltsänderungen für die einzelnen Bodenabschnitte und über die Waage die Gesamt-Wassergehaltsänderungen bestimmt. Die Bodensäule wurde mit 10 Tensiometern und 10 Sonden bestückt, die gleichmäßig über die gesamte Länge im Abstand von 17,5 cm jeweils nebeneinander angebracht wurden. Der Wassergehalt in den entsprechenden Tiefen wurde nicht bestimmt, da einerseits die natürliche Struktur so wenig wie möglich zerstört werden sollte, andererseits das Bodenvolumen, das zum Einsetzen der Tensiometer entnommen wurde, für eine gravimetrische Bestimmung zu gering war.

Über eine Schlauchpumpe wurde der Monolith kontinuierlich von oben mit einer Intensität von 14,5 mm/d beregnet. Am 25. Tag nach einer Bewässerungsmenge von 360 mm trat am Fuße der Säule ungespanntes Wasser aus. Das Sickerwasser wurde durch die keramische Platte mit einem Unterdruck von 300 cm WS abgesaugt. Die Ausflussmengen betragen zunächst 60-70% des zugegebenen Wassers, nach 4 Wochen bis zu 95%. In dieser Zeit wurden noch weitere 60mm aufgenommen, so daß insgesamt 420 mm gespeichert wurden. Abb. 3 zeigt die Tiefenfunktion der Porengrößen-Zusammensetzung und die zu verschiedenen Zeitpunkten aufgenommene Wasserverteilung in der Bodensäule, ausgedrückt als Sättigungsgrad vom GPV. Die stark ausgezogene Linie zeigt den Anfangswassergehalt vor Beginn der Beregnung. Bei der Kalkulation des Ausgangszustandes wurde von der Bewässerungsmenge und der jeweiligen Saugspannungsanzeige der Tensiometer ausgegangen, wobei eine durchschnittliche Hysterese von 6 Vol % zugrunde gelegt wurde, die sich im Bereich pF 2,3 auf 4 Vol % verringert. Der Anfangs-Wassergehalt soll über das gesamte Profil gemittelt 17,3 Vol % betragen. Bis zum Wasseraustritt an der Saugplatte werden 360 mm oder 18,9 Vol % Wasser aufgenommen, so daß der  $\emptyset$  WG zu diesem Zeitpunkt 36,2 Vol % beträgt; das entspricht dem aus den entsprechenden pF-Charakteristiken ermittelten Wert für pF 1,2 abzüglich 4 Vol% (Hysterese). Im weiteren Verlauf der Beregnung werden noch 2,8 Vol% aufgenommen, was einen endgültigen WG von 39 Vol% ausmacht, ca. 1,3 Vol% unter dem für pF 1,2 ermittelten Wert. Die Differenz zu diesem nach der Tensiometeranzeige zu erwartenden WG ist auf immer noch vorhandene Luft einschlüsse zurückzuführen, da selbst nach 4 Wochen die Sicker-

wasserrate geringer ist als die Beregnungsmenge.

Bei der Betrachtung der Porensättigungs-Kurven sieht man, wie sich nach Phasen der allmählichen Aufsättigung im oberen Profildbereich das Wasser im  $B_t$ -Horizont aufgrund der geringen ungesättigten Leitfähigkeit staut und erst nach fast völliger Porensättigung ein rascher Durchbruch in größere Tiefen erfolgt. Hier wird in 150 cm Tiefe die Infiltrationsgeschwindigkeit nochmals durch eine erneute Porenverengung herabgesetzt.

In Abb. 4 sind die Aufsättigungsphasen für die Tiefen 17,5, 35, 52,5 und 87,5 cm dargestellt. (Die Meßstelle in 70 cm Tiefe ist ausgefallen.) Es sind die WLF-Koeffizienten (durchgezogene Linien) und die über die Tensiometermessungen aus den pF-Charakteristiken ermittelten Wassergehalte gegen die Zeit bzw. Bewässerungsmenge aufgetragen. Die Maßstäbe für den Wassergehalt wurden so gewählt, daß der Verlauf der Wassergehalts-Kurven dem der  $\lambda$ -Kurven etwa entspricht. Man sieht, daß die Endwerte für die WLF alle zwischen  $400$  und  $450 \times 10^{-5}$  liegen, was auf einen gleich guten Kontakt zwischen Sonde und Boden schließen läßt. Aus den vor der Beregnung gemessenen Anfangswerten läßt sich auch hier erkennen, daß mit zunehmender Tiefe ein steigender Anfangs-Wassergehalt vorgelegen hat.

Vergleicht man die in einer Meßtiefe ermittelten Kurven miteinander, so wird deutlich, daß mit Hilfe der Sonden auch der Feuchtebereich gut zu erfassen ist, für den Tensiometer aufgrund der hohen Saugspannungen nicht mehr geeignet sind. Für die Bereiche pF 2,8 bis 2,3 müssen für die Tensiometermessungen Zeitkorrekturen vorgenommen werden, da die Aufsättigung in diesem Bereich so schnell vor sich geht, daß die Tensiometer nur mit einer zeitlichen Verzögerung reagieren. Das ist besonders für die Meßtiefen 52,5 cm und 87,5 cm zu erkennen, wo durch das Abdrücken und Entlüften der Keramikkerzen der Sprung in der Anzeige sehr deutlich zutage tritt (siehe Pfeile in Abb. 4). Im Bereich hoher WG steigen die WLF-Koeffizienten in den Tiefen 35 cm und 17,5 cm bei Beregnungsmengen von 90 bzw. 100 mm nochmals an, obwohl die Saugspannungen ihren Tiefstand bereits erreicht haben. Das läßt sich einerseits durch Saugspannungs-Hysterese erklären, andererseits auch durch Auffüllen von Hohlräumen, in denen vorher Luft eingeschlossen war, was mit Hilfe der Thermosonden noch zu erfassen ist.

Ein Ansteigen des tatsächlichen Wassergehaltes läßt sich in jedem Fall damit begründen, daß die Wasserfront zu diesem Zeitpunkt den

B<sub>t</sub>-Horizont erreicht hat und durch Stau eine völlige Wassersättigung in den darüberliegenden Schichten bewirkt.

Aus diesen ersten Ergebnissen sollte deutlich werden, daß Wassergehaltsbestimmungen über die Messung der WLF durchaus möglich sind und es lohnend erscheint, zu überprüfen, mit welcher Genauigkeit auch geringe Wassergehaltsänderungen sowohl im Sorptions- als auch im Desorptionsgang erfaßt werden können.

#### L i t e r a t u r:

1. Beese, F., B.Meyer und W.Richter, 1975: Wasser und Bioelement-Haushalt von Acker-Parabraunerden aus mächtigem würmzeitlichem Löß in Niedersachsen. I: Untersuchungen mittels Freiland-Messungen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 33 (1975)
2. Carslaw, H.S. und J.C. Jaeger, 1965: Conduction of heat in solids, 2nd edition, Oxford University Press, London.
3. Kramer, W., J.Lorenz und B.Meyer, 1968: Die Messung der Wärmeleitfähigkeit als Mittel kontinuierlicher Feuchtemessung in Böden, Göttinger Bodenkundl. Ber. 1, 57-110 (1968)



ABB. 1: THERMOSONDE

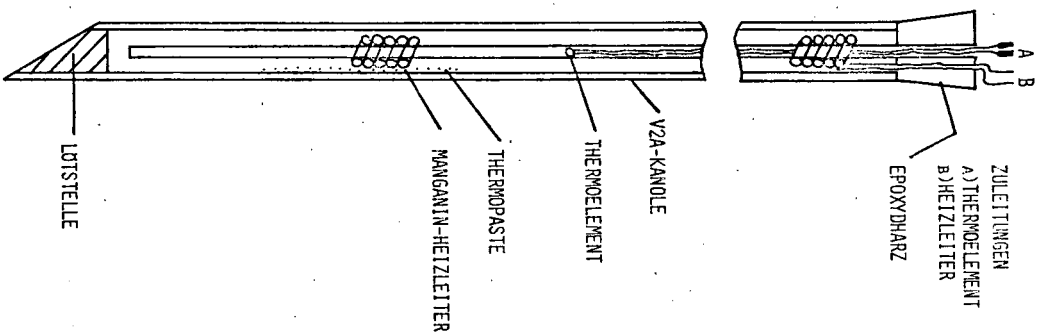


ABB. 2 : MESSEINRICHTUNG ZUR BESTIMMUNG DES WASSERGEHALTES MITTELS THERMOSONDEN IN EINEM MONOLITH-LYSIMETER

- 1 UNTERDRUCK-MONOLITH-LYSIMETER
- 2 KERAMISCHE PLATTE
- 3 ELEKTROMECHANISCHE WAAGE
- 4 BIEGEKRAFT-AUFNEHMER
- 5 SICKERWASSER-AUFFANGZYLINDER
- 6 VAKUUM-PUMPE
- 7 RÖCKSCHLAGVENTIL
- 8 UNTERDRUCKKESSEL
- 9 Hg-MANOMETER
- 10 TENSIO-METER
- 11 TENSIO-METER-ABLESUNG
- 12 THERMOSONDEN MIT ANSCHLUSS AN DIE REGISTRIEREINRICHTUNG

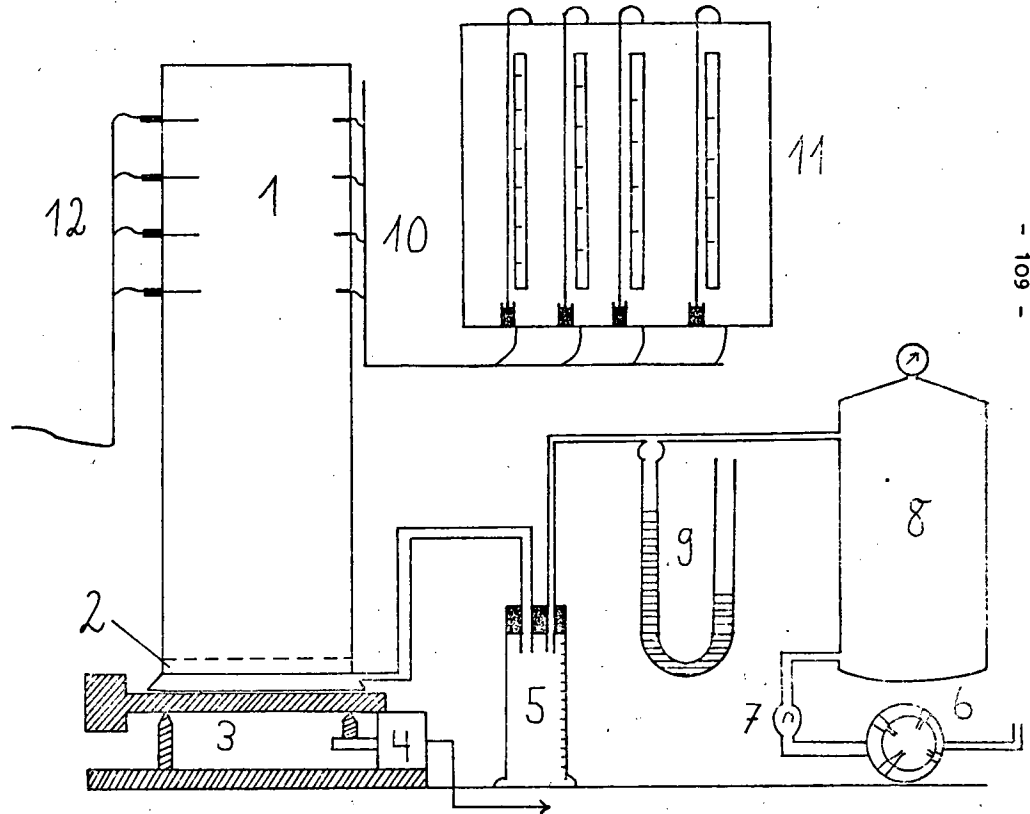
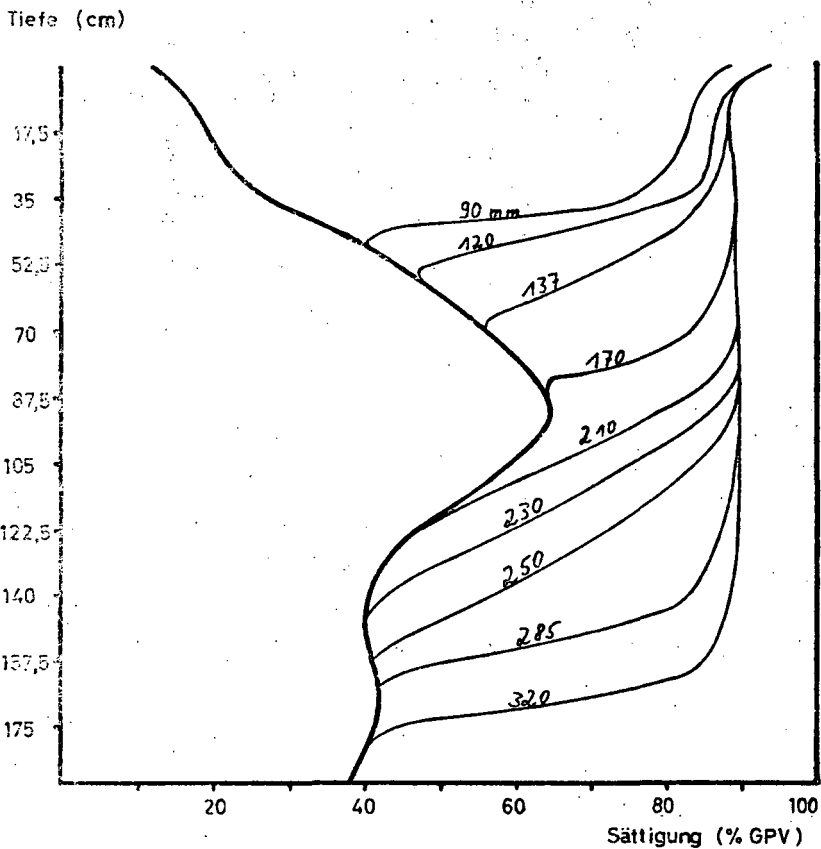


Abb. 3: Wassersättigungsprofile zu verschiedenen Zeitpunkten des Infiltrationsganges



Tiefenfunktion der Porengrößen-Zusammensetzung

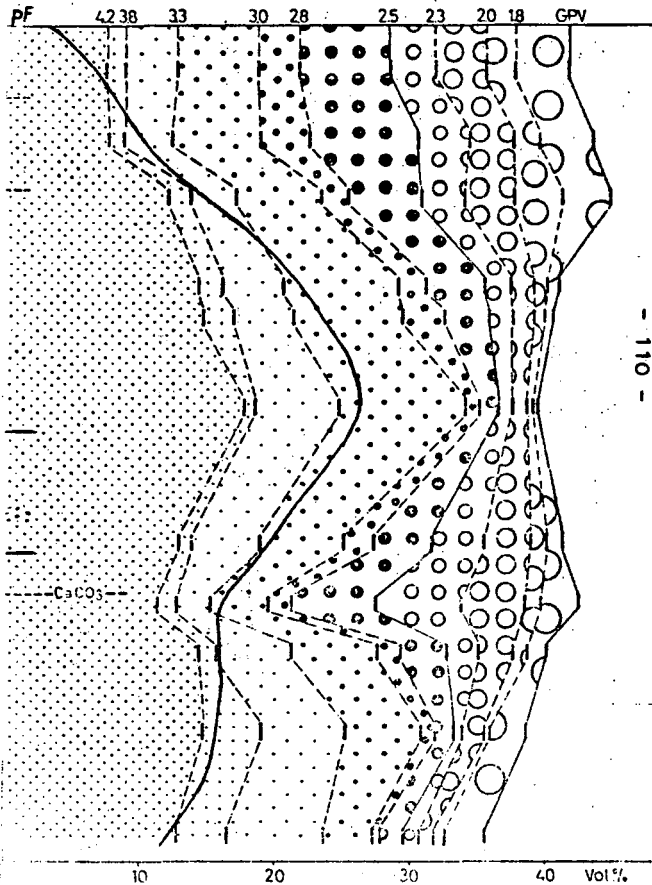
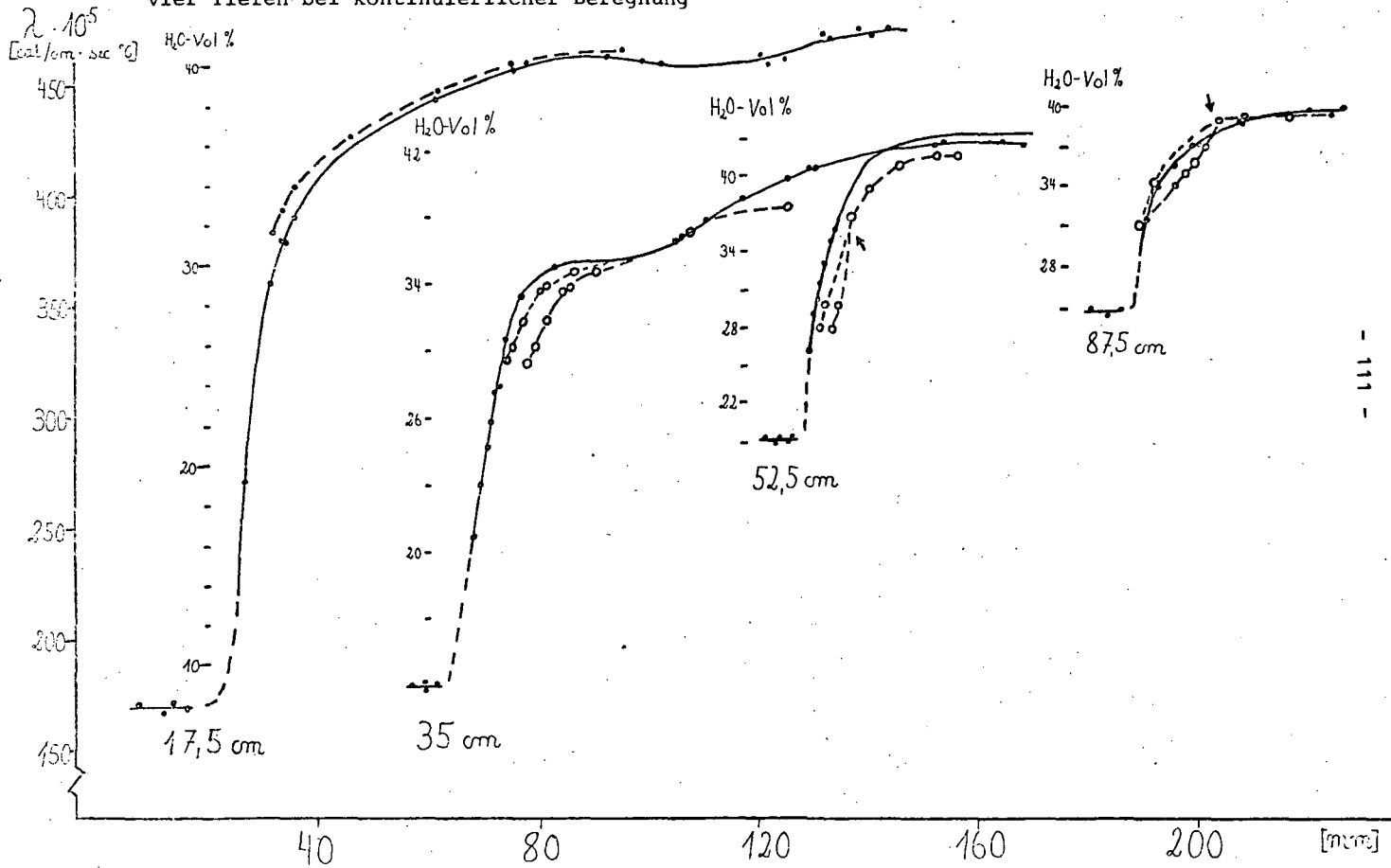


Abb.4: Änderung von Wärmeleitfähigkeit und Wassergehalt in vier Tiefen bei kontinuierlicher Beregnung





Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten von  
Böden (Verfahrensvergleich)

von

RENGER, M.,<sup>+</sup> STREBEL, O.,<sup>+</sup> GIESEL, W.,<sup>+</sup> und  
v. HOYNINGEN-HUENE, J.<sup>++</sup>

Evapotranspiration und Tiefenversickerung lassen sich im Gelände sehr genau erfassen, wenn man die Wassergehaltsänderungen und die Wasserspannungen in der ungesättigten Bodenzone als Funktion der Zeit und Tiefe mißt (RENGER et.al.1970). Bei diesen Messungen haben sich vor allem Druckaufnehmertensiometer (STREBEL et.al. 1970) und die Gamma-Doppelsonde (LORCH 1971) bewährt. Diese Geräte sind allerdings ziemlich kostspielig. Im folgenden soll daher untersucht werden, ob es möglich ist, die Wasserhaushaltskomponenten auch mit Hilfe von einfacheren Methoden oder Modellrechnungen zu erfassen.

1. Bestimmung der Evapotranspiration

In Abb. 1 sind für Zuckerrüben die Ergebnisse verschiedener bodenphysikalischer Verfahren dargestellt. Die Untersuchungen wurden bei einer Parabraunerde aus Löß über kiesigem Sand der Niederterrasse (Grundwasserstand  $\sim 2,7$  m u.Gel.) durchgeführt. Beim Verfahren 1 wurden die für die Bestimmung der Evapotranspiration entscheidenden Ausgangsgrößen, nämlich Wassergehaltsänderungen (Gamma-Doppelsonde) und hydraulische Gradienten (Druckaufnehmertensiometer) direkt gemessen. Die Unterbrechungen der Summenkurve sind durch Ausfall der Meßgeräte bedingt.

Beim Verfahren 2 erfolgten im Gelände nur Wasserspannungsmessungen. Die Wassergehaltsänderungen wurden aus der im Labor ermittelten Beziehung zwischen Wassergehalt  $\theta$  und Wasserspannung  $\psi$

<sup>+</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung bzw.  
Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,  
3 Hannover 51, Postfach 510353

<sup>++</sup> Agrarmeteorologische Forschungsstelle,  
33 Braunschweig, Bundesallee 50

bestimmt. Gemessen am Standardverfahren 1 liegen die Evapotranspirationswerte nach Verfahren 2 wesentlich niedriger. Die Ursache liegt darin, daß an Tagen mit Niederschlägen die über die Beziehung ermittelten Wassergehaltsänderungen zu hoch ausfallen. Benutzt man an Tagen mit Niederschlägen für die reale Evapotranspiration die potentielle Evapotranspiration ( $E_{pot}$ ) nach PENMAN (1956) (Verfahren 3), stimmen die Werte mit dem Standardverfahren gut überein. Eine gute Übereinstimmung mit Verfahren 1 zeigt auch die Methode 4. Hier wurde für die Berechnung der Wassergehaltsänderungen die  $\theta-\psi$ -Beziehung mit Hysteresis verwendet.

Beim Verfahren 5 bis 7 wurde nur von Wassergehaltsmessungen im Gelände ausgegangen. Die Berechnung der hydraulischen Gradienten erfolgte über die  $\theta-\psi$ -Beziehung. Nur wenn man dabei die im Gelände ermittelte  $\theta-\psi$ -Beziehung verwendet (Verfahren 7), erhält man realistische Evapotranspirationswerte.

Neben den bodenphysikalischen Methoden wurden in den Verfahrenvergleich auch einige meteorologische Methoden einbezogen. Die Ergebnisse sind in Abb. 2 dargestellt. Die über die Energiebilanz ermittelten Evapotranspirationswerte stimmen bis Ende Juli mit den Standardwerten (1) gut überein. Die potentielle Evapotranspiration nach PENMAN-(1956) und HAUDE-(1955) liegen erwartungsgemäß zu hoch. Die nach RIJTEMA (1965) korrigierten PENMAN-Werte zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Standardwerten.

## 2. Bestimmung der Tiefenversickerung

Die Ergebnisse der Tiefenversickerung in 150 cm unter Gelände sind in Abb. 3 zu finden. Beim Verfahren 1 wurden wiederum die beiden Ausgangsgrößen Wassergehaltsänderung und Wasserspannung direkt gemessen. Verfahren 2 geht nur von Wasserspannungsmessungen aus. Die Bestimmung der Wassergehaltsänderungen erfolgte anhand der im Labor ermittelten  $\theta-\psi$ -Beziehung unter Einbeziehung der Hysteresis. Die Tiefenversickerungswerte des Verfahrens 2 stimmen mit denen von 1 gut überein.

Beim Verfahren 3 wurde die Tiefenversickerung aus dem im Gelände gemessenen hydraulischen Gradienten sowie der im Labor ermittelten Beziehung zwischen Wasserspannung ( $\psi$ ) und Wasserleitfähigkeit ( $k$ ) bestimmt (vgl. STREBEL et.al.1973). Die Ergebnisse der Methode sind vor allem von der verwendeten Beziehung  $k-\psi$  ab-

hängig. Stehen dabei nur Laborwerte zur Verfügung, können große Fehler auftreten. Um den Fehler möglichst klein zu halten, sollten die Labor- durch Geländewerte überprüft werden (RENGER et.al.1974). Dabei reichen nach den bisherigen Erfahrungen einige wenige  $k : \psi$ -Werte aus. Durch Parallelverschiebung der im Labor gemessenen  $k$ -Werte, kann die  $k-\psi$ -Beziehung entsprechend korrigiert werden.

Beim Verfahren 4 wurde die Tiefenversickerung über die klimatische Wasserbilanz (Niederschlag minus Evapotranspiration nach PENMAN) bestimmt. Die Abb. 3 zeigt, daß die Tiefenversickerungswerte nach Methode 4 nur wenig von den Standardwerten abweichen. In den Verfahrensvergleich wurden außerdem noch Modellrechnungen einbezogen. Gemeint sind mathematische Modelle, mit denen man instationäre Wasserbewegungen im Bodenprofil bei vorgegebenen Randbedingungen errechnen kann (GIESEL et.al.1974). Die Ergebnisse der Modellrechnungen sind in Abb. 4 dargestellt. Sieht man von der zeitlichen Verschiebung von etwa einem Tag ab, stimmen die Tiefenversickerung und auch die Wasserspannung in 100 cm Tiefe mit den gemessenen Werten gut überein.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft danken wir für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

### Literatur

- GIESEL,W., RENGGER,M.,STREBEL,O: Zur Untersuchung der Dynamik des Bodenwasserhaushaltes im Gelände und an Digitalmodellen. - Berichte zum 10.Internat.Bodenkundl. Kongreß, I, 327-334, 1974
- HAUDE,W.: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. - Mitt.Deutscher Wetterdienst 2, H.11, 1-24, 1955
- LORCH,S.: Automatische Registrierung der Feuchtdichte und der Wassergehaltsänderung eines Bodens durch Messung der Absorption von Gammastrahlen. - Z.Pflanzenernähr. Bodenkde.130, 136-151, 1971
- PENMAN,H.L.: Evaporation, an introductory survey. - Netherl.J. Agric.Sci.4, 9-29, 1956
- RENGER,M., GIESEL,W., STREBEL,O., LORCH,S.: Erste Ergebnisse zur quantitativen Erfassung der Wasserhaushaltskomponenten in der ungesättigten Bodenzone. - Z.Pflanzenernähr.Bodenkde.126, 15-35, 1970
- RENGER,M., STREBEL,O.,GIESEL,W.: Beurteilung bodenphysikalischer, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischer Kennwerte. IV Grundwasserneubildung. - Z.Kulturtechn. u.Flurbereinigung 15, 353-366, 1974



- RIJTEMA, P.E.: An analysis of actual evapotranspiration. - Agric. Res. Rep. 659, Wageningen 1965
- STREBEL, O., GIESEL, W., RENGEL, M., LORCH, S.: Automatische Registrierung der Bodenwasserspannung im Gelände mit dem Druckaufnehmertensiometer. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 126, 1-15, 1970
- STREBEL, O., RENGEL, M., GIESEL, W.: Bestimmung des vertikalen Transports von löslichen Stoffen im wasserungesättigten Boden. - Wasser u. Boden 25, (8), 252-253, 1973

Abb. 1

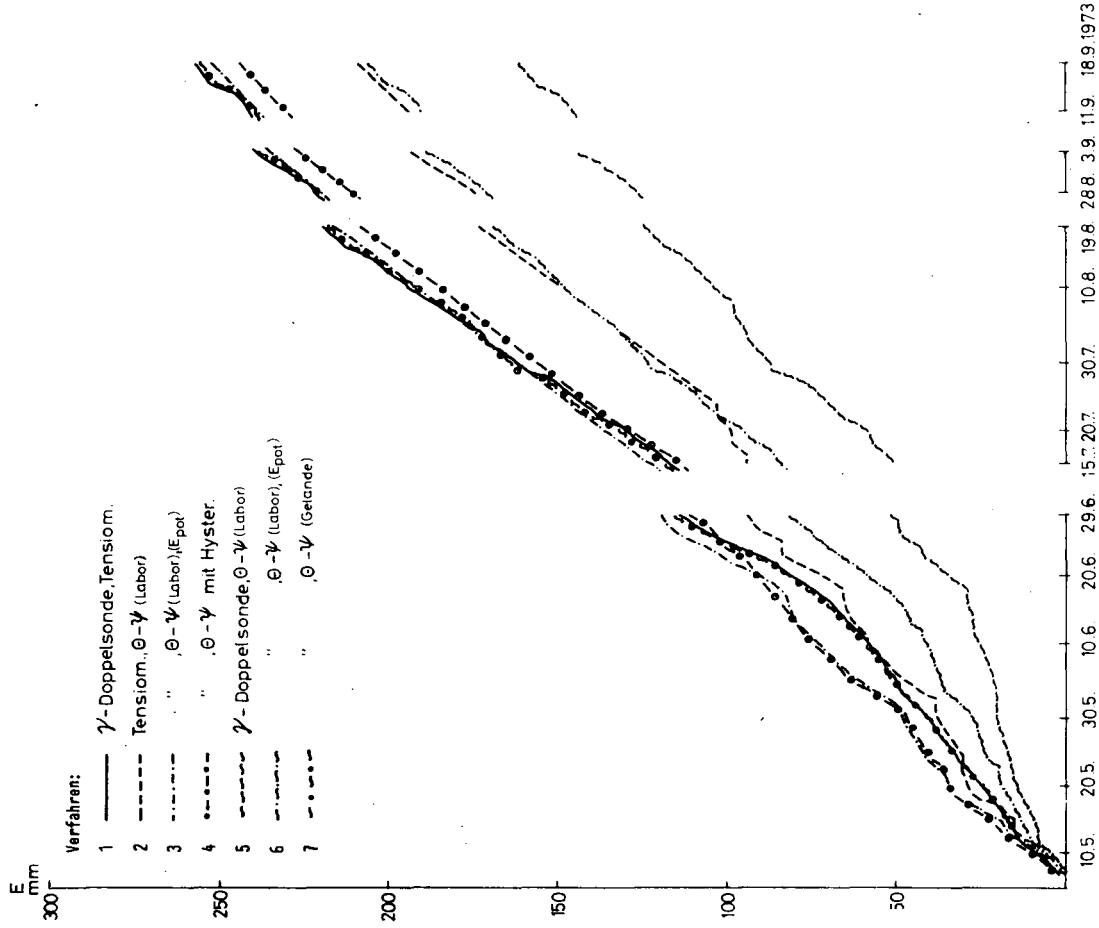


Abb. 2

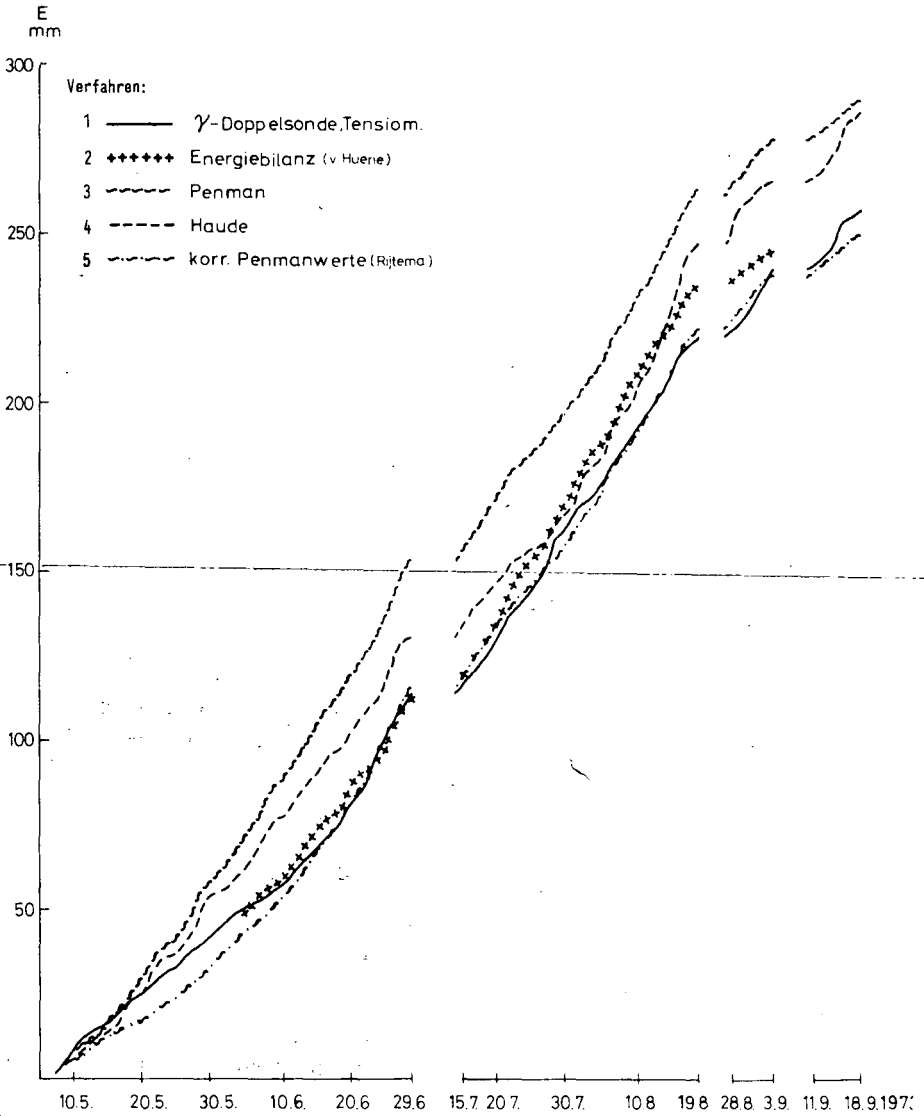


Abb. 3

Verfahren:

1 —————  $\gamma$ -Doppelsonde, Tensiom.

2 ..... Tensiom.,  $\Theta$ - $\psi$  mit Hyster.

3 - - - - - " ,  $k$ - $\psi$  ( $v = -k(\psi) \frac{\Delta \varphi}{\Delta Z}$ )

4 + + + + + klimat. Wasserbilanz

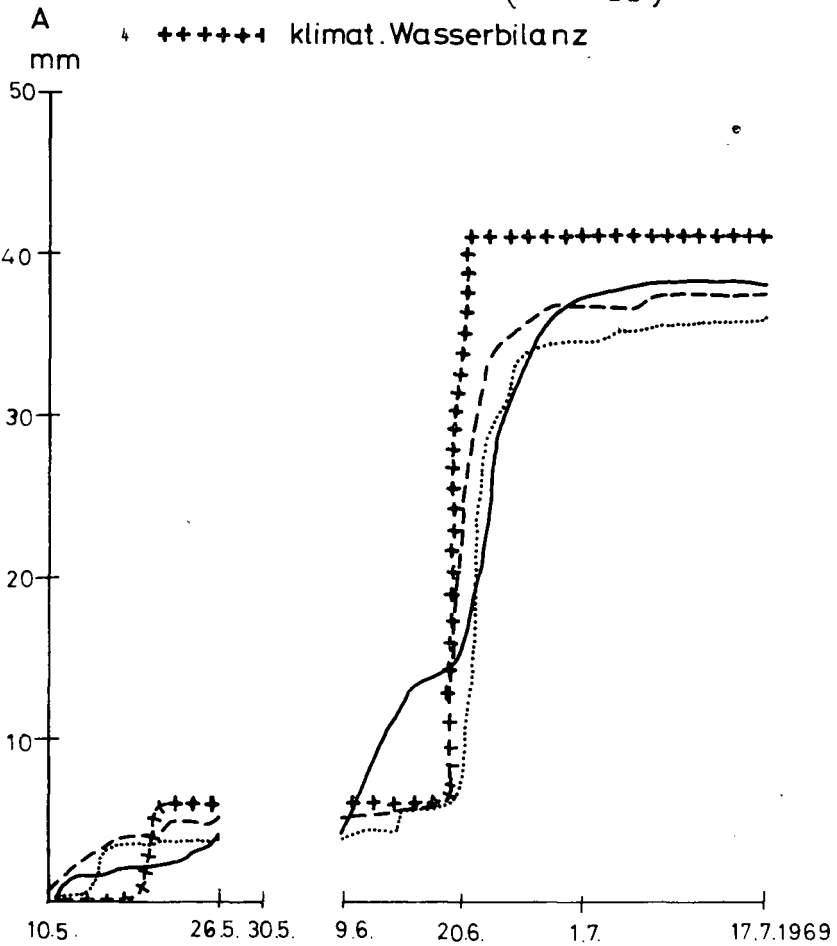
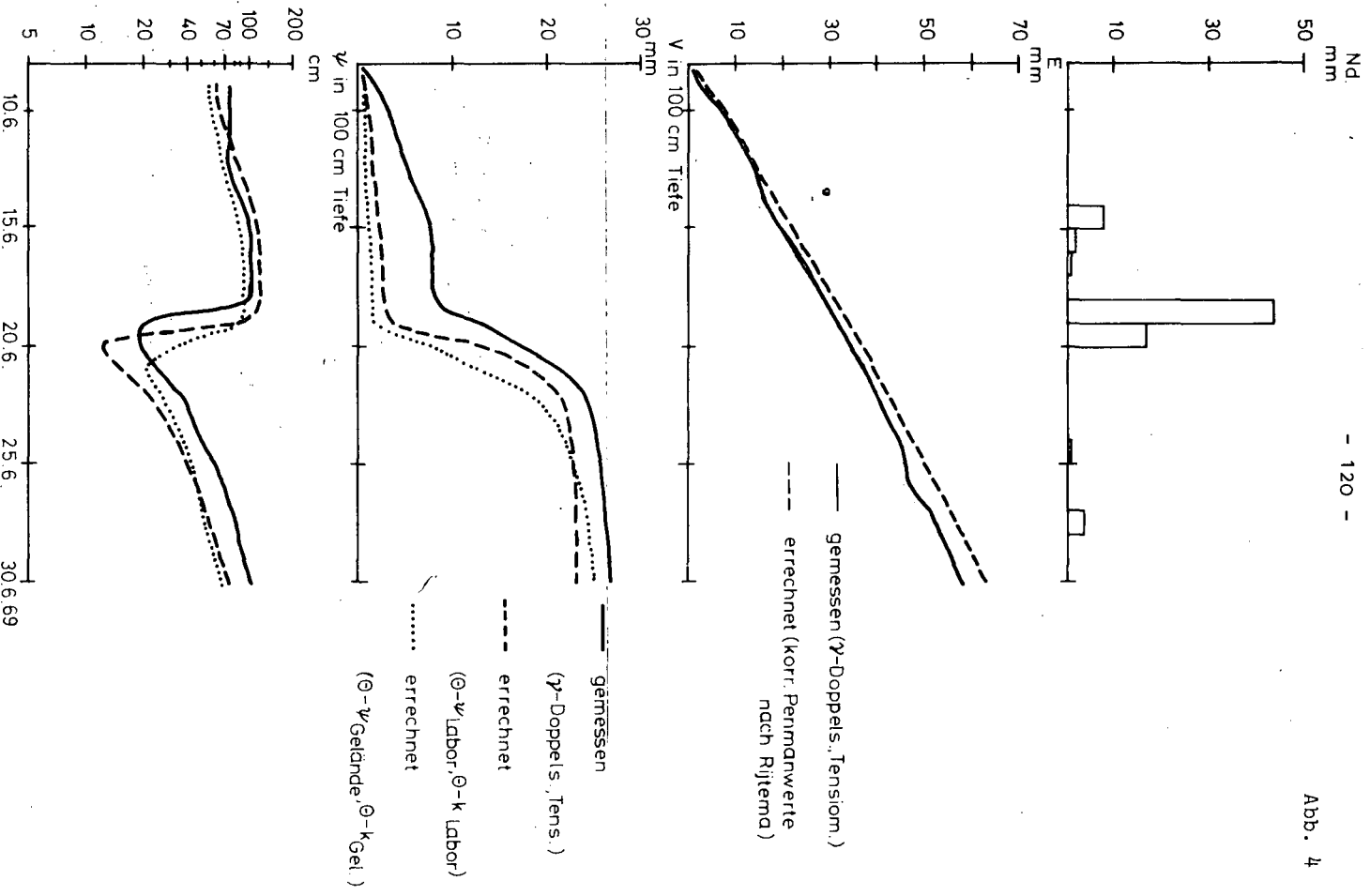


Abb. 4



Ein einfaches Modell für den Lösungstransport  
in ungesättigten Böden.

von

P. Benecke, F. Beese und R.R. van der Ploeg<sup>+</sup>

Die mathematische Bearbeitung von bodenkundlichen Problemen, das Suchen nach kausalen Beziehungen zwischen Meßgrößen unterschiedlicher Art, und das Entwickeln von Modellen wird in der letzten Zeit, auch hier in Deutschland, in zunehmendem Maße ausgeübt. Ein richtig funktionierendes Modell kann in sehr kurzer Zeit Daten liefern, die man sonst nicht oder nur mit sehr viel Mühe durch Messungen ermitteln kann. Ein weiterer, wichtiger Vorteil eines Modells besteht in der Möglichkeit, Strömungs- und Transportprobleme quantitativ behandeln zu können.

War die Modellierung vor kurzer Zeit nur Forschern mit einem guten mathematischen und physikalischen Wissen möglich, so hat die neuere Entwicklung der Computer-Wissenschaft den Kreis der potentiellen Modellierer erheblich erweitert. Außerdem hat diese Entwicklung es möglich gemacht, daß jetzt viel komplexere Probleme gelöst werden können als vor kurzem noch für möglich gehalten wurde.

In dieser Arbeit wird über einige Modellierarbeiten berichtet, die im Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Göttinger Universität durchgeführt wurden. Es soll vor allem gezeigt werden, auf welche einfache Weise mit Hilfe von Computern und Computersprachen bodenkundliche Probleme modellmäßig gelöst werden können. Im Institut für Bodenkunde und Waldernährung in Göttingen wird zur Zeit meistens das Computer-Programm

---

<sup>+</sup>Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 34 Göttingen,  
Büsgenweg 2

CSMP (Continuous System Modeling Program) zur Lösung bodenkundlicher und ökologischer Probleme angewandt. Dieses für IBM-Anlagen entwickelte Rechenprogramm (IBM, 1972) stellt eine übergeordnete Computersprache dar, mit welcher sehr viele Probleme modellmäßig in einer Weise gelöst werden können, die an Einfachheit wohl kaum zu übertreffen ist.

Als Anwendungsbeispiel wird ein Modell besprochen, mit dem nichtstationäres Fließen von Wasser und Salz im Boden mathematisch beschrieben werden kann. Das Beispiel bezieht sich auf einen in Kalifornien durchgeführten Bewässerungsversuch. Obwohl in Deutschland kaum bewässert wird, gibt es doch eine Menge ähnlicher Transportprozesse im Boden, die untersucht werden. Verrieselungsarbeiten werden meist unter ähnlichen Bodenverhältnissen durchgeführt wie Bewässerungen. Der Einfluß von Düngemitteln, Herbiziden und Pestiziden auf die Qualität des Grundwassers läßt sich ebenfalls über die Transportvorgänge im Boden beschreiben. Die Simulation (oder mathematische Modellierung) kann ein ideales Hilfsmittel bei der Untersuchung derartiger bodenkundlicher Umweltprobleme sein.

Außer dem Modell für den Lösungstransport in ungesättigten Böden, das als Muster besprochen werden soll, wird ein kurzer Überblick über die Anwendung von CSMP zur Lösung von bodenkundlichen, forstlichen und ökologischen Problemen im Institut für Bodenkunde und Waldernährung in Göttingen gegeben.

#### Modell für den Lösungstransport

Zur mathematischen Beschreibung nicht stetigen Fließens von Wasser mit einem Salz im Boden mittels des Computerprogramms CSMP genügt die Kenntnis von zwei Gesetzen, die schon länger als 100 Jahre bekannt sind: das Darcy-Gesetz und das Ficksche Gesetz. Betrachtet man eine Bodensäule mit einem konstanten Querschnitt von  $A \text{ cm}^2$ , dann kann nach dem Darcy-Gesetz die Menge Wasser  $Q$ , die in einer Zeitspanne  $\Delta t$  zwischen zwei willkürlich gewählten Querschnitten in der Säule fließt, berechnet werden:

$$Q = - K \frac{\Delta H}{\Delta x} A \Delta t, \quad (1)$$

K = Leitfähigkeit

$\Delta H/\Delta x$  = konstanter hydraulischer Gradient zwischen den beiden Querschnitten in der Säule während der Zeitspanne  $\Delta t$ .

Das Ficksche Gesetz ist der Form nach dem Darcy-Gesetz sehr ähnlich. Es besagt, daß die Menge S einer Materie, die in einer Säule von einem Querschnitt zum anderen diffundiert, dem Konzentrationsgradienten  $\Delta C/\Delta x$  zwischen beiden Querschnitten proportional ist:

$$S = - D \frac{\Delta C}{\Delta x} A \Delta t \quad (2)$$

S ist eine Menge, die zum Beispiel in Gramm oder in Milliäquivalenten ausgedrückt werden kann; das Symbol D stellt den Diffusivitätskoeffizienten dar. Es wird in Gl. (1) und (2) angenommen, daß die Faktoren K und D während der Zeitspanne  $\Delta t$  konstant sind.

Um die obengenannten Gesetze für nichtstetiges Fließen von Wasser und Salz in einem realen Bodenprofil benutzen zu können, wird ein Teil des Profils als eine imaginäre Säule mit konstantem Querschnitt betrachtet, wie in der Abb. 1 dargestellt. Anstatt von zwei Querschnitten dieser Säule werden beliebig viele Querschnitte betrachtet: die Säule wird in sogenannte Kompartimente unterteilt. In Abb. 1 sind 3 solche imaginären, aufeinanderfolgenden Kompartimente dargestellt. Läßt man nun von der Bodenoberfläche her eine Lösung in die Säule infiltrieren, dann kann man diese Infiltration simulieren, indem man die beiden obengenannten Gesetze zwischen zwei angrenzenden Kompartimenten beliebig oft benutzt, wobei die Zeitspanne  $\Delta t$  klein zu halten ist.

Betrachten wir die 3 Kompartimente aus Abb. 1 an einem Zeitpunkt t, an dem die Infiltration bereits in Gang ist. Jedes Kompartiment hat einen Querschnitt =  $A \text{ cm}^2$  und eine Höhe =  $\Delta z \text{ cm}$ . Das Volumen V jedes Kompartimentes ist dann  $V = A \cdot \Delta z$ .



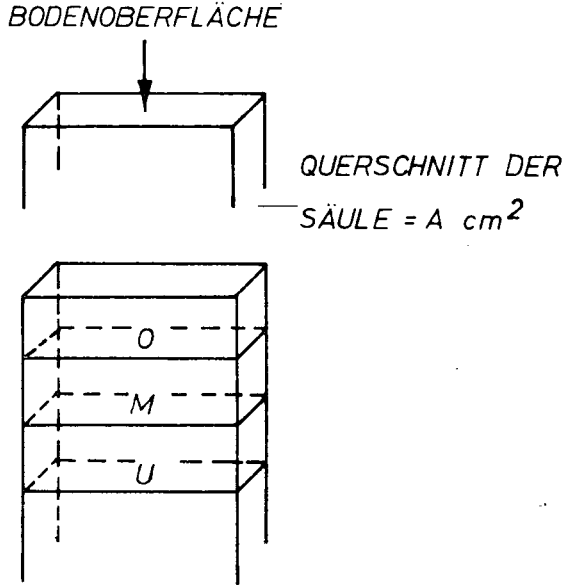


Abb. 1: Drei imaginäre Kompartimente in einem Bodenprofil

Das hydraulische Potential in den Kompartimenten zum Zeitpunkt  $t$  nennen wir  $H_O$ ,  $H_M$  und  $H_U$ , die Konzentrationen des Salzes in der Bodenlösung wird  $C_O$ ,  $C_M$  und  $C_U$  genannt (hierbei steht O für oben, M für mittig und U für unten). In der nun folgenden Zeitspanne  $\Delta t$  passiert im mittleren dieser 3 Kompartimente folgendes:

Von O nach M fließt die Menge Wasser

$$Q_{O,M} = -K \frac{H_M - H_O}{\Delta z} A \Delta t \quad (3)$$

Von M nach U fließt

$$Q_{M,U} = -K \frac{H_U - H_M}{\Delta z} A \Delta t \quad (4)$$

Von O nach M gleichzeitig diffundiert die Menge Salz

$$S_{O,M} = - D \frac{C_M - C_O}{\Delta z} A \Delta t \quad (5)$$

Von M nach U diffundiert

$$S_{M,U} = - D \frac{C_U - C_M}{\Delta z} A \Delta t \quad (6)$$

Außerdem fließt mit der Wassermenge  $Q_{O,M}$  noch eine Menge Salz ( $T_{O,M}$ ) von O nach M (Massenfluß). Die Menge  $T_{O,M}$  läßt sich wie folgt berechnen:

$$T_{O,M} = Q_{O,M} \times C_O \quad (7)$$

Auf die gleiche Weise läßt sich die Menge Salz berechnen, die als Massenfluß von M nach U fließt während der Zeitspanne  $\Delta t$ . Sie beträgt

$$T_{M,U} = Q_{M,U} \times C_M \quad (8)$$

Auf diese Weise lassen sich sowohl die Wassergehaltsänderung, als auch die Konzentrationsänderung im Kompartiment M während  $\Delta t$  berechnen. Für den Zeitpunkt  $t + \Delta t$  lassen sich dann neue Werte für  $H_M$  und  $C_M$  berechnen.

Auf ähnliche Weise, wie soeben das Kompartiment M während der Zeitspanne  $\Delta t$  behandelt wurde, kann jedes Kompartiment an jedem Zeitpunkt behandelt werden, wobei man am Zeitpunkt  $t = \text{Null}$  an der Bodenoberfläche anfängt, und im Anfang in jedem Kompartiment sowohl das hydraulische Potential als auch die Konzentration kennen muß. Die hohe Geschwindigkeit, mit der moderne Rechenanlagen Berechnungen wie in Gl. (3) - (8) durchführen, macht die oben erklärte Simulationsweise jetzt praktikabel. Für detaillierte Angaben wird verwiesen auf IBM (1972), Van der Ploeg (1974 b), Van der Ploeg und Benecke (1974. a, b) und Van der Ploeg und Edlinger (1975).

### Ergebnisse

Wie schon vorher erwähnt, wurden Ergebnisse aus dem oben kurz beschriebenen Modell mit experimentellen und auch mit theoretischen Ergebnissen von Warrick, Biggar und Nielsen (1971) aus Kalifornien verglichen. In Abb. 2 ist schematisch das Experiment von Warrick, Biggar und Nielsen dargestellt.

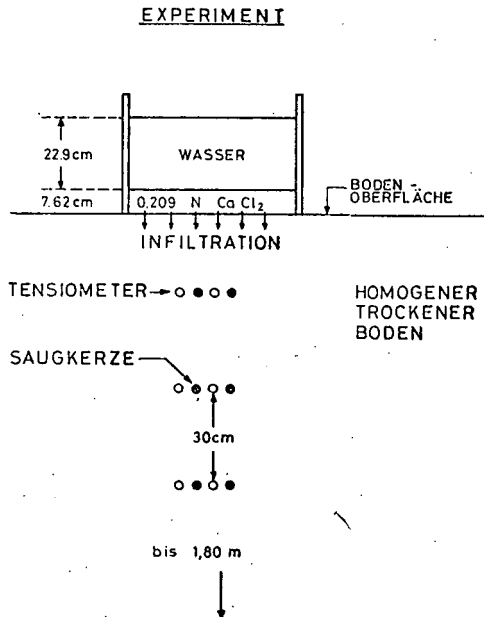


Abb. 2: Schematische Darstellung eines Experiments, das Warrick, Biggar und Nielsen 1971 in Kalifornien durchgeführt haben

Während einer Kleinfelduntersuchung ließ man 7,62 cm einer 0,209 normalen CaCl<sub>2</sub>-Lösung in einen trockenen Boden infiltrieren. Anschließend infiltrierten noch 22,9 cm CaCl<sub>2</sub>-freies Wasser. Unter der bewässerten Fläche befanden sich im Boden

Tensiometer und Saugkerzen im Abstand von 30 cm, um den Wasser- und Salztransport verfolgen zu können. Die gesammelten Daten wurden unter Einbeziehung der Bodenparameter ebenfalls von Warrick, Biggar und Nielsen (1971) mathematisch analysiert. Zur Vorhersage der Wasserverteilung im Boden wurde von Warrick et al. ein numerisches Verfahren benutzt. Die Salzverteilung im Boden konnte von Warrick et al. nach einer Reihe von Vereinfachungen analytisch gelöst werden.

Wir haben das gleiche Problem mittels des in Abb. 1 beschriebenen Modelles mit dem Computerprogramm CSMP gelöst. Wir werden die Methode und die Ergebnisse von Warrick et al. unserem Modell gegenüberstellen. In Abb. 3 sind die  $\text{CaCl}_2$ - und die Wasserverteilung im Boden dargestellt, und zwar 11 Stunden nach Beginn des Experiments, wie sie mittels der analytischen und der CSMP-Lösung errechnet wurden und wie sie im Boden gemessen wurden. Oben in Abb. 3 ist die Konzentration (in meq/L)

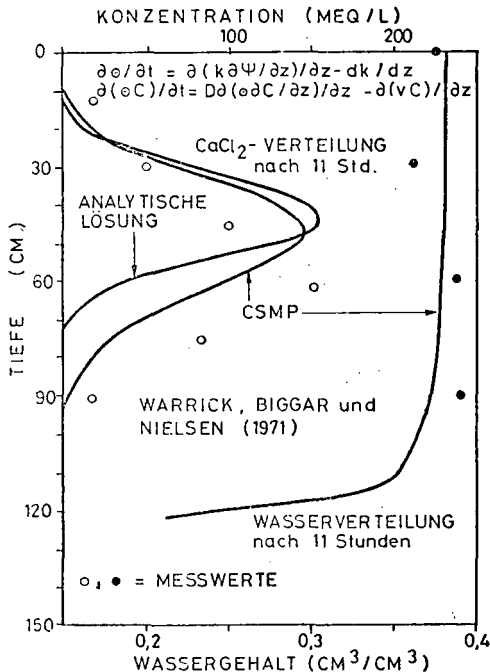


Abb. 3: Vergleich der Ergebnisse von Warrick et al. (1971) mit CSMP-Ergebnissen über die Wasser- und Salzverteilung im Boden nach 11 Stunden

angegeben, während unten der Wassergehalt im Boden abgetragen ist. Auch die beiden Differentialgleichungen sind dargestellt, mit denen die Wasser- und Salzverteilung beschrieben werden können. In diesen Gleichungen stellt  $\Theta$  den volumetrischen Wassergehalt dar,  $\psi$  ist der Wasserdruck im Boden, und  $v$  die Geschwindigkeit des fließenden Bodenwassers. Die anderen Symbole wurden vorhin schon erklärt. Aus der Abbildung wird deutlich, daß die CSMP-Ergebnisse für die Salzverteilung den gemessenen Werten mehr entsprechen als die analytische Lösung. Dabei muß betont werden, daß zur Gewinnung der CSMP-Ergebnisse die starken Vereinfachungen, die für die analytische Lösung von Warrick et al. erforderlich waren, nicht vorgenommen wurden. Das CSMP-Modell entspricht also besser der physikalischen Realität. Die von Warrick et al. berechnete Wasserverteilung und die CSMP-Ergebnisse waren nahezu gleich. Deswegen ist in Abb. 3 nur eine Wasserverteilungskurve gezeichnet worden. Die insgesamt nur mäßige Übereinstimmung der theoretischen und gemessenen Werte ist wohl darin begründet, daß die angenommene Homogenität des Bodens nicht vorhanden war. Außerdem wurde von Warrick et al. einfachheitshalber angenommen, daß der Koeffizient  $D$  eine Konstante ist, die von der Konzentration, vom Wassergehalt und von der Geschwindigkeit des Bodenwassers unabhängig ist. Eine bessere experimentelle Bestimmung von  $D$  hätte wohl zu besseren Simulationsergebnissen geführt.

Oft wird die Frage nach den Computerkosten für derartige CSMP-Modelle gestellt. In Abb. 4 wird auf diese Frage eine kurze Antwort gegeben. Wiederum wird von der schon beschriebenen analytischen Lösung der  $\text{CaCl}_2$ -Verteilung nach 11 Stunden ausgegangen, welche schon in Abb. 3 gezeigt wurde. Daneben werden vier CSMP-Lösungen dargestellt, die unter Einhaltung der gleichen vereinfachenden Randbedingungen erhalten wurden. Durch diese Maßnahme wird ein direkter Vergleich im Hinblick auf Genauigkeit der Ergebnisse möglich. Die CSMP-Lösung fußt auf einem Kompartiment-Modell des Bodens. Hierbei hängt die Genauigkeit und die Rechenzeit von der Kompartimentgröße ab. Es ist zu sehen, daß mit steigender Genauigkeit die Rechenzeit und damit

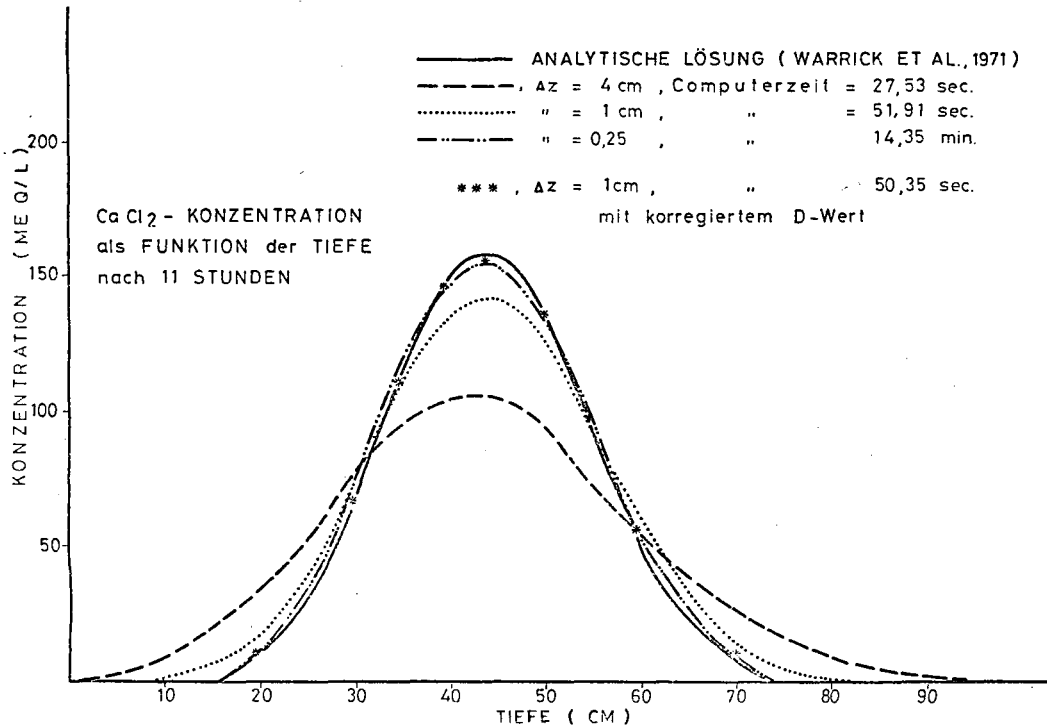


Abb. 4: Vergleich zwischen analytischen Ergebnissen und CSMP-Ergebnissen mit unterschiedlicher Kompartimentdicke

die Kosten steigen. Jüngste Entwicklungen in der numerischen Analyse haben es ermöglicht, korrigierte Dispersionskoeffizienten zu benutzen, um so die numerische Dispersion auszuschalten. Man erkennt, daß unter Einbeziehung einer solchen Korrektur schon mit sehr kurzen Rechenzeiten hohe Genauigkeiten erhalten werden können. Das Korrekturverfahren, das hier benutzt wurde, ist beschrieben von Van Genuchten und Wierenga (1974). Die Berechnungen zur Herstellung der Abb. 4 wurden auf einer IBM 370/148 Rechananlage durchgeführt.

Die Kürze und die Einfachheit von CSMP-Programmen soll mit Hilfe der Abb. 5 demonstriert werden. Es handelt sich um das komplette Programm, mit dem die  $CaCl_2$ -Verteilung aus Abb. 4 berechnet wurde, und zwar für  $\Delta z = 1$  cm und einen korrigierten D-Wert. Vergleicht man dieses kurze Programm mit der analytischen Lösung von Warrick et al. (1971), dargestellt in Abb. 6,

```
/      DIMENSION DCDT(100),C(100),CIC(100)
/      EQUIVALENCE (DCDT1,DCDT(1)),(C1,C(1)),(CIC1,CIC(1))
FIXED I
TITLE WARRICK,PANOCHÉ CLAY LOAM
STORAGE tZERO(100)
*****
INITIAL
TABLE CZERO(1-100)=17*209.0,83*1.0E-10
FUNCTION CACL2=(0.0,209.0),(0.80,209.0),(0.81,0.0),(22.0,0.0)
PARAMETER DELTAZ=1.00000,V=4.105,DMEAS=4.2
D=DMEAS-0.5*V*(DELTAZ-V*DELT)
*      CORRECTED D-VALUE
NOSORT
DO 1 I=1,100
  1 CIC(I)=CZERO(I)
*****
DYNAMIC
CI=INTGRL(CIC1,DCDT1,100)
PROCEDURE DCDT1=MISDIS(C1,CIC1,DELTAZ,D,CACL2,V)
CO=AFGEN(CACL2,TIME)
DCDT(1)=(D*(C(2)-C(1)))/DELTAZ+V*(CO-C(1))/DELTAZ
DO 2 I=2,99
  2 DCDT(I)=D*(C(I-1)-2.0*C(I)+C(I+1))/DELTAZ+V*(C(I-1)-C(I))/DELTAZ
DCDT(100)=0.0
ENDPRO
NOSORT
C10=C(10)
C20=C(20)
C30=C(30)
C35=C(35)
C40=C(40)
C45=C(45)
C50=C(50)
C55=C(55)
C60=C(60)
C70=C(70)
C80=C(80)
C90=C(90)
*****
TIMER FINTIM=9.0,PRDEL=1.0
PRINT C10,C20,C30,C35,C40,C45,C50,C55,C60,C70,C80,C90
END
STOP
ENDJOB
```

Abb. 5: Das komplette CSMP-Programm, das für die Berechnung der Kurven aus Abb. 4 benutzt wurde

so wird die Einfachheit der CSMP-Lösung besonders deutlich. Für die Ableitung der analytischen Lösung sei der Leser verwiesen auf die Originalarbeit von Warrick, Biggar und Nielsen (1971). Hierbei ist zu beachten, daß zur Herstellung der analytischen Lösung viele Vereinfachungen gemacht werden mußten. Die CSMP-Lösung erfordert diese Vereinfachungen des physischen Problems nicht. Auch die analytische Lösung, wie in Abb. 6 dargestellt, braucht für rechnerische Arbeiten einen Computer. Es würde zu weit führen, hier noch Modelle vorzustellen, bei denen mehrere Ionen in der Bodenlösung betrachtet werden, oder die Ionenaustausch, Wurzelaufnahme, Verdunstung, Transpiration oder Transformationsprozesse einschließen. Derartige Prozesse können jedoch genauso behandelt werden wie die bereits beschriebenen und als zusätzliche Größen in die Transportgleichungen eingebaut werden. Details hierüber können gefunden werden in Van der Ploeg, Ulrich, Prenzel und Benecke (1975), Benecke und Van der Ploeg (1975), Ehlers und Van der Ploeg (1975) und Van der Ploeg und Edlinger (1975).

Sollen Modelle, wie das hier vorgestellte, benutzt werden, um Aussagen für größere Areale zu machen, so muß die räumliche Variabilität der eingegebenen Parameter berücksichtigt werden. In dieser Hinsicht ist bisher erst wenig Arbeit geleistet worden. Nachdem die verschiedenen Transportmodelle in Labor- und Kleinfelduntersuchungen ihre Brauchbarkeit unter Beweis gestellt haben, wird nun z.B. der räumlichen Variabilität der hydraulischen Leitfähigkeit und der Dispersions-Koeffizienten mehr Aufmerksamkeit geschenkt, wie es einige neuere Arbeiten aus den USA zeigen, z.B. Nielsen, Biggar und Erh (1973). Für Probleme, wobei für größere Gebiete und für längere Zeiträume quantitative Aussagen gemacht werden müssen über Versickerung, Verdunstung oder Filterwirkung des Bodens, kann die Modellierung ein wertvolles Hilfsmittel sein, da sie in einfacher Weise Daten ermittelt, die wegen des Kosten-, Zeit- und Arbeitsaufwandes durch direkte Messung nur unverhältnismäßig viel schwerer zu ermitteln sind.



$$\begin{aligned} \partial C / \partial t &= D \partial^2 C / \partial z^2 - v \partial C / \partial z \\ c(\lambda, T) / c_0 &= u(\lambda, T) \cdot w(\lambda, T) \\ \lambda &= v z / eD, \quad T = v^2 (t - t_0) / e^2 D \\ u(\lambda, T) &= 1/2 \left\{ \operatorname{erfc} \left[ \frac{\lambda}{2(T)^{1/2}} - \frac{(T)^{1/2}}{2} \right] + \right. \\ &\quad \left. e^\lambda \operatorname{erfc} \left[ \frac{\lambda}{2(T)^{1/2}} + \frac{(T)^{1/2}}{2} \right] \right\} \quad T < T_1 \\ u(\lambda, T) &= 1/2 \left\{ e^\lambda \operatorname{erf} \left[ \frac{\lambda}{2(T-T_1)^{1/2}} + \frac{(T-T_1)^{1/2}}{2} \right] \right. \\ &\quad \left. + \operatorname{erf} \left[ \frac{\lambda}{2(T-T_1)^{1/2}} - \frac{(T-T_1)^{1/2}}{2} \right] \right\} \quad T > T_1 \\ &\quad - e^\lambda \operatorname{erf} \left[ \frac{\lambda}{2(T)^{1/2}} + \frac{(T)^{1/2}}{2} \right] - \operatorname{erf} \left[ \frac{\lambda}{2(T)^{1/2}} - \frac{(T)^{1/2}}{2} \right] \Big\} \\ w(\lambda, T) &= 1/2 \left\{ \operatorname{erf} \left[ \frac{\lambda_0}{2(T)^{1/2}} + \frac{(T)^{1/2}}{2} \left( 1 - \frac{\lambda}{T} \right) \right] \right. \\ &\quad \left. - \operatorname{erf} \left[ \frac{(T)^{1/2}}{2} \left( 1 - \frac{\lambda}{T} \right) \right] - e^\lambda \operatorname{erf} \left[ \frac{\lambda_0}{2(T)^{1/2}} + \frac{(T)^{1/2}}{2} \left( 1 - \frac{\lambda}{T} \right) \right] \right. \\ &\quad \left. + e^\lambda \operatorname{erf} \left[ \frac{(T)^{1/2}}{2} \left( 1 - \frac{\lambda}{T} \right) \right] \right\} \end{aligned}$$

Abb. 6: Die analytische Lösung von Warrick et al. (1971) zur Berechnung der Salzkonzentration im Boden (wie zum Beispiel in Abb. 4 gezeigt)

### Zusammenfassung

Anhand eines Beispiels über nichtstationäres Fließen einer Salzlösung im Boden wurde gezeigt, wie sich Transportvorgänge im Boden mittels des Computerprogramms CSMP auf einfache Weise modellieren lassen. Auf das kurze Computerprogramm, die Genauigkeit und die erforderlichen Rechenzeiten wurde hingewiesen. Angedeutet wurde, wie andere Prozesse mit in das Modell einbezogen werden könnten. Wenn die räumliche Variabilität der Modellparameter bekannt ist, können in schneller Weise für größere Räume und längere Zeiten Prognosen über umweltrelevante

Ereignisse ermittelt werden. Das besprochene Modell diene nur als Muster zur Erläuterung der Computersprache CSMP. Weitere Beispiele und praktische Anwendungen von Modellierarbeiten, durchgeführt am Institut für Bodenkunde und Waldernährung, können z.B. gefunden werden in Ulrich et al. (1973), Ulrich (1974 a, b), Ulrich et al. (1975 a, b), Mayer (1974), Van der Ploeg (1974 a), Beese, Van der Ploeg und Homeyer (1975).

Dem Rechenzentrum des Lehrstuhles für Medizinische Datenverarbeitung an der Universität in Göttingen sei gedankt für die Erlaubnis zur Benutzung ihrer Rechenanlage IBM 370/148.

### Literatur

- Beese, F., R.R. van der Ploeg und B. Homeyer, 1975.  
Bestimmungen der pF- und K- -Beziehungen an einem wägbaren Griserde-Monolith-Lysimeter und Modellberechnungen der zeitabhängigen Saugspannungsverteilung. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (diese Ausgabe).
- Benecke, P. und R.R. van der Ploeg, 1975. Nachhaltige Beeinflussung des Landschaftswasserhaushaltes durch die Baumartenwahl. Forstarchiv 46 (5): 97-102.
- Ehlers, W. und R.R. van der Ploeg, 1975. Simulation of infiltration into tilled and untilled field soils derived from loess. Proceedings 2nd IFIP Working Conference, Ghent (Belgium) September 3-5, 1975 (im Druck).
- IBM, 1972. System/360 Continuous System Modeling Program user's manual. Program number 360 A-CX-16X, 5th ed. IBM Corporation, Technical Publications Department, 1133 Westchester Avenue, White Plains, New York, 10604.
- Mayer, R., 1974. Modelle für die nichtstationäre Diffusion von Bioziden im Boden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundl. Gesellsch. 18, 236-247.
- Nielsen, D.R., J.W. Biggar und K.T. Erh, 1973. Spacial variability of field-measured soil-water properties. Hilgardia 42: 215-259.

- Van der Ploeg, R.R., 1974 a. Use of soil physical principles in hydrological models. Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 19, 133-161.
- Van der Ploeg, R.R., 1974 b. Simulation of moisture transfer in soils: One-dimensional infiltration. Soil Sci., 118 (6): 349-357.
- Van der Ploeg, R.R. und P. Benecke, 1974 a. Simulation of one-dimensional moisture transfer in unsaturated, layered, field soils. In Data analysis and data synthesis of forest ecosystems. B. Ulrich et al. eds. Göttinger Bodenkundliche Berichte, 31 (1974).
- Van der Ploeg, R.R. und Benecke, 1974 b. Unsteady, unsaturated n-dimensional moisture flow in soil: a computer simulation program. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 38 (6): 881-885.
- Van der Ploeg, R.R. und H. Edlinger, 1975. Anwendung von CSMP-III in der bodenkundlichen Umweltforschung. IBM-Nachrichten 25 (226): 185-190.
- Van der Ploeg, R.R., B. Ulrich, J. Prenzel und P. Benecke, 1975. Modeling the mass balance of forest ecosystems. Proceedings 1975 Summer Computer Simulation Conference, July 21-23, San Francisco, USA, pp. 793-802.
- Van Genuchten, M.Th. und P.J. Wierenga, 1974. Simulation of one-dimensional solute transfer in porous media. Agricultural Experiment Station Bulletin 628. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico.
- Ulrich, B., R. Mayer, P.K. Khanna und J. Prenzel, 1973. Modeling of bioelement cycling in a beech forest of Solling district. Göttinger Bodenkundliche Berichte 29: 1-54.
- Ulrich, B., 1974 b. Modellierung von Ökosystemen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 19, 103-113.
- Ulrich, B., 1974 a. Die Beschreibung von Kationenaustausch-Gleichgewichten in Simulationsmodellen des Kationen-Kreislaufs in Waldökosystemen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 18, 229-235.

Ulrich, B., Mayer, R., Sommer, U., 1975 a. Rückwirkungen der Wirtschaftsführung über den Nährstoffhaushalt auf die Leistungsfähigkeit der Standorte. Forstarchiv 46 (1): 5-8.

Ulrich, B., Khanna, P.K., Mayer, R., Prenzel, J., 1975 b. Modeling of bioelement cycling in woodland ecosystems with respect to simulation of bioelement uptake and management effects. Swedish Conif. For. Project Tech. Rep. 1, 140-162.



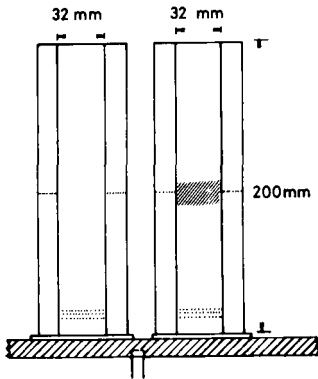
Bewegung der Bodenlösung in geschichtetem Substrat

von

Schaffer, G. und H. Propfe<sup>+</sup>

Jeder Boden weist in vertikaler Richtung mehr oder weniger ausgeprägte Diskontinuitäten in Form von Schichten und/oder Horizonten auf, die sich in unterschiedlicher Körnung, stofflicher Zusammensetzung und Lagerungsdichte manifestieren können. Daß die Wasserbewegung durch derartige Diskontinuitäten beeinflußt wird, ist bekannt; weniger bekannt hingegen ist, wie die Bewegung der im Wasser gelösten Stoffe durch Diskontinuitäten beeinflußt wird.

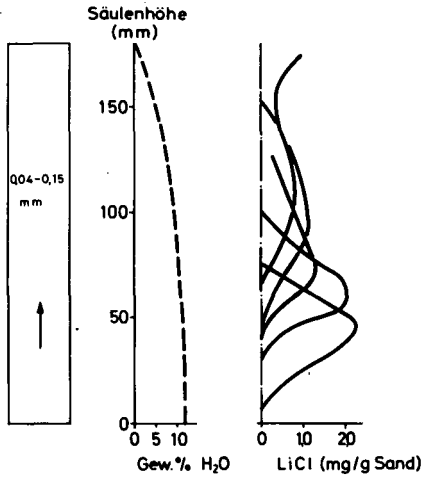
Ziel der Untersuchungen, deren Ergebnisse hier ausschnittsweise mitgeteilt werden, ist die Beschreibung der Lösungsbewegung beim kapillaren Aufstieg in geschichtetem Substrat verschiedener Körnung.



Die Versuchsanordnung wird durch nebenstehende Abbildung 1 deutlich: Auf einer keramischen Platte stehen Plexiglasrohre, die mit Quarzsand gefüllt sind. Eine unten vorgegebene Salzzone wird durch unterschiedliche, kapillar aufsteigende Wassermengen (infolge unterschiedlichem Unterdruck in der keramischen Platte) nach oben verlagert.

Abb. 1: Versuchsanordnung

<sup>+</sup> Leichtweiß-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig, 3300 Braunschweig, Beethovenstraße 51a



Die Abbildung 2 zeigt zunächst den zeitlichen Ablauf der Verlagerung von Lithiumchlorid bei gleichbleibender Saugspannung in homogenem Substrat; der Wassergehalt des Sandes, wie er sich bei Abbruch des Versuches eingestellt hatte, ist gesondert dargestellt. Erwartungsgemäß zeigt sich ein fortschreitendes Auseinanderziehen der Salzfront im Zuge der Aufwärtsbewegung. Lediglich im letzten Stadium ist eine Konzentrationszunahme im oberflächennahen Bereich durch Verdunstungseinfluß festzustellen.

Abb. 2: Bewegung der Bodenlösung in homogenem Substrat

Nimmt man nun geschichtete Sandsäulen, wie sie die Abbildung 3 zeigt, und setzt diese Sandsäulen unterschiedlichen Saugspannungen aus, so ergeben sich beim jeweiligen Durchgang der Bodenlösung durch die Diskontinuität charakteristische Behinderungen, wie sie die festgestellten Konzentrationen in verschiedener Tiefe aufzeigen.

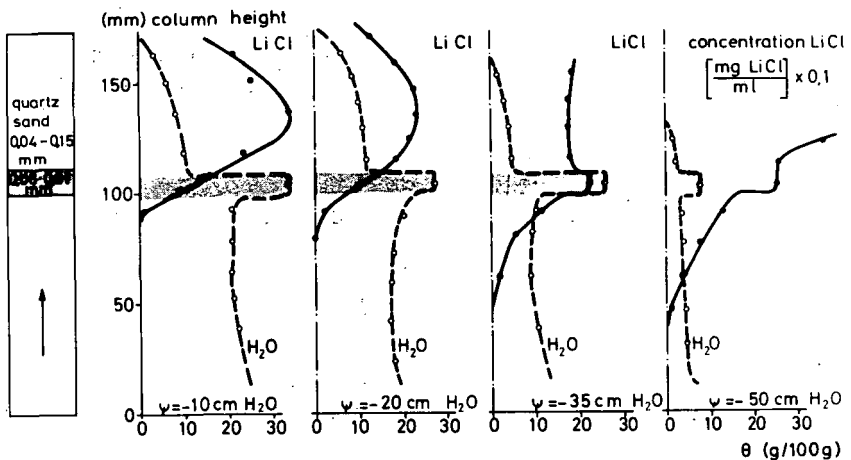


Abb. 3: Bewegung der Bodenlösung in geschichtetem Substrat

Während bei niedriger Saugspannung (und hohem Wassergehalt) die Verlagerung der vorgegebenen Salzzone nahezu ungehindert erfolgt, ist bei höherer Saugspannung (35 und 50 cm WS) eine deutliche Konzentrationserhöhung in der Grobschluffschicht festzustellen. Die Ursache für diese Anreicherung kann in der höheren Tortuosität des Grobschluffes gesehen werden, wodurch die von einem "Lösungsteilchen" zu bewältigende Wegestrecke wesentlich länger wird. An der Grenzschicht "fein-grob" haben aufgrund der unterschiedlichen Saugspannungsverhältnisse ein Teil der im feineren Substrat wassergefüllten Poren keinen direkten Durchgang zu den Poren im größeren Substrat. Die quasi stagnierenden Volumina führen zu der beobachteten Konzentrationserhöhung. Eine genaue Beschreibung der Vorgänge und weitere Versuchsergebnisse sind in einer Veröffentlichung von Propfe (1975) enthalten.

Im Zuge dieser Untersuchungen ergaben sich eine Reihe von offenen Fragen, die einer Klärung entgegengeführt werden sollen. So wäre zu klären, ob eine (vorübergehende) Konzentrationserhöhung zu Ausfällungen in der Lösung führt, ob eine reversible oder irreversible Veränderung der Festsubstanz eintritt und wie die Pflanzenwurzel auf derartige Verhältnisse reagiert. Schließlich ist zu klären, wie eine intermittierende Befeuchtung (wie z. B. bei der Bewässerung) den Lösungstransport gestaltet.

Abschließend sei bemerkt, daß die Klärung der Lösungsbewegung in geschichtetem Substrat nicht nur Bedeutung für die Bodenkunde, Pflanzenernährung und Grundwasserhydrologie hat, sondern auch für die Filter-, Austausch- und Trocknungstechnik sowie für die Baustofftechnologie von Interesse ist.

#### Literatur:

- Propfe, H.T.: Model experiments on salt displacement mechanisms in an unsaturated layered porous medium. Biosystems Simulation in Water Resources and Waste Problems. G.C. Vansteenkiste, Ed., North-Holland Publ. Co. (in print)





Einfluß von Wassergehalt, Struktur und Wurzeldichte  
auf die Wasseraufnahme von Weizen auf LÖB-Parabraunerde

von  
W. Ehlers \*)

Wachstum und Entwicklung der Pflanzen sind an die Transpiration von Wasser gebunden. Dabei wird die Höhe der Transpirationsrate sowohl von äußeren Bedingungen als auch von pflanzeigenen Zuständen gesteuert. Klimatische Faktoren wie Einstrahlung, Sättigungsdefizit und Luftbewegung bestimmen, wieviel Wasser potentiell verdunstet werden kann. Die Beziehungen zwischen Bodenwassergehalt, Bodenwassersaugspannung und ungesättigter hydraulischer Leitfähigkeit limitieren die Wasserentzugsrate vom Boden her, während die Pflanze selbst über Wurzeldichte, Wurzeltiefe und Wurzelentwicklung die Aufnahmerate beeinflussen kann.

Bisher sind nicht viele Arbeiten bekannt geworden, die diesen dynamischen Aspekt der Transpiration in vollem Umfang dargestellt haben. Während Ergebnisse aus Laborversuchen nur mit Einschränkungen generalisiert werden dürfen, unterliegen Freilandversuche sehr vielen Variationsmöglichkeiten, die die Erkenntnis der Zusammenhänge erschweren. Im Feldversuch ist darüberhinaus die Schwierigkeit gegeben, daß die Größen Evaporation, Transpiration und Tiefensickerung, die alle eine Abnahme des Bodenwasservorrats bewirken, nicht ohne weiteres getrennt werden können. Wird die Tiefensickerung bei den Berechnungen von Transpirationsraten aber nicht gesondert in Abzug gebracht, müssen u.U. erhebliche Fehler in Kauf genommen werden (9,10,11,15). Gleiches gilt für die Berechnung von Wasserentzugsraten aus einzelnen Bodenschichten. Auch in diesem Falle darf die Wassergehaltsänderung in einer Schicht nicht der Wasseraufnahme durch Wurzeln gleichgesetzt werden, da das Wasser im ungesättigten Zustand durch die Bodenmatrix von einer Schicht in die andere übertreten

---

\*) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen, 34 Göttingen, von-Siebold-Str. 8

kann (6,10).

An dieser Stelle soll über einen Versuch berichtet werden, der 1971 auf bearbeiteter und un bearbeiteter Lößparabraunerde durchgeführt wurde. Auf brach gehaltenen Parzellen wurde die Beziehung zwischen Saugspannung und ungesättigter Leitfähigkeit für verschiedene Bodenschichten des bearbeiteten und un bearbeiteten Bodens ermittelt. Mit Hilfe dieser Beziehungen konnte der Gesamtwasserfluß im Boden unter Weizen in einen Wasserfluß durch die Wurzeln und in einen Wasserfluß durch die Bodenmatrix aufgeteilt und auf diese Weise der Wasserentzug durch die Pflanzen ermittelt werden. Diese von Ogata et. al. (7) entwickelte Methode wurde in jüngster Zeit auch von anderen Autoren mit Erfolg angewandt (1,5,8,10,12,13,14).

Ziel der Untersuchung war zu zeigen, aus welchen Bodenschichten Weizenpflanzen Wasser entziehen und in welchem Maße die Entzugsraten vom Wassergehalt bzw. der Saugspannung, der Wurzelentwicklung und den strukturellen Eigenschaften des Bodens beeinflusst werden. Die meteorologischen Gegebenheiten werden - soweit notwendig - berücksichtigt.

#### S T A N D O R T     u n d     M E T H O D E N

Standort: Göttingen, 180 m über N.N. Jahresmittel der Temperatur 8,7°C, der Niederschläge 613 mm.

Boden: Parabraunerde aus Löß. Horizontfolge: A<sub>p</sub>: 0-25 cm, A<sub>1</sub>: 25-45 cm, B<sub>t</sub>: 45-150 cm, B<sub>v</sub>: 150-180 cm, C:>180 cm.  
Kenndaten für A<sub>p</sub>: 15 % Ton (<2 µ), 82 % Schluff (2-60µ)  
1,3 % C<sub>Org.</sub>, pH-Wert 6,7.

Feldversuch: Versuch zum bearbeitungsfreien Ackerbau. Auf "un bearbeitet" letzte Pflugfurche 1967. Auf "bearbeitet" jährliche Pflugfurche. Im Versuchsjahr 1971 Parzellen mit Winterweizen und Brache.

Saugspannung: Quecksilber-Tensiometer in 10,20, 30,40,60,80,100, 120,150 und 180 cm Tiefe auf jeder der vier Parzellen. In den Tiefen 10 bis 40 cm mit Parallele. Zur Messung von Saugspannungen >800 cm H<sub>2</sub>O Installation von osmotisch wirksamen Tensiometern ("Aquapots") in 10 und 30 cm Tiefe unter Weizen mit Parallele. Ablesung täglich in den Morgenstunden.

Wassergehalt: Zur Bestimmung der gravimetrischen Wassergehalte Entnahme im Bohrstock bis 200 cm Tiefe zweimal pro Woche. Unterteilung des Bohrkerns in 10-cm Abschnitte. Jeweils 3 Parallelen. Umrechnungen in volumetrische Wassergehalte mit Hilfe der Trockenraumgewichte, die an Stechzylinderproben ermittelt wurden.

Potentielle Evaporation: Bestimmung mit PICHE-Evaporimeter.

Durchwurzelung: Bestimmung der Wurzelgewichte zu 7 Terminen an Bodenblöcken von 10 cm Höhe, 30 cm Breite und 20 cm Tiefe. Entnahme der Blöcke bis 1 m Tiefe mit drei Parallelen. Die Blöcke wurden derart gewonnen, daß die Pflanzenreihe in der Mitte des obersten Bodenblocks zentriert war. Reihenabstand des Weizens 15 cm. Wurzelwaschung über einem 1-mm Sieb. Danach Auslesen von toter organischer Substanz. Veraschung der frischen Wurzeln. Angabe der Wurzelgewichte in g der mineral-freien organischen Substanz.

B E R E C H N U N G der W A S S E R A U F N A H M E

Die Theorie zur Bestimmung der Wasseraufnahmeraten des Weizens aus einzelnen Bodenschichten ist an anderer Stelle ausführlich dargestellt worden (3,12). Hier mag deshalb eine kurze Erläuterung genügen.

In einer niederschlagsfreien Periode ändert sich der Wassergehalt in einem mit Weizen bestandenem Felde aufgrund der Evaporation, Transpiration und der Tiefsickerung (Abbildung 1, linke Seite). Die Evaporation an der Bodenoberfläche (Tiefe  $z=0$ ) und die Tiefsickerung unterhalb des durchwurzelten Raumes

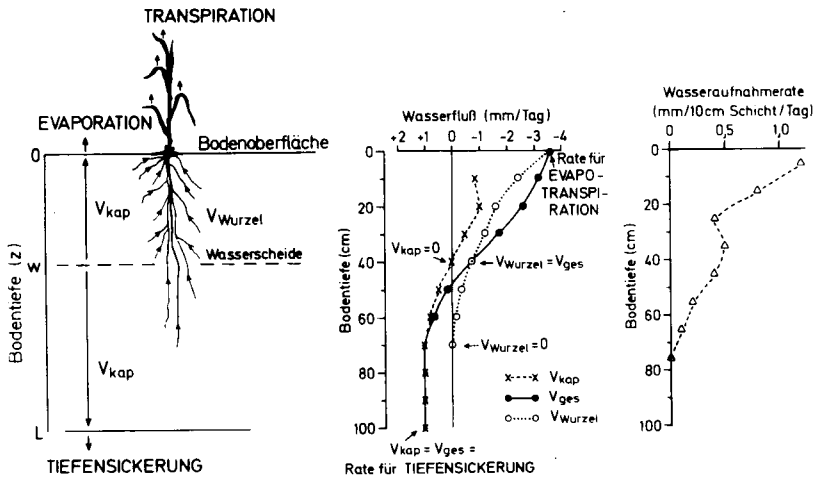


Abbildung 1:

Schematische Darstellung zur Ermittlung des Wasserflusses durch Pflanzenwurzeln und der Wasseraufnahmerate

(Tiefe  $z=L$ ) sind beide in ihrer Höhe (mm/Tag) durch den kapillaren (ungesättigten) Wasserfluß  $v_{\text{kap}}$  durch die Bodenmatrix bestimmt. Ob Wasser aus einer Bodenschicht evaporiert oder versickert, ist durch die Lage einer sogenannten Wasserscheide in der Tiefe  $z=w$  festgelegt. In Höhe der Wasserscheide selbst wird kein Wasser kapillar durch die Bodenmatrix bewegt, weil hier der hydraulische Gradient gleich null ist. Unterhalb der Wasserscheide, aber über der Tiefe  $L$ , und oberhalb der Wasserscheide entnehmen Weizenwurzeln Wasser und befördern es in ihren Leitbahnen nach oben ( $v_{\text{Wurzel}}$ ).

Durch Bestimmung von Wassergehaltsänderungen über die gesamte Profiltiefe von einem Termin zum nächsten (z.B. von Tag zu Tag) kann nun der Gesamtwasserfluß ( $v_{\text{ges}}$ ) aus dem betrachteten Bodenraum bestimmt werden. Dabei beginnt man in Tiefe  $L$  unterhalb des Wurzelraumes, wo  $v_{\text{kap}}$  gleich  $v_{\text{ges}}$  ist. Das ist die Rate für die Tiefensickerung. (vgl. Abbildung 1, mittlerer Teil). In unserem Beispiel ist die Tiefe  $L$  bei 100 cm unter Oberfläche festgelegt. Die angenommene Versickerungsrate beträgt hier 1 mm pro Tag. In dem hypothetischen Fall ist bis zu 70 cm u.O. keine Wassergehaltsänderung eingetreten. In der Schicht von 60-70 cm Tiefe hat der Wassergehalt innerhalb eines Tages um 0,3 Vol. % abgenommen. Das entspricht 0,3 mm pro Tag. Um diese Rate vermindert muß also das (Gesamt-)Wasser von oben aus der 50-60 cm Schicht in die 60-70 cm Schicht eingeströmt sein. Oberhalb von 50 cm Tiefe errechnet sich aus den Wassergehaltsänderungen pro 10 cm Schicht ein Gesamtwasserfluß, der nach oben gerichtet ist.

Die Größe des kapillaren Flusses durch die Bodenmatrix ist ebenfalls in der Zeichnung enthalten. Der Fluß  $v_{\text{kap}}$  kann mit Hilfe der DARCY-Gleichung für jeden Bodenabschnitt auch in Gegenwart von Wurzeln berechnet werden, wenn die hydraulische Leitfähigkeit als Funktion der Saugspannung oder des Wassergehaltes für jede Bodenschicht bekannt ist und die hydraulischen Gradienten für alle Profiltiefen aus Saugspannungsdaten berechnet wurden.

Zum Schluß kann man für jede Schicht den Fluß durch die Wurzeln bestimmen, indem vom gesamten Wasserfluß der kapillare Fluß durch die Bodenmatrix abgezogen wird.

$$v_{\text{Wurzel}} = v_{\text{ges}} - v_{\text{kap}}$$

In der obersten Bodenschicht von 0-10 cm Tiefe kann  $v_{\text{kap}}$  nicht mehr berechnet werden, da die Saugspannung an der Bodenoberfläche unbekannt ist. Hier wird  $v_{\text{kap}}$  gleich null gesetzt, so daß  $v_{\text{ges}}$  gleich  $v_{\text{Wurzel}}$  wird. Damit entspricht an der Bodenoberfläche  $v_{\text{ges}}$  der Evapotranspirationsrate, die die unbekannte Evaporationsrate mit einschließt. An anderer Stelle ist dargelegt worden (3), daß nach Schließen der Pflanzenreihen die Evaporationsrate nur zu geringem Anteil an der Evapotranspirationsrate beteiligt ist.

Aus dem auf diese Weise abgeleiteten Wasserfluß durch die Wurzeln kann durch graphisches Differenzieren die Wasseraufnahmerate in einzelnen Bodenschichten bestimmt werden, wie in Abbildung 1, rechte Seite, gezeigt wird.

ERGEBNISSE und DISKUSSION

Durch jährliche Bodenbearbeitung wird die Bodenstruktur in den oberen Bodenschichten im Vergleich zum unbearbeiteten Boden verändert. Als Strukturparameter sind in Abbildung 2 das Gesamtporenvolumen und die Porengrößenverteilung im bearbeiteten und unbearbeiteten Boden dargestellt. Deutlich ist der höhere Lockerheitsgrad des bearbeiteten Bodens in 0-20 cm Tiefe und die leichte Pflugsohlenverdichtung in 25 cm Tiefe zu erkennen. Dagegen erscheint der unbearbeitete Boden als gleichmäßig dicht, ohne allerdings die Dichte der Pflugsohle zu erreichen.

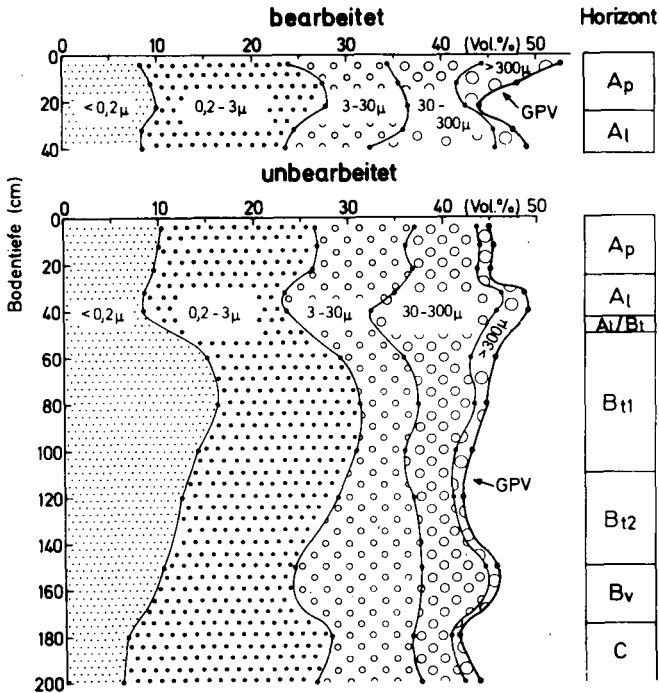


Abbildung 2:

Gesamtporenvolumen und Porengrößenverteilung im bearbeiteten und unbearbeiteten Boden unter Weizen

Zur Bestimmung des Wasserentzuges durch Wurzeln wurde die ungesättigte Leitfähigkeit in allen Bodenschichten des bearbeiteten und unbearbeiteten Bodens als Funktion der Saugspannung berechnet. Die notwendigen Daten wurden auf Parzellen gewonnen, die den Weizenparzellen benachbart waren, aber brach gehalten wurden (4). Als Beispiel sind die Leitfähigkeitskurven für die 20-30 cm Schicht in Abbildung 3 dargestellt. Im Bereich niedriger

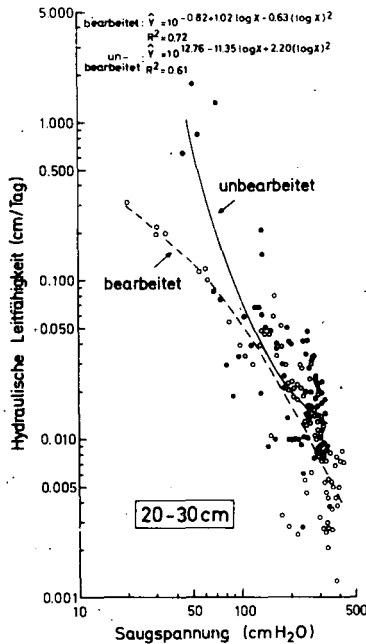


Abbildung 3 :

Die Beziehung zwischen Saugspannung und ungesättigter hydraulischer Leitfähigkeit in der 20-30 cm Schicht des bearbeiteten und unbearbeiteten Bodens

Saugspannungen ( $<100 \text{ cm H}_2\text{O}$ ) besitzt der bearbeitete Boden eine geringere Leitfähigkeit als der unbearbeitete Boden. Den Hauptgrund dafür sahen wir in der Unterbrechung der Porenkontinuität durch jährliche Pflugarbeit (2,4).

Die Wurzelentwicklung des Weizens von April bis zur Ernte läßt Abbildung 4 erkennen. Als Beispiel ist der unbearbeitete

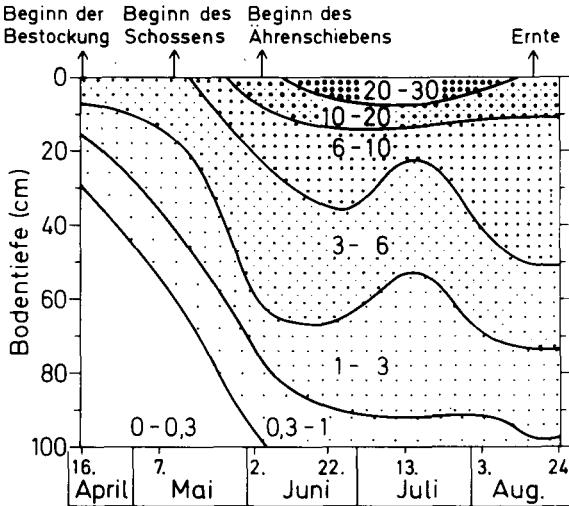


Abbildung 4:

Wurzelentwicklung des Weizens im unbearbeiteten Boden. Die Zahlen innerhalb der Isoplethen geben das Wurzelgewicht in g pro 10 cm Bodenschicht pro  $\text{m}^2$  an

Boden gewählt. In der Zeit des Schossens und Ährenschiebens ist der größte Wurzelzuwachs zu verzeichnen. Während der Juli-Trockenheit sterben Wurzeln ab, aber Ende Juli bis Anfang August setzt mit fallendem Niederschlag erneutes Wachstum ein. Zur Ernte hin geht das Wurzelgewicht in den oberen Schichten zurück. Ein ähnlicher Wachstumsverlauf wurde auch bei der bearbeiteten Parzelle beobachtet. Doch waren hier die Wurzeln zu den meisten Terminen etwas stärker in der 0-10 cm Schicht konzentriert. Gleichzeitig waren in den Schichten darunter etwas geringere Wurzelgewichte zu finden.



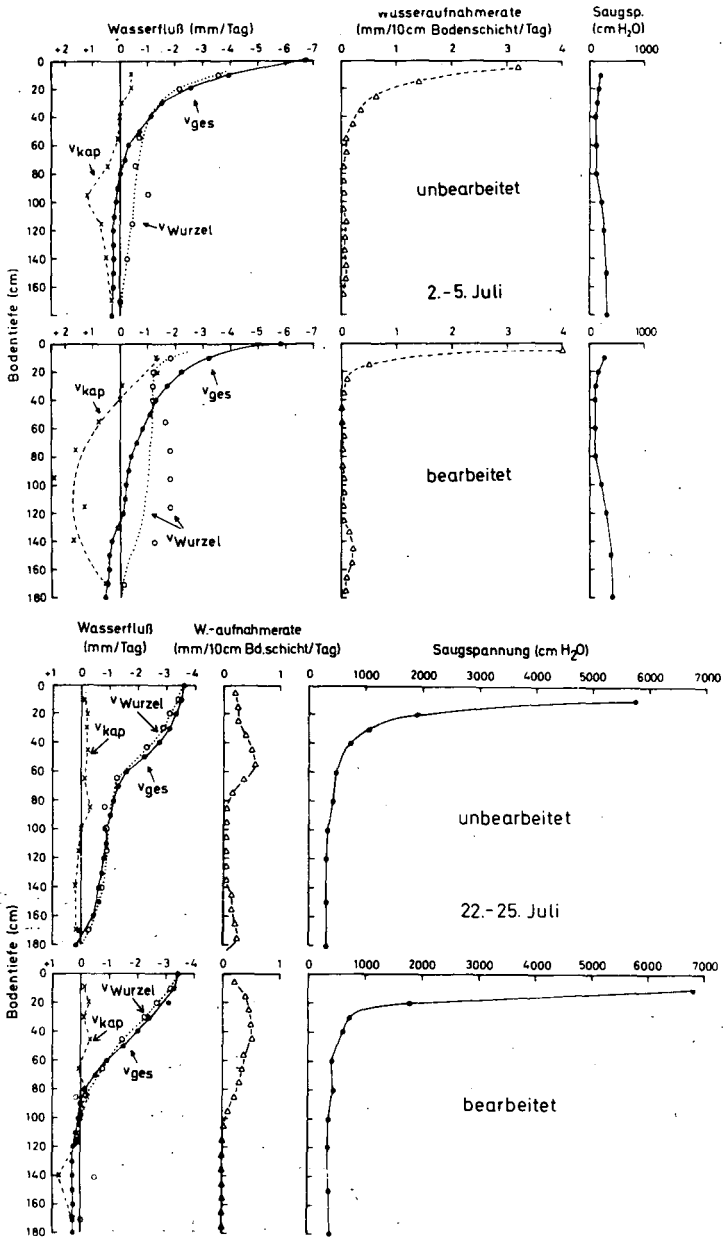


Abbildung 5:

Gesamtwasserfluß, Wasserfluß durch Boden und Weizenwurzeln und Wasseraufnahmeraten in verschiedenen Bodenschichten des unbearbeiteten und bearbeiteten Bodens zu Beginn und am Ende einer Trockenperiode im Juli

In Anlehnung an Abbildung 1 ist in Abbildung 5 die Wasseraufnahme durch Weizenwurzeln im unbearbeiteten und bearbeiteten Boden für zwei Termine des niederschlagsfreien Monats Juli dargestellt. Der Juni war sehr feucht gewesen und während des ersten Termins Anfang Juli scheint  $v_{kap}$  in dem feuchten Boden (siehe eingezeichnete Saugspannungsprofile), besonders im mittleren Profilabschnitt des bearbeiteten Bodens, überschätzt worden zu sein. Man kann erkennen, daß die Wurzeln zu Anfang des Monats das Wasser hauptsächlich den oberen Bodenschichten entziehen. Dabei werden Transpirationsraten von 6-7 mm pro Tag erreicht. Zu Ende des Monats sinken bei zunehmender Austrocknung des Oberbodens die Transpirationsraten auf 3,5 mm pro Tag und die Wurzeln entziehen das Wasser zur Hauptsache den tieferen Schichten von 30-60 cm.

Die Abhängigkeit der Wasseraufnahme vom Wassersättigungszustand des Bodens geht deutlicher aus Abbildung 6 hervor. Für die

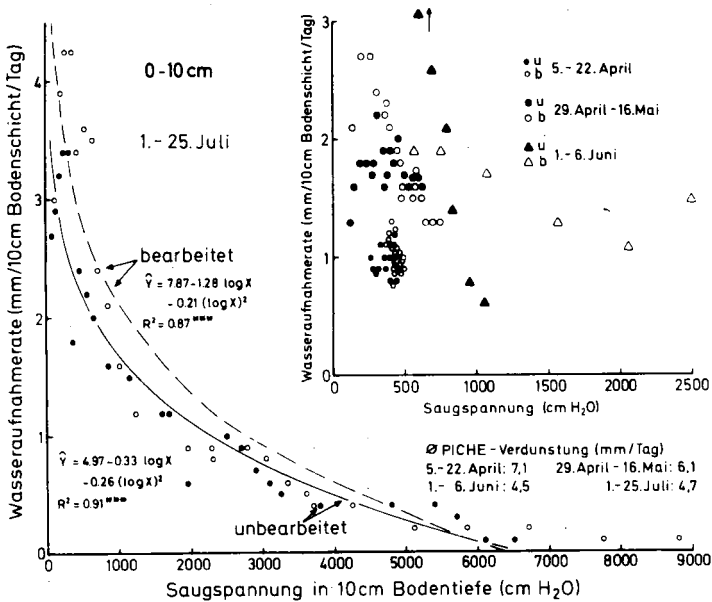


Abbildung 6:

Die Beziehung zwischen der Saugspannung in 10 cm Bodentiefe und der Wasseraufnahme von Weizenwurzeln in der 0-10 cm Bodenschicht des bearbeiteten und unbearbeiteten Bodens zu vier Zeitabschnitten

0-10 cm Schicht gilt im Juli, daß mit steigender Saugspannung die Aufnahmeraten sinken. Schon bei Saugspannungen unter 1000 cm H<sub>2</sub>O beginnt der Abfall. Diese für beide Bearbeitungsvarianten gefundene Beziehung gilt auch mehr oder weniger stark ausgeprägt für die Zeiten vor dem Juli, wie aus der eingeschobenen Darstellung der Abbildung 6 hervorgeht. Die niedrigeren Entzugsraten im Frühjahr sind auf die geringere Wurzelentwicklung zurückzuführen. Die Vermutung, daß die geringeren Aufnahmeraten im Frühjahr auf geringere potentielle Verdunstungsraten zurückzuführen sind, wird durch die in der Abbildung enthaltenen PICHE-Werte widerlegt. Sie lagen anders als in Normaljahren im April und Mai höher als im Juli. Im Juli selbst lagen die potentiellen Verdunstungswerte ziemlich konstant bei einem Mittelwert von 4,7 mm pro Tag.

Im Gegensatz zur 0-10 cm Schicht fallen in den Bodenschichten darunter im Juli die Aufnahmeraten bei steigender Saugspannung nicht kontinuierlich ab (Abbildung 7). Beim bearbeiteten Boden

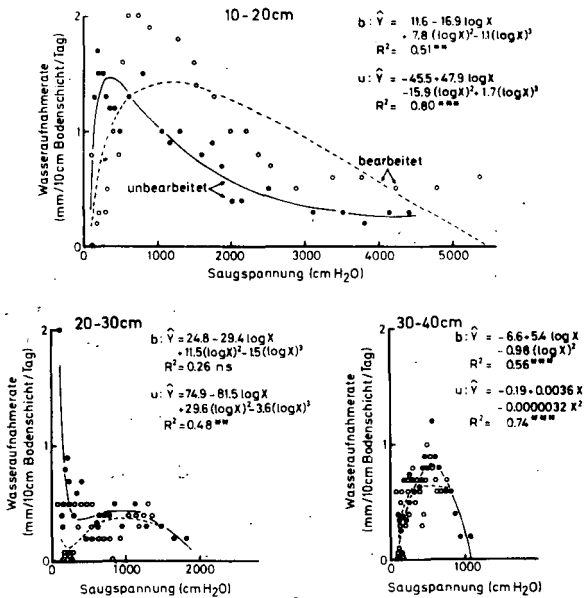


Abbildung 7:

Die Beziehung zwischen der Durchschnitts-Saugspannung und der Wasseraufnahme von Weizenwurzeln in verschiedenen Bodenschichten des bearbeiteten und unbearbeiteten Bodens im Juli

steigen die Raten in den Schichten von 10-40 cm Tiefe vielmehr zunächst mit steigender Saugspannung und erreichen ein Optimum zwischen 600 und 1000 cm H<sub>2</sub>O. Auch beim unbearbeiteten Boden findet sich eine ausgeprägt Optimumkurve in 30-40 cm Tiefe. Weiterhin fällt auf, daß die Weizenwurzeln aus der 20-30 cm Schicht des bearbeiteten Bodens vergleichsweise geringe Wassermengen entziehen.

In Tabelle 1 ist die vom 1. bis 25 Juli gemessene Wasseraufnahme aus verschiedenen Bodenschichten der am 13. Juli gefundenen Wurzelverteilung gegenübergestellt. Zu diesem Termin ist auf beiden Bearbeitungsvarianten die Wurzelverteilung ähnlich. Aus den Oberbodenschichten mit der intensivsten Durchwurzelung (0-10 und

Tabelle 1: Wasserentzug durch Weizenwurzeln aus verschiedenen Bodenschichten des bearbeiteten und unbearbeiteten Bodens (1.-25.Juli) im Vergleich zur Wurzel-dichte (13. Juli)

Schicht (cm)	b e a r b e i t e t				u n b e a r b e i t e t			
	Entzug (mm)	Wurzeldichte (%)	Wurzeldichte (g/m <sup>2</sup> )	(%)	Entzug (mm)	Wurzeldichte (%)	Wurzeldichte (g/m <sup>2</sup> )	(%)
0-200 *	113	100	53	100	125	100	60	100
0- 10	40	35	28	54	35	28	29	49
10- 20	24	21	8	15	21	17	8	14
20- 30	6	5	5	9	13	10	6	9
30- 40	13	11	3	6	14	11	4	7
40- 50	7	6	3	5	14	11	4	6
50- 60	3	3	2	4	10	8	3	5
60-200 *	19	17	4	7	18	15	6	10

\* Wurzeln in 0-100 cm bzw. 60-100 cm Tiefe

10-20 cm) wird die größte Wassermenge entnommen. Nur 15 bis 17 % der gesamten evapotranspirierten Wassermenge werden den Schichten unter 60 cm direkt entzogen. Obwohl in der 20-30 cm Schicht bei der Bearbeitungsvarianten fast gleiche Wurzel-mengen vorhanden sind, nehmen die Wurzeln aus der Schicht des bearbeiteten Bodens mit der Pflugsohle (Abbildung 2) nur halb so viel Wasser auf wie aus der gleichen Schicht des unbearbeiteten Bodens ohne Pflugsohle.

Die in Abbildung 6 und 7 und Tabelle 1 dargestellten Ergebnisse werden durch eine weitere Berechnung gestützt. Korreliert wurden Wurzelgewicht, hydraulische Leitfähigkeit und Wasseraufnahmeraten, die an den sieben Terminen gemessen wurden, die in Abbildung 4 angegeben sind. Das Ergebnis ist in Abbildung 8 dargestellt. Obwohl die Beziehungen aufgrund der geringen Anzahl von

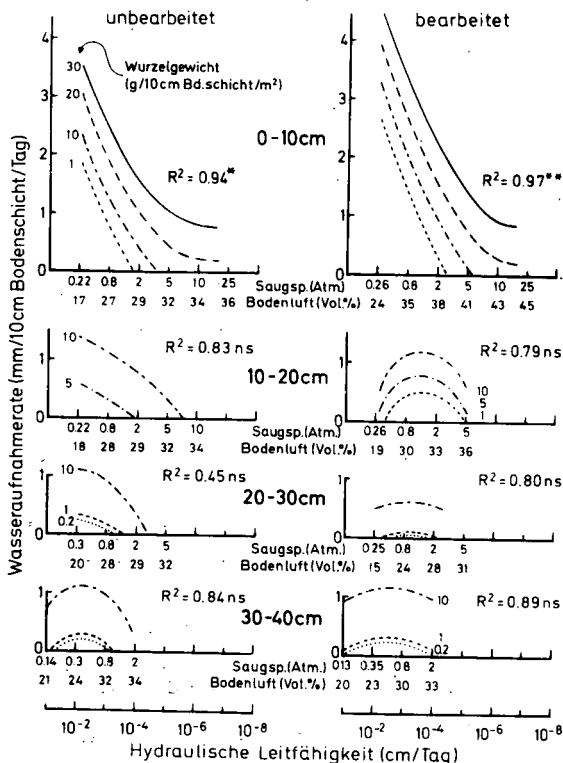


Abbildung 8:

Der Einfluß der hydraulischen Leitfähigkeit, der Saugspannung, der Bodenluft und der Wurzelichte auf die Wasseraufnahme von Weizenwurzeln in verschiedenen Bodenschichten (sieben Termine von April bis August)

Freiheitsgraden nur zum Teil als signifikant gelten können, sehen wir in den für die einzelnen Bodenschichten gefundenen Kurvenverläufen doch eine Bestätigung der aus Abbildung 6 und 7 abgeleiteten Aussagen. Abbildung 8 betont besonders deutlich, daß die Wasseraufnahmerate in starkem Maße von der Wurzeldichte abhängt, so wie es bereits in Tabelle 1 angeklungen war. Weiterhin wird der geringe Wasserentzug aus der 20-30 cm Schicht des bearbeiteten Bodens bestätigt.

Die Abbildungen 6,7 und 8 verdeutlichen, daß die Pflanzenverfügbarkeit des im Boden gespeicherten Wassers von der Bindungsstärke abhängt, mit der das Wasser im Boden gehalten wird. Das bis zu 15 Atm, bis zum permanenten Welkepunkt gebundene Wasser ist nicht gleichermaßen verfügbar. Bereits bei Saugspannungswerten unter 1000 cm H<sub>2</sub>O kann die Pflanzenverfügbarkeit mit abnehmendem Wassergehalt sinken, also weit bevor der Welkepunkt erreicht ist. Das ist eine Folge der rasch abnehmenden hydraulischen Leitfähigkeit (Abbildung 8), wodurch der Wasserfluß zur Wurzel gebremst wird. Durch vergrößerte Wurzeldichte vermag aber die Pflanze diesen Effekt zum Teil zu kompensieren (Abbildung 6 und 8) oder aber sie verlagert die Wasseraufnahme in tiefere Bodenschichten (Abbildung 5).

Daß bei niedriger Saugspannung die Wasseraufnahmerate sehr gering sein kann und diese erst mit zunehmender Saugspannung ansteigt (Abbildung 7), war als Untersuchungsergebnis nicht erwartet worden. Doch auch Yang und de Jong (16) fanden die höchsten Transpirationsleistungen von in Containern gewachsenen Weizenpflanzen bei einer Saugspannung von ca. 1000 cm H<sub>2</sub>O. Die bei geringerer Saugspannung reduzierte Transpirationsleistung ihrer Pflanzen führten sie auf eine mangelnde Sauerstoffversorgung der Wurzeln zurück. Da die Durchlüftung als Diffusionsprozess von der Länge des Diffusionsweges abhängt, kann man für die 0-10 cm Bodenschicht unseres Versuches die besten Durchlüftungsbedingungen mit hohen Sauerstoff-Gehalten annehmen. Wie Abbildung 6 und 8 verdeutlichen, war in dieser Schicht eine Abhängigkeit zwischen Wasseraufnahmerate und Saugspannung in Form einer Optimum-Kurve auch nicht gegeben.

Es bleibt nur zu vermuten, daß auf dem bearbeiteten Boden die geringe Wasseraufnahme aus der 20-30 cm Schicht (Abbildung 7 und 8, Tabelle 1) direkt auf die Struktur und die dadurch bedingten Durchlüftungsverhältnisse zurückzuführen ist.

Die vielfältigen Beziehungen zwischen Bodenbearbeitung, Bodenstruktur, physikalischem Verhalten des Bodens und Reaktion der Pflanze aufzuhellen bleibt ein Ziel der ackerbaulichen Forschung. Auf der Grundlage der Erkenntnis von physikalischen Gesetzmäßigkeiten und ihren Wechselwirkungen zur pflanzlichen Reaktionsnorm kann die ackerbauliche Forschung in Zukunft bedeutend weiterentwickelt werden.

#### Z U S A M M E N F A S S U N G

In einem Feldversuch auf bearbeiteter und un bearbeiteter LÖB-Parabraunerde mit Brache und Weizen wurden die Saugspannungen von 10 bis 180 cm Tiefe täglich gemessen und die Wassergehalte bis 200 cm Bodentiefe zweimal wöchentlich bestimmt. Unter Weizen wurde durch Ausheben von Bodenblöcken und Freiwaschen der Wurzeln zu sieben Zeitpunkten die Änderung der Wurzelverteilung in beiden Bearbeitungsvarianten verfolgt. Mit den Felddaten wurde zunächst die Beziehung zwischen ungesättigter hydraulischer Leitfähigkeit und Saugspannung für die untersuchten Bodenschichten der bearbeiteten und un bearbeiteten Brache berechnet. Dann wurde mit Hilfe dieser Beziehungen der Gesamtwasserfluß im Boden unter Weizen in einen kapillaren Wasserfluß durch die Bodenmatrix und einen Wasserfluß durch die Wurzeln aufgetrennt.

Folgende Ergebnisse wurden gefunden:

1. Der Weizen entzieht das Wasser vornehmlich den oberen Bodenschichten, wo sich die Hauptwurzelmenge befindet. Trocknet der Boden dort aber aus, wird die Hauptaufnahme zu tieferen Schichten hin verlagert.
2. Innerhalb einer Bodenschicht steigt die Wasseraufnahmerate mit zunehmender Wurzeldichte.
3. In der 0-10 cm Bodenschicht beider Bearbeitungsvarianten sinkt die Aufnahmerate bei Austrocknung des Bodens. Schon bei Saugspannungswerten unter 1000 cm  $H_2O$  fällt die Aufnahmerate ab. Dagegen steigt in tieferen Bodenschichten die Rate zunächst mit steigender Saugspannung bis zu 600 bis 1000 cm  $H_2O$  an. Erst dann geht sie zurück.
4. In der 20-30 cm Schicht des bearbeiteten Bodens mit vergleichsweise geringem Porenvolumen ist die Wasserentzugsrate geringer als in benachbarten Schichten mit höherem Porenvolumen und geringer als in der 20-30 cm Schicht des un bearbeiteten Bodens.

Literatur

1. Arya, L.M., G.R. Blake, und D.A. Farrel. 1975. A field study of soil water depletion patterns in presence of growing soybean roots: III. Rooting characteristics and root extraction of soil water. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39: 437-444.
2. Ehlers, W. 1975. Observations on earthworm channels and infiltration in tilled and untilled loess soil. Soil Sci. 119: 242-249.
3. Ehlers, W. Water regime in tilled and untilled loess soil: III. Evapotranspiration and drainage in fields with winter wheat and sugarbeet. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., zum Druck eingereicht.
4. Ehlers, W., und R.R. van der Ploeg. Water regime in tilled and untilled loess soil: II. Evaporation, drainage and unsaturated hydraulic conductivity of fallow soil. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., zum Druck eingereicht.
5. Feddes, R.A., und P.E. Rijtma. 1972. Water withdrawal by plant roots. J. Hydrology 17: 33-59.
6. Molz, F.J., und I. Remson. 1971. Application of an extraction-term model to the study of moisture flow to plant roots. Agron J. 63: 72-77.
7. Ogata, G., L.A. Richards, und W.R. Gardner. 1960. Transpiration of alfalfa determined from soil moisture content changes. Soil Sci. 89: 179-182.
8. Rice, R.C. 1975. Diurnal and seasonal soil water uptake and flux within a bermudagrass root zone. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39: 394-398.
9. Robins, J.S., und H.R. Haise. 1961. Determination of consumptive use in water by irrigated crops in the western United States. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 25: 150-154.
10. Rose, C.W., und W.R. Stern. 1967. Determination of withdrawal of water from soil by crop roots as a function of depth and time. Aust. J. Soil Res. 5: 11-19.
11. Rouse, W.R. 1970. Effects of soil water movement on actual evapotranspiration estimated from the soil moisture budget. Can J. Soil Sci. 50: 409-417.
12. Strebel, O., M. Renger, und W. Giesel. 1975. Bestimmung des Wasserentzuges aus dem Boden durch die Pflanzenwurzel im Gelände als Funktion der Tiefe und der Zeit. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde, 138: 61-72.
13. Taylor, H.M., und B. Klepper. 1973. Rooting density and water extraction patterns for corn (*Zea mays* L.). Agron J. 65: 965-968.
14. Van Bavel, C.H.M., G.B. Stirk, und K.J. Brust, 1968. Hydraulic properties of a clay loam soil and the field measurement of water uptake by roots: I. Interpretation of water content and pressure profiles. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32: 310-317.



15. Van Bavel, C.H.M., K.J. Brust, und G.B. Stirk. 1968. Hydraulic properties of a clay loam soil and the field measurement of water uptake by roots: II. The water balance of the root zone. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32: 317-321.
16. Yang, S.J., und E. de Jong. 1971. Effect of soil water potential and bulk density on water uptake patterns and resistance to flow of water in wheat plants. Can. J. Soil Sci. 51: 211-220.

Messung von Evaporation und Evapotranspiration mittels keramischer Saugvorrichtungen unter semiariden Bedingungen Tunesiens

von  
W. Czeratzki<sup>+</sup>, E. Kopp<sup>++</sup>, H. Poletschny<sup>+++</sup> und H.-G. Bergmann

1. Einleitung

In einer FAO-Studie über Wasserwirtschaft und Wassernutzung in Bewässerungsgebieten von Entwicklungsländern kommt PETERSON ( 8 ) zu der Feststellung, daß sich im letzten Jahrzehnt die Probleme von der Ebene des Wasserbaues - d.h. der Wasserzubringung - auf die Ebene der Farmwirtschaft - d.h. der Wasseranwendung - verlagert haben. Bei letzteren spielen zwei Fragen eine wichtige Rolle: 1. die Wasserverteilung auf der Nutzfläche und 2. die Bestimmung des Einsatzzeitpunktes des Wassers.

Bei beiden Fragen ist eine starke Gebundenheit an die geographische Lage vorhanden, so daß in jedem neuen Bewässerungsgebiet Untersuchungen notwendig sind, die den ökologischen und ökonomischen Verhältnissen dieses Gebietes angepaßt sind. Dabei sollten nicht neue Methoden entwickelt, sondern vor allem untersucht werden, welche der bekannten Methoden für die örtliche Bewässerungspraxis infrage kommen könnten. Für diesen Anwendungszweck kommen nur Methoden mit einfacher und robuster Instrumentation infrage, die auch ohne große theoretische Kenntnisse lernbar sind.

2. Versuchsfrage

Im Rahmen der Technischen Hilfe der BRD in Tunesien werden vom Institut National de la Recherche Agronomique en Tunisie (INRAT) Untersuchungen zur landwirtschaftlichen Entwicklung des Oberen Medjerdatales auf der Grundlage einer qualifizierten Berechnung durchgeführt. Dabei sollen auch geeignete Verfahren für die Beratung der Landwirte beim Berechnungseinsatz erarbeitet werden.

---

<sup>+</sup> Institut für Pflanzenbau und Saatgutfortschritt, Bs.-Völknerode

<sup>++</sup> Bonn-Hoholz

<sup>+++</sup> INRAT-Ariana, Tunesien

Dazu werden auf den beiden INRAT-Stationen Bou Salem und Oued Meliz (Ghardimaou) Verfahren untersucht, die mittels keramischer Diaphragmen im umgebenden Medium (Luft, Wasser) entweder Wasser- spannungen messen oder für die Evaporation oder die Transpiration simulieren.

### 3. Standortbeschreibung

Das Klima des Oberen Medjerdatales wird durch milde Winter mit Regenzeit und trockene, heiße Sommer gekennzeichnet. Die Niederschläge, 80 % zwischen 1. Oktober - 30. April, betragen 460 mm, die PET n. BLANEY und CRIDDLE: 1264 mm.

Die Böden der Station Ghardimaou sind Medjerda-Alluvium mit 1 % Humus und 34 % Ton in der Krume, die zum Unterboden hin abnehmen.

Die Kennwerte für die Wasserspeicherung (Abb. 1) sind: FK = 31 mm und PWP = 18 mm. Hieraus ergibt sich die relativ geringe pflanzen- nutzbare Kapazität von 13 mm für die 10 cm Bodenschicht. Die Saug- spannungswerte ergeben für 800 cm Ws - dem Endwert der Tensiometer- anzeige - 70 % n.K.

### 4. Untersuchungsergebnisse

#### 4.1. Verdunstungsmessungen

Es wurde ein Verdunstungsmesser des Bellanityps mit keramischer Scheibe verwendet (CZERATZKI 3), der sich seit Jahren im Arbeits- kreis für Feldberechnung bei der LK-Hannover bewährt hat. Gegenüber dem Verdunstungstank hat er den Vorteil, daß er nahezu in jeder be- liebigen Lage aufgestellt und leicht auf Registrierung umgestellt werden kann. In der Normalaufstellung (1,50 m freistehend, über- dacht, Scheibe abwärts gerichtet) ist für Ghardimaou aufgrund der Messungen eine Verdunstungshöhe von 2200-2400 mm/Jahr zu erwarten.

Seit LIVINGSTON ( 6 ) wird - als eine Art Nettostrahlungsmessung - die Differenz zwischen einem schwarzen und weißen Atmometer be- stimmt. In Ghardimaou ist nach Abb. 2 der Unterschied zwischen schwarzer und weißer Scheibe deutlich ausgeprägt und weist 1973 einen zeitlichen Gang mit fallenden Werten von Mai - September auf. Im Vergleich zur Normalscheibe liegt schwarz bis Ende August darüber, weiß ständig darunter.

Mit Hilfe der Registrierung wurde der Tagesgang der Verdunstung analysiert. Diese Analyse ergab, daß 65 % der Tagesverdunstung zwischen 8-17 Uhr anfallen, dagegen nur 19 % von 20-8 Uhr. Von 11-17 Uhr verdunsteten stündlich 8,5 %, von 20-8 Uhr dagegen nur 1,5 % der Tagessumme. Diese Messungen unterstreichen die Argumente für die Nachtberechnung (Abb. 3).

#### 4.2 Unterdrucklysimeter

Unterdrucklysimeter (CZERATZKI 2) arbeiten nach demselben Prinzip wie Verdunstungsmesser aus keramischem Material, nur geben sie das Wasser nicht an die Luft, sondern unter den Bedingungen der angelegten Saugspannung an den Boden bzw. die Pflanzenwurzeln ab. Sie können deshalb als Transpirometer verwendet werden. Die Unterdrucklysimeter in Ghardimaou sind Eternitgefäße von  $1 \text{ m}^2$  Oberfläche, 0,5 m bzw. 1,0 m tief. Auf ihrer Grundfläche sind 36 Saugkerzen in 12 Strängen angeordnet. Diese sind an ein Messgefäß angeschlossen, dessen Wasserniveau auf eine durchschnittliche Saugspannung von etwa 15 cm Ws Unterdruck in Kerzenebene eingestellt ist. Es wird also dem Boden-Wurzelsystem leicht verfügbares Wasser angeboten.

In Abb. 4 und 5 ist der tägliche Wasserverbrauch von Rüben im Juni und Juli 1973 dargestellt. Während im Juni eine gute Übereinstimmung des Wasserverbrauchs mit der Verdunstung vorhanden ist, weichen die Werte im Juli stark davon ab, wobei sie gegen Monatsende abfallen. Dieses Verhalten des Wasserverbrauchs ist jedoch nicht rübenspezifisch, sondern wiederholt sich auch beim Mais, so daß beide Früchte im Juli auf einen gleich hohen Wasserverbrauch kommen (Abb. 6). Für Juni ist der Vergleich Rüben - Mais nicht möglich, da sich der Mais noch in der Jugendentwicklung befand, und in dieser Phase der Wasserverbrauch linear anstieg (Abb. 7).

Infolge des milden Winterklimas konnten Messungen des Pflanzenwasserverbrauchs auch im Winter durchgeführt werden. Hierzu wurden Futterpflanzen verwendet. Allerdings sind nach Niederschlägen die Werte verfälscht, da die Pflanzen ihren Wasserbedarf aus dem Niederschlagswasser decken, solange es leichter verfügbar ist als das Bodenwasser aus den Saugkerzen.

Dies führt zu einer Dämpfung der Lysimeterwerte gegenüber den Verdunstungswerten. Dies tritt bei den Ergebnissen mit Alexandrinerklee im Januar/Februar 1974 besonders deutlich zutage (Abb. 8). Dagegen ist im März/April diese Dämpfung trotz größerer Niederschläge infolge der höheren Verdunstung wesentlich geringer (Abb. 9).

Seit LIVINGSTON ( 6 ) wird häufig die Differenz des Verdunstungswertes zwischen einem schwarzen und weißen Atmometer als Korrelativ zum Pflanzenwasserverbrauch verwendet. Bei den eigenen Messungen mit Rüben war die Korrelation für die Juniwerte nur schwach ( $r = 0,18$ ) für die Juliwerte mittel ( $r = 0,43$ ).

### 5. Diskussion

In den letzten Jahrzehnten wird in zunehmendem Maße statt der Atmometer mit poröser Verdunstungsfläche der USWB-Tank (class A pan) mit einer freien Wasserfläche verwendet. Trotz der unterschiedlichen Verdunstungsflächen korrelieren nach BORNHOLDT ( 1 ) sowie nach OHLMEYER und VON HOYNINGEN HUENE ( 7 ) die Ergebnisse von keramischer Scheibe und USWB-Verdunstungstank so straff miteinander, daß die Entscheidung zwischen beiden Geräten nur eine Frage der Zweckmäßigkeit ist.

Die guten Erfahrungen in Niedersachsen mit der Verdunstungsscheibe hinsichtlich Wartung und Registrierung konnten in Tunesien bestätigt werden. Das Problem bei der Verdunstungsscheibe ist, wie beim Tank auch, die Übertragung der Ergebnisse auf den pflanzlichen Wasserverbrauch.

Unter den Bedingungen der PET konnten nach PRUITT ( 9 ) sehr hohe Korrelationen zwischen Tankverdunstung und Pflanzenverbrauch gefunden werden.

Der Faktor betrug:

$$f \quad \frac{\text{Pflanzenverbrauch}}{\text{class A pan}} = 0,85$$

In der Oase Al Hassa ermittelten OHLMEYER und VON HOYNINGEN HUENE ( 7 ) für Luzerne den Faktor:

$$f \quad \frac{\text{Pflanzenverbrauch}}{\text{class A pan}} = 0,75$$

Für die eigenen Berechnungen von  $f$  wurden für den Wasserverbrauch die Unterdrucklysimeter zugrundegelegt. Dabei ergaben sich folgende Faktoren:

<u>Versuch</u>	<u>Zeitraum</u>	<u>Faktor</u>
Rüben	1.6. - 30.6.73	0,88
Rüben/Mais	1.7. - 31.7.73	0,66
Alex. Klee	1.1. - 28.2.74	0,70
" "	1.3. - 30.4.74	1,04
Erbsen	27.2. - 1.5.75	0,77

Diese Zusammenstellung zeigt, daß die mit Hilfe von Unterdrucklysimetern und keramischer Verdunstungsscheibe gefundenen Faktoren mit einer Ausnahme im Bereich der von OHLMEYER und VON HOYNINGEN - HUENE ( 7 ) gefundenen Werte liegen. Damit erschließen Unterdrucklysimeter einen relativ einfachen Weg zur Messung der Evapotranspiration und damit auch zur Bestimmung der Pflanzenfaktoren für Evaporimetermessungen. Dabei wäre noch zu untersuchen, unter welchen Bedingungen die Differenzen schwarzer - weißer Verdunstungskörper zu besseren Korrelationen führen als die direkten Evaporimeterwerte. Bei den wenigen eigenen Untersuchungen ergaben sich in beiden Fällen gute aber auch schlechte Korrelationen zum Pflanzenwasserverbrauch in Lysimetern.

Die von zahlreichen Autoren ( 1,7,9 ) gefundenen, sehr straffen Korrelationen zwischen den Werten von Verdunstungstanks, Evaporimetern und Pflanzenverbrauch lassen den Schluß zu, daß diese Geräte in den letzten Jahren durch die Bewässerungsforschung im Vergleich zu den Verdunstungsformeln unterbewertet worden sind.

Zu den schwierigsten Problemen bei Verdunstungsmessungen gehört die Repräsentativität bei der Aufstellung der Geräte. Infolge des starken Einflusses einer möglichen Wärmeadvektion auf die Meßergebnisse, sollte der Aufstellungsort die durchschnittliche Flächennutzung eines Bewässerungsgebietes widerspiegeln. Für die Aufstellung auf der Station Ghardimaou dürfte dies infolge der örtlichen Flächennutzung nur z. Teil zutreffen, so daß mit einer Überhöhung der Werte durch advektive Wärme gerechnet werden muß. Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Repräsentativität bietet die Aufstellung der Verdunstungsmesser in Höhe eines Pflanzenbestandes.

Bei den Unterdrucklysimetern kann die Verfügbarkeit des Bodenwassers durch den angelegten Unterdruck verändert werden. Die geschilderten Ergebnisse wurden bei geringem Unterdruck gewonnen, so daß auch aus diesem Grund mit einem höheren Wasserverbrauch zu rechnen ist als in Feldbeständen. Eine Gegenüberstellung von Werten, die KOPP ( 5 ) aufgrund von Neutronenmessungen bei Zuckerrüben erhalten hat, und den Lysimeterwerten zeigt, daß der Feldverbrauch der Rüben im Durchschnitt etwa 85 % des Lysimeterverbrauches beträgt.

Monat	Wasserverbrauch/Tag			Rel. %
	mm U-Lysimeter	mm	Feld (n.KOPP)	
Juni	7	5,0-7,5	67-107	
Juli	8	5,0-7,0	63- 88	
		6,15	82	

Bei der "progressiven Beregnung" n. KOPP ( 5 ) wird eine optimale Wasserversorgung der Kulturen aufrechterhalten, so daß hierbei die Bedingungen für die potentielle Evapotranspiration erfüllt sein dürften. Nach den gleichen Kriterien hat u.a. auch HILLEL ( 4 ) Vergleichsuntersuchungen mit wägbaren Lysimetern und Feldbeständen durchgeführt. Bei diesen Versuchen wurden Höchsterträge erzielt, wenn die Feldbestände mit 70 % des Verdunstungswertes des USBW-Tanks versorgt oder mit dem vollen Wert der Lysimeterverdunstung bewässert wurden. In Anbetracht der unterschiedlichen Versuchsbedingungen ist diese Abweichung des Lysimeterfaktors zum eigenen Lysimeterfaktor als nicht sehr wesentlich anzusehen. Sie dürfte nicht zuletzt durch die gleichmässige und hohe Wasserversorgung in den Unterdrucklysimetern verursacht sein.

## 6. Zusammenfassung

In Tunesien wurden im semiariden Gebiet des Oberen Medjerdatales auf der INRAT-Station Oued Meliz (Ghardimaou) Evaporations- und Evapotranspirationmessungen durchgeführt. Hierzu wurden Verdunstungsmesser mit keramischer Scheibe sowie Unterdrucklysimeter mit keramischen Kerzen verwendet. Die Messungen brachten folgende Ergebnisse:

1. Aufgrund der Messungen mit dem Verdunstungsmesser ist im Oberen Medjerdatale mit einer durchschnittlichen Verdunstungsgröße von 2200-2400 mm/Jahr zu rechnen.

2. Die Analyse der Tagesverdunstung durch einen Verdunstungsschreiber ergab, daß von der Normalarbeitszeit nur die Vormittagsstunden für die Berechnung verwendet werden sollten. Die Nachtberechnung sollte deshalb angestrebt werden.
3. Bei einem Vergleich des Wasserverbrauchs in Unterdrucklysimetern mit den Werten des Verdunstungsmessers wurden für den Faktor  $f = \frac{\text{Wasserverbrauch}}{\text{Verdunstung}}$  Werte zwischen 0.7-1.0. gefunden.
4. Der Wasserverbrauch in den U-Lysimetern unterscheidet sich bei Rüben um den Faktor 0,85 vom Wasserverbrauch eines Feldbestandes. Die Ursache dürfte die höhere Wasserversorgung in den Lysimetern sein.

### Summary

Measurements of evaporation and evapotranspiration by ceramic suction devices under the semiarid conditions of Tunisia.

In Tunisia in the semiarid zone of the Upper Medjerda Valley measurements of evaporation and evapotranspiration have been conducted on the INRAT-station Oued Meliz (Ghardimaou). These Measurements were made by evaporimeters and suction lysimeters of ceramic material. The results were:

1. Evaporation as measured by the evaporimeter amounts to 2200-2400 mm per year in the Upper Medjerda Valley.
2. The analysis of daily evaporation led to the conclusion that from the daily working time only the forenoon hours can be used for sprinkling irrigation. Irrigation at night is to be recommended.
3. A comparison of water consumption in suction lysimeters with the values of the evaporimeter gave for the factor:  $f = \frac{\text{water consumption}}{\text{evaporation}}$  values between 0,7-1,0.
4. Water consumption of sugar beets in the suction lysimeters differs by the factor 0,85 from the field.



The reason should be the higher water availability in the lysimeters.

### Literaturverzeichnis

1. BORNHOLDT, A.: Evaporation und Evapotranspiration; Korrelationsuntersuchungen in einem Bewässerungsgebiet. - Diss. Braunschweig 1969.
2. CZERATZKI, W.: Die Bewegung des Bodenwassers in Unterdrucklysimetern unter dem Einfluß von Verdunstung und Frostwirkung bei verschiedenem Bodenzustand. - Landbauforsch. Völkenrode 16 (1967), S. 143 bis 154.
3. CZERATZKI, W.: Ein Verdunstungsmesser mit keramischer Scheibe. - Landbauforsch. Völkenrode 18 (1968), S. 93-98.
4. HILLEL, D.: Relation between evapotranspiration rate and maize yield. - Water Resources Research 9 (1973), S. 743-748.
5. KOPP, E.: Das Produktionspotential des semiariden, tunesischen Oberen Medjerdatales bei Beregnung. - Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Eschborn 1975.
6. LIVINGSTON, B.E.: Atmometers of porous porcelain and paper, their use in physiological ecology. - Ecology 16 (3) (1935), S. 438-472.
7. OHLMEYER, R.; VON HOYNINGEN-HUENE, J.: Die Probleme bei der Prognose des Wasserverbrauchs von Pflanzenbeständen. Mittlg. Leichtweis-Inst. TU Braunschweig H.46. Braunschweig 1975.
8. PETERSON, D.F.: Literature review and discussion of water management in Southeast Asia. Logan, Utah, December 1972.
9. PRUITT, W.O.: Empirical method of estimating evapotranspiration using primarily evaporation pans. - Proc. ASAE, Michigan 1966, S. 57-61.

Abb.1: Bodenphysikalische Kennwerte für die Bewässerungssteuerung.  
INRAT Ghardimaou.

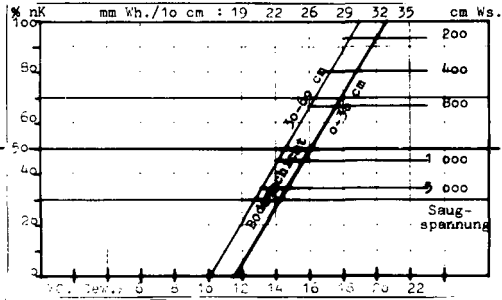


Abb.2: Verdunstungswerte in % von keramischen Scheiben in unterschiedlicher Position. Dach=100. INRAT Ghardimaou. Mai-September 1973

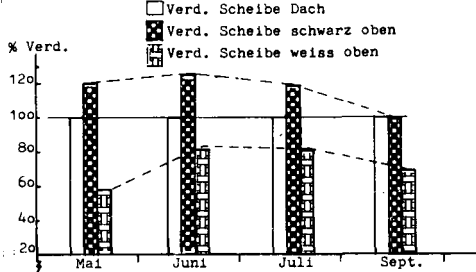


Abb.3: Verdunstungswerte (Dach) einer Verd.Scheibe zu verschiedenen Tageszeiten. Monatsdurchschnitte. INRAT Ghardimaou 1973.

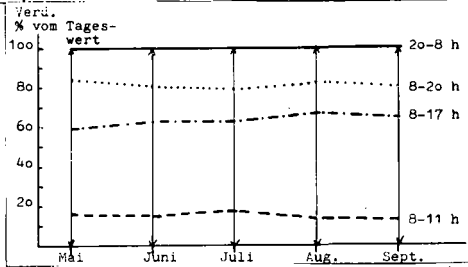


Abb.4: Täglicher Wasserverbrauch von Rüben aus Unterdrucklysimeter und Verdunstungswert INRAT Ghardimaou. Juni 1973.

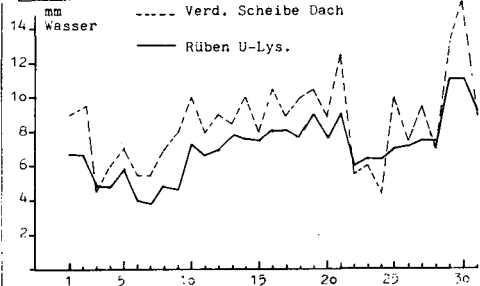


Abb.5: Täglicher Wasserverbrauch aus Unterdrucklysimeter von Rüben und Verdunstungswert INRAT Ghardimaou. Juli 1973.

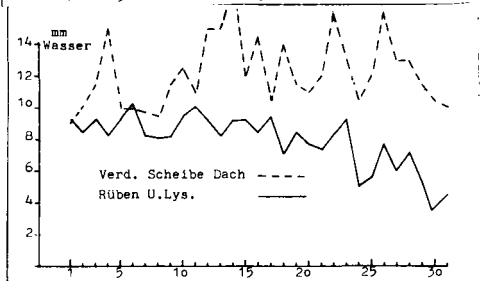


Abb.6: Täglicher Wasserverbrauch von Rüben und Mais aus Unterdrucklysometern. 50 cm tief. 0-10 cm Ws. INRAT Ghardimaou. Juli 1973.

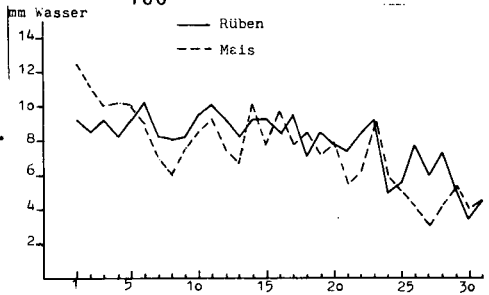


Abb.7: Täglicher Wasserverbrauch von Mais aus Unterdrucklysometer und Verdunstungswert INRAT Ghardimaou. Juni 1973

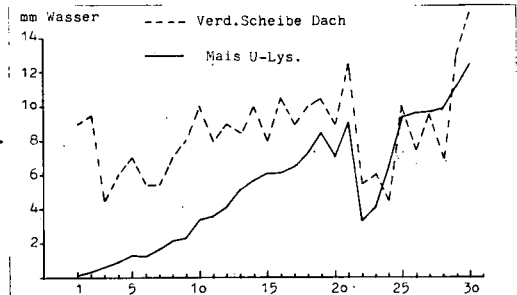


Abb.8: Tagesverdunstung Evaporimeter (Verd.Scheibe) und Wasserverbrauch von Alexand.Klee. Jan./Febr.74 INRAT Ghardimaou.

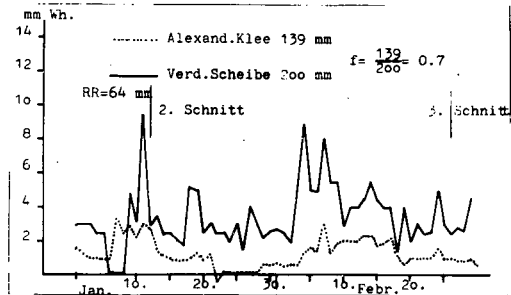
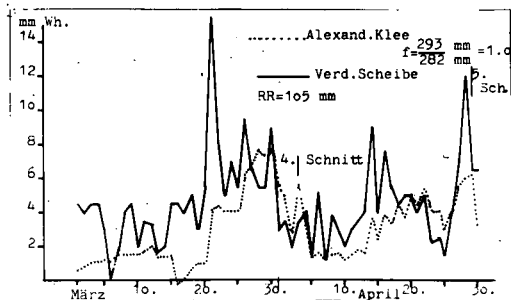


Abb.9: Tagesverdunstung Evaporimeter (Verd.Scheibe) und Wasserverbrauch von Alexand. Klee. März/April 74. INRAT Ghardimaou.



Gasdiffusionskoeffizienten als Strukturmaße für Böden

von

Richter, J.\*

Bei makroskopischen Darstellungen des Boden-Gashaushaltes hat die funktionelle Abhängigkeit des scheinbaren Diffusionskoeffizienten  $D_g$  vom relativen Luft-Porenvolumen  $\epsilon_1$  für eine bestimmte Komponente eine analoge Bedeutung wie  $D(\theta)$  für Wasser: einerseits wird das Transportverhalten des Bodens hinsichtlich der zu untersuchenden Komponente beschrieben (funktionelle Bedeutung), andererseits charakterisieren diese Abhängigkeiten aber auch seine Struktur.

In einem Bodenbearbeitungsversuch zu Baumschul-Gehölzen wurden in 3 Böden unterschiedlicher Körnung (Sand, Schluff, Lehm) aus 4 Tiefen (zwischen 6 und 48 cm) beim Entnahme-Wassergehalt Proben an 4 bzw. 5 verschiedenen Zeitpunkten während zweier Vegetationsperioden genommen und die  $D_g$  in einem nichtstationären Meßverfahren bestimmt. Als Meßgas diente  $CO_2$ .

Unter Zugrundelegung einer linearen Korrelation findet man die Werte aller drei Böden auf der Gerade

$$D_g/D_a = 0.001 + 0.20 \cdot \epsilon_1 ,$$

mit einem Korrelationskoeffizienten  $K = 0.79$  und einem Standardfehler von 0.11.  $D_a$  ist der Diffusionskoeffizient für  $CO_2$  in Luft bei der Meßtemperatur,  $\epsilon_1$  wird als Bruch ausgedrückt. Jedoch lassen sich den unterschiedlichen Texturen auch unterschiedliche Geradenneigungen zuordnen, und zwar die geringsten beim Lehm, während man die höchsten beim Sand findet. Da diese Unterscheidungen wegen der Heterogenitäten des Probematerials nicht immer zu sichern sind, erfordert eine Differenzierung der Struktur innerhalb des Profils oder nach Bearbeitungsintensität meistens erhöhten Aufwand. Das ist anhand von Beispielen in einer demnächst erscheinenden Veröffentlichung ausführlich dargestellt.

---

\* Institut für Bodenkunde der TU Hannover, 3 Hannover, Herrenhäuser Str.2



Vergleich von Methoden zur Untersuchung der Dynamik des  
Lufthaushalts (an einer Catena auf  $s_0$ )

von  
V. Schweikle\*

1.1 Einleitung

1.1 An morphologisch und standörtlich deutlich differenzierten Profilen einer Catena auf Oberem Buntsandstein ( $s_0$ ) werden qualitative und quantitative Messungen zu Merkmalen des Lufthaushalts verglichen. Chemische und morphologische Eigenschaften dieser Böden deuteten auf unterschiedliche Lufthaushalte und es sollte geprüft werden, welche Meßmethode diese Bodeneinheiten am besten differenziert.

2. Methodik

2.1 Objekte

Braunerde Be (Cryic Dystrochrept)  $O_f-O_h-A_h-B_w-B(g)_w-BC_w-C_w$   
Stagnogley S<sub>g</sub> (Histic Albaquept)  $O_f-O_h-A_h-E_g-EB_g-B_g-C_g-C_w$   
Ockererde O<sub>e</sub> (Ferraquic Dystrochrept)  
 $O_f-O_h-A_h-A/B_wg-B_{wg}-C_{wg}$

2.2 Meßmethoden

2.2.1 qualitative Messungen

ODR - Sauerstoffdiffusionsrate (Poel 1960) mit Platin-Kalomelementen bei 0,7 V angelegter Spannung.

$E_H$  - Redoxpotential (Blume 1968) mit Platin-Kalomelementen

2.2.2 quantitative Messungen

θ - Wassergehalte in ml/ml mit n-Sonde von Berthold, Wildbad

PV - Porenvolumen errechnet aus den Dichten der festen Phase und des Bodens

LV - Luftvolumen errechnet aus der Differenz von Porenvolumen und aktuellem Wassergehalt bei unterstellter starrer Matrix.

Stand des Stau- bzw. Grundwasserspiegels in Gruben

2.2.3 Meßanordnung

ODR und  $E_H$  wurden nach Horizonten gegliedert in 3 bis 4

---

\*

U Hohenheim, Abt. 05100, 7000 Stuttgart 70, PF 106.

Tiefen zu je 3 Parallelen und an jeweils 2 Standorten 14-tägig gemessen. Die ODR-Messung folgte stets der  $E_H$ -Messung.  $\theta$  wurde an jeweils 2 Standorten in 10 cm - Abständen 14-tägig ermittelt. Die Dichten der festen Phase und des Bodens wurden einmalig, horizontweise bestimmt.

### 3. Ergebnisse

Die mittleren gewichteten Werte von Redoxpotential, Sauerstoffdiffusionsrate und Luftvolumen werden auf den Abb. 4, 5 und 6 dargestellt.  $E_H$  und ODR wurden für die Zeit vom März 1968 bis November 1969 gemittelt. Die Abb. 6 stellt die Mittel der LV vom Mai 1967 bis November 1969 dar. Die, den Mittelwert begleitenden, Linien schließen die Ereigniswahrscheinlichkeit von 75% ein. Die Daten zeigen, daß die Auflösung in der Reihe  $E_H$  - ODR - LV abnimmt. Dies entspricht gleichzeitig einer Abnahme der Auflösung in der Reihe qualitativ-semiquantitativ-quantitativ.

### 4. Literatur

- Blume, H.P., Stauwasserböden Verlag E. Ulmer, Stuttgart 1968  
Poel, L.W., J. Ecology 48, 165 - 173 (1960)  
Schweikle, V., Diss. Hohenheim 1971.

### 5. Anhang

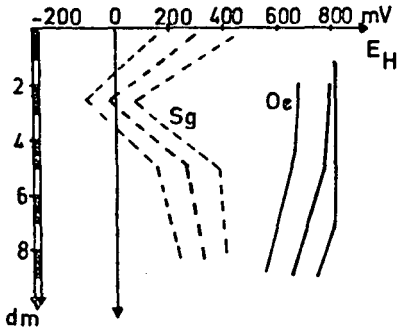


Abb.4: E<sub>H</sub> als Funktion der Tiefe  
E<sub>H</sub> vs depth

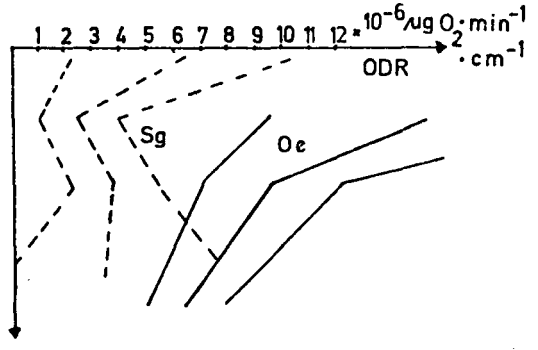


Abb.5: ODR als Funktion der Tiefe  
ODR vs depth

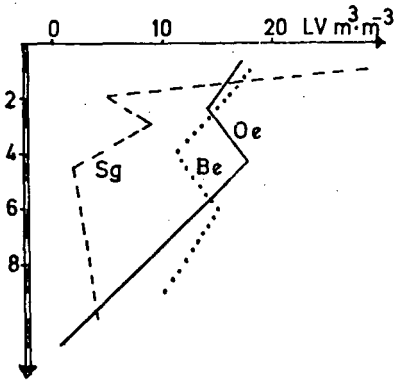


Abb.6: Luftvolumen als Tiefenfunktion  
airvolume vs depth





Der Einfluß der Tiefenbearbeitung in Sandböden  
Nord- und Nordwestdeutschlands auf Bodenmerkmale  
und Ertrag

von  
P. Foerster †

In den vergangenen 25 Jahren wurden in Nordwestdeutschland, bezogen auf das Weser-Ems-Gebiet, rd. 30.000 ha Sandböden tiefgepflügt. Bodentypologisch handelt es sich bei diesen Böden im wesentlichen um stärker podsolierte Sandböden, bei denen von vornherein durch das Brechen des Ortsteines eine nachhaltige Bodenverbesserung erwartet werden kann. Vielfach wurden diese Böden durch das Tiefpflügen erst nachhaltig ackerfähig.

Verbreitet liegen im nord- und nordwestdeutschen Raum jedoch auch schwach podsolierte Sandböden mit wenig verfestigter Orterde bzw. nicht podsolierte basenarme Braunerden vor. Infolge der fast ausschließlich krumenbezogenen Nährstoff-, Humus- und Wasservorräte ist die Ertragsleistung dieser Böden von Jahr zu Jahr sehr schwankend. In Jahren mit Trockenperioden in der Hauptwachstumszeit sinkt die Ertragsleistung dieser Standorte extrem stark ab (z.B. 1970, örtlich unter 15 dt/ha bei Sommergetreide). Bei relativ gleichmäßiger Niederschlagsverteilung können dagegen, optimale Düngung vorausgesetzt, Erträge erzielt werden, die denen auf Lehmböden gleichzusetzen sind (Abb. 1).

Eine nachhaltige Standortsverbesserung der flachgründigen Sandböden Nordwestdeutschlands wurde bis zur letzten Jahrhundertwende durch die Plaggendüngung erreicht. Die tief-

† Landwirtschaftskammer Weser-Ems, 2900 Oldenburg, Mars-la-Tour-  
Straße 1-11

gründig humosen Plaggenböden zählen nach wie vor zu den ertrags sichersten Sandböden Nordwestdeutschlands.

Inwieweit einmalige Tiefenbearbeitung mittels Schar- oder Spatenpflug auf den schwach bzw. nicht podsolierten Sandböden Nord- und Nordwestdeutschlands sich auf Bodenmerkmale und Ertragsleistung auswirken, ist Hauptversuchsfrage von insgesamt 12 Tiefpflugfeldversuchen, die in den Jahren 1967 - 1969 von den Landwirtschaftskammern Hannover und Weser-Ems angelegt wurden.

Die Anlage der Tiefpflugversuche und die Durchführung der Untersuchungen in den Anfangsjahren 1968 und 1969 wurde ermöglicht durch die finanzielle Unterstützung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Die physikalischen Bodenuntersuchungen erfolgten in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Bodenforschung in Hannover und Bremen, mit dem Wetteramt Bremen und dem Institut für Pflanzenbau und Saatgutforschung der FAL in Braunschweig-Völkenrode.

Die 12 Tiefpflugversuche wurden auf folgenden Bodentypen angelegt: basenarme Braunerde (3 Versuche), Podsol-Braunerden (3 Versuche), Braunerde-Podsol (2 Versuche), vergleichsweise je einen Versuch auf einem Gley-Podsol, einem Gley, einer pseudovergleyten basenarmen Braunerde und auf einem Plaggenboden. Die Böden wurden langjährig ackerbau-lich genutzt.

Der Einfluß der einmaligen Tiefenbearbeitung auf bestimmte Bodeneigenschaften wie Bodenfeuchte, Porenraumverteilung, Nährstofftiefenverteilung wird im folgenden am Beispiel des Tiefpflugversuches Wildeshausen dargestellt. Anschließend wird über die bisherigen Ertragsergebnisse berichtet:

Zur Kennzeichnung des Tiefpflugversuches Wildeshausen

Standort und Versuchsaufbau des Tiefpflugversuches Wildeshausen kann wie folgt gekennzeichnet werden:

Ort: Spasche bei Wildeshausen, 25 km südöstlich von Oldenburg

Mittlerer Jahresniederschlag: 700 mm (180 mm Mai bis Juli)

Mittlere Jahrestemperatur: 8 °C

Grundwasser: 6 m unter Flur

Bodentyp: Braunerde-Podsol

Ausgangsmaterial: pleistozänes - saaleeiszeitliches Grundmoränenmaterial

Bodenaufbau:	A <sub>p</sub>	- 30 cm	grauschwarzer 1S, stark humos, mittlere Durchwurzelung, Einzelkorngefüge, locker
	B <sub>v</sub> B <sub>hs</sub>	- 50 cm	dunkelgrauer, nach unten hellgrauer 1'S, h', schwache Durchwurzelung, Einzelkorngefüge, Humusortherde, mäßig dicht
	B <sub>hs</sub> C	- 70 cm	Übergangszone
	C	ab 70 cm	gelblicher Feinsand, rostfarben gebändert

Anlage des Versuches: Herbst 1968

Versuchsfläche: 1 ha

Versuchspartellen: I = Vergleichsfläche  
II = 50 cm tief gepflügt  
III = 50 cm tief gespatet  
IV = 75 cm tief gepflügt

Anbaufrüchte: 1968, 1970 und 1972: S.Gerste, Hafer, S.Weizen, Körnermais

1969, 1971 und 1973: S.Gerste

Gründung nach S.Getreide mit W.Raps, nach Mais mit Maisstroh

Meliorationsdüngung auf tiefgepflügtenPartellen: CaO 2.250 kg/ha

P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 180 kg/ha

K<sub>2</sub>O 240 kg/ha

Cu 6,25 kg/ha

Bodenkennwerte der Vergleichspartelle I (Probeentnahme am 20. 5. 1968): siehe Tabelle 1

Tabelle 1

Bodenkennwerte des Tiefpflugversuches Wildeshausen

Tiefe cm	C %	N %	C/N	pH-Wert	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>		K <sub>2</sub> O		Mg mg	Cu mg/ 1 kg Boden
					gesamt %	laktat mg/ 100 g Boden	gesamt %	laktat mg/ 100 g Boden		
0-20	2,32	0,12	17,5:1	5,3	0,118	21	0,76	23	4,1	12,9
30-50	0,87	0,04	21,7:1	4,6	0,055	2	0,78	10	1,5	3,3
50-70	-	-	-	4,4	0,031	1	0,89	5	0,3	0,2
Körnung (in % des Feinbodens)										
Tiefe	Ton < 2 μ	Fein- u. Mit- tel-Schluff 2 - 20 μ	Grob- Schluff 20 - 60 μ	Fein-Sand 60 - 200 μ	Mittel- Sand 200 - 600 μ	Grob-Sand > 600 μ				
0-20	6,0	2,4	11,0	50,8	26,0	3,8				
30-50	5,7	3,6	13,6	49,7	22,2	5,2				
70-90	3,2	0,8	11,9	59,2	20,6	4,3				

### Einfluß des Tiefpflügens auf Bodenfeuchte

Die durch das Tiefpflügen bedingten Unterschiede in der Bodenfeuchte werden besonders deutlich, wenn der Verlauf der Bodenfeuchte nicht zusammenfassend in 0 - 60 cm Tiefe, sondern schichtweise in den Bereichen 0 - 20 cm, 20 - 40 cm und 40 - 60 cm unter Flur verfolgt wird (Abb. 2). Übereinstimmend in den 6 Versuchsjahren 1968 - 1973 wurde festgestellt, daß bei Parzelle IV in der Krume (0 - 20 cm) die Feuchtwerte unter den Werten der Vergleichsparzelle I lagen, während umgekehrt in der Tiefe 40 - 60 cm unter Flur bei Parzelle IV höhere Feuchtwerte, zeitweise bis 20 mm, gegenüber Parzelle I vorlagen. Die Feuchtwerte in 20 - 40 cm Tiefe waren bei Parzelle I und IV in etwa gleich. Die Feuchteunterschiede von IV in Vergleich zu I waren in abgeschwächter Form bei Parzelle II und III gegenüber Parzelle I ebenso deutlich erkennbar.

Die Unterschiede der Bodenfeuchte sind im wesentlichen auf die jeweilige Humustiefenverteilung der Versuchsparzellen zurückzuführen. In der gemagerten Krume der Parzelle IV wird im Vergleich zur stark humosen Krume bei Parzelle I weniger Bodenwasser festgehalten, dringt somit schneller in den Unterboden ein und unterliegt dann durch die Bodenüberdeckung einer gedrosselten Evaporation. Der zurückgehaltene Wasservorrat im Unterboden tiefgepflügter Sandböden trägt dazu bei, Trockenperioden länger zu überbrücken.

### Der Einfluß des Tiefpflügens auf das Bodengefüge

Die folgenden Ergebnisse beschränken sich auf Gefügeuntersuchungen im Jahre 1973, d.h. 6 Jahre nach dem Tiefpflügen, dargestellt an Parzelle I und Parzelle III (Abb. 3). Aus dem Glühverlust ist zu entnehmen, daß die organische Substanz durch die Tiefenbearbeitung zur Tiefe hin gleichmäßiger umverteilt wurde. Entsprechend gleichmäßiger zur

Tiefe hin verteilt ist auch der Mittelporenbereich in 20 - 40 cm Tiefe. Dabei verringerte sich bei Parzelle III im Vergleich zur Parzelle I der Mittelporenanteil im oberen bzw. erhöhte sich im unteren Profilbereich. Der Grobporenbereich zeichnete sich im tiefgepflügten Boden ebenfalls durch eine gleichmäßigere Tiefenverteilung aus. Insgesamt gesehen ist bis 70 cm Tiefe bei Parzelle I und III die Luftkapazität (205 bzw. 209 mm), ebenso das Gesamt-Porenvolumen (309 bzw. 304 mm) annähernd gleich. Eine Gefügeverschlechterung in Form einer Verdichtung wurde somit bislang, d. h. 6 Jahre nach dem Tiefpflügen nicht beobachtet.

#### Der Einfluß des Tiefpflügens auf Humus- und Nährstoffverteilung

Durch das Tiefpflügen wurden sowohl der Humus als auch die pflanzenverfügbaren Nährstoffe gleichmäßiger zur Tiefe hin verteilt (Abb. 4 - 8). So betrug beispielsweise in den Untersuchungsjahren 1968 - 1973 bei Parzelle I der durchschnittliche C-Gehalt in der Krume 2,27 %, im Unterboden (20 - 40 cm) nur 1,06 %. Bei Parzelle II dagegen beträgt der durchschnittliche C-Gehalt in der Krume bearbeitungsbedingt 1,47 %, im Unterboden 1,54 % (Mischprobe).

Entsprechend wie beim C-Gehalt fand auch beim N, bei dem pflanzenverfügbaren P, K und beim pH eine Stoffangleichung zur Tiefe hin statt. Durch die Meliorationsdüngung von 2.250 kg/ha CaO auf den tiefgepflügten Parzellen wurden die pH-Werte sowohl in der Krume als auch in der Mischprobe des Unterbodens nachhaltig angehoben.

#### Ertragsfeststellungen

Je nach örtlichem Bodenaufbau, je nach Witterungsverlauf in den einzelnen Versuchsjahren und je nach Anbaufrucht und Fruchtfolge wirkte sich auf den Tiefpflugversuchen das Tiefpflügen unterschiedlich auf die Erträge aus. Die Wirkung des Tiefpflügens auf die Erträge lassen sich somit nur standorts-

spezifisch beurteilen. Die Ertragsergebnisse der nordwestdeutschen Tiefpflugversuche Wildeshausen, Essemühle und Ahlhorn wurden statistisch verrechnet. Soweit eine Sicherung der Ertragsergebnisse vorliegt, ist dies mit + = gesichert, ++ = gut gesichert, +++ = sehr gut gesichert angegeben. Im folgenden werden die Ertragsergebnisse des Tiefpflugversuches Wildeshausen wiedergegeben. Die Einzelergebnisse der übrigen Tiefpflugversuche wurden in der Zusammenfassung ausgewertet berücksichtigt.

#### Erträge des Tiefpflugversuches Wildeshausen (Abb. 9)

Unabhängig von Fruchtfolge und Versuchsglied traten stark niederschlagsbedingte Ertragsschwankungen (1970 und 1973 bei Sommergetreide) auf, die zurückzuführen sind auf anhaltende Austrocknung des Bodens unter 50 % nutzbare Wasserkapazität im Juni/Anfang Juli. Im ersten Versuchsjahr, außer bei Hafer, ergaben sich Mindererträge durch das Tiefpflügen. Letzteres wurde ebenfalls in den umfangreichen Tiefpflugversuchen auf Sandböden in der DDR festgestellt. In Jahren mit ausreichenden Niederschlägen wie 1969, 1971 und 1972 wurden durch das Tiefpflügen auf den Parzellen II und III gegenüber I in 4 Fruchtfolgen folgende maximale Mehrerträge erzielt: Sommergerste 12 - 18 %, Sommerweizen 28 %, Hafer + 5 %, Mais brachte keine Mehrerträge. Die höchsten Mehrerträge brachte das trockene Jahr 1970 auf Parzelle IV im Vergleich zu Parzelle I bei Sommergerste mit + 35 % <sup>+++</sup>, bei Hafer + 57 % <sup>+++</sup>, und bei Sommerweizen + 28 % <sup>+++</sup>. Zu beachten ist hierbei das sehr geringe absolute Ertragsniveau auf der Vergleichsparzelle I.

Werden die Erträge der Tiefpflugvarianten II und IV untereinander verglichen, so sind in den Jahren mit relativ ausgeglichenem Bodenwasserhaushalt wie 1969, 1971 und 1972 die Parzellen II und III der Parzelle IV überlegen. Im extremen



Trockenjahr 1970 dagegen brachte die Parzelle IV die höchsten Erträge. Bei vergleichbarer Bearbeitungstiefe war der Spatenpflug dem Scharpflug im Hinblick auf den Ertrag geringfügig überlegen (+ 2 %).

Bemerkenswert ist die ertragssteigernde Vorfruchtwirkung von Hafer im Vergleich zu den Vorfrüchten Sommergerste und Sommerweizen. Vorfruchtwirkung ist am stärksten auf Parzelle IV ausgeprägt.

Zusammenfassung (unter Berücksichtigung der Ertragsergebnisse aller Tiefpflugversuche)

Durch das Tiefpflügen auf den norddeutschen, schwach podsolierten Sandböden (Braunerde-Podsol bis Podsol-Braunerde) wurden bislang folgende Untersuchungsergebnisse erzielt:

1. Eine gleichmäßigere Tiefenverteilung an Nährstoffen und Humus.
2. Eine verzögertere Austrocknung im Unterboden in Zeiten höheren Wasserbedarfs.
3. Eine gleichmäßigere Porenraum-Tiefenverteilung.
4. Ertragssteigerungen bei Getreide im mehrjährigen Durchschnitt von rd. 7 - 10 % bei Nichtberücksichtigung der ersten Nutzungsjahres.
5. Erhöhte Ertragssicherheit bei Getreide, in extrem trockenen Jahren Mehrerträge von 30 - 40 %.
6. Körnermais reagierte nicht bzw. negativ im Ertrag auf tiefgepflügten Sandböden.

Grundwassernahe Sandböden (Gley, Podsol-Gley) und staunasse Sandböden mit Geschiebelehm im Untergrund konnten nicht nachhaltig verbessert werden, basenarme Braunerden nur in geringem Umfang.

Abschließend sei bemerkt, daß 7 - 10 % Mehrertrag auf den tiefgepflügten schwach podsolierten Sandböden relativ gering sind gegenüber der festgestellten Mehrerträge von 13 - 20 % auf den tiefgepflügten mitteldeutschen Sandböden in der DDR. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß das absolute Ertragsniveau auf den nicht tiefgepflügten Vergleichsflächen der norddeutschen

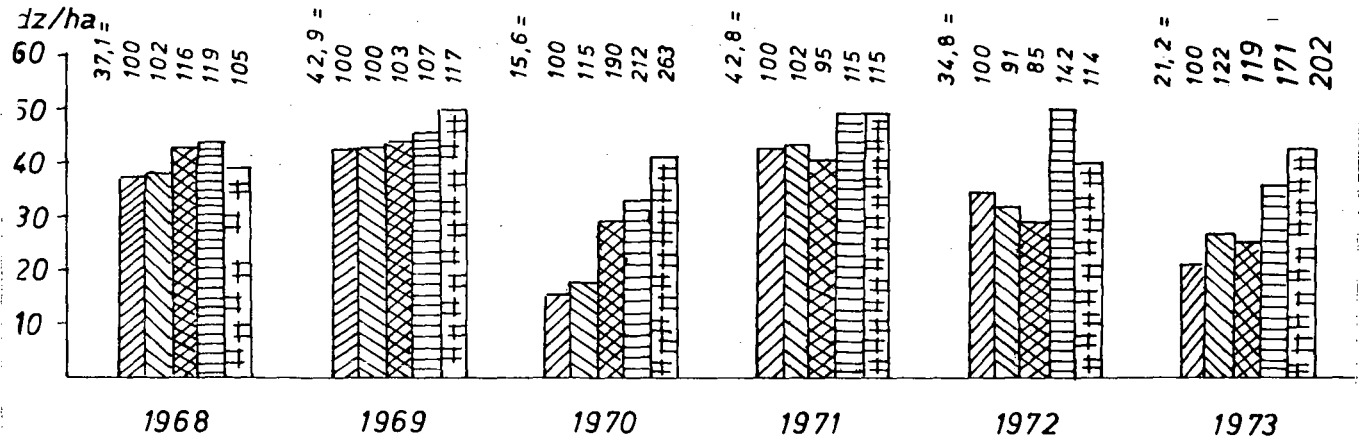
Tiefpflugversuche mit 38 dt/ha im Schnitt der Versuche und Jahre wesentlich höher liegt als bei den mitteldeutschen Versuchen mit Ausgangserträgen, die z.T. weit unter 25 dt/ha liegen.

#### Literatur:


1. Bätjer, D.; Foerster, P.: Der Einfluß des Tiefpflügens auf die Bodenfeuchte in podsolierten Sandböden Nordwestdeutschlands. - Kali-Briefe Fachgebiet 3, 5. Folge, November 1972, S. 1-12
2. Egerszegi, S.: Die Erhöhung der Ertragsfähigkeit von Sandböden in Ungarn. - Aus: Die Erhöhung der Fruchtbarkeit der Sandböden. Vortr. internat. koordinier. Arb. Tag. in Budapest 1965, S. 23 - 48, Budapest (Akad. Kiadó) 1967.
3. Foerster, P.; Nieschlag, F.: Klima und Boden als Standortsfaktoren in der Landwirtschaft. Teil 2 Aktuelle Fragen des Landbaues. Schr. Reihe Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Heft 8, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, 1971.
4. Foerster, P.; Kruse, W.: Tiefenbearbeitung auf Sand- und Lehmböden. Aktuelles aus Acker- und Pflanzenbau, Herausgeber: Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Oldenburg, H. 1, S. 14-18, 1973
5. Foerster, P.: Ergebnisse des Tiefpflügens in Sandböden Norddeutschlands - Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 24 (1974)
6. Hoffmann, H.: Tiefpflügen brachte Mehrertrag. - Pflug und Spaten 15 (1967), S. 4
7. Kunze, A.: Die Wirkung des meliorativen Tiefpflügens auf Struktur und Wasserhaushalt eines leichten Sandbodens. - Albrecht-Thaer-Archiv 7 (1963), S. 673 - 698, S. 833 - 872
8. Nieschlag, F.: Der fruchtbare Boden. - DLG-Verlag, Frankfurt 1969
9. Rauhe, K.: Der Einfluß bestimmter Tiefkulturmaßnahmen auf die Ertragsfähigkeit leichter Böden in Trockenlagen. - Tag.-Ber. Deutsch. Akad. Landw. Wissensch., Berlin Nr. 28, 1960, S. 11 - 37


10. Weise, K.: Über die Wirkung meliorativen Pflügens sowie künstlicher Beregnung auf den Wasserhaushalt, die Nährstoffauswaschung und die Erträge sandiger Ackerböden. - Albrecht-Thaer-Archiv, 6 (1970), S. 515 - 528.


Abb. 1 Einfluß unterschiedlicher Sandböden auf Ertragshöhe und Ertrags-  
sicherheit von Sommergerste - Kornerträge in dt/ha (86 % TS)




 Braunerde-Podsol, Wildeshausen

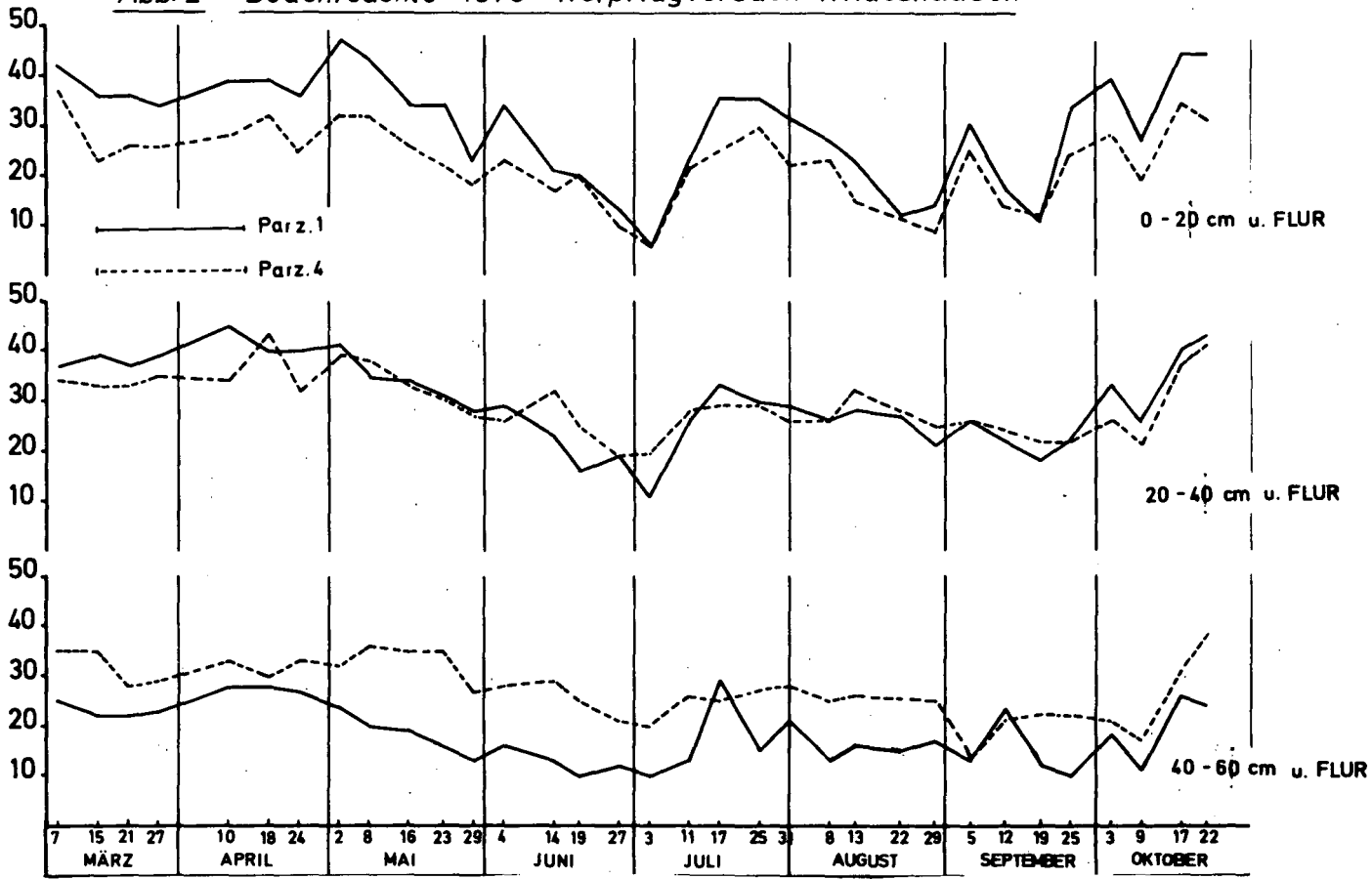
 Braunerde-Podsol, Goldenstedt

 Braunerde-Podsol pseudovergleyt, Ahlhorn

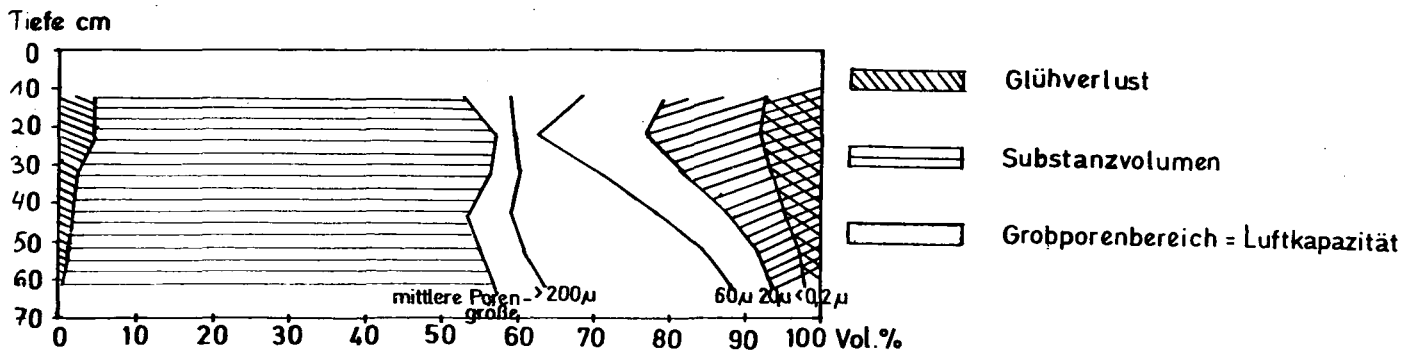
 Plaggenesch, Wehnen/Oldenb. Plaggenauflage: 90 cm

 Plaggenesch, Clusorth (Emsland) Plaggenauflage: 70 cm

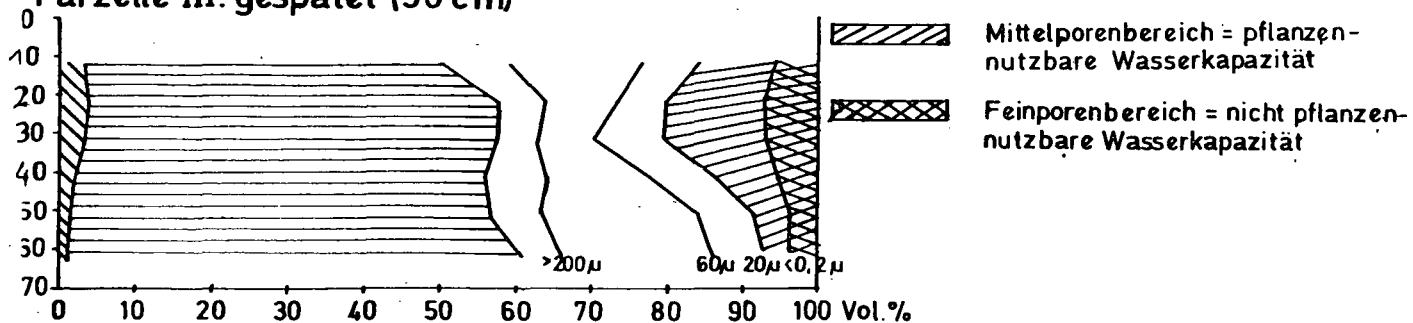
mm Abb. 2 Bodenfeuchte - 1973 - Tiefpflugversuch Wildeshausen



Parzelle I: unbehandelt



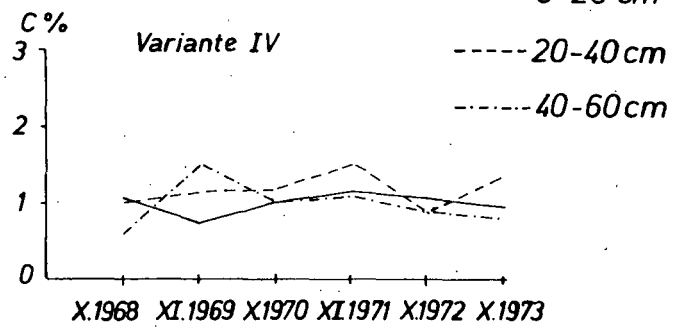
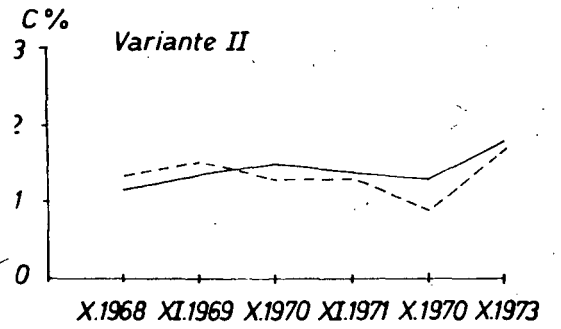
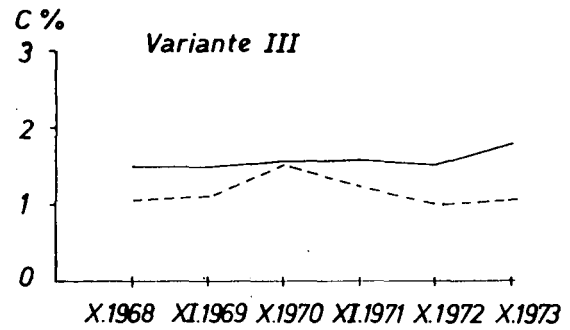
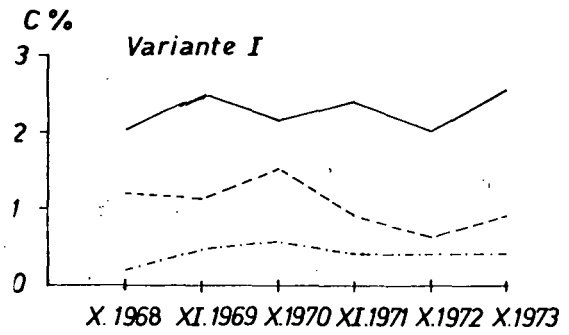
Parzelle III: gespatet (50 cm)



**Abb. 4 - 8:** Einfluß des Tiefpflügens auf die Tiefenverteilung von  
 C, N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O und pH - Tiefpflugversuch Wildeshausen -  
 - 1968 - 1973 -

Var. I = Vergleichsparzelle  
 Var. II = 50 cm tief gepflügt

Var. III = 50 cm tief gespätet  
 Var. IV = 75 cm tief gepflügt



Tiefen:  
 — 0-20 cm  
 - - - 20-40 cm  
 - · - · 40-60 cm

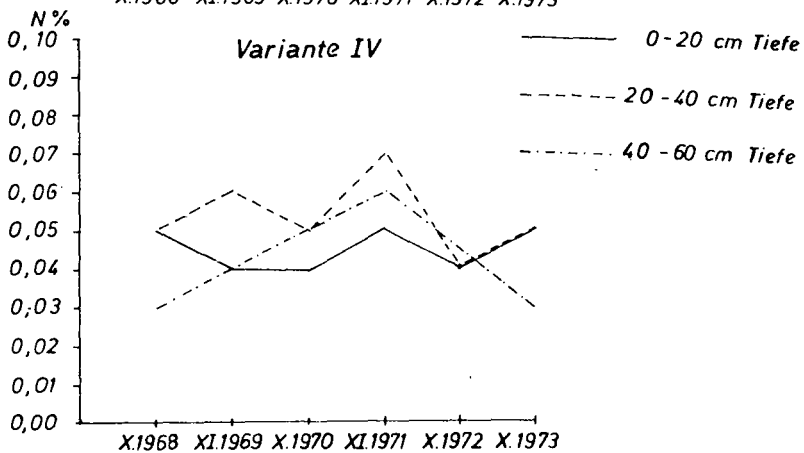
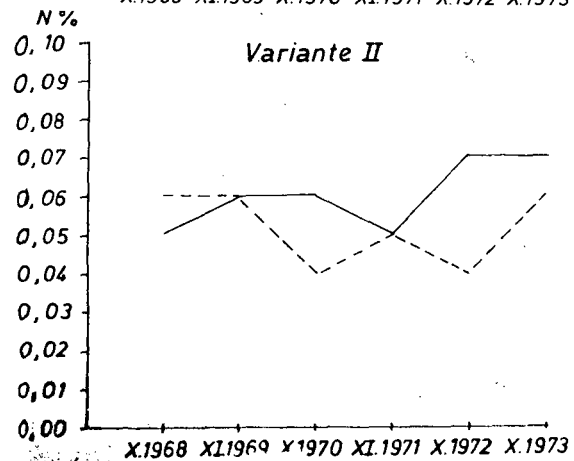
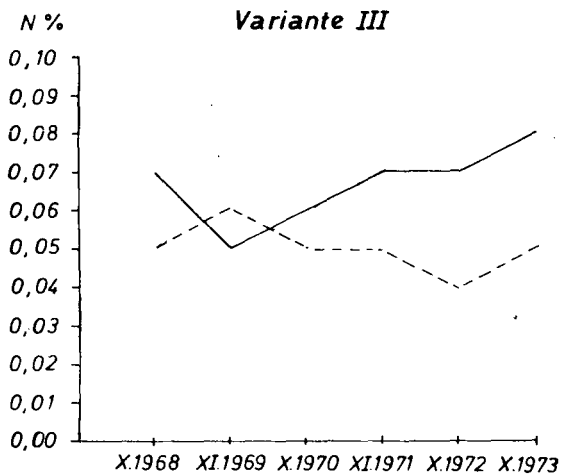
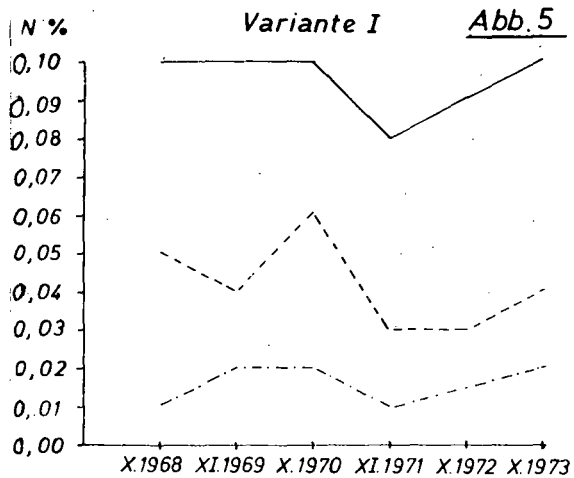
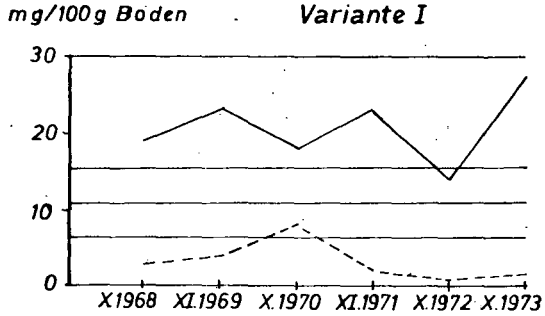


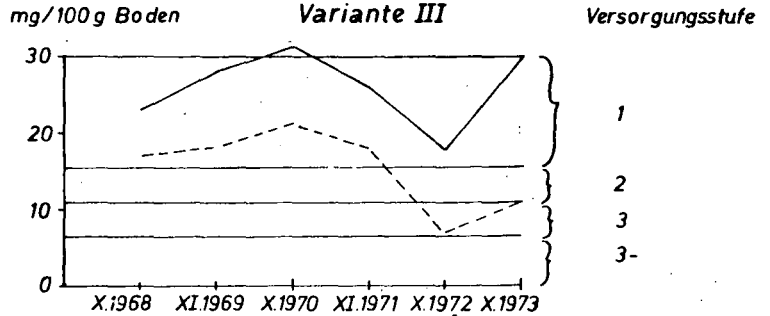


Abb. 6

P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - Werte



— 0 - 20 cm Tiefe  
 - - - 20 - 40 cm Tiefe



Versorgungsstufe 1 = hoch  
 2 = mittel  
 3 = niedrig  
 3- = sehr niedrig

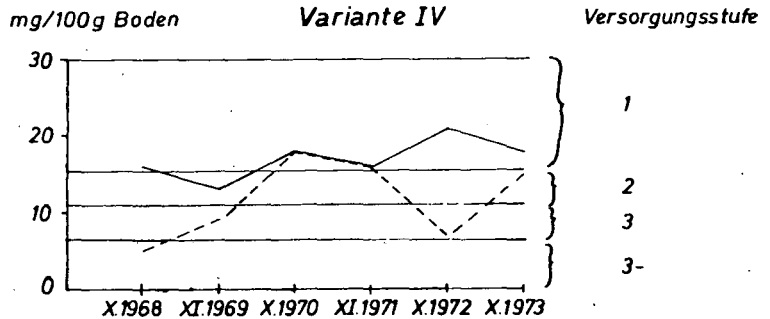
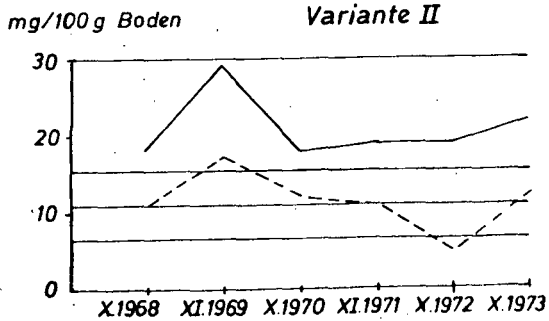
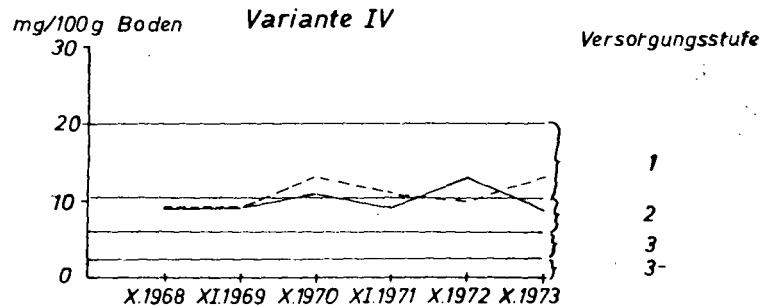
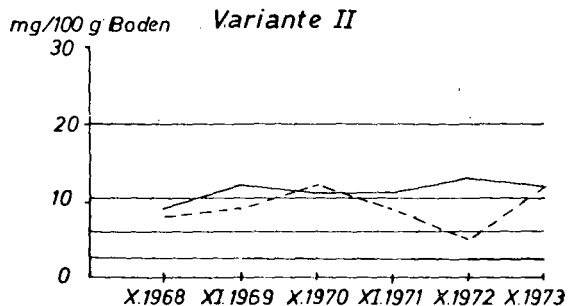
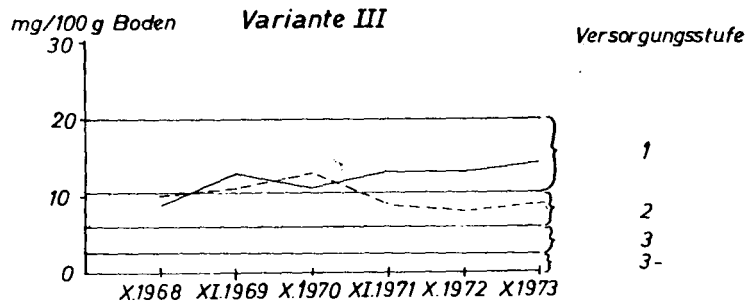
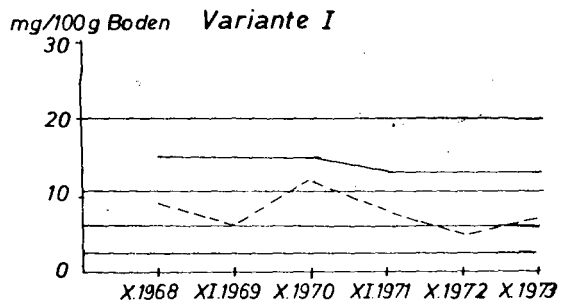


Abb. 7

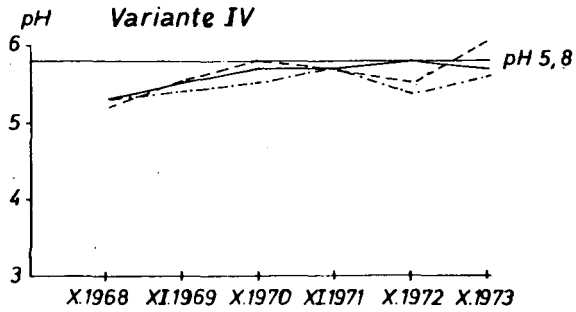
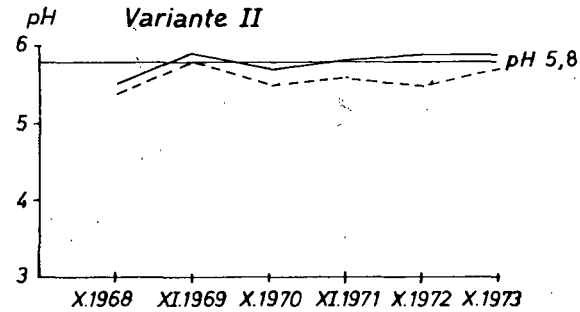
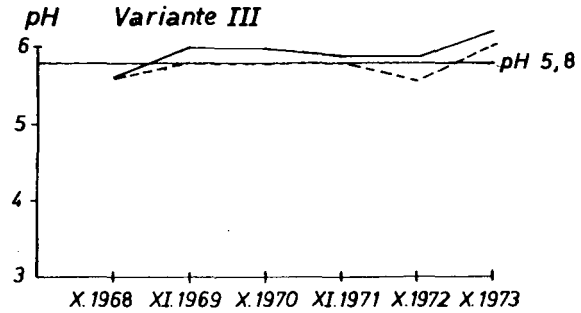
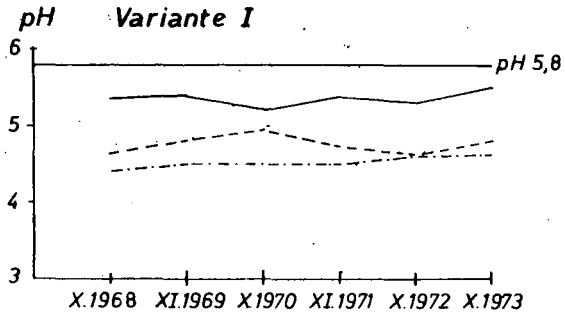
K<sub>2</sub>O - Werte



————— 0 - 20 cm Tiefe  
- - - - - 20 - 40 cm Tiefe

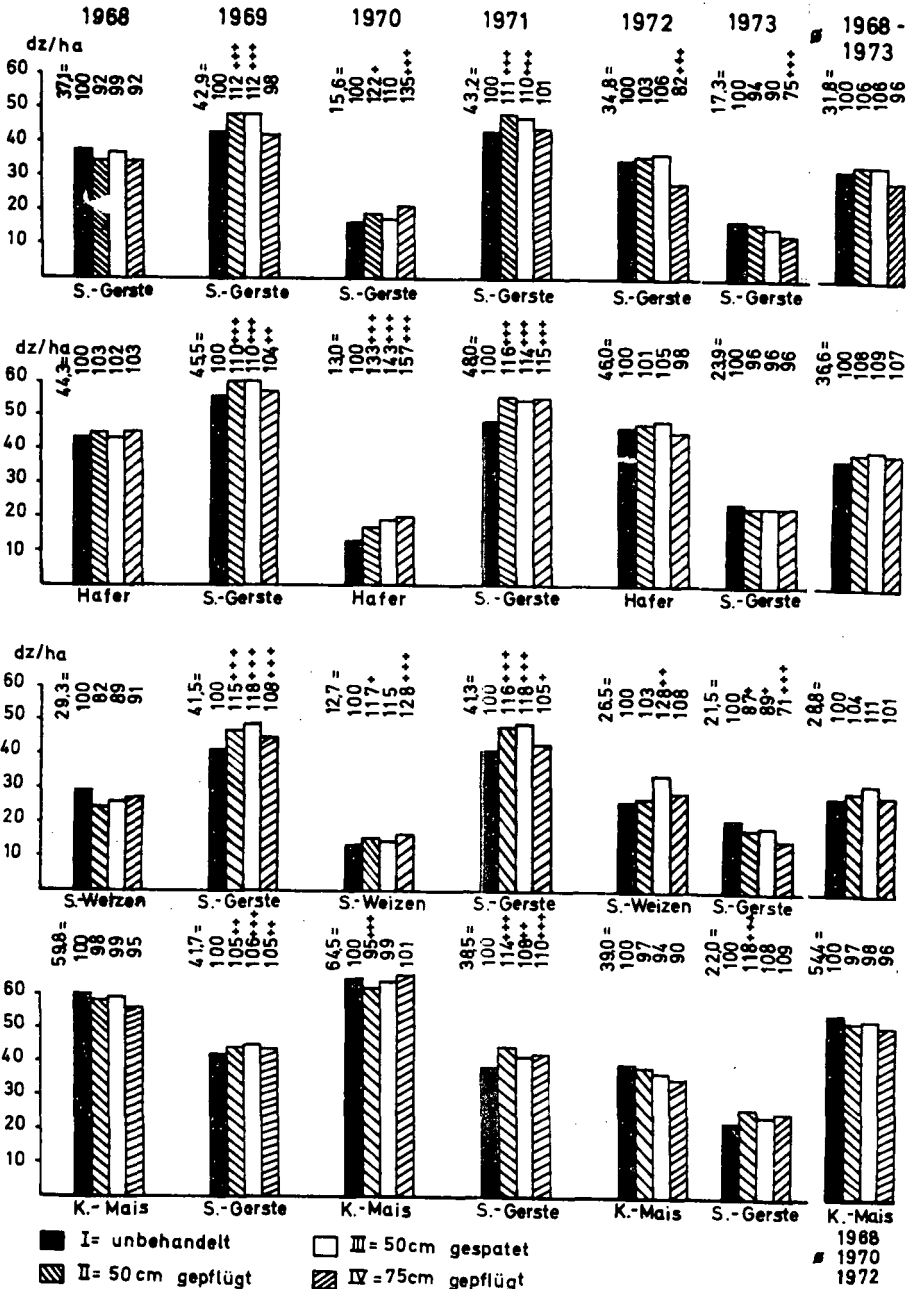
Versorgungsstufe: 1 = hoch  
2 = mittel  
3 = niedrig  
3- = sehr niedrig

Abb. 8



———— 0 - 20 cm Tiefe  
----- 20 - 40 cm Tiefe  
- · - · - 40 - 60 cm Tiefe

Abb. 9 Tiefpflugversuch Wildeshausen - Kornerträge (86 % TS)  
Bodentyp: Braunerde-Podsol





Stand der Entwicklung neuer Tiefenlockerungs-  
und Tiefendüngungsgeräte (Bericht III)

von  
Schulte-Karring, H.\*

I. Einleitung:

Verfasser beschäftigt sich seit dem Jahre 1954 mit den Fragen der mechanischen Auflockerung (Untergrundlockerung) von verdichteten Böden (1). Ein für die Durchführung großflächiger Meliorationsvorhaben wichtiger Arbeitszweig ist die Geräteentwicklung.

Die nachfolgenden Ausführungen sind eine Fortsetzung der in den DBG-Mitteilungen Band 8/68 und Band 10/70 bereits erfolgten Berichterstattung.

II. Die bisherigen Ergebnisse der Entwicklungsarbeiten

Das Ziel der technischen Untersuchungs- und Entwicklungsarbeiten ist die Schaffung von Meliorationsgeräten, die eine intensive und dauerhafte Auflockerung ermöglichen. Der Schwerpunkt der Bemühungen liegt bei der Lösung der Probleme

1. Zugkraft und
2. Verteilung des Mineraldüngers im Unterboden.

Tieflockerung und Zugkraft

Nach Experimenten mit dem Vorspann von mehreren Schleppern vor einarmigen Anhäng- und Anbaugeräten (1954 - 1965) und nach dem Einsatz von Kettenschleppern bis zu 200 PS (1964 - 68), konnte das Zugkraftproblem schließlich mit der Konstruktion von zapfwellenangetriebenen Lockerungsgeräten weitgehend gelöst werden.

\* Landes-Lehr- u. Versuchsanstalt, 5483 Bad Neuenahr-Ahrweiler, Walporzheimerstr. 48

Bei den in Serie hergestellten angetriebenen Lockerungsgeräten sind 3 Typen zu unterscheiden:

1. der Hubschwenklockerer (1968)
2. der Wippscharlockerer (1969) und
3. der Stechhublockerer (1975)

Zu 1. Hubschwenklockerer

- a) Bauweise: angetriebenes Schwert - starres Schar
- b) Zapfwellenleistung: 70 - 80 % der Motorkraft (2)
- c) Vor- bzw. Nachteile im Vergleich zum Wippscharlockerer:

Extrem hohe Zapfwellenleistung, deshalb sehr gute Ausnutzung der Motorkraft, geringer Radschlupf und erfolgreicher Einsatz auch auf nicht mehr griffigen (eingeregneten) Böden. Für Böden mit größeren Steinen ungeeignet.

- d) Typen:

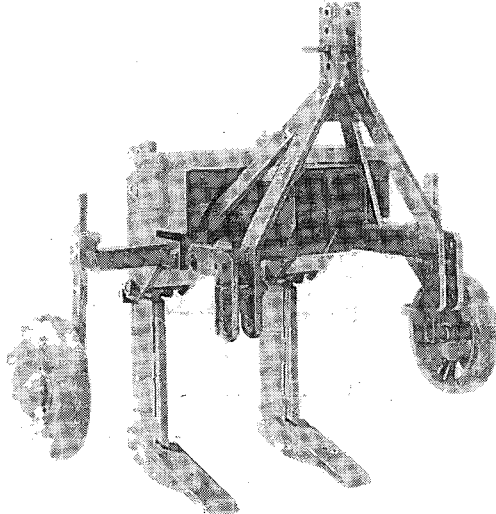


Abb.1

Hubschwenklockerer mit 2 Schwertern für Sonderkulturen, Arbeitstiefe bis 45 cm, Kraftbedarf 40 - 60 PS

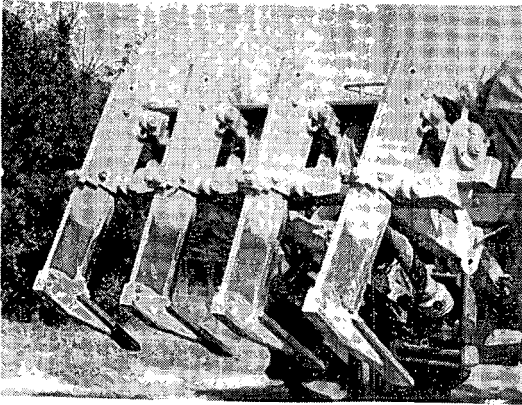


Abb. 2  
Hubschwenklockerer mit 4 Schwertern  
(Pflugsohllockerer); Arbeitstiefe bis 55 cm;  
Kraftbedarf 70 - 90 PS

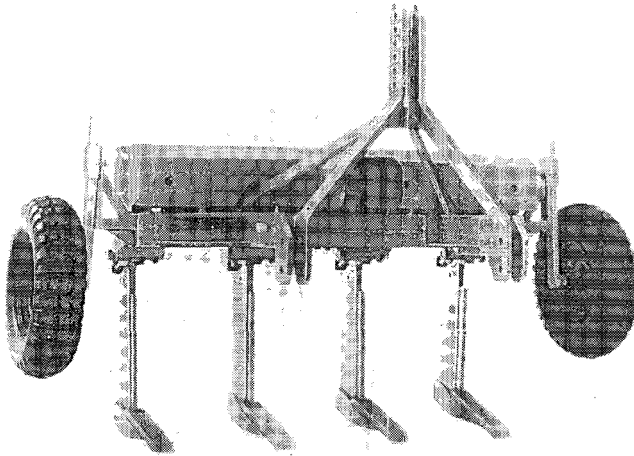


Abb. 3  
Hubschwenklockerer mit 4 Schwertern;  
Arbeitstiefe bis 75 cm; Kraftbedarf 120 - 150 PS



Zu 2. Wippscharlockerer

- a) Bauweise: starres Schwert - angetriebenes Schar
- b) Zapfwellenleistung: 25 - 35 % der Motorkraft (2)
- c) Vor- bzw. Nachteile gegenüber dem Hubschwenklockerer:  
Bessere Auflockerung bei relativ geringer Zapfwellenleistung, deshalb noch hoher Radschlupf und Schwierigkeiten bei nicht mehr griffiger Oberfläche. In allen Böden einsetzbar.
- d) Typen:

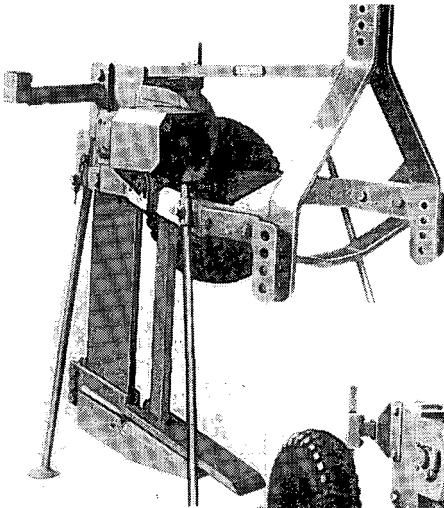


Abb.4

Wippscharlockerer  
mit einem Schwert;  
Arbeitstiefe bis  
80 cm; Kraftbedarf  
80 - 100 PS

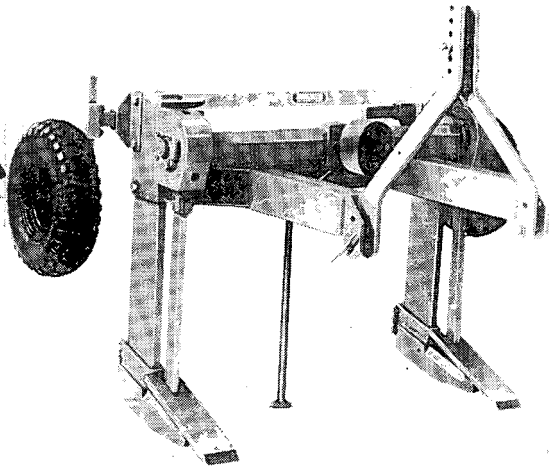


Abb.5

Wippscharlockerer mit zwei Schwertern;  
Arbeitstiefe bis 80 cm; Kraftbedarf  
120 - 150 PS

Im Jahre 1974 wurde der in Serie gebaute 2-armige Wippschar-lockerer erstmals mit einer Raupe kombiniert. Dabei zeigte sich erwartungsgemäß, daß die Zusammenstellung wegen der besseren Kraftübertragung des Kettenantriebs besonders vorteilhaft ist. Die noch vorhandenen Kraftreserven der eingesetzten 120 PS-Raupe gaben Anlaß zu der Konstruktion eines 3-armigen Lockerungsgerätes. Neu an diesem, mit einem Parallelogramm ausgestatteten Aggregat ist auch der hydraulische Antrieb der Lockerungsschare.

### Zu 3. Stechhublockerer

Die Weiterentwicklung der Wippschartechnik führte im Jahre 1975 zu dem Stechhublockerer, der mit seinem vorwärtsgetriebenen Lockerungsschar eine Kombination der Wipp- und Hubschwenkbewegung darstellt. Bei dieser Neukonstruktion verursachen zwei unter dem Lockerungsschar eingebaute zentralgeschmierte Gelenke im Zusammenwirken mit der angetriebenen Hubstange eine Vorwärts- und dann eine Wippbewegung, wodurch eine weitere Krafteinsparung von ca. 8-10 % erreicht wird. (3)

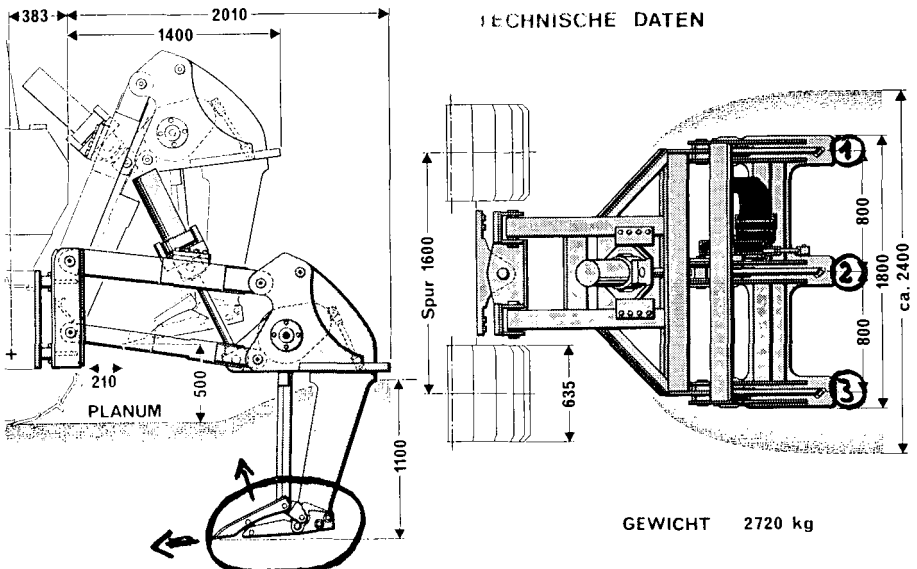


Abb. 7

Stechhublockerer mit 3 Schwertern und hydraulischem Antrieb; Arbeitstiefe bis 90 cm; Kraftbedarf 120 PS-Raupe (Baujahr 1975)

### Tiefendüngung und Verteilung des Düngers

Das Problem der Düngerverteilung wurde nach Versuchen mit Vorrichtungen zur mechanischen Verteilung, flüssigen Düngemitteln und Kompressoren schließlich durch den Einbau eines Wurfgebläses gelöst. Nachdem geeignete Staubbüngemittel knapp werden und die Notwendigkeit der Einmischung gekörnter Dünger- oder sperriger Stabilisierungsstoffe immer dringender wird, ist es nunmehr erforderlich, die Entwicklungsarbeiten fortzusetzen. Die ersten Schritte dazu sind getan. Zu gegebener Zeit soll über die Ergebnisse der Bemühungen berichtet werden.

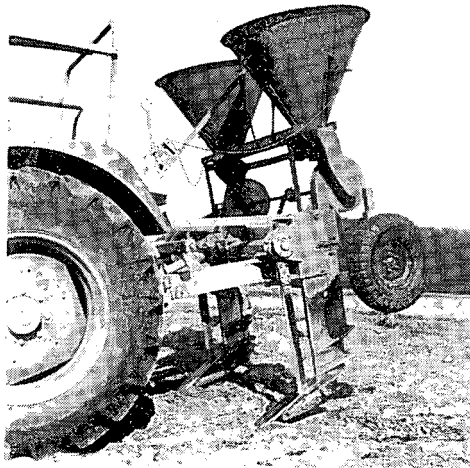


Abb.6

Gebläsedüngungsanlage (Wurfgebläse)  
auf Wippscharlockerer (zweiarmig),  
gute Verteilung bis 25 dz/ha bei  
übersetzender Fahrweise

### III. Zukünftige Arbeiten

Die weiteren Entwicklungsarbeiten konzentrieren sich nunmehr auf das neugeschaffene 3-armige Gerät. Geplant ist der Aufbau einer mit Chiselarmen ausgestatteten Tiefendüngungsanlage. Die Chiselarme sollen der Düngereinbringung und gleichzeitigen Verlagerung des aufgebrochenen Unterbodens

dienen, so daß das im "Ahrweiler-Meliorationsverfahren" vorgesehene "Lockern - Stabilisieren (Einmischen) - Verlagern" nunmehr in einem Arbeitsgang erfolgen kann.

Weitere Entwicklungsarbeiten betreffen den Umbau des mittleren Schwerter zur Durchführung der grabenlosen Dränung.

Aus dem 3-armigen Lockerungsaggregat soll schließlich mit Hilfe einer Vorrichtung zur Durchführung einer Zweietagenlockerung ein Gerät geschaffen werden, mit dem notfalls auch feuchtere Böden erfolgreich aufgelockert werden können. Die Entwicklung des 3-Schwerter-Aggregates ist wegen des Wegfalls der Zwischenlockerung und der damit verbundenen Bodenpressung ein erster Schritt dorthin.

#### Literaturnachweis

1. Schulte-Karring, H. "Die Untergrundlockerung in allgemeyndichten Böden und ihre Wirkung auf Boden und Pflanzenwachstum"  
Diss. Bonn 1957
2. Fa. Walterscheid,  
Lohmar Drehmomentkraftmessungen an Zapfwellen bei Einsatz von Hubschwenk- und Wippscharlockern (unveröffentlicht)
3. Fa. Kaelble/Mosbach Vergleichende elektronische Messungen bei Zugkraftversuchen (unveröffentlicht)



Beziehungen des Bodenlockerungseffektes  
zu Bodenaufbau und Klima.

von  
Borchert, H.\*

Die kombinierte Dränung wird als Bodenmeliorations-Verfahren laufend mehr durchgeführt. Die Sauger der systematischen Dränung werden dabei durch Erdrdrängänge und Lockerungsrinnen ersetzt. Man verfolgt mit der kombinierten Dränung einerseits eine Kostensenkung der durchzuführenden Bodenmelioration, andererseits die Verbesserung nicht nur des Wasserhaushaltes sondern des gesamten Gefüges des Bodens. Aufgrund von Rückschlägen und Mißerfolgen wird vermehrt nach den Grenzen der Anwendbarkeit der kombinierten Dränung gefragt.

In dem Zeitraum von 1963 bis 1975 wurden Untersuchungen der Lockerungserhaltung und damit der Anwendbarkeit der Tieflockerung auf meliorierten Flächen vorgenommen. Es waren insgesamt 38 Standorte auf folgendem Ausgangsgestein: alluviale Ablagerungen, Flugsand auf Muschelkalk, Löß, Rißmoräne, Albüberdeckungen, Buntsandstein, Muschelkalk, Grauwacke-Schiefer, Tonschiefer, Tertiärton, Amaltheenton, Keuperton, Juraton, Granit-Gneis und Basalt. Die seit der durchgeführten Tieflockerung bis zum Untersuchungstermin verflossene Zeit betrug zwischen 1 bis 16 Jahre. Zur Beurteilung der Lockerungserhaltung wurden mittels Stechzylinderproben aus dem Lockerungszentrum (40-50 cm) die Lagerungsdichte und die Porengrößenverteilung herangezogen. Die 128 Untersuchungstermine wurden aufgrund der von der EDV-Anlage gefundenen Verteilung in 3 Gruppen aufgeteilt:

1. Gruppe <3 Jahre, 2. Gruppe 3-6 Jahre und 3. Gruppe >6 Jahre. Da die rechnerischen Auswertungen noch weiterlaufen, wurden bisher die Bodenkennwerte Lagerungsdichte, Poren  $>10 \mu$  und Poren  $10-0,2 \mu$  herausgegriffen. Der Rechner deckt in der diagrammmäßigen Punkteverteilung der Einzelergebnisse eine klare ansteigende

\* Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau,  
8000 München 19, Menzinger Straße 54

Tendenz der Lagerungsdichte (Trockenraumgewicht) mit zunehmendem Alter der Tieflockerung auf. Die Poren  $>10 \mu$  nehmen von der 1. zur 2. Gruppe ab, bleiben dann in konstanter Höhe; indessen zeigen die Poren  $10-0,2 \mu$  über die Jahre eine anhaltende schwach abnehmende Tendenz.

Um den klimatischen Einfluß auf die Lockerungserhaltung zu erfassen, wurden die Niederschläge und die Frosttage (Tagesminimum unter  $0^{\circ}\text{C}$ ) der dem Untersuchungstermin vorangehenden 5 Monate den Bodenkennwerten gegenübergestellt. Aufgrund der rechnerisch ermittelten Verteilung wurden die Niederschläge in: 1. Gruppe  $<300 \text{ mm}$ , 2. Gruppe  $300-400 \text{ mm}$  und 3. Gruppe  $>400 \text{ mm}$ , sowie die Frosttage (FT) in: 1. Gruppe  $<40 \text{ FT}$ , 2. Gruppe  $40-80 \text{ FT}$  und 3. Gruppe  $>80 \text{ FT}$  unterteilt. Der Rechner fand eine eindeutige Abnahme der Lagerungsdichte mit zunehmendem Niederschlag, bei den Poren  $>10 \mu$  einen zuerst ansteigenden, dann gleichbleibenden Gehalt an diesen Poren mit wachsenden Niederschlägen. Die Poren  $10-0,2 \mu$  zeigen eindeutige Zunahme bei steigendem Niederschlag.

Die Beziehung Frosttage - Bodenkennwert ist nur eindeutig bei der Lagerungsdichte ersichtlich: mit zunehmender Anzahl Frosttage erhöht sich ebenfalls die Lagerungsdichte. Dagegen bleibt die Verteilung der Werte von den Poren  $>10 \mu$  und  $10-0,2 \mu$  bei steigender Anzahl Frosttage konstant. Der Einfluß der Niederschläge auf die Porenveränderungen im tiefgelockerten Boden ist somit gegeben, dagegen beeinflußt die Außentemperatur weit weniger die Geschehnisse im gelockerten Boden.

Tabelle 1: Verteilung der Tonmineralarten einiger Tieflockerungsstandorte

Nr.	Herkunft	Ton %	J <sub>A</sub>	M	V	W	J	K	Chl
14	Amaltheenton	66	0,42	-	14	18	25	<u>43</u>	-
11	Keuperton	66	0,36	-	9	-	73	-	14
30	Juraton	36	0,54	-	4	6	11	<u>79</u>	-
7	Basalt	43	0,75	<u>78</u>	-	-	17	5	-
6	Löß	16	0,37	-	3	10	73	8	6
2	Basalt	17	0,79	-	<u>24</u>	12	48	11	5

Die Untersuchung der Lockerungserhaltung ergab bereits im Feld beträchtliche Unterschiede zwischen den Standorten. War ein zunehmender Stein- oder Konkretionsgehalt grundsätzlich als günstig für die Lockerungserhaltung zu werten, so wirkte sich der weitere Feinerdeanteil in seiner bodenartlichen Zusammensetzung entscheidend auf die Lockerungserhaltung aus. Aufgrund der Kornanalyse von sämtlichen Standorten stellte der Tongehalt von 20% einen Schwellenwert dar, den man auf Tieflockerungsflächen nicht unterschreiten darf. In der Gruppe der sandigen Lehme liegen daher die fraglichen Grenzfälle.

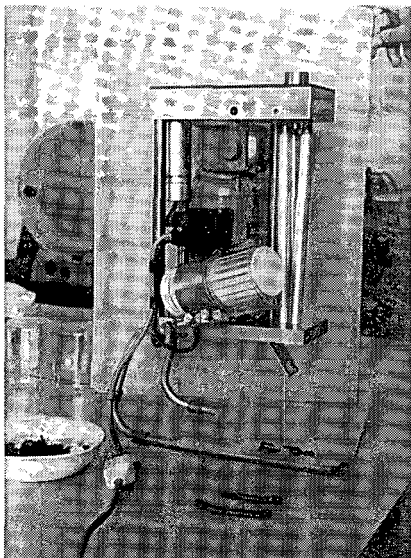


Abb. 1: Ausrollgrenzgerät

Anhaltende Lockerungswirkung wiesen auf: schluffiger Lehm, toniger Lehm, sandiger Ton und lehmiger Ton.

Im weiteren Verlauf der Untersuchungen stellte sich heraus, daß allein die Höhe des Tongehaltes nicht die Lockerungserhaltung beeinflusste. Der Wassergehalt und die Plastizität des Bodenspiels beim Tieflockern eine entscheidende Rolle, der Wassergehalt zum Lockerungstermin sollte möglichst in Nähe der Ausrollgrenze liegen. Bestimmt wurde das Wasser bei Ausrollgrenze mit dem Gerät der Firma Stump Bohr, Ismaning (Abb. 1), das Wasser bei Fließgrenze nach Casagrande mit dem Gerät der Firma Stenzel, Hamburg.

Die Plastizitätszahl ergibt sich als Differenz dieser beiden Wassergehalte (Abb. 2). Mit zunehmendem Tongehalt streuen die Plastizitätswerte stärker. Diese Streuung läuft weitaus parallel zur Streuung der Fließgrenzwerte, während die Werte der Ausrollgrenze weit weniger streuen und sich um den Wert 20 gruppieren. Die Fließgrenze erscheint somit weit wichtiger für die Plastizitätsaussage als die Ausrollgrenze.



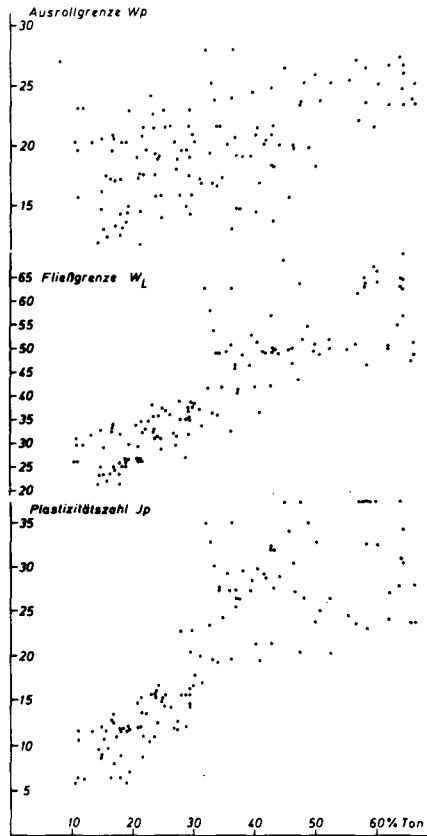


Abb.2: Ausrollgrenze, Fließgrenze und Plastizitätszahl der Standorte

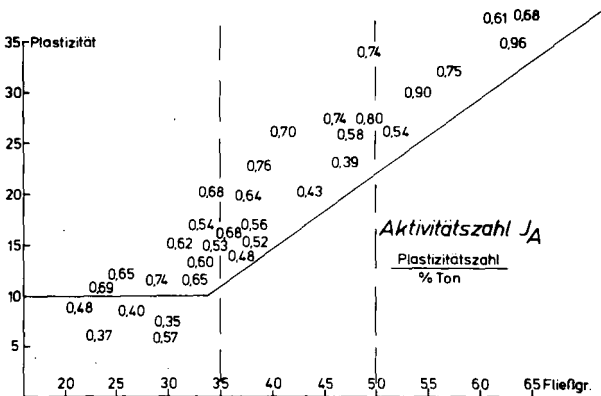
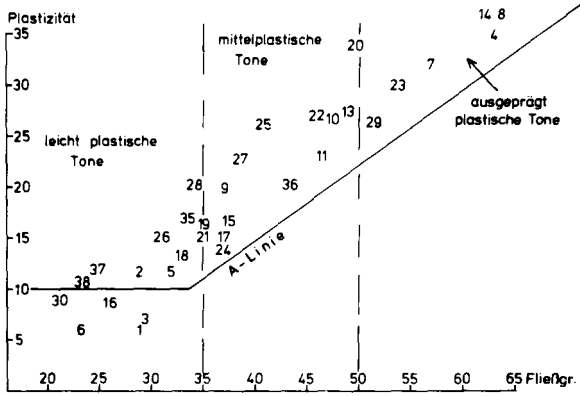


Abb.3: Plastizitätsdiagramm der Standorte

Die Tieflockerungsstandorte wurden auf ihre Plastizitätseigenschaften hin untersucht und die ermittelten Werte in ein Plastizitätsdiagramm eingetragen (Abb. 3). Die Standorte unterhalb der A-Linie nach Casagrande wiesen bereits nach einem Jahr keine Lockerungserhaltung mehr auf. Aber auch der Standort 36 und 11 sowie 8 mit hohem Tongehalt zeigten schlechten Lockerungserfolg. Die Bestimmung der Ca-Belegung als mögliche Erklärung der Gefügebildung brachte keine Hinweise. Dagegen gab die Errechnung der sog. Aktivitätszahl  $J_A$  (Plastizitätszahl : Tongehalt) neue Aufschlüsse über die Eigenschaften des Tonmaterials (Abb.3). Die Standorte mit niedriger Aktivitätszahl wiesen auch schlechte Lockerungserhaltung auf. Wo die Gruppierung vorgenommen werden sollte, ist im Augenblick noch nicht mit Sicherheit zu entscheiden.

Die Bedeutung der Toneigenschaft für die Lockerungserhaltung und damit die Erklärung für die Streuung der Fließgrenzwerte trotz gleichen Tongehaltes zeigte eine röntgenographische Untersuchung der Tonfraktion  $<2\mu$  von einigen Standorten (Tabelle 1: Montmorillonit (M), Vermikulit (V), Wechschelschichten Vermikulit-Illit (W), Illit (J), Kaolinit (K) und Chlorit (Chl)). Je mehr quellfähige Tonminerale mit weiten Schichtabständen vorliegen, desto höher war die Aktivitätszahl und umso besser die Lockerungserhaltung. So wies z.B. der Standort 30 mit der Aktivitätszahl 0,54 und einem Kaolinitanteil von 79% eine schlechte Lockerungserhaltung auf, der Standort 7 mit ähnlichem Tongehalt aber höherer Aktivitätszahl (0,75) und einem Montmorillonitanteil von 78% dagegen eine gute Lockerungswirkung. Hieraus wird deutlich, daß auch bereits das geologische Ausgangsgestein über die Lockerungserhaltung entscheidet.

Die Entwicklung meliorierter Böden

von

Kuntze, H.\*

Ziel jeder Melioration ist die nachhaltige Standortverbesserung, die durch eine einmalige, meist tiefgreifende kulturtechnische Maßnahme angestrebt und als Funktion der Zeit (t) über den Mehrertrag und die Abnahme des Aufwandes ertragsbeeinflussender Faktoren als Energiegewinn (E) gemessen wird. Diese Beziehung ( $y = \int E \cdot t$ ) ist über die Jahre(n) keineswegs linear, im Idealfall exponential. Dann stellt sich im Laufe der durch den kulturtechnischen Eingriff ausgelösten Prozesse im Boden ein neues dynamisches Gleichgewicht mit neuem relativ konstanten höheren Ertragsniveau (Klimaxstadium) ein, ohne daß dieses immer mit genügend gesicherten Änderungen von Bodeneigenschaften bestätigt wird. Bisher wird die Meliorationswürdigkeit eines Bodens dann unterstellt, wenn nach Kosten-Nutzenanalyse der diskontierte Meliorationsaufwand innerhalb einer möglichst kurzen Zeit durch Mehrertrag und Aufwandsminderung (Energiegewinn) wiedergewonnen wurde. Zur Ermittlung der Meliorationswirkung dienen entsprechende Feldversuche. Sie werden meist dann abgebrochen, wenn die Summe der monetären jährlichen Meliorationserfolge den finanziellen Aufwand für die kulturtechnische Maßnahme übertrifft - ungeachtet der weiteren Entwicklung von Bodeneigenschaften sowie Ertrag. So kann es durchaus vorkommen, daß nach sehr guten, allein für die Erfolgsrechnung berücksichtigten Anfangsjahren einer Melioration, die ursprüngliche positive Meliorationswirkung in negative Richtung umschlägt. Wenn dann nicht geeignete Gegenmaßnahmen wie z.B. Wiederholung des ursprünglichen Eingriffs oder ihm unterstützende, ergänzende andere kulturtechnische Maß-

\*

Nieders.Landesamt für Bodenforschung, Außeninstitut für Moorforschung und angewandte Bodenkunde, 28 BREMEN, Friedrich-Mißler-Str. 46-48

nahmen ergriffen werden, kann daraus ein ungünstigerer Standort als vor der Melioration resultieren. Diese Darlegung zwingt zu 2 Schlußfolgerungen:

- 1.) zur abschließenden Beurteilung einer Melioration im Hinblick auf die nachhaltige Standortsverbesserung werden entsprechende Feldversuche häufig zu kurzfristig ausgewertet.
- 2.) Wir wissen bisher noch zu wenig über die langfristige Wirkung von Meliorationen, d.h. über die Entwicklung meliorierter Böden.

Nach den zu diesen Fragestellungen bisher vorliegenden Publikationen verläuft die postmeliorative Bodenentwicklung bei einer Gruppe von Böden mit zunehmender Verbesserung, bei einer 2. Gruppe sind nur anfangs, häufig spektakuläre Erfolge zu verzeichnen, die sich jedoch nur vorübergehend halten und dann zu Mißerfolgen umschlagen. Unter der Voraussetzung, daß ein den vorhandenen Bodeneigenschaften angepaßtes Verfahren eingesetzt wurde, also z.B. das von der Durchlässigkeit und Stratigraphie bestimmte optimale Dränverfahren nach Abstand und Tiefe angewendet wurde und seine Funktion erhalten bleibt, sind in ihrer bisherigen Entwicklung durch ständig hohes Grundwasser beeinflusste, im humiden Klima also entwicklungsgehemmte Mineralböden zur ersten Gruppe der entwicklungsfähigen Böden zu zählen. Entkalkte, lessivierte oder gar podsolierte, also degradierte Böden werden zur Beseitigung der sie charakterisierenden Staunässe heute vorzugsweise durch Tiefumbruch oder Tieflockern zu verbessern versucht. Sie neigen zur Wiederverdichtung vor allem dann, wenn ihre Regradierung nicht durch entsprechende Komplex- und Folgemeliorationen wie Bedarfsdränung, Meliorationsdüngung, biologische Unterbodenerschließung wirksam unterstützt wird (Schmid et.al.).

Wenn man versucht, dieses unterschiedliche Verhalten meliorierter Böden bodenkundlich zu deuten, so dürften Bodentyp und Substrateigenschaften - insbesondere während der Durchführung von kulturtechnischen Eingriffen - besonders zu beachten sein. Das Problem ist also äußerst vielschichtig. Hier kann zunächst nur in grober

Vereinfachung ein Vorschlag zur Unterscheidung in die 2 Hauptgruppen der entwicklungsgehemmten und degradierten Böden zur Diskussion gestellt werden. Es wird eine Anlehnung an die von der modernen Bodengenetik allerdings nicht mehr sonderlich beachteten Vorstellung Görtz's versucht.

In Anlehnung an den Görtz'schen Halbkreis könnte aus der Sicht des Meliorationswesens um in ihrem Leistungsoptimum befindliche Böden gehemmte und degenerierte Böden je nach ihrem Entwicklungsgrad angeordnet werden (s. Abb. 1). Im Fall der entwicklungsgehemmten Böden käme es also darauf an, diese Sperre, z.B. den zu hohen Grundwasserstand, zu beseitigen und die Entwicklung fördernd zu korrigieren. Bei degenerierten Böden ist die bisherige Bodenentwicklung, die zu starke Profildifferenzierung, durch völlige Profillumkehr, z.B. Tiefumbruch von Podsolen und Parabraunerden aufzuheben. Je vollständiger diese Reegradierung gelingt, umso näher kommen diese Böden wieder ihrem ursprünglichen Leistungsoptimum und umso geringer ist die Gefahr, daß die postmeliorative Bodenentwicklung wieder aus dem Bereich des Leistungsoptimums herausführt.

Langfristig ist vor allem die Ertragsbildung meliorierter Böden (s. Abb. 2) als ein Kriterium ihrer Entwicklung anzusehen. Danach ist im Fall der bisher wenig entwickelten, durch geeignete kulturtechnische Maßnahmen jedoch geförderten Böden (a) eine mit der Zeit ausklingende Wirkung mit Erreichen ihres neuen Klimaxstadiums anzunehmen. Jährliche, witterungsbedingte Ertragschwankungen sind hier zu vernachlässigen. Bei regradierten Böden (b) besteht immer die Gefahr, daß anfangs sogar noch bessere Meliorationswirkungen bald nachlassen, dann muß möglichst vor einer neuerlichen Degeneration eine 2. Melioration einsetzen, die verfahrenstechnisch verschieden von der 1. Maßnahme sein kann, in ihrer Wirkung nicht nur länger anhält wie die 1., sondern auch insgesamt bessere Resultate zeigt. Bei einer 3. Folgemelioration wären Wirkungszeitraum und Ertragsverbesserung sicher noch günstiger. Ein gutes Beispiel dieses Ablaufs ist die Wirkung der Maulwurfdränung in stau- bzw. haftnassen Böden. Die 1. Melioration ist häufig nicht ganz befriedigend.

Man ist geneigt, diese Maßnahme als zur Verbesserung solcher Böden ungeeignetes Verfahren abzutun. Doch bei Wiederholung zeigen

sich überraschend bessere Ergebnisse (Blümel, Neuhaus). Bei anderen Unterbodenmeliorationsverfahren, wie z.B. die Unterbodenlockerung, sind Aussagen über die Wirkung häufig widersprüchlich. Kopp unterscheidet geologisch und genetisch verdichtete Unterböden in ihrem Lockerungserfolg. Nur den nicht im Gleichgewicht mit den derzeitigen Umweltverhältnissen stehenden, sondern ältere Substrat-Alter-Klima-Kombination zuzuordnenden Graulehmpseudogleyen werden nachhaltige Bodenverbesserungsmöglichkeiten bei fachgerechter, tiefgreifender Bearbeitung eingeräumt. Dagegen werden von Schröder an unterschiedlich alten tiefgelockerten Pseudogleyen des gleichen Untersuchungsgebietes bodenphysikalisch keine signifikanten Bodenverbesserungen gemessen. Wenn man sich nach dem Schema der Abb. 2 orientiert, sind eben Aussagen über dieses Meliorationsverfahren, das die Gefahr der Wiederverdichtung einschließt, solange nicht möglich, wie nicht über größere Zeiträume auch Folgemeliorationen einbezogen worden sind. Moorböden sind in ihrer Entwicklungsdynamik (Sackung, Torfschwund) und Zwang zu Folgemeliorationen ein gutes Beispiel für den hohen Bodenerhaltungsaufwand nach Meliorationen (Kuntze, 1972 a). Für Sandmischkulturen, die nach Tiefumbruch von wurzelechten Hochmooren über fossilen Podsol-Gleyen entstehen, konnten wir über einen Beobachtungszeitraum seit 1937 den Ertragsverlauf begleitende bodenkundliche Prozesse der Setzung, Homogenisierung und Humifizierung mit einem wachsenden Kalkbedarf feststellen (Kuntze, 1972 b, Feige, 1974). Z.Zt. überprüfen wir, ob als Folgemelioration eine allmählich oder sofortige Krümenvertiefung zu weiterer Standortverbesserung führt. Die unterschiedliche Stabilisierung des Bodengefüges nach Meliorationen kann dabei zu Kennzeichnung differenzierter anthropogener Bodenentwicklung dienen.

Ziel dieser Ausführungen ist es, für die weitere Arbeit der Kommission VI Anregungen zu geben. Nachdem es durch die Fortschritte bodenphysikalischer Methoden und Erkenntnisse gelungen ist, die Ursachen leistungsbehindernder Bodeneigenschaften zu differenzieren und daraus den jeweiligen Meliorationsbedarf der Böden, neue Methoden und die Meliorationsfähigkeit der Standorte abzuleiten, sollten wir uns zukünftig mehr auf die langfristigen Veränderungen meliorierter Böden und ihre Entwicklung fördernde

Folgemeliorationen bzw. Maßnahmen der Bodenerhaltung und -pflege konzentrieren. Mit meliorativer Bodenbearbeitung ist der wiederholte, ggf. weniger aufwendige kulturtechnische Eingriff treffend umschrieben.

### Zusammenfassung

Meliorationsbedürftig sind a) in ihrer Entwicklung gehemmte und b) degradierte Böden.

Ziel jeder Melioration ist die nachhaltige Standortverbesserung. Die darin angesprochene weitere Entwicklung derartig stark anthropogen beeinflusster Böden verläuft in beiden Fällen unterschiedlich. In ihrer Entwicklung gehemmte Böden steuern nach Beseitigung von Hemmfaktoren relativ schnell ihrem Klimaxstadium zu. Regradierte Böden dagegen neigen dazu, z.B. trotz Profilumkehr wieder zu degradieren. Das macht wiederholte, die Bodenentwicklung unterstützende Folgemaßnahmen erforderlich.

Die Darstellung der Entwicklung meliorierter Böden und Erarbeitung bodentechnologischer Parameter für den termingerechten Einsatz sekundärer Meliorationshilfen für die Bodenerhaltung sollte für Kommission VI gemeinsam mit anderen Kommissionen Gegenstand zukünftiger Arbeitstagen sein.

### Literatur

- Blümel, F.: Bodengefügeveränderungen durch Maulwurfdränung. Oesterr. Wasserwirtschaft, 8., 313-319, 1956
- Feige, W.: Zum Ertragspotential von Sandmischkulturböden in Abhängigkeit von Alter, Humusgehalt und Kalkversorgung. Landw. Forschung, 30./II.Sonderheft, 178-185, 1974
- Kopp, E.: Die Aussage bodengenetischer Kriterien zur Frage der Funktion und der Erhaltungsdauer der meliorativen Untergrundlockerung in Pseudogleyen. Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, 13., 272-278, 1972
- Kuntze, H.: Rekultivierung gealterter Moorkulturen. Telma 2., 109-117, 1972a
- Kuntze, H.: Die Torfkomponente in der Bodenbildung aus Sandmischkulturen. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., 15., 155-162, 1972 b



- Neuhaus, H.: Ergebnisse eines 12jährigen Drän- und Meliorationsdüngungsversuches auf Brackmarsch. Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, 16., H.4, 1975
- Schmid, G., H. Borchert u. H. Weigelt: Bodenmelioration durch Tiefendüngung und Tiefenlockerung mit Ausgleichsdüngung. Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, 13., 354-372, 1972
- Schröder, D.: Auswirkungen von Lockerungsmaßnahmen auf das Bodengefüge von Pseudogleyen. Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde, H.2, 197-208, 1975

Abb. 1

# Schema der Entwicklung meliorierter Böden

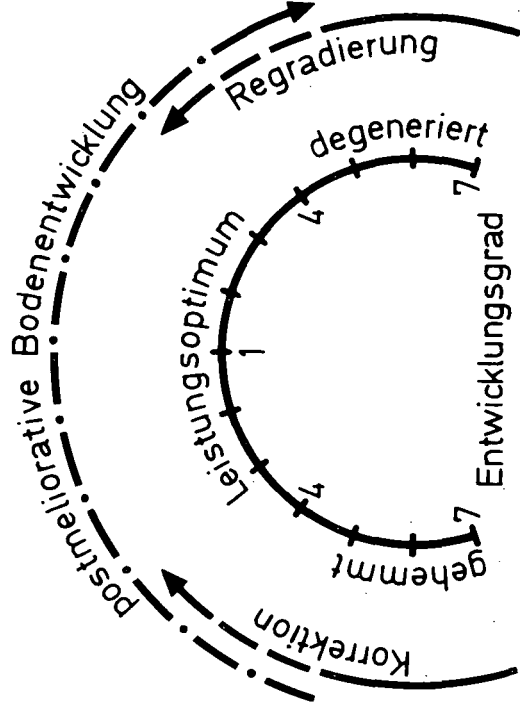
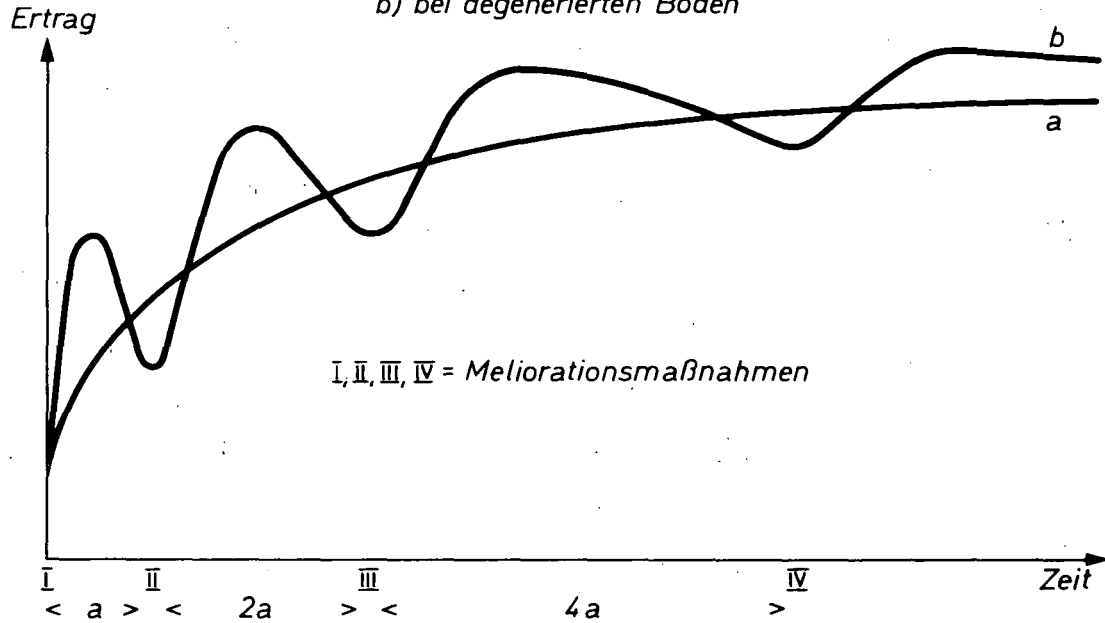


Abb. 2

## Ertragsbildung meliorierter Böden

a) bei wenig entwickelten Böden

b) bei degenerierten Böden



Oxidativer Torfverzehr im Niedermoor in Abhängigkeit von Ent-  
wässerung, Nutzung und Düngung

von

R. Eggelsmann und R. Bartels\*

1. Einleitung

Es ist bekannt, daß der Ackernutzung von Moorböden ein oxidativer Torfverzehr auftritt. Er ist bei Niedermoor größer als bei Hochmoor. Absolute zuverlässige Zahlenwerte über den oxidativen Torfverzehr gibt es nur wenige, da er vor allem in der Anfangsphase von der entwässerungsbedingten Moorsackung überlagert und verdeckt wird.

Im Großen Bruch bei Jerxheim, Kreis Helmstedt, das von 1957 - 1962 melioriert wurde (vergl. SCHERRET, 1960), wurden von uns 1962 zwei Versuchsfelder angelegt, die seitdem intensiv ackerbaulich genutzt werden.

Das das Große Bruch bereits seit der Mitte des 18. Jahrhunderts entwässert und als Grünland genutzt, ferner die Moormächtigkeit verhältnismäßig gering ist, sind die Versuchsflächen nach erneuter Melioration nicht mehr gesackt. Der durch wiederholte Nivellements gemessene Höhenverlust der Moorflächen ist daher der oxidative Torfverzehr, verursacht durch chemischen und mikrobiellen Abbau der Huminstoffe in der Krume.

2. Örtliche Verhältnisse

Das Große Bruch ist ein typisches Niedermoor, das sich in einer Länge von mehr als 30 km von Horneburg im Westen bis nach Oschersleben (DDR) erstreckt. Es hat eine Breite von 1-2 km. Hauptvor-

---

\* Nieders. Landesamt für Bodenforschung - Außeninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde, 28 Bremen 1, Friedrich-Mißler-Str. 46 - 48

fluter ist der Große Graben (=Staatsgrenze zur DDR), der in die Bode entwässert. Die Talflächen liegen auf + 80 m N.N., das umgebende Gelände (Schwarzerden und degradierte Schwarzerden) steigt bis auf + 160 m N.N. an.

Die mittlere Jahrestemperatur (Helmstedt) beträgt 8,4 °C (Jan. -0,2 °C, Juli 17,3 °C), der mittlere Jahresniederschlag 540 mm (HOFFMEISTER, 1930; Dt. Wetterdienst 1960).

Seit 1960 wird das 1300 ha große Verbandsgebiet durch ein Schöpfwerk mit entsprechenden Vorfluter entwässert, und es ist durch befestigte Wirtschaftswege erschlossen. Bis 1960 herrschte hier Grünland vor, heute wird 80 % des Verbandsgebietes ackerbaulich genutzt (vgl. a. KUNTZE & LEISEN, 1970)

### 3. Moorstratigraphie

Das Niedermoor ist von Sand und Lehm bis Ton unterlagert. Das Moorprofil ist durch Schilf-, Seggen/Laubmoos- und Erlenbuchtorfe aufgebaut, die überwiegend stark bis sehr stark zersetzt sind. Örtlich und schichtmäßig treten auch Kalk-, Algen- und Tonmudde (-Gyttja) auf. In allen Torf- und Muddelagen kommen fossile Süßwassermuscheln (Conchylien) vor (BADEN & EGGELSMANN, 1956).

### 4. Untersuchungen

#### 4.1. Feld

Auf zwei von 1962 bis 1968 betriebenen Feldversuchsflächen wurden 1962 und 1974 im gleichen System die Geländeordinaten im 10 x 10m Netz höhenmäßig vermessen. Eine statistische Analyse ergab nahezu Normalverteilungen. Die Differenzen der Höhenordinaten 1962 - 1974 wurden auf je einen Lageplan übertragen, der damit flächenmäßig den Höhenverlust wiedergibt.

Von 1963 bis 1965 wurden auf beiden Versuchsflächen in unfilterten Rohrflächbrunnen der Grundwasserstand des Niedermooses in etwa zweiwöchigem Abstand gemessen. Über die Ergebnisse der landwirtschaftlichen Feldversuche wird anderenorts berichtet.

#### 4.2. Labor

Im Jahre 1962 wurden auf beiden Versuchsflächen die Substanz-, Wasser- und Luftvolumina analytisch bestimmt, ferner der pH-Wert und der Gehalt an  $\text{CaCO}_3$  und an Mineralischem.

Im Jahre 1974 wurden die Gehalte an Mineralischem sowie an C und N in der organischen Substanz analysiert.

#### 5. Diskussion der Ergebnisse

Alle Ergebnisse sind zahlenmäßig zusammengefaßt, und zwar nach Zeitraum und Versuchsflächen getrennt (Tab.1).

Die chemischen Analysendaten (pH,  $\text{CaCO}_3$ , C, N, C/N) sind für beide Moorflächen sehr ähnlich; sie weisen die Krume dieses Niedermoores als kalk- und stickstoffreich aus, die organische Substanz ist nahezu völlig zersetzt, das C/N-Verhältnis ist relativ günstig.

Die Versuchsfläche Vo. weist mit 32 cm einen beträchtlich größeren absoluten Höhenverlust auf als Do. mit 19 cm. Da eine Moorsackung infolge Entwässerung für den gleichen Zeitraum auszuschalten ist, ergibt sich ein oxidativer Torfverzehr von 2,7 bzw. 1,6 cm/a. Auf der Vo.-Fläche wurde 1962/68 ein N-Versuch durchgeführt. Der auf den Parzellen mit und ohne N-Düngung getrennt ermittelte Torfverzehr von 2,8 cm/a (-N) und 2,6 cm/a (+N) ist statistisch nicht gesichert. Die sich hier andeutende Tendenz ist allerdings aufschlußreich und sollte Anlaß zu weiteren Untersuchungen in dieser Richtung sein.

Das Grundwasser in der Vo.-Fläche stand um 0,6 m bis 1,0 m tiefer unter Flur als in der Do.-Fläche, analog war hier die Bodenfeuchte (1962) in der Krume um 10 Vol.-% höher. Flacheres Grundwasser und höhere Bodenfeuchte haben also den oxidativen Torfverzehr um etwa 40 % verringert.

Vergleicht man die Gehalte an Mineralischem von 1962 mit 1974, so ergibt sich auf beiden Flächen ein deutlicher Anstieg.

Mittels der (1974) in der Krume (0-20 cm) ermittelten Gehalte an C und N in der organischen Substanz (Tab. 1) kann mit Hilfe

Tabelle 1

Untersuchungsergebnisse der Versuchsflächen Jerxheim im Großen Bruch (Kreis Helmstedt)

Jahr	Art	Untersuchungsergebnisse	
		Dimension	Versuchsfläche Vo. Do.
1962/74	Höhenverlust	cm	32 19
1962/74	Torfverzehr	cm/a	2,8 (-N) 2,6 (+N) 1,6
1963/65	Grundwasserstand MW (unter Flur) Wi MW So MW	cm	129 65 74 37 184 83
1962	Substanzvol. 0-20 cm Wasservolumen Luftvolumen	Vol.-%	29 28 52 62 19 10
1962	pH (KCl) CaCO <sub>3</sub>	% (TS)	7,2 7,1 22,9 5,6
1962 1974	Mineralisches	% (TS)	39,2 47,4 54,4 64,7
1974	C (der org. Subst.) N (der org. Subst.) C/N-Verhältnis	% % -	53,4 54,7 3,9 4,1 13,7 13,3

der bekannten Bodenraumgewichte (tr.) der in 12 Jahren eingetretene Verlust an C und N überschläglicb berechnet werden (Tab. 2).

Tabelle 2

Verlust an C und N im Niedermoor infolge Ackerbaues (1962/74)

Fläche	Gesamtverlust t/ha		Jährlicher Verlust t/ha.a	
	C	N	C	N
Vo.	1015	40	85	3,3
Do.	520	21	43	1,8

Der jährliche Verlust an organischer Substanz von 40.000 bis 80.000 kg/ha ist außerordentlich hoch. Er kann durch keinerlei organische Düngung ausgeglichen werden. Je nach Moormächtigkeit führt dieser oxidative Torfverzehr auf lange Sicht zu einem vollständigen Abbau des Niedermooses (vgl. DÖMSÖDI, 1974).

Eine gewisse Menge an Humus dürfte auch durch Winderosion verloren gegangen sein, die im Frühjahr bei unbedecktem Boden auftreten kann (vgl. SCHEFFER & BARTELS, 1974), sie ist auch aus dem Donaumoos bekannt (HILPOLTSTEINER, 1959).

Durch den hohen Abbau der organischen Substanz werden vorwiegend durch mikrobielle Oxidation jährlich 2.000 bis 3.000 kg/ha N mineralisiert oder in gasförmige N-Verbindung überführt. Der mineralisierte Stickstoff kann durch Kulturpflanzen nicht verwertet werden. Über die N-Dynamik dieses Standortes wurde kürzlich bereits berichtet (SCHEFFER & BARTELS, 1974). Sie führt u.a. durch  $\text{NO}_3^-$ -N Auswaschung im Dränwasser zu einer gewissen Eutrophierung der Oberflächengewässer.

Vergleicht man den hier ermittelten oxidativen Torfverzehr von 2-3 cm/a mit den aus anderen europäischen Niedermooren, so ist er höher als der aus bayerischen Niedermooren (= 1 cm/a) nach ANGERMAIER (1951) und HILPOLTSTEINER (1959) und geringer als der von Niedermoorulturen in der Ukraine (THOMAS, 1959) und Ungarn (TOTH, 1975), wo bis zu 5 cm/a gemessen wurden. Für beackerte



Niedermoore im Havel- und Rhinluch bei Berlin wurden von JANNER (1960) ebenfalls 3cm/a erwähnt, weitere Literatur vgl. EGGELSMANN, 1960.

### 6. Ausblick

Der oxidative Torfverzehr bei fortdauernder Ackernutzung von Moorkulturen ohne Mineralboden — Überdeckung ist von großer praktischer Bedeutung. Zusammen mit der entwässerungsbedingten Moorsackung führt er zu einem ständigen Höhenverlust und kann — über kurz oder lang — damit die erforderliche Vorflut gefährden.

Unter der Annahme, daß bei einem Gehalt in der Krume an Mineralischem >80 Gew.-% der oxidative Torfverzehr sich einem Minimum nähert, hat SEGEBERG (1962) ein rechnerisches Verfahren entwickelt, wonach der maximal mögliche Höhenverlust bei fortdauernder Ackernutzung ermittelt werden kann.

Aufgrund profilmäßiger Bodenanalysen ergeben sich danach die folgenden Werte (Tab. 3):

Tabelle 3

Bei künftigen Ackerbau infolge Torfverzehr noch zu erwartender Höhenverlust im Niedermoor und Zeitraum

Fläche	künftiger	
	Höhenverlust cm	Zeitdauer Jahre
Vo.	80 - 90 cm	30
Do.	30 - 35 cm	20

In etwa 30 Jahren ist danach auf der Vo.-Fläche die noch vorhandene Torfmächtigkeit von 80 - 90 cm "fortgeackert", auf der Do.-Fläche beträgt der Zeitraum rund 20 Jahre für 30 - 35 cm Moormächtigkeit.

### Zusammenfassung:

Für Niedermoor - Schwarzkulturen mit intensiver Ackernutzung wurde der oxidative Torfverzehr mit 2-3 cm/a ermittelt, das ent-

spricht einem jährlichen Humusabbau von 40.000 - 80.000 kg/ha und einer jährlichen Stickstoffumwandlung von 2.000 - 3.000 kg/ha in der Krume. In etwa 20 - 30 Jahren dürfte auf den beiden untersuchten Niedermoorflächen die Resttorfmächtigkeit von 4-9 dm nahezu völlig abgebaut sein.

### 8. Angeführte Literatur

1. ANGERMAIER, L. 1951: Bodenschwund und Sackung im Donaumoos. Mitt. f. Moor- und Torfwirtschaft 1. S. 58-64, München.
2. BADEN, W. & R. EGGELSMANN, 1956: Gutachten zur geplanten Melioration im Großen Bruch bei Helmstedt aufgrund der Moorkartierung, Staatl. Moor-Versuchsstation Bremen (Manuskript).
3. Deutscher Wetterdienst, 1960: Mittlere Niederschlagssummen (mm) für die Bundesrepublik Deutschland. Selbstverlag Dt. Wetterdienst Offenbach a.M..
4. DÖMSÖDI, J. 1974: Einfluß der Trockenlegung auf die Torfmoorböden im Hanság-(Wasen-)Becken. (orig. ungar.) Agrokéma és Talajtan, 23. S. 445-460, Budapest.
5. EGGELSMANN, R. 1960: Über die Höhenänderungen der Mooroberfläche infolge von Sackung und Humusverzehr sowie in Abhängigkeit von Azidität, "Atmung" und anderen Einflüssen. Mitt. Moor-Versuchsstation Bremen, 8. Ber. S. 99-132, Verlag Parey Hamburg.
6. HILPOLTSTEINER, L. 1959: Grundsätzliches zur landwirtschaftlichen Nutzung extremer Standorte, insbesondere organischer Böden in Bayern. Mitt. f. Landkultur, Moor- und Torfwirtschaft. 7. S. 1-17, München.
7. HOFFMEISTER, J. 1930: Das Klima Niedersachsens. Wirtschaftswiss. Ges. z. Studium Niedersachsens, Reihe 3, Heft 6, Hannover.
8. JANNER, A., 1960: Persönl. Mitteilung über den Torfverzehr (1926/36) im kalk- und stickstoffreichen Torf der Niedermoor-Versuchswirtschaft Teufelshof.
9. KUNTZE, H. & E. LEISEN, 1974: Zur Kalidynamik der Catena L6B-Niedermoor. Landw. Forschung, 25./I. S. 128-140, Frankfurt a.M..
10. SCHEFFER, F. & R. BARTELS, 1974: Die N-Dynamik eines Niedermoorbodens und ~~eines Niedermoorbodens~~ und seine Beeinflückung. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 20. S. 425-434, Göttingen,

11. SCHERRET, E. 1960: Wasser- und Bodenverband Großes Bruch. - Die Melioration und das Programm der Folgeeinrichtungen. Selbstverlag Watenstedt-Braunschweig.
12. SCHUCH, M., 1974: Die Bedeutung und Wasserregulierung bayrischer Moore in Vergangenheit und Gegenwart. Intern. Symposium der IMTG, Sektion III, S. 297-313, Eberswalde.
13. SEGEBERG, H., 1962: Vorausberechnung der auf Moorkulturen durch den Schwund von Torfsubstanz zu erwartenden Höhenverluste. Z. f. Kulturtechnik, 2. S. 356 - 367, Berlin.
14. THOMAS, J. 1959: Ergebnisse einer Studienreise in die UdSSR. Wasser und Boden, 11. S. 102 - 109, Hamburg.
15. TOTH, A., 1975: Persönliche Mitteilungen über Torfverzehr beim Ackerbau auf kalk- und stickstoffreichem Niedermoor am Balaton/Ungarn. Univ. für Agrarwiss. Keszthely.

Erosionsschutz in fränkischen Weinbergen.

von

Schuch, M. und F. Jordan +

- 1.1. Das Problem der Erosion in steilen Weinberglagen in unserem Klimabereich ist so alt wie der Weinbau selbst. Schon früh begegnete man dieser Erscheinung durch <sup>er</sup>trassenförmige Anlage der Rebkulturen. Die hierbei errichteten zahlreichen Stützmauern wurden zu einem charakteristischen Landschaftselement in Weinberglagen. Bodenbearbeitung und Pflege der Reben erfolgte von Hand. Die Mauern stellten kein Hindernis dar.
- 1.2. Mit dem Ersatz der menschlichen und tierischen Kraft in Landwirtschaft und Weinbau änderten sich die Verhältnisse grundlegend. Die jahrhundertealten Mauern behinderten den Maschineneinsatz, ja machten ihn unmöglich. So wurden, wie allerorts in Weinbergen, auch im fränkischen Weinbau im Zuge kostspieliger Flurbereinigungsverfahren die Stützmauern weitgehend entfernt, steile Hänge möglichst etwas abgeflacht, zeitgerechte Wirtschaftswege angelegt und Maßnahmen des landwirtschaftlichen Wasserbaus vorgenommen. Bei Starkniederschlägen blieb die Erosion nicht aus. Neben häufigen Oberflächenerosionen besonders in frisch umgelegten Weinbergen, vernichtete manchmal Tiefenerosion langwierige und mühsame Baumaßnahmen.
- 2.1. Die Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau legte gemeinsam mit der Bayer. Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau mit tatkräftiger Unterstützung des zuständigen Wasserwirtschaftsamtes und der Flurbereinigungsdirektion auf Anregung des Bayer. Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1970 einen Versuch an, der in erster Linie erosionshemmende Stoffe testen sollte. Gleichzeitig sollen diese Maßnahmen dem Wiederaufbau einer bio-

---

+ Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau,  
D 8 München 19, Menzinger Straße 54

- logisch tätigen Bodenkrume mit beständiger Struktur dienen.
- 2.2. Nach langem Suchen für einen geeigneten Standort fiel die Wahl auf die Muschelkalkweinberglage "Scharlach" in der Gemeinde Thüngersheim, Landkreis Würzburg. Die Flächen sind Staatseigentum und werden von der Bayer. Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau bewirtschaftet. Die ordnungsgemäße Pflege der Anlage mit zeitgerechten Mitteln und Geräten war somit sichergestellt.
- 2.3. Die Rebzeilen des Versuches haben eine Länge von 38,6 m, ihre Breite beträgt im Durchschnitt 1,5 m und entspricht somit der künftig überall angestrebten Zeilenbreite. Das Gefälle der Zeilen ist im Mittel 50,7 ‰. Die Flurbereinigung im Bereich Scharlach, einem Seitenmaintal zwischen den Orten Veitshöchheim und Thüngersheim, wurde wenige Jahre vor Versuchsbeginn durchgeführt. Die Versuchszeilen liegen oberhalb einer der wenigen Stützmauern neben einem Weg mit südwestlicher Exposition.

Die Versuchsanlage umfaßt sechs Versuchsglieder:

- |                           |                             |
|---------------------------|-----------------------------|
| 1. unbehandelt            | 4. Torf aus Norddeutschland |
| 2. Abdeckung mit Stroh    | 5. Torf aus Süddeutschland  |
| 3. Müllklärschlammkompost | 6. Dauerbegrünung           |

Die Abdeckung mit Stroh muß aus Gründen der Brandgefahr leicht eingearbeitet werden. Die Varianten 4. und 5. wurden aufgenommen, da bekannt ist, daß in der Regel der auf dem Markt befindliche, meist wenig zersetzte Düngetorf aus Norddeutschland nur etwa halb soviel organische Substanz besitzt als der stärker zersetzte Düngetorf aus Süddeutschland.

- 2.4. Die Erosionsschutzmeßanlage selbst besteht aus sechs Leit-  
rinnen und sechs Auffanggefäßen mit jeweils nahezu 4 m<sup>3</sup>  
Inhalt (s. Lageplan Abb. 1). Aus Platzgründen wurden je-  
weils 2 nebeneinanderliegende Zeilen beobachtet, dann  
folgen zwei unbeobachtete Zeilen, dann wieder zwei beob-  
achtete usw. Die beobachteten Zeilen wurden durch Begren-  
zungsbretter gegenseitig abgetrennt. Das abfließende Wasser  
und das Erosionsmaterial kommt über die Leitrinnen, die  
so eingebaut wurden, daß ein Versickern bei der Eintritts-  
stelle unmöglich ist, in die Auffanggefäße. In jedem dieser  
Gefäße ist ein Fernpegel installiert, der den Stand des

Erosionsschutzversuch  
Lageplan

Anlage: 1970

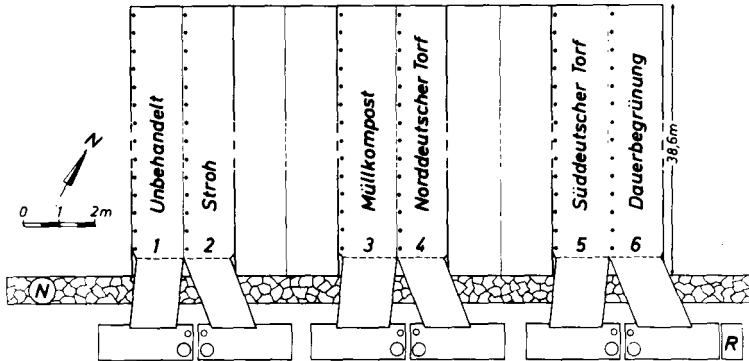


Abb. 1: Lageplan

- Erosionsmaterials und des Wassers auf einen Kompensations-schreiber überträgt. Der Meßbereich geht von 0 bis 1,2 m Wasserstand. Die Meßgenauigkeit wird von der Gerätefirma mit  $\pm 2$  mm angegeben. In der Feldpraxis liegt sie etwas höher. Als Papiervorschub wurden 20 mm gewählt. Die hierdurch erzielte zeitliche Auflösung ist hinreichend groß.
- 2.5. Die Niederschläge werden am Versuch mit einem trichter-beheizten, 4 Wochen wartungsfreien Bandregistriergerät beobachtet. Das Gerät ist mit einem "Windschutz nach Woelfle" entsprechend den Richtlinien des Deutschen Wetterdienstes ausgerüstet.
  - 2.6. Bei der Anlage des Versuches wurden die Erfahrungen genutzt, die das Regierungspräsidium Nord-Württemberg mit einer ähnlichen Versuchsanlage in Mettlingen-Esslingen machte. Trotz der statistisch gesicherten Starkniederschlags-häufigkeit zwischen 1 und 2 Jahren können diese Nieder-schläge jahrelang ausbleiben. Daher wurde eine Berechnungs-

anlage der Firma Perrot-Regnerbau eingebaut. Mit ihr können Niederschläge zwischen etwa 30 und 90 mm/h simuliert werden. Das Wasser für die Anlage wird aus einer 115 m entfernten, 15,6 m tiefer liegenden Zisterne mit 40 m<sup>3</sup> Inhalt entnommen. Die Höhendifferenz wird mit einem kleinen Benzinmotor-Pumpenaggregat überwunden.

3. Es ist eine Selbstverständlichkeit, daß vor Beginn des Versuches und später in regelmäßigen Abständen chemische, bodenphysikalische, mikrobiologische, bodenfaunistische und manch andere Untersuchung an verschiedenen Stellen der Anlage und in verschiedenen Bodentiefen vorgenommen worden sind. Über sie wird an anderer Stelle berichtet.

4.1. Bisherige Versuchsergebnisse.

Seit Inbetriebnahme der Anlage im August 1970 traten keine natürlichen Starkniederschläge auf, die zu einer wesentlichen Erosion führten. So wurde alljährlich einmal im Herbst durch die Beregnungsanlage ein Erosionsfall herbeigeführt.

- 4.2. Am 6.9.1971 wurde nach einer längeren Trockenperiode während 30 Minuten ein Niederschlag von 45 mm aufgebracht. Das Ergebnis ist in dem Schaubild der Abb. 2 dargestellt. Die großen Säulen veranschaulichen den Füllungsgrad der Auffangbehälter mit einem Brei aus Wasser und Bodenteilchen, dem Gesamterosionsmaterial, umgerechnet bereits auf ein Ar. Beim Entleeren der Behälter wurde das Wasser von dem Boden getrennt, zunächst durch Sedimentation und Dekantieren, später durch Trocknen von Proben bis zur Gewichtskonstanz. Die Werte der Trockenmasse in kg/a sind als schwarze Säulen dargestellt. Natürlich könnten auch andere Größen zum Vergleich herangezogen werden, z. B. Volumen der abgetragenen Bodenteilchen bei einem bestimmten Wassergehalt oder ähnliches, es erschien jedoch die Angabe des abgeschwemmten Gesamtvolumens und das Trockengewicht des erodierten Bodens für einen Vergleich der Erosionsanfälligkeit der einzelnen, unterschiedlich behandelten Zeilen untereinander nicht zuletzt auch im Hinblick auf die Beobachtungsmethode am objektivsten. Zur Abb. 2 sei noch bemerkt, daß aus Gründen der besseren Darstellbarkeit die

Erosionsschutzversuch in der Weinberglage „Scharlach“ Gde. Thundersheim Lkr. Würzburg  
hier: Erosion hervorgerufen durch eine Beregnung mit 45mm N in 30 Minuten am 6.9.1971

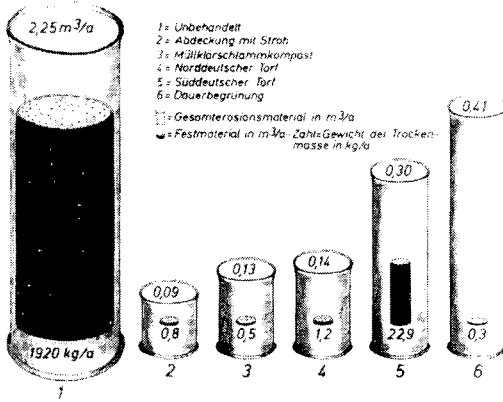


Abb. 2: 1971

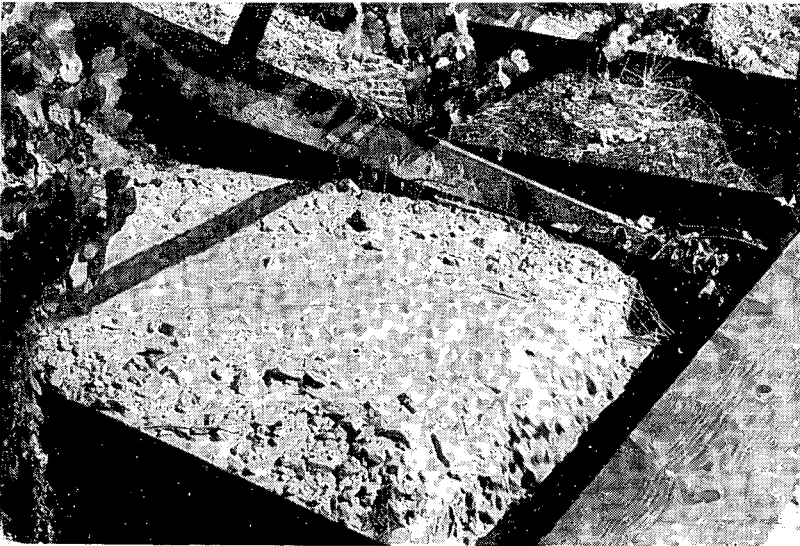


Abb. 3: Versuchsglieder unbehandelt und Strohdeckung



Säule für den Abtrag von der nicht behandelten Zeile eine wesentlich größere Basisfläche erhielt wie die übrigen Säulen. Gleiches gilt auch für die Abb. 4 und 6. Die Abb. 2 spricht für sich selbst. Die starken Erosionserscheinungen am Versuchsglied 1 sind in Abb. 3 festgehalten. Im Hintergrund sieht man hier auch die gute Schutzwirkung der Strohabdeckung. Es fließt nur etwas Wasser ab. Der hohe Anteil an Trockenmasse beim Versuchsglied 5 ist wesentlich auf die Tatsache zurückzuführen, daß auf beide Torfversuchsglieder das gleiche Torfvolumen aufgebracht wurde. Dabei hat man wohl beim Versuchsglied 5 des guten zu viel getan. Man hätte bei der Aufbringung des Torfes wohl besser auf gleichen Anteil an organischer Masse abgestimmt. Beim Versuchsglied 6 erstaunt der hohe Anteil an gesamtabgetragenen Material. Zur Zeit der Beregung war jedoch der Bestand der Dauerbegrünung relativ hoch. Die Pflanzen legten sich unter dem starken Regen strohdachförmig um und wirkten auch so.

4.3. In Abb. 4 ist das Ergebnis eines Beregnungsversuches am 12.10.1972 dargestellt. Da oft vor den natürlichen Starkniederschlägen eine Bodenbefeuchtung durch leichten Regen erfolgt, wurde bei diesem Versuch zwei Stunden vorher eine Bodenbefeuchtung mit ca. 10 mm Niederschlag vorgenommen. Bei der Starkberegung wurden während 40 Minuten 57 mm aufgebracht. Die Ergebnisse sind in Abb. 4 dargestellt. Insgesamt war der Boden in der Lage viel Wasser aufzunehmen. Eine mittlerweile eingetretene Verfestigung führte auch bei der unbehandelten Zeile zu einem geringeren Abtrag. Die behandelten Zeilen weisen nahezu gleiche Ergebnisse auf. Markante Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern 4 und 5 konnten nicht mehr festgestellt werden.

4.4. Da auch 1973, wie in den Vorjahren die natürlichen Starkniederschläge ausblieben, wurde am 10.10.1973 erneut ein künstlicher Erosionsfall durch Beregung von 52 mm in 50 Minuten herbeigeführt, Abb. 5. Abgeflossenes Wasser und abgeschwemmte Bodenteilchen waren noch geringer als in den Vorjahren. Eine stichhaltige Erklärung für den größeren Wasserabfluß des Versuchsgliedes 5 kann derzeit noch nicht

Erosionsschutzversuch in der Weinberglage „Scharlach“ Gde.Thüngersheim Lkr.Würzburg  
 hier: Erosion hervorgerufen durch eine Beregnung mit 57mm N. in 40 Minuten am 12.10.1972

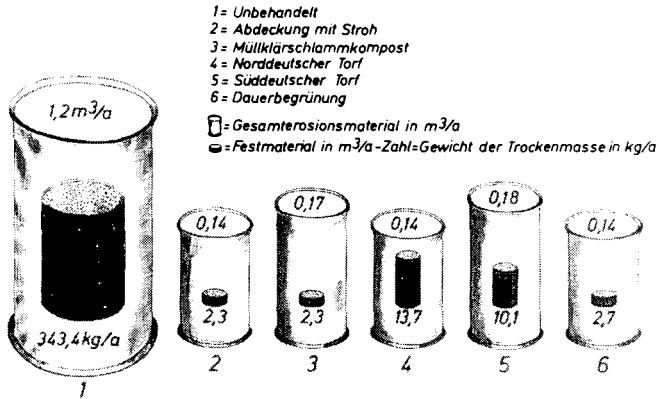


Abb. 4: 1972

Erosionsschutzversuch in der Weinberglage „Scharlach“, Gde.Thüngersheim Lkr.Würzburg  
 hier: Erosion hervorgerufen durch eine Beregnung mit 52mm N in 50 Minuten am 10.10.1973

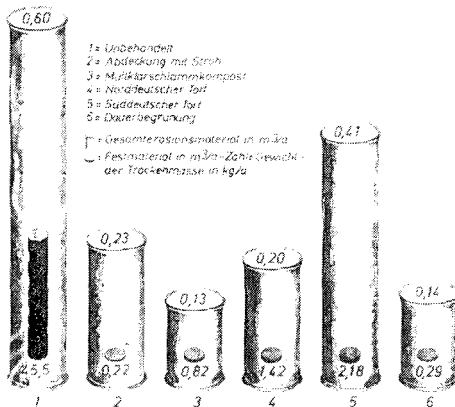


Abb. 5: 1973

gegeben werden. Man beachte, daß bei dieser Abbildung alle Säulen die gleiche Basis aufweisen.

4.5. Trotz des feuchten Herbstes 1974 kam es zu keiner natürlichen Erosion. 42 mm Beregnung während 40 Minuten am 23.9.1974 erbrachten die in Abb. 6 dargestellten Ergebnisse. Da es im Weinbau üblich ist, im Herbst eine Bodenbearbeitung vorzunehmen, so wurde auch das Versuchsglied 1 kurz vor der Beregnung gelockert. Das zu erwartende Ergebnis trat ein: Die vom unbehandelten Versuchsglied abgetragenen Bodenbestandteile waren beträchtlich. Die anderen Werte waren wiederum erstaunlich klein.

*Erosionsschutzversuch in der Weinberglage „Scharlach“, Gde.Thüngersheim Lkr.Würzburg, hier:Erosion hervorgerufen durch eineBeregnung mit 42mm N in 40 Minuten am 23.9.1974*

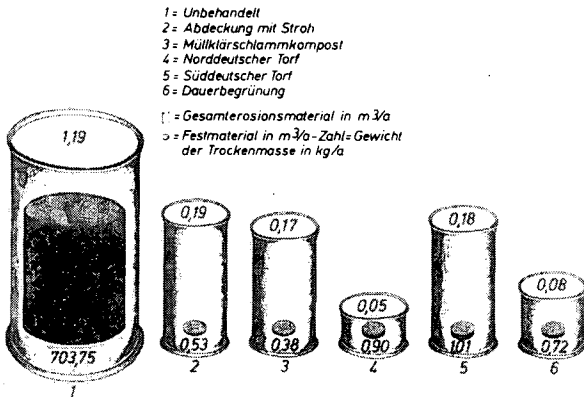


Abb. 6: 1974

Zusammenfassend muß festgestellt werden, daß bisher mit den 4 getesteten erosionshemmenden Stoffen ein fast vollständiger Erosionsschutz erzielt werden kann. Auch die Dauerbegrünung unterbindet die Erosion wirksam. Sie wird allerdings aus weinbaulichen Gründen vom Winzer derzeit wenig geschätzt. Über die Ertrags- und Qualitätsermittlungen im Zusammenhang mit Bodenbearbeitung, Düngung und Pflanzenschutzmaßnahmen wird durch Herrn Dr. Dieter, von der Lehr- und Versuchsanstalt in Veitshöchheim, 8702 Veitshöchheim, Postfach 49, gemeinsam mit weiteren bodenkundlichen und hydrologischen Analysen an anderer Stelle berichtet.



Beurteilung der Filtereigenschaften  
organischer und mineralischer Naßböden

von W. Feige\*

Der Gesetzgeber bestimmt, daß Wasser - insbesondere Grundwasser - in keiner Weise verunreinigt werden darf.

Folgt man diesem absoluten Schutzgedanken, so könnte allen grundwasserbeeinflussten Böden nur eine bedingte Filterwirksamkeit zuerkannt werden, weil sie nur über vergleichsweise kurze Filterstrecken bis zur Grundwasseroberfläche verfügen.

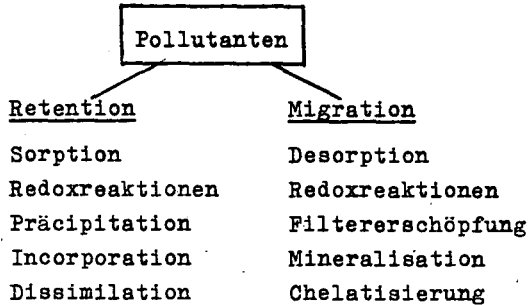
Eine solche enge Auslegung des Schutzgedankens läßt sich jedoch im Hinblick auf die Bewertung des Bodens als Filter weder pedologisch noch hydrologisch in jedem Falle rechtfertigen. Gerade die hydromorphen Böden müssen bezüglich ihrer Filtereigenschaften einer differenzierten Betrachtung unterzogen werden (Werner, 8). Hierzu sind Kenntnisse über prinzipielle Unterschiede in der Filterwirkung zwischen Naßstandorten und grundwasserfernen Böden erforderlich.

Über diese typologisch bedingten Unterschiede hinaus ist jedoch auch die jeweilige funktionelle Bedeutung des Bodens, hier vorwiegend Pflanzenstandort, dort hauptsächlich Regenerations- und Speicherraum für Grundwasser, eine entscheidende Einflußgröße. Es ist für die Einordnung sicher nicht gleichgültig, ob der zu beurteilende Standort in der engeren Schutzzone einer Wassergewinnungsanlage liegt, als wertvolles Wasserregenerationsgebiet ausgewiesen ist oder aber die Nutzung seines Grundwassers aus quantitativen und qualitativen Gründen so gut wie ausgeschlossen werden kann.

---

\* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung Hannover, Außeninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde, 28 Bremen, Friedrich-Mißler-Str. 46-50

Leider ist die Filterleistung eines Bodens in seiner Gesamtheit noch nicht quantifizierbar. Soweit bis heute zu übersehen ist, spielen bei der Retention und Migration von Pollutanten folgende Prozesse die wesentlichste Rolle:



Auf die Wichtung dieser Teilprozesse am Filtervermögen insgesamt üben die Wasserverhältnisse direkt und indirekt einen erheblichen Einfluß aus.

#### 1. Spezifische Zusammensetzung der Naßböden

Ein wesentliches Merkmal der hydromorphen Böden ist die zeitweilig gehemmte Zersetzung der organischen Substanz. Das hat abhängig von Trophie und Stratigraphie zur Anhäufung organischer Substanz bis hin zu mächtigen Hoch- und Niedermoorbildungen geführt.

Im Gegensatz zu grundwasserfernen Böden übt hier die organische Substanz einen wesentlich stärkeren, ja häufig sogar dominierenden Einfluß auf das Filtergeschehen aus, was sich insbesondere im Austauschverhalten widerspiegelt (Feige, 3; Friedrich, 4).

In diesem Zusammenhange sind zu nennen:

- 1) Hohe Kationenaustauschkapazität/Volumeneinheit (abhängig von Lagerungsdichte und Tonanteil).
- 2) Relativ hohe Selektivität für di- und trivalente Ionen.
- 3) Hohe Inaktivierungskapazität für eine Reihe von Pflanzenschutzmitteln,
- 4) ggf. Schlepperwirkung mobiler Huminstoffe für Schwermetalle.

## 2. Besonderheiten im Kalk- und Sesquioxidhaushalt

Die hydromorphen Böden Nordwestdeutschlands sind - abgesehen von den Kalkmarschen und den jungpleistozänen Bildungen in Schleswig-Holstein - vergleichsweise kalkarme Substrate.

Während Hochmoore von Natur aus pH-Werte um 3 aufweisen, kommen auch die Niedermoore der altpleistozänen Landschaft selten über pH 5 hinaus. In den kalkreichen Marschbildungen haben ständiger Niederschlagsüberschuß und Bodenreifung (Abbau organischer Substanz, Schwefelmetabolik) eine Entkalkung zumindest im Oberboden bewirkt (Brümmer, 1).

Diese Kalkverarmung führt in Verbindung mit der reduktiv wirkenden organischen Substanz und einer häufig schlechten Luftführung der Poren (Dichtlagerung oder Grund- bzw. Stauwassereinfluß) zu einer vergleichsweise hohen Beweglichkeit von zweiwertigen Eisen- und Manganverbindungen. Das hier anstehende Grundwasser gehört zum Typ der "reduzierten Wasser". Letzteres gilt auch für die huminstoffreichen und schwefelwasserstoffhaltigen Wasser aus Moor- und Moormarschgebieten. Unter diesen Verhältnissen ist mit einem besonders hohen Denitrifikationspotential zu rechnen (Tabelle 1).

Tabelle 1      Nitratgehalte (mg NO<sub>3</sub>/l) im Sickerwasser  
bei unterschiedlichem Grundwasserstand  
(Lysimeterversuche)

<u>GW-Stand</u>	<u>Hochmoortorf</u>	<u>Niedermoortorf</u>
hoch	2	1-3
niedrig	135-376	25-616

Auf die Filtereigenschaften des Bodens bezogen sind folgende Aussagen möglich:

1. Gegenüber neutral oder schwach alkalisch reagierendem Schmutzwasser hat ein saurer Boden günstige Filtereigenschaften, besonders dann, wenn der Hydrogencarbonatgehalt hoch ist und eine echte Entsalzung eintreten kann.



2. Ein hoher Anteil an gelöstem zweiwertigem Eisen garantiert im Wechsel mit Belüftung eine ständige Bildung von aktivem Eisenoxidhydrat, was wiederum für die Anionensorption von Bedeutung ist.
3. In Verbindung mit stark reduzierenden Untergrundverhältnissen ist eine (biogene) Denitrifikation migrierender Nitratverbindungen möglich, die zu einer erheblichen N-Entlastung des Grundwassers führen kann. Ähnliches gilt nach Golwer und Matthes (6) für die Reduktion von Sulfat und die Bildung von Schwefeleisen im Untergrund.
4. Ein reduktives Milieu hält die allgemein wenig aktiven Eisen- und Manganverbindungen beweglich und fördert so ihre Verlagerung.

### 3. Die wirksame Filterstrecke in Naßböden

Die hydromorphen Böden unterscheiden sich bezüglich ihrer Filtereigenschaften von anderen Bodenbildungen nach derzeitigem Stand der Erkenntnisse also hauptsächlich dadurch, daß Filtermechanismen, die auf biologisch bedingten Redoxreaktionen beruhen, einen zusätzlichen Reinigungseffekt gegenüber einigen anorganischen Pollutanten versprechen. Andererseits ist der biologische Abbau organischer Verbindungen unter reduktiven Verhältnissen gehemmt, was u.U. zu unerwünschter Anreicherung von Primär- und Abbauprodukten oder Wanderung der löslichen Anteile führen kann. In welchem Maße mobile Huminstoffe der Böden eine Schlepperwirkung für Schwermetalle besitzen (Chelatisierung), ist noch nicht eindeutig zu beantworten. Auch gibt es noch keine gesicherten Aussagen darüber, ob Chromate durch ein reduktives Milieu umgewandelt und noch wirksamer vom Boden festgehalten werden können.

Abgesehen von diesen Unklarheiten sollte man jedoch annehmen können, daß die "Bilanz" mehr oder weniger ausgeglichen ist. Ein hoher Grundwasserstand führt demnach bezüglich der Filterleistung zwar zu graduellen Verschiebungen innerhalb der Stoffgruppen, während die Gesamtleistung nicht geschmälert ist.

Für die unterschiedliche Bewertung der Filterleistung grundwasserferner und grundwassernaher Standorte sind also offensichtlich andere Einflußgrößen maßgebend. Hier ist nun die wirksame Filterstrecke zu nennen, also der Bodenabschnitt, innerhalb dessen sich die Reinigungsvorgänge abspielen müssen. An drei typischen Beispielen soll der differenzierende Einfluß der wirksamen Filterstrecke demonstriert werden.

Situation A: Binnenentwässerung erfolgt über ein weitmaschiges Grabennetz.

Da Dräeinrichtungen fehlen, liegt hier der Zwang, die wirksame Filterstrecke auf Dräntiefe zu begrenzen, nicht vor. Die Bewertung hängt also im wesentlichen von den Grundwasserverhältnissen des jeweiligen Standortes ab. Handelt es sich um ein Gebiet mit geringer Grundwasserhöflichkeit (qualitativ, quantitativ), in dem auch in Zukunft die Grundwassernutzung so gut wie ausgeschlossen werden kann, so scheint es vernünftig, einer ggf. geplanten Abfallverwertung (-beseitigung) den Vorrang zu geben und gezielt auch den grundwassererfüllten Bodenraum als Filter zu benutzen.

Solange darauf geachtet wird, daß ggf. zur Erschließung vorgesehene benachbarte Grundwasserfelder nicht in Mitleidenschaft gezogen werden, trägt niemand einen Schaden davon. Die Kennzeichnung als Gebiete mit potentiell belastetem Grundwasser, verbunden mit einem Verbot der Grundwasserentnahme, ist allerdings notwendig.

Typisches Beispiel für einen solchen Fall stellen wurzelechte Hochmoore dar, die ein mehr oder weniger abgeschlossenes Grundwasserregime mit einer sehr niedrigen Neubildungsrate besitzen und deren Grundwasserqualität durch hohe Anteile an Huminstoffen und  $H_2S$  gering ist.

Ein weiterer denkbarer Fall, die Grundwasserverunreinigung bewußt in Kauf zu nehmen, könnte bei versalztem Grundwasser gegeben sein.

Nur wenn hydromorphe Böden innerhalb von Wasserschutzzonen oder Gebieten mit hoher Grundwasserhöflichkeit liegen, ist absoluter Schutz des Grundwassers oberstes Gebot, da neben die landbauliche

Nutzung dieser Böden die eben so wichtige Funktion der Bereitstellung von Trink- und Brauchwasser tritt. In allen anderen Fällen ist der Schutz des Oberflächenwassers das dringendere Gebot.

Situation B: Binnenentwässerung durch zusätzliche Systemdränung.

Für solche Standorte muß zunächst gelten, daß die wirksame Filterstrecke auf Dräntiefe begrenzt ist.

Obwohl eine solche Begrenzung eigentlich nur für den unmittelbaren Bereich des Drängrabens gilt, sollten hier doch zunächst strenge Maßstäbe angelegt werden, um einen Übertritt von Schmutzwasser in die Dränanlagen und den Vorfluter zu verhindern. Sollten jedoch Systemdränungen über 20 m Dränabstand vorliegen so könnte bei geringer Grundwasserhöflichkeit und bei tiefliegender Stauschicht die wirksame Filtertiefe größer als Dräntiefe angesetzt werden. Zur Begründung läßt sich geltend machen, daß entsprechend der Potentialtheorie die Filterstrecke schon unmittelbar am Drän wesentlich länger ist als es der Dräntiefe entspricht (Abb. 2). Außerdem beträgt der unmittelbare Bereich des Drängrabens ( $\pm 0,5$  m) nur mehr 5% der Gesamtfläche, wodurch ein vergleichsweise hoher Verdünnungseffekt wirksam würde.

Es sollte sich jedoch von selbst verstehen, daß an Vorflutern oder anderen offenen Gewässern ein mehrere Meter breiter Pufferstreifen frei von belasteten Stoffen eingeschaltet werden muß.

Situation C: Böden mit Profilmelioration.

Hydromorphe Böden, deren Profil durch Tiefkultur umgestaltet wurde wie z.B. bei der Deutschen Sandmischkultur (Abb. 3) haben auch ohne Dränung Schwächestellen, welche die Filterleistung einschränken.

Die bis zum mineralischen Untergrund reichenden Sandbalken enthalten kaum kolloidale Bestandteile und haben dementsprechend schlechte physikochemische Filtereigenschaften. Böden dieser Art sollten in der Bewertung den humosen Sanden gleichgestellt werden. Für Sanddeckkulturen gilt das in analoger Weise.

#### 4. Schlußbemerkung

Die Ausführungen über die Beurteilung der Filtereigenschaften von Naßböden lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

1. Naßböden sind wie grundwasserfreie Böden in gleicher Weise zur Filterleistung befähigt. Dem unter Luftmangel erschwerten Abbau organischer Substanzen (Verminderung der Filterleistung) steht eine verstärkte biologisch-chemische Filtrierung besonders für Nitrat und Sulfat gegenüber.
2. In gedränten Böden ist die Filterstrecke begrenzt. Zur Vermeidung von Abflußstörungen in Dränsystemen und zur Verminderung der Gewässereutrophierung ist die Belastung solcher Flächen entsprechend zu reduzieren. Besondere Vorsicht ist geboten, wenn es sich um potentielle GW-Regenerationsgebiete handelt.
3. Es ist übertrieben, jegliches Grundwasser schützen zu wollen. Wenn in bestimmten Gebieten mit weiträumiger Binnenentwässerung die Nutzung von Grundwasser auch in Zukunft so gut wie ausgeschlossen werden kann, muß es statthaft sein, auch den grundwassererfüllten Bodenraum als Filter zu nutzen. Die notwendigen Randbedingungen hierzu müssen durch ein Fachgutachten festgelegt werden.
4. Unter bestimmten Bedingungen erscheint bei hydromorphen Böden der Schutz des Oberflächenwassers (Graben- Dränwasser) wichtiger zu sein als die absolute Reinhaltung eines nicht nutzungswürdigen Grundwassers.

#### Literatur

- 1) BRÜMMER, G. (1973): Redoxreaktionen als merkmals tragende Prozesse hydromorpher Böden. In: Gley & Pseudogley, Verh.Komm. 5 u. 6 Internat.Bodenkd.Gesellsch., Verlag Chemie GmbH, Weinheim/Bergstr.
- 2) Deutscher Verein von Gas- u. Wasserfachmännern e.V. (DVGW) (1975): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete. I. Teil Schutzgebiete für Grundwasser. Vertrieb ZfGW-Verlag GmbH Frankfurt/Main

- 3) FEIGE, W. (1975): Bodenkundliche Untersuchungen Nordwestdeutscher Standorte zur geordneten Abwasserfaulschlammdeponie.  
Gött.Bodenkundl. Berichte 32, 1-142
- 4) FRIEDRICH, W. (1972): Adsorption, Abbau und Wanderung ausgewählter Biozide im Boden.  
Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellschaft 16, 230-238
- 5) FÖRSTNER, U. & G.MÜLLER (1975): Hydrochemische Beziehungen zwischen Flußwasser und Uferfiltrat.  
Das Gas- und Wasserfach, Reihe Wasser/Abwasser 116, 2, 74-79
- 6) GOLWER, A. & G.MATTHES (1969): Qualitative Beeinträchtigung des Grundwasserdangebotes durch Abfallstoffe.  
Dt.Gewässerkundl.Mitt., Sonderheft 1969
- 7) HANTGE, E. (1975): Mülldeponie und Schutz des Grund- und Oberflächenwassers.  
Müll und Abfall 7, 1
- 8) WERNER, A. (1974): Moderne Methoden der Grundwasserprospektion und des Grundwasserschutzes für die Grundwassernutzung von heute und morgen.

Abb. 1

Entwicklung der Kationenaustauschkapazität von Mineral- und Moorböden bei jeweils steigendem Kolloidanteil

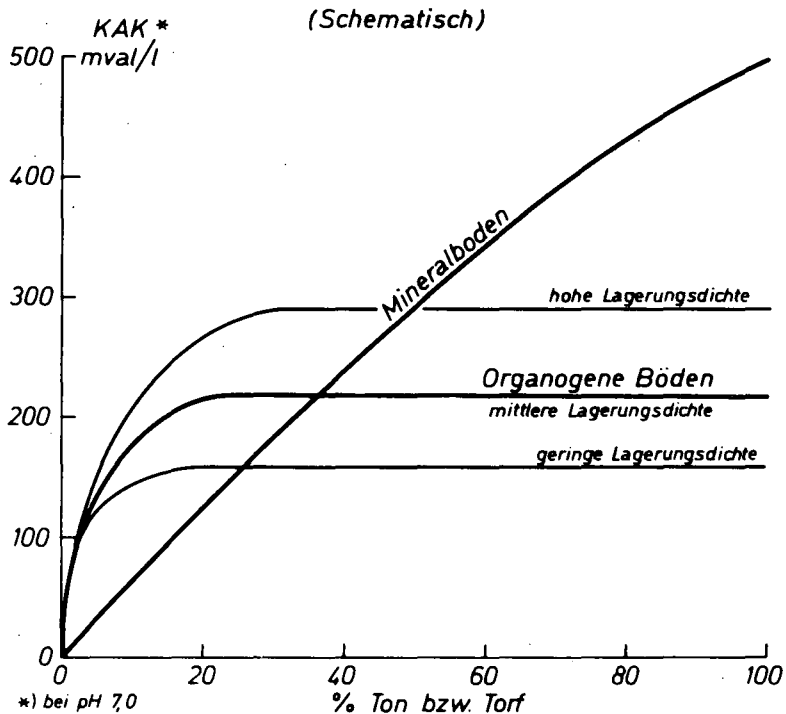


Abb. 2

**Wasserströmung zum Drän in Abhängigkeit  
von der Tiefenlage der Stauschicht**  
(nach EGGELSMANN)

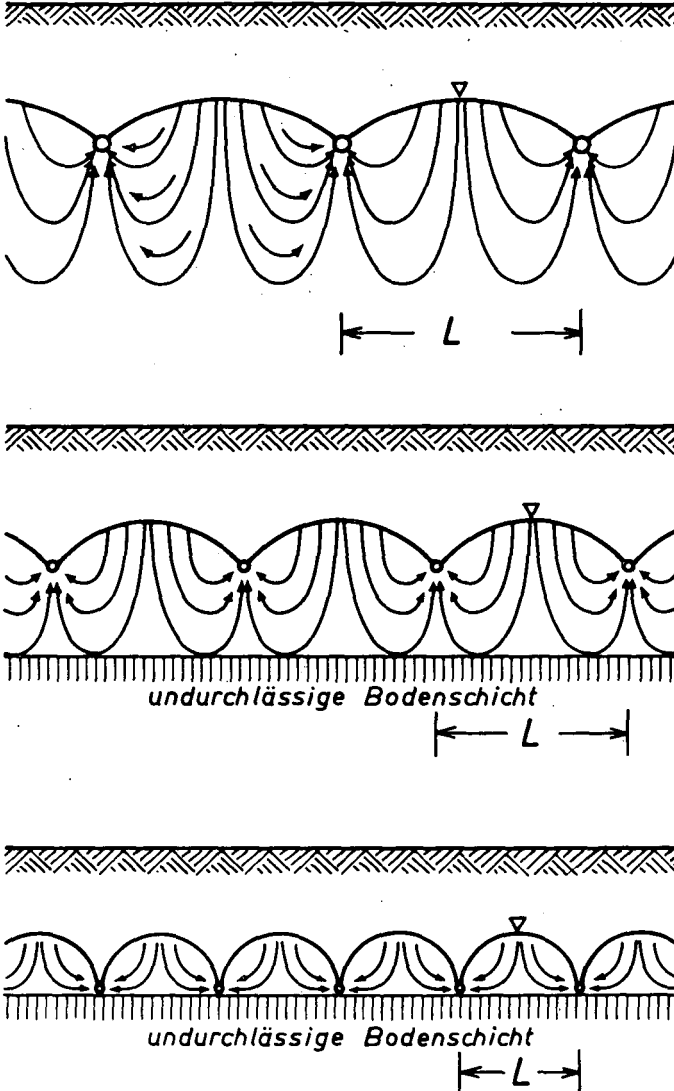
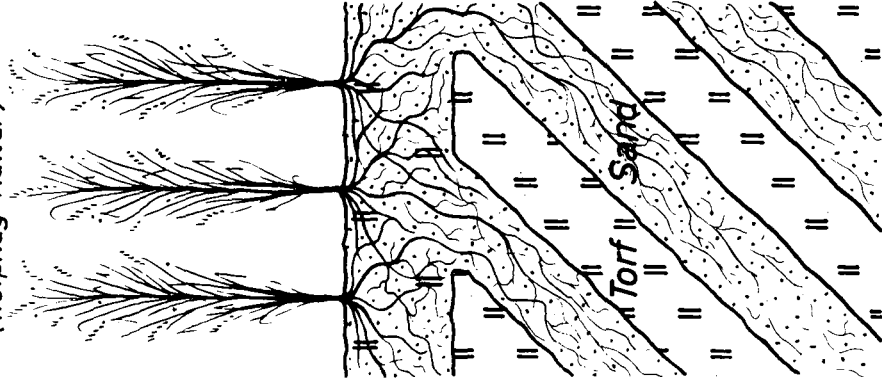


Abb. 3  
Deutsche Sandmischkultur  
(Tiefpflug-Kultur)







Düngung und Nährstoffbelastung der Gewässer

von  
P. Boysen +

Erhöhte Nährstoffgehalte von Gewässern werden häufig auf die mineralische Düngung landwirtschaftlich genutzter Böden zurückgeführt. Insbesondere die Höhe der Phosphat- und Nitrat- auswaschung aber auch die der Kaliumauswaschung hat oft heftige Diskussionen ausgelöst. Deshalb wurden im Rahmen einer Dissertation Untersuchungen über die Beeinflussung der Gewässer an verschiedenen Stellen innerhalb eines Ökosystems unterschiedlicher Standorte durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß das oberflächennahe Grundwasser besonders gut geeignet ist, Aussagen über die Nährstoffbelastung der Gewässer zu machen.

Methodik

Abb. 1 zeigt schematisch die Vorgänge bei der Belastung von Grund- und Oberflächengewässern durch die Mineraldüngung des Bodens. Da an schleswig-holsteinischen Standorten auch nach starken Regenfällen Oberflächenabfluß selten auftritt und meist in abflußlosen Senken endet, hat die Düngererosion oder die Erosion nährstoffangereicherten Oberbodens keine wesentliche Bedeutung. Auf den Boden ausgebrachter Mineraldünger muß daher nahezu vollständig mit dem Niederschlagswasser in den Boden eindringen. Dort werden die Nährstoffe entweder am Bodenkörper gebunden oder von den Pflanzenwurzeln aufgenommen und bei der Ernte dem Standort entzogen. Der Anteil des Düngers, der weder aufgenommen noch gebunden wird, muß zwangsläufig mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden und gelangt so ins oberflächennahe Grundwasser.

---

+ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität,  
2300 Kiel, Olshausenstraße 40-60

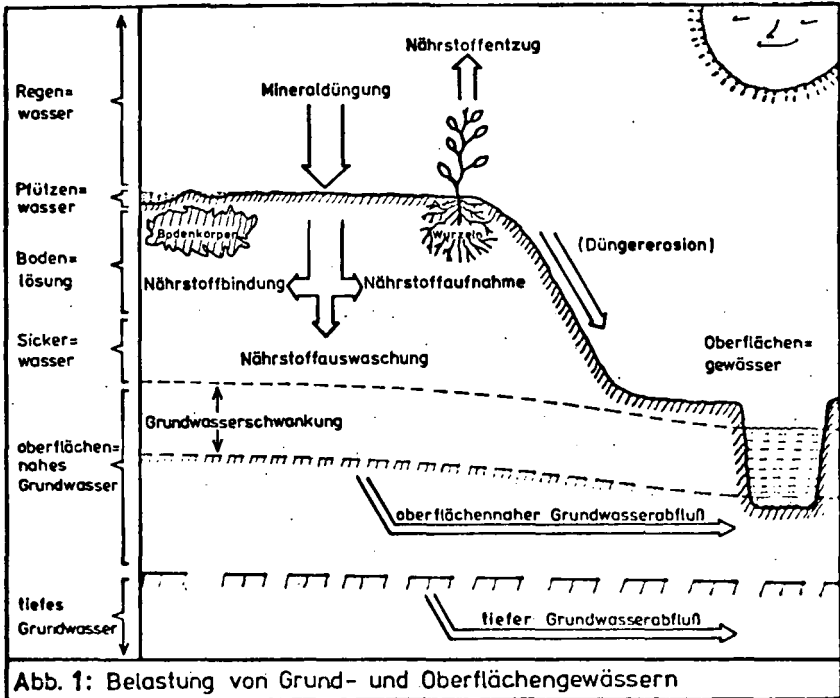
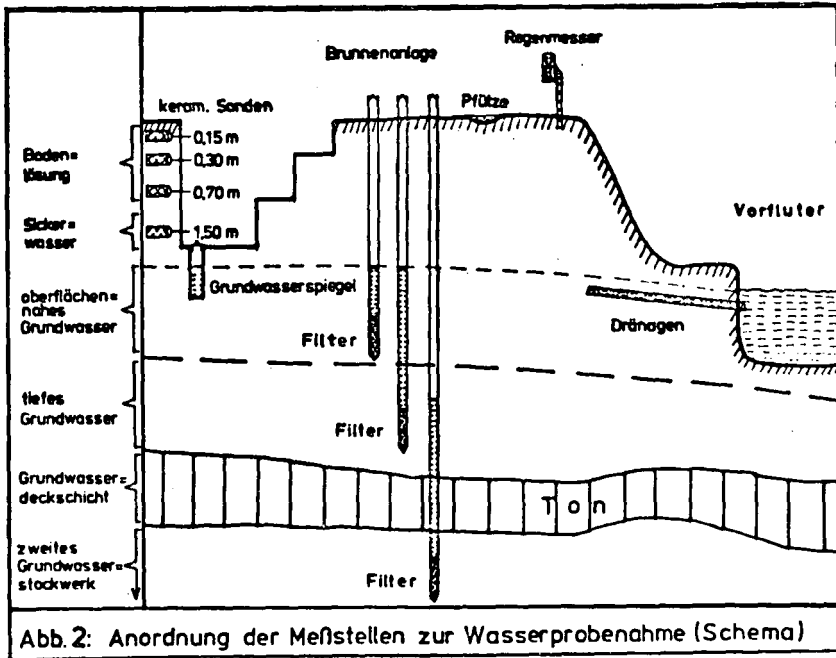


Abb. 1: Belastung von Grund- und Oberflächengewässern

Treten infolge einer Düngung erhöhte Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser auf, so kann diese Nährstoffbelastung mit dem oberflächennahen Grundwasserabfluß in die Oberflächengewässer und mit dem tiefen Grundwasserabfluß ins tiefe Grundwasser weitergetragen werden. Das oberflächennahe Grundwasser kann daher besonders gut zum Nachweis von Nährstoffbelastungen der Gewässer benutzt werden. Die direkte Messung in tiefem Grundwasser oder in Oberflächengewässern ist dagegen weniger gut geeignet, weil die Zuordnung zu bestimmten Standorten meist schwierig ist und häufig Mischwasser vorliegt.

Die Entnahme der Wasserproben, insbesondere aus dem Bereich des oberflächennahen Grundwassers, erfolgte an speziellen Meßstellen, von denen innerhalb verschiedener Testflächen im Raum Schleswig-Holsteins ca. 50 eingerichtet wurden. Die Kombination unterschiedlicher Wasserentnahmeverfahren ermöglicht dort, die wichtigsten Punkte zur Ermittlung der Nährstoffverlagerungen im Pedotop eines Standortes zu erfassen. Abb. 2 zeigt in einem Schema die Anord-



nung der Entnahmeeinrichtungen einer Meßstelle. Im linken Bildrand ist analog zur Abb. 1 aufgetragen, aus welchem Bereich die Wasserproben nach den verschiedenen Verfahren gewonnen werden. Die Auswahl der Meßstellenstandorte erfolgte nach verschiedenen ökologischen Faktoren von Boden, Hydrologie, Vegetation und Düngung. Dabei wurden der pH-Wert und der Tongehalt des Bodens, der Flurabstand des Grundwassers und das Vorhandensein stauender Horizonte, die Vegetationsart und die Nutzungsform sowie vier Düngungsstufen besonders berücksichtigt. Es wurde so verfahren, daß möglichst ähnliche Standorte mit unterschiedlicher Düngung und verschiedene Standorte mit gleicher Düngung erfaßt wurden.

### Ergebnisse

Von den Ergebnissen einer vorläufigen Auswertung soll an einigen Beispielen, insbesondere zur Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers, berichtet werden.

In Tab.1 sind die Mittelwerte der Nährstoffgehalte von ca. 3000 oberflächennahen Grundwasserproben zusammengestellt. Mit Hilfe

Tab. 1: Übersicht zur chemischen Zusammensetzung der oberflächennahen Grundwässer [ppm]

Vorauswertung von ca. 3000 Proben aus 42 Meßstellen in Schleswig-Holstein

	Sand		Lehm	
	ungedüngte Böden	gedüngte Böden	ungedüngte Böden	gedüngte Böden
Kalium (K)	3,2	9,7 *	4,9	4,8
Calcium (Ca)	50	52	95	104
Chlorid (Cl)	48	64 *	55	80 *
Nitrat (NO <sub>3</sub> )	33	70 *	15	43 *
Phosphat (PO <sub>4</sub> )	0,17	0,08 †	0,09	0,05 †
pH	4,5	5,7 *	6,8	7,3 *

\*: signifikant für P = 5%

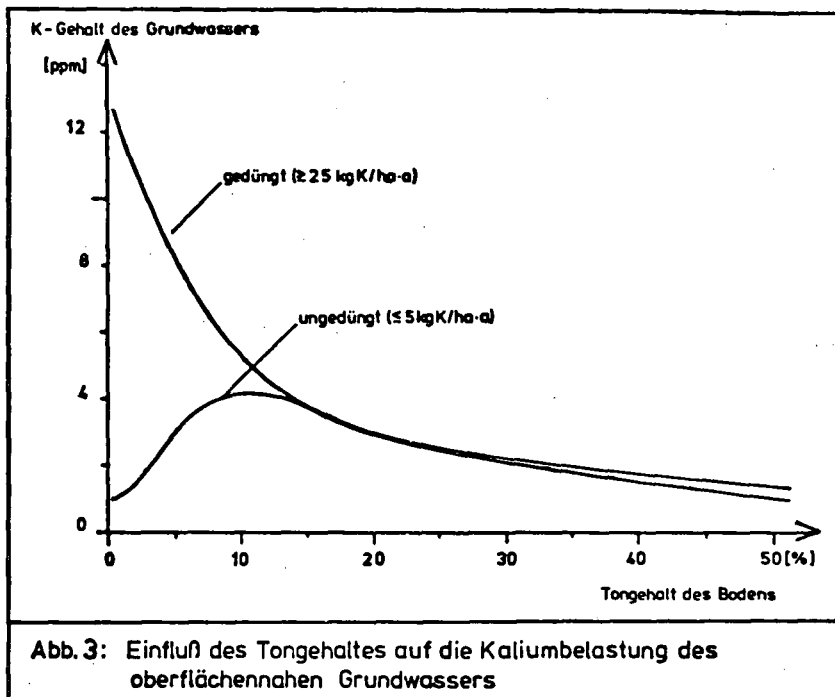
†: signifikant für P = 5% bei Böden mit einem Flurabstand von 0,4 - 1,3 m

der Varianzanalyse lassen sich bei den Sandböden für Kalium, Chlorid und Nitrat, bei den Lehm Böden für Chlorid und Nitrat signifikante Erhöhungen durch die Düngung nachweisen. Für Phosphat sind im Mittel aller Standorte keine signifikanten Unterschiede vorhanden. Vergleicht man jedoch, nur solche Böden, bei denen der Flurabstand des Grundwassers zwischen 0,4 und 1,3 m beträgt, so zeigen gedüngte Böden geringere Belastungen als ungedüngte. Dieser Effekt kann jedoch nicht der Düngung zugeschrieben werden, sondern ist wahrscheinlich in erster Linie auf die Verbesserung der Vorflut zurückzuführen, was aber noch einer näheren Untersuchung bedarf.

Die dieser Tabelle zugrundeliegenden Meßstellen wurden so ausgewählt, daß bei den verschiedenen Standorttypen jeweils genau so viele gedüngte wie ungedüngte Flächen berücksichtigt wurden. Die Mittelwerte beruhen so auf gleicher Gewichtung und dürfen daher für entsprechende Standorte verallgemeinert werden. Sie können aber nur zu groben Orientierung dienen, da je nach den ökologischen Faktoren erhebliche standortspezifische Abweichungen auftreten. Die Nitrat- und Kaliumkonzentrationen

nen variieren häufig um eine, die Phosphatkonzentrationen um zwei Zehnerpotenzen. Daraus ergeben sich für die Gesamtbelastung der Gewässer entsprechende Schwankungen. An mehreren Beispielen wurde dazu gezeigt, daß Vegetation, hydrologische Standortfaktoren oder Bodeneigenschaften die Nährstoffgehalte der Gewässer teilweise stärker beeinflussen als Düngungsmaßnahmen. Erst wenn der Einfluß dieser Faktoren bekannt ist, können Angaben über die "zulässige Belastung" bestimmter Böden mit Mineraldüngern und voraussagen über die Wirkung auf die Gewässerqualität gemacht werden.

Als Beispiel für den Einfluß eines Standortfaktors zeigt Abb. 3 die Beziehungen zwischen dem Tongehalt des Bodens und der Kaliumbelastung des oberflächennahen Grundwassers für gedüngte und ungedüngte Böden. Trotz der großen Probenzahl lassen sich signifikante Erhöhungen durch Kaliumdüngung erst bei Tongehalten unter 8 % nachweisen. Das ist darauf zurückzuführen, daß noch andere Standortfaktoren einen modifizierenden Einfluß ausüben.



Mit Hilfe multipler Regressionsrechnungen kann die Beurteilung der verschiedenen Faktoren verbessert werden. Am Beispiel der Phosphatauswaschung wurde darauf näher hingewiesen.

#### Zusammenfassung

An verschiedenen Standorten der Geest und des Hügellandes in Schleswig-Holstein wurden Untersuchungen über die Nährstoffbelastung der Gewässer unter landwirtschaftlich genutzten Böden durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß durch die mineralische Düngung eine chemische Veränderung der Gewässer erfolgt: Die Nitratgehalte steigen bei Lehm- und Sandböden auf etwa das Doppelte an. Die Kaliumgehalte werden nur unter Sandböden erhöht. Durch Phosphatdüngung tritt dagegen in der Regel keine Belastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer auf.

Sickerwasserberechnung und Nährstoffgehaltsmessungen in der  
abgesaugten Bodenlösung zur Bestimmung der Nährstoff-  
auswaschung auf einem Lößlehmstandort

von

Timmermann, F.<sup>+</sup>, U. Feger<sup>+</sup> und E. Welte<sup>+</sup>

Der Großteil der bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse zu Fragen der Nährstoffauswaschung von Böden wurde mit Hilfe von Lysimeterversuchen gewonnen (PFAFF, 1950 u. 1963; VÖMEL, 1965 u. 1970; KÖHNLEIN u. Mitarbeiter, 1966). Bei diesen Anlagen wird der interessierende Boden in Gefäße eingefüllt oder nach neuerer Technik möglichst als Bodenmonolith in natürlicher Lagerung belassen - z. B. durch Umhüllen und Eingießen mit einer sich verfestigenden Polyesterwandung (HOMEYER u. a., 1974). Am unteren Ende sind die Gefäße mit geeigneten Auffangvorrichtungen für das ablaufende Sickerwasser versehen. Die Tiefe derartiger Auswaschungslysimeter ist in der Regel auf 1 m begrenzt, so daß im wesentlichen nur die Nährstoffauswaschung aus dem Wurzelraum der Pflanzen nachvollzogen wird.

Aufgrund der hohen Installations- bzw. Präparationskosten sind Lysimeter sehr aufwendige und auf langfristige Untersuchungen konzipierte Versuchsanlagen. Ihre Anzahl und Verbreitung ist begrenzt, und es können daher die zahlreichen im Zusammenhang mit der Nährstoffauswaschung auftretenden Fragestellungen nur in beschränktem Umfang und an wenigen Standorten mit diesem relativ teuren Instrumentarium bearbeitet werden.

In einigen Fällen läßt sich auf die Analyse von Drainageabläufen oder von Wässern aus Grundwasserbohrungen ausweichen. Auch anhand der Untersuchung von Wasserextrakten aus erbohrten Bodenproben wird die Nährstoffverlagerung zu erfassen versucht.

---

+ Institut für Agrikulturchemie der Universität, 34 Göttingen, von-Siebold-Straße 6



Ein weiteres in den letzten Jahren stark propagiertes Verfahren zur Gewinnung von Bodenwasser aus den verschiedenen Tiefenbereichen bieten die nach dem Prinzip des Unterdrucklysimeters entwickelten Saugvorrichtungen für Bodenwasser. Das Herzstück dieser Apparaturen sind Keramik- oder auch Metallsinterzellen, die bis zur Untersuchungstiefe in den Boden versenkt werden und durch Anlegen eines Unterdrucks Bodenwasser aus dem entsprechenden Profildbereich fördern. Da die Materialkosten derartiger Saugvorrichtungen verhältnismäßig gering sind und der Einbau leicht zu bewerkstelligen ist, bietet sich ihr Einsatz auch für Nährstoffauswaschungsuntersuchungen in größer parzellierten Feldversuchen an, mit dem zusätzlichen Vorteil, daß die ackerbaulichen Maßnahmen ohne wesentliche Beeinträchtigung durch die Anlage durchgeführt werden können.

Für ein von mehreren Instituten getragenes Gemeinschaftsforschungsprogramm zu Fragen der Nährstoffbelastung des Grundwassers durch landwirtschaftliche Bodennutzung und Düngungsmaßnahmen wurde aus den vorgenannten Gründen die Verwendung von Saugvorrichtungen mittels keramischer Kerzen nach CZERATZKI (1971) vereinbart.

### 1. Sickerwasserberechnung

Die Bodenwasserentnahme über Saugvorrichtungen o.g. Art läßt im Gegensatz zu Auswaschungsuntersuchungen in Lysimeteranlagen keine genaue Volumenabgrenzung des abgesaugten Profilkörpers zu; die Sickerwassermenge mußte daher auf andere Weise bestimmt werden.

Den Ansatz für die Aufstellung einer Wasserbilanz und somit letztlich auch zur Berechnung der Sickerwassermengen lieferte die Wasserhaushaltsgleichung:

$$S = N - A_s + Z_s - (E + T) + \Delta R$$

dabei ist:

S = Sickerwasser

N = Niederschlag

$A_s$  = seitlicher Abfluß (oberirdischer Abfluß + horizontaler Fluß in der ungesättigten Bodenzone)

$Z_s$  = seitlicher Zufluß (oberirdischer Zufluß + horizontaler Fluß in der ungesättigten Bodenzone)

E = Evaporation

T = Transpiration

$\Delta R$  = Wassergehaltsänderungen der ungesättigten Bodenzone (zwischen Grundwasser und Bodenoberfläche).

In der Bodenzone, die von der Bodenoberfläche bis an die Sickerwassergrenze hinabreicht, dürften die im Hinblick auf die Sickerwasserbildung wesentlichen Vorgänge in erster Linie dann ablaufen, wenn Niederschläge den Boden infiltrieren. Das im Boden befindliche Wasser wird vom neu hinzukommenden verdrängt - möglicherweise Sickerwasserbildung - oder der Wassergehalt des Bodens erhöht sich im Bereich des Wassereintritts - Änderung des Bodenwasservorrats. In den meisten Fällen dürften beide Prozesse gleichzeitig nebeneinander ablaufen und somit ihren Anteil am Wasserregime des Bodens haben. Die allseitige Offenheit des Bodenkörpers bedingt, daß sich der Wassergehalt des Bodens außer durch das auf den Boden gelangende Niederschlags- und das abgeführte Sickerwasser noch durch andere Zufuhrgrößen, wie zufließendes Oberflächen- und Seitenwasser und auf der Abgabeseite durch die Evapotranspiration sowie abfließendes Oberflächen- und Seitenwasser verändern kann. Die potentiellen Größen seitlicher Zu- und Abfluß konnten wir wegen der ebenen Lage unseres Versuchsstandortes für die Bilanzierung außerachtlassen (RENGER u. Mitarb., 1974).

Die Niederschlagsmengen wurden mittels kontinuierlich aufzeichnendem Regenmesser direkt am Standort registriert. Zur Bestimmung der Evapotranspiration wurde die Berechnungsweise von Haude zugrundegelegt (HAUDE, 1955). Diese potentiellen Verdunstungswerte stehen in enger Beziehung zur realen Evapotranspiration (RENGER u. Mitarb. 1974) und sollen zumindest für das Winterhalbjahr mit der aktuellen Verdunstung gut übereinstimmen (FOERSTER, 1973). Wegen der unterdurchschnittlich geringen Niederschlagsmengen am Versuchsstandort in den beiden Untersuchungsjahren 1973 und 1974 (Abbildung 1) ist für die bewachsenen Parzellen in den Sommermonaten ein Sickerwasseranfall ohnehin auszuschließen. Für die Brachevarianten, die auch während der Sommermonate niederschlagsbedingt zuweilen abwärts gerichtete Wasserbewegungen zeigten, wurden in Anlehnung an die Ergebnisse von v. WISTINGHAUSEN (1971) 85% der potentiellen Verdunstung bei der Bilanzierung berücksichtigt.

Zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes - und damit auch der Vorratsgröße - wurde einmal die pF-Charakteristik des Bodenprofils erstellt (Abbildung 2), zum anderen wurden mittels 6 Tensiometern in 30, 60, 90, 120, 150 und 180 cm Bodentiefe (Abbildung 3) die Saugspannungen im Zeitablauf gemessen.

Um bei dieser Art der Sickerwasserberechnung anhand der Wasserhaushaltsgleichung Mißdeutungen auszuschließen, erschien es notwendig, für den bilanzierenden Zeitraum Klarheit über die Richtung der Wasserbewegung im Boden zu bekommen. Die Bewegungsvorgänge des Wassers im Boden lassen sich auf unterschiedliche Energiezustände - Potentiale - zurückführen. Das hydraulische Potential - die Vektorsumme aus Gravitations- und Matrixpotential - beschreibt diese Bewegungsvorgänge des Wassers im Boden. Ursache jeder Wasserbewegung im Boden ist eine Potentialdifferenz, hydraulischer Gradient genannt. Errechnet sich ein positiver Gradient, ist die Wasserbewegung aufwärts, bei negativem ist sie abwärts gerichtet. Weiterhin

ist für die Entscheidung einer Sickerwasserzuordnung zu berücksichtigen, daß im Bodenprofil zum gleichen Zeitpunkt sowohl aufwärts als auch abwärts gerichtete Wasserbewegungen ablaufen können. Die Grenze zwischen diesen entgegengesetzt gerichteten Bewegungen bildet die sogenannte hydraulische Wasserscheide.

Anhand unserer Tensiometermessungen konnten wir die Matrixpotentiale ermitteln und unter Einbeziehung der Gravitationspotentiale auch die hydraulischen Potentiale errechnen<sup>+</sup>). Die auf diese Weise mögliche Beobachtung der Wasserbewegung bewahrte in einigen Fällen vor Fehlinterpretationen bei der Sickerwasserberechnung.

Aus den Saugspannungsmessungen und dem daraus abgeleiteten Ganglinienverlauf des hydraulischen Potentials sowie aus Grundwasserspiegelungen war zu entnehmen, daß sich auf unserem Versuchsstandort im Spätherbst und Winter ein Stauwasserhorizont in 120 - 150 cm Bodentiefe ausbildet. Da diese Stauwasserbildung selbst im verhältnismäßig trockenen Herbst/Winter 1973/74 eintrat, wurde die Sickerwassergrenze für unseren Standort zwischen den Tensiometer-Meßbereichen T 3 (76 - 103 cm Bodentiefe) und T 4 (106 - 135 cm Bodentiefe) angenommen haben.

Ein Auszug aus der Sickerwasserberechnung ist beispielhaft für den Zeitraum September - Dezember 1974 in der Tabelle 1 wiedergegeben. Für die Berechnung der absoluten Wassergehalte wurde ein Hysteresebetrag von 13,5% in Abzug gebracht. RICHTER ( 1973) ermittelte diesen Betrag für pF-Kurven, die im Desorptionsgang erstellt wurden.

Ein Vergleich der auf diese Weise berechneten Sickerwassermengen für Bewuchs- und Brache-Parzellen zeigt, daß unter den bewachsenen Parzellen in den für unseren Standort relativ trockenen Untersuchungsjahren 1973 und 1974 lediglich während der vegetationsfreien Winter- und Früh-

---

+Den Herren Dr. P. Benecke und Dr. F. Beese, Institut für Waldernährung und Bodenkunde der Universität Göttingen, sei für die Überlassung von geeigneten EDV-Programmen besonders gedankt.

jahrsmonate Sickerwasser auftrat; die Bracheparzellen lieferten dagegen bei entsprechenden Niederschlägen auch während der Sommermonate Sickerwasser (Tabelle 2).

## 2. Nährstoffgehaltsmessungen in der abgesaugten Bodenlösung

Zur Bestimmung der Nährstoffauswaschung ist weiterhin die Ermittlung der Nährstoffgehalte in den Saugwasserproben erforderlich, die in der Regel 14tägig auf dem Feld entnommen wurden.

Aus dem vergleichenden Felddüngungsversuch (Übersicht 1) werden nur einige markante Nährstoffgehaltsverläufe im Zeitraum 1973 und 1974 gegenübergestellt (FEGGER, 1975).

### Nitratgehalte

Die dominierende Rolle des Bewuchses für die Höhe der Nitratgehalte des Saugwassers insbesondere aus den oberen Bodenzonen läßt sich aus den Abbildungen 4 und 5 ableiten. Selbst auf der ungedüngten Brache-Variante wurden in der obersten Saugwasserentnahmetiefe (50cm) Maximalwerte von über 500 ppm  $\text{NO}_3$  gemessen (Abbildung 4). Unter dem Winterweizenbestand stiegen die Nitratgehalte dagegen nicht über 150 ppm. Die Nitratgehalte im Saugwasser aus der 2. Entnahmetiefe (100 cm) der ungedüngten Parzellen zeigen insbesondere im zweiten Versuchsjahr ansteigende Tendenz. Auf den mit Winterweizen bestandenen Parzellen war nach einem Frühjahrsanstieg zur Hauptnitrifikationszeit ein Rückgang der Nitratgehalte auf das Ausgangsniveau festzustellen.

Die hoch mit Stickstoff gedüngten Varianten (Abbildung 5) unterscheiden sich von den ungedüngten lediglich durch das höhere Nitrat-Niveau der Brachezellen. In der obersten Saugwasserentnahmetiefe wurden maximal über

900 ppm, in der 2. Entnahmetiefe fast 500 ppm  $\text{NO}_3$  und auch in der 3. Tiefe (150 cm) deutete sich die Tendenz eines Gehaltanstiegs im Versuchsjahr 1974 an. Auf den bewachsenen Parzellen der hochgedüngten Variante waren dagegen keine oder nur unwesentlich höhere Gehalte gegenüber der ungedüngten Variante nachzuweisen.

### Phosphat- und Kaligehalte

Es wurden auf allen Parzellen niedrige P-Gehalte im Saugwasser gemessen (Abbildung 6). Eindeutige Unterschiede zwischen Bewuchs- und Brachevarianten waren nicht festzustellen (Vergleich der Kurvenläufe der unteren beiden Darstellungen - DV VI, V II). Auch in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Saugwasser-Entnahmetiefen sind keine Unterschiede erkennbar. Die P-Gehalte im Saugwasser aus 1 m Entnahmetiefe der unterschiedlich hoch mit Phosphat gedüngten Varianten (Kurvenverläufe der oberen Darstellung, V I; DV 1 = ohne Phosphatdüngung, DV 9 = 180 kg/ha  $\text{P}_2\text{O}_5$  jährlich) sind nahezu identisch.

Bei den K-Gehalten des Saugwassers (Abbildung 7) sind die höheren Werte in der obersten Bodenzone der Brachevarianten auf den im Gegensatz zu den bewachsenen Parzellen fehlenden K-Entzug der Pflanzen zurückzuführen. Die bei Versuchsbeginn zu beobachtenden höheren K-Gehalte bei fast allen Varianten und Saugwasserentnahmetiefen dürften meßtechnisch bedingt sein. Trotz mehrmaligem Durchspülen mit destilliertem Wasser vor dem Einbau in den Boden wurde anscheinend bei den ersten Saugwasser-Probenahmen noch Kalium aus dem Kerzenmaterial freigesetzt (EL BASSEM, 1972).

### Nährstoffauswaschung

Aus den Sickerwassermengen wurden durch Multiplikation mit den Nährstoffgehalten des Saugwassers aus 1 m Entnahmetiefe die Nährstoffaus-

waschungsmengen berechnet.

In den trockenen Versuchsjahren 1973 und 1974 war die Stickstoffauswaschung in Form des  $\text{NO}_3$  auf den bewachsenen Varianten unseres Düngungsversuches gering (Tabelle 3). Ein Zusammenhang zwischen N-Düngung und -Auswaschung ist nicht nachweisbar.

Bei den Bracheparzellen (Tabelle 4) wurden dagegen erhebliche N-Mengen von 100 bis über 200 kg/ha N ausgewaschen. Eine Düngungsabhängigkeit der N-Auswaschung ist auch bei den Brachevarianten nicht abzuleiten.

Die jährlichen P-Auswaschungsverluste betragen weniger als 0,5 kg/ha P. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit den Angaben anderer Autoren (MUNK, 1972; AMBERGER u. SCHWEIGER, 1973).

Auch die errechneten jährlichen K-Auswaschungsmengen überschritten selbst bei der mit 1500 kg/ha  $\text{K}_2\text{O}$  durch die hohe Müllklärschlammkompostgabe gedüngten Variante nicht 2,5 kg/ha K auf unseren Standort.

#### 4. Zusammenfassung

Zur Bestimmung der Nährstoffauswaschung unter Feldbedingungen wurden Saugvorrichtungen (Keramik-Kerzen) für Bodenwasser in 3 Bodentiefen ( 50 , 100 und 150 cm) auf den Parzellen eines Feldversuches installiert. Das in der Regel 14tägig entnommene Saugwasser wurde auf seinen Nährstoffgehalt ( $\text{NO}_3$ , P und K) analysiert.

Die Sickerwassermengen wurden anhand der Wasserhaushaltsgleichung berechnet . Dazu waren kontinuierliche Messungen des Niederschlages, der Verdunstung (Haude-Werte) und des Wassergehaltes im Boden

(pF-Charakteristik des Bodenprofils, Saugspannungen des Bodenwassers) erforderlich. Um eine eindeutige Zuordnung des Sickerwasseranteils zu ermöglichen, wurden zusätzlich die hydraulischen Gradienten für die interessierenden Bodenzonen bestimmt. Die Sickerwassergrenze wurde bei 1 m Bodentiefe angenommen.

Die Sickerwassermengen lagen bei den Brachevarianten des Feldversuches wesentlich höher als bei den bewachsenen Parzellen.

In den Nährstoffgehalten des Saugwassers wurden insbesondere beim Nitrat große Unterschiede zwischen den Brache- und Bewuchs-Varianten gefunden.

Hohe Stickstoffauswaschungen in Form des Nitrats wurden bei den Brache-Parzellen ermittelt. Phosphat und Kali wurden nur in vernachlässigbar geringen Mengen (Phosphat  $< 0,5$  kg/ha P, Kali  $< 2,5$  kg/ha K) ausgewaschen.



LITERATUR

- AMBERGER, A. u. P.SCHWEIGER (1973):  
Wanderung der Pflanzennährstoffe im Boden  
und deren Bedeutung in einer umweltbewußten  
Landwirtschaft.  
Die Bodenkultur  
24, S. 221 - 236
- CZERATZKI, W. (1971): Saugvorrichtung für kapillar gebundenes  
Bodenwasser.  
Landbauforschg. Völkenrode  
21, S. 13 - 14
- EL BASSEM, N. (1972): Aussagewert der chemischen Zusammensetzung  
einer durch Saugvorrichtung gewonnenen Boden-  
lösung. 1. Die kontinuierliche Gewinnung von  
Bodenlösungen und die Charakteristika der Saug-  
zelle.  
Landbauforschg. Völkenrode  
22, S. 37 - 40
- FEGER, U. (1975): Einfluß von Düngungsmaßnahmen auf die Aus-  
waschung von N, P und K unter Berücksichtigung  
der Sickerwasserbewegung auf Brache und land-  
wirtschaftlich genutzten Flächen  
Dissertation Göttingen
- FOERSTER, P. (1973): Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineral-  
düngung auf die Stoffbelastung ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , P  
und  $\text{SO}_4$ ) im Boden- und Grundwasser in Sand-  
böden Nordwestdeutschlands.  
Z. Acker- und Pflanzenbau  
137, S. 270 - 286
- HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst  
einfache Weise.  
Mitt. Dt. Wetterdienst  
2, H. 11, S. 1 - 24
- HOMEYER, B. u. a. (1974): Herstellung von Lysimetern mit Böden in natür-  
licher Lagerung (Monolith-Lysimeter) als Durch-  
lauf- Unterdruck- oder Grundwasserlysimeter.  
Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkde.  
136, S. 242 - 245

- KÖHNLEIN, J., M. OEHRING u.G. SPIELHAUS (1966):  
Nährstoffauswaschung aus der Ackerkrume von  
sechs schleswig-holsteinischen Böden in den  
Unterboden.  
Z. Acker- u. Pflanzenbau  
124, S. 212 - 233
- MUNK, H. 1972):  
Zur vertikalen Wanderung mineralischer  
Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung.  
Landw. Forschg.  
27, Sh., S. 192 - 199
- PFAFF, C. (1950):  
Lysimeterversuche.  
Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkde.  
93, S. 93 - 118
- PFAFF, C. (1963):  
Das Verhalten des Stickstoffs im Boden nach  
langjährigen Lysimeterversuchen.  
Z. Acker- u. Pflanzenbau  
117, S. 77 - 99
- RENGER, M., O. STREBEL u. W. GIESEL (1974):  
Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer  
und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klima-  
tischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen  
Kennwerten.  
4. Bericht: Grundwasserneubildung  
Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung  
15, S. 353 - 366
- RICHTER, W. (1973):  
Bestimmung natürlicher pF-Charakteristiken an  
einer Löß-Parabraunerde.  
Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.  
18, S. 58 - 65
- VÖMEL, A. (1965):  
Der Versuch einer Nährstoffbilanz am Beispiel  
verschiedener Lysimeterböden.  
Z. Acker- u. Pflanzenbau  
123, S. 155 - 188

VÖMEL, A. (1970):

Nährstoffeinwaschung in den Unterboden und  
Düngerstickstoffumsatz dargestellt an Klein-  
lysimeterversuchen.

Z. Acker- u. Pflanzenbau

132, S. 207 - 226

WISTINGHAUSEN, E. v. (1971):

Die Verlagerung von Nitrat und anderen Ionen im  
Boden und die Wirkung der Bewirtschaftung auf  
diesen Vorgang.

Dissertation Hohenheim

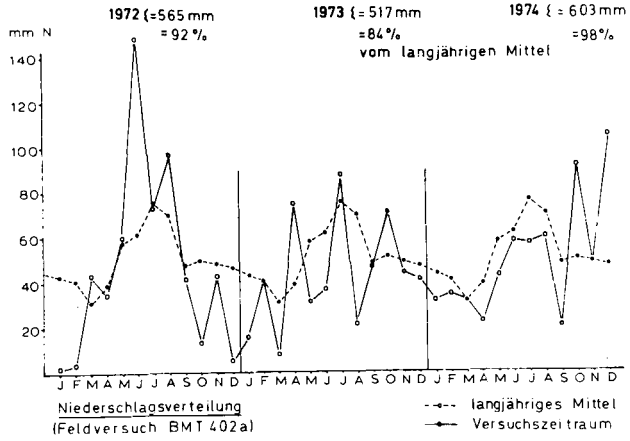


Abb. 1 Niederschlagsverteilung 1972-1974 im Vergleich zum langjährigen Mittel für den Versuchsstandort Lenglern

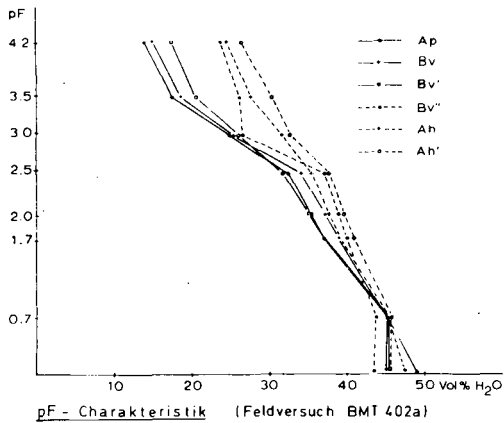


Abb. 2 pF-Charakteristik des Bodens (Versuchsstandort Lenglern)

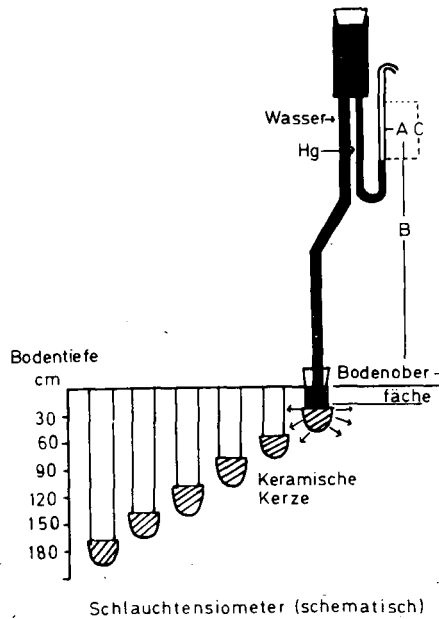


Abb. 3 Schlauchtensiometer in verschiedenen Bodentiefen zur Bestimmung der Bodenwasser-Saugspannungen

Tab. 1

Absolute Wassergehalte der Kompartimente  $K_1$  bis  $K_6$  sowie Wasservorratsänderungen innerhalb des Bilanzzeitraumes 1974 für bewachsene Parzellen (BMT 402a)  
- Angaben in mm -

Monat Tag	Sep 273	Okt 304	Nov 332	Dez 365
$K_1$	126,9	149,8 ± 0	149,8 ± 0	149,8
$K_2$	80,2	102,2 ± 0	102,2 ± 0	102,2
$K_3$	89,8	108,2 ± 3,4	111,6 ± 1,3	112,9
$K_4$	92,4	91,9	113,4	113,4
$K_5$	94,4	-0,5	93,9 ± 21,5	113,4 ± 0
$K_6$	96,0	-0,5	98,1 ± 19,5	113,4 ± 0
$K_6$	96,0	+2,1	98,1 ± 15,3	113,4 ± 0
$dR_{K_1-K_3}$	+62,0	-3,0	+1,0	
ET I	-16,0	-22,0	-12,0	
N	+92,0	+48,0	+105,0	
$S(N=S \cdot ETI \pm dR)$	14,0	23,0	92,0	
$S(dR)$	-	-	-	

Tab. 2 Sickerwasseranfall bei bewachsenen und Brache - Parzellen  
im 2. Halbjahr 1973 und im Jahr 1974 BMT 402a)

Jahr	Quartal	Monat	Sickerwasser in mm	
			Bewuchs	Brache
1973	3	Juli	0	3
		August	0	3
		September	0	1
			0	7
	4	Oktober	0	12
		November	0	27
Dezember		6	17	
Summe			6	56
1974	1	Januar	17	17
		Februar	14	14
		März	3	17
			34	48
	2	April	4	7
		Mai	0	5
		Juni	0	4
			4	16
	3	Juli	0	22
		August	0	1
		September	0	2
			0	25
4	Oktober	14	14	
	November	23	38	
	Dezember	92	91	
		129	143	
Summe			167	232

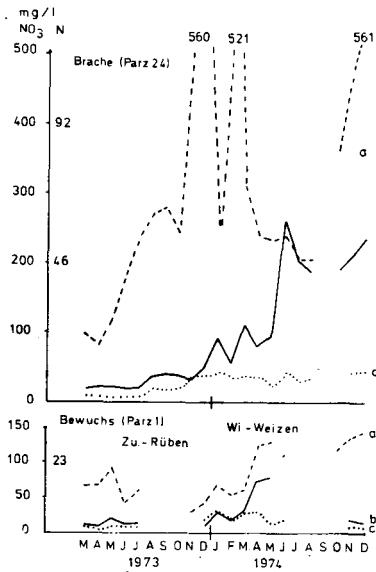
Feldversuch BMT 402a (1973/74)

Düngungsvariante	1973		1974	
	Zuckerrüben	Winterweizen	Zuckerrüben	Winterweizen
N <sub>0</sub>	0	0		
N <sub>1</sub> (kg/ha N als KAS)	100	80		
N <sub>2</sub> (kg/ha N als KAS)	200	160		
(MKK) <sub>1</sub> *)	100	(+80min) **)		
(MKK) <sub>2</sub> *)	200	(+80min) **)		
P <sub>0</sub>	0	0		
P <sub>1</sub> (kg/ha P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> als Superphosphat)	120	120		
K <sub>0</sub>	0	0		
K <sub>1</sub> (kg/ha K <sub>2</sub> O)	240	120	(Kalimagnesia)	(50er Kali)

\*) (MKK) = kg/ha N als Mülklärschlammkompost, gerechnet bei 20%iger N - Ausnutzung bzw.-Verfügbarkeit

\*\*) min = mineralische N - Gabe als KAS

Übersicht 1 Düngungsplan des Feldversuchs Lenglern



NO<sub>3</sub>-im Saugwasser  
 Düngungsvariante N<sub>0</sub> (BMT 402a)  
 Entnahmetiefen: a = 50 cm  
 b = 100 cm  
 c = 150 cm

Abb. 4 NO<sub>3</sub>-Gehalte im Saugwasser der Düngungsvariante N<sub>2</sub>

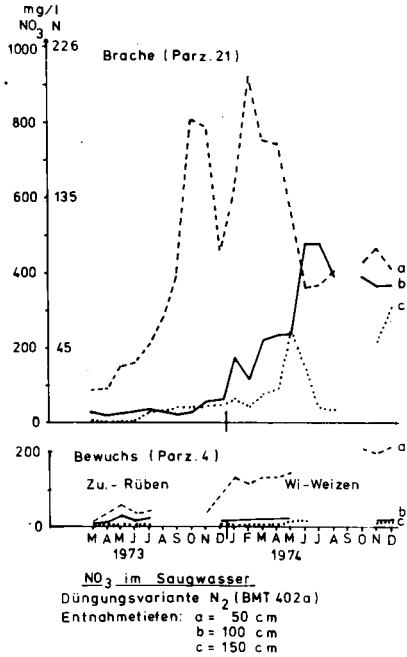


Abb. 5 NO<sub>3</sub>-Gehalte im Saugwasser der Düngungsvariante N<sub>2</sub>

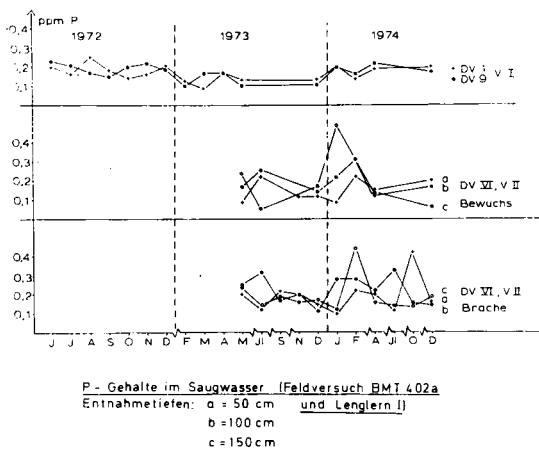


Abb. 6



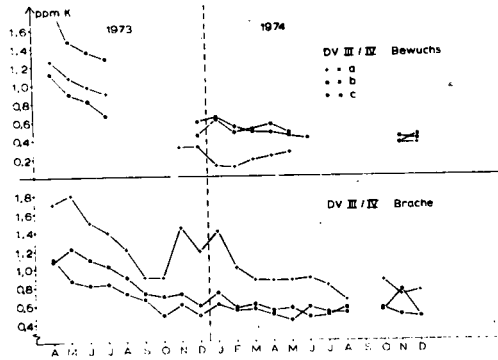


Abb. 7

K - Gehalte im Saugwasser (Feldversuch BMT 402a)  
 Entnahmetiefen a = 50 cm  
 b = 100 cm  
 c = 150 cm

Tab. 3

Stickstoff - Auswaschung bei bewachsenen Parzellen  
im 2. Halbjahr 1973 und im Jahr 1974 (BMT 402a)

Jahr	Monat	Sickerwasser in mm	Düngervarianten (Angaben in kg/ha N)				
			N <sub>0</sub>	N <sub>1</sub>	N <sub>2</sub>	(MKK) <sub>1</sub>	(MKK) <sub>2</sub>
1973	Juli	-	-	-	-	-	-
	August	-	-	-	-	-	-
	September	-	-	-	-	-	-
	Oktober	-	-	-	-	-	-
	November	-	-	-	-	-	-
	Dezember	6,0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5
	Summe	6,0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5
1974	Januar	17,0	0,9	0,7	2,2	1,4	1,5
	Februar	14,0	0,7	0,6	1,2	1,0	1,0
	März	3,0	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2
	April	4,0	0,6	0,4	0,7	0,5	1,0
	Mai	-	-	-	-	-	-
	Juni	-	-	-	-	-	-
	Juli	-	-	-	-	-	-
	August	-	-	-	-	-	-
	September	-	-	-	-	-	-
	Oktober	14,0	-	-	-	-	-
	November	23,0	1,5	3,0	3,9	4,8	5,4
	Dezember	92,0	3,1	2,6	9,7	12,3	14,2
	Summe	167,0	7,0	7,5	18,0	20,3	23,3
Summe 1973/74	173,0	7,2	7,8	18,3	20,6	23,8	

Stickstoff - Auswaschung bei Brache - Parzellen  
im 2. Halbjahr 1973 und im Jahr 1974 (BMT 402a)

Tab. 4

Jahr	Monat	Sickerwasser in mm	Düngungsvarianten (Angaben in kg/ha N)				
			N <sub>0</sub>	N <sub>1</sub>	N <sub>2</sub>	(MKK) <sub>1</sub>	(MKK) <sub>2</sub>
1973	Juli	3,0	0,2	0,7	0,3	0,4	0,9
	August	3,0	0,3	0,8	0,3	1,1	1,1
	September	1,0	0,1	0,3	0,1	0,4	0,4
	Oktober	12,0	1,8	3,5	1,8	4,5	4,5
	November	27,0	4,7	8,8	5,2	10,4	11,1
	Dezember	17,0	2,2	4,5	3,5	9,7	14,2
	Summe	63,0	9,3	27,9	11,2	26,3	32,2
1974	Januar	17,0	4,0	8,4	6,3	11,0	13,9
	Februar	14,0	1,9	5,5	3,7	7,6	13,0
	März	17,0	4,1	9,9	6,7	18,1	15,2
	April	7,0	1,1	5,6	3,7	4,6	6,2
	Mai	5,0	1,5	4,4	2,7	3,5	2,5
	Juni	4,0	2,8	3,4	2,8	4,9	2,7
	Juli	22,0	16,2	17,6	14,0	24,6	15,4
	August	1,0	0,6	0,8	0,8	0,9	0,7
	September	2,0	-	-	-	-	-
	Oktober	14,0	8,8	13,1	13,0	14,9	7,9
	November	38,0	24,6	51,3	30,8	34,9	17,5
	Dezember	91,0	50,6	71,8	85,1	30,2	45,5
Summe	232,0	116,2	162,5	169,6	205,2	141,5	
Summe 1973/74	295,0	125,5	190,4	180,8	231,5	173,7	



Sickerwasser-Quantität und-Qualität von Muschelkalkböden  
(Braunlehm - Rendsina) unter Sozialbrache- und Rekultivie-  
rungsflächen

von  
Volker Thomsen +)

Die aus hartem Kalkstein hervorgegangenen Verwitterungs-  
böden werden heute vielfach als Grenzböden angesehen, d.h.  
ihre agrarische Nutzung liegt derzeit unterhalb der Rentab-  
ilitätsgrenze. Die Landwirtschaft zieht sich von ihnen zu-  
rück und überläßt die Flächen einer unkontrollierten Vege-  
tationsentwicklung. Die Brachevegetation ist gekennzeichnet  
durch ein im Laufe der Jahre immer dichter zuwachsendes Ge-  
strüpp aus Dornbüschen. Die hier vorgestellte Untersuchung  
soll einen Beitrag liefern zu der Frage: wie wirken sich  
Sozialbrache und verschiedene Arten und Intensitäten land-  
wirtschaftlicher Nutzung aus auf die Höhe der Sickerwasser-  
spende und den Nährstoffverlust einer flachgründigen, grund-  
wasserfernen Rendsina.

Boden:

schwach verbrauchte Rendsina auf einer Frostschuttdecke aus  
Trochitenkalk (mo<sub>1</sub>).

A<sub>p</sub> 18 cm , kalkfrei    pH 6,2    39% Ton    KAK 32 mval/100g  
B<sub>v</sub> 3 cm  
C<sub>v</sub>

maximale FK 93 mm, nFK 58 mm, Grundwasserspiegel: 180 m u.F.

Methode:

Die Untersuchungen werden durchgeführt in Lysimetern von  
1 m<sup>2</sup> Oberfläche und 1m Tiefe. Man kann bei dem flachgrün-

---

+ ) Institut für Bodenkunde 34 Göttingen v.Siebold-Str.4

digen Boden davon ausgehen, daß alles Wasser, welches in 1 m Tiefe auftritt, den Boden endgültig verlassen hat und in den Klüften des Kalksteins ungespannt zum Grundwasser abfließt. Bei den Lysimetern handelt es sich um aus Eisenblechplatten zusammengeschweißte Wannen, abgedichtet mit Polyester und Glasfasermatte. Die Wannen wurden in vorher ausgehobene Gruben eingesetzt und mit dem Aushub befüllt, wobei letzterer sorgfältig dosiert wurde entsprechend dem Profil der Grubenwand. Das am Lysimeterboden austretende Sickerwasser wird gesammelt, wöchentlich entnommen und analysiert.

Versuchsvarianten:

Weizen gedüngt (80 kg N/ha) und ungedüngt

Gras gedüngt (80 kg N/ha) und ungedüngt

Brachvegetation: von uns wurden auf den Parzellen Sträucher angepflanzt und die Flächen dann einer freien Folgevegetation überlassen unbewachsen.

Jede der sechs Varianten hat zwei Parallelen; mehr waren nicht möglich wegen des baulichen Aufwandes.

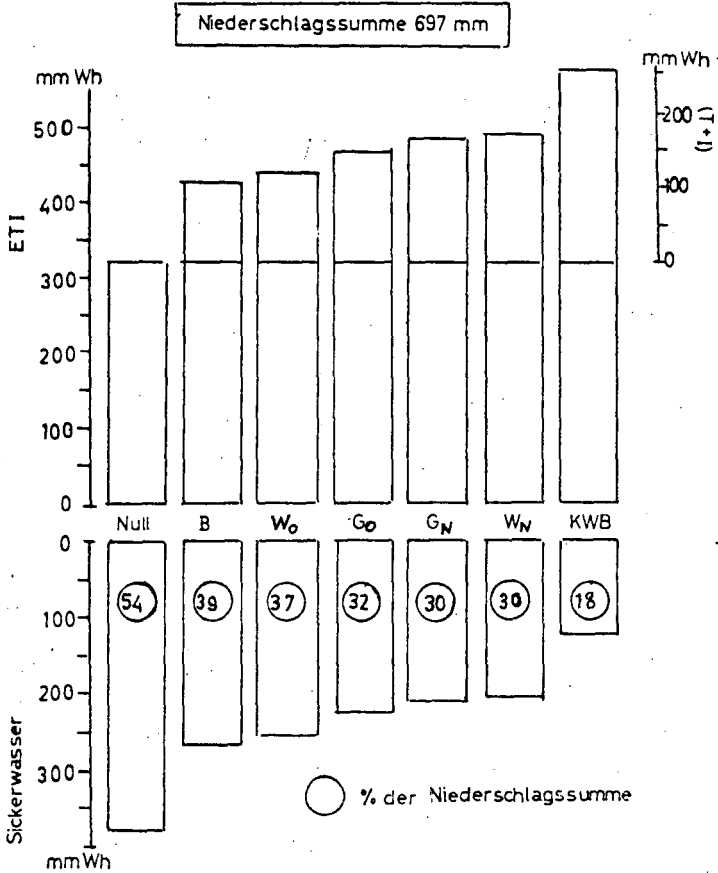
Berichtszeitraum; Witterungsverlauf:

Das Vorhaben erstreckt sich über mehrere Jahre; hier soll berichtet werden über das erste Meßjahr vom 1.11.1973 bis 31.10.1974. Der Winter war frost- und schneearm, der Sommer kühl, regenreich und sonnenscheinarm. Längere Trockenperioden mit Sonnenschein und hohen Verdunstungsraten gab es im Frühjahr (März, April) und im Herbst (Ende August bis Mitte Oktober). Die letzte Oktoberdekade brachte ausgiebige Niederschläge; sie reichten aus, um sämtliche Varianten bis zur Feldkapazität aufzufüllen und Unterschiede im Austrocknungsgrad auszugleichen. Die Jahressumme des Niederschlages betrug 697 mm und verfehlte das langjährige Mittel von 699 mm nur geringfügig. Die Niederschlagsverteilung war ungleichmäßig: in 9 Monaten des Jahres wurde das Soll unterschritten; dafür wurde es im November, Juni und Oktober so stark überschritten, daß das Jahressoll doch erreicht wurde.

Abb. 1

Sickerwasserrate, -quote, ETI und  
vegetationsspezifischer Wasserverbrauch

Lysimeter Drakenberg: Nov. 1973 - Okt. 1974



Varianten: Null = unbewachsen, B = Buschparzelle  
W<sub>0</sub> = Weizen ungedüngt, W<sub>N</sub> = Weizen gedüngt  
G<sub>0</sub> = Gras ungedüngt, G<sub>N</sub> = Gras gedüngt  
KWB = klimatische Wasserbilanz



## Ergebnisse

### Quantität des Sickerwassers

Da der Boden zu Beginn und am Ende des Berichtsjahres maximale Feldkapazität hatte, können wir bei Betrachtung der Jahreswerte des Wasserhaushaltes das Vorratsglied außer acht lassen. Abb.1 zeigt die Sickerwasserspense der Varianten sowie ihre durch Subtraktion ermittelte Evapotranspirationsrate. Die höchste Sickerwassermenge spendeten erwartungsgemäß die unbewachsenen Parzellen mit 379 mm = 54% des Niederschlages; es folgen die Varianten Brachvegetation mit 39% und Weizen ungedüngt mit 37%. Beide gedüngten Varianten liegen mit 30% gleichauf. Gras ungedüngt nimmt mit 32% eine Mittelstellung ein. Zum Vergleich ist rechts in der Abbildung die klimatische Wasserbilanz aufgeführt; die Sickerwassermenge wurde hier als Restgröße ermittelt aus Niederschlag minus  $ETI_{pot}$ , letztere berechnet aus dem täglichen Sättigungsdefizit der Luft um 14 Uhr nach HAUDE. Es wird deutlich, daß die aktuelle ETI hinter der potentiellen zurückbleibt; die Differenz beträgt 80 - 140 mm.

"Vegetationsspezifischer Wasserverbrauch" bedeutet die Differenz in der Verdunstungshöhe der bewachsenen zu den unbewachsenen Parzellen. Auf den letzteren ist die Verdunstung allein durch Evaporation hervorgerufen, und man kann - grob verallgemeinernd - sagen, daß die Wassermenge, die auf den bewachsenen Parzellen mehr verbraucht wurde, der Transpiration und Interzeption zuzurechnen ist. Die gedüngten Bestände verbrauchen 170 bis 175 mm, Weizen ungedüngt 120 mm, bewachsene Brache 110 mm. Gras ungedüngt liegt mit 150 mm in der Mitte.

### Qualität des Sickerwassers

Die Qualität des Sickerwassers soll beurteilt werden nach seinem Gehalt an Stickstoff ( $NH_4$ ,  $NO_3$ ), Kalium, Calcium, Magnesium, Natrium, Chlorid und Sulfat. Tab.1 gibt eine Übersicht über Größenordnung und Streuung der Konzentrationen der Ionen, bestimmt an zwei zeitlich auseinander liegenden Abläufen desselben Lysimeters.



Tab.1 Beschaffenheit des Sickerwassers  
(Lysimeter 1a <sup>+</sup>) Drakenberg Winterhalbjahr 1973/74)  
(mg/l)

	SO <sub>4</sub> <sup>--</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Cl <sup>-</sup>	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N
Bei hoher Sickerwasserspende (27.12.73)	110	23	23	169	4,5	3,4	2,4	0
Bei niedriger Sickerwasserspende (1.4.74)	108	37	16	174	6,2	4,6	3,2	0,2

<sup>+</sup>) Schwarzbrache nach Weizen; Herbstdüngung mit 80 kg/ha Thomaskali

An Kationen ist vor allem Ca enthalten, wegen des Kalkgesteins im C-Horizont. Der geringe K-Anteil ist der reichlichen Ausstattung des A<sub>p</sub> mit Illiten zuzuschreiben, die das Düngerkalium schnell fixieren. Dasselbe gilt für das NH<sub>4</sub>-Ion. Der hohe Sulfatgehalt läßt darauf schließen, daß im Kalkstein auch Gipsanteile vorhanden sind.

In Tab.2 ist für dasselbe Lysimeter der Jahres-Nährstoffaustrag angegeben. Der Oktober wurde als Wiederauffüllungsmonat vom Sommerhalbjahr abgesondert.

Tab.2 Austrag von Nährstoffen im Sickerwasser  
(Lysimeter 1a <sup>+</sup>) Drakenberg Nov.1973 - Okt.1974)  
(kg/ha)

	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub> -N	Cl	Ca	Mg	Na	K	NH <sub>4</sub> -N
Nov.- April	220	52	56	302	10	8	6	0,06
Mai - Sept.	11	2	1	18	1	0,5	0,7	0,09
Oktober	77	8	3	56	2	3	1	0,11
Jahr	308	62	60	376	13	11	8	0,3

<sup>+</sup>) Sommerweizenbestand. Düngung am 6.5.74: 40 kg NH<sub>4</sub>-N/ha + 40 kg NO<sub>3</sub>-N/ha.

Ca und  $\text{SO}_4$  weisen mit je über 300 kg/ha die höchsten Auswaschungsbeträge auf; es folgen Cl und  $\text{NO}_3\text{-N}$  mit ca. 60 kg/ha; die übrigen Kationen liegen bei 10 kg.  $\text{NH}_4$  wird so gut wie gar nicht ausgewaschen. Es ist also bei der Stickstoffauswaschung im wesentlichen die Nitratform beteiligt; die Höhe des Nitrat-austrages geht aus Tab.3 hervor.

Tab.3 Austrag von Nitratstickstoff im Sickerwasser

(Lysimeter Drakenberg Nov.1973 - Okt. 1974)

(kg  $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ )

	So.-Weizen		Wiese		Brache	
	+80 kgN	ungedüngt	+80 kg N	unged.	mit Gebüsch	unbe- wachsen
Nov.- April	49,3	57,6	61,8	46,6	59,3	32,9
Mai - Sept.	3,1	6,9	6,4	4,9	9,2	35,2
Oktober	7,1	13,2	0,01	0,03	1,3	27,8
Jahr	59,5	77,7	68,2	51,5	69,8	95,5

Die Stickstoffdüngung ( je zur Hälfte als Ammonium- und Nitrat-N) erfolgte Anfang Mai; sie konnte also im Winterhalbjahr (obere Zeile) noch nicht zum Tragen kommen. Die in dieser Zeit auftretenden Unterschiede in der Auswaschungshöhe müssen zurückgeführt werden auf die unterschiedlichen Sickerwasserspenden beim Abschmelzen der durch Verwehung ungleichmäßig aufliegenden Schneedecke. Eine Differenzierung nach Vegetationsform und -Intensität erfolgt in den Sommermonaten, und hier wird deutlich: die Höhe der N - Auswaschung im Sommer ist abhängig von der Dichte des Pflanzenbestandes und somit von der Düngungshöhe. Der Zusammenhang ist der:

1. Je dichter der Pflanzenbestand, umso geringer die Sickerwasserrate

2. Je dichter der Pflanzenbestand, umso niedriger ist die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Sickerwasser.

Der zuletzt genannte Effekt wird besonders deutlich an den  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen der ersten Lysimeterabläufe nach der Wiederauffüllung im Oktober, wie sie in Tab.4 angegeben sind.

Tab.4 Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser nach der herbstlichen Wiederauffüllung der Lysimeter

(Lysimeter Drakenberg 28.10 und 4.11.1974)

(mg  $\text{NO}_3^-$ -N/l)

	So.- Weizen <sup>+</sup> )		Wiese		Brache	
	gedüngt	ungedüngt	gedüngt	ungedüngt	mit Gebüsch	unbe- wachsen
28.10.	14,1	21,8	0,07	0,07	2,3	35,0
4.11.	22,1	28,7	0	0	2,0	27,0

<sup>+</sup>) Ernte erfolgte am 29.8.; zum Zeitpunkt der Wasserentnahme hatte die Parzelle also schon zwei Monate in Schwarzbrache gelegen.

Die abgeernteten Weizenparzellen liegen in ihrem Nitratgehalt etwa so hoch wie die auch im Sommer unbewachsenen Varianten (20-30 mg/l), während dort, wo auch jetzt noch Vegetation steht, die  $\text{NO}_3^-$ -Gehalte unbedeutend bleiben (0-2 mg/l). Die Differenz im  $\text{NO}_3^-$ -Austrag zwischen "Weizen" und "unbewachsen" (Tab.3, Zeile 3) im Oktober ist also allein der stärkeren sommerlichen Austrocknung der Weizenvariante zuzuschreiben.

Ob die Vegetation auch im Winter, der Hauptlieferungszeit für Sickerwasser, ihre Nitrat-zurückhaltende Wirkung aufrecht erhalten kann, ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

Vertikale Wasserbewegung und Nitratverlagerung  
unterhalb des Wurzelraumes

von

Strebel, O.<sup>+</sup>, M. Renger<sup>++</sup> und W. Giesel<sup>+</sup>

Die Nitratverlagerung im Boden ist bereits Gegenstand zahlreicher Untersuchungen gewesen (vgl. z. B. die zusammenfassenden Übersichten von KOLENBRANDER 1969, 1971, JUNG 1972, CZERATZKI 1973). Trotzdem sind die Kenntnisse über den Nitrattransport unterhalb des Wurzelraumes noch lückenhaft (z. B. NOIRFALISE 1974), vor allem fehlt es an Untersuchungen unter Geländebedingungen.

Unsere Geländeuntersuchungen erfolgten in der Umgebung Hannovers (ca. 600 mm mittl. Jahresniederschlag) auf ebenen Standorten unter Acker-  
nutzung (ortsübliche Fruchtfolge und Düngung), unter Grünland (seit 1969 nicht mehr gedüngt) und unter ungedüngten Kiefernbeständen. Es sind grundwasser-nahe Standorte mit Gley-Podsolen aus Mittel-Feinsand (Grundwassertiefe 80 - 150 cm) und außerdem grundwasser-ferne Standorte mit Podsolen aus Mittel-Feinsand und einer Parabraunerde aus Löss (Grundwassertiefe 250 - 300 cm). In den hier behandelten Zeitperioden bzw. Bodentiefen unterhalb des Wurzelraumes handelt es sich stets um abwärts gerichtete Nitratverlagerung, also um Nitratauswaschung.

---

<sup>+</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 3000 Hannover 51, Postfach 51 01 53

<sup>++</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 3000 Hannover 51, Postfach 51 01 53

Wir gehen von der vereinfachenden Annahme aus, daß die vertikale Verlagerung im wesentlichen durch Massenfluß erfolgt. Die Nitratauswaschung ergibt sich dann als Produkt aus Sickerwasserfluß und Nitratkonzentration im Sickerwasser. Zur Bestimmung der Konzentration wurde die Bodenlösung über Bodensonden wöchentlich einmal mit 4 - 6 Parallelen je Tiefe entnommen. Als Saugkörper für die Sonden verwenden wir Zellen aus Nickelsintermetall (Porenvolumen  $< 1 \text{ cm}^3$ , Wasserleitfähigkeit 0,3 - 1 cm/Tag). Die Differenz  $\Delta \psi$  zwischen Bodenwasserspannung (mit Tensiometern gemessen) und angelegtem Unterdruck während der 1 - 4tägigen Ansaugperiode wird möglichst klein gehalten und ist nicht konstant.

Die Sickerwasserbewegung wurde über die klimatische Wasserbilanz ermittelt (Tageswerte von Niederschlag minus PENMAN-Verdunstung). Dabei dienten die mit Tensiometern gemessenen hydraulischen Gradienten in der Untersuchungstiefe als Kontrolle. Ein Vergleich dieses Näherungsverfahrens mit anderen Methoden ergab eine relativ gute Übereinstimmung (RENGER et al. 1975); Vergleichsuntersuchungen bei sandigen Böden sind noch im Gange.

Die Nitratauswaschung weist bekanntlich einen Jahresgang auf mit einem Maximum im Winterhalbjahr, wo eine stärkere Versickerung die Verdrängung des im Wurzelraum befindlichen Nitrats verursacht. Deshalb sind die Nitratkonzentrationen als Funktion der Zeit z. T. "Durchbruchkurven" sehr ähnlich (vgl. Abb. 1 Standort S 3). Die Ergebnisse auf 6 Sand-Standorten im niederschlagsreichen Winter 1974/75 sind in Abb. 1 - 3 dargestellt, wobei der Übersichtlichkeit wegen die wöchentlichen Meßdaten nicht eingetragen sind. Die Zahlen am Ende der Summenkurven für Sickerwassermenge bzw. Nitratauswaschung bezeichnen die jeweils erreichten Endwerte, die senkrechten Pfeile Zeitpunkt und Höhe (kg N/ha) einer mineralischen N-Düngung. Hohe Konzentration bei gleichzeitig hohen Versickerungsraten (= steiler Verlauf der Versickerungssummen-Kurve) führen zu erheblicher Nitratauswaschung, wie z. B. Mitte November - Mitte Januar bei S 3 und N 5. Andererseits kommen hohe Versickerungsraten auch durchaus mit geringen Konzentrationen zusammen vor, z. B. bei S 3 Ende März/Anfang April.

Bei ähnlichen Sickerwassermengen von 270 - 300 mm ist die Nitratauswaschung entscheidend von der Kulturart, also von Art und Dauer des Bewuchses und der Düngungsintensität abhängig. Unter ungedüngtem Grünland (N 4) und ungedüngten Kiefernbeständen (S 1, N 7) ist nur eine geringe Nitratauswaschung vorhanden. Die Nitratauswaschung bei S 3 (Vorfrucht Kartoffeln) ist größer als bei S 2 (Vorfrucht Winterroggen und Raps als Zwischenfrucht), der hohe Wert bei N 5 (Vorfrucht Kartoffeln) ist möglicherweise auch noch eine Spätfolge der 5 Jahre zurückliegenden Umstellung von Grünland- auf Ackernutzung.

Sickerwassermenge und damit Nitratauswaschung sind aber unter sonst gleichen Bedingungen von den jeweiligen Witterungsverhältnissen abhängig. Deshalb muß man die Häufigkeitsverteilung der jährlichen Sickerwassermengen kennen, die über die klimatische Wasserbilanz unter Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Wassermenge berechnet werden kann (RENGER et al. 1974). Die Häufigkeitsverteilung der jährlichen Sickerwassermengen (in mm/Jahr) für den Zeitraum 1955 - 1971 für 4 Standorte ergibt folgende Werte:

Häufigkeit in %	10	20	33	50	33	20	10
Gley-Podsol S 2	480	435 (341)	325	185	140	110	50
Podsol N 5	485	445 (376)	350	240	180	125	70
Podsol N 4	490	455 (381)	370	250	195	135	100
Parabraunerde	380	320	250 (206)	180	110	55	10

Die geklammerten Zahlen sind näherungsweise errechnete Jahressickerwassermengen unter Benutzung der Daten vom 1. 11. 1974 - 31. 5. 1975 und der Annahme, daß diese 80 % der Jahresversickerung betragen.

Wenn unter sonst gleichen Bedingungen eine enge Beziehung zwischen Jahresversickerung und jährlicher Nitratauswaschung besteht (z. B. KOLENBRANDER 1969), so könnte man über die Häufigkeitsverteilung der Jahresversickerung auch die der jährlichen Nitratauswaschung abschätzen, also aus kurzfristigen Meßdaten langfristige Mittel- und Extremwerte ausrechnen. Z. B. ergäbe sich bei gleicher Nutzung wie im Untersuchungszeitraum folgende mittlere jährliche Nitratauswaschung (Häufigkeit 50 %):

Standort	S 2	S 3	N 4	N 5	Parabraunerde
kg N/ha	18	33	3	74	47

Abb. 4 zeigt, daß neben der Nitratauswaschung auch die Verteilung des an die Grundwasseroberfläche angelieferten Nitrats im Aquifer als Funktion der Tiefe und der Entfernung vom Eintragungsort zur Beurteilung herangezogen werden sollte. Bei den Ackerstandorten S 3 und N 5 sind nahe unterhalb der Grundwasseroberfläche Zonen vorhanden, in denen Verdünnung und eventuell Abbau des angelieferten Nitrats erfolgen. Ausbildung und Mächtigkeit solcher Grundwasserzonen sind sicherlich jahreszeitenbedingt und von Vorbelastungen im Oberstrom, Fließgeschwindigkeit und Chemismus des Grundwassers abhängig.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft danken wir für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

#### Literatur

- CZERATZKI, W. : Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. *Landbauforschung Völkenrode* 23 (1), 1 - 18, 1973
- KOLENBRANDER, G. J. : Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. *Neth. J. agric. Sci.* 17, 246 - 255, 1969
- KOLENBRANDER, G. J. : Contribution of agriculture to eutrophication of surface waters with nitrogen and phosphorus in the Netherlands. *Rap. 10*, Institute for Soil Fertility, Haren-Groningen, 1971
- NOIRFALISE, A. : Ökologische Folgen der Anwendung moderner Produktionsmethoden in der Landwirtschaft. *Komm. Europ. Gem., Hausmitt. Landw.* 137, 1974
- JUNG, J. : Faktoren der Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden und Beziehungen zum Gewässerschutz. *Landw. Forsch.* 25 (4), 336 - 354, 1972

RENGER, M., STREBEL, O., GIESEL, W. : Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. 4. Bericht, Grundwasserneubildung. Z. f. Kulturtechnik u. Flurber. 15, 353 - 366, 1974

RENGER, M., STREBEL, O., GIESEL, W., v. HOYNINGEN-HUENE, J. : Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten von Böden (Verfahrensvergleich). Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Gesellsch. 22, 1975

STREBEL, O., RENGER, M., GIESEL, W. : Bestimmung des vertikalen Transports von löslichen Stoffen im wasserungesättigten Boden. Wasser u. Boden 25 (8), 252 - 253, 1973



Gley - Podsol aus Fein - Mittelsand

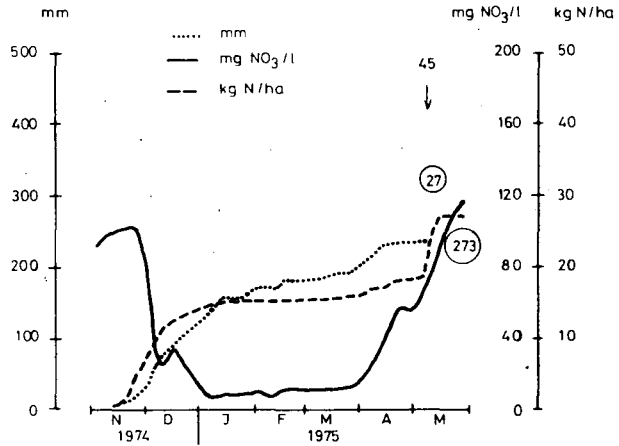
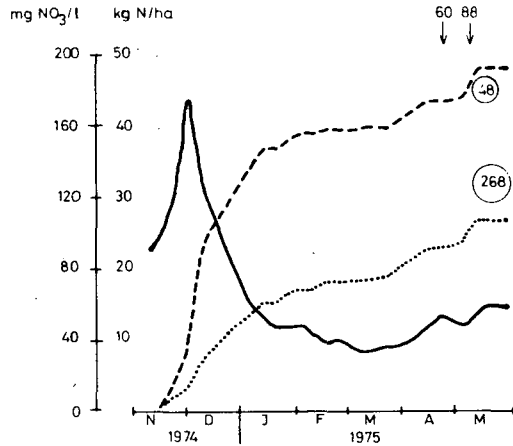
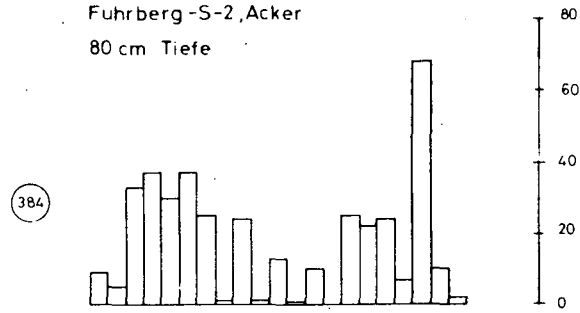
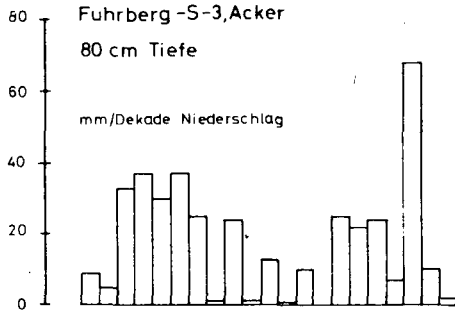


Abb. 1

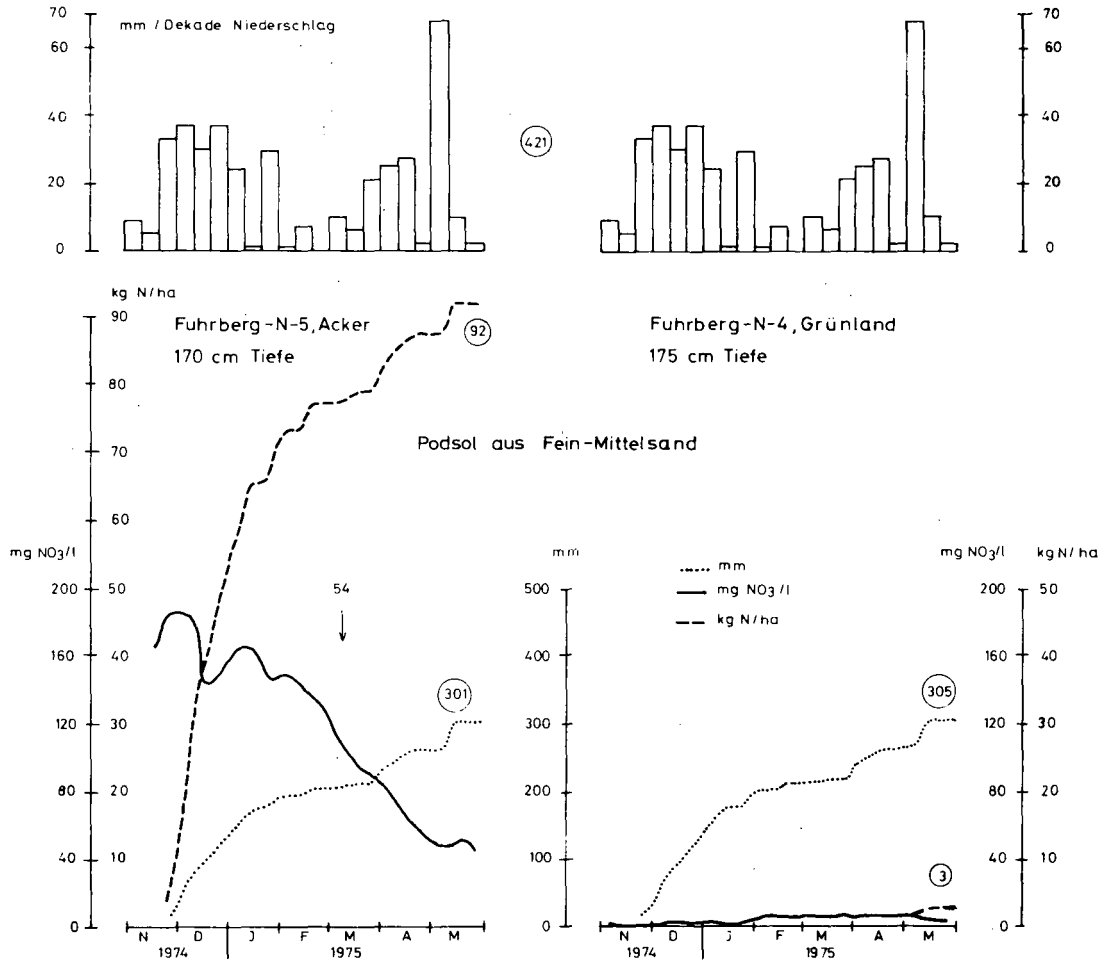
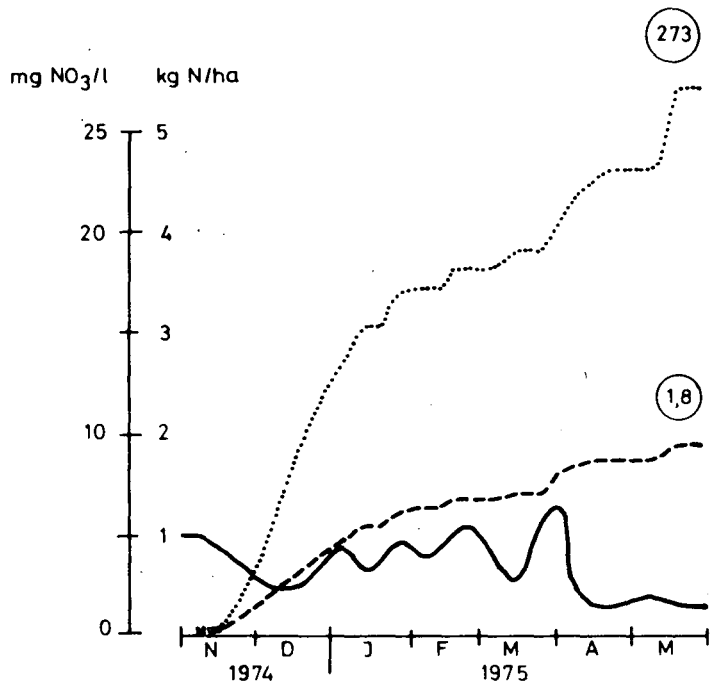


Abb. 2

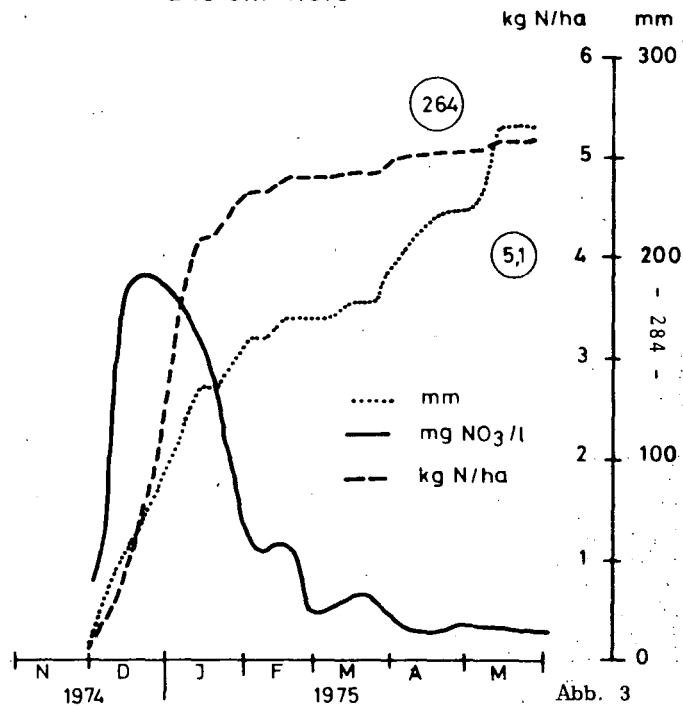
Gley-Podsol aus Fein-Mittelsand

Fuhrberg -S-1,Wald  
80 cm Tiefe



Podsol aus Fein-Mittelsand

Fuhrberg -N-7,Wald  
240 cm Tiefe



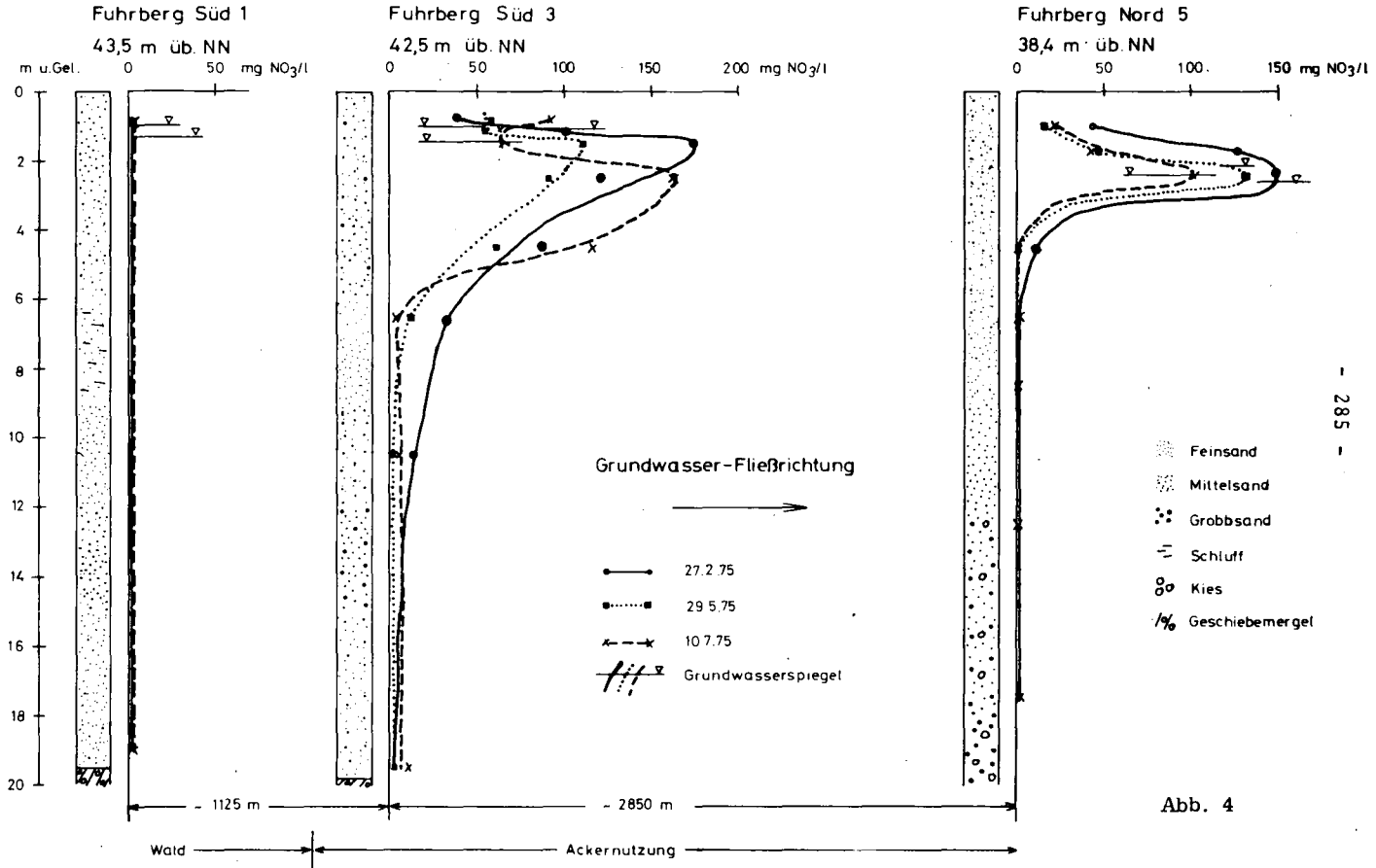


Abb. 4



Nitratauswaschung nach Kalkammonsalpeterdüngung in der  
Forstwirtschaft.

von

Weiger, H.<sup>+</sup>, und K. Kreutzer<sup>++</sup>

1. Einleitung und Fragestellung

Zur Steigerung des Holzzuwachses werden seit etwa 10 Jahren in mittelalten und älteren Nadelholzbeständen Düngungen mit Kalkammonsalpeter vorgenommen. Während man über die Zuwachseffekte relativ gut Bescheid weiß, fehlen stichhaltige Untersuchungsergebnisse über den Nitrataustrag noch weitgehend (Bücking 1972, Kreutzer u. Weiger 1974a). Wir prüften deshalb in solchen Beständen die Fragen:

1. Wie verändern sich die Nitratgehalte im Sickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraumes nach einer Kalkammonsalpeterdüngung?
2. Wie groß sind die Nitratmengen, die ausgewaschen werden?

2. Material und Methoden

2.2 Versuchsflächen

1. Versuche zur Kiefer im Nürnberger Reichswald
  - a) Abt. Brunnauer Schlag (Forstamt Allersberg) 67jähr. Kiefer<sup>x</sup>. III. Bonität.  
Lage: 365 m NN; nahezu eben.  
Klima: 650 mm mittl. Jahresniederschlag; 7,8 °C mittl. Jahrestemperatur  
Boden: Podsol-Braunerde aus lehmig-sandiger Verwitterung des unteren Burgsandsteines.

---

<sup>x</sup> Bestandsalter jeweils bezogen auf das Jahr der Anlage 1972  
Bonität nach Wiedemann m.Df.

---

<sup>+</sup> 8504 Stein b. Nürnberg, Goethering 15e

<sup>++</sup> Inst. f. Bodenkunde, 8000 München 40, Amalienstr. 52

Vegetation: Geschlossene Decke von *Vaccinium myrtillus*, vereinzelt *Vaccinium vitis idaea*.  
Waldgeschichte: Ursprünglich ein Kiefern-Eichenwald, seit Jahrhunderten Kiefernreinanbau mit starker Streunutzung in den beiden vorausgegangenen Bestandesgenerationen. Heute typischer Streunutzungs-Rohhumus (F-Lage relativ stark entwickelt, faserig-verfilzt; pH 2,5 bis 2,6).

b) Abt. Spiegelschacht (Forstamt Allersberg)

83jähr. Kiefer, III. bis IV. Bonität.

Lage: 370 m NN; nahezu eben

Klima: w.v.

Boden: Humus-Eisen-Podsol aus diluvialem Terrassensand

Vegetation: Überwiegend *Cladonia* u. *Cetraria*; stellenweise *Vaccinium myrtillus*, *Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis idaea*, *Dicranum scop.* und *undulatum*.

Waldgeschichte: Ursprünglich wohl *Dicranum*-Kiefernwald mit Eiche u. Birke; Kiefernreinanbau seit dem ausgehenden Mittelalter wahrscheinlich; starke Streunutzung in den letzten 200 Jahren. Der Versuchsbestand wurde noch in den Nachkriegsjahren streugerecht. Inaktiver Streunutzungs-Rohhumus.

2. Versuche zur Fichte im Fichtelgebirge

a) Abt. Hölldick (Forstamt Weißenstadt)

100jährige Fichte III. Bonität (Bonität wegen zahlreicher schneegebrochener Gipfel unterschätzt).

Lage: 685 m NN; sehr flach geneigt.

Klima: 1050 mm mittl. Jahresniederschlag; 5°C mittl. Jahrestemperatur.

Boden: Podsol-Braunerde aus schwach sandiger Lehm-Fließerde über dicht gelagertem lehmig-grusigem Sand (Verwitterung des Weißenstädter Granites).

Vegetation: Stellenweise *Aira flexnosa*, sonst Nadelstreu.

Waldgeschichte: Ursprünglich Hügellandform des *Vaccinium-Abietetum*, seit mehreren Generationen reine zumeist fremdrassige Fichte. Wenig streugenutzt. Heute aktiver Rohhumus, stark sauer (pH um 3).

b) Abt. Wolfsgrube (Forstamt Goldkronach)

93jährige Fichte; Bonität wie vor.

Lage: 795 m NN; eben

Klima: 1150 mm mittl. Jahresniederschlag; Temperaturen ähnlich dem vorigen Standort.

Boden: Podsol-Braunerde aus steiniger Schlufflehmverwitterung eines quarzitisches Schiefers.

Vegetation: Vereinzelt *Vaccinium myrtillus*, Moose, sonst Nadelstreu.

Waldgeschichte: Berglandform des *Vaccinium-Abietetum*; Fichtenanbau wie in Abt. Hölldick. Wahrscheinlich keine Streunutzung. Etwa 1955 zur Steigerung des Rohhumusumsatzes Düngung mit 40 dz/ha Mischkalk, 6 dz/ha Thomasmehl und 3 dz/ha AmsuPKa. Rohhumusaufgabe stark aktiviert.

### 2.3 Versuchsanlage

Im Mai 1972 düngten wir auf jeder Versuchsfläche jeweils zwei Parzellen mit der praxisüblichen N-Dosis (d.i. bei Kiefer 100 kg N/ha und bei Fichte 150 kg N/ha) und ebenfalls jeweils zwei Parzellen mit einer Überdosis (300 kg N/ha). Zur weiteren Absicherung wiederholten wir die gleichen Düngungsmaßnahmen ein Jahr später auf anderen Parzellen (Überdosis-Variante nur in Abt. Spiegelschacht und Hölldick). Den Plan einer Versuchsfläche zeigt Abb. 1.

### 2.4 Methoden

Auf jeder Versuchsfläche sind 4 - 7 Keramikkerzen nach Czeratzki in 120 bis 140 cm Tiefe eingebaut. Mit ihnen gewannen wir Sickerwasser in mehrwöchigen Abständen durch kurzfristiges Absaugen (Czeratzki 1971, Kreuzer u. Weiger 1974b). Seine Nitratkonzentration bestimmten wir mit der Natriumsalicylat-Methode.

Die Sickerwassermenge ermittelten wir mit Hilfe der HTO-Tracer-Methode (Blume, Münnich, Zimmermann 1966, 1967)

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Ergebnisse sind in den Abb. 2 bis 4 dargestellt.

(Die Linien verbinden über der Zeit als Abszisse die Mittelwerte pro Behandlung. Die senkrechten Strecken geben die Streuung der Mittelwerte wieder).

In den beiden Kiefern-Versuchsflächen schwankt die mittlere Nitrat-Konzentration im Sickerwasser der 0-Parzellen meist zwischen 0,1 und 0,5 ppm. Die praxisübliche Düngerdosierung führt nur auf dem sehr durchlässigen Standort "Spiegelschacht" zu einer Erhöhung. Sie erreicht maximal 9 ppm und klingt bereits innerhalb eines Jahres wieder ab. Anders verhält sich die Nitratkonzentration im Sickerwasser der hoch gedüngten Parzellen: Die Erhöhung ist relativ stärker ausge-



prägt und noch in der 3. Vegetationsperiode nach der Düngung ausklingend feststellbar. Allerdings ließen sich die Unterschiede gegenüber den O-Parzellen nur vereinzelt statistisch sichern.

Ähnliche Befunde erbrachten die Düngungen von 1973 (nicht abgebildet).

Im Vergleich zu den beiden Kiefernbeständen enthalten die Sickerwässer der Fichtenversuchsflächen deutlich mehr Nitrat. In den O-Parzellen der Abteilung "Hölldick" liegen die Nitratkonzentrationen zwischen 2 und 9 ppm, während in den O-Parzellen der früher mit Kalk, Thomasmehl und AmsuPKa gedüngten Abteilung "Wolfsgrube" zwischen 8 und 31 ppm Nitrat gefunden wurde. Der ansteigende Trend beruht wahrscheinlich auf einer schwachen seitlichen Beeinflussung durch die mit Kalkammonsalpeter gedüngten Parzellen.

In diesen gedüngten Parzellen ließ die Kalkammonsalpetergabe die Nitratkonzentration im Sickerwasser stark anschwellen. Nach einem ersten noch relativ niedrigen Maximum im Spätsommer des Düngungsjahres folgt im Spätherbst/Frühwinter der Hauptanstieg. Die verschiedenen Düngergaben führen zu einer deutlichen Stufung der Nitratkonzentration, die auf den hoch gedüngten Parzellen 100 ppm zeitweise überschreiten kann, während auf den praxisüblich gedüngten Parzellen Höchstwerte zwischen 28 und 78 ppm erreicht werden. In der 4. Vegetationsperiode nach der Düngung scheinen sich die Nitratgehalte der gedüngten Parzellen wieder an die der ungedüngten anzugleichen. Während der Hauptphase des Nitrat austrags sind die Unterschiede gegenüber den O-Parzellen statistisch meist sehr gut gesichert ( $P = 0,01$  bzw.  $0,001$ ).

### 3.2 Quantitativer Nitrataustrag

Im Nürnberger Reichswald ermittelten wir auf den beiden Versuchsflächen eine Sickerwasserspende von 80 - 100 mm pro Jahr in 1,2 m Tiefe. Der Nitrataustrag ist praktisch unbedeu-

tend. Innerhalb des Beobachtungszeitraumes von Mai 1972 bis April 1975 dürfte sowohl auf den O-Parzellen wie auf den praxisüblich gedüngten Parzellen weniger als 1 kg Nitrat-Stickstoff pro ha ausgewaschen worden sein, während auf den hoch gedüngten Parzellen der Abteilung "Spiegelschacht" um 4 kg Nitrat-Stickstoff pro ha den Hauptwurzelraum abwärts verliesen.

Wesentlich höher sind die Austräge im Fichtelgebirge. In der Abteilung "Höllidick" betrug die Sickerwassermenge vom Mai 73 bis April 74 (2. Jahr nach der Düngung) rd. 290 mm, im darauffolgenden Jahr 420 mm. Eine erste Berechnung des Nitrataustrages, die allerdings noch einer Überprüfung bedarf, führte zu folgenden Zahlen (kg N pro ha und Jahr):

	Mai 73 bis April 74	Mai 74 bis April 75
ungedüngt	4,4	5,6
150 (1972)	18,9	12,0
300 (1972)	22,9	32,5

In der Zeitspanne seit der Düngung im Mai 1972 dürften auf den praxisüblich gedüngten Parzellen 27 kg N/ha und auf den hoch gedüngten 55 kg N/ha mehr ausgewaschen worden sein als auf den ungedüngten. Das entspricht rund 18 % der gedüngten N-Menge.

Gegenüber der Nitratauswaschung fällt die Ammoniumauswaschung nicht ins Gewicht.

#### 4. Diskussion

1. Die Ausnutzung des Nitratdüngers und seine Einbeziehung in den Nährstoffkreislauf des Ökosystems scheint vom N-Hunger der Vegetation, von ihrer Aufnahmekapazität für Nitrat

und von der Verweildauer des Düngers in der durchwurzelteten Bodenzone abhängig zu sein. In den Kiefernbeständen des Nürnberger Reichswaldes erklärt sich die starke Düngerausnutzung aus der geringen N-Versorgung der Böden infolge der früheren Streunutzung und aus der langen Verweildauer des Düngers im durchwurzelteten Raum infolge der geringen Niederschläge und der relativ großen Wurzeltiefe der Kiefer. Auch die Bodenvegetation beteiligte sich an der N-Aufnahme. Die Unterschiede zwischen den beiden Kiefern-Versuchsflächen gehen wahrscheinlich auf Unterschiede in den Passageeigenschaften des Bodens und der Dichte der Bodenvegetation zurück. In den Fichtenbeständen ist die Düngerausnutzung geringer als in der Kiefer, denn der N-Hunger ist deutlich schwächer, die Durchwaschung des Bodens infolge der hohen Niederschläge größer und die Durchwurzelung flacher. Außerdem fehlt teilweise die partizipierende Bodenvegetation wegen der stärkeren Bodenbeschattung durch die Fichtenkronen.

2. Das lange Andauern der Nitrat Auswaschung geht wahrscheinlich auf den mikrobiellen N-Umsatz zurück, wobei trotz des sehr sauren Milieus Nitrifikanten tätig sind (Bücking 1970, Gerlach 1973 u.a.). Offensichtlich facht die Kalkammonsalpeterdüngung den N-Umsatz der Mikroorganismen wesentlich an (priming effect).
3. Das erste Nitratmaximum im Spätsommer des Düngungsjahres ist möglicherweise durch Sickerwassertransport in größeren Poren (Wurzelröhren) veranlasst, während der starke Anstieg im Spätherbst vermutlich durch schichtweise Verlagerung des Bodenwassers hervorgerufen wurde. Die über die HTO-Methode hergeleiteten Sickerwassermengen und Nitratausträge liegen deshalb im unteren Grenzbereich.
4. Die große Streuung der Nitratkonzentration zwischen den Kerzen innerhalb einer Versuchsvariante bei gleichem Entnahmezeitpunkt wird von der Inhomogenität der Bodendurch-

wurzelung des aufstockenden und vorausgegangenen Bestandes sowie von der Ungleichmäßigkeit der Bodenüberschirmung erheblich mitbestimmt. Die Unterschiede der Nitratkonzentrationen zwischen aufeinander folgenden Entnahmezeitpunkten beruhen dagegen größtenteils auf unterschiedlichen Sickerwassermengen (Verdünnung) sowie auf dem witterungs- und jahreszeitlich abhängigen Verhältnis von Nitratangebot und Nitrataufnahme. Weitere Streuungsursachen diskutieren Kreuzer und Weiger (1974b).

5. Sehen wir von dem früher gedüngten Bestand "Wolfsgrube" ab, so stimmt die Nitratkonzentration im Sickerwasser unserer ungedüngten Parzellen gut mit den forstlichen Befunden anderer Autoren (Klett u. Koepf 1965, Keller 1970, Tamm und Wiklander 1972 u.a.) überein. Lediglich Höll (1964, 1970) und Germann (mündl. Mitteilung) berichten von höheren Werten. Wegen der differenzierten standörtlichen und walddgeschichtlichen Einflüsse auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind verallgemeinernde Konsequenzen (Höll 1970) abzulehnen.

##### 5. Zusammenfassung

In vier Versuchsflächen mit Nadelwaldbestockung wurde der Einfluss verschiedener Kalkammonsalpetergaben auf den Nitratatrag durch das Sickerwasser geprüft. Zwei Versuchsflächen befinden sich im nordbayerischen Trockengebiet um Nürnberg (650 mm Niederschlag) und sind mit Kiefern bestockt, zwei liegen im kühlfeuchten Fichtelgebirge (1050 bzw. 1150 mm Niederschlag) und tragen Fichten. Das Sickerwasser wurde aus 1,2 bis 1,4 m Tiefe mit Hilfe von Saugkerzen gewonnen. Für quantitative Untersuchungen der Sickerwassermenge diente die HTO-Methode.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser der Kiefernbestände betrug auf den ungedüngten Parzellen meist 0,1 bis 0,5 ppm. Eine einmalige praxisübliche Düngergabe von 100 kg N/ha führte nur in einem Fall zu einer kurzfristigen Erhöhung der Nitratkonzentration auf maximal 9 ppm. Hohe Düngergaben (300 kg N/ha) lassen dagegen die Nitratgehalte bis auf annähernd 30 ppm an-

steigen. Der quantitative Nitrataustrag ist aber auch auf diesen Flächen praktisch unbedeutend. Die geringe Nitratauswaschung aus den Kiefernbeständen ist vermutlich durch den starken N-Hunger der Bestände und der Bodenvegetation infolge früherer Streunutzung und durch die geringen Niederschläge bedingt.

In den Fichtenbeständen verursachte die Kalkammonsalpeterdüngung eine Erhöhung der Nitratgehalte im Sickerwasser auf maximal rund 30 bis 70 ppm bei praxisüblicher Dosierung (150 kg N/ha) und auf über 100 ppm bei hoher Dosierung (300 kg N/ha). Der quantitative Nitrat-N-Austrag betrug rund 18 % der gedüngten N-Menge. Die höhere N-Auswaschung beruht vermutlich vor allem auf dem relativ geringen N-Hunger und auf den hohen Niederschlägen.

Die düngungsbedingte Erhöhung der Nitratgehalte im Sickerwasser erstreckt sich über mehrere Jahre, was auf mikrobielle N-Umsetzungen mit Nitrifikation hindeutet.

Dank.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sowie der Bayerischen Staatsforstverwaltung danken wir für die Unterstützung unserer Arbeiten.

Literatur:

- Bücking, W. 1970: Nitrifikation als Standortsfaktor von Waldgesellschaften. Diss. Freiburg/Brsg.
- Ders. 1972: Auswirkungen einer Flächen-Stickstoffdüngung auf Quellen und Oberflächengewässer im Düngungsgebiet. Tagungsbericht der Gesellschaft f. Ökologie. Tagung Giessen.
- Blume, H.-P., K.-O. Münnich u. U. Zimmermann 1966: Das Verhalten des Wassers in einer Löß-Parabraunerde unter Laubwald. Z. Pflanzenernährung, Düng., Bodenkunde 112, 156.
- Diess. 1967: Tritium tagging of soil moisture: in IAEA: Use of Isotope and Radiation Techniques in Soil Physics and Irrigation Studies. Wien.
- Czeratzki, W. 1971: Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser. Landbauforschung Völkenrode 21.
- Gerlach, A. 1973: Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffmineralisation. Scripta Geobotanica 5.
- Höll, K. 1964: Chemische Untersuchungen von Lysimeterabläufen aus gewachsenen Böden bestimmter Pflanzengesellschaften. Vom Wasser 30.
- Ders. 1970: Wasser. Berlin; De Gruyter.
- Keller, H. 1970: Der Chemismus kleiner Bäche in teilweise bewaldeten Einzugsgebieten der Flyschzone eines Voralpentales. Mitt. Schweiz. Anst. f. d. forstl. Versuchsw. 46.
- Klett, M. u. H. Koepf 1965: Der Einfluss von Boden und Bodennutzung auf den Nitratstickstoffgehalt von Ursprungsgewässern. Z. f. Pflanzenernährung, Düng. u. Bodenk. 111.
- Kreutzer, K. u. H. Weiger 1974a: Untersuchungen über den Einfluss forstl. Düngungsmaßnahmen auf den Nitratgehalt des Sickerwassers im Wald. Forstw. Centralbl. 93. Jahrg.
- Diess. 1974b: Gewinnung von Sickerwasser mit Hilfe von Saugkerzen zur Bestimmung der Stoffauswaschung. Mitt. d. Arbeitskreises Wald und Wasser. Essen. H.6.
- Tamm, C.O. u. G. Wiklander 1972: Investigations carried out in Summer 1971 at the Dep. of Forest Ecology of the Royal College of Forestry (unpublished)

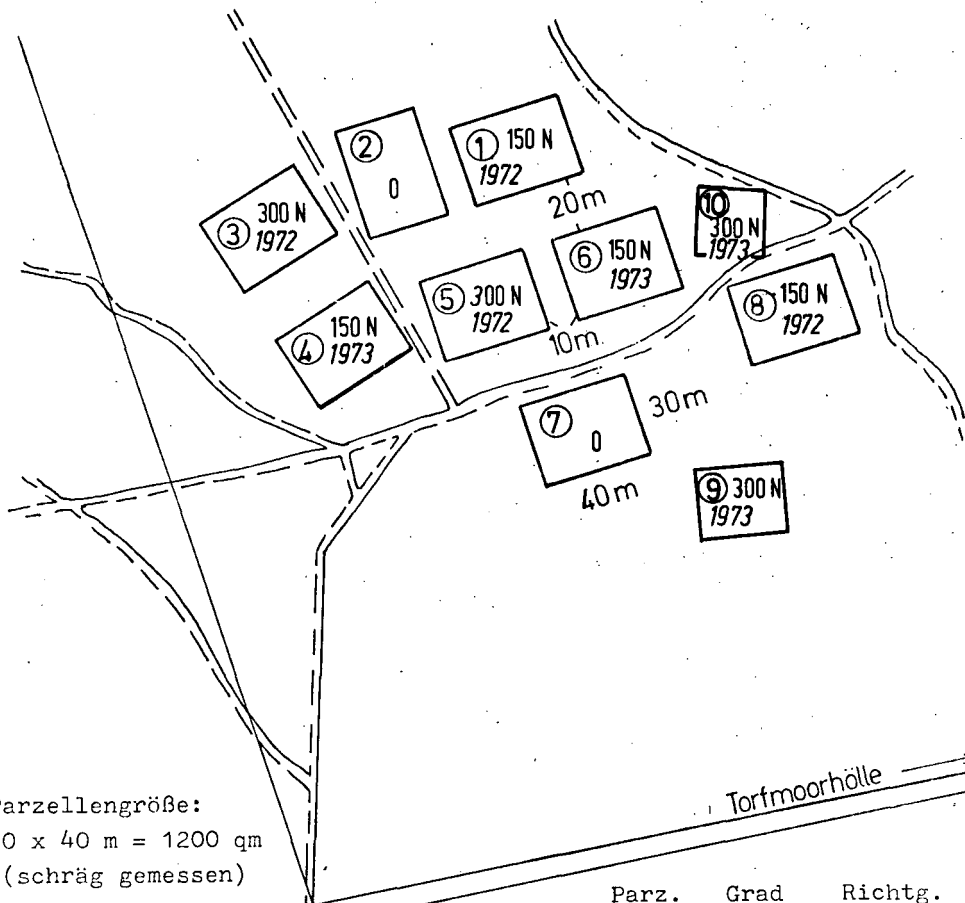
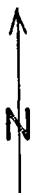
# FA. Weißenstadt

Düngungsversuch Nr. 253

Abt. IV 2b Hölldick

M = 1 : 2000

11. 1971



Parzellengröße:  
30 x 40 m = 1200 qm  
(schräg gemessen)

ausnahml. der  
Parzellen 9 und 10

Neigung:

Parz.	Grad	Richtg.
1	6°	S
2	5°	S
3	4°	S

Parz.	Grad	Richtg.
4	4°	S
5	5°	S
6	5°	S
7	4°	S
8	5°	SSO

Abb.. 1

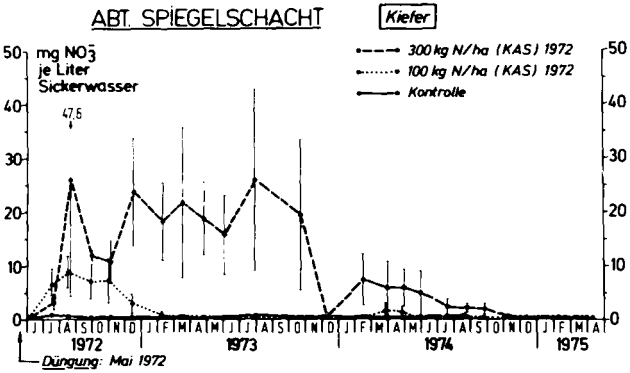
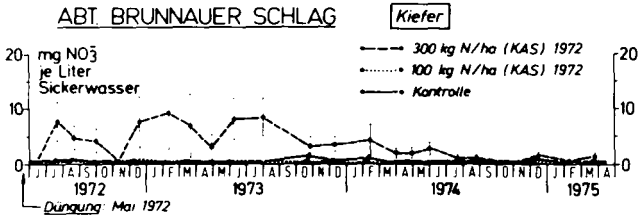


Abb. 2 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der beiden Kiefern-Versuchsflächen



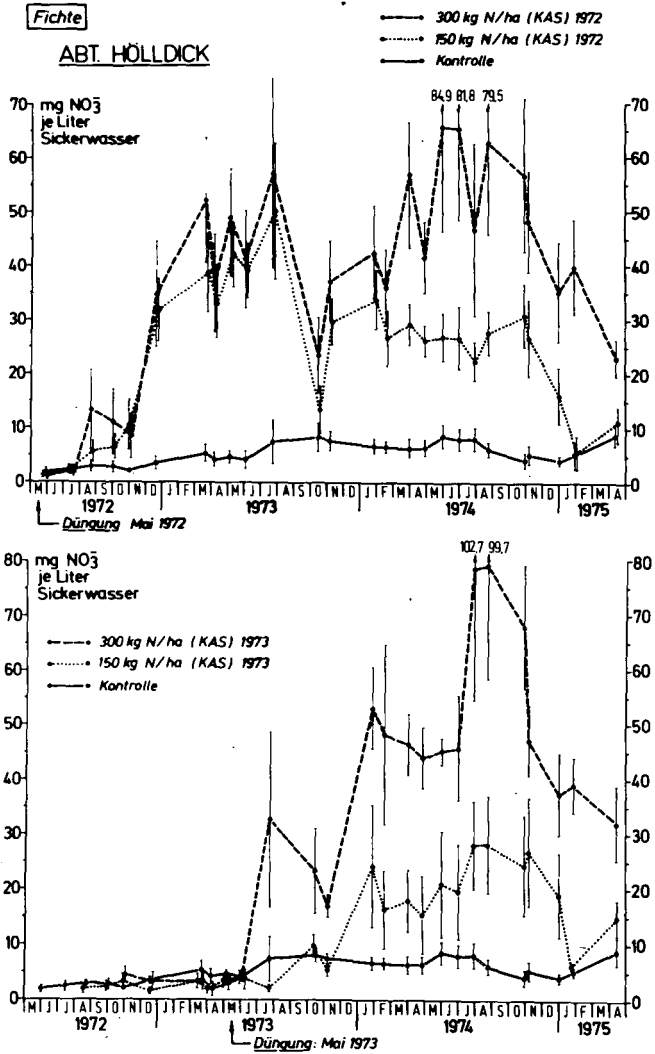


Abb. 3 Nitratkonzentration in der Fichtenversuchsfläche Hölldick  
oben: Düngung 1972; unten: Düngung 1973

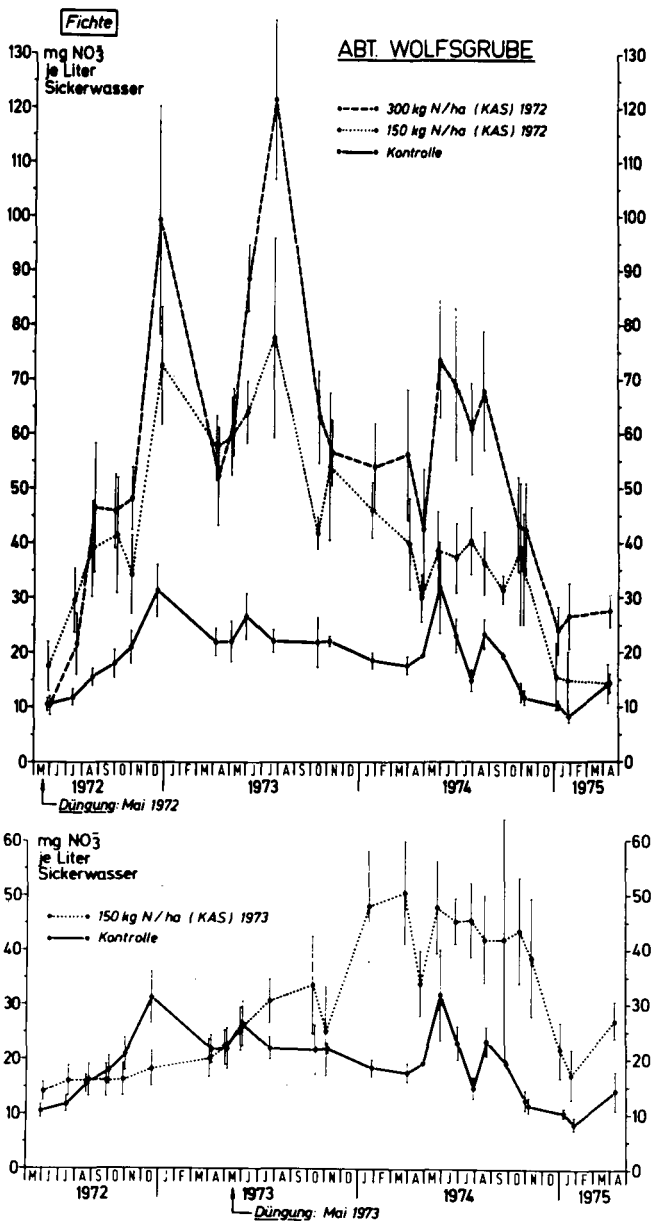


Abb. 4 Nitratkonzentration in der Fichtenversuchsfläche Wolfsgrube  
oben: Düngung 1972; unten: Düngung 1973



Veränderungen des Nitratgehaltes im Profil eines Löß-  
lehm-Standortes während des Winterhalbjahres 1974/75  
nach unterschiedlicher mineralischer und organischer  
Düngung

von

E. PRZEMECK, K.H. WINKELMANN und F. TIMMERMANN<sup>+</sup>

Neuere Untersuchungen über die Veränderung des Nitratgehaltes in Böden tragen dazu bei, Erfahrungen aus Lysimeterversuchen zu vervollständigen und ggf. zu korrigieren, so daß die ökologische Bewertung des Nitratgehaltes, wie die Migration des Nitrats im Boden oder das Retentionsvermögen der Böden, sich deutlicher abzeichnet und die Ursachen von Veränderungen der Nitratkonzentration im Bodenprofil in ihrer Bedeutung besser eingeschätzt werden können. Während der Wintermonate sind derartige Veränderungen in den gemäßigten Breiten sowohl für die Kalkulation der Stickstoffdüngung des Folgejahres als auch für die Bedeutung des Nitratreintrags in tiefere Bodenschichten von Bedeutung. Physikalische Eigenschaften des Bodens und Niederschlagsverhältnisse sind wesentliche Faktoren, welche die Nitratverlagerung beeinflussen. Die enge Verknüpfung zwischen der Wasserbilanz des Bodens und der Stickstoffwirkung haben besonders Arbeiten von HARMSEN (1961) und van der PAAUW (1962, 1972) aufgezeigt. Das Ausmaß der Nitratverlagerung wird darüberhinaus durch den Nitratvorrat im Bodenprofil zum Ende der Vegetationsperiode sowie durch das infolge Nitrifikation während dieser Zeit am unbewachsenen Standort gebildete Nitrat bestimmt.

Nach zwei Vegetationsperioden 1973 und 1974, die hinsichtlich Niederschlagshöhe und -verteilung von dem langjährigen Durchschnitt abwichen, interessierte die Frage, welche Veränderungen

---

+) Institut für Agrilkulturchemie 34 GÖTTINGEN, von Sieboldstraße 6

die Nitratkonzentration im Profil eines mit mineralischem Stickstoff und organischer Düngung bereits drei Jahre lang unterschiedlich gedüngten, in einer Zuckerrübe-Getreide-Fruchtfolge stehenden Lößlehmstandortes während der Monate November 1974 bis Februar 1975 erfährt. Zugleich sollten Erfahrungen über den zeitlichen Abstand der Probenahmen gesammelt werden, um eine sachgerechte Interpretation der Untersuchungsdaten geben zu können.

#### Versuchsstandort und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf dem Versuchsfeld "Lenglern" des Institutes für Agrikulturchemie Göttingen durchgeführt. Es handelte sich um einen Lößlehmstandort im Leinetalgraben, der bodentypologisch ein Hangkolluvium darstellt und hinsichtlich der Verteilung des Porenvolumens bis in 60 cm Tiefe homogen aufgebaut ist. Darunter nimmt das Porenvolumen insgesamt ab, der Feinporenanteil steigt an. Einzelheiten zur Beschreibung des Standortes sind FEGER (1975) zu entnehmen. Über die Errechnung der Sickerwasserspense berichteten TIMMERMANN, FEGER und WELTE (1975). Die hierzu verarbeiteten Daten wurden auf demselben Versuchsfeld gewonnen und konnten für die Untersuchungen, über die hier berichtet wird, übernommen werden.

Die in dem Versuch erfaßten Düngungsvarianten sind in Tab. 1 aufgeführt.

Tab. 1: Düngungsvarianten (Reinnährstoff kg/ha)

Jahr	1972		1973		1974
	Frucht	W.-Gerste	Zw.-Frucht	Z.-Rüben	W.-Weizen
	Düngung				
N <sub>0</sub>	0	0	0	0	0
N <sub>1</sub>	80	100	100	100	100
N <sub>2</sub>	100	100	200	200	200
N <sub>3</sub>	3 x 33,3	100	400	300	
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	120	0	180	120	
K <sub>2</sub> O	120	0	240	120	

Außerdem N<sub>1</sub>+K1S: 1972 200 dt/ha Klärschlamm zusätzlich zu N<sub>1</sub>

N<sub>1</sub>+ M : 1972 400 dt/ha Stallmist zusätzlich zu N<sub>1</sub>

N<sub>1</sub>+ J : 1972 20 m<sup>3</sup>/ha Jauche zusätzlich in N<sub>1</sub>

Die 1974 verabreichte mineralische N-Düngung wurde im Frühjahr als Kalkammonsalpeter ausgebracht, die organische Düngung erfolgte bereits im Frühjahr 1972. Die Größe der während des Untersuchungszeitraumes unbewachsenen Parzellen betrug 25 m<sup>2</sup>. In wöchentlichen Abständen - später 14tägig<sup>Lich</sup> - wurden Bodenproben aus 0-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm und 60-80 cm mit einem Pürckhauer-Bohrstock bei 5 Einstichen pro Parzelle und Probenahmetermin entnommen. Die Nitratuntersuchung erfolgte im Bodenauszug frischer Bodenproben (20 g Frischboden mit 50 ml einer 1%igen Kalialaunlösung 30 Minuten geschüttelt und über NO<sub>3</sub>-freies Filtrierpapier filtriert). Der Nitratnachweis wurde mit 3,4-Xylenol (VIELEMEYER und SEYFARTH 1965) vorgenommen.

### Ergebnisse und Diskussion

Einen ersten Überblick über den Nitratvorrat der Varianten bei einer Profiltiefe bis 80 cm gibt Tab. 2. Zu Versuchsbeginn errechnen sich große Unterschiede von 11 bis 225 kg/ha N zwischen den Varianten. Die N<sub>0</sub>-, N<sub>1</sub>- und die N<sub>1</sub>-Varianten mit zusätzlicher organischer Düngung (Stallmist, Jauche, Klärschlamm)

Tab. 2: Nitratvorrat des Bodens  
(kg/ha N; Profiltiefe 80 cm)

Datum	V a r i a n t e						
	N <sub>0</sub>	N <sub>1</sub>	N <sub>1</sub> +KLS	N <sub>1</sub> +M	N <sub>1</sub> +J	N <sub>2</sub>	N <sub>3</sub>
1974							
7.11.	25	11	19	16		69	139
14.11.	38	22	30	29	38	51	225
18.11.	23	58	40	51	15	66	216
29.11.	41	60	32	40	38	70	192
9.12.	17	33	24	38	41	41	100
17.12.	4	19	17	15	11	18	114
1975							
2. 1.	14						17
10. 1.		33		15	28	27	42
15. 1.	17		18				
23. 1.		2		7	21	27	
3. 2.							53
12. 2.	15		21				
28. 2.	23	39	30	36	31	50	41

unterscheiden sich nicht; die N<sub>2</sub>- und vor allem die N<sub>3</sub>-gedüngten heben sich dagegen ab. Im Dezember tritt ein deutlicher Rückgang ein, bis der Nitratvorrat Ende Dezember/Anfang Januar offensichtlich erschöpft ist. Mitte Januar und Februar zeichnet sich wieder ein Anstieg ab, bei dem allerdings keine nennenswerten Unterschiede in den Düngungsvarianten zu erkennen sind.

Die ab Mitte November einsetzenden Niederschläge erreichen bis Anfang Januar 151 mm (Tab. 3).

**Tab. 3:** Summe der Niederschläge und Sickerwasser zwischen den Probenahme-Terminen

Probenahme	Niederschlag mm	Sickerwasser mm
7.11.74	6,0	
14.11.74	1,0	23,0
18.11.74	30,0	
<del>29.11.74</del>	<del>43,0</del>	
9. 12.74	22,0	92,0
<del>17.12.74</del>	<del>49,0</del>	
2. 1.75	18,3	7,0
<del>13. 1.75</del>	<del>26,4</del>	
12. 2.75	14,6	4,0
28. 2.75		

Die errechnete Sickerwasserspense beträgt für November 23 mm, erreicht jedoch im Dezember 92 mm, so daß für diesen Zeitraum die Voraussetzungen für eine Tiefenverlagerung des Nitrats offenkundig gegeben waren. Die Bodentemperaturen (Tab. 4) weisen

**Tab. 4:** Monatsmittel der Bodentemperaturen (in Klammer Minima und Maxima)

Monate	B o d e n t i e f e (cm)			
	5	20	50	100
November	5.0	5.4	6.4	8.3
1974	(1.9/8.1)	(3.0/7.4)	(5.2/7.3)	(7.8/9.2)
Dezember	4.6	4.9	5.5	6.9
1974	(0.8/8.2)	(2.3/7.7)	(4.1/7.2)	(6.2/7.7)
Januar	3.9	4.1	4.8	6.2
1975	(1.5/6.6)	(2.4/6.1)	(3.7/6.1)	(5.5/6.7)
Februar	0.8	1.4	2.5	4.6
1975	(-1.0/5.0)	(0.4/5.2)	(1.6/4.8)	(3.6/5.6)

Wetterstation Göttingen

in den oberen 20 cm des Bodens im Januar und Februar 1975 erhebliche Schwankungen auf, die verhältnismäßig häufig Temperaturen von +6 und +7°C erreichen. Dies läßt erkennen, daß in dieser Zeit durchaus mit einer mikrobiellen Aktivität im Boden zu rechnen war, so daß der im Januar und Februar festgestellte Anstieg des Nitratvorrates im Boden u.a. durch zeitweilige

Nitrifikation begründet sein dürfte.

Deutlich ist die Abfolge der Veränderungen des Nitratgehaltes in den Profilen der Düngungsvarianten aus Abb. 1 zu erkennen. Bei  $N_0$  liegt ein verhältnismäßig gleichmäßiger, aber geringerer  $NO_3$ -Gehalt zu Versuchsbeginn über den untersuchten Profildbereich vor. Im Dezember ist eine Abnahme und im Januar und Februar wieder ein leichter Anstieg zu beobachten. Bei Variante  $N_1$ , mehr noch bei  $N_2$  und vor allem bei  $N_3$  kommt die Nitratverlagerung deutlicher zum Tragen. Die im November anfallende Sickerwasserspense von 23 mm wirkt sich nur langsam in einer Verminderung des Nitratgehaltes im Oberboden bei gleichzeitiger Erhöhung in den tieferen Schichten aus. Die wesentlich höhere Sickerwasserspense im Dezember führt zu einer fast vollständigen Abfuhr des Nitrats aus den obersten 60 cm, aber auch in 60-80 cm ist nur noch wenig Nitratstickstoff festzustellen. Im Januar und Februar steigt der Nitratgehalt bei negativer Wasserbilanz auf allen Parzellen etwa in der gleichen Größenordnung an, in 60-80 cm Tiefe aber stärker als im Oberboden. Das deutet an, daß die Vermehrung der Nitratkonzentration nicht allein im Zusammenhang mit einer Verstärkung der biologischen Aktivität infolge zeitweise zunehmender Erwärmung des Oberbodens zu sehen ist, sondern daß außerdem mit kapillar aufsteigendem Wasser aus mehr als 80 cm Bodentiefe vorher verlagertes Nitrat wieder in den untersuchten Profildbereich hineingelangte. Daraus ist abzuleiten, daß das in tiefere Bodenschichten verlagerte Nitrat nicht ohne weiteres als Verlust und Belastungsfaktor des Grundwassers einzustufen ist. GLIEMEROTH (1958) wies nach, daß auch in tiefere Horizonte verlagertes Nitrat in der folgenden Vegetationsperiode wieder mit aufsteigendem Wasser in den Wurzelbereich vordringen kann. Das setzt aber voraus, daß ein Abtransport im Grundwasserbereich nicht eingetreten ist. Kenntnisse über die Tiefe des effektiven Wurzelraumes einerseits und über den kapillaren Wasseraufstieg aus tieferen Bodenschichten andererseits, wie sie von STREBEL, RENGGER und GIESEL (1975) angegangen worden sind, werden die Bewertung dieser Vorgänge ermöglichen. Da sich die Parzelle  $N_3$  im Februar mit ihrem Nitratgehalt in den gemessenen Bodentiefen nicht von den anderen Varianten unterscheidet, ist im Unterboden ein lateraler



Ausgleich unterschiedlicher Nitratkonzentrationen anzunehmen. Aber auch die angesprochene Nitrifizierung im Oberboden führt zu keinen Unterschieden zwischen den Varianten.

Die 1972 verabreichte organische Düngung blieb mengenmäßig und auch zeitlich ohne Einfluß auf den Gang der Nitratgehaltsgradienten im Bodenprofil.

Folgende Schlußfolgerungen sind aus den Untersuchungen zu ziehen: Da im langjährigen Durchschnitt etwa 2/3 der Sickerwassermengen unter unseren Bedingungen im Winterhalbjahr anfallen (PFAFF 1963) und während der Vegetationszeit nur in Ausnahmefällen eine für die Pflanzenwurzel unerreichbare Nitratverlagerung eintritt (FLEIGE und CAPELLE 1974), kommt für die Stickstoffauswaschung nur die Nitratmenge in Betracht, die nach der Ernte im Boden verblieben ist (s. Düngungsvarianten  $N_2$  und  $N_3$ ). Die Stickstoffdüngung kann somit erst bei einem Düngungsniveau zu verstärkter Nitratverlagerung führen, bei dem die Stickstoffausnutzung durch die Vegetation wesentlich die bekannten Ausnutzungswerte unterschreitet. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen PFAFF (1963), VÖMEL (1974), AMBERGER und SCHWEIGER (1974).

Der Wassergehalt im Bodenprofil wies im Untersuchungszeitraum keine wesentlichen Veränderungen auf. Oktoberniederschläge mit 92 mm hatten am Versuchsstandort den Wasservorrat des Bodens bis in eine Tiefe von 105 cm über die Feldkapazität aufgefüllt. Die danach fallenden Niederschläge abzüglich eines Evaporationsbetrages und eines möglichen Oberflächenabflusses bewirken eine "Verdrängung" von Bodenwasser durch Niederschläge (s. auch AMBERGER und SCHWEIGER 1974, HINGSTON 1974), mit der die Nitratverlagerung ursächlich verbunden ist. Eine unterschiedliche Nitratretention in Poren verschiedenen Durchmessers (WICHTMANN 1974) dürfte bei längerer Einwirkungszeit durch Diffusion ausgeglichen werden. Geht man vereinfacht davon aus, daß hauptsächlich das mit  $pF$  2.0 - 4.2 gespeicherte Wasser als Sickerwasser durch Niederschlagswasser verdrängt werden kann, dann ergibt sich am Versuchsstandort für eine Profilmächtigkeit von 80 cm ein Betrag von 153 mm Sickerwasser, das zum Austausch für das vorhandene nitrathaltige Bodenwasser anfallen müßte. Die

Sickerwasserspende von 115 mm in den Monaten November und Dezember könnte demnach das leicht perkulationsfähige Bodenwasser um 60 cm verdrängt haben, so daß in diesem Bereich Anfang Januar kein Nitrat vorhanden sein dürfte. Die experimentellen Befunde bestätigen diese Kalkulation weitgehend.

Um den Trend der Nitrat-Verlagerungsdynamik im Boden in Ursache und Wirkung deuten zu können, wird es aufgrund der gewonnenen Erfahrungen als notwendig erachtet, neben der Nitratuntersuchung in verschiedenen Profiltiefen den Wasserhaushalt des Bodens zu erfassen und eine zeitlich enge, mindestens 14tägige Probenahme durchzuführen, die bei wesentlichen Änderungen des Bodenwasser-Gehaltes im Profil durch zusätzliche Stichproben zu ergänzen ist. Die Bodenprobenahme ist allerdings Quelle eines recht erheblichen mittleren Fehlers derartiger Untersuchungen, so daß die Verarbeitung solcher Ergebnisse für bilanzierende Aussagen auf erhebliche Schwierigkeiten stößt.

### L i t e r a t u r

- AMBERGER, A. und SCHWEIGER, P. (1974): Sickerwassermenge und Stickstoffauswaschung in Lysimeterversuchen. Z. f. Wasser- und Abwasserforschung 7, 18-25.
- FEGER, U. (1975): Einfluß von Düngungsmaßnahmen auf die Auswaschung von N, P und K unter Berücksichtigung der Sickerwasserbewegung auf Brache und landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diss. Landw. Fak. Göttingen.
- FLEIGE, H. und CAPELLIE, A. (1974): Feldversuche über den Verbleib von markiertem Düngestickstoff in Boden und Pflanze. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 20, 400-408.
- GLIEMEROTH, G. (1958): Stickstoffverlagerung über Winter in Abhängigkeit von der Wasserführung eines Lößlehmbodens. Z. Acker- und Pflanzenbau 107, 129-146.
- HARMSSEN, G.W. (1961): Einfluß von Witterung, Düngung und Vegetation auf den Stickstoffgehalt des Bodens. Z. Landw. Forsch. Sonderheft 15, 61-73.

- HINGSTON, F.J. (1974): Seasonal distribution of mineral nitrogen with particular reference to leaching. Austral. J. of Experimental Agriculture and Animal Husbandry 14, 815-821.
- PAAUW, F. van der (1962): Effect of winter rainfall on the amount of nitrogen available to crops. Plant and Soil 16, 361-380.
- PAAUW, F. van der (1972): Quantification of the effects of weather conditions prior to the growing season on crop yields. Plant and Soil 37, 375-388.
- PFAFF, C. (1963): Das Verhalten des Stickstoffs im Boden nach langjährigen Lysimeterversuchen. Z. Acker- und Pflanzenbau 117, 77-99.
- STREBEL, O., RENGER, M. und GIESEL, W. (1975): Bestimmung des Wasserentzuges aus dem Boden durch die Pflanzenwurzeln im Gelände als Funktion der Tiefe und der Zeit. Z. Pflanzenern., Bodenk. Heft 1: 61-72.
- TIMMERMANN, F., FEGER, U. und WELTE, E. (1975): Bodenfeuchte- und Nährstoffgehaltsmessungen in der abgesaugten Bodenlösung zur Bestimmung der Nährstoffauswaschung auf einem Lößlehmstandort. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 22, 251-270 (1975)
- VIELEMEYER, H.-P. und SEYFARTH, P. (1965): Ein Beitrag zur Nitratbestimmung in Pflanzenmaterial und einige erste Ergebnisse. Albrecht-Thaer-Archiv 9, 813-822.
- VÖMEL, A. (1974): Der Nährstoffumsatz in Boden und Pflanze aufgrund von Lysimeterversuchen. Fortschritte im Acker- und Pflanzenbau Beiheft zur Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, S. 28-42.
- WICHTMANN, H. (1974): Jahreszeitliche Schwankungen im Nitratgehalt von Parabraunerde-Profilen. Z. Landw. Forschung Sonderh. 30/II, 45-56.

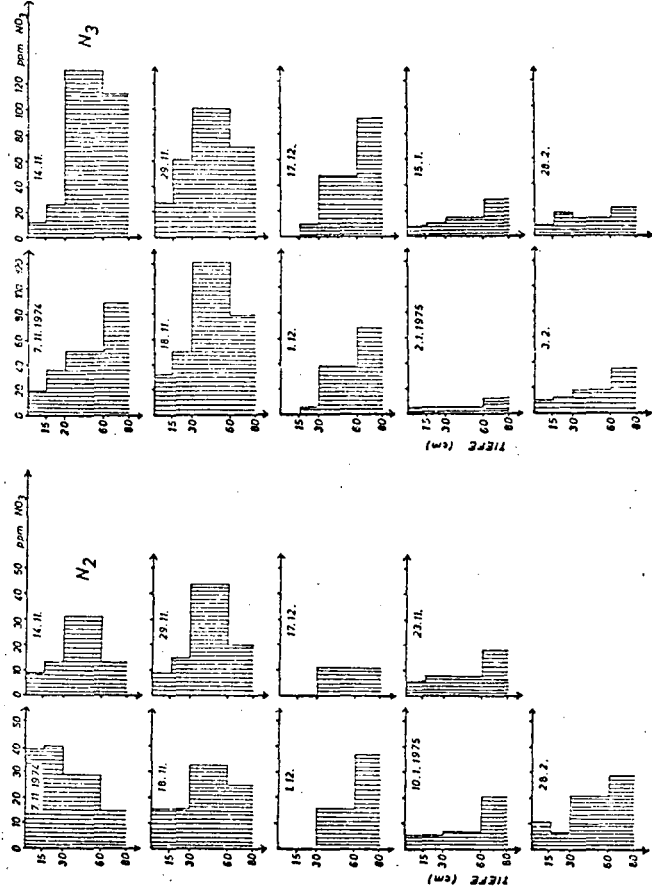
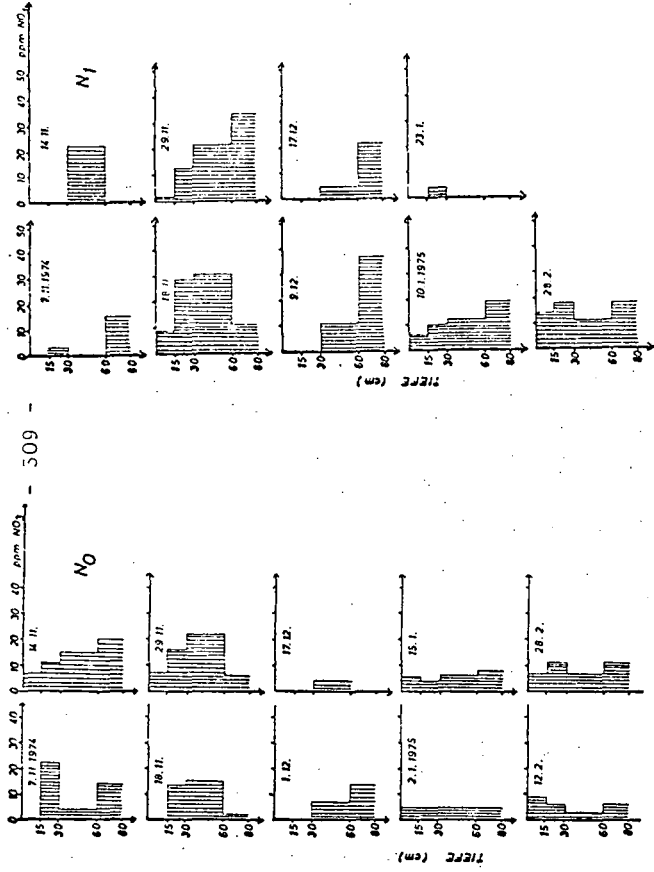
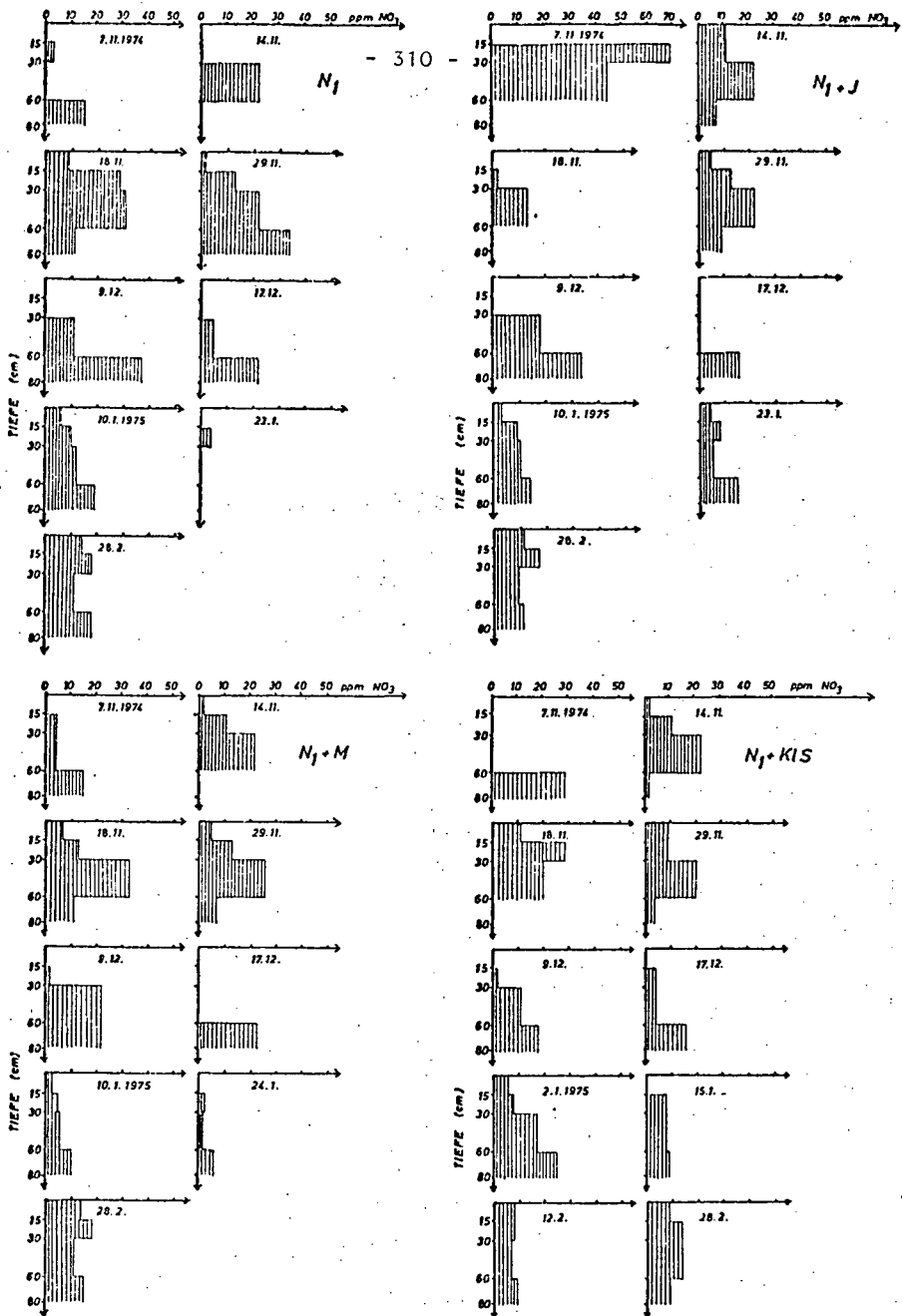


Abb. 1 : Nitratgehalt im Bodenprofil der Düngungsvarianten



**Abb. 1:** Nitratgehalt im Bodenprofil der Düngungsvarianten

Hydro-, Kationen- und Anionenbilanz von  
LÖB- und Sandböden als Abwasserfilter.

von

A. Thormann<sup>+</sup>

Einleitung:

Werden Böden als Standort für die Abwasserverregnung oder -verrieselung vorgesehen, ist es wichtig, zu bestimmen, welche Stoffe aus dem aufgegebenen Abwasser bei der Passage durch den Boden gefiltert, sorbiert oder abgebaut werden und so nicht ins Grundwasser gelangen.

In einer Lysimeterstation wurde der Versuch unternommen, Abwässer der Zuckerindustrie auf diese Parameter hin zu untersuchen.

Material und Methoden:

Als Varianten für das Untersuchungsprogramm wurden ausgewählt:

- 2 Böden, davon ein Boden mit zwei verschiedenen Grundwasserständen (Filterlängen).
- 5 Bewässerungshöhen (0, 100, 200, 500 und 1 000 mm pro Bewässerungszeitraum).
- 2 Bewässerungsintervalle (täglich und alle 14 Tage).
- 2 Ausbringungszeiträume (Herbst-Winter und in der Vegetation).
- 3 Wasserarten (Abwasser frisch aus der Zuckerfabrik, Abwasser teilabgebaut aus dem Stapelteich, destilliertes Wasser).
- 2 Versuchszeiträume (I = ohne Pflanzenbewuchs, II = mit Pflanzenbewuchs).

Bei diesem Versuchsprogramm wurde über 2 (1) Bewässerungszeitraum(e) versucht zu bilanzieren, welche und wieviel der mit dem Abwasser zugeführten Stoffe in den untersuchten Böden zurückgehalten wurden und welche Stoffe den Bodenraum mit mehr oder weniger starker zeitlicher Verzögerung verlassen und das Grundwasser kontaminieren.

<sup>+</sup>Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von Siebold Str. 4

## Versuchsplan und -aufbau (THORMANN 1974)

### Ergebnisse:

Grundlage für die Ermittlung des Nährstoffeintrags in das Grundwasser aus dem Bodenraum ist die Bodenwasserbilanz, da erst die Kenntnis der Wassermenge, die als Sickerwasser abströmt, und die Bioelementkonzentration die absolute Menge der Grundwasserkontamination ergibt.

Durch die ungleichmäßige Verteilung der Niederschläge im Versuchszeitraum ergibt sich im ersten Meßzeitraum (15.11.73 - 10.10.74) eine Sickerwasserrate für die Sandböden von  $\varnothing$  104 mm, für die Lößböden 0 mm. Im zweiten Versuchsabschnitt (11.10.74 - 26.6.75) wurden bei den Sandböden ohne zusätzliche Bewässerung 377 mm Sickerwasser gemessen, beim Lößboden nur 206 mm.

Anhand der Wasserbilanzen für 2 Winter-(1 Sommer-)halbjahr(e) sollen die Unterschiede der verschiedenen Varianten dargestellt werden (Tab. 1). Aus den ETI-Raten kann abgeleitet werden, daß der Lößboden während des gesamten Versuchszeitraumes von etwa 1,5 Jahren (15.11.73 - 26.6.75) bei der Variante ohne Bewässerung ca. 250 mm mehr verdunstet hat als die Sandböden. Dieser Unterschied zeigt sich auch bei den bewässerten Versuchsgliedern; gleich, ob mit Abwasser oder aqua dest. bewässert.

Bei allen mit Abwasser belasteten Varianten steigt die ETI-Rate mit der Bewässerungshöhe an (höhere Transpirationsrate durch stärkeren Pflanzenbewuchs im zweiten Versuchsabschnitt). Dagegen bleibt die ETI-Rate bei den mit aqua dest. bewässerten Lysimetern unter der ETI-Rate der Null-Kontrolle. Es sind nur geringe Unterschiede zwischen den Bewässerungshöhen zu erkennen. -Ausnahme LÖB 1000 mm DW t, hier ist durch Kleewachstum in 2 Lysimetern die ETI-Rate angestiegen.-

Für die sommerliche Bewässerungsphase (es wurde alle 14 Tage bewässert) ist festzustellen, daß über den gesamten Versuchszeitraum bei der Variante 200 mm bei allen drei Versuchsgruppen gegenüber der Herbst-Winter-Bewässerung keine meßbaren Unterschiede in der ETI-Rate auftreten. Bei der Bewässerung von 1000 mm pro

Tabelle 1: Zusammenstellung der Wasserbilanzen in mm  
(Herbst-Winter-Bewässerung 18.12.73 - 26.6.75)

Bewässerungsphase 1973/74 und 1974/75

Zugabe mm	Kontr.	Abwasser täglich				Abwasser 14-tägig				Dest. Wasser tägl.			
		0	100	200	500	1000	100	200	500	1000	100	200	500
<u>Sand 1 m</u>													
N(Ges)	954	1152	1350	1950	2945	1152	1350	1950	2940	1152	1350	1950	2945
S	481	595	698	1307	2264	552	728	1277	2180	695	874	1488	2500
ETI	473	557	652	643	681	600	622	673	760	457	476	462	445
<u>Sand 2 m</u>													
N(Ges)	954	1152	1350	1950	2945	1152	1350	1950	2940	1152	1350	1950	2945
S	476	632	728	1353	2290	617	757	1301	2182	716	924	1530	2502
ETI	478	520	622	597	655	535	593	649	758	436	426	420	443
<u>Löß 1,5 m</u>													
15.11.73 - 26.6.75													
N(Ges)	1020	1485	2085	3075		1485	2085	3075		1485	2085	3075	
S	206	640	1139	2084		564	984	1771		818	1369	2333	
ETI	814	845	946	991		921	1101	(1304)		667	716	742	
Vegetationsbewässerung 18.12.73 - 26.6.75 Bewässerung 1974													
Zugabe mm	<u>Sand 1 m</u>				<u>Sand 2 m</u>				<u>Löß 1,5 m</u>				
		200	1000			200	1000			200	1000		
N(Ges)		1218	2010			1218	2010			1218	2010		
S		589	1092			600	1089			339	801		
ETI		629	918			618	921			879	1209		



Versuchszeitraum liegen die ETI-Raten beim Sandboden um ca. 160 mm höher als bei der vergleichbaren Variante mit Herbst-Winter-Bewässerung.

Wichtigster Verschmutzungsindikator -nach dem Abwasserabgabengesetz- bei der Einleitung von Abwasser in das Grund- oder Oberflächenwasser ist die organische Verunreinigung, gemessen als BSB, CSB oder oxydierbarer Kohlenstoff. Von uns wurde die kolorimetrisch-oxydimetrische Kohlenstoffbestimmung mit Kaliumdichromat durchgeführt (MEYER, THORMANN, WATERMANN 1975).

Der Verlauf der Kohlenstoffkonzentration in Abwasser und Sickerwasser für die Versuchsgruppe Sand 2 m Filterlänge ist in Abb. 1 dargestellt. Es zeigt sich deutlich, daß während der ersten Bewässerungsphase bei der Variante 1000 mm AW täglich fast die Konzentration des zugeführten Abwassers im Sickerwasser gemessen wird. Der leichte Rückgang nach dem 65.sten Tag ist auf die etwas geringere Konzentration an Kohlenstoff einer zweiten Abwasserpartie zurückzuführen, die im letzten Drittel des ersten Versuchsabschnitts eingesetzt wurde. Die beiden anderen dargestellten Bewässerungshöhen 500 und 200 mm erreichen dieses Maximum nicht.

Bei der im unteren Bildteil dargestellten Bewässerung alle 14 Tage mit gleicher Bewässerungshöhe wird das Maximum etwa 20 - 30 Tage früher erreicht, um dann bis zum Ende der Bewässerung abzufallen. Dies läßt auf eine gewisse Anpassung der Mikroorganismenflora und eine bessere Regeneration des Sauerstoffvorrates in den Zwischenphasen schließen (KRAMER 1960). Die Bewässerungshöhe 100 mm erreicht als Höchstwert 40 mg C/l und ist bei diesem Maßstab nicht darzustellen.

Im zweiten Bewässerungsabschnitt Herbst-Winter 1974/75 sinken die Kohlenstoffwerte aller Varianten auf Werte unter 300 mg/l ab. Nur die höheren Belastungen steigen zum Schluß der Bewässerung in der Konzentration an.

Aus diesen Konzentrationen ergibt sich in Verbindung mit der Sickerwassermenge der jeweiligen Lysimeter die Summenkurve des Kohlenstoffaustrags (Abb. 2). Hier ergibt sich im Endabschnitt

der ersten Bewässerungsphase bei der Variante 1000 mm Abwasser täglich eine Austragssumme von 98 % der zugegebenen Kohlenstoffmenge. Mit 500 mm AW t werden noch 62 % und mit 200 mm AW t werden weniger als 25 % des Kohlenstoffs aus dem Abwasser im Sickerwasser bestimmt.

Der zweite Bewässerungsabschnitt 1974/75 zeigt deutlich den Einfluß der Reinigungswirkung des Grasbewuchses auf den Lysimetern, wie bereits am starken Abfall der Kohlenstoffkonzentration zu Beginn dieser Phase in Abb. 1 zu sehen ist. Der leichte Anstieg im ersten Drittel des zweiten Bewässerungsabschnitts ist auf den Restaustrag aus der vorhergehenden Bewässerung 1973/74 zurückzuführen. Ein geringer Anstieg des Kohlenstoffaustrags wird erst wieder zu Ende dieses Bewässerungsabschnitts bei der Variante 1000 mm AW t gemessen. Für den zweiten Bewässerungsabschnitt ergeben sich daraus die in Tab. 2 angegebenen Reinigungsleistungen für den Kohlenstoffabbau.

Tabelle 2: Reinigungsleistung (Kohlenstoffretention) im Boden in % der zugegebenen Mengen für 1974/75. Gemessen als oxidierbarer Kohlenstoff (CSB)

Bewässerungshöhe	S a n d 2 m		S a n d 1 m	
	AW t	AW 14 t	AW t	AW 14 t
100 mm	99	99	98	97
200 mm	99	98	98	96
500 mm	94	97	91	89
1000 mm	83	88	85	73

Für beide Bewässerungszeiträume ergeben sich die in Abb. 3 dargestellten Kohlenstoffausträge in % der mit dem Abwasser zugegebenen Mengen für den Sandboden.

Beim Lössboden verhält sich der Kohlenstoffaustrag völlig anders als beim Sandboden. Hier wird bereits bei den Lysimetern mit dest. Wasser Bewässerung ein hoher Kohlenstoffaustrag im Sickerwasser gemessen.

Diese Grundbelastung kann nur durch starke Austrocknung der Lysimetersäulen nach der Entnahme im Sommer 1973 erklärt werden. Bei Dränwässern aus Lössböden, die auf ihren Kohlenstoffgehalt untersucht wurden, konnten diese Austragsmengen nicht gefunden

werden. Erst durch Trocknung von Lössboden-Material und anschließende Elution mit dest. Wasser konnten annähernd die aus den Lysimetern ausgewaschenen Kohlenstoffmengen gefunden werden. Bei einigen Lysimetern wurde ein höherer Gesamtkohlenstoff-Austrag mit dest. Wasser Bewässerung gefunden, als bei der mit Abwasser bewässerten Gruppe. Diese Werte sind in Abb. 4 dargestellt.

In Abb. 5 ist der Konzentrationsverlauf des Kaliums beim Sandboden (2 m) und Lössboden bei 500 und 1000 mm Bewässerungshöhe dargestellt. Es läßt sich die hohe Kaliumsorptionskapazität des Lössbodens erkennen. Während beim Sandboden die Konzentration des Abwassers im Sickerwasser fast erreicht wird, zeigen die Kaliumkonzentrationen des Sickerwassers aus dem Lössboden einen von der Bewässerungsart abhängigen Verlauf. Der Unterschied zwischen täglicher und 14-tägiger Intervallbewässerung ist sehr markant. Dadurch ergibt sich für den Lössboden ein unterschiedlicher Austragsverlauf und Gesamtaustrag. Dies zeigt Abb. 6. Hier sind die prozentualen Mengen des im Sickerwasser gefundenen Kaliums für die Herbst-Winter-Bewässerung für alle Varianten dargestellt. Neben der oben erwähnten guten Sorption des Lössbodens ist der Einfluß der -wenn auch geringen- Bodenwasserkapazität beim Austrag aus dem Sandboden zu erkennen.

Als Beispiel für Anionen-Retention ist in Abb. 7 der Passage-Gang für Chlorid dargestellt, das zugleich für bestimmte Abwassergruppen eine gewisse Zeigerfunktion aufweist. Die Konzentration im Sickerwasser nähert sich -im Vergleich zu allen anderen Ionen- am stärksten der Konzentration des zugegebenen Abwassers. Der time-lag des Austritts des perkolierenden Abwassers am Lysimeterboden ist abhängig von der Höhe der Aufbringungsraten. Die im Sickerwasser erreichten Maximal-Konzentrationen des Cl spiegeln das unterschiedliche Ausmaß der Sickerwasser-Verdünnung durch Niederschlagswasser wider. Der Gesamtaustrag an Chlorid im Sickerwasser beträgt beim Sandboden 85 - 97 % und beim Lössboden 53 - 84 % der mit dem Abwasser zugegebenen Chloridmenge.

#### Zusammenfassung:

Es läßt sich feststellen, daß für die Reinigungsleistung (Kohlenstoffabbau) bei der "Verwertung" des Abwassers über den Boden die Variation der Bewässerungshöhe pro Zeitabschnitt und die Bedeckung des Bodens mit einer Vegetation (Gras) den größten Einfluß auf den Reinigungserfolg aufweist.

Für die Sorption der gelösten Ionen ist die Körnungsart des Bodens und die Bewässerungsform (Überstau oder Verregnung in kleinen Gaben), sowie die Struktur des Bodens wichtigster Parameter für die Beurteilung des Reinigungserfolges.

Literatur:

- Kramer, D. (1960) Die Reinigung der Abwässer von Zuckerfabriken im Boden. Zucker, 13. Jahrgang, 436 -441 u. 489 - 493
- Meyer, B., Thormann, A. und Watermann, E.A. (1975)  
Bestimmung des oxydimetrisch erfaßbaren Kohlenstoffs (CSB) in organisch belasteten, chloridhaltigen Abwassern. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (im Druck)
- Thormann, A. (1974) Reinigung von Abwasser aus Zuckerfabriken durch Bodenfiltration. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 20., 373 - 387

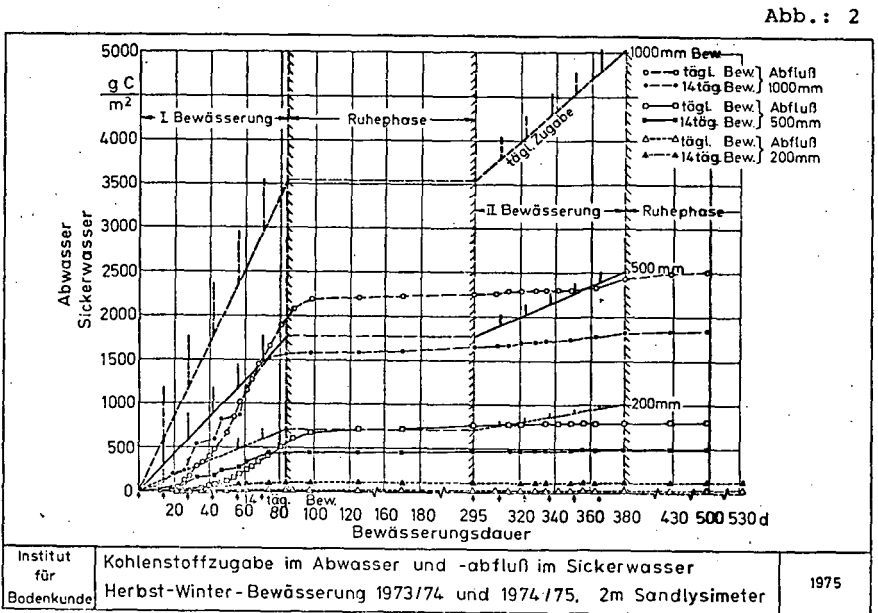
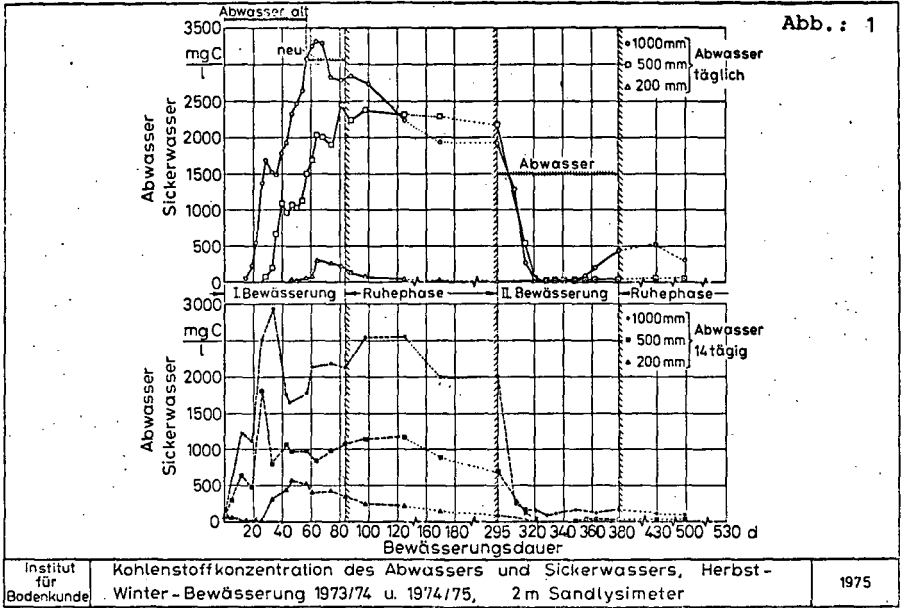


Abb.: 3

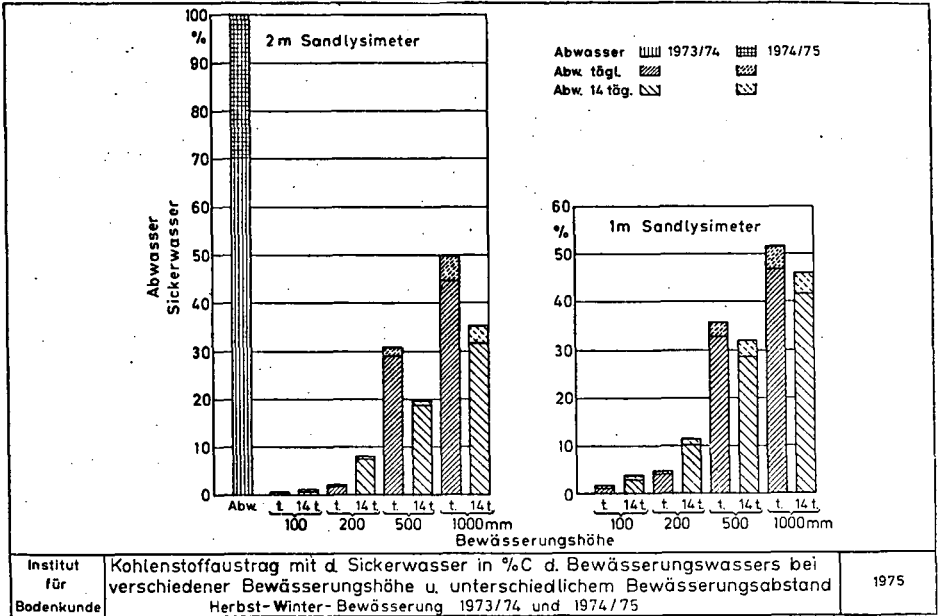
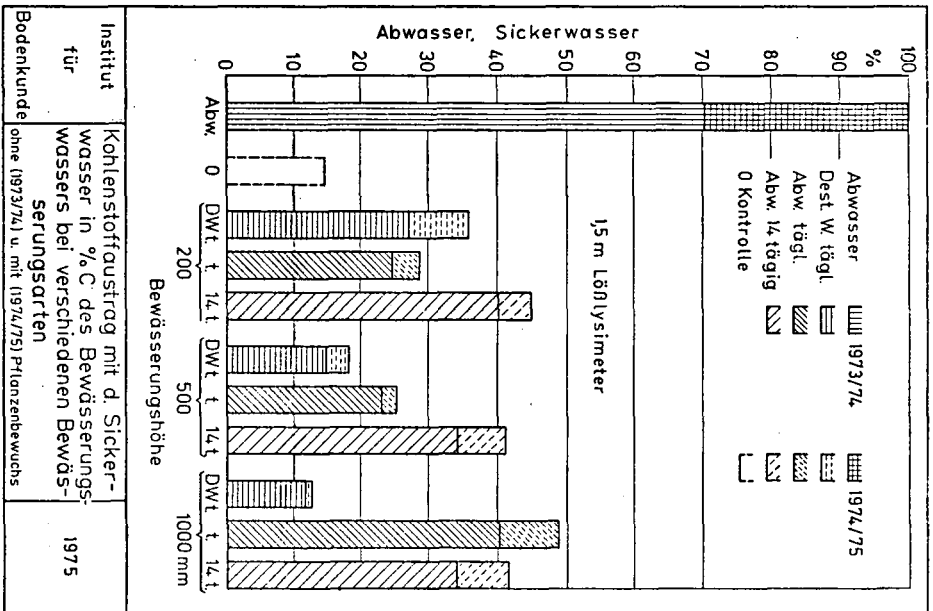


Abb.: 4



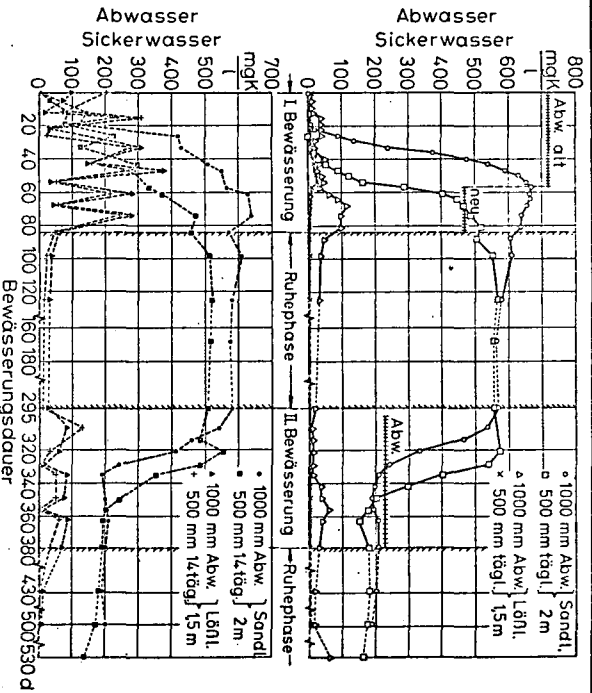
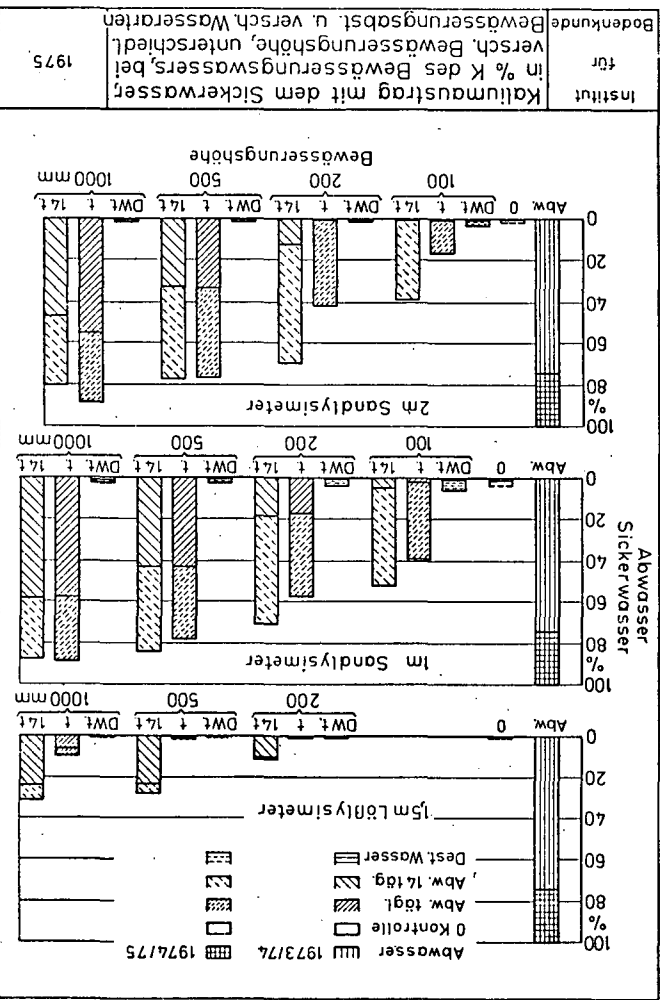


Abb. : 5

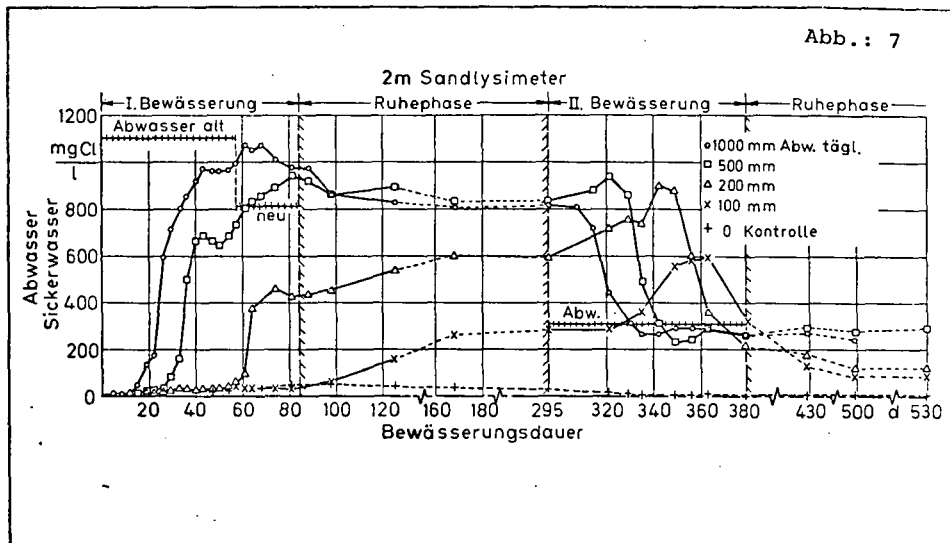
Institut für Bodenkunde  
 Kaliumkonzentration des Abwassers und Sickerwassers, Herbst-Winter-Bewässerung 1973/74, und 1974/75  
 2m Sandlysimeter, 15m Lösslysimeter  
 1975

Abb. : 6



Institut für Bodenkunde  
 in % K des Bewässerungswassers, bei Versch. Bewässerungshöhe, unterschiedl. Bewässerungsabst. u. versch. Wasserarten  
 1975

Abb.: 7



Institut  
für  
Bodenkunde

Chloridkonzentration des Abwassers und Sickerwassers  
Herbst-Winter-Bewässerung 1973/74 u. 1974/75

1975





Filtereigenschaften der Böden und deren  
kartiertechnische Erfassbarkeit.

von  
Müller, W.<sup>+</sup>

Die Fähigkeit des Bodens, Stoffe aus der Bodenlösung auszufiltern, gewinnt wegen seiner zunehmenden Belastung mit Schadstoffen für das Grundwasser und die Vegetation immer größere Bedeutung. Die auftretenden Probleme werden in umfangreichen Forschungsprogrammen an vielen Stellen untersucht. Ergebnisse liegen zur Zeit jedoch nur zu Teilkomplexen vor. Dennoch müssen täglich Entscheidungen über Möglichkeiten und Grenzen der Belastbarkeit der Böden getroffen werden. Daher erscheint die Entwicklung eines vorläufigen praxisnahen Beurteilungsschemas aufgrund derzeitiger Erkenntnisse notwendig zu sein.

Das hier in seinen Umrissen beschriebene Beurteilungssystem beschränkt sich wegen der zur Zeit kaum überschaubaren Vielfalt potentieller Schadstoffe sowie noch mangelhafter Erkenntnisse auf vielen Gebieten auf folgende, besonders aktuell erscheinende Teilbereiche:

1. Mechanische Filtereigenschaften
2. Physiko-chemische Filtereigenschaften
3. Umsetzungsvermögen des Bodens für organische Abfallstoffe
4. Filtereigenschaften gegenüber Nitratverlagerung
5. Chemische Filtereigenschaften für Schwermetallverbindungen

Zur Beurteilung dieser Filtereigenschaften werden herangezogen:

1. Physikalische und chemische Bodenkennwerte
2. Länge der Filterstrecke über dem Grundwasser
3. Sickerwasseranfall aus dem jährlichen klimatischen Wasserbilanzüberschuß

Diese Kriterien werden soweit herangezogen, wie sie kartiertechnisch

<sup>+</sup> Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,  
3 Hannover 51, Stilleweg 2

nisch erfaßbar sind bzw. in Kartenunterlagen zur Verfügung stehen. Weitere Fakten, die z.T. schwer zu ermitteln, vergleichsweise weniger wirksam oder in ihren Auswirkungen noch zu wenig bekannt sind, werden nicht berücksichtigt, zumals das Beurteilungssystem nicht zu kompliziert werden soll.

Die bodenphysikalischen Kennwerte werden nach einem im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung Hannover entwickelten System (RENGER 1970) in Lagerungsdichte und Bodenart aufgelöst. Die Lagerungsdichte ist aufgrund der Gefügeansprache im Gelände erfaßbar. Die Bodenart wird nach der Kartieranleitung der Geologischen Landesämter angesprochen.

Die einzelnen Bewertungsschlüssel umfassen folgende Beurteilungsgrundlagen:

1. Mechanische Filterwirkung (s.Tab.1)

Beurteilungsgrundlage ist der Anteil an selbstdrainierenden Poren sowie die Wasserdurchlässigkeit kf. Diese physikalischen Kennwerte werden aufgelöst in die kartiertechnisch erfaßbaren Größen

Lagerungsdichte (2 Gruppen)

Bodenart, Torfart (je 5 Gruppen).

Hieraus ergeben sich 5 Bewertungsstufen (1 = sehr gering, 3 = mittel, 5 = sehr groß). Bei unterschiedlichem Bodenaufbau wird für jede einzelne Schicht bis zur Grundwasseroberfläche getrennt bewertet und dann das gewogene Mittel gebildet. In Zu- und Abschlägen werden abschließend noch folgende zusätzlichen Fakten berücksichtigt:

Länge der Filterstrecke

Klimatischer Wasserbilanzüberschuß.

2. Physiko-chemische Filterwirkung (s.Tab.2)

Beurteilungsgrundlage ist die potentielle Sorptionskapazität (MEHLICH) bezogen auf das Bodenvolumen. Sie wird wieder aufgelöst in die kartiertechnisch erfaßbaren Größen

Lagerungsdichte (2 Stufen)

Bodenart, Torfart (je 5 Stufen).

Bei unterschiedlichen Schichten im Bereich der Filterstrecke wird dann wieder das gewogene Mittel gebildet. In Zu- und Abschlägen wird dann noch die

Länge der Filterstrecke

berücksichtigt.

### 3. Umsetzungsvermögen der Böden für organische Abfallstoffe (s.Tab.3)

Beurteilungsgrundlage ist hier die Luftkapazität und die nutzbare Feldkapazität des Oberbodens. Diese physikalischen Kennwerte werden wieder aufgelöst und zusammenfassend dargestellt in den Grundgrößen

Lagerungsdichte (3 Stufen)  
Bodenart (je 5 bis 6 Stufen).

Weiterhin wird dann noch die

Durchlüftungstiefe (3 Stufen)

berücksichtigt, da hieraus die Häufigkeit des Grundwassereinflusses im Oberboden hervorgeht. Schließlich wird auch noch der klimatische Wasserbilanzüberschuß (2 Stufen) in seinen Auswirkungen auf die Vernässung des Oberbodens in das Beurteilungsschema miteinbezogen.

Aus dem Umsetzungsvermögen, der durchschnittlichen Durchlässigkeit auf der gesamten Filterstrecke kann dann ein Beurteilungsschema für die Nitratverlagerung bei Aufbringung von organischen Stoffen auf den Boden abgeleitet werden, soweit diese bodenbedingt ist.

### 4. Chemische Filtereigenschaften (s.Tab.4)

Berücksichtigt werden Kalkgehalt und pH-Wert, im mittleren pH-Bereich zusätzlich der Tongehalt bzw. die Torfart. Stark humose Schichten erhalten einen Zuschlag.

Die aufgestellten Richtlinien werden zunächst bei der Beurteilung der Belastbarkeit der Böden mit Abfallstoffen in Grundwassererneuerungsgebieten bei der Herstellung einer Sonderkarte im Rahmen der "Karten des Naturraumpotentials von Niedersachsen und Bremen" im Maßstab 1 : 200 000 für Zwecke der Rahmenplanung angewendet. Die hierbei gewonnenen Erfahrungen sowie Erkenntnisse aus detaillierteren Arbeiten sollen in Zusammenarbeit mit der Praxis zu einer kontinuierlichen Weiterentwicklung des Beurteilungssystems führen.

**Tabelle 1:** Beurteilung der mechanischen Filterwirkung des Bodens Fm

Lagerungs- dichte	Bodenart	Wertzahl W pro dm Schichtmächtigkt.
sehr gering bis mittel	Schluff, tonig Torf H 5-8	5
	Lehm, sandig u. schluffig Feinsand	4
	Mittelsand	3
	Ton	2
	Grobsand u. Kies Ton, klüftig	1
hoch bis sehr hoch	Mittelsand, Feinsand Torf H 1-4	5
	Schluff, tonig	4
	Lehm, sandig u. schluffig Torf H 5-8	3
	Ton, Torf H 9-10	2
	Grobsand, Kies	1

$$F_m = \frac{W_1 \cdot M_1 + W_2 \cdot M_2 + W_n \cdot M_n}{M_g}$$

Fm = mechanische Filterwirkung  
 Wn = Wertzahl einer Schicht  
 Mn = Mächtigkeit einer Schicht  
 Mg = Mächtigkeit der gesamten Schichten

Zu- und Abschläge	
für die Länge der Filterstrecke über dem Grundwasserspiegel (MHW)	für klimatische Wasserbilanz Überschuß in mm
< 0,8 m u. Gel. = -1	< 300 mm = +1
10-30 m u. Gel. = +1	
> 30 m u. Gel. = +2	

Bewertung : 1 = sehr geringes Umsetzungsvermögen  
 2 = geringes " "  
 3 = mittleres " "  
 4 = großes " "  
 5 = sehr großes " "

**Tabelle 21** Beurteilung der physiko-chemischen Filterwirkung des Bodens. Fp

Lagerungs- dichte	B o d e n a r t	Wertzahl W pro dm Schichtmächtigkeit
sehr gering bis mittel	Ton, schluffig Hochmoortorf	5
	Schluff, tonig Niedermoortorf	4
	Lehm, sandig Brushwaldtorf	3
	Fein- u. Mittelsand	2
	Grobsand u. Kies	1
hoch bis sehr hoch	Hoch- u. Niedermoortorf	5
	Schluff, tonig Lehm, sandig Brushwaldtorf	4
	Ton, schluffig	3
	Mittelsand	2
	Grobsand, Kies	

$$F_p = \frac{W_1 \cdot M_1 + W_2 \cdot M_2 + W_n \cdot M_n}{M_g}$$

Fp = physiko-chemische Filterwirkung  
 Wn = Wertzahl einer Schicht  
 Mn = Mächtigkeit einer Schicht  
 Mg = Mächtigkeit der gesamten Schichten

Zu- und Abschläge für die Länge der Filterstrecke über dem Grundwasserspiegel (MHW)
< 0,8 m = -2
0,8-2 m = -1
10-30 m = +1
> 30 m = +2

Bewertung : 1 = sehr geringes Umsetzungsvermögen  
 2 = geringes " "  
 3 = mittleres " "  
 4 = großes " "  
 5 = sehr großes " "

**Tabelle 3: Beurteilung des Umsetzungsvermögens der Böden**

Lagerungs- dichte	Bodenart	Bewertung					
		Klimatischer Wasserbilanzüberschuß mm/Jahr <300			>300		
		Durchlüftungstiefe in m					
		<0,4	0,4-0,8	>0,8	<0,4	0,4-0,8	>0,8
1	2	3	4	5	6	7	8
gering	Hn(kalkreich) Tu4, Lt2, Ut4, S14 Lu Sul Ls2+3	3	5	5	3	4	5
	Tu3, Lt3, Ut3, S12+3 Ls2	2	4	5	2	3	4
	H Tu2, Ut2 T12	2	3	4	1	2	3
	mS	2	4	2	2	4	3
	T, Ts St	1	2	3	1	1	2
mittel	H (kalkreich) Ls4, S14	3	4	5	3	3	5
	Tu4, Ut4, S12+3	2	4	5	2	3	4
	Tu3, Lt, Ut3	2	3	4	1	2	3
	fS, mS	2	4	3	2	4	4
	Tu2	1	2	3	1	1	2
	T	1	1	2	1	1	1
hoch	H (kalkreich)S12	2	3	5	2	3	4
	fS, mS	2	3	3	2	3	4
	Tu4, Ls4, Ut, S13-4	2	3	4	1	2	3
	Tu3, Lt, Ut2	1	2	3	1	1	2
	Tu2, T, St	1	1	2	1	1	1

Bewertung : 1 = sehr geringes Umsetzungsvermögen  
 2 = geringes " "  
 3 = mittleres " "  
 4 = großes " "  
 5 = sehr großes " "

**Tabelle 4: Beurteilung der chemischen Filterwirkung des Bodens gegenüber Schwermetallverbindungen  $F_c$**

Kalkgehalt und pH-Wert	ungefährer Tongehalt	Torf	Wertzahl W pro dm Schichtmächtigk.
>1 % $\text{CaCO}_3$ in Ober- und Unterboden	0 - 100	Hh	5
nicht oder nur stellenweise kalkhaltig pH meist um 6	< 8	Hh	2
	8 - 17	He	3
	17 - 25	Hh	4
	25 - 45		3
	> 45		2
pH meist <5	0 - 100	H	1

$$F_c = \frac{W_1 \cdot M_1 + W_2 \cdot M_2 + W_n \cdot M_n}{M_g}$$

$F_c$  = chemische Filterwirkung  
 $W_n$  = Wertzahl einer Schicht  
 $M_n$  = Mächtigkeit einer Schicht  
 $M_g$  = Mächtigkeit der gesamten Schichten

Zuschläge für stark humose bis anmoorige Schichten +1

Bewertung : 1 = sehr geringes Umsetzungsvermögen  
 2 = geringes " "  
 3 = mittleres " "  
 4 = großes " "  
 5 = sehr großes " "





Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung  
in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser

Bericht über die dritte Sitzung des Arbeitskreises „Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten“ am  
4. September 1975 in Regensburg

von

B. Wohlrab und K. Mollenhauer \*)

Gemäß Beschluß des Arbeitskreises in seiner letzten Sitzung - Oktober 1974 in Göttingen - (Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 20, 500-516) war der erste Entwurf der o.a. Beurteilungskriterien und Empfehlungen aufgestellt und an die Mitglieder im Februar 1975 versandt worden. Anhand der eingegangenen Stellungnahmen, Ergänzungs- und Änderungsvorschläge sowie auf Grund von Erörterungen in kleinerem Kreis erfolgte eine Überarbeitung zum vorliegenden 2. Entwurf, der während der dritten Sitzung des Arbeitskreises zur Diskussion gestellt wird.

Einführung in die Diskussion

Mit den vorgelegten Beurteilungskriterien und Empfehlungen soll in erster Linie den Fachvertretern der Bodenkunde sowie der Land- und Forstwirtschaft, die im Schutzgebietsverfahren gehört werden und ihr Sachverständigengutachten abzugeben haben, eine Arbeitsunterlage und Richtlinie an die Hand gegeben werden. In Anbetracht der Vielfalt von Einzelsituationen bei den Grundwassergewinnungsanlagen kann diese Arbeitsunterlage jedoch nur einen Rahmen abstecken. Es muß

---

\*) Institut für Landeskultur der Justus Liebig-Universität,  
63 Gießen, Senckenbergstraße 3 (Zeughaus)

genügend Freiraum für die objektbezogene Beurteilung und Bewertung bleiben. Ferner war bei der Aufstellung der Beurteilungskriterien und Empfehlungen davon auszugehen, daß die Beurteilung in der Regel ohne aufwendige Spezialkartierung und zeitraubende Spezialuntersuchungen zu erfolgen hat. Die Wahl der heranzuziehenden Kriterien mußte also diesem praktischen Erfordernis Rechnung tragen.

Da die DVGW-Arbeitsblätter - überarbeitet von einem gemischten DVGW/LÄWA-Ausschuß - eine normative Grundlage für Schutzgebietsverordnungen darstellen, war hier deshalb das DVGW-Arbeitsblatt W 101 zugrunde zu legen. Den Rahmen bilden demnach die aus W 101 entlehnten Bewertungsklassen „günstig“, „mittel“ und „ungünstig“ mit den entsprechenden Erläuterungen. Eine Erweiterung um die Klassen „sehr günstig“ einerseits und „sehr ungünstig“ andererseits erwies sich insbesondere im Hinblick auf die Aussagen zur Bodennutzung als notwendig.

Bei seiner ersten Beratung (Oktober 1974, Göttingen) hatte sich der Arbeitskreis dafür ausgesprochen, die Beurteilungskriterien und Empfehlungen in Form einer Übersichtstafel mit Erläuterungen zusammenzustellen. Wegen der Anschaulichkeit und des unmittelbaren Bezugs zu Bodenkarten war es ferner für zweckmäßig gehalten worden, von Darstellungen generalisierter Bodenprofile auszugehen. Ein anderer, in den nunmehr vorliegenden Stellungnahmen verschiedentlich geäußerter Weg wäre, die Kriterien der Filtereigenschaften als direkte Entscheidungskriterien unter Anwendung eines bestimmten Bewertungsschlüssels zur Grundlage der weiteren Folgerungen zu machen. Da die zu diesem Zweck erforderliche Wertung und Gewichtung der Kriterien nach dem gegenwärtigen wissenschaftlichen Kenntnisstand noch nicht möglich ist, wird vorgeschlagen, zunächst an der gewählten Darstellung von generalisierten Bodenprofilen und der Interpretation ihrer wesentlichen Filtereigenschaften ( $n_{FK}$ ;  $k_f$ -Wert-Klasse; KAK) als Grundlage für die Empfehlungen festzuhalten.

Die der Übersichtlichkeit halber notwendige Generalisierung der Stratigraphie und der Grundwasserverhältnisse in den Bodensäulen erfordert jedoch entsprechende Korrekturmöglichkeiten. Sie sind durch die so bezeichneten Korrekturkriterien (2.4) gegeben. Punkt 2.4.1 berücksichtigt vor allem die besondere morphologische Situation in Gebieten mit Festgesteinsgrund-(kluft-)wasserleitern und von Gelände mit Grundwasseranreicherung. Die Herabstufungen sind - das ist zu den Erläuterungen nachzutragen - insbesondere dann notwendig, wenn in der Schutzzone II Hänglagen vorkommen, die zur Wasserfassung bzw. zu den Anreicherungsanlagen (Zone I) geneigt sind. Dies hat sicherheitshalber auch noch für „ungünstig“ a und b zu gelten. Zu Punkt 2.4.2 bleibt nachzutragen, daß nicht nur eine Höhergruppierung, sondern auch eine Herabstufung möglich ist. Überlegt werden sollte schließlich, inwieweit sich die klimatische Wasserbilanz als weiteres Korrekturkriterium anwenden läßt, vor allem in Hinblick auf eine stärkere Auswaschung.

Der zweite Hauptabschnitt der vorliegenden Übersicht (3.) behandelt die Empfehlungen zur Bodennutzung. Spalte 3.1 kann nach den letzten Überlegungen wegfallen. Soweit Empfehlungen zur Kulturart ausgesprochen werden, sind diese unter Punkt 3.3 „Nutzungsempfehlungen“ anzubringen; beispielsweise: Kulturartenwandel nicht zwingend bzw. anzustreben. Der Punkt 3.2 „Meliorationen“ wurde auf Grund eingegangener Vorschläge im Vergleich zum 1. Entwurf wesentlich reduziert, und zwar auf Meliorationen, die hinsichtlich der Wasserqualität kritisch zu beurteilen sind. Es wäre zweifellos sehr nützlich, auch solche Bodenverbesserungen aufzuführen, die sich hinsichtlich der Wasserqualität besonders positiv auswirken, doch ist hierüber konkret noch zu wenig bekannt.

Vor allem zu den Punkten 3.3 und 3.4 bedarf es noch der Einarbeitung einer Stellungnahme aus forstwissenschaftlicher und forstwirtschaftlicher Sicht, die erst nach Fertigstellung

des 2. Entwurfes vorgelegt wurde. Zu Punkt 3.5 „Anwendung von Biociden“ sind und werden noch Stellungnahmen von Fachleuten aus der Biologischen Bundesanstalt und aus dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene eingeholt.

#### Diskussionsbemerkungen und -ergebnisse

In der Diskussion wurde zunächst die Frage aufgeworfen, ob mit Hilfe einer Darstellung von stark generalisierten Bodenprofilen alle in Frage kommenden Standorte berücksichtigt werden können, ob vielleicht eine Ergänzung notwendig ist oder ob nicht eventuell ein ganz anderes Darstellungs- bzw. Ordnungsschema verwendet werden muß. Kritisiert wurde in diesem Zusammenhang, daß viele Forststandorte fehlen, da z.B. die Sandstandorte des norddeutschen Diluviums mit sehr tief liegendem Grundwasser von den Beispielsprofilen nicht erfaßt werden. Diese Lücke wäre jedoch dadurch zu schließen, daß man beim Profil „mittel b“ den L- $\bar{I}$ S-Streifen nach links auslaufen läßt und somit ein durchgehendes Sandprofil erhält, das dann bei MHW >10 m gemäß Punkt 2.4.3 eine Bewertungsklasse höher gruppiert werden würde. Es wurde auch angeregt, verkarstete Gebiete besonders zu beachten, z.B. Dolinengebiete in der Schwäbischen Alb, die man notwendigerweise oft als sehr ungünstig anzusprechen hätte. Hier würde aber das Korrekturkriterium 2.4.5 eingreifen, welches man um die Möglichkeit einer Herabsetzung um zwei Bewertungsklassen erweitern sollte. Damit ergäbe sich dann auch ein besseres Regulativ für die Bewertung von besonders grobporigen und grobklüftigen Gesteinen.

Zur besseren Erklärung des Begriffs MHW sollte vermerkt werden, daß damit der maximal zulässige MHW gemeint ist, daß z.B. beim Profil „mittel a“ der MHW höchstens 2,5 m unter Flur, aber auch tiefer anstehen darf. Es wurde auch die Möglichkeit aufgezeigt, in den Bodenprofilen nur Mindestmächtigkeiten der einzelnen Schichten anzugeben. Gewisse

Schwierigkeiten wirft die Bodenartenbezeichnung in den einzelnen Säulen auf. Es sollen hier zwar die bodenkundlichen Bezeichnungen beibehalten werden, für die Geologen und Hydrogeologen, die abweichende Symbole benutzen, sollen sie in den Erläuterungen jedoch entsprechend erklärt werden. Hingewiesen wurde auch auf die Gefahr, daß eine Verwendung von Bodenprofil-Beispielen eine gewisse Unübersichtlichkeit hervorrufen könnte.

Man einigte sich schließlich im wesentlichen darauf, daß die Art der Darstellung stark generalisierter Bodenprofile, wie sie zuletzt im zweiten Entwurf vorgenommen wurde, zunächst übernommen, später jedoch durch die Ausarbeitung eines Schlüssels ersetzt werden soll, wobei dann möglicherweise die Profilsäulen in Kennwerte aufgelöst werden können.

Hinsichtlich der Beschreibung der Profile durch einige wesentliche Kennwerte (Punkt 2.3) wurde auf Probleme hingewiesen, die bei der AK bestehen könnten: Im Wald kann beispielsweise der pH-Wert trotz günstiger Bodenart die AK sehr stark herabsetzen (z.B. bei Podsolen). Dies bringt eine gewisse Unsicherheit in der Beschreibung der Filterfähigkeit mit Hilfe der KAK mit sich. Hier würde eine pH-Korrektur der KAK zur AKe (effektive Austauschkapazität) helfen (Korrekturkriterium unter Punkt 2.4.2). Vermißt wurden Angaben zum Kalk. Es wurde angeregt, die Korrekturkriterien entsprechend zu erweitern, damit ein starkes Vorhandensein von Kalk berücksichtigt werden kann. Hier bietet sich wiederum eine pH-Korrektur unter Punkt 2.4.2 an.

Zum Korrekturkriterium „Oberflächenform - Erosionsneigung“ (2.4.1) wurde vorgeschlagen, die Angabe eines bestimmten Gefälles wegzulassen und die Geländeneigung nur dann zu berücksichtigen, wenn erodierend wirkende Abflüsse auftreten können. Zu beachten ist dabei ferner, daß eine stärkere Boden­neigung eventuell gar keine Rolle spielt, wenn sonst

günstige Bodeneigenschaften vorliegen. Bei ungünstigen Eigenschaften (z.B. stauende Schichten unter stark erosionsgefährdeten Substraten) kann die Neigung - auch bei kleinerem Ausmaß - jedoch sehr wichtig sein. Das Korrekturkriterium „Bodentyp“ dürfte im Wald Schwierigkeiten machen, da der Bodentyp dort oft nur schwer kartierbar ist. Berücksichtigt werden müßte auch das Klima, da es z.B. für die Umsetzung der organischen Substanz im Boden von Bedeutung ist.

Eine eingehendere Diskussion entzündete sich an dem Problem der organischen Düngung unter Punkt 3.4. Betont wurde von einem Teil der Diskussionsredner die Notwendigkeit, Mengengrenzungen bei Reifkompostgaben vorzusehen. Der Begriff „regelmäßig“ erschien ohne Mengengrenzung als gefährlich. Angeregt wurde, die Kompostgaben an der Höhe von Stallmistgaben zu orientieren. Vorgeschlagen wurde auch, Kontrollen vorzusehen, wobei dann Mengenangaben unterbleiben könnten. Andererseits werden Kontrollen jedoch von den Behörden nicht gerne durchgeführt, und man fragte, ob man denn Müllkompost überhaupt in der Zone II verwenden müsse. Schließlich wurde die Formulierung „keine regelmäßige Anwendung von Müllkompost, sonst Kontrolle“ vorgeschlagen. Wichtig ist hier noch der Hinweis, daß nach den geltenden Richtlinien die Schutzzone II in der Regel so groß bemessen ist, daß die Anwendung organischen Düngers nicht ausgeschlossen werden kann. Von forstlicher Seite wird im Zusammenhang mit der Frage des Abfalls noch geklärt werden, wie hinsichtlich der Ablagerung von Rindenabfällen (Holzlagerplätze) in der Schutzzone II verfahren werden muß.

Unter der Rubrik „Nutzungsempfehlungen“ (Punkt 3.3) wurde forstlicherseits der Begriff „Wasserschutzwald“ kritisiert, der durch die Formulierung „forstliche Bewirtschaftung nach den zu erarbeitenden Richtlinien“ zu ersetzen sei. Außerdem wurde darauf hingewiesen, daß im Falle der Sozialbrachen Mulchen nicht empfehlenswert sei. Man müsse diese entweder mähen und das Mähgut abtransportieren oder aber die

Flächen unbehandelt lassen, da aus dem Mulchgut im Laufe der Zersetzung u.a. phytotoxische Substanzen freiwerden und außerdem zusätzliche Auswaschungen hervorgerufen werden können.

Hinsichtlich einzelner Formulierungen wurde u.a. gefragt, ob es klar ist, was unter organischem Flüssigdünger zu verstehen sei, ob als „Störung der Deckschicht“ bei Dränmaßnahmen nur das Durchbrechen der Deckschicht gemeint sei. Anstelle der Formulierung „übliche pflanzenbauliche Einschränkungen“ (Punkt 3.3, Rubrik „sehr günstig“ und „günstig“) wurde vorgeschlagen, „erforderliche Einschränkungen“ einzusetzen bzw. das Wort „üblich“ wegzulassen.

In der Diskussion vorgetragene rechtliche Gesichtspunkte waren der Hinweis auf die Notwendigkeit, die jeweils vorher vorhandene Kulturart wegen eventueller Ersatzansprüche feststellen zu müssen, und das Argument, daß bei einer Änderung von Richtlinien hinsichtlich der Bodennutzung in der Schutzzone II Revisionsverfahren bezüglich bereits begutachteter Gebiete erwartet werden müßten.

#### Schlußbemerkung

Ein Ausschuß zur Überarbeitung der Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser wird Anfang 1976 auf der Grundlage des 2. Entwurfes, der Diskussionsbeiträge und bisheriger bzw. bis dahin eingegangener Stellungnahmen die endgültige Fassung erstellen.





Die Ausfilterung von Luftverunreinigungen durch  
Wälder - Einflüsse auf die Azidität der Nieder-  
schläge und deren Auswirkungen auf den Boden.

von

R. Mayer, B. Ulrich und P.K. Khanna

Die Daten, welche vorgelegt werden, stammen aus den Untersuchungen zum Elementhaushalt von Wald-Ökosystemen im Rahmen des Solling-Projekts, über die vor der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft bereits mehrfach berichtet wurde. Auf die Meßmethodik, die sich vor allem auf die Erfassung und Analyse von Niederschlägen und von Sickerwasser mit Hilfe von Unterdrucklysimetern stützt, soll daher nicht näher eingegangen werden (vgl. MAYER 1972, ULRICH et al. 1973). Die meisten Daten repräsentieren eine Meßperiode von 5 Jahren, beginnend im Jahre 1969.

Durch Niederschläge werden dem Waldboden beträchtliche Elementmengen zugeführt. Ein besonderes Merkmal der Niederschläge ist deren hohe Azidität. In Abb. 1 sind die jährlichen Elementmengen in den Bestandesniederschlägen, ausgedrückt in kval/ha, für einen Buchen- und einen Fichtenbestand nebeneinandergestellt. Es zeigt sich, daß die Elementmengen unter Fichte generell höher sind, wobei die Unterschiede besonders deutlich sind bei Wasserstoff-Ionen und bei Schwefel.

Um die Wirkung der hohen Azidität der Niederschläge und ihrer Elementfracht auf den Boden beurteilen zu können ist es erforderlich, die dem Wald-Ökosystem von außen, d.h. von der Atmosphäre zugeführten Mengen zu kennen.

Die Elementfracht des Bestandesniederschlages setzt sich aus

---

+) Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 34 Göttingen, Büsingenweg 2

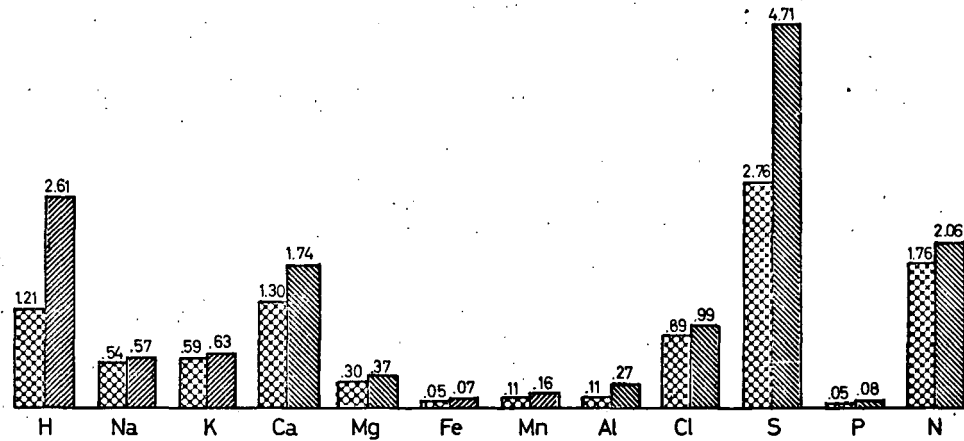



Abb.1 Jährliche Elementmengen in den Bestandesniederschlägen  
in kg/ha unter Buche  und Fichte 

3 Komponenten zusammen:

1. Den Niederschlägen in flüssiger und fester Form.
2. Der Ausfilterung von Stäuben, Aerosolen und Gasen durch die Baumkronen, d.h. von atmosphärischen Substanzen, die von Blättern, Nadeln und anderen Oberflächen festgehalten, absorbiert und anschließend ausgewaschen werden.
3. Aus ebenfalls von Blattoorganen und anderen Oberflächen ausgewaschenen Stoffen, die aus dem internen Umsatz der Pflanzen stammen.

Die erstgenannte Komponente, d.h. die flüssigen und festen Niederschläge und die damit gekoppelten Elementflüsse, wird üblicherweise auf Freiflächen außerhalb des Waldes in Totalisatoren gemessen.

Dagegen ist eine Messung der 2. Komponente, der Filterung durch die Baumkronen, nicht möglich. Diese Elementzufuhr setzt sich vor allem aus Luftverunreinigungen wie  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  und  $\text{CaO}$  zusammen. Ihre Größe ist abhängig von dem physikalischen und chemischen Zustand der Blattoberflächen. Bei normalen Niederschlagsmeßgeräten tritt die Filterung daher überhaupt nicht in Erscheinung, während spezielle Staub- oder Aerosolmeßgeräte zwar eine Messung der Elementkonzentrationen in der Atmosphäre erlauben, jedoch keinerlei Aussagen über den am Ort verbleibenden Anteil dieser Stoffe möglich machen.

Ebenso ist eine Messung der 3. Komponente, also der Auswaschung von Substanzen aus dem pflanzlichen Stoffwechsel nicht möglich. Vielmehr ist nur die Summe aus Filterung und internem Umsatz meßbar, und zwar als die Zunahme der Elementkonzentration - und damit des Elementflusses - in den Niederschlägen bei der Passage durch den Kronenraum.

Da eine direkte Messung z.Zt. nicht möglich ist, haben wir die Filterung für den Buchenbestand auf indirektem Wege ermittelt, wobei sich die Berechnung vor allem auf einen Vergleich der Bestandesniederschläge im belaubten und im unbelaubten Zustand der Buchenkronen stützte (vgl. MAYER et al. 1974). Nach Ermittlung der Filterung ließ sich der interne Umsatz als Rest ermitteln.

Na	K	Mn	Al	Ca	Mg	S	NO <sub>3</sub> -N	Cl
0.17	0.19	0.06	0.04	0.43	0.11	0.93	0.10	0.35

Summe S+NO<sub>3</sub>-N: 1.03

H<sup>+</sup> im Freiland - Niederschlag : 0.90  
H<sup>+</sup> im Bestandesniederschlag : 1.21  
Differenz : 0.31

Tab.1 Jährliche Elementzufuhr aus der Atmosphäre durch Filterung bei einem Buchenbestand in kвал/ha und H<sup>+</sup>-Mengen in den Niederschlägen

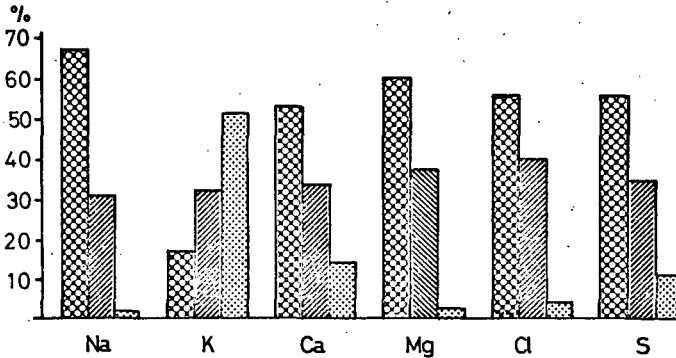


Abb.2 Komponenten der Elementmengen im Bestandesniederschlag unter Buche

Anteile in % der Elementmengen im Bestandesniederschlag:

- im Freilandniederschlag (mit Regenschmessern bestimmt)
- Filterung durch Bestand
- Interner Umsatz

In Abb. 2 ist für einige Elemente die Aufteilung in die einzelnen Komponenten dargestellt. Es zeigt sich, daß bei den meisten Elementen mit Ausnahme des Kaliums der Beitrag des internen Umsatzes an der Elementfracht des Bestandesniederschlages relativ gering ist. Ebenso zeigt sich, daß eine Messung der Elementzufuhr, die sich lediglich auf eine Erfassung der Freiland-Niederschläge stützt, den tatsächlichen Input aus der Atmosphäre erheblich zu niedrig ansetzt.

In Tabelle 1 sind die durch Ausfilterung dem Buchenbestand zugeführten Elementmengen in  $\text{kval/ha/Jahr}$  dargestellt. Auch die Azidität der Niederschläge bei der Passage durch den Kronenraum nimmt zu. Dies ergibt sich notwendigerweise daraus, daß vor allem große Mengen an Schwefel, daneben auch Stickstoff, aus der Atmosphäre gefiltert werden. Luftchemische Untersuchungen haben nachgewiesen, daß diese beiden Elemente vor allem als Luftverunreinigungen aus industriellen Abgasen in die Atmosphäre gelangen, und zwar nicht als Bestandteile von Neutralsalzen, sondern gasförmig als  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_x$ . Nach Oxidation und Lösung in Flüssigkeitströpfchen gehen sie in Schwefelsäure bzw. Salpetersäure über, wobei sie äquivalente Mengen an  $\text{H}^+$ -Ionen produzieren. Es zeigt sich, daß die auf diese Weise produzierten Protonen zu etwa  $2/3$  abgepuffert werden, wobei als Puffersubstanzen ebenfalls ausgefilterte Oxide und Carbonate von Ca und Mg in Frage kommen. Ebenso kann die Pufferung der Niederschläge durch Substanzen aus dem pflanzlichen Stoffwechsel bei der Benetzung der Blattoberflächen erfolgen.

Für einen Fichtenbestand liegt bislang keine ähnliche Möglichkeit zur Bestimmung der Filterung wie für die Buchenfläche vor. Ausgehend von der Tatsache, daß bei Buche der Anteil des internen Umsatzes in den Bestandesniederschlägen für die meisten Elemente relativ unbedeutend ist, wurde jedoch eine vorläufige Abschätzung dieser Größe auch für die Fichte durchgeführt. Grundlage für eine Schätzung war die Überlegung, daß der interne Umsatz umso höher ist, je höher die Konzentration in der Bodenlösung ist, aus der heraus die Aufnahme des Transpirationswassers und der Mineralstoffe erfolgt. Dementsprechend wurde

zur Berechnung des internen Umsatzes des Fichtenbestandes derjenige des Buchenbestandes multipliziert mit dem Verhältnis der Konzentrationen der in den Boden eindringenden Niederschläge bei Fichte und Buche.

Der so ermittelte Wert muß sehr kritisch gesehen werden, und es wird auch der Versuch unternommen, ihn experimentell zu untermauern. Wenn sich allerdings Buche und Fichte nicht grundlegend in ihrem Aufnahmeverhalten und ihrem Mineralstoffumsatz unterscheiden, so dürfte er hinreichend genau sein, um die folgenden sich daran knüpfenden Überlegungen gelten zu lassen.

Unter Zugrundelegung der gemessenen und errechneten Daten läßt sich eine Elementbilanz für den Boden aufstellen. Die Bilanzgleichung kann folgendermaßen geschrieben werden

#### Bilanzgleichung

$$\Delta CS = IN_1 + IN_2 - OUT - \Delta CP$$

$IN_1$  = Input durch Niederschläge und Staubdeposition

$IN_2$  = Input durch Filterung von Aerosolen und Gasen

$OUT$  = Output mit dem Sickerwasser unterhalb der  
Wurzelzone

$\Delta CP$  = Änderung der Elementvorräte in der Pflanzenmasse

$\Delta CS$  = Änderung der Elementvorräte im Boden

Die Bilanz ist für eine Reihe von Elementen in Abb. 3, für Fichtenbestand und Buchenbestand getrennt, graphisch dargestellt. Die nach oben abgetragenen Säulen stellen die Elementzufuhr dar, nach unten sind die Elementverluste und die Vorratsänderungen in der Pflanzenmasse abgetragen. Die dunkel schraffierten Säulen geben die Vorratsänderungen im Boden an.

Aus diesen Bilanzen läßt sich folgendes ablesen: Beide Ökosysteme stellen eine Senke für  $H^+$ -Ionen dar, d.h. die H-Ionen werden im Boden fast vollständig abgepuffert. Hinzu kommt hier

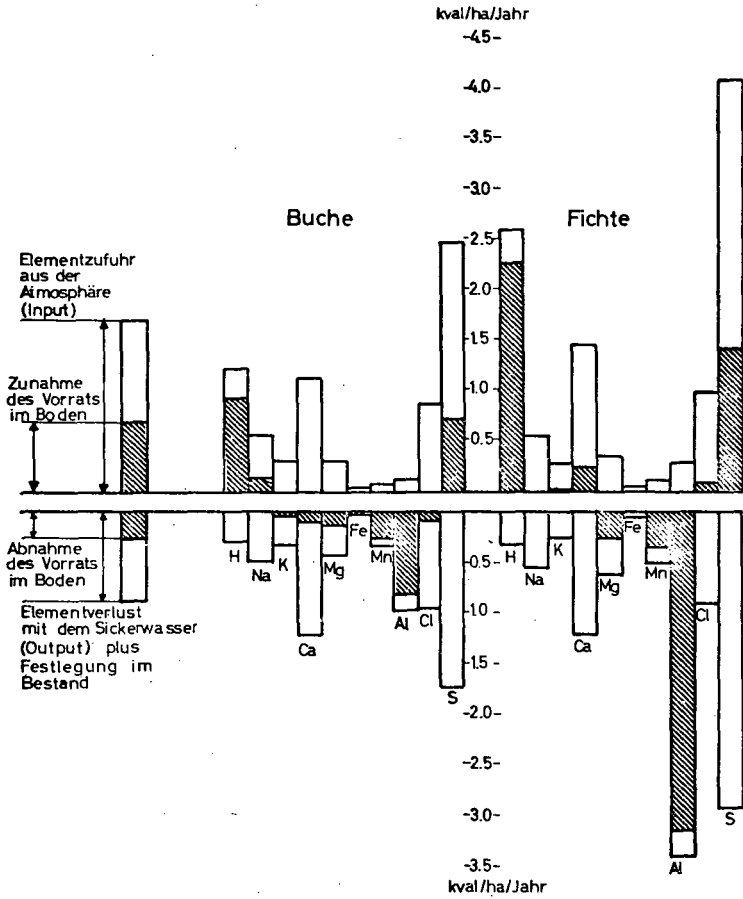


Abb.3 Änderungen im Bodenvorrat



auch noch die Abpufferung der bei der Streuzersetzung freiwerdenden  $H^+$ -Ionen, die quantitativ eine geringere Rolle spielt, worauf jedoch hier nicht weiter eingegangen werden kann. Da es sich um einen kalkfreien, sauren Boden handelt, erfolgt die Pufferung in erster Linie durch Al, Mn und Mg. Diese Elemente werden durch Verwitterung der im Boden vorhandenen Silikate freigesetzt und daraufhin ganz oder teilweise ausgewaschen. Wegen der wesentlich höheren Azidität der Niederschläge im Fichtenbestand sind diese Prozesse hier wesentlich intensiver.

Dasselbe gilt auch für die Festlegung von Schwefel im Boden. Es ist z.Zt. noch nicht geklärt, auf welche Weise diese Festlegung erfolgt. Möglicherweise handelt es sich um eine Neubildung von Mineralen der Alunit-Jarosit-Gruppe vom Typ  $AlOHSO_4$ .

Die bis hier angestellten Überlegungen knüpfen sich alleine an die Betrachtung der Elementbilanzen. Diese Bilanzen sind vor dem Hintergrund des Bodens zu sehen, auf dem der Buchen- und der Fichtenbestand stocken. Es handelt sich um eine saure Braunerde aus Lößlehm mit ca. 15 % Tongehalt. Das chemische Milieu wird durch die sauren Niederschläge stark beeinflusst, und zwar vor allem in den obersten 1-2 cm des A-Horizonts. Der pH-Wert liegt hier um 3. Er steigt im Profil nach unten sehr rasch an, d.h. die Pufferung der Bodenlösung erfolgt im obersten Teil des Profils, wo in der Hauptsache das Al freigesetzt wird, welches in der Bilanz als Verlustgröße erscheint. Umgerechnet ergibt sich eine Menge von 80 kg/ha/Jahr an Tonmineral- oder Plagioklasverwitterung auf der Buchenfläche, 220 kg/ha auf der Fichtenfläche. Wenn darüber hinaus eine Neubildung von Aluminiumhydroxi-Sulfaten berücksichtigt wird, so erfordert die jährlich festgelegte Sulfatmenge zusätzlich eine äquivalente Menge an Aluminium. Insgesamt ergeben sich so bei der Buchenfläche 160 kg/ha Silikatverwitterung jährlich, bei der Fichtenfläche 370 kg/ha.

Wenn sich dieser Verlust in den obersten 2 cm des Bodens abspielt, so sind das jährlich ca. 1 % der Tonmineralien und

Plagioklasse unter Buche, die verwittern, fast das doppelte unter Fichte. Eine Podsolierung des oberen Teils des A-Horizonts in kurzer Zeit scheint unter diesen Verhältnissen möglich zu sein.

Ähnlich liegen die Verhältnisse bei Mn und Mg. Durch die Auswaschung gehen jährlich etwa 0.3 % der gesamten Mn-Vorräte in den oberen 20 cm des Bodens unter Buche verloren; unter Fichte sind es fast 0.5 %. Die hohe Mn-Konzentration in der Bodenlösung, in Flußwässern und jungen Flußsedimenten stehen in unmittelbarem Zusammenhang damit.

#### Zusammenfassung

Die Zufuhr von atmosphärischen Luftverunreinigungen zu Wald-Ökosystemen stellt auch in einer ausgesprochen industriefernen Landschaft eine quantitativ außerordentlich wichtige Größe im Elementhaushalt dieser Ökosysteme dar. Charakteristisch sind dabei eine Abpufferung von  $H^+$ -Ionen und eine Zurückhaltung von Schwefel im Boden sowie ein Verlust von Al, Mn und Mg, wobei sich mögliche Mangelerscheinungen in der Versorgung des Baumwachstums bei Mn und Mg abzeichnen. Wegen der besonderen Verhältnisse bei Stickstoff vgl. Referat von KHANNA in gleichem Band.

#### Literatur

- R. MAYER, 1972: Bioelementflüsse im Wurzelraum saurer Waldböden, Messung und Ergebnisse.  
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 16, 136 - 145
- R. MAYER und B. ULRICH, 1974: Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analysis.  
Oecol. Plant. 2 (2), 157 - 168
- B. ULRICH, R. MAYER, P.K. KHANNA und J. PRENZEL, 1973:  
Modelling of Bioelement Cycling in a Beech Forest of Solling District.  
Gött. Bodenkundl. Berichte 29, 1 - 54



Gehalte an umweltrelevanten Elementen in  
Elbe-Sedimenten

von

LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G.\*)

Der Stoffhaushalt der Gewässer wird heute in zunehmendem Maße durch Abwässer und Abfälle der verschiedensten Herkunft verändert. In Gewässer eingeleitete anorganische Schadstoffe werden in Abhängigkeit von ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften mehr oder weniger stark von den Feststoffen gebunden und damit aus der ökologisch-relevanten löslichen Phase eliminiert. Die Sedimentanalyse kann deshalb als diagnostisches Verfahren zur Beurteilung der Belastung von Fließgewässern - insbesondere zur Erfassung der Schwermetallbelastung - verwendet werden.

Seit 1966 werden von DE GROOT und Mitarbeitern Schwermetalluntersuchungen an Sedimenten des Rheins und der Ems durchgeführt (DE GROOT 1966, 1970; DE GROOT und Mitarbeiter 1971, 1973). Auch HELLMANN und BRUNS untersuchten bereits 1968 Schwermetallgehalte in den Feststoffen des Rheins. Von FÖRSTNER und MÜLLER (1974) wurden im Rahmen einer generellen Bestandsaufnahme Sedimentuntersuchungen zur Schwermetallbelastung der größten bundesdeutschen Flüsse durchgeführt. Dabei wurden von diesen Autoren auch 19 Proben aus dem Elbeästuar analysiert.

Um analytisch gesicherte und detaillierte Aussagen zur Schwermetallbelastung der Elbe machen zu können, wurden von uns 253 Sedimentproben dieses Flusses auf ihre Gehalte an Chrom, Kobalt, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Cadmium, Quecksilber und Blei untersucht. Die Analyse dieser Elemente erfolgte röntgenfluoreszenzanalytisch (LICHTFUSS und BRÜMMER 1974). Zur allgemeinen Kennzeichnung der Sedimente wurden Körnungs-, Kohlenstoff- und Carbonatanalysen durchgeführt.

---

\*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 2300 Kiel, Ols-  
hausenstr. 40-60

Die entnommenen Proben verteilen sich auf 13 Untersuchungsgebiete (Abb. 1). Die Anzahl in den einzelnen Gebieten schwankt zwischen acht in Glückstadt und 46 im Hamburger Hafen. Bei der Probenahme wurde in Anlehnung an die Untersuchungen von DE GROOT Wert darauf gelegt, Sedimente möglichst unterschiedlicher Körnung zu entnehmen, um ein breites Korngrößenspektrum von sandreichen bis zu tonreichen Proben zu erhalten.

Die Analysenergebnisse zeigen in einzelnen Sedimentproben aus den Untersuchungsgebieten zwischen Geesthacht und dem Hamburger Hafen Höchstgehalte von 8160 ppm Zn, 2250 ppm Cu, 1420 ppm Pb, 565 ppm Cr, 445 ppm As, 173 ppm Ni, 44 ppm Co, 36 ppm Cd und 25 ppm Hg. Abgesehen von diesen vereinzelt auftretenden extrem

Tabelle 1: Korrelationskoeffizienten (einfach, linear) zwischen den Schwermetallkonzentrationen und den Gehalten an organischem Kohlenstoff sowie den Fraktionen  $<2 \mu$  und  $<20 \mu$  in Sedimenten der Untersuchungsgebiete Kirchwerder, Glückstadt und Neufelderkoog

Kirchwerder, N = 26								
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
$C_{org}$	0.96	0.98	0.98	0.98	0.97	0.89	0.97	0.98
$<2 \mu$	0.92	0.95	0.94	0.92	0.94	0.83	0.90	0.95
$<20 \mu$	0.92	0.96	0.95	0.94	0.95	0.83	0.91	0.96
Glückstadt, N = 8								
$C_{org}$	0.99	0.99	0.98	0.99	0.99	0.93	0.77	0.99
$<2 \mu$	0.95	0.97	0.97	0.97	0.96	0.93	0.73	0.99
$<20 \mu$	0.98	0.99	0.97	0.97	0.98	0.91	0.70	0.99
Neufelderkoog, N = 15								
$C_{org}$	0.91	0.98	0.96	0.98	0.95	0.44	0.58	0.97
$<2 \mu$	0.95	0.97	0.96	0.98	0.99	0.43*	0.61	0.97
$<20 \mu$	0.97	0.97	0.94	0.98	0.96	0.39*	0.54	0.98

\* nicht signifikant bei einer Signifikanzschwelle von 95 %

belasteten Proben bestehen in den Sedimentationsgebieten zwischen den Schwermetallgehalten und den Gehalten an organischer Substanz sowie den Kornfraktionen  $< 2 \mu$  und  $< 20 \mu$  sehr enge positive Beziehungen (s. Tabelle 1). Nahezu alle Korrelationskoeffizienten sind bei einer Signifikanzschwelle von 99,9 % signifikant. Lediglich für Gebiete mit relativ niedrigen Gehalten an Cadmium und Quecksilber, die in der Nähe der Nachweisgrenze liegen, beträgt die Signifikanzschwelle 95 - 99 % oder sogar  $< 95$  % (durch \* gekennzeichnet).

Um die Schwermetallbelastung der Elbe-Sedimente in den verschiedenen Untersuchungsgebieten miteinander vergleichen zu können, wurden aus den für die Beziehungen zwischen den einzelnen Elementen und der Fraktion  $< 2 \mu$  erhaltenen Regressionsgeraden die mittleren Gehalte der verschiedenen Schwermetalle für 25 % Ton errechnet. Die Werte sind für alle Untersuchungsgebiete in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt.

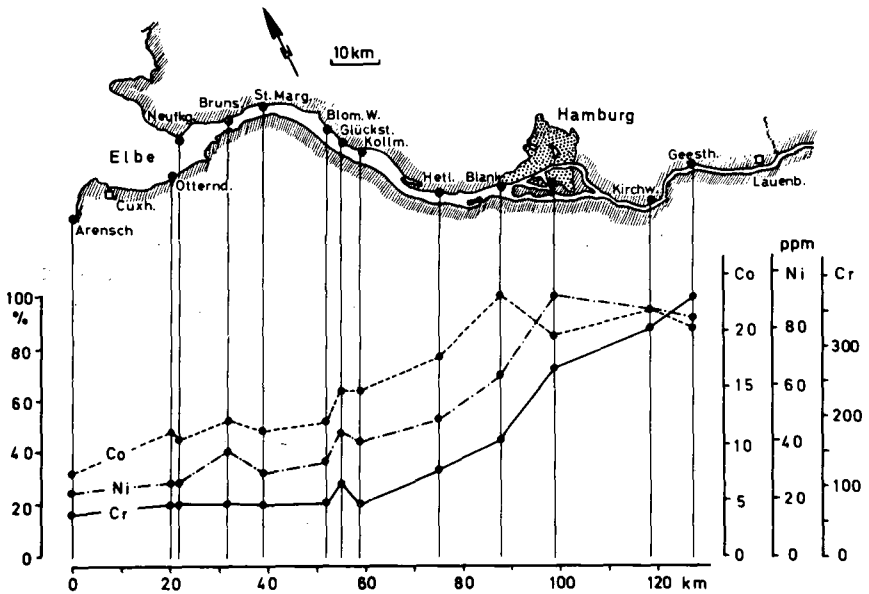
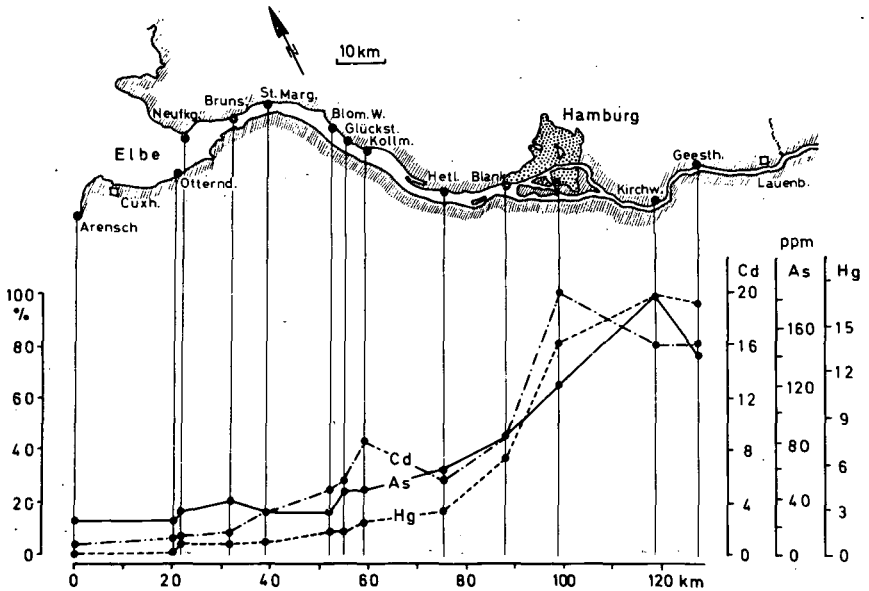
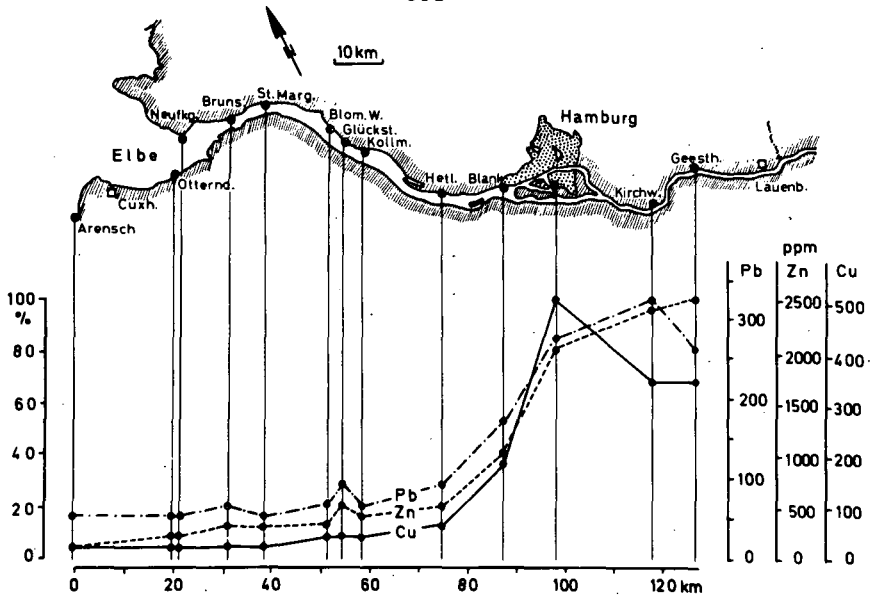


Abbildung 1: Sedimententnahmeorte (●) in der Elbe und Verlauf der Gehalte an Co, Ni und Cr; Abzisse: Entfernung (km), Ordinate rechts: für Tongehalte von 25 % geltende mittlere Gehalte (ppm), Ordinate links: Gehalte in % des Höchstwertes



**Abbildung 2:** Sedimententnahmeorte (●) in der Elbe und Verlauf der Gehalte an Pb, Zn, Cu und Cd, As, Hg; Abzisse: Entfernung (km), Ordinate rechts: für Tongehalte von 25 % geltende mittlere Gehalte (ppm), Ordinate links: Gehalte in % des Höchstwertes

Tendenzmäßig zeigen die Gehalte aller Elemente zwischen den Entnahmeorten Geesthacht, in der Nähe der Grenze zur DDR, und Arensch, im marinen Bereich des Mündungsgebietes, einen ähnlichen Verlauf. Die Höchstgehalte treten im Elbeoberlauf auf und fallen flußabwärts von Hamburg mehr oder weniger stark und kontinuierlich ab. Die wesentlichen Unterscheidungsmerkmale zwischen den Elementen sind das absolute Gehaltsniveau und der Grad der Abnahme im Übergang vom fluvialen zum marinen Bereich der Elbe. Bemerkenswert ist ein deutlicher, dem Trend gegenläufiger Konzentrationsanstieg einzelner Elemente in einigen Gebieten (z.B. Cu und Cd in Hamburg; Ni, Cr, Pb und Zn in Glückstadt; Co, Ni, Pb und As in Brunsbüttel). Diese Elementanreicherungen zeigen den Einfluß lokal verstärkt eingeleiteter Haushalts- und Industrieabwässer an. Die generelle Abnahme der Gehalte an umweltrelevanten Elementen zum marinen Bereich hin ist auf eine zunehmende Vermischung von belasteten fluvialen, mit nicht oder wenig belasteten marinen Sedimenten zurückzuführen. Zusätzlich ist die von DE GROOT (1966, 1970) beschriebene Mobilisierung von Schwermetallen im brackig-marinen Milieu von Bedeutung. Bei der Annahme, daß die marinen Sedimente vor Arensch relativ wenig belastet sind, können Anreicherungsfaktoren für die am stärksten belasteten Gebiete zwischen Hamburg und Geesthacht errechnet werden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Anreicherungsfaktoren für Schwermetalle in Elbe-Sedimenten (Verhältnis zwischen den Gehalten (ppm) in Sedimenten vor Arensch und den Höchstgehalten in den Gebieten zwischen Geesthacht und Hamburg, bezogen auf Tongehalte von 25 %)

	Arensch	Geesth.- Hambg.	Anreich.- Faktor
Zn	176	2502	14,2
Cu	26	509	19,6
Cr	66	371	5,6
Pb	59	324	5,5
As	25	183	7,3
Ni	23	91	4,0
Co	8	22	2,9
Cd	3	20	6,7
Hg	< 0,5	17	> 34



Die Anreicherungsfaktoren für die einzelnen Elemente unterscheiden sich deutlich in ihrer Höhe. Danach gehören Co und Ni mit einem Faktor von 2,9 - 4,0 zu den weniger angereicherten Elementen; Pb, Cr, As und Cd nehmen mit 5,5 - 7,3 eine Mittelstellung ein; stark angereichert sind Zn, Cu und Hg mit Faktoren von 14,6 ->34.

Aussagen zur ökologischen Relevanz der zum Teil hohen bis sehr hohen Schwermetallgehalte in den Sedimenten sind erst dann möglich, wenn im Hinblick auf eine mögliche Mobilisierung Untersuchungsergebnisse über Bindungsformen und Löslichkeiten umweltrelevanter Elemente in aquatischen Ökosystemen vorliegen.

### Literatur

- FÖRSTNER, U. und G. MÜLLER:  
Schwermetalle in Flüssen und Seen.  
Springer-Verlag Berlin/Heidelberg/New York 1974
- GROOT, A.J. DE:  
Mobility of trace elements in deltas. Trans.  
Comm. II and IV, Int.Soc.Soil Sci., Aberdeen, 267-279,  
1966
- GROOT, A.J. DE:  
Geochemisch onderzoek in deltagebieden.  
Naturkundige Vordrachten, Nieuwe Reeks, Diligentia'  
s-Gravenhage 48, 61-75, 1970
- GROOT, A.J. DE, I.E. ALLERSMA und W. VAN DRIEL:  
Zware Metalen in fluviatile en marine Ecosystemen.  
Sympos.  
Waterloopkunde im dienst van industrie en milieu, 24.-  
25.Mai 1973; Publikatie no. 110 N, Sekt. 5,27.S., 1973
- GROOT, A.J. DE, J.J.M. DE GOEIJ und C. ZENGERS:  
Contents and behaviour of mercury as compared with  
other heavy metals in sediments from the rivers Rhine  
and Ems.  
Geologie en Mijnbouw 50, 393-398, 1971
- HELLMANN, H. und F.J. BRUNS:  
Die chemische Zusammensetzung der ungelösten Stoffe  
des Rheins.  
Deutsche Gewässerkundliche Mitt. 12, 162-166, 1968
- LICHTFUSS, R. und G. BRÜMMER:  
Röntgenfluoreszenzanalytische Bestimmungen von  
Schwermetallen in Böden und Sedimenten.  
Mitteilgn. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 20,  
465-472, 1974

Bodenveränderungen durch Carbonate und Streusalze im  
West-Berliner Stadtgebiet.

von  
Chinnow, D. +)

Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind nutzungsbedingte Beeinflussungen von Straßenrandökosystemen, die gemeinsam von Botanikern, Bodenzoologen und Bodenkundlern untersucht werden.

Stellvertretend für insgesamt 5 bearbeitete Areale, deren Untersuchungsbefunde demnächst als Dissertation erscheinen, sollen hier am Beispiel der Bernauer Straße die ersten Ergebnisse vorgestellt werden.

Beeinflussungen von Ökosystemen sind häufig Belastungen und zeigen sich an Veränderungen des Bodens und der Vegetation. Diese Veränderungen haben grundsätzlich 2 Ursachen, solche die unmittelbar Folge des Baues der Straße sind, die also einmal auftreten aber langfristig wirken und andere, die nutzungsbedingt und wiederkehrend sind.

Die Bernauer Straße ist in Regelbauweise, Betonunterbau mit Asphaltdecke, errichtet, wird seitlich durch einen niveaugleichen Parkierstreifen sowie einen Radweg begrenzt und entwässert in den Forst. Sie führt durch eine im Norden West-Berlins gelegene Talsandebene, deren natürliche Leitböden 'Rosterden' sind, (schwach podsolierte Braunerden mit Bändchenbildung, vergl. Blume et. al., 1975). Die Rosterden sind tiefgründig entkalkt, tragen eine 2-4 cm mächtige Auflage, die Humusform ist Moder. Ihr Skelettanteil liegt in Straßenferne bei 2%, steigt in Straßennähe auf mindestens 10%, im Oberboden auf 20-50%, wobei die Erhöhung auf Betonbrocken, Ziegelresten und Schlacke beruht.

Die Bestockung (Abb.1) besteht aus Baum-, Strauch- und Krautschicht, wobei in der Krautschicht mit wachsender Annäherung an die Straße sowohl anspruchsvollere Arten auftreten, die verbesserte Nährstoffverhältnisse aufzeigen, als auch Trittpflanzen, an denen die mechanische Beanspruchung abgelesen werden kann.

Bis zu einer Entfernung von 10 m vom Straßenrand sind Reste von Baumaterial abgelegt, sowie typischer straßenbegleitender Müll.

Die pH-Untersuchungen ergaben eine erste massive Erhöhung von durchschnittlich pH 4,2 auf pH >8 in einem straßenparallelen 5 m breiten Bereich und geringfügig-

+ ) Institut für Ökologie-Bodenkunde - 1 Berlin 33, Englerallee 19-21

gere Erhöhungen in einem daran anschließenden ebenfalls 5 m breiten Geländestreifen. Außerhalb dieses Bereiches ist eine Erhöhung generell nicht mehr feststellbar. Mit zunehmender Tiefe fallen die Werte in Straßennähe und steigen in Straßenerferne.

Tab. 1  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$   $\delta$ -Werte, Bernauer Straße, Herbstproben

Tiefe cm	0,2	0,5	2,0	5,0	10,0	30,0	50,0 m Entf. z.Str.
0-10	8,34	8,30	8,12	7,39	4,52	4,40	4,24
40-50	8,19	8,20	7,92	7,76	4,88	4,58	4,57
90-100	8,13	8,14	7,92	7,83	4,97	4,81	4,68

Die Carbonatgehalte des Oberbodens sind bis zur Entfernung von 1 m fast gleichbleibend und hoch und fallen dann bis zur 5 m Marke stark ab.

Tab. 2  $\text{CO}_3$   $\delta$ -Werte (%), Bernauer Straße, Herbstproben

Tiefe cm	0,2	0,5	1,0	2,0	5,0 m Entf. z.Str.
0-10	9,41	8,63	8,65	3,50	0,18

Die in Straßennähe erhöhten pH-Werte und Carbonatgehalte werden verursacht durch Zement- bzw. Betonreste und deren Reaktionsprodukte, sie haben einen hohen Zeigerwert bei der Feststellung anthropogener Einflüsse. Das Auftreten der Erhöhungen innerhalb eines relativ scharf begrenzten straßennahen Bereiches wird als unmittelbare Folge des Baues der Straße gedeutet, während als Ursache geringerer pH-Erhöhungen die bei 30 m Straßenabstand an 2 weiteren Standorten auftraten, carbonathaltige Stäube angenommen werden können.

Die bei weitem wichtigste bodengenetische und -typologische Konsequenz des Straßenbaues ist die Umwandlung der Rosterden zu Kalkbraunerden, bzw. Pararendzinen aus Baumaterial.

Die Ermittlung der Basensättigung der Austauschkörper ergab am Straßenrand eine extreme Erhöhung gegenüber Straßenerferne.

Tab. 3  $\text{Ca}^{2+}$  u.  $\text{Na}^+$ -Gehalte, sowie S-Wert in mval/100 g Boden

Tiefe cm	Ca		Na		S-Wert		0,2	50,0 m Entf. z.Str.
	0,2	50,0	0,2	50,0	0,2	50,0		
0-12,5	5,44	0,44	2,18	0,021	9,59	0,69		
-25	2,62	0,06	0,88	0,017	4,32	0,15		
-50	1,13	0,12	0,47	0,001	1,98	0,15		
-75	1,00	0,12	0,58	0,009	2,05	0,19		
-100	2,13	0,12	0,59	0,013	3,28	0,19		
-125	1,66	0,22	0,50	0,009	2,77	0,32		
-150	1,62	0,25	0,58	0,001	2,76	0,34		
-175	1,71	0,25	0,51	0,001	2,73	0,43		
-200	1,50	0,25	0,49	0,009	2,70	0,44		

An dieser Steigerung hat Calcium, wie aus Tab. 3 hervorgeht den höchsten Anteil, gefolgt von Natrium, wobei Calcium wiederum aus dem Baumaterial stammt, während Natrium als Streusalz zugeführt wird. Mit diesem gelangt zusätzlich auch Kalium in den Boden.

In den letzten 5 Jahren wurden pro winterlicher Streuperiode  $\approx 10000-22000$  t Salz gestreut. Dies ergab pro  $m^2$  Straßenoberfläche eine NaCl-Zufuhr von 650 - 1500 g und hat zu einer weitgehenden Veränderung der Sorptionsverhältnisse beigetragen, neben der Straße belegt Natrium  $\approx 20\%$  der Sorptionskapazität, in der Bodenlösung steigt sein Anteil auf über 50%.

Ökologisch bedeutet die Zufuhr von Calcium eine wichtige Verbesserung des Nährstoffhaushaltes, weil das Nährstoffangebot absolut erhöht, außerdem der ungünstige Einfluß vom Natrium zurückgedrängt wird.

Tab. 4 Na -Gehalte in mval/100 g Boden, in versch. Tiefenstufen, Herbstproben

Entf. z. Str. in m	Tiefe in cm									
	0-50	-100	-150	-200	-250	-300	-350	-400	-450	-500
0,2	0,42	0,56	0,39	0,37	0,32	0,26	0,41	0,19	0,39	0,30
50,0	0,011	0,011	0,008	0,006	0,003	0,006	0,006	0,008	0,006	0,008

Tab. 4 zeigt, dass das Natrium des Straßenrandes nicht etwa nur in den oberen Schichten verbleibt, sondern erwartungsgemäß auch in tiefere Schichten vordringt. Damit verursachen Auftaumittel nicht nur Schäden an Alleebäumen, (Leh, 1973), sie kontaminieren in sorptionsschwachen Bodentypen selbst unter semiariden Berliner Klimaverhältnissen in geeigneten Jahren auch das Grundwasser, wie auch Tracer-Versuche zeigten.

#### Zusammenfassung

Die Teiluntersuchung einer Rosterde aus Talsand im Norden West-Berlins hat gezeigt, daß der Bau einer Straße den Leitbodentyp zur Kalkbraunerde bzw. Pararendzina aus Baumaterial hin veränderte und zu einem sprunghaften Anstieg der pH-Werte und Carbonat-Gehalte führte. Die Anwendung von Streusalzen brachte eine Anreicherung von Natrium am Sorptionskomplex und in der Bodenlösung, die pflanzenschädigend und wahrscheinlich grundwasserkontaminierend wirkt.

#### Literaturhinweise:

Blume, H.-P., Dümmler, H. und Röper, H.-P.: Böden und Gewässer Berlins,

**31/1. Sonderheft zur Zeitschrift Landwirtschaftliche Forschung**

Leh, H.-O.: Untersuchungen über die Auswirkungen von NaCl als Auftaumittel auf die Straßenbäume in Berlin, Sonderdruck aus dem Nachrichtenblatt Des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 15. Jahrg., Heft 11, Nov. 1973

# Bodenkundlicher Schnitt – Bernauer Straße

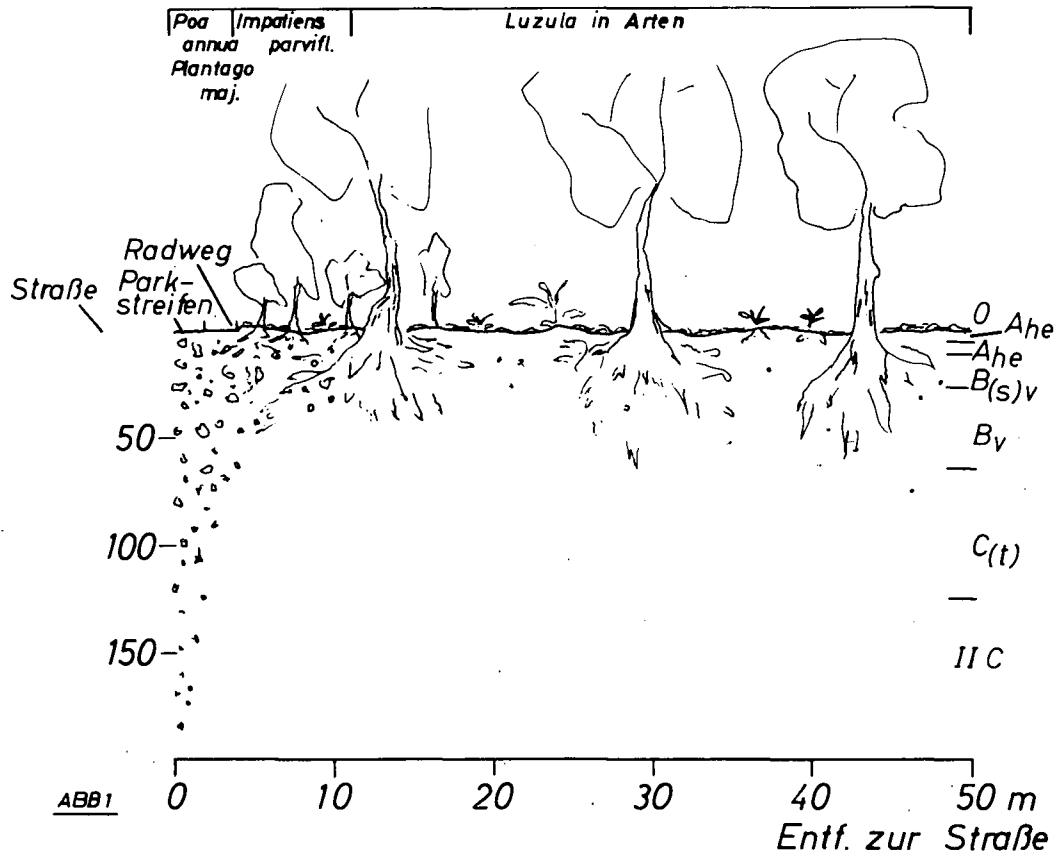


ABB1

Saisonalität der Flüsse von Stickstoffformen  
in einem Buchen- und einem Fichtenwald-Öko-  
system

P.K. Khanna\*

Einleitung

Die quantitative Erfassung des Bioelementkreislaufes eines Waldökosystems erfordert langjährige Messungen von allen denjenigen Flüssen, die für den Kreislauf von Bedeutung sind. Da einige dieser Flüsse wie z.B. Bioelementaufnahme und Ausfilterung durch die Vegetation nicht direkt meßbar, gleichzeitig jedoch sehr wichtig sind, müssen sie über eine Flüssebilanz ermittelt werden. Diese Elementflüsse zeigen eine saisonale Abhängigkeit, auf die hier etwas näher eingegangen werden soll.

Methodik

Im Solling begannen wir im Oktober 1968 mit der Erfassung von den Bioelementflüssen, die in Tabelle 1 aufgeführt sind. Diese Messungen, die durchschnittliche monatliche Wassermengen und Bioelementkonzentrationen erfassen und die auch heute noch fortgeführt werden, erstrecken sich auf den Freilandniederschlag, die Kronentraufe unter Buche und Fichte und den Stammablauf bei Buche. Die Flüsse im Boden werden auf folgende Weise bestimmt:

An der Grenzfläche Humusaufgabe/Mineralboden mit Hilfe von Trichterlysimetern in denen die Wurzeln abgeschnitten sind, sowie unter Verwendung von Unterdrucklysimetern in Form von keramischen Platten, wobei das darüberliegende Humusprofil mit den Wurzeln ungestört blieb. Mit demselben Lysimetertyp werden die Bioelementflüsse in 50 cm

---

\* Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, 34 Göttingen, Büsgenweg 2

und in 100 cm Bodentiefe derart gemessen, daß der natürliche Bodenzustand nicht gestört wird. Die Differenz zwischen Trichter- und Unterdrucklysimetern unter der Humusauflage ergibt die Elementmenge, die innerhalb der Humusauflage durch die Wurzeln aufgenommen wird. Der in 100 cm Bodentiefe gemessene Bioelementfluß wird hier als Output des Waldökosystems mit dem Sickerwasser angesehen.

### Ergebnisse

Die Tabelle 1 zeigt die Mittelwerte der Konzentrationen von Gesamt-Stickstoff, Ammonium- und Nitrat-Stickstoff. Die Konzentrationen liegen im Sickerwasser unter Fichte höher als unter Buche. Besonders zu beachten ist die

Tabelle 1: Mittlere Konzentrationen in Lösungen

	N <sub>t</sub>	NO <sub>3</sub> mg N/l	NH <sub>4</sub>	N <sub>t</sub>	NO <sub>3</sub> mg N/l	NH <sub>4</sub>
Freiland-Niederschlag	2.58	0.94	1.35			
		Buche		Fichte		
Kronentraufe	3.51	1.42	1.60	4.99	2.19	2.29
Stammablauf	3.66	1.23	1.20	-	-	-
Trichterlysimeter ohne Wurzeln	7.73	3.90	1.96	7.41	3.41	3.42
Humuslysimeter	3.80	2.67	1.12	5.78	3.82	1.60
Lysimeter 50 cm Tiefe	1.06	0.42	0.18	5.14	4.66	0.23
Lysimeter 100 cm Tiefe	1.20	0.17	0.14	3.32	2.82	0.22

starke Konzentrationsabnahme von Gesamt-N und Nitrat-N mit zunehmender Bodentiefe unter Buche, dagegen nimmt die Nitratkonzentration bei Fichte bis in 50 cm Tiefe schwach zu. Die Nitrat-Konzentrationen unter Fichte in 50 und 100 cm Tiefe liegen um das Zehnfache höher als unter Buche. Diese höheren Nitrat- und Gesamt-N-Konzentrationen führen zu höheren Stickstoffverlusten mit dem Sickerwasser, wie dies aus Tabelle 2 hervorgeht. In dem Sickerwasser unter Buche macht Nitrat-Stickstoff 33 % aus (also ca. 2 kg

Nitrat-N/ha/Jahr), unter Fichte dagegen 89 % (das sind 15 kg Nitrat-N/ha/Jahr). Die Output-Mengen unter Fichte beruhen auf Meßwerten von Nov. 72 bis Okt. 73.

Tabelle 2: Flüssebilanz für Gesamt-Stickstoff in kg/ha/Jahr

	Buche	Fichte	N-Formen(Fichte)		
Input mit Niederschlägen	23.3	23.3	NH <sub>4</sub> -N   NO <sub>3</sub> -N   N <sub>org</sub>		
Filterung	4.2	5.6	48%	33%	19%
Kronenauswaschung (Interner Umsatz)	0.	0.			
Bestandesniederschlag	24.6	28.8	NH <sub>4</sub> -N   NO <sub>3</sub> -N   N <sub>org</sub>		
Aufnahme in die Pflanze	62.5	59.3	39%	39%	22%
-davon werden aus dem Boden aufgenommen	59.7	55.			
-über die Blätter aufge- nommen	2.8	4.3			
-davon gehen in den Zuwachs v. Holz	13.1	12.2			
-in die jährl. Streuproduk- tion	49.4	47.1			
Output mit Sickerwasser	6.	17.	NO <sub>3</sub> -N		
Veränderungen im Bodenvorrat	8.4	-0.3	6%	89 %	5%

Den Stickstoffverlusten des Ökosystems steht ein Gewinn durch Niederschlag von 23,3 kg N/ha/Jahr und durch Filterung von Aerosolen und Gasen um 4,2 kg N bei Buche und 5,6 kg N bei Fichte gegenüber. Die Berechnung von der Filterungsmenge erfolgte in Anlehnung an Mayer und Ulrich (1974), wobei die so berechneten Werte als Minimalwerte angesehen werden müssen.

Die Stickstoffaufnahme ist annähernd gleich groß bei Buche und bei Fichte, wobei die im Zuwachs von Holz und Rinde festgelegten Mengen von 13,1 kg N/ha/Jahr bei der Buche und 12,2 kg N/ha/Jahr bei der Fichte ganz durch die Zufuhr aus der Atmosphäre durch Niederschläge und Filterung abgedeckt werden. Es werden 2,8 kg N in der Buche bzw. 4,3 kg N in der Fichte von der Blattoberfläche aufgenommen (das macht etwa 5 bis 8 % von der Gesamtaufnahme aus). Eine Gesamtbilanz für den Boden, bei der alle Verlust- und



Gewinngrößen berücksichtigt werden, ergibt eine Zunahme des Stickstoffvorrats im Boden von 8.4 kg N/ha/Jahr auf dem Buchenstandort. Bei Fichte ist die Bilanz etwa ausgeglichen, d.h. der Vorrat bleibt nahezu unverändert. Falls keine Denitrifikation stattfindet, lagern sich die 8.4 kg N/ha/Jahr Input-Output Überschuß, teils in der Humusschicht als organisch gebundener N und teils im Boden als austauschbarer Ammonium-Stickstoff ein, wodurch sich die austauschbare Stickstoffmenge erhöhen müßte. Die festgestellte erhöhte Menge an austauschbarem Stick-

Tabelle 3: Austauschbares  $\text{NH}_4^+$ -N

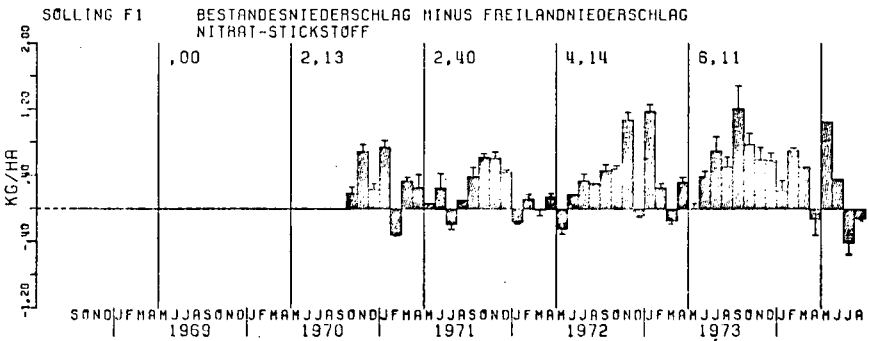
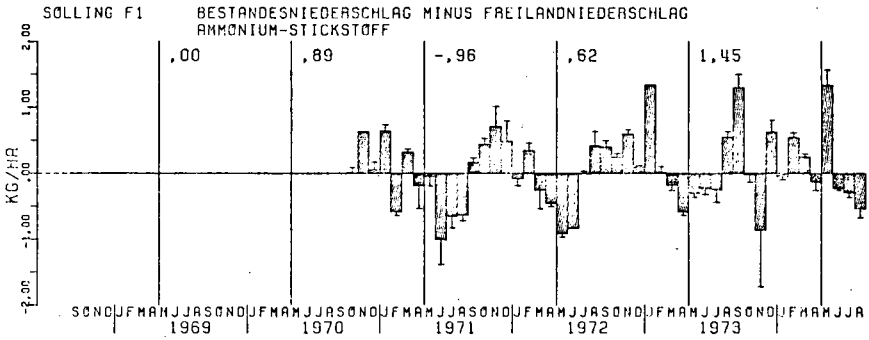
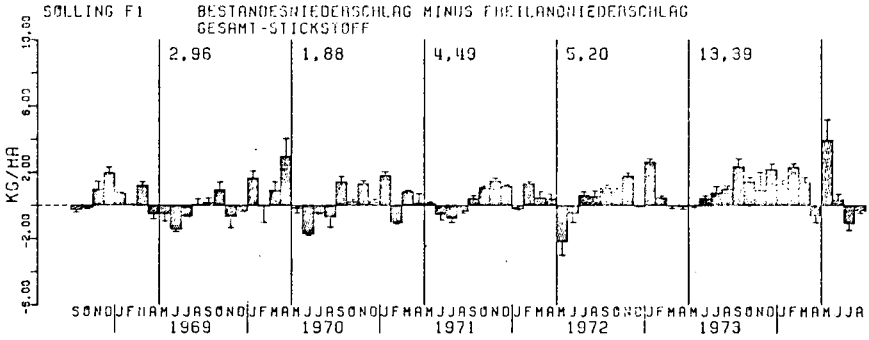
Tiefe (cm)	Buche	Fichte
	kg N/ha	
0 - 10	34	26
10 - 20	23	14
20 - 30	21	11
30 - 40	15	10
40 - 50	12	6
50 - 60	7	5
Summe	112	72

stoff unter Buche im Vergleich zu Fichte könnte eine Folge davon sein. Die höhere Nitratmenge und die niedrigere Ammoniummenge in der Bodenlösung unter Fichte könnte auf eine Bevorzugung von  $\text{NH}_4^+$  im Vergleich zu Nitrat durch die Fichte hinweisen.

#### Saisonalität der Flüsse

Die mit den Bestandesniederschlägen gekoppelten Stickstoffflüsse zeigen eine Saisonalität, d.h. ihre Größe ist von der Jahreszeit abhängig. Dies wird deutlich, wenn die Stickstoffflüsse im Freiland-Niederschlag von denjenigen im Bestandesniederschlag abgezogen werden. Wir erhalten damit die Stickstoffzu- oder Abnahme im Niederschlag während der Passage durch den Kronenraum. In Ab-

Abb. 1



bildung 1 sind dargestellt die monatlichen Differenzen der Elementmengen in kg/ha zwischen dem Bestandesniederschlag unter Fichte und dem Freilandniederschlag. Dem jeweiligen Mittelwert ist eine Streuung zugeordnet, die mit Hilfe der Fehlerfortpflanzungsrechnung ermittelt wurde. Es zeigt sich hier, daß in den Sommermonaten die Differenzen negativ sind, was auf eine N-Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile hindeutet. In Wintermonaten werden die Differenzen positiv, was auf eine verminderte oder fehlende Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile aus den atmosphärischen Niederschlägen oder auf eine erhöhte Auswaschung von Stoffwechselproduktion hindeutet.

Die Saisonalität in den Gesamt-Stickstoffmengen beruht vor allem auf der des Ammonium-Stickstoffs. Die Nitrat- und organisch gebundenen Stickstoffmengen dagegen zeigen kein saisonales Verhalten. Die Bestandesniederschläge unter Buche ergeben ein sehr ähnliches Bild. Die Stickstoffformen in der Bodenlösung innerhalb der Humusaufgabe sind in den Sommermonaten meist deutlich höher als in den Wintermonaten, wobei ein Maximum im Oktober zu erkennen ist. Dies trifft für Gesamt- und Nitrat-Stickstoff zu. Im Sickerwasser unterhalb der Wurzelschicht zeigen die Stickstoffformen kein saisonales Verhalten.

#### Zusammenfassung

Die Input-Output-Bilanz für den Boden ist bei Fichte im Rahmen der Messgenauigkeit etwa ausgeglichen. Die Auswaschung geschieht hauptsächlich in Nitratform. Unter Buche ist die Auswaschung geringer und es kommt zu einer Anreicherung von 8 kg N/ha/Jahr im Boden, teils als organisch gebundener Stickstoff in der Humusschicht und teils als austauschbarer Ammonium-Stickstoff. Eine Denitrifikation kann allerdings nicht ausgeschlossen werden. Einige Stickstoffflüsse zeigen ein saisonales Verhalten.

#### Literatur

Mayer, R. and Ulrich, B. Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analysis. *Oecol. Plant.*, 9(2), 157-168 (1974).

Höhe und Bedingungen gasförmiger Stickstoff-Verluste  
durch Denitrifikation aus Boden- und Düngerstickstoff

- Modell-Versuche -

von  
Frede, H.G.<sup>†</sup>

Über die Ursachen und das Ausmaß gasförmiger denitrifikativer N-Verluste werden in der Literatur sehr unterschiedliche Angaben gemacht. Die in N-Bilanzen gewonnenen Zahlen über die Größe denitrifikativer N-Verluste, die vornehmlich bei Einsatz von N<sup>15</sup>-markiertem Dünger-N nach der sogenannten "Differenz-Methode" bestimmt wurden, schwanken in den Grenzen 30-100 % des zugeführten Dünger-N. Dabei bleibt noch unberücksichtigt, wie hoch die bodenbürtigen N-Verluste sind.

Die Hauptursache in der außerordentlich hohen Schwankungsbreite dieser Verlustgröße ist in den methodischen Schwierigkeiten zu sehen, die bei der Bestimmung von denitrifikativ entbundenem N<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O auftreten: Bei der Messung von N<sub>2</sub>, dem Hauptentbindungsprodukt, ist man wegen der hohen N<sub>2</sub>-Konzentration der Außenatmosphäre auf gasdichte, von der Außenluft abgeschlossene Bebrütungsgefäße angewiesen. Bei der Entwicklung einer Methode zur kontinuierlichen Messung gasförmiger Stickstoff-Verluste wurde von der Vorstellung ausgegangen, daß die Methode einfach zu handhaben sein sollte, damit Denitrifikationsmessungen in jeder N-Bilanz miteinfaßt werden können, denn eine Verallgemeinerung einmal gewonnener Ergebnisse erscheint nicht zulässig, da das Ausmaß und die Art der freigesetzten N-Produkte bodenspezifisch sind und in ihrer Abhängigkeit von organischer Substanz, Gesamtporenvolumen und vor allem Porenverteilung stark schwanken.

Da vermutet wird, daß auch in relativ gut durchlüfteten Böden anaerobe Zonen denitrifikative Verluste ermöglichen, wird von der Forderung ausgegangen, die Untersuchungen an ungestörten Bodenproben durchzuführen.

<sup>†</sup> Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von-Siebold-Straße 4

Methode:

Aus der Ackerkrume einer Löß-Ackerparabraunerde (Beschreibung des Bodens s. BEESE et al., 1) werden Kleinmonolithe mit einem Volumen von 3,6 l herauspräpariert, die mit einem PVC-Rohr überstülpt und anschließend im Labor in einem ca. 1 cm hohen Wasserbad auf einen gewünschten Wassergehalt aufgesättigt werden.

Die Monolithe werden mit reinen Düngerformen  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  und  $\text{KNO}_3$  gedüngt. Die Düngermenge entspricht 150 kg N/ha.

Danach werden die Monolithe in die Brutgefäße gesetzt. Hierzu dienen Labor-Exsikkatoren mit einem Fassungsvermögen von ca. 20 l. Die Kleinmonolithe werden auf eine durchlöchernte Platte gestellt, unter die eine Schale mit KOH gesetzt wird, in der das produzierte  $\text{CO}_2$  aufgefangen werden kann (Abb. 1).

In den Exsikkatortubus ist ein Gummistopfen eingeklebt, in den zwei Bohrungen eingelassen sind. In die eine wird der Glashahn 3, in die andere das Probenahme-Ventil eingelassen.

Durch den Glashahn 3 wird über Vakuumschläuche die Luft im Bebrütungsgefäß in 5 - 6 Spülgängen gegen Argon ausgetauscht. Nach erneuter Evakuierung werden Ar und  $\text{O}_2$  im Verhältnis 80 : 20 zugegeben.

Der Hahn 3 wird verschlossen und während des gesamten Versuches nicht wieder geöffnet. Das Gefäß hat somit keine Schlauchverbindung mehr, die irgendeine Undichtigkeit zuläßt.

Durch  $\text{O}_2$ -Veratmung und Abfangen des produzierten  $\text{CO}_2$  entsteht im Versuchsgefäß ein Unterdruck, der über ein Quecksilber-Manometer erfaßt wird.

Dieses Manometer hat einen freien Schenkel und einen durch den Hahn 2 verschlossenen, der über einen Vakuum-Schlauch mit der  $\text{O}_2$ -Flasche verbunden ist. In den verschlossenen Schenkel ist ein Ansatz-Stutzen eingelassen, in den ein dünner Schlauch eingeklebt ist, auf dessen Ende eine Kanüle aufgesteckt ist.

Bei geöffnetem Hahn 1 und 2 läßt sich das Manometer mit  $\text{O}_2$  bis zur  $\text{N}_2$ -Freiheit spülen. Bei fließendem Gasstrom wird die Kanüle in das Probenahme-Ventil eingestochen. Durch Verschließen des Hahnes 2 zeigt der nun mit dem Exsikkatorinneren verbundene linke Manometerschenkel den im Exsikkator befindlichen Unterdruck an. Durch Öffnen des Hahnes 2 kann nun die Menge Sauerstoff, die veratmet wurde, über die Manometerverbindung wieder bis zur Ausgangskonzentration zugegeben werden.

Das Manometer dient auch bei Versuchsbeginn zur Erstellung eines Ar :  $\text{O}_2$ -Gemisches von 80 : 20.

kgN/ha N<sub>2</sub>

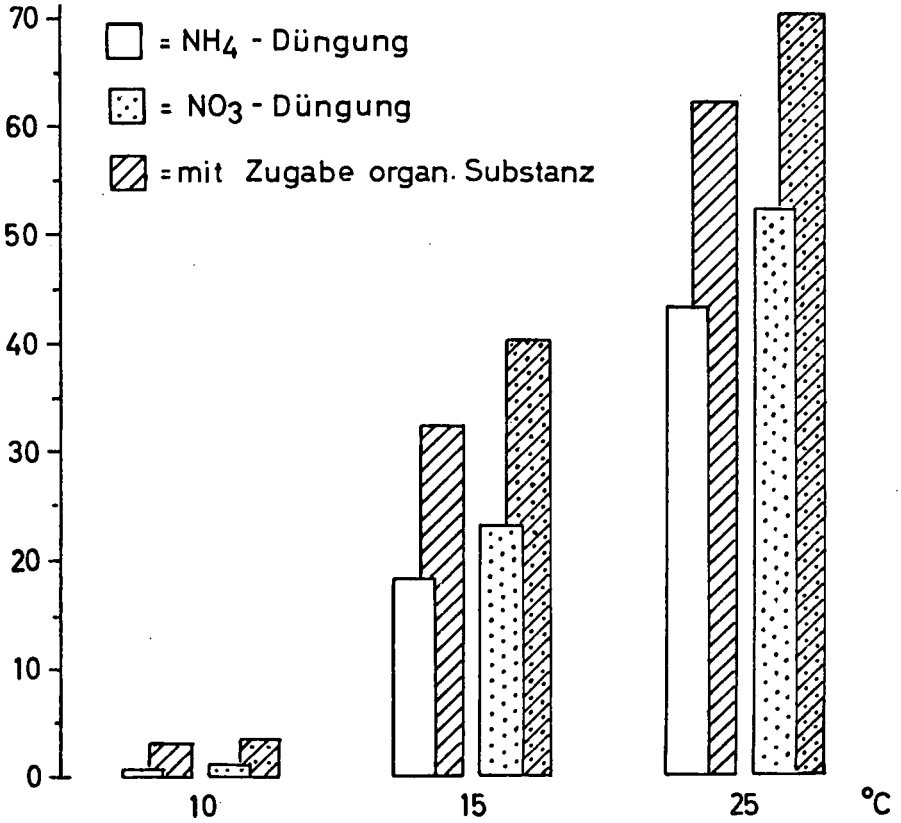


Abb. 3: Einfluß der Temperatur auf den N<sub>2</sub>-Gesamt-Verlust bei Nitrat- und Ammonium-Düngung ohne und mit Zugabe organischer Substanz

kg N/ha N<sub>2</sub>

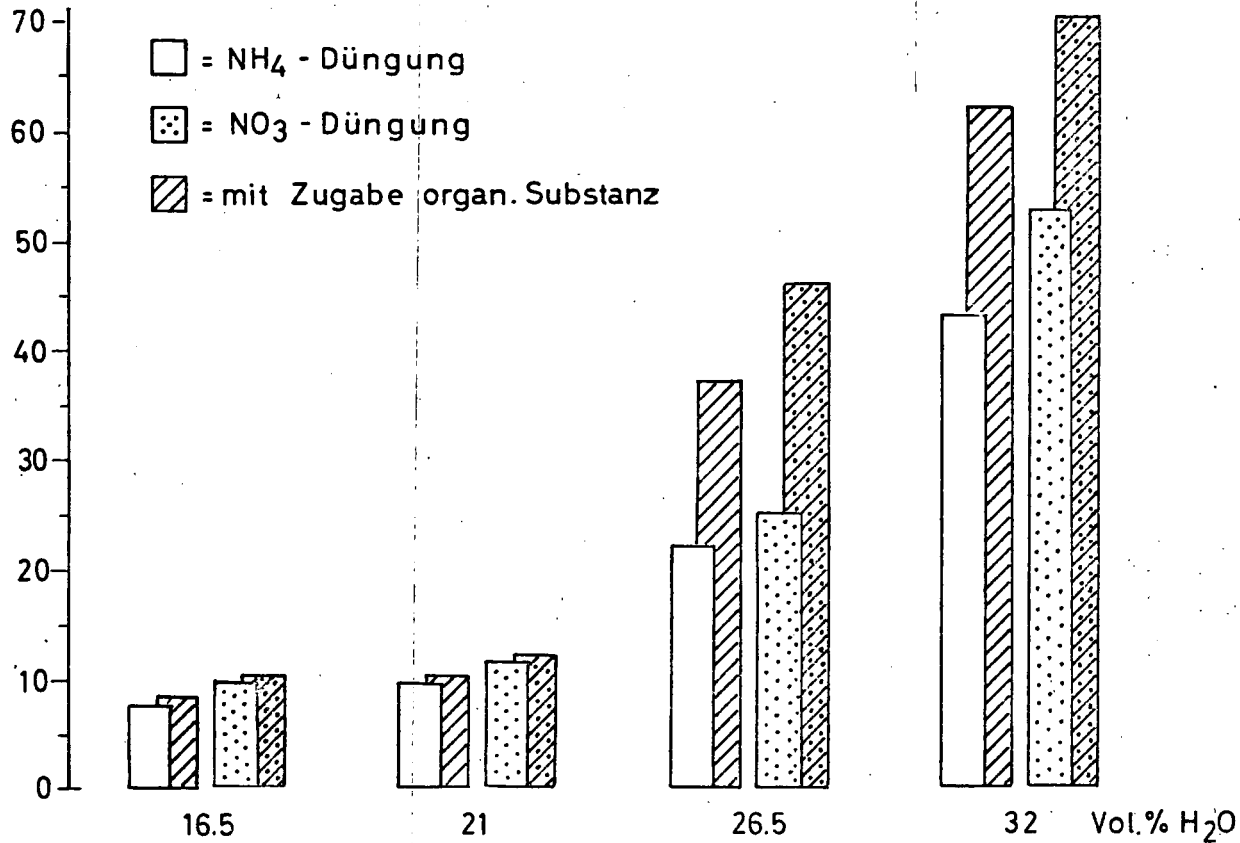


Abb. 2: Entbundene N<sub>2</sub>-Gesamtmenge bei Variation der Wassergehalte aus den mit Nitrat und Ammonium gedüngten Monolithen ohne und mit Zugabe organischer Substanz

Das Probenahme-Ventil selbst besteht aus einem Kupferrohr mit einer aufgesetzten Messingbuchse, in die durch zwei Gewinde, die in den Mantel gegenläufig eingeschraubt sind, ein Silikongummi eingequetscht wird.

Durch dieses Probenahme-Ventil werden mit gasdichten, medizinischen Einwegspritzen Gas-Proben entnommen, die gaschromatographisch untersucht werden. Die Untersuchungs-Methoden sind ausführlich bei FREDE et al (2) beschrieben.

### Ergebnisse:

Abb. 2 zeigt die Abhängigkeit der N<sub>2</sub>-Freisetzung aus Ammonium- und Nitrat-gedüngten Monolithen mit und ohne Zugabe organischer Substanz vom Wassergehalt. Die Angaben werden in kg N/ha gemacht.

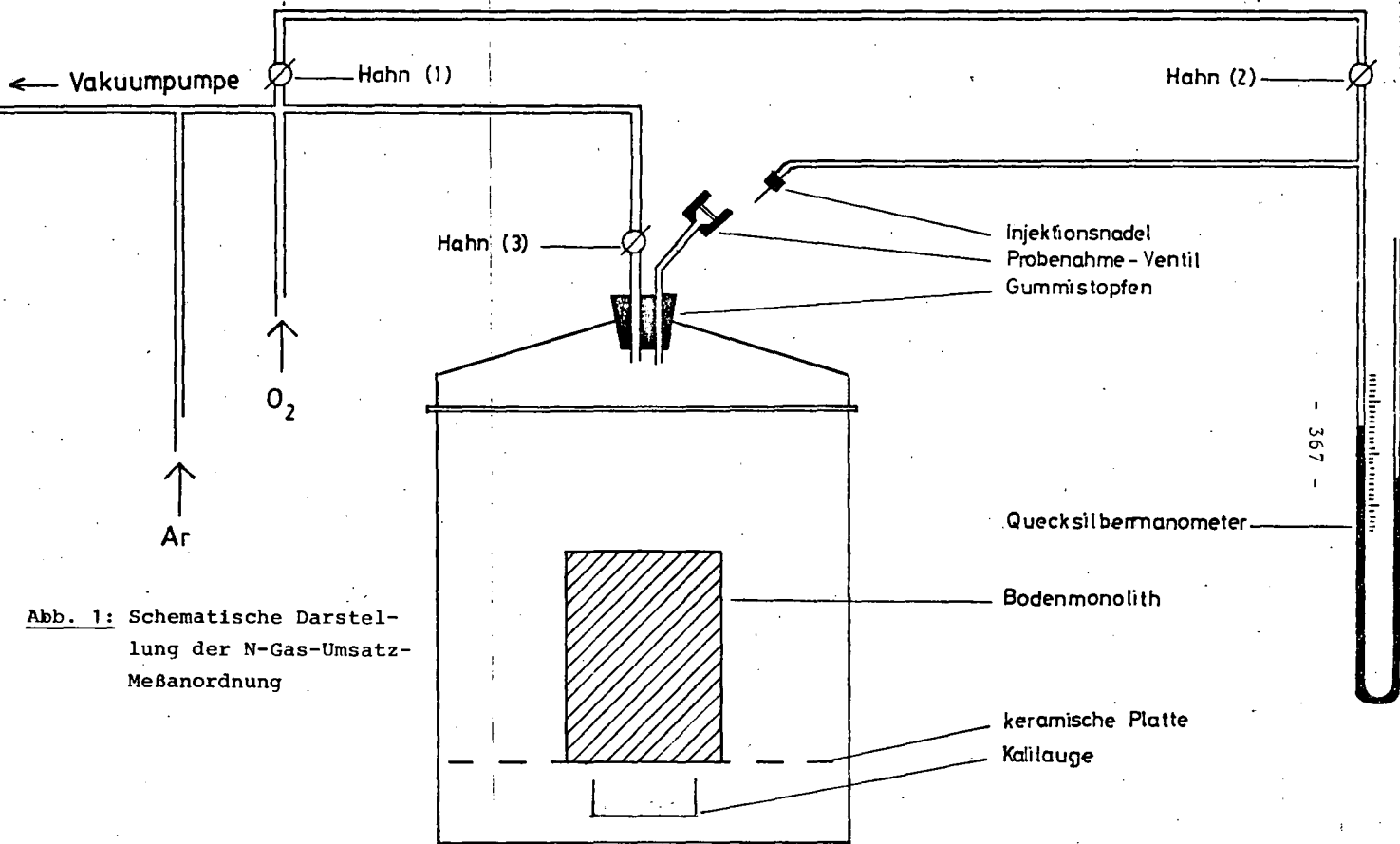
Es ist eine eindeutige Abhängigkeit der maximalen N<sub>2</sub>-Entbindung nach ca. 25 tägiger Versuchsdauer vom Wassergehalt festzustellen. Bei 32 Vol.% H<sub>2</sub>O - entsprechend Feldkapazität - werden maximal 75 kg N/ha entbunden, das sind 50% der Düngermenge. Die Entbindungsmengen aus Nitrat-Düngung sind in allen Wassergehaltsstufen höher als aus Ammonium-Düngung. Der Einfluß der organischen Substanz auf die maximale N<sub>2</sub>-Entbindung - in diesen Varianten wurden 2 g Rohrzucker in einer Lösung auf die Monolithenoberflächen ausgebracht - der in allen Versuchsvarianten erheblich war, ist weniger darin zu sehen, daß sie den Denitrifikanten Nährsubstrat liefert, als vielmehr, darin daß durch ihren schnellen Abbau und dadurch bedingten Sauerstoff-Verbrauch im Bodeninneren große anaerobe Zonen geschaffen werden, die höhere Denitrifikationsverluste ermöglichen als ohne Zusatz organischer Substanz.

Die N<sub>2</sub>O-Entbindung ist ebenso wie die N<sub>2</sub>-Entbindung abhängig vom Wassergehalt, ist aber im Vergleich zu den N<sub>2</sub>-Verlusten wesentlich geringer. Die Verluste aus Ammonium-Düngung sind wesentlich höher als aus Nitrat-Düngung. Durchschnittlich machen die N<sub>2</sub>O-Verluste etwa 5% der N<sub>2</sub>-Verluste aus.

Denitrifikanten sind in ihrer Aktivität stark temperaturabhängig.

Abb. 3 zeigt, daß unterhalb von 15°C keine nennenswerten N<sub>2</sub>-Verluste mehr zu erwarten sind. Das Überschreiten einer kritischen Temperaturschwelle von ca. 15°C löst erst intensive Denitrifikationsverluste aus, die aus Nitrat-gedüngten Monolithen höher sind als aus Ammonium-gedüngten. Die Temperatur-Funktion der N<sub>2</sub>-Gesamt-Entbindungsmenge zeigt einen S-förmigen Verlauf. Bei ca. 15°C liegt





**Abb. 1:** Schematische Darstellung der N-Gas-Umsatz-Meßanordnung

der Wendepunkt, d.h. die stärkste Zunahme der Freisetzungsmenge. Dieser  $15^{\circ}\text{C}$ -Temperatur-Wert ist für diagnostische Zwecke von außerordentlicher Bedeutung, da er den Zeitpunkt angibt, von welchem an im Freiland mit hohen Denitrifikations-Verlusten zu rechnen ist.

In einer Versuchsreihe wurden  $\text{N}^{15}$ -markierte Düngerformen ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  und  $\text{KNO}_3$ ) in den Modellversuchen eingesetzt. Aus den nach Versuchsende im Boden bestimmten  $\text{N}^{15}$ -Gehalten und aus den Gesamt-Entbindungsraten konnte durch Differenz-Bildung der tatsächliche Anteil düngerbürtigen Stickstoffs an den Gesamtverlusten bestimmt werden.

Hier zeigte sich ein eindeutiger Unterschied in dem Einfluß der Düngerform auf die Verlustquelle: Während aus Nitrat-Düngung 93% der Gesamtverluste düngerbürtig waren, waren es nach Ammonium-Düngung nur 71%, bzw. 29% bodenbürtig.

Diese Ergebnisse zeigen, wie unzureichend Aussagen von  $\text{N}^{15}$ -Freiland-Versuchen im Hinblick auf tatsächlich stattfindende Gesamt-N-Verluste sind.

Die Ursache des relativ hohen bodenbürtigen N-Verlustes nach Ammonium-Düngung kann in dem sog. "priming-effect" begründet sein, daß nämlich Mikroorganismen diese Düngerform bevorzugt aufnehmen und verstärkt bodenbürtige N-Vorräte mineralisieren, die dann in Denitrifikationsprozesse mit einbezogen werden können.

Ein jeder Modell-Versuch ist nur dann als sinnvoll anzusehen, wenn er Ergebnisse liefert, die auch auf Freiland-Bedingungen zu übertragen sind. Die maximalen Entbindungsmengen, die unter verschiedenen Versuchsbedingungen gefunden wurden, geben zwar Auskunft über das Gesamt-Denitrifikationspotential des Bodens, stellen aber allein noch keinen solchen auf Freiland-Verhältnisse übertragbaren Wert dar, da im Freiland ständig wechselnde Denitrifikationsbedingungen anzutreffen sind. Deshalb wurde für die verschiedenen Versuchsvarianten die Reaktionsgeschwindigkeit für Denitrifikanten  $\Delta \text{N}_2 / \Delta t$  in den Phasen linearer  $\text{N}_2$ -Produktion bestimmt. Diese für definierte Versuchsbedingungen ermittelten Denitrifikations-Intensitätsangaben können bei Übertragung auf entsprechende Freiland-Bedingungen unter Multiplikation mit deren Wirkungsdauer eine Aussage für die dort jeweils möglichen Denitrifikationsverluste liefern und dann über die Zeit summiert werden.

**Tab. 1:** Denitrifikations-Tagesraten in Abhängigkeit von den Faktoren Düngerform, Temperatur, Wasser-Gehalt und Bewuchs, Angaben in kgN/ha·Tag

t <sub>c</sub>	Vol.% H <sub>2</sub> O	Nitrat-Düngung		Ammonium-Düngung	
		ohne Zugabe	mit org. Substanz	ohne Zugabe	mit org. Substanz
Brache					
10	32	0	0	0	0
15	32	1,7	2,5	1,4	2,0
25	32	3,0	5,1	2,8	3,5
25	26	1,5	3,4	1,2	1,4
25	21	0	1,1	0	0,7
Pflanzen- Bewuchs					
25	32	7,7	-	7,2	-

Die starke denitrifikationsfördernde Wirkung von Pflanzenbewuchs — in den Modell-Versuchen wurden mit Weidelgras bewachsene Monolithe eingesetzt — ist damit zu erklären, daß dieser durch verstärkte Wurzel- und Mikroorganismen-Atmung eine Reduktion des Sauerstoff-Partialdruckes bewirkt, der zu einer Ausdehnung der anaeroben Kompartimente führt. Diese denitrifikationsfördernde Wirkung von Pflanzenbewuchs konnte auch in Freiland-Versuchen, die parallel zu den Feld-Versuchen durchgeführt wurden, nachgewiesen werden (FREDE et al, 3).

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Es konnte eindeutig bewiesen werden, daß für intensive Denitrifikationsverluste 3 Voraussetzungen erfüllt sein müssen:

1. anaerobe Verhältnisse im Boden, die durch hohe Wassergehalte, intensive Atmung bei behindertem Gasaustausch oder Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanz hervorgerufen werden können,
2. Überschreiten einer Mindest-Bodentemperatur von ca. 15°C,
3. hohe Nitratkonzentrationen, die durch Düngung oder Nitrifikation erreicht werden können.

Literatur:

1. Beese, F., B. Meyer und W. Richter, 1975: Wasser- und Bioelement-Haushalt von Acker-Parabraunerden aus mächtigem würmzeitlichem LÖB in Niedersachsen. I: Untersuchungen mittels Freilandmessungen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 33 (1975)
2. Frede, H.G., H. Gebhardt und B. Meyer, 1975: Größe, Ursachen und Bedingungen von Boden- und Dünger-Stickstoff-Verlusten durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont einer Acker-Parabraunerde aus LÖB. Mitteilung I: Labor-Modell-Versuche mit natürlichen Boden-Monolithen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 69-166 (1975)
3. Frede, H.G., H. Gebhardt und B. Meyer, 1975: Größe, Ursachen und Bedingungen von Boden- und Dünger-Stickstoff-Verlusten durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont einer Acker-Parabraunerde aus LÖB. Mitteilung II: Freiland-Versuche mit verschiedenen N-Dünger-Formen, Brache und Bewuchs, Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 167-213 (1975)



Bilanz und Umverteilung von markiertem Dünger-N

von

Fleige, H.\* und Capelle A.\*\*

1. Einleitung

Untersuchungen über die Dünger-N-Verteilung in verschiedene N-Bindungsformen im Boden in Feld- und Gefäßversuchen wurden fast ausschließlich zum Erntetermin durchgeführt. Es wurde festgestellt, daß der markierte N hauptsächlich organisch gebunden war und daß der größte Teil in der Amino-N-Form vorlag (2, 11, 16, 17). In einem Feldversuch ohne pflanzlichen Bewuchs wurde die Umverteilung von markiertem Nitrat von April bis August verfolgt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigten, daß der Dünger-N zunächst in der Ammoniumfraktion des Hydrolysates, dann in der Amino- und erst zu späteren Abschnitten in der nicht hydrolysierbaren N-Bindungsform anzutreffen war. Ferner konnte ermittelt werden, daß insbesondere der Amino-N leicht mineralisierbar war (7). Ähnliche Befunde sind auch aus Inkubationsversuchen bekannt (4, 13, 17).

Ausnutzungsraten von Dünger-N durch den oberirdischen Aufwuchs von Getreide wurden in Feldversuchen fast ausschließlich zum Erntezeitpunkt ermittelt. Aus den Ergebnissen ging hervor, daß in der Regel weniger als 50% im oberirdischen Aufwuchs zu finden waren, bis zu 40% im Boden verblieben und die Verluste bis zu 50% betragen konnten (7, 9, 10, 12, 14, 15).

- 
- \* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,  
3 Hannover 51, Postfach 510153
  - \*\* Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung,  
34 Göttingen, v. Sieboldstr. 8

Zusammenhängende Angaben über die Umverteilung bzw. Festlegung und Freisetzung von Düngerstickstoff in bzw. aus verschiedenen N-Bindungsformen sowie die Aufnahme von Dünger-N durch die Pflanzen während der Vegetationsperiode fehlen zur Zeit noch. Die folgende Arbeit soll zu einer weiteren Klärung des Verhaltens von Dünger-N im System Boden - Pflanze unter Feldbedingungen beitragen.

## 2. Material und Methoden

Der Versuch wurde 1972 auf dem Versuchsfeld "Marienstein" des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen angelegt.

Die Versuchsflächen wurden mit PVC-Rohren von 31 cm Innendurchmesser und 125 cm Länge bis zu einer Bodentiefe von 120 cm abgegrenzt. Das Verfahren sowie die Aufbereitung der Bodenproben wurde bereits beschrieben (8).

Zu 6 Zeitpunkten während der Vegetationsperiode (erste Probeentnahme unmittelbar nach der Düngung am 19.4.72) wurden der Pflanzenbestand der Versuchsfläche geerntet und die Bodenmonolithe entnommen. Die Dünger-N-Menge betrug 560 mg N als ( $^{15}\text{NH}_4$ ) $_2\text{SO}_4$  (52 bzw. 96 Atom-%  $^{15}\text{N}$ ). Die Versuchsf Frucht war Hafer (Aussaat am 10.4.72).

Die N-Bestimmung der Pflanzen erfolgte nach der Kjeldahlmethode. Der Gesamt-N des Bodens sowie die Bestimmung der N-Fractionen erfolgte nach dem von Fleige et.al. (6) beschriebenen Analysengang. Die  $^{15}\text{N}$ -Bestimmung des aus der Kjeldahlanalyse anfallenden Destillats erfolgte mittels Emissionsspektrometrie (NOI 4) (5).

Die Ergebnisse zum Verbleib des Dünger-N wurden aus 3 Wiederholungen gewonnen. Die N-Fraktionierung wurde an 2 homogenen Mischproben aus den 3 Wiederholungen durchgeführt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Erträge und N-Entzüge

Wie nicht anders zu erwarten, wurde mit zunehmender Vegetationszeit mehr Trockenmasse produziert. Der Gesamtertrag setzte sich zusammen aus 45% Korn- und 55% Strohanteil.

Analog zur Substanzproduktion verlief der Gesamtstickstoffentzug durch den oberirdischen Aufwuchs. Ein Dünger-N Entzug war nur bis Mitte Juni festzustellen. Ein Vergleich der beiden Kurven macht deutlich, daß zu Beginn der Vegetationsperiode mehr Düngerstickstoff und zu späteren Zeitpunkten ausschließlich bodenbürtiger Stickstoff entzogen wurde (Abb. 1). Eine Differenzierung der N-Entzüge zum Erntetermin ergab, daß am Gesamtstickstoffentzug der Düngerstickstoff nur zu 25% beteiligt war. Dieser Verteilungsmodus traf auch auf die Entzüge

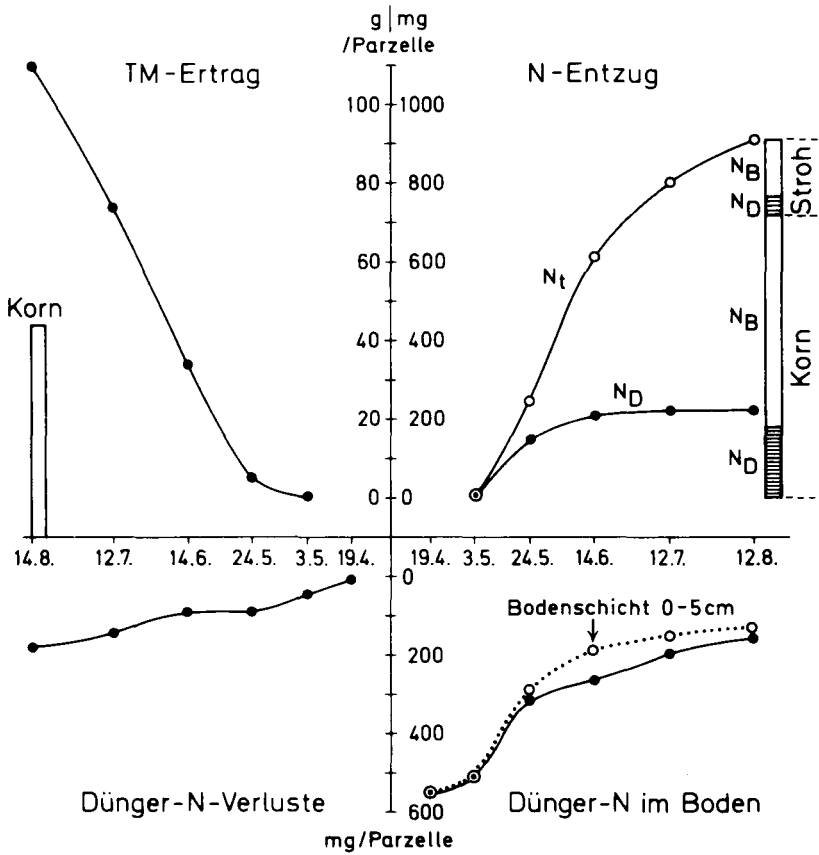


Abb. 1: TM-Ertrag, N-Entzüge ( $N_t$  = gesamt,  $N_D$  = düngerbürtiger,  $N_B$  = bodenbürtiger N-Entzug), Verbleib im Boden und Verluste von Dünger-N



von Korn und Stroh zu. Am Versuchsende waren durch den oberirdischen Aufwuchs 40% des Düngerstickstoffs entzogen (Abb.1). Dies Ergebnis deckte sich mit den bisher in der Literatur mitgeteilten Befunden, daß in Feldversuchen in der Regel weniger als 50% des Düngerstickstoffs durch den oberirdischen Aufwuchs von Getreide ausgenutzt wurden und daß am Gesamt-N-Entzug der Düngerstickstoff zu weniger als 40% beteiligt war (7, 9, 10, 12, 14, 15).

Trotz Freisetzung von organisch gebundenem und mineralisch fixiertem Düngerstickstoff war ab Mitte Juni kein Pflanzenentzug mehr festzustellen (siehe Kap. 3.3.2. u. 3.3.3.). Es konnte daher angenommen werden, daß der Düngerstickstoff im Boden an Stellen vorhanden war, an denen er der wachsenden Pflanze nicht mehr zur Verfügung stand. Die Vermutung resultierte aus der Erkenntnis, daß die Pflanzen nur einen geringen Teil des Bodenvolumens während einer Vegetationsperiode durchwurzelten (19).

### 3.2. Dünger-N-Verluste

Während der gesamten Vegetationsperiode traten Düngerstickstoffverluste auf. Sie waren zu Beginn und gegen Ende der Versuchszeit stärker ausgeprägt als im mittleren Abschnitt. Insgesamt wurden bis zur Ernte 32% gasförmig entbunden. Verluste durch Auswaschung konnten nicht ermittelt werden (Abb. 1).

Ob die Verluste durch Ammoniak-Verflüchtigung oder durch Denitrifikation bedingt waren, ließ sich nicht eindeutig ermitteln. Beide Möglichkeiten schienen zumindest zu Versuchsbeginn durchaus denkbar, da der Versuchsboden einen pH-Wert von 7,3 besaß und der Düngerstickstoff oberflächlich ausgebracht wurde. Nach dem heutigen Kenntnisstand konnte jedoch vermutet werden, daß die ab Mitte Juni erneut zunehmenden Verluste des mineralisierten und defixierten Dünger-N überwiegend durch Denitrifikation verursacht wurden (Abb. 1).

### 3.3. Verbleib und Umverteilung des Dünger-N im Boden

#### 3.3.1. Gesamt-Dünger-N

Bedingt durch Pflanzenentzug und gasförmige N-Verluste (s.3.1. und 3.2.) nahmen die Dünger-N-Mengen zunächst stark und zu späteren Abschnitten der Vegetationsperiode langsam ab. Der überwiegende Teil verblieb jedoch in der oberen 5 cm Boden-

schicht. Geringe Mengen wurden - wie bereits in einer früheren Arbeit mitgeteilt (9) - bis maximal 60 cm verfrachtet (9). Am Versuchsende verblieben insgesamt 28% des Dünger-N im Boden (vgl. Abb. 1).

Die Untersuchung der Dünger-N-Verteilung in verschiedene N-Bindungsformen konnte nur in der oberen 5 cm Bodenschicht durchgeführt werden. Aufgrund zu geringer Anreicherung mit  $^{15}\text{N}$  war eine Fraktionierung der sich anschließenden Bodenschichten nicht möglich.

### 3.3.2. Anorganische Dünger-N-Formen

Bei den unmittelbar nach der Düngung entnommenen Bodenproben konnten nur noch 47% des Dünger-N in austauschbarer Form ermittelt werden, und 43% waren bereits mineralisch fixiert. Während der in austauschbarer Form vorliegende Dünger rasch abnahm und von Mitte Juni bis zu Versuchsende nur noch in sehr geringen Mengen nachgewiesen werden konnte, war beim fixierten Ammonium eine Abnahme während der gesamten Vegetationszeit zu beobachten. Am Versuchsende konnten nur noch geringe Mengen in dieser Bindungsform nachgewiesen werden (Abb. 2).

Die Nitrifizierung des Dünger-N erfolgte äußerst rasch. Nennenswerte Mengen markierten Nitratstickstoffs traten nur im Mai auf. Ab Mitte Juni konnten nur noch geringe Mengen nachgewiesen werden (Abb. 2).

Das Vorhandensein von markiertem Nitrat und organisch gebundenem Dünger-N (vgl. Abb. 3) in den unmittelbar nach der Düngung entnommenen Bodenproben waren eine Folge mikrobieller Umsetzungen, die während der ca. 5-tägigen Trocknungszeit des Bodens bei  $30^{\circ}\text{C}$  abliefen. Die geringe Trocknungstemperatur war notwendig, um Verluste durch  $\text{NH}_3$ -Entbindung zu vermeiden, da der Boden einen pH-Wert von 7,3 besaß (1,8).

### 3.3.3. Organische Dünger-N-Formen

Die größte Menge an organisch gebundenen Dünger-N wurde 14 Tage nach Versuchsbeginn ermittelt. Danach erfolgte bis Versuchsende nur eine geringe Freisetzung aus dieser Bindungsform. Zum Erntetermin lagen 96% des noch im Boden vorhandenen Düngerstickstoffs in der organischen Fraktion des Bodens vor (Abb. 3).

Auffallend war das rasche Auftreten und nahezu vollständige Verschwinden von Düngerstickstoff in der nicht hydrolysierbaren

N-Fraktion des Bodens zu Versuchsbeginn. Dieser Befund deutete auf eine Fixierung von Düngerammonium durch die organische Substanz hin. Eine durch Hydrolyse bedingte Umwandlung von markiertem Aminosäurestickstoff, wie z.B. aus Tyrosin und Tryptophan, konnte höchstens zu einem geringen Teil für das Vorhandensein von Düngerstickstoff in der nicht hydrolysierbaren Fraktion beigetragen haben; denn zu diesem Zeitpunkt lagen nur äußerst geringe Mengen an markiertem Aminosäurestickstoff vor, und der Anteil der genannten Aminosäuren ist äußerst gering im Verhältnis zur gesamten Aminosäuremenge. Zumindest schien das chemisch fixierte Ammonium wenig stabil und mikrobiell leicht angreifbar zu sein, wie dies auch in einem Inkubationsversuch ermittelt wurde (3,4). Die zu späteren Abschnitten gebildeten nicht hydrolysierbaren N-Verbindungen waren dagegen äußerst stabil (4,7). Zu Versuchsende lagen 10% des im Boden verbliebenen Düngerstickstoffs in der nicht hydrolysierbaren Bindungsform vor (Abb. 3).

Bei den hydrolysierbaren N-Bindungsformen konnten markierte Aminosäure-N-Verbindungen nur in äußerst geringen Mengen nachgewiesen werden. Mitte Juni waren nur 0,5% und am Versuchsende 1% des jeweils im Boden vorhandenen Düngerstickstoffs in dieser Bindungsform nachweisbar.

Bereits zu Versuchsbeginn konnte Düngerstickstoff in der Amidbindungsform nachgewiesen werden. Ihre Mengen blieben bis Ende Mai nahezu konstant, verminderten sich bis Mitte Juni um die Hälfte und stiegen dann wieder stark an. Am Versuchsende waren 31% in dieser Bindungsform vorhanden (Abb. 3).

Von Versuchsbeginn an bis Mitte Juni war eine stetig zunehmende Menge von Dünger-N in der Aminosäure-N-Bindungsform zu finden. Zu diesem Zeitpunkt betrug ihr Anteil am gesamten organisch gebundenen Düngerstickstoff 81%. Danach nahm die Fraktion stark ab. Zu Versuchsende lagen 54% des im Boden verbliebenen Düngerstickstoffs in Aminosäure-N-Bindungsformen vor (Abb. 2).

Die Umverteilungen des Düngerstickstoffs in den hydrolysierbaren N-Formen wiesen auf intensive Mineralisations- und Immobilisationsprozesse hin, wie dies aus dem Verlauf des gesamten organisch gebundenen Dünger-N nicht zu erkennen ist. In Inkubationsversuchen wurde ermittelt, daß, wie auch unsere Ergebnisse zeigten, die Aminosäuren leicht mineralisierbar waren (13,18) und daß eine Freisetzung von Stickstoff aus dieser Bindungsform mit einem Anstieg der Ammoniumfraktion (Amid +  $\text{NH}_4$ ) (a)

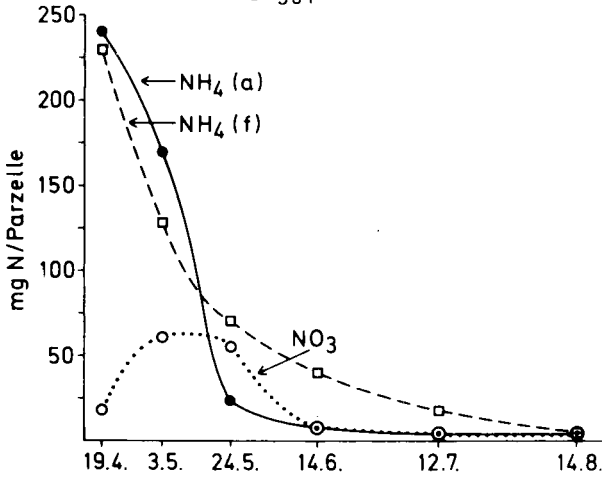


Abb. 2: Austauschbarer [NH<sub>4</sub>(a)], fixierter [NH<sub>4</sub>(f)], und nitrifizierter [NO<sub>3</sub>] Dünger-N in der Bodenschicht von 0 - 5 cm

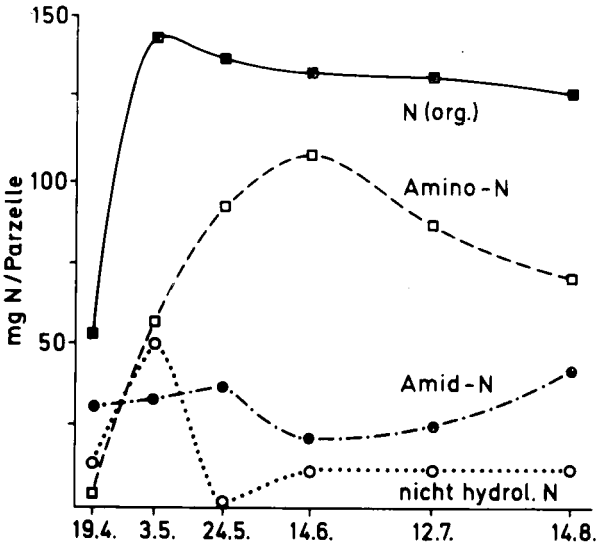


Abb. 3: Organisch gebundener Dünger-N [N(org.)] und seine Verteilung auf org. N-Bindungsformen in der Bodenschicht von 0 - 5 cm

+  $\text{NH}_4(\text{f})$ ) verbunden war (13). Neben mikrobieller Bindung mußte jedoch auch mit einer Festlegung von Dünger-N in die Pflanzenzwurzeln gerechnet werden. Wie groß ihr Einfluß auf die Verteilung des Dünger-N in die verschiedenen N-Bindungsformen war, konnte nicht geklärt werden.

Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit den in der Literatur mitgeteilten Befunden war aufgrund unterschiedlich weit differenzierter Fraktionierung bzw. Zusammenfassung verschiedener N-Fraktionen äußerst schwierig. Übereinstimmend mit unseren Ergebnissen konnte jedoch festgestellt werden, daß jeweils zu Versuchsende der überwiegende Teil des Dünger-N mit ca. 50% in der Aminosäurefraktion zu finden war (2, 7, 11, 17).

#### 4. Zusammenfassung

In einem Feldversuch wurde der Entzug durch die Pflanze, der Verbleib im Boden und die Verluste von markiertem Düngestickstoff während einer Vegetationsperiode (1972) verfolgt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Düngestickstoff wurde nur bis Mitte Juni von den wachsenden Pflanzen entzogen. Die Bilanzierung ergab, daß 40% des Dünger-N im oberirdischen Aufwuchs waren, 28% im Boden verblieben und 32% gasförmig entbunden wurden. Am Gesamtstickstoffentzug betrug der Anteil des Düngestickstoff nur 25%.
2. Der Düngestickstoff unterlag im Boden beträchtlichen Umverteilungen in verschiedene N-Bindungsformen. Die hydrolysierbaren N-Fraktionen Aminosäure und Amid wiesen auf starke Immobilisations- und Mineralisationsprozesse hin, wie dies aus der nur geringen Freisetzung des gesamten organisch gebundenen Dünger-N nicht zu erkennen war. Ferner waren zu Versuchsbeginn beträchtliche Mengen an Düngestickstoff mineralisch fixiert (43%), die jedoch bis auf einen geringen Rest während der Vegetationsperiode wieder freigesetzt wurden. Am Versuchsende wurde folgende Dünger-N-Verteilung in der oberen 5 cm Bodenschicht in die verschiedenen N-Bindungsformen festgestellt: anorganisch- N 4%, Amid- N 31%, Aminosäure- N 54%, Aminosäure- N 1% und nicht hydrolysierbarer Stickstoff 10%.

## 5. Literatur

- 1 CARTER, J.N., O.L. BENNET & R. W. PEARSON (1967): Recovery of fertilizer nitrogen under field conditions using nitrogen-15, *Soil.Sci.Soc.Amer.Proc.* 31, 50-56
- 2 CHENG, H.H. & L.T. KURTZ (1963): Chemical distribution of added nitrogen in soils, *Soil.Sci.Soc.Amer.Proc.* 27, 312-316
- 3 DANNEBERG, O. (1971): <sup>15</sup>N-Untersuchungen als Beitrag zur Kenntnis der Humifizierungsprozesse. Teil I: Die Synthese von Huminstoffen - ein Teilprozeß des Bodenstickstoffkreislaufs, *Bodenkultur* 22, 1-13
- 4 DANNEBERG, O. (1971): <sup>15</sup>N-Untersuchungen zur Kenntnis der Humifizierungsprozesse. Teil II: Huminstoffaufbau und Stickstoffumbau während der Rotte von Maisstroh, *Bodenkultur* 22, 264-278
- 5 FAUST, H. (1965): Zur Probenchemie von Stickstoffverbindungen für die emissionspektrometrische Isotopenanalyse des Stickstoffs, *Isotopenpraxis* 1, 62-65
- 6 FLEIGE, H., B. MEYER & H. SCHOLZ (1971): Fraktionierung des Bodenstickstoffs für N-Haushaltsbilanzen, *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 18, 1-37
- 7 FLEIGE, H., B. MEYER & H. SCHOLZ (1971): Bilanz und Umwandlung der Bindungsformen von Boden- und Düngerstickstoff (<sup>15</sup>N) in einer Ackerparabraunerde aus LÖß, *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 18, 39-86
8. FLEIGE, H. & A. CAPELLE (1974): Methodische Voraussetzungen exakter Dünger-N-Bilanzierung im Feldversuch, *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 20, 409-415
9. FLEIGE, H. & A. CAPELLE (1974): Feldversuche über den Verbleib von markiertem Dünger-Stickstoff in Boden und Pflanze, *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 20, 400-408
10. KNAPPE, S., K. RAUHE, M. SPITZL & W. DRAUSCHKE (1974): Ertragsbildung und Ausnutzung von Dünger- und Bodenstickstoff auf Parzellen des Dauerdüngungsversuches "Ewiger Roggenbau" Halle nach Düngung mit <sup>15</sup>N-markiertem Harnstoff, *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde* 18, 3-14
11. LEGG, J.O., F.W. CHICHESTER, G. STANFORD & W.H. DEMAR (1971): Incorporation of <sup>15</sup>N-tagged mineral nitrogen into stable forms of soil organic nitrogen, *Soil Sci. Soc. Amer.Proc.* 35, 273-276
12. MEERS, R.J.K. & E.A. PAUL (1971): Plant uptake and immobilization of <sup>15</sup>N-labelled ammoniumnitrate in a field experiment with wheat, in "Nitrogen-15 in soil-plant studies" 55-64, IAEA Vienna
- 13 REID, A.S.J., G.R. WEBSTER & H.R. KROUSE (1969): Nitrogen movement and transformation in soils, *Plant and soil* 31, 224-237
- 14 RAUHE, K. & H. BORNHAK (1968): Quantifizierung der Gesamtwirkung von Mineralstickstoff auf Pflanze und Boden von <sup>15</sup>N im Feldversuch, *Thaer-Arch.* 12, 701-716

- 15 RAUHE, K., F. FICHTNER, E. KNAPPE & W. DRAUSCHKE (1973): Quantifizierung der Wirkung organischer und mineralischer Stickstoffdünger auf Pflanze und Boden unter besonderer Berücksichtigung <sup>15</sup>N-markierter tierischer Exkremente, Arch.Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 17, 907-916
- 16 RAUHE, K., F. FICHTNER, E. FICHTNER & E. KNAPPE (1973): Untersuchungen über Verbleib und Umwandlung des Stickstoffs <sup>15</sup>N-markierter organischer und mineralischer Düngersubstanzen in ausgewählten Stickstofffraktionen des Bodens, Arch.Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 17, 815-905
- 17 STEWART, B.A., D.D. JOHNSON & K.L. PORTER (1963): The availability of fertilizer nitrogen immobilized during decomposition of straw, Soil Sci.Soc.Amer.Proc. 27, 656-658
- 18 STEWART, H.H., L.K. PORTER & D.D. JOHNSON (1963): Immobilization and Mineralization of nitrogen in several organic fractions of soil, Soil Sci. Soc.Amer.Proc. 27, 302-304
- 19 WIERSUM, L.K. (1961): Utilization of soil by the plant root system, Plant and soil 13, 189-192

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

Relative Lösungsgeschwindigkeit von Ca und Mg aus  
carbonatischer Bindung in verschiedenen Lösungs-  
systemen und im Boden

von

Hugenroth, P.

Außere Oberfläche und Nichtcarbonatgehalt der Kalkmenge, innere Oberfläche und Zugänglichkeit für den Lösungsangriff im Porenraum der Carbonatpartikel, Protonenproduktion in der Bodenmatrix und Wassergehalt sowie Wasserdurchsatz der Bodenmatrix sind die Faktoren, die die Rate und Geschwindigkeit bestimmen mit der eine in den Ap-Horizont eingebrachte Kalkmenge in Lösung geht. Die Beeinflussung des Auflösungsprozesses durch die chemische Zusammensetzung der Carbonatkörner ist umstritten. Im allgemeinen ist im ternären System  $H_2O - CO_2 - MeCO_3$  angenähert mit Lösungskongruenz von  $CaCO_3$  und  $MgCO_3$  zu rechnen. Dolomitisches Kalksteinmaterial kann im Boden jedoch im Laufe seiner Auflösung eine sehr starke lösungschemische Disproportionierung zeigen, die mit der Verteilung und unterschiedlich raschen Aufzehrung von Calcit, Dolomit und Magnesitkompartimenten im Gesteinsgefüge zusammenhängt.

Bemessungsgrundlage für die Düngung von Ackerböden mit Carbonatdüngemitteln ist der sog. "Kalkbedarf" der Ackerkrume (Ap). Bei den meisten Löss- und Sandböden stellt sich das Problem, daß die analytisch ermittelte Calcit- oder Dolomitbedarfsmenge unter unseren Klimabedingungen nicht ausreicht, um den Bedarf der Ackerkrume wirklich zu decken. Grund dafür ist, daß die Auflösung von Ca- und Mg-Carbonaten in der Bodenlösung längere Zeit benötigt, und daß während dieser Zeit die Auswaschung aus der Krume mit dem Übergang von Ca und Mg-Ionen in die angestrebte Austauschbindung konkurriert.

Um zu Parametern und Meßwerten für die Umsetzung von Düngercarbonaten in Ackerkrumen zu gelangen, und Vorstellungen über die Auswirkungen der Umsatzfaktoren zu erhalten, wurde ein über vier Jahre laufender Kleinparzellen-Freilandversuch durchgeführt. Drei saure

-----



Bodenmaterialien der Körnungsart Sand, Schluff und Ton wurden als "Ackerkrumen" mit drei verschiedenen Carbonatdüngern (ein Calcit, zwei Dolomite) vermischt, die in je drei gut gereinigten Kornklassen (grob, mittel und fein) angewendet wurden. Die Untergrenze der Körnung betrug  $63 \mu\text{m}$ . Die Versuche wurden mit und ohne Getreidebewuchs durchgeführt. Zur Analyse wurde jeweils der Boden einer ganzen Einzelparzelle entnommen.

Das erste Problem ist die natürliche Zerkleinerung der Calcit- und Dolomitmörner unter dem Einfluß von Frost und Anlösung. Tabelle 1 bringt dazu beispielsweise einige Daten. Ausgewählt wurde der ursprünglich saure Löss-Ap-Horizont (pH in N KCl 3,7), bei dem die Carbonatdüngergabe so bemessen war, daß sie mit 118 bzw. 134 % nur wenig höher als der analytisch bestimmte zur Neutralisation erforderliche Ca-Mg-Carbonatbedarf lag. Dargestellt ist der Umverteilungszustand dieser Düngermenge am Ende des 4. Versuchsjahres. Von den mindestens feinsand- aber auch den grobsandgroßen Calcit- und Dolomitgesteinspartikeln, aus denen der Dünger bestand, sind durchweg nur noch weniger als 13 % in der Regel weniger als 7 % vorhanden.

Der Zerkleinerungsprozess ist bei beiden Düngercarbonaten ähnlich und auch unabhängig vom Bewuchs und von der Bodenart; auch beim Pelosol-Ap-Horizont, der etwa das dreifache seines Carbonatbedarfes als Kalkmergel erhalten hatte, waren selbst bei den größten Dolomitmörnungen nach 4 Jahren  $\frac{2}{3}$  der Düngerpartikel aus der Sandfraktion des Bodens verschwunden.

Tabelle 1 zeigt weiter, daß der Zerfall nur bei den Dolomiten und auch hier nur in geringem Maße zu einer Carbonatanreicherung in den Schluff- und Tonfraktionen führt. Die Zerfallsprodukte gehen überwiegend direkt in Lösung. Sie werden aus dem Ap-Horizont ausgewaschen oder gehen in Austauschbindung über. Die Auswaschungsverluste der Carbonatdüngung sind unter Pflanzenbewuchs generell niedriger als unter Brache. Beachtlich ist die Höhe der Verluste. Sie betragen in 4 Jahren unter Brache 12 bis 43 %, unter Bewuchs nur 8 bis 29 % der Düngermenge.

Danach wären selbst bei lösbürtigen Böden mit geringer Ausgangsbasensättigung Auswaschungsraten von 3000 kg/ha Jahr unter Brache möglich. Bei Berücksichtigung der Wassermengen, die bei uns unter Brache jährlich die Untergrenze des Ap absteigend passieren, und der Ca- und Mg-Konzentration der Bodenlösung, die bei Anwesenheit von freiem Carbonat in der Krume etwa den theoretischen Gleichgewichtskonzentrationen des ternären Systems  $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O-CaCO}_3$  bzw.  $\text{MgCO}_3$  ent-

sprechen sind nur etwa 1350 kg Calcit auswaschungsverluste erklärbar. Solche Angaben sind auch aus der Literatur bekannt. In den meisten unserer Versuchsvarianten liegen die Auswaschungsraten unter dem Maximalwert. Bei Überschreiten des Wertes ließ sich kolloidal verlagertes Carbonat analytisch im Unterboden nachweisen.

Der Neutralisationseffekt beim Lössboden ist nach Tab.1 deutlich abhängig von Körnungsart, Provenienz des Carbonatdüngers und vom Pflanzenbewuchs. Bei den "hochreaktiven" Kreidekalken ist als Folge ihrer hohen Auswaschungsverluste nach 4 Jahren der primäre Kalkbedarf nur zu maximal 85 % abgedeckt, während bei den Dolomiten fast durchweg eine volle Neutralisation erreicht ist.

Der Prozess der Absättigung des Ca-Mg-Bedarfes ist aber nur in seinem zeitlichen Ablauf sachgerecht zu bewerten. In Tab.2 ist zu diesem Zweck eine Gegenüberstellung der erreichten Absättigungsgrade des zur Neutralisation erforderlichen Ca-Mg-Carbonatbedarfes aufgezeigt. Die nicht dargestellten Werte aus dem 2. und 3. Versuchsjahr liegen zwischen den angegebenen Werten. Bereits im ersten Jahr sind die beiden Dolomite - und zwar in allen Düngerkornklassen - dem "reaktiven" Kreidecalcit überlegen, wobei der Vermahlungsgrad der Dolomite nur einen geringen Einfluß auf die Wirkung hat. Bei den Dolomiten steigt der Ca-Mg-Sättigungs-Deckungsgrad des Bodens vom ersten bis zum vierten Versuchsjahr kontinuierlich auf 100 %. Beim Kreidekalk hingegen wird der Grenzwert von 85 % nicht überschritten. Die feinen Fraktionen dieses Düngertyps lassen sogar ein Abfallen des Sättigungsgrades erkennen und nur bei den groben Fraktionen ist ein Ansteigen zu beobachten. Die im Ap-Horizont verbliebenen Carbonatreserven lassen erwarten, daß der mit dem Kreidekalk erreichte Deckungsgrad von maximal 85 % auch in den Folgejahren nicht mehr überschritten werden kann. Es ist nur noch mit einem Absinken zu rechnen. Die in den Dolomiddüngungsvarianten verbliebenen Carbonatreserven gestatten dagegen, daß der Sättigungsgrad von 100 % mit einigen Ausnahmen, besonders aber unter Bewuchs, noch über eine gewisse Zeit aufrecht erhalten werden kann.

In Tab. 3 sind entsprechend Tab.2 die in einem tonarmen Sand-Ap-Horizont (pH N KCl 3,6) erreichten Deckungsgrade des Ca-Mg-Carbonatbedarfes zusammengestellt. Die Kalkgabe wurde so bemessen, daß theoretisch eine pH-Anhebung auf pH 5,5 gegeben war. Auch hier wurde der angestrebte Erdalkalisättigungsgrad nie erreicht.

Aus den Varianten dieses Versuches, die Kreide-Calcit erhalten hatten war das Carbonat schon im ersten Jahr in gelöster und feindisperser Form ausgewaschen, so daß kein Carbonat mehr in der Krume war. Der

kurze Basenstoß hatte bewirkt, daß der Abbau des bei niedrigem pH akkumulierten Humus eingeleitet wurde. Es kam zu einer unterschiedlichen Senkung der Austausch-Kapazität. Daher war auch der erreichte Ca-Sättigungsgrad nicht sicher zu bestimmen. Bei den Dolomiten trat die Senkung der AK erst später ein. Es muß also bei Tab. 3 berücksichtigt werden, daß vom 1. bis zum 4. Versuchsjahr die AK und damit der "Ca-Mg-Carbonatbedarf" unabhängig von der Kalkdüngung von ca. 30 dt/ha auf 18 dt/ha gesunken ist. Die mit 11-12 % angegebenen Sättigungswerte, wie sie nach 4 Jahren durch die Dolomit-Düngung erzielt wurden, sind somit-bezogen auf den aktuellen Kalkbedarf zu diesem Zeitpunkt-mit 18 - 20 % anzusetzen.

Nach 4 Jahren ist auch nach Dolomit-Düngung kein freies Carbonat mehr nachweisbar, obwohl nach dem 1. Jahr noch die volle düngerbürtige Ca- und Mg-Menge im Ap-Horizont wiedergefunden wurde. Kornklassenunabhängig zeigt sich auch hier die nachhaltige Wirkung der "reaktions-trägen" dolomitischen Kalkdünger. Allerdings zeigen die größten Dünger-Kornklassen gerade beim Sand-Ap-Horizont fast durchweg den geringsten Neutralisationseffekt. Da dies offensichtlich nicht mit einem zu geringen Lösungsumsatz zusammenhängt, muß erhöhte Auswaschung angenommen werden. Als Erklärung mag dienen, daß bei größerer Körnung die mittleren Abstände zwischen den Carbonatkörnern im Boden größer werden. Dies begünstigt, besonders bei Sanden, die vertikal abwärts gerichtete Auswaschung von Carbonat gegenüber dem horizontalen Diffusionsausgleich.

Schon nach dem ersten Versuchsjahr zeigte sich, daß die verbliebenen Restcarbonate ihr ursprüngliches Calcit-Dolomit-Verhältnis in der Weise verändern, daß entweder der Mg-Anteil schwach relativ erhöht (Scharzfeld) oder stark relativ erniedrigt wird (Hagen-Halden). An den Bodenaustauschern hingegen steigt der Anteil der Mg-Ionen an der Erdalkali-Ionensumme beträchtlich an. Die Auswaschungsverluste erniedrigen daher summenmäßig den düngerbürtigen Ca-Anteil stärker als den Mg-Anteil. Das Retentionsvermögen des Bodens ist somit auf Grund des Austauschverhaltens und weniger aufgrund des Lösungsprozesses der Carbonate größer für düngerbürtiges Mg als für Ca. Für den Auflösungsprozess der untersuchten Dolomite im Boden kann weitgehende Kongruenz der Lösungsraten für Mg und Ca, ja eher noch eine Lösungspräferenz für das Mg angenommen werden.

Tab. 4 zeigt anhand des Löss- und Tonbodens, daß die aufgezeigte Tendenz bis zum 4. Jahr bestehen bleibt. Die Restcarbonat-Anteile bewahren trotz fortschreitender Aufzehrung das Mg / Mg+Ca-Verhältnis,

das sich bereits nach dem 1. Jahr eingestellt hatte. Eine Ausnahme bildet die feinste Fraktion vom Dolomit Hagen-Halden, die im Löß nach 4 Jahren in den Endphasen der Auflösung von Restcarbonat den Mg-Anteil in diesem kleinen Rest auf 46 % ansteigen läßt. Es liegt die Vermutung nahe, daß die anfängliche relative Mg-Gehaltserhöhung im Dolomitmünger Scharzfeld und die relative Mg-Gehaltserniedrigung beim Dolomit Hagen-Halden mit der Herauslösung Ca-reicherer bzw. Mg-reicherer Mörtelsubstanz aus den Gesteinsbruchstückchen zusammenhängt, die gleichzeitig den rasch einsetzenden mechanischen Zerfall im Boden begünstigt.

Im Gegensatz zu den Carbonat-Restkörpern steigt mit fortschreitender Auflösung der Dünger-Carbonate und zunehmender Absättigung des Erdalkalibedarfes der Austausch der Mg-Anteil in den düngerbürtigen Umfällungsprodukten der feinen Bodenfraktionen fortlaufend an. Dies ist in erster Linie mit der bevorzugten Sorption von Mg gegenüber Ca zu erklären. Der Mg-Anteil an der Erdalkali-Austauschionensumme kann unter den gewählten Versuchsbedingungen bei Anwendung dolomitischer Carbonatdünger auf über 90 % ansteigen, wodurch u.U. bei leichteren Böden das Ca als Pflanzennährstoff ins Minimum gelangen könnte.

Als Schlußfolgerung und Ausblick für die Carbonatdüngung landwirtschaftlich genutzter Böden ist aufgrund der im Freiland gewonnenen Resultate die schon vorher aus Labor-Modelluntersuchungen gewonnene Auffassung herauszustellen, daß die Wirkungsgeschwindigkeit und die Wirkungsdauer von Dünger-Carbonaten nur in geringem Umfang durch den Vermahlungsgrad zu steuern sind. Im Gegensatz zu der herkömmlichen Vorstellung, daß nur sehr feinkörnige Düngermergel hoher lösungschemischer Reaktivität eine befriedigende Wirkung versprechen, ist festzustellen, daß aufgrund der Auswaschungs-Umfällungs-Konkurrenz in Ackerkrumen gerade über die Verwendung von grobkörnigen und weniger reaktiven Carbonatgesteins-Provenienzen, besonders aber auch von allgemein als weniger aktiv angesehenen Dolomiten, Möglichkeiten einer Steuerung des Carbonat-Umsatzes gegeben sind.

Zur Charakterisierung der lösungschemischen Reaktivität von Düngercarbonaten sollten, und da bestätigen die Freilanduntersuchungen unsere früheren Auffassungen, nur Bestimmungen der Lösungsgeschwindigkeit im System  $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O-MeCO}_3$  in Betracht kommen. Dieser Test wäre durch Messung des Frostsprengungswiderstandes und rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen zu ergänzen. Fast alle anderen Verfahren bei denen andere Säure-Anionen angewendet werden, führen zu einer lösungschemischen Bevorzugung des carbonatisch gebundenen Ca oder Mg.

TAB. 1 : UMVERTEILUNG VON DONGERCARBONATEN IN EINEM LÖSS-SAUERBRAUNERDE AP-HORIZONT

CARBONAT-BEDARF ZUR NEUTRALISATION (pH 7): 256 DT CALCIT / HA BZW. 216 DT DOLOMIT / HA

ALLE ANGABEN IN  $\frac{0}{0}$  DES CARBONAT-BEDARFES

			Z U S T A N D N A C H 4 V E R S U C H S - J A H R E N							
			B R A C H E				G E T R E I D E			
DONGER- HER- KUNFT	DONGER- KÖRNUNG MM	DONGER- MENGE	RESTCARBO- NAT IN DER KORNGRÖSSE		BE- DARFS- DECKG.	AUS- WASCHUNG AUS AP	RESTCARBO- NAT IN DER KORNGRÖSSE		BE- DARFS- DECKG.	AUS- WASCHUNG AUS AP
			>63 <sup>UM</sup>	<63			>63 <sup>UM</sup>	<63		
CALCIT	6-2	118	13	0	75	30	15	0	82	21
"KREIDE"	2-0.6	118	6	0	84	28	6	0	85	27
SÖHLDE	0.6-0.1	118	4	0	63	51	4	0	80	34
DOLOMIT	2-0.6	134	9	1	100	24	7	16	100	11
SCHARZ- FELD	0.6-0.2	134	4	7	100	23	8	11	100	15
	0.2-0.06	134	8	8	100	18	4	15	100	15
DOLOMIT	1-0.6	134	4	0	77	53	3	5	100	26
HAGEN- HALDEN	0.6-0.2	134	3	8	100	25	7	13	100	14
	0.2-0.06	134	5	13	100	16	5	0	95	34

TAB. 2 : DECKUNG DES ZUR NEUTRALISATION NOTWENDIGEN CARBONAT-BEDARFES DES AP-HORIZONTES  
 EINER SAUER-BRAUNERDE AUS LÖSS

CARBONAT-BEDARF: 256 DT CALCIT / HA BZW. 216 DT DOLOMIT / HA

ALLE ANGABEN IN  $\frac{0}{0}$  DES CARBONAT-BEDARFES

DÜNGER- HER- KUNFT	DÜNGER- KÖRNUNG MM	DÜNGER- MENGE	UNTERBRACHE		UNTERGETREIDE	
			NACH 1 JAHR	NACH 4 JAHREN	NACH 1 JAHR	NACH 4 JAHREN
CALCIT	6-2	118	38	75	38	82
"KREIDE"	2-0,6	118	41	84	41	85
SÜHLE	0,6-0,1	118	88	63	88	80
DOLOMIT	2-0,6	134	79	100	79	100
SCHARZ- FELD	0,6-0,2	134	86	100	86	100
	0,2-0,06	134	94	100	94	100
DOLOMIT	1-0,6	134	61	77	61	100
HAGEN- HALDEN	0,6-0,2	134	64	100	64	100
	0,2-0,06	134	75	100	75	95

TAB. 3 : CARBONAT-UMSATZ IM AP-HORIZONT EINER SAND-BÄNDER-PARABRAUNERDE - REST-CARBONAT UND ABDECKUNGSGRAD DES KALKBEDARFES

CARBONAT-BEDARF ZUR PH-ANHEBUNG VON 3.6 AUF 5.5 30DT CALCIT / HA BZW. 29 DT DOLOMIT / HA  
ANGABEN IN %<sub>0</sub> DES KALKBEDARFES

DONGER- HER- KUNFT	DONGER- KÖRNING MM	DON- GER- MENGE	UNTER BRACHE			UNTER GETREIDE		
			NACH 1 JAHR		NACH 4 JAHREN *) SÄTTIGUNG	NACH 1 JAHR		NACH 4 JAHREN *) SÄTTIGUNG
			REST	SÄTT.		REST	SÄTT.	
CALCIT	6-2	100	0	N.B.	6	0	N.B.	4
"KREIDE"	2-0.6	100	0	N.B.	6	0	N.B.	6
SCHLDE	0.6-0.1	100	0	N.B.	6	0	N.B.	0
DOLOMIT	2-0.6	100	68	11	0	68	11	4
SCHARZ- FELD	0.6-0.2	100	29	25	12	29	25	14
	0.2-006	100	18	29	11	18	29	11
DOLOMIT	1-0.6	100	40	21	11	40	21	12
HAGEN- HALDEN	0.6-0.2	100	20	28	11	20	28	15
	0.2-006	100	22	28	11	22	28	15

\*) CARBONAT-BEDARF DURCH KALKUNGSBEDINGTE BODENVERÄNDERUNGEN AUF 18 DT/HA GESENKT

TAB. 4 : UMVERTEILUNG DES CA UND MG WÄHREND DER AUFLÖSUNG VON DÜNGERDOLOMITEN IN AP-HORIZONTEN  
EINER SAUERBRAUNERDE AUS LÖSS UND EINES PELOSOLS AUS KEUPERTON

ANGABEN IN ATOM-%  $\left( \frac{MG \times 100}{MG + CA} \right)$  BEZOGEN AUF DIE DÜNGERBÜRTIGEN REST-UND UMSETZUNGSPRODUKTE

DÜNGER-CARBONAT		LÖSS-SAUERBRAUNERDE*)				KEUPERTON - PELOSOL**)			
		NACH 1 JAHR		NACH 4 JAHREN		NACH 1 JAHR		NACH 4 JAHREN	
		REST-CARBONAT	REST-CARBONAT	REST-CARBONAT	REST-CARBONAT	REST-CARBONAT	REST-CARBONAT	REST-CARBONAT	REST-CARBONAT
		>63 µm	<63 µm	>63 µm	<63 µm	>63 µm	<63 µm	>63 µm	<63 µm
DOLOMIT SCHARZFELD	46	46 55	65 80	56 69	81 96	50 60	42 72	57 65	74 81
DOLOMIT HAGEN-HALDEN	46	15	65 75	39 66	91 95	15 20	80 95	15 20	88 94

\*) DÜNGERGABEN LÖSS 134%<sub>0</sub> DES CARBONAT-BEDARFES

\*\*\*) DÜNGERGABEN TON 336%<sub>0</sub> DES CARBONAT-BEDARFES





Einfluß von N-Düngerform und -Menge sowie der Rotation  
auf den Ca-Sättigungszustand von Lößparabraunerden in  
N-Düngungs-Langzeitversuchen

von

Becker, K.-W.<sup>+</sup>

In der vorliegenden Arbeit wird der Basenzustand von zwei über 7 Jahre hinweg gelaufenen Fruchtfolge-Dauerversuchen untersucht. Die Versuche wurden im Herbst 1966 von der "Süddeutsche Kalkstickstoffwerke AG" angelegt.

Varianten und Methoden

Standorte:

- 1.) Lieme (bei Lemgo): Parabraunerde aus feinsandreichem Grundmoränenmaterial mit erheblichen Lößbeimengungen, 800 mm jährl. Niederschläge, 1 % C, KAK = 10,0 mval/100 g Boden.
- 2.) Dörnhagen (bei Kassel): Pseudovergleyte Parabraunerde aus 1,5 m mächtigem LÖB über Buntsandstein, 600 mm jährliche Niederschläge, 1 % C, KAK = 12,5 mval/100 g Boden.

Beiden Standorten liegt ein nahezu identischer Versuchsplan mit 4 (Lieme) bzw. 3 (Dörnhagen) Wiederholungen zugrunde.

Fruchtfolgen:

FRÜ: Zuckerrüben (in Lieme Körnermais) - W.-Weizen - Sommerung;

MO: W.-Weizen-Monokultur;

MOG: 1967 u. 1968: Sommerweizen-Monokultur

ab 1969: Winterweizen-Monokultur mit Raps-Gründung

N-Düngung:

2 N-Düngerformen: KST = Perlkalkstickstoff

KAS = Kalkammonsalpeter

N-Düngermengen: N<sub>0</sub>:N<sub>1</sub>:N<sub>2</sub>:N<sub>3</sub> = 1967 u. 1968 0:50:80:100 kg N/ha  
= ab 1969 0:80:120:160 kg N/ha.

Die Gründung erhält auf N<sub>1</sub>, N<sub>2</sub> und N<sub>3</sub> zusätzlich je 40 kg N je ha und Jahr als KAS.

Nach der Ernte 1973 wurde auf allen Parzellen der Kalkbedarf (Schachtschabel) und die KAK (Mehlich) bestimmt.

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von Sieboldstr. 4

### Ergebnisse:

Auf den  $N_0$ -Parzellen können Unterschiede im Kalkbedarf nur auf den Einfluß der verschiedenen Fruchtfolgen mit ihren unterschiedlichen Gewächsen zurückgeführt werden. Den geringsten Kalkbedarf auf den  $N_0$ -Parzellen zeigt auf beiden Standorten MOG, den höchsten MO. Die dreigliedrige Rotation nimmt in Dörnhagen eine Mittelstellung ein, in Lieme nähert sich ihr Kalkbedarf dem der reinen Weizenmonokultur. Die kalkerhaltende Wirkung der Gründüngung gegenüber der Monokultur beträgt im Durchschnitt der Versuchszeit 80 - 100 kg CaO pro ha und Jahr.

Auf den N-Düngungsparzellen kommt es in der Regel zu Kalkgewinnen gegenüber den  $N_0$ -Parzellen. Diese Kalkgewinne nehmen mit steigendem N-Düngeraufwand zu. Bei KST-Düngung sind sie größer als bei KAS-Düngung.

Tab. 1 gibt Aufschluß über das Schicksal des mit dem N-Dünger auf den Boden gebrachten CaO. Der im Boden erhalten gebliebene Anteil ergibt sich aus der jeweiligen Kalkbedarfsdifferenz gegenüber den  $N_0$ -Parzellen. Die Pflanzenentzüge wurden aus den vorliegenden Ertragsdaten abzüglich Erträge der  $N_0$ -Parzellen und den Angaben in "Faustzahlen für die Landwirtschaft" (2) kalkuliert. Der Anteil "Auswaschverluste" stellt die Differenz zu den mit dem N-Dünger gegebenen CaO-Mengen dar.

Während der auf "Pflanzenentzug" entfallende CaO-Anteil besonders bei den hohen CaO-Gaben relativ unbedeutend bleibt, unterliegt der überwiegende CaO-Anteil der Auswaschung. Zu CaO-Gewinnen im Boden von ca. 20-50 % der mit dem N-Dünger gegebenen CaO-Mengen kommt es nur bei der Monokultur und bei der Fruchtfolge. Die geringste Retention von N-düngerbürtigem Kalk zeigen die Parzellen MOG, die, wie oben beschrieben, auf der  $N_0$ -Parzelle, also allein durch die unterschiedlichen Gewächse bedingt, gegenüber MO und FRU den geringsten Kalkbedarf und damit die höchste Basensättigung der Austauscher aufwiesen.

Die geringe Wirksamkeit der Ca-Komponente in den geprüften N-Düngemitteln mag mit der sehr feinen Vermahlung der für die Düngemittelherstellung verwandten Kalke und der gleichmäßigen Verteilung der N-Dünger in mehreren Gaben pro Jahr zusammenhängen. Es kommt der recht gute Ca-Versorgungsgrad der untersuchten Böden hinzu (75 - 90 % Ca-Sättigung), der eine befriedigende Sorption

**Tab. 1:** Mit der N-Düngung gegenüber den O-Parzellen zusätzlich zugeführte Kalkmengen (dt CaO/ha), davon im Boden (0-40 cm) erhalten gebliebener Anteil in %, Verlustmenge (dt CaO/ha), aufgeschlüsselt nach Entzug (kalkuliert) und Auswaschung

Standort	N-Menge	N-Form	MOG				FRU				MO			
			dt CaO		davon in %		dt CaO		davon in %		dt CaO		davon in %	
			gegeben	im Boden erhalten	Entzug	ausgewaschen	gegeben	im Boden erhalten	Entzug	ausgewaschen	gegeben	im Boden erhalten	Entzug	ausgewaschen
Lieme	N <sub>1</sub>	KST	14,6	16	6	78	18,3	27	5	68	12,9	13	5	52
		KAS	6,1	7	14	79	6,7	25	14	61	4,4	-	14	66
	N <sub>2</sub>	KST	19,9	9	4	78	20,0	34	5	61	18,1	19	4	77
		KAS	8,4	-	11	89	7,3	52	11	37	6,6	6	12	82
	N <sub>3</sub>	KST	24,2	10	3	87	21,6	38	4	58	22,5	20	3	77
		KAS	11,4	-	8	92	7,9	58	10	32	9,4	7	8	85
Dörnhagen	N <sub>1</sub>	KST	14,6	14	6	80	18,3	19	5	76	12,9	4,0	5	55
		KAS	6,1	-	13	87	6,7	5	14	81	4,4	18	17	65
	N <sub>2</sub>	KST	19,9	21	5	74	20,0	25	6	69	18,1	4,4	5	51
		KAS	8,4	7	11	82	7,3	-	13	87	6,6	6,4	14	22
	N <sub>3</sub>	KST	24,2	15	4	81	21,6	21	6	73	22,5	27	4	69
		KAS	11,4	11	8	81	7,9	20	15	65	9,4	33	10	57

der gelösten Ca-Ionen weitgehend verhinderte.

Diese Erklärung wird gestützt durch die Untersuchungen von BUSS und GRASS (1), die in 12 - 15 Jahren laufenden Feldversuchen den Einfluß von Einzel- und Mehrnährstoffdüngern auf den Basenhaushalt des Bodens überprüften. Versuchsböden waren eine lösbürtige Parabraunerde (pH 6,2) und eine Parabraunerde aus pleistozänem Sand (pH 5,6). Auf beiden Böden kam der mit den Einzelnährstoffdüngern gegebene Kalk nicht voll zur Wirkung, was die Verfasser mit einer durch das zusätzliche Ca-Angebot bedingten erhöhten Ca-Auswaschung erklären. Dabei zeigte der saure Sandstandort eine höhere Retention der mit den Düngemitteln gegebenen CaO-Mengen, als der Lössboden (Sand: 30 - 40 %, LÖB: 55 - 70 % Ca-Sättigung).

### Zusammenfassung

1. Gegenüber der Weizenmonokultur wurde auf der Weizenmonokultur mit Rapsgründung, z.T. auch auf den Fruchtfolgeparzellen eine geringere Ca-Auswaschung festgestellt.
2. Die mit den N-Düngemitteln gegebenen CaO-Mengen zeigten nur eine geringe Retention im Boden (0 - 50 %), was zum einen auf die feine Vermahlung und die gleichmäßige Verteilung der Düngemittel, zum anderen auf die hohe Ca-Sättigung der untersuchten Böden (75 - 90%) zurückgeführt wird.
3. Vergleiche mit den Ergebnissen anderer Autoren führen zu dem Schluß, daß die mit den N- und auch mit den P-Düngemitteln verabreichten Ca-Mengen nur auf Böden mit schlechter Ca-Versorgung eine den eigentlichen Kalkdüngern vergleichbare Wirkung auf den Basenhaushalt des Bodens haben.

### Literatur

- 1 Buss, H. u. K. Grass, 1973: Ergebnisse von vergleichenden Feldversuchen mit Einzeldüngern und Mehrnährstoffdüngern, Landw. Forschung 26, 332-351
- 2 Ruhr-Stickstoff AG: Faustzahlen für die Landwirtschaft, 6. Aufl. 1969, 409 S., Landwirtschaftsverlag Hiltrup

Einfluß verschiedener Landbewirtschaftungsformen auf Ertrag und Qualität des Erntegutes.

Von  
G. Schmid \*

Einleitung und Problemstellung

Die Anhänger biologisch orientierter und ökologisch ausgerichteter Landbewirtschaftungsformen erheben gegen die nach vorwiegend biologisch-ökonomischen Gesichtspunkten praktizierten Wirtschaftsformen mit dem Einsatz der modernen und leistungssteigernden Produktionsmittel "Mineraldüngung und chemische Pflanzenschutzmittel" den Vorwurf, diese stören das biologische Gleichgewicht im Naturhaushalt und führen zur Erzeugung gesundheitsbedenklicher bzw. gesundheitsschädlicher Nahrungsmittel. Deshalb sollen Landbewirtschaftungsformen eingesetzt werden, die unter Verzicht auf die Intensivierung der pflanzlichen Produktion ökologische Zielsetzungen verfolgen und die Erzeugung von Nahrungsgütern mit hohem Gesundheitswert sicher stellen.

Diese biologischen Überlegungen gehen von der Vorstellung aus, daß im geforderten naturgemäßen Landbau nur ungiftige, natürliche Produktionsmittel eingesetzt werden dürfen, die nach Bedarf durch Bioaktivatoren ergänzt werden sollen, sowie die Anwendung von ätzenden, treibenden Mineraldüngern grundsätzlich und von chemischen Pflanzenschutzmitteln meist abzulehnen sind. Da die ökologischen Zielvorstellungen der Anhänger biologischer Landbewirtschaftungsformen sehr differenziert sind, haben sich in den letzten Jahrzehnten eine größere Anzahl von Produktionsrichtungen entwickelt (1,2,3,4,5), die mit mehr oder weniger großem Erfolg ihre Vorstellungen und Theorien zu einem mit konventionellen wissenschaftlichen Methoden nicht immer nachprüfbar System ausgebaut haben.

\*

Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau,  
Abt. Boden- und Landschaftspflege, München

Da die Zulässigkeit von Produktionsmitteln und -maßnahmen hinsichtlich ihrer Intensitätsstufen und biologischen Rangordnung bei den einzelnen Landbewirtschaftungsformen eine große Einsatzvariabilität ergeben, naturwissenschaftlich anerkannte Grundsätze die mit konventionellen Maßstäben meßbar sind in der Regel nicht gebührend berücksichtigt werden, stehen gegenwärtig zumindest bei mehreren Spezialrichtungen Hypothesen im Raum, die zu einer exakten Nachprüfung herausfordern.

Um allen Vorstellungen und Zielrichtungen der biologischen Landbewirtschaftungsformen, soweit diese einer wissenschaftlich exakten Überprüfung zugänglich sind, nachprüfen zu können, hat die Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau im Herbst 1973 ein hinsichtlich Einsatz moderner Produktionsmittel detailliert ausgestattetes Versuchsprogramm etabliert, mit dem versucht wird, die wichtigsten biologischen Landbausysteme mit den intensiven biologisch - ökonomisch ausgerichteten Wirtschaftsformen zu vergleichen. Dieses beinhaltet alle relevanten Einflüsse der ökologisch-biologischen und biologisch-ökonomischen Produktionsmittel und -methoden auf die bedeutsamen pflanzenqualitativen Bereiche des Gesundheitswertes der Nahrungsmittel pflanzlicher Herkunft.

#### Versuchsprogramm

Aufbauend auf der geschilderten Problematik wurden im Versuchsprogramm 4 verschiedene Wirtschaftssysteme eingebaut, die vorrangig die Prüfung der Frage ermöglichen sollen, in welchem Umfange und wodurch die Gesundheit und Qualität der Nahrungsgüter beeinträchtigt wird und die Nachprüfung der biologischen Landbauformen als Kombinationsproblem beinhalten.

#### I. Minimalssystem

Mineraldünger und chemische Pflanzenschutzmittel dürfen grundsätzlich nicht eingesetzt werden. Der Nährstoffbedarf der Kulturpflanzen wird mit Düngern wirtschaftseigener Herkunft (Stallmist) gedeckt. Pflanzenschutzmaßnahmen erstrecken sich ausschließlich auf die mechanische und biologische Bekämpfung der Unkräuter, Krankheiten und Schädlinge. Bei einem Wegfall des Einsatzes von chemisch undefinierbaren Bioaktivatoren entspricht dieses Wirtschaftssystem in der Grundkonzeption weitgehend der bekannten biologisch-dynamischen Wirtschaftsweise.

## II Biologisch-organisches System

Die Düngung wird vorwiegend durch Einsatz erhöhter Stallmistgaben bestritten. Mineraldünger werden nur in nicht giftiger, nicht ätzender und nicht treibender Form als Thomasmehl u. Patentkali in relativ kleinen Mengen zugelassen. Mineralischer Stickstoff ist grundsätzlich unzulässig. Mit relativ kleinen Aufwandmengen an Steinmehl wird eine mineralische Ergänzungsdüngung durchgeführt. Chemische Pflanzenschutzmittel sind neben den üblichen mechanischen und biologischen Maßnahmen nur in nicht giftigen Formen an Insektiziden und Fungiziden und nur dann zulässig, wenn Bewirtschaftungsfehler gemacht wurden und mit konventionellen Maßnahmen Pilzbefall und Insekten nicht mehr befriedigend bekämpft werden können. Das System entspricht mit nur geringen Abweichungen weitgehend dem organisch-biologischen System von Dr. MÜLLER, Schweiz.

## III Integriertes System

Der Stallmistaufwand entspricht in der Höhe dem des Minimal-systems. Dagegen ist der Mineraldüngeraufwand an NPK, ohne Einschränkung auf bestimmte Formen, in Anpassung an die Nährstoffansprüche der Kulturpflanzen auf ein Düngungsniveau festgesetzt, das dem Düngeaufwand gut wirtschaftender bäuerlicher Betriebe entspricht und etwa 60 - 65 % des bei System IV praktizierten Maximalaufwandes erreicht. Neben den üblichen mechanischen Pflanzenschutzmaßnahmen werden chemische Pflanzenschutzmittel gezielt und nur dann eingesetzt, wenn Krankheiten, Schädlinge und Unkräuter bereits mit stärkerer Verbreitung auftreten. Hinsichtlich der Intensitätsstufe im Einsatz der modernen Produktionsmittel entspricht dieses System in Anlehnung an den integrierten Pflanzenschutz weitgehend der gegenwärtigen Wirtschaftsform gut wirtschaftender bäuerlicher Betriebe.

## IV Maximalsystem

Im Mineraldüngeraufwand werden Maximalgaben verabreicht und deshalb auch witterungsabhängig und fruchtspezifisch gelegentlich Ertragsdepressionen als möglich einkalkuliert. Stallmist wird nicht eingesetzt und der Bedarf an organischem Dünger durch Abfälle wie Stroh, Zuckerrübenblatt, sowie durch Gründüngung gedeckt, die in



ihrer Gesamtheit auf dem System verbleiben. Neben möglichen und mechanischen Pflanzenschutzmaßnahmen werden chemische Pflanzenschutzmittel prophylaktisch eingesetzt bzw. bereits zu einem Zeitpunkt, wenn sich die ersten Anzeichen von Krankheiten, Schädlingen und Unkräutern einstellen. Dieses System entspricht intensiv wirtschaftenden viehlosen großbäuerlichen Betrieben, die gleichzeitig ein Maximum an modernen Produktionsmitteln aufwenden.

Das aus den 4 Bewirtschaftungssystemen bestehende Versuchsprogramm wird mit einer 5-feldrigen Fruchtfolge durchgeführt und beinhaltet die wichtigsten Grundnahrungspflanzen:

1. Zuckerrüben
2. Gerste
3. Kartoffeln
4. Weizen
5. Hafer

Einzelheiten des Versuchsplanes, wie Fruchtfolge, Mineraldüngeraufwand, Einsatz von Urgesteinsmehl, organische Düngung und Zwischenfruchtanbau in Anpassung an die Zielsetzung des Wirtschaftssystems sind aus Tabelle 1 ersichtlich.

#### Versuchsergebnisse

Nach den ermittelten Pflanzenerträgen und den Gehalten an qualitätsbestimmenden Bestandteilen des ersten Versuchsjahres 1974, die mit den zur Zeit noch nicht vollständig ausgewerteten Ergebnissen des zweiten Anbaujahres 1975 weitgehend übereinstimmen, sind insbesondere die Höhe der Erträge, der Systeme I und II mit einer Bewirtschaftung nach biologischen Grundsätzen gegenüber den Erträgen der Systeme III und IV, die mit modernen Produktionsmitteln bewirtschaftet werden, bereits im ersten Jahr in einem Ausmaß abgefallen, das in bezug auf die Wirtschaftlichkeit landwirtschaftlicher Betriebe, sowie auf die Nahrungsmittelversorgung der Weltbevölkerung als besorgniserregend bezeichnet werden muß.

Dabei ist die Ertragsdifferenz vom Minimal- zum Maximalsystem bei Zuckerrüben am geringsten, bei Kartoffeln, Hafer und Weizen im Mittelbereich und bei Gerste extrem ausgeprägt. Während hinsichtlich Ertragsbeeinflussung von Wirtschaftssystem I bis IV bei Zuckerrüben,

Gerste, Weizen und Hafer ein kontinuierlicher Anstieg ausgeprägt ist, war bei Kartoffeln die optimale Ertragsbildung bei System IV bereits überschritten und eine Depression eingetreten. Hingegen sind in den die Wirtschaftlichkeit beeinflussenden Qualitätseigenschaften wie Zuckergehalt der Rüben und Stärkegehalt der Kartoffeln beim Maximalsystem bereits beträchtliche Reduzierungen festzustellen. Der Einfluß der Intensitätsstufe auf den Eiweißgehalt der Halmfrüchte ist dagegen auch beim Maximalsystem positiv zu bewerten (siehe Tab.2).

Der Anteil des Nitratgehaltes in Prozent vom Gesamtstickstoffgehalt im Getreidekorn ermöglicht eine Aussage über eine eventuell auftretende Zunahme der Gesundheitsschädlichkeit dieser Nahrungspflanzen durch steigende Stickstoffgaben. Erfreulicherweise konnte festgestellt werden, daß im Versuchsjahr 1974 der Nitratgehalt im Fruchtfolgedurchschnitt im Korn durch steigende Stickstoffgaben vom System I bis IV praktisch nicht verändert wurde und somit hinsichtlich des Gehaltes an schädlichen Stickstoffformen die Grundnahrungsgüter vom Maximalsystem nicht ungünstiger bewertet werden müssen als die des Minimalsystems. Damit hat sich Stickstoff mineralischer Herkunft auf die Gesundheit der Nahrungsmittel gleich günstig wie Stickstoff organischer Herkunft ausgewirkt.

Die Gehalte an den vorwiegend toxischen Schwermetallen Blei, Cadmium, Chrom und Nickel, die auch Bestandteile der Böden sind und in den Produktionsmitteln enthalten sein können, sind im Erntegut der mit modernen Produktionsmitteln bewirtschafteten Systeme III und IV gegenüber denselben der biologischen Systeme I und II nicht nur nicht angestiegen, sondern sogar abgefallen. Die beachtlichen Ertragssteigerungen der erstgenannten Systeme waren damit nicht mit einer verstärkten Ablagerung eventuell bedingt gesundheitsschädlicher Mineralstoffe und Spurenstoffe gekoppelt, sondern unter einem ertragssteigerungsbedingten Verdünnungseffekt ist sogar eine prozentuale Abnahme verbunden.

Der Einfluß der differenzierten Intensitätsstufen beim Einsatz der chemischen Pflanzenschutzmittel auf chemische Pflanzenschutzmittelrückstände in den Grundnahrungspflanzen wird zur Zeit untersucht, so daß die Berichterstattung hierüber erst zu einem späteren Zeitpunkt möglich sein wird.

### Schlußfolgerungen

Der Vergleich der 4 Bewirtschaftungssysteme mit unterschiedlichen Intensitätsstufen wird auf den Betriebsflächen des Staatsgutes Neuhof durchgeführt, die seit vielen Jahrzehnten optimal bewirtschaftet und mit mineralischer Düngung versorgt werden. Es war deshalb zu erwarten, daß das sehr gute Nährstoffpotential der Böden einen größeren Abfall des Ertragsniveaus im ersten Jahr der Umstellung der Bewirtschaftung nicht zulassen würde und die biologischen Systeme Erträge liefern würden, die sich nicht wesentlich von den mit modernen Betriebsmitteln bewirtschafteten Systemen unterscheiden. Trotzdem ist im ersten Versuchsjahr von System IV zu System I bereits ein Ertragsabfall von weit mehr als 50 % eingetreten. Diese Ertragstendenz bestätigt die Bedeutung der Mineraldüngung für die ökonomische Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen und bringt gleichzeitig zum Ausdruck, daß ein in der Pflanzenernährung bestehendes Defizit an Mineralstoffen nur durch ein dem Bedarf der Kulturpflanzen angepaßtes Nährstoffangebot und nicht durch Bioaktivatoren chemisch unbekannter Zusammensetzung ausgeglichen werden kann.

Das Ergebnis des ersten Versuchsjahres widerspricht aber eindeutig der These der Anhänger biologisch wirtschaftender Betriebe, daß die Haupt- und Spurennährstoffe organischer Herkunft eine höhere physiologische Wertigkeit besitzen, als diejenigen mineralischer Herkunft. Vielmehr kann aus diesen Ergebnissen abgeleitet werden, daß zwar bei einer gewissen Abhängigkeit von der Mineralisierung und damit der Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe organischer bzw. mineralischer Herkunft, deren Einfluß auf die Ertragsbildung unabhängig von ihrer Herkunft je Gewichtseinheit Reinnährstoff annähernd gleichwertig zu bewerten ist, sofern diese tatsächlich in pflanzenaufnehmbarer Form vorliegen. Eine unterschiedliche physiologische Wertigkeit der mineralisierten, also in Ionenform vorliegenden Pflanzennährstoffe kann mit Sicherheit nicht abgeleitet werden. Ein langzeitlicher gleichwertiger Ersatz der Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphat, Kali, Kalk, Magnesium und der Spurennährstoffe im Mineraldünger durch organische Dünger ist nach den im vorliegenden Versuchsprogramm 1974 ermittelten Ertragsergebnissen mit Sicherheit

nur dann zu erwarten, wenn in diesem das gleiche Angebot an Einzelnährstoffen in pflanzenaufnehmbarer Form verfügbar ist.

Diese Voraussetzungen wären aber nur dann zu erwarten, wenn beim Ertragsniveau der Systeme III und IV etwa 3,5 GVE gehalten würden und eine verlustlose Aufbereitung und Düngung des anfallenden organischen Düngers möglich wäre. Diese Überlegung ist aber hypothetischer Art, weil je ha/LN ohne Kraftfutterzukauf nicht 3,5, sondern bestenfalls 2,0 GVE ernährt werden können. Das Ertragsniveau des integrierten und des Maximalsystemes kann aus Gründen einer ausreichenden und optimalen Pflanzenernährung nur dann erzielt werden, wenn die im organischen Dünger in nicht ausreichender Menge enthaltenen Hauptnährstoffe durch mineralische Ausgleichsdüngungen, die in einer ausgewogenen Beziehung zum Entzug durch die Kulturpflanzen stehen muß, ergänzt werden. Da die Systeme der biologischen Landbewirtschaftung diese notwendige Ergänzung mit mineralischen Düngern nicht zulassen, können optimale Erträge hoher Qualität nicht erzielt werden, weil das aus den natürlichen Bodenvorräten und organischen Düngern stammende Nährstoffangebot nicht ausreicht, um das Ertragsniveau des integrierten bzw. Maximalsystems durch ein ausreichendes Nährstoffangebot zu sichern.

#### Schrifttum

1. Brugger, G.: Der biologische Landbau - Ziele und Methoden. Landw. Forschung, 26/I Sonderheft, 290 - 293, 1973.
2. Brugger, G.: Gedanken zum "Biologischen" Landbau. Information für die Landwirtschaftsberatung in Baden-Württemberg Nr. 4, 1974.
3. Brunner, F.: Der biologische Landbau - eine Herausforderung. Sonderdruck aus Württembergisches Wochenblatt für Landwirtschaft, Nr. 24 - 27, 1973.
4. Siegel, O.: Stellungnahme zu den Lebensschutzbestrebungen und der organischen Wirtschaftsweise des Dr. H. Müller, Großhöchstetten, Schweiz. Manuskript unveröffentlicht.
5. Abele, U.: Vergleichende Untersuchungen zum konventionellen und biologisch-dynamischen Pflanzenbau unter besonderer Berücksichtigung von Saatzeit und Entitäten. Dissertation Giessen, 1973.

Tabelle 1

 Versuchsplan  
 (Neuhof - 1974)

B-System	Versuchsfrucht	Mineraldüngung kg/ha			Urgesteinsmehl dz/ha	Stallmist dz/ha	Zwischenfrucht
		N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O			
I Minimalsystem	Zuckerrüben					350	
	Gerste						Wickgemenge
	Kartoffeln					250	
	Weizen						Lihoraps
	Hafer						
∅	Fruchtfolge	0	0	0	0	120	
II Biologisch- organisches System	Zuckerrüben		50	50	3,0	525	
	Gerste		30	30			Wickgemenge
	Kartoffeln		40	40	2,5	375	
	Weizen		30	30			Lihoraps
	Hafer		30	30			
∅	Fruchtfolge	0	36	36	1,1	180	
III Integriertes System	Zuckerrüben	180	160	240		350	
	Gerste	45/50*	100	150			Lihoraps
	Kartoffeln	150	140	210		250	
	Weizen	80	100	150			
	Hafer	60	100	150			
∅	Fruchtfolge	113	120	180		120	
IV Maximalsystem	Zuckerrüben	300	265	400		Blatt	
	Gerste	70/80*	165	250		Stroh	Lihoraps
	Kartoffeln	250	240	365		Kraut	
	Weizen	130/80*	165	250		Stroh	Lihoraps
	Hafer	100/80*	165	250		Stroh	Lihoraps
∅	Fruchtfolge	218	200	303			

\*) 2. Stickstoffgabe zur Zwischenfrucht

Ernteerträge und Qualitätsmerkmale

( Neuhof - 1974 )

Tabelle 2

Versuchsfrucht	B-System	dz/ha	rel.	Eiweiß-Zucker-Stärke			Blattmasse	
				%	dz/ha	rel.	dz/ha	rel.
Zuckerrüben	I	326,8	100	14,1	46,1	100	236	100
	II	337,3	103	15,1	50,9	110	247	105
	III	520,0	159	14,7	76,4	166	700	297
	IV	521,7	160	13,7	71,5	155	817	346
So.-Gerste	I	6,38	100	8,9		100		
	II	7,56	118	9,1		102		
	III	18,43	289	10,0		113		
	IV	32,27	506	10,6		119		
Kartoffeln	I	159,8	100		26,4	100		
	II	179,8	113		28,1	106		
	III	374,2	234		53,5	203		
	IV	314,2	197		42,7	162		
W.-Weizen	I	16,55	100	9,6		100		
	II	20,22	122	9,1		95		
	III	32,52	196	10,0		104		
	IV	43,66	264	11,6		121		
Hafer	I	22,00	100	10,3		100		
	II	25,30	115	10,1		98		
	III	43,20	196	10,3		100		
	IV	49,00	223	10,5		102		
Ø Fruchtfolge dz/ha GE	I	39,7	100					
	II	43,3	109					
	III	81,9	206					
	IV	88,5	223					



Verfügbare Nährstoffe in Böden

von

Finck, A.\*

In Anbetracht der Bemühungen um eine bessere Bodenuntersuchung erscheint es zweckmäßig, von Seiten der Komm. IV einen Beitrag zur Problematik der Nährstoffverfügbarkeit in Böden zu leisten. Zwar kann der Begriff der "verfügbaren" (d. h. aufnehmbaren) Nährstoffe nur in allgemeiner Form definiert werden, aber von der Bindungsform her lassen sich die drei Fraktionen der wasserlöslichen, austauschbaren und leicht mobilisierbaren Nährstoffe unterscheiden. Die bisherigen Methoden zur Bodenuntersuchung erfassen diese Fraktionen in unterschiedlichem Ausmaß. Wenn auch letztlich für die Pflanze die Menge an Nährstoffen in der Bodenlösung ausschlaggebend ist, so bestimmen doch Menge und Mobilität der übrigen verfügbaren Fraktionen die Nachlieferung in die wasserlösliche Phase.

Zur Kennzeichnung der Versorgung mit verfügbaren Nährstoffen kann entweder die Summe aller drei Fraktionen dienen oder besser ein gewogenes Mittel mit stärkerem Gewicht auf der wasserlöslichen bzw. austauschbaren Fraktion. Sind in einem Gebiet die Gehalte an leichtmobilisierbaren Reserven und die Mobilisierungsrate etwa gleich, dann ergeben bereits die austauschbaren (z. B. für Kationen) oder der wasserlöslichen Nährstoffe, (z. B. für Phosphat und Borat) ein gutes Maß für die insgesamt "verfügbaren" Nährstoffe. Im Zuge des stärkeren Anbaus von Hochleistungspflanzen hat sich insofern ein Wandel vollzogen, als heute der wasserlöslichen und austauschbaren Fraktion größere Bedeutung gegenüber den Reserven zukommt.

Gelegentlich lassen sich auch die Faktoren, die die Nährstoffdynamik steuern, zur Kennzeichnung der verfügbaren Nährstoffe verwenden (z. B. der pH-Wert für verfügbares Mangan).

Zur Methodik gibt es aus den Fortschritten der Bodenchemie mehrere neue Ansätze, die zwar theoretisch vielversprechend sind, aber noch auf ihre Brauchbarkeit geprüft werden müssen.



Damit ist das (oft vernachlässigte) Kapitel der Bewertung von Methoden angeschnitten. Das Maß für die Qualität einer Methode kann nicht die theoretisch zu erwartende Brauchbarkeit sein, sondern der bisher nur empirisch durchzuführende Nachweis der Brauchbarkeit (Eichung am Ertrag oder an den Pflanzengehalten). Für ein bestimmtes Gebiet dürften nur Methoden mit hoher Übereinstimmung zwischen den Bodengehalten und dem Eichmaß für die Routineuntersuchung zugelassen werden.

Für die Entwicklung neuerer Bodenuntersuchungs-Methoden sind hohe Anforderungen gestellt: sie dürfen im Hinblick auf die Routineuntersuchung nicht zu aufwendig sein, sollen aber andererseits gute Vorhersagen erlauben. In der Intensivlandwirtschaft wird man jedoch einer etwas aufwendigeren (und damit teureren) Methode mit hoher Treffsicherheit den Vorzug vor einfacheren (wenn auch billigeren) Methoden geben.

Erhöhung der Mobilität und Exhauribilität von  
Boden- und Dünger-P durch Kalke und lösliche  
SiO<sub>2</sub>-Formen

von

H. Wildhagen<sup>+</sup>

Einleitung

Vorversuche haben gezeigt, daß Kieselsäure in der Lage ist, im Boden festgelegte Phosphate zu mobilisieren (ACHROMEIKO, 1; HUNTER, 3; GEBHARDT, 2). Darüberhinaus wurde im Pflanzenversuch auch eine langfristige Mobilhaltung von Düngerphosphat durch Kieselsäure beobachtet. Zur Prüfung dieser Fragen wurden vergleichende Gefäßversuche mit löslichen SiO<sub>2</sub>-Formen und Kalken durchgeführt. Es wurden mehrjährige Phosphat-Erschöpfungsversuche angelegt, um die Ausschöpfbarkeit und die erhöhte Mobilität der Boden- und Dünger-Phosphate bei Zusatz der verschiedenen Düngepräparate auf den einzelnen Böden langfristig zu beobachten.

Böden

Fünf verschiedene Böden wurden verwendet, die hinsichtlich ihres pH-Wertes, ihres Gehaltes an Gesamt-Phosphat bzw. laktat-löslichem Phosphat und ihres Phosphat-Fixierungsvermögens sehr unterschiedlich sind (Tabelle 1).

Versuchsordnung

Die Applikation der Düngepräparate erfolgte nur einmal vor Versuchsbeginn. Im Versuch A wurden die Varianten Null, Hüttenkalk, Branntkalk und Na-silikat geprüft. Die Aufwandmengen

---

<sup>+</sup>Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

Tabelle 1: Charakteristik der Böden vor Versuchsbeginn

	pH (CaCl <sub>2</sub> )	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	
		Total mg/100g	Laktatl. mg/100g
Sand-Braunerde	3.7	31.5	1.5
Löss-Pseudogley	3.7	151.5	24.5
Löss-Parabraunerde	6.8	77.3	11.0
Roterde	4.7	234.5	0.2
Podsol	5.2	114.5	8.4

orientierten sich am CaO- und SiO<sub>2</sub>-Gehalt des Hüttenkalks (CaO: 255 dt/ha; SiO<sub>2</sub>: 170 dt/ha). Jede Variante wurde mit und ohne Phosphat-Startgabe, einmalig vor Versuchsbeginn, angelegt (Aufwandmenge: 300 kg/ha). Der erweiterte Versuch B beinhaltete folgende Varianten: Null, Hüttenkalk, Ca-silikat, gefällte Kieselsäure, CaO+MgCO<sub>3</sub>, CaO und Ca-silikat+CaSO<sub>4</sub>. Die Aufwandmengen waren für sandige Böden (Braunerde, Podsol) und schluffig-tonige Böden (Pseudogley, Parabraunerde, Roterde) unterschiedlich: CaO: 100 bzw. 252 dt/ha; MgO: 20 bzw. 51 dt/ha; SiO<sub>2</sub>: 85 bzw. 212 dt/ha. Die Mehrzahl der Varianten wurde wiederum mit und ohne Phosphat-Startgabe (320 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha) geprüft.

In jedem Versuchsjahr wurde vor der Neueinsaat der Boden jeder Versuchsvariante sorgfältig gemischt, mit Stickstoff und Kalium gedüngt und wieder eingefüllt. Als Maßstab für die Mobilisierung und Mobilhaltung der Phosphate wurden die Korn- und Stroherträge, die Pflanzenentzüge und die Bodenuntersuchungsergebnisse herangezogen. Versuchsfrüchte waren S.-Weizen und Hafer.

#### Erträge

In Tabelle 2 werden die Korn-Erträge (relativ) des Versuches B mitgeteilt, die in der Tendenz mit den Erträgen des Versuches A übereinstimmen.

Danach werden mit zunehmender P-Erschöpfung die Erträge auf allen Böden geringer. Nach 3-4 Jahren werden auf den Null-Varianten nur noch Kornenerträge zwischen 0 und 40% des Ausgangsertrages erzielt. Die Ertragsdifferenzen zwischen den gedüngten Varianten und den Null-Varianten sind auch nach 4 Jahren noch sehr deut-

lich. Eine alleinige Düngung mit Hüttenkalk, Ca-silikat oder Kalk bringt höhere Erträge, als die alleinige Phosphat-Düngung.

a) ohne Phosphat-Startgabe

Die Düngepräparate bewirken unterschiedliche Ertragssteigerungen, die in der Reihenfolge Hüttenkalk, Ca-silikat,  $\text{CaO}+\text{MgCO}_3$ , Na-silikat und gefällte Kieselsäure abnehmen. Die Höchsterträge werden überwiegend auf den mit Hüttenkalk und Ca-silikat gedüngten Varianten erzielt. Gefällte Kieselsäure und Na-silikat (Versuch A) wirken nur wenig ertragssteigernd.

b) mit Phosphat-Startgabe

Die alleinige Phosphat-Startgabe zu Versuchsbeginn erhöht die Erträge nur in den ersten Versuchsjahren. Auf den sauren Böden sind die anfänglichen Ertragssteigerungen durch die Phosphat-Startgabe besonders hoch. Erheblich höher sind jedoch die Ertragssteigerungen bei kombinierter Applikation von Phosphat-Startgabe und Düngepräparat. In diesen Fällen werden auf allen Böden und in allen Versuchsjahren höhere Erträge erzielt, als ohne Phosphat-Startgabe. Die Höchsterträge finden sich hier meist bei den Varianten Hüttenkalk, Ca-silikat und  $\text{CaO}+\text{MgCO}_3$ .

Korn/Stroh-Quotienten

Bei gleich hohen Erträgen sind die Korn/Stroh-Quotienten bei den kieselsäuregedüngten Varianten (Hüttenkalk, Ca-silikat, gefällte Kieselsäure und Na-silikat) groß, bei den kalkgedüngten Varianten ( $\text{CaO}+\text{MgCO}_3$  und CaO) dagegen klein. Auf den kalkgedüngten Varianten wurde demnach relativ mehr Strohmasse, auf den kieselsäuregedüngten Varianten mehr Kornmasse produziert.

Entzüge

Untersucht wurden die Phosphat- und Kieselsäuregehalte im Stroh und im Korn.

Die  $\text{SiO}_2$ -Gehalte im Korn sind verschwindend gering, erheblich höher dagegen im Stroh. Zwischen den einzelnen Varianten zeigten sich starke Unterschiede im  $\text{SiO}_2$ -Gehalt des Strohs. Die mit Kalk gedüngten Varianten hatten nur 2-3%  $\text{SiO}_2$  d.Tr.S., die Null-Varianten um 4%  $\text{SiO}_2$  d.Tr.S. und die mit Kieselsäure gedüngten Varianten (Hüttenkalk, Ca-silikat, Na-silikat und

gefällte Kieselsäure) 6-8%  $\text{SiO}_2$  d.Tr.S..

Auch die Phosphat-Gehalte waren bei beiden Gruppen sehr unterschiedlich. Die Gehalte im Korn waren bei kieselsäuregedüngten Varianten höher als bei den kalkgedüngten Varianten, im Stroh dagegen wurden bei den kalkgedüngten Varianten höhere Phosphat-Gehalte als bei den kieselsäuregedüngten Varianten festgestellt.

Zieht man die hohen  $\text{SiO}_2$ -Gehalte des Strohs der kieselsäuregedüngten Varianten mit in die Betrachtung ein, so kann man diesen Befund durch einen Ersatz des Phosphats im Stroh durch Kieselsäure und eine Begünstigung der Phosphat-Einlagerung in das Korn aus dem Stroh beim Reifungsprozeß erklären.

#### Bodenuntersuchung

Die Veränderung der pH-Werte und die damit verbundene Veränderung der Phosphat-Löslichkeit, bestimmt als laktatlösliches  $\text{P}_2\text{O}_5$ , wird am Beispiel des Löß-Pseudogleys veranschaulicht (Tabelle 3). Kalk- und Hüttenkalk-Düngung lassen die pH-Werte bis auf 7 und darüber ansteigen, Ca-silikat und Na-silikat bewirken einen geringen pH-Anstieg, bei Düngung von gefällter Kieselsäure bleibt der pH-Wert unverändert.

Der Gehalt an laktatlöslichem Phosphat wird durch alle Präparate erhöht. Der Kalk allein vermag 10.9 mg  $\text{P}_2\text{O}_5/100$  g Boden aus dem Gesamtvorrat verfügbar zu machen, Hüttenkalk und Ca-silikat mobilisieren 5-6 mg  $\text{P}_2\text{O}_5/100$  g Boden.

Bei einer Düngung von 1000 mg  $\text{P}_2\text{O}_5/\text{Gefäß}$  (=12.5 mg/100g) erscheinen auf der Null-Variante nur 36% in den Laktat-Phosphat-Gehalten bei Versuchsbeginn wieder, bei den Varianten Hüttenkalk 53%, Ca-silikat 64%, gefällte Kieselsäure 56% und  $\text{CaO} + \text{MgCO}_3$  80%. Jedoch reagieren nur die Varianten Hüttenkalk, Ca-silikat und  $\text{CaO} + \text{MgCO}_3$  mit deutlich höheren Erträgen.

Im Laufe der Versuchsjahre nehmen die Gehalte an laktatlöslichem Phosphat der verschiedenen Varianten unterschiedlich schnell ab. Bei den kalkgedüngten Varianten beträgt die Abnahme 12-14 mg/100g Boden und entspricht damit dem P-Entzug durch die Pflanzen. Bei den mit Hüttenkalk und Ca-silikat gedüngten Varianten nehmen die Gehalte an laktatlöslichem Phosphat wesentlich stärker ab, als durch den Pflanzenentzug erklärt werden kann.

Während bei Kalkdüngung offenbar nicht-laktatlösliche P-Bindungsformen des Bodens und das Dünger-Phosphat in laktatlösliches Ca-Phosphat überführt, das lediglich durch den fortschreitenden pflanzlichen P-Entzug vermindert wird, erfolgt offenbar in Gegenwart löslicher Kieselsäure nach anfänglicher Überführung von Boden- und Dünger-Phosphat in laktatlösliche Form, eine fortschreitende Umfällung in nicht laktatlösliches Phosphat. Die dadurch verursachte Verminderung des Laktat-P ist in allen mit Silikat gedüngten Versuchsvarianten stärker als die Verminderung durch pflanzlichen Entzug.

Trotzdem bleibt die Aufnehmbarkeit des Boden- und Dünger-P hoch, wie die Entzugssummen zeigen. Sie übersteigen den Phosphat-Entzug auf den reinen Kalkdüngungspartellen.

Somit liegt die Vermutung nahe, daß die in Gegenwart von Ca-silikat entstehenden Phosphat-Fällungsprodukte trotz geringer Laktat-Reaktivität hohe Pflanzenverfügbarkeit aufweisen, bzw. daß mobile Kieselsäure die wahrscheinlich als "sorbierete Phosphate" vorliegenden Fällungsprodukte stärker zu mobilisieren vermag.

Auch mit Hilfe der Löslichkeitsbestimmung von Boden-P in Wasser sind diese Beobachtungen nicht zu erklären, da z.B. bei Ca-silikat-Zugabe bei wesentlich geringeren, nach 4 Jahren z.T. an der Nachweisbarkeitsgrenze liegende P(Wasser)-Gehalten, gegenüber den Kalkvarianten wesentlich höhere P-Entzüge erzielt werden.

Auch bei der Sand-Braunerde wurde diese Diskrepanz festgestellt, dagegen decken sich bei der Parabraunerde die Abnahme der Phosphat-Gehalte und der Phosphat-Entzug durch die Pflanzen.

#### Literatur

- 1) Achromeiko, A.J., 1934: Einfluß der Kieselsäure auf die Ausnutzung der Phosphorsäure verschiedenen Ursprungs durch die Pflanzen; Z. Pflanzenern. Düng. Bodenkunde A 34, 340-359 (1934)
- 2) Gebhardt, H., 1972: Physikalische und chemische Wirkung von Bodenverbesserungsmitteln auf Kieselsäurebasis Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 15, 225-245 (1972)
- 3) Hunter, A.S., 1965: Effects of silicate on uptake of phosphorus from soils by four crops; Soil Sci. 100, 391-396

Tabelle 2 : Kornerträge (relativ) des Versuches B

	Vers. jahr	ohne Phosphat-Startgabe					mit Phosphat-Startgabe						
		O	SiO <sub>2</sub>	Ca-sil.	Hütten- kalk	CaO+ MgCO <sub>3</sub>	O	SiO <sub>2</sub>	Ca-sil.	Hütten- kalk	CaO+ MgCO <sub>3</sub>	CaO	Ca-sil.+ CaSO <sub>4</sub>
Sand- Braun- erde	1972	0	0	59	<u>100</u>	<u>154</u>	43	57	819	<u>843</u>	649	722	778
	1973	45	43	132	124	<u>216</u>	48	43	497	486	<u>549</u>	473	449
	1974	0	0	111	<u>208</u>	189	46	59	303	324	<u>373</u>	351	354
	1975	0	0	4	<u>155</u>	78	6	3	203	<u>412</u>	324	383	176
Löß- Pseudo- gley	1972	22	22	<u>105</u>	<u>100</u>	61	38	49	<u>98</u>	96	64	72	95
	1973	5	6	81	<u>97</u>	92	40	60	92	<u>105</u>	98	79	83
	1974	4	2	44	<u>55</u>	39	29	33	57	<u>60</u>	34	46	64
	1975	0	0	63	61	<u>76</u>	10	22	72	75	<u>76</u>	57	75
Löß- Para- braun- erde	1972	103	<u>117</u>	114	<u>100</u>	75	102	118	116	113	86	111	<u>120</u>
	1973	77	98	<u>104</u>	95	86	101	<u>119</u>	103	102	104	86	108
	1974	44	58	<u>61</u>	48	48	43	73	<u>65</u>	47	58	50	58
	1975	39	45	57	<u>60</u>	57	39	83	61	72	<u>93</u>	62	65
Rot- erde	1973	44	36	88	<u>100</u>	23	91	75	<u>158</u>	140	34	33	154
	1974	25	27	<u>126</u>	89	47	41	29	106	101	68	80	<u>109</u>
	1975	11	29	<u>94</u>	82	22	28	45	113	<u>119</u>	33	22	87
Pod- sol	1974	98	109	<u>110</u>	<u>100</u>	56	97	<u>116</u>	105	99	76	60	102
	1975	<u>113</u>	107	109	106	90	102	101	106	91	81	97	<u>113</u>

Tabelle 3 : Veränderung der pH-Werte und der Gehalte an laktatlöslichem Phosphat beim  
Löß-Pseudogley

Versuch B	ohne Phosphat-Startgabe					mit Phosphat-Startgabe						
	0	gef.SiO <sub>2</sub>	Ca-sil.	Hütten- kalk	CaO+ MgCO <sub>3</sub>	0	gef.SiO <sub>2</sub>	Ca-sil.	Hütten- kalk	CaO + MgCO <sub>3</sub>	CaO	Ca-sil. +CaSO <sub>4</sub>
pH-Werte												
	3.9	3.8	5.5	7.0	7.6	4.0	4.0	5.5	7.1	7.6	7.3	5.5
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> DL (mg/100 g Boden)												
1972	34.7	38.6	40.7	39.0	45.6	39.2	45.3	48.2	45.6	55.1	52.8	46.8
Differenz zu 0	0	+3.9	+6.0	+4.3	+10.9	+4.5	+10.9	+14.0	+10.9	+20.9	+18.1	+12.1
Abnahme 1972-74	-3.7	-10.0	<u>-20.6</u>	<u>-24.1</u>	<u>-11.8</u>	-3.6	-14.2	<u>-21.1</u>	<u>-27.3</u>	<u>-14.8</u>	-11.5	-18.3
Entzug 1972-74	-1.5	-1.4	<u>-13.1</u>	<u>-14.8</u>	<u>-11.8</u>	-3.9	-5.5	<u>-14.1</u>	<u>-17.1</u>	<u>-14.2</u>	-13.2	-15.1





Untersuchung zur verbesserten Interpretation des verfügbaren Magnesiums durch Berücksichtigung zusätzlicher Bodenfaktoren

von

W. Wichmann<sup>+</sup>

Der in den vergangenen Jahren in Schleswig-Holstein verbreitet aufgetretene Magnesiummangel an Getreide war Anlaß für eine Promotionsarbeit über die Mg-Ertragsgrenzwerte landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.

1974 wurden Boden- und Pflanzenproben von je 60 Winterweizen- und Haferfeldern sowie von 46 Maisschlägen genommen und zusätzlich die Erträge der untersuchten Felder ermittelt.

Die Bodenproben wurden, neben pH und Tongehalt, auf ihren Gehalt an verfügbarem Mg und K durch Extraktion mit 0,025 n CaCl<sub>2</sub> (nach SCHACHTSCHABEL) untersucht. Aus den Pflanzenproben wurden die Gehalte an Mg, K, P und Ca bestimmt.

Ergebnisse:

Bezüglich ihrer Mg-Gehalte im Boden gehören, entsprechend den vom Verband der Landwirtschaftskammern herausgegebenen Richtwerten für die Bodenuntersuchung, rund 20 % der untersuchten Standorte in den Versorgungsbereich A (niedrig), 50 % in den Versorgungsbereich B (mittel) und nur 30 % in den Versorgungsbereich C (hoch).

---

<sup>+</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität, 23 Kiel, Olshausenstraße 40-60

Die Mg-Gehalte im Pflanzenmaterial lagen für Weizen und Hafer (Probenahme Schoßbeginn) zwischen 0,7 und 1,2 ‰ bzw. 0,8 und 1,6 ‰ Mg i. Tr.S., für Mais (Probenahme Beginn der generativen Phase) zwischen 1,5 und 3,0 ‰ Mg i. Tr.S.

Das mittlere Ertragsniveau betrug für Weizen 67 dt, für Hafer 52 dt Korn und für Mais 23 dt Kolben-Trockenmasse pro Hektar.

Zur Ermittlung der Beziehungen zwischen dem Gehalt an verfügbarem Mg im Boden und dem Ertrag bzw. dem Mg-Gehalt der untersuchten Getreidearten wurden die entsprechenden Regressionsfunktionen durch Polynom-Approximation errechnet.

Die Beziehung zwischen Gehalt an verfügbarem Mg und Ertrag war nicht signifikant. Für die Beziehung von verfügbarem Mg zum Mg-Gehalt der Kulturpflanzen ergaben sich niedrige, jedoch signifikante B-Werte von 34 ‰ (Weizen), 16 ‰ (Hafer) und 18 ‰ (Mais).

Um zu engeren Korrelationen zu gelangen, wurden zusätzlich ermittelte Bodenfaktoren, nämlich verfügbares Kalium, pH-Wert und Tongehalt in die Regression einbezogen.

Die Bestimmtheitsmaße dieser Beziehungen sind, soweit signifikant, in den Tabellen 1 und 2 aufgeführt:

Die nicht signifikante Regression zwischen verfügbarem Mg und dem E r t r a g (Tab. 1) wird auch durch Berücksichtigung des verfügbaren K kaum verbessert. Erst die gleichzeitige Verrechnung von Mg, K, pH-Wert und Tongehalt ergibt bei quadratischem Ansatz für Hafer und Mais signifikante B-Werte.

Die Beziehung zwischen verfügbarem Mg und dem M g - G e h a l t d e r P f l a n z e n wird ebenfalls durch Berücksichtigung weiterer Bodenfaktoren (verfügbares K, pH-Wert und Tongehalt) verbessert (Tab. 2).

Die Bedeutung dieser Verbesserung für die Beurteilung von Einzelproben zeigt Tabelle 3:

Die hier angegebenen Werte gehören zu Standorten auf denen bei niedrigen Mg-Gehalten im Boden hohe Mg-Gehalte in den Pflanzen gefunden wurden bzw. umgekehrt zu Standorten bei denen trotz hoher Mg-Gehalte im Boden von den Pflanzen nur wenig Mg aufgenommen wurde.

Die aus der Gesamtheit der Haferproben errechnete einfache Regressionsfunktion ergibt für die Mg-Gehalte dieser Böden Pflanzengehalte, die von den tatsächlich gefundenen stark abweichen.

Die für die vier untersuchten Bodenfaktoren errechnete multiple Regressionsfunktion ergibt dagegen zu erwartende Mg-Gehalte im Pflanzenmaterial, die mit den gemessenen Werten - bis auf eine Ausnahme - gut übereinstimmen.

Bei der Düngungsempfehlung für Magnesium sollten daher der Gehalt an verfügbarem K, pH-Wert und Tongehalt berücksichtigt werden.

Abschließend sind in Tabelle 4 am Beispiel von Mais die Bodenfaktoren den Pflanzenanalyse-Daten in ihrer Beziehung zum Ertrag vergleichend gegenüber gestellt.

Die Pflanzengehalte geben in beiden mehrfaktoriellen Beziehungen höhere B-Werte als die Bodenfaktoren. Da ihre Ermittlung einen gegenüber der Bodenanalyse höheren Aufwand erfordert und ihre Aussage auf die laufende Vegetationsperiode beschränkt ist, dürfte eine sinnvolle Kombination beider Methoden anzustreben sein.

Tab. 1 : Verbesserung der Beziehung zwischen verfügbarem Mg und dem Ertrag landwirtschaftlicher Kulturpflanzen durch Berücksichtigung weiterer Bodenfaktoren

Regressoren (verfügbare Nährstoffe etc. im Boden)	Kulturart	MULTIPLE REGRESSION			
		linearer Ansatz		quadratischer Ansatz	
		B (%)	signifikant für P = 5 %	B (%)	signifikant für P = 5 %
Mg	W.-Weizen Hafer Mais		nein		nein
Mg K	W.-Weizen Hafer Mais		nein		nein
Mg K pH % Ton	W.-Weizen Hafer Mais	11 19 13	nein ja nein	36 38 48	nein ja ja

Tab. 2 : Verbesserung der Beziehung zwischen verfügbarem Mg und dem Mg-Gehalt landwirtschaftlicher Kulturpflanzen durch Berücksichtigung weiterer Bodenfaktoren

Regressoren (verfügbare Nährstoffe etc. im Boden)	Kulturart	MULTIPLE REGRESSION			
		linearer Ansatz		quadratischer Ansatz	
		B (%)	signifikant für P = 5 %	B (%)	signifikant für P = 5 %
Mg	W.-Weizen	34		47	
	Hafer	16	ja	17	ja
	Mais	18		18	
Mg K	W.-Weizen	36		50	
	Hafer	18	ja	23	ja
	Mais	33		40	
Mg K pH % Ton	W.-Weizen	42		58	
	Hafer	19	ja	42	ja
	Mais	44		67	

Tab. 3 : Mg-Gehalte in Haferpflanzen: gemessen und aus Bodenfaktoren geschätzt

VERFÜGBARES Mg IM BODEN	Mg-GEHALT VON HAFERSPROSSEN		
	gemessen	geschätzt durch Bodenfaktoren	
		Mg	Mg, K, pH, Ton
ppm	%o Mg i. Tr.S.		
36	1.10	0.98	1.04
41	1.15	1.00	1.22
47	1.48	1.02	1.37
81	0.78	1.15	1.17
85	0.76	1.16	0.87
124	1.01	1.31	0.94

Tab. 4 : Beziehungen zwischen Bodenfaktoren bzw. Pflanzengehalten  
 und dem Ertrag von Mais  
 (Multiple Regression, quadratischer Ansatz;  
 + = signifikant für P = 5 %)

BODENFAKTOREN		PFLANZENGEHALTE	
Regressoren	B (%)	Regressoren	B (%)
Mg	11	Mg	10 <sup>+) </sup>
Mg + K	13	Mg + K	21 +
Mg + K + pH + % Ton	48 +	Mg + K + Ca + P	56 +

+ ) kubischer Ansatz





Zur Erfassung der leichtlöslichen Bindungsformen der Schwermetalle (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb) im Boden

VON  
H.W. Fassbender und G. Seekamp \*)

Die Schwermetalle haben in den letzten Jahren als Schadstoffe zunehmendes Interesse gefunden. Durch ihre mannigfaltige und erweiterte Anwendung läßt sich eine Zunahme der Konzentrationen in den Ökosystemen, nicht nur in der Nähe von Emittenten, sondern auch in industrie- und siedlungärmeren Gebieten, erwarten.

Die Untersuchung der Bindungsformen der Schwermetalle im Boden ist daher von umweltrelevanter Bedeutung, weil dadurch auch Vorstellungen über die Reaktionsmechanismen dieser Elemente im Boden gewonnen und Maßnahmen zur Kontrolle der Schwermetallkontaminationen abgeleitet werden können.

Aus Abb. 1 mit einem Schema der Schwermetall-Formen und des -Kreislaufs geht hervor, daß die Bindung dieser Elemente an verschiedene Bodenkomponenten möglich ist. Die Erfassung der wasserlöslichen Schwermetalle ist von größter Wichtigkeit, weil alle Transport-, Adsorptions- und Ausfällungsprozesse über diese Phase ablaufen. Die Umweltbelastung des Bodens zeigt sich in einer Erhöhung der Schwermetall-Konzentration in der Bodenlösung. Die Erfassung dieser Schwermetall-Fraktion ist als Ausgangssituation zur Beobachtung zukünftig steigender Belastung des Grundwassers von Bedeutung.

Die Schwermetall-Ionen der Bodenlösung stehen mit dem Austauscherkomplex im Boden durch Adsorptions- und Desorptionsreaktionen im Gleichgewicht; die Bildung von anorganischen und organischen Schwermetall-Komplexen ist durch die Löslichkeit bzw. Stabilitätskonstanten dieser Verbindungen gegeben. Die Untersuchung dieser Formen ist zur Klärung von möglichen Ausfiltermechanismen der Schwermetalle im Boden von Wichtigkeit.

---

\*) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, 3400 Göttingen-Weende, Büsgenweg 2

Wir haben versucht, an einem Kollektiv von Bodenproben ein Fraktionierungsverfahren für die Schwermetalle im Boden auszuarbeiten. Die Extraktion der wasserlöslichen Formen erfolgte nach der Gleichgewichtseinstellung in einer wässrigen Bodenpaste; danach wurde mit  $\text{NH}_4\text{Cl}$  eluiert, um die austauschbaren Formen zu erfassen, und zuletzt eine Extraktion mit  $\text{NaOH}$  und  $\text{ADTA}$  zur Bestimmung der oxidisch und organisch gebundenen Fraktionen durchgeführt.

## MATERIAL UND METHODEN

### Böden

Für die Untersuchungen wurden Bodenproben saurer Waldböden verschiedener Herkunft und Eigenschaften ausgewählt. Dabei wurden Proben untersucht aus

- 1) Naturwaldparzellen aus Niedersachsen (8 Proben, 4 Profile, FA Stöberhai, Schloßberg, Staufenberg, Bramforst) auf podsoligen Braunerden,
- 2) Waldflächen im Solling (IBP-Flächen unter Buche und Fichte, 11 Proben, 2 Profile) aus LÖB über Buntsandstein (podsolige Braunerde),
- 3) Waldfläche im FA Radolfshausen (3 Proben), Fichte auf podsoliger Braunerde aus LÖB über Buntsandstein (siehe auch Fassbender, 1974),
- 4) Waldfläche in Jembke (10 Proben, 2 Profile) auf podsoliger Sandbraunerde (Talsande).

Dieses Bodenkollektiv ist durch seinen sauren Charakter gekennzeichnet (pH 3-4,5); die C-, N- und P-Werte zeigen die erwartete Abnahme mit der Bodentiefe.

Es wurden auch 6 Bodenproben aus kalkhaltigen Standorten (Rendzina, pH-Werte zwischen 6 und 8) ausgewählt. Außerdem wurden in die Untersuchungen 6 Proben aus Waldbeständen nahe (4 und 40 m) der Autobahn Hannover/Kassel bei Nörten-Hardenberg aufgenommen.

### Methoden

#### Bestimmung der Schwermetalle in der Gleichgewichtsbodenlösung

Für die Gewinnung der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) wurde mit

bidestilliertem Wasser eine Bodenpaste angerührt und 24 Stunden stehengelassen und die Lösung über eine Plastiknutsche abgezogen (Ulrich, 1966). Neben pH wurden in der GBL Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al sowie P, S, Cl bestimmt. Für die Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen (Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb) wurde die flammenlose Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) (Geräte "HGA 70" und "290 G" der Fa. Perkin-Elmer) angewandt. Einzelheiten der Bestimmungsprogramme und Nachweisgrenzen für Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb sind aus Seekamp und Fassbender (1975) zu entnehmen.

#### Bestimmung der $\text{NH}_4\text{Cl}$ -austauschbaren Schwermetalle

Nach der GBL-Gewinnung wurden die austauschbaren Kationen bzw. Schwermetalle mit 1 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Lösung (Ulrich, 1966) extrahiert. Da bei der Messung der Schwermetalle, besonders bei Cd und Pb, durch die Anwendung von 1 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Lösung Matrixstörungen auftraten, wurde in denselben Proben eine Extraktion mit 0,01 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Lösung vorgenommen. In diesem Eluat wurden Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb sowie Na, K, Ca, Mg, Mn, Al und Fe gemessen.

#### ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Konzentrationen der Schwermetalle in der Bodenlösung zeigen große Unterschiede innerhalb der Böden in Abhängigkeit der Bodentiefe und -eigenschaften. Die Schwankungsbreite der Konzentration von Cd geht von 2,0 bis 38 und der Durchschnittswert beträgt 11,5  $\mu\text{g/l}$  (parts per billion). Für Co und Cr sind Konzentrationen derselben Größenordnung (Co: Schwankungsbreite 1 - 800, Durchschnitt 140,3  $\text{mg/l}$ ; Durchschnittswert für Cr = 49,8  $\mu\text{g/l}$ ) ermittelt worden. Dagegen sind für Cu und Ni höhere Konzentrationen festgestellt worden; z.B. für Cu zwischen 20 und 940 und im Durchschnitt 239,2  $\mu\text{g/l}$ ; für Ni ist der Mittelwert 424  $\mu\text{g/l}$ . Die Bleikonzentrationen nehmen eine mittlere Stellung (Schwankungsbreite 1 - 384, Durchschnitt 81,3  $\mu\text{g/l}$ ) ein. In einigen Profilen (z.B. Jembke) ist mit der Bodentiefe für einige Elemente, z.B. Cu, Ni, eine erkennbare Zunahme der GBL-Konzentration festzustellen.

Die Aktivitätskoeffizienten schwanken je nach Elektrolytgehalt der GBL bei den untersuchten Proben zwischen 0,48 und

0,89. Die Ionenaktivitäten der Schwermetalle (pMe) dienen u. a. der Interpretation der Löslichkeitsdiagramme. Die pCd-Werte liegen zwischen 6,4 und 8,4, erreichen einen Mittelwert von 7,28, und im Vergleich zu den anderen untersuchten Schwermetallen zeigen sie die niedrigste Ionenaktivität. Cu und Ni haben die höchsten Ionenaktivitäten (Durchschnittswert jeweils 5,80). Die übrigen Elemente Co, Cr, und Pb (Durchschnitt jeweils 6,09, 6,46, 6,76) nehmen eine mittlere Stellung ein. Die Ionenaktivitäten, mit Ausnahme von Cu und Pb, zeigen signifikante Beziehungen zum pH der Gleichgewichtsbodenlösung. Die Abbildung 2 zeigt diese Zusammenhänge für Cd; dem Übergang des pH-Wertes von 4 auf 8 entspricht eine Abnahme der Cd-Aktivität von 7 (pCd = 11,2 ug Cd/l) auf 8 (pCd 8 = 1,12 ug Cd/l). Für Cr ist zwischen pH 3 und 7 ebenfalls eine Abnahme der Ionenaktivität um eine Zehnerpotenz festzustellen. Diese Tatsache ist ökologisch von großer Bedeutung; daraus kann man ableiten, daß bei sauren Böden eine Auswaschung der Schwermetalle bzw. ihre Verlagerung zum Grundwasser stattfindet; zum anderen kann man gleichzeitig die Bedeutung der Kalkung als Maßnahme zur Kontrolle der Schwermetall-Kontaminationen ableiten.

Die Schwankungen der gegen 0,01 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -austauschbaren Schwermetalle sind der Tab. 2 zu entnehmen. Für die einzelnen Elemente ergeben sich dieselben Tendenzen wie für die GBL-Konzentrationen; Cd zeigt die niedrigsten, Ni, Co und Cr erreichen die höchsten Werte. Die Menge der gegen 0,01 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -ausgetauschten Schwermetalle stellt nur eine Fraktion der am Austauscher gebundenen Schwermetalle, so z.B. beträgt das prozentuale Verhältnis der von 0,01 zu 1 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$  ausgetauschten Cu, Ni, Co und Cr jeweils 77, 62, 92 und 76. Für andere austauschbare Nährelemente (K, Ca, Mg) könnte ebenfalls nur eine Fraktion erfaßt werden.

Für Cd, Co, Ni und Pb, nicht dagegen für Cr und Cu, sind statistisch signifikante Korrelationen zwischen den in der GBL vorhandenen und den in der 0,01 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -löslichen Fraktion ermittelt worden (Tab. 3). Diese Korrelationen deuten Ein- und Austauschprozesse an, welche für die Regulierung der Beziehungen

zwischen der festen und gelösten Bodenphase von Bedeutung sind. Eine Zunahme der Eintauschrate bei zunehmenden Konzentrationen in der Bodenlösung ist ökologisch relevant, weil hier Ausfilterungsprozesse der Schwermetalle im Boden vermutet werden können.

Die Anwendung von 1 N Na-ÄDTA- und 1 N NaOH-Lösungen zur Erfassung der organisch und oxidisch gebundenen Schwermetallfraktionen brachte, durch Störungen aufgrund der hohen Na-Konzentrationen, Schwierigkeiten bei der direkten Messung der Schwermetalle. Die Anwendung von verdünnten 0,01 N-Lösungen lieferten keine klaren Beziehungen zwischen den Schwermetallen und der organischen Substanz im Boden.

#### Literatur

Seekamp, G. und Fassbender, H.W., 1975. Zur Erfassung der Schwermetall-Belastung von industrie- und verkehrsfernen Waldökosystemen durch Niederschlagswasser. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 20, 493-499.

Ulrich, B., 1966. Kationengleichgewichte. Zeitschrift für Pflanzenernährg. und Bodenkunde 113, 141-159

Diese Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft unterstützt.

Tab.1: Konzentration der Schwermetalle in der GBL  
( $\mu\text{g/l}$ , 41 Bodenproben)

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb
Minimum	2	7	2	20	40	1
Maximum	38	522	136	940	2800	384
Mittelwert	11	140	50	239	424	81

Tab.2: 0,01 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$  - austauschbare Schwermetalle  
( $\mu\text{g/kg}$  Boden, 23 Proben)

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb
Minimum	1	4	1	6	1	6
Maximum	33	1438	5820	891	2600	749
Mittelwert	18	675	562	328	365	220

Tab.3:

Korrelation zwischen GBL - u. 0,01 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$  - austauschbaren Schwermetallen

	Regressionsgleichung	Korrelationskoeffizient
Cd	$y = 3,96 + 1,199x$	0,877 <sup>xxx</sup>
Co	$y = 40,65 + 2,420x$	0,893 <sup>xxx</sup>
Cr	$y = 588,82 - 0,297x$	-0,024 n.s.
Cu	$y = 309,37 + 0,059x$	0,066 n.s.
Ni	$y = 4,013x - 52,75$	0,973 <sup>xxx</sup>
Pb	$y = 72,32 + 1,507x$	0,790 <sup>xxx</sup>

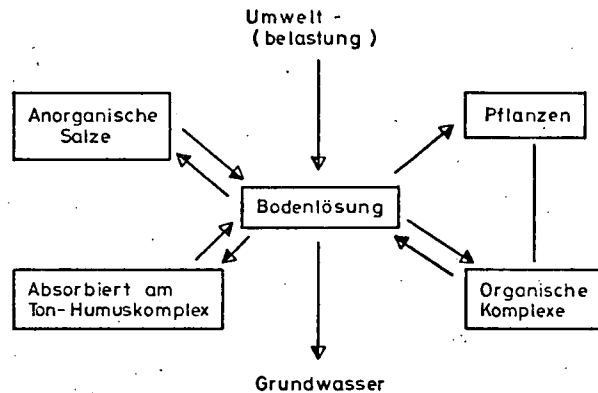


Abb. 1: Schwermetallbindungen und -Kreislauf

- 432 -

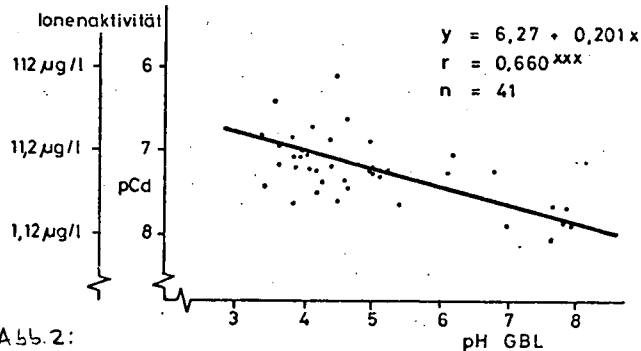


Abb. 2:  
Korrelation zwischen pH und pCd in der Bodenlösung

Zur stereospezifischen Sorption der Stereoisomeren  
des Leucins und seiner diastereoisomeren Dipeptide  
an Na-Montmorillonit.

von R. Aldag<sup>†</sup>

Einleitung:

Zwischen 30 und 50 % des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden ist in Aminosäuren, Peptiden und Proteinen enthalten. Daraus ist zu folgern, daß der Aminosäure-N insbesondere bei der N-Mineralisierung und der N-Nachlieferung bodenbürtiger Stickstoffreserven eine dominierende Rolle spielt. Neuere Untersuchungen deuten darauf hin ( GREENLAND, 1965a, 1965 b; MORTLAND, 1970, WEIS, 1970 ), daß die bestehenden Bindungsmechanismen und Wechselwirkungen zwischen der mineralischen Substanz einerseits und der organischen Substanz andererseits maßgeblich durch freie funktionelle Amino-, Carboxyl- und Hydroxyl-Gruppen von Aminosäuren und Proteinen geprägt und beeinflusst werden. Unter diesem Aspekt müssen auch die neueren Arbeiten gesehen werden, die sich mit der N-Metabolik und der Umverteilung des Stickstoffs in den verschiedenen N-Fractionen des Bodens befassen ( SÖRENSEN, 1972 a, 1972 b, ALDAG und GRAFF, 1975, FLEIGE und BÄUMER, 1974, HUNTJENS, 1971, 1972 ) .

Aufgrund anderer eigener Untersuchungen, die sich mit dem Vorkommen und der ökochemischen Bedeutung der unnatürlich konfigurierten nichtproteinogenen D-Aminosäuren in Böden befassen, wurde hier nun der Frage nachgegangen, inwieweit möglicherweise die optischen

Antipoden der proteinogenen Aminosäuren ein unterschiedliches Adsorptionsverhalten an Schichtsilikat-Tonmineralen zeigen. Diese Frage ist deswegen u. a. von besonderem Interesse, weil DEGENS et al. ( 1970 ) und JACKSON ( 1971 ) unlängst mitteilten, daß L-Isomere von Aminosäuren im Vergleich zu den korrespondierenden D-Isomeren in Gegenwart von Kaolinit bevorzugt polymerisiert werden. Ferner ist eine Arbeit von BONNER und FLORES ( 1973 ) erschienen, in der man die Befunde von JACKSON ( 1971 ) hinsichtlich der bevorzugten stereospezifischen Sorption von L- gegenüber D-Phenylalanin an Kaolinit nicht bestätigen konnte.

<sup>†</sup> Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von Sieboldstraße 4



### Material und Methoden:

Es wurde der amerikanische Standard-Montmorillonit Nr. 25 aus Upton, Wyoming, benutzt und zwar die Fraktion 2 u. Der Ton wurde mit Na-Ionen belegt und hatte eine Austauschkapazität von 88 mval/ 100 g Ton. Die Adsorptionsversuche wurden in Glaszentrifugenbechern ( Volumen : 20 ml ) durchgeführt. In der Regel wurden die Zentrifugenbecher mit 5 ml einer 4-8 %-igen Tonsuspension gefüllt, dann bei 20 °C 5-6 Stunden schütteln. Nach dem Schütteln wird zentrifugiert und die Konzentration der Aminosäure in der Lösung mit dem automatischen Aminosäure-Analysator bestimmt. Sorbierte Menge Aminosäure durch Vergleich mit der Konzentration der Aminosäure in einem entsprechenden Null-Schüttelgefäß berechnen. Tonpräparate ( lufttrocken ) nach der Methode der Röntgenbeugung vermessen.

### Ergebnisse:

- a) Zunächst wurden Adsorptionsversuche mit D- und L-Leucin an Na-Montmorillonit in destilliertem Wasser durchgeführt. Hier konnten keine gesicherten Unterschiede in der Sorption zwischen D- und L-Leucin gemessen werden. Auf eine Wiedergabe dieser Ergebnisse kann verzichtet werden.
- b) in den folgenden Versuchen wurde der pH-Wert der Sorptionslösung durch Zugabe bestimmter Volumina 0.1 N HCl herabgesetzt. Die Ergebnisse dieser Adsorptionsversuche sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1

Aus den Daten der Tabelle 1 geht hervor, daß unter den vorgegebenen Versuchsbedingungen eine stereospezifisch bevorzugte Adsorption des L-Leucins am Na-Montmorillonit stattgefunden hat. Diese Tatsache ist sehr viel deutlicher in der Abb. 1 zu erkennen, in der die unterschiedlich starke Adsorption des L- und D-Leucins in Form zweier Sorptionsisothermen dargestellt ist.

Abbildung 1

Die Adsorptionsisotherme des L-Leucins nimmt die Gestalt einer Langmuir-Isotherme an, während die des D-Leucins eine Gerade ist und selbst bei der Gleichgewichtskonzentration von 1.0 mMol/Liter kaum den Wert von 100 nMol D-Leucin pro 100 mg Ton überschreitet.

c) Adsorptionsversuche mit den diastereoisomeren Dipeptiden des Leucins :

Hier sollte überprüft werden, ob das unterschiedliche Sorptionsverhalten des L- und D-Leucins an Na-Montmorillonit auch noch gegeben ist, wenn die Stereoisomeren L-Leucin und D-Leucin im Peptidverband verknüpft vorliegen. Aus diesem Grund sind Adsorptionsversuche mit den Dipeptiden D-Leucyl-D-Leucin, L-Leucyl-L-Leucin, L-Leucyl-D-Leucin, D-Leucyl-L-Leucin und dem Tripeptid L-Leucyl-L-Leucyl-L-Leucin bei unterschiedlichen pH-Werten an Na-Montmorillonit durchgeführt worden. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2

Danach beträgt der durchschnittliche Unterschied ( in % von der gesamten Angebotsmenge an Peptid pro Zentrifugenglas, siehe Sp. (5) der Tab. 2 ) in der Adsorption zwischen dem D-Leucyl-D-Leucin und dem L-Leucyl-L-Leucin 17.8 % und zwischen dem D-Leucyl-L-Leucin und dem L-Leucyl-D-Leucin 22. 8 %. Bei diesen Versuchen wird immer dann von dem betreffenden Dipeptid des Leucins die größte Menge pro 100 mg Ton sorbiert, wenn von dem L-Leucin die alpha-Aminogruppe nicht an der Peptidbindung beteiligt ist.

Diskussion:

Zahlreiche Arbeiten in der Literatur haben gezeigt, (SIESKIND, 1960; CLOOS et al., 1966; Mc LAREN et al., 1958; GILES et al., 1960; GREENLAND et al., 1962; RAUSELL-COLOM und SALVADOR, 1971 ; THENG, 1972 ) daß die Adsorption von Aminosäuren und Peptiden an Tonmineralen von dem pH-Wert des Reaktionsmediums, von der Basizität und Größe der Aminosäure sowie von der relativen Position der funktionellen Gruppen im Aminosäure-Molekül beeinflusst wird. Ferner spielt auch der Typ des Kations , mit dem die Austauschstellen des Tonminerals belegt sind, bei der Adsorption eine Rolle. Diese Faktoren sind maßgeblich daran beteiligt, ob die Adsorption von Aminosäuren hauptsächlich von physikalischen Bindungskräften ( van-der-Waal'sche Bindungen u.a. ) bestimmt wird, oder ob sie durch Kationenaustausch und Protonentransfer zustande kommt.

Aus der unterschiedlichen Gestalt der Adsorptionsisothermen (Abb.1) und aufgrund der stärkeren Verringerung des d(001)-Abstandes des mit L-Leucin belegten Tones ( im Vergleich zum mit D-Leucin belegten Ton ) könnte in Übereinstimmung mit GILES et al. ( 1960 ) und mit GREENLAND et al., (1962 ) gefolgert werden, daß das L-Leucin

aufgrund seiner spezifischen Konfiguration am alpha-C-Atom stärker am Protonentransfer und Kationenaustausch beteiligt ist als das D-Leucin. Dieser Befund stimmt auch mit den Ergebnissen von CLOOS et al. ( 1966 ) überein, die in Adsorptionsuntersuchungen mit Glycin und Glycyl-glycin den Kationenaustausch und Protonentransfer an Na- und Ca-Montmorillonit studierten. Sie stellten fest, daß der Austausch von Na- und Ca-Ionen gegen das Kation der Aminosäure nur stöchiometrisch war, weil die Al-Ionen, die bei dem Säureangriff aus der Silikatschicht freigesetzt werden, die Austauschstellen des Tones besetzten. Der Protonen-Transfer, der den Austauschprozess begleitete, war ebenfalls von einer Erhöhung des pH in der Lösung gekennzeichnet.

Welches nun die entscheidenden Kriterien sind, die zur stereospezifischen Adsorption des L-Leucins an der Oberfläche des Montmorillonits führen, kann hier noch nicht schlüssig geklärt werden, zumal dieses Phänomen an Dreischichttonmineralen unseres Wissens hiermit zum ersten Mal nachgewiesen worden ist. In den Arbeiten von DEGENS et al. ( 1970 ) und JACKSON ( 1971 ) wird nur die Adsorption und Polymerisation von optisch aktiven Aminosäuren an Kaolinit behandelt.

JACKSON ( 1971 ) glaubt, daß die stereospezifische Adsorption des L-Phenylalanins an den Kristallecken des Kaolinites aufgrund der Anordnung der Sauerstoffatome, der OH-Gruppen, der Al-Atome und der unbesetzten Oktaeder-Zentren enantiomorphe Strukturen entfaltet. Der Befund, daß ein gut durchkristallisiertes Mineral des Kaolinites ( mit Ausnahme des Dickits ) entweder komplett der L-Reihe oder der D-Reihe zugeordnet werden kann, ist von BAILEY ( 1963 ) überzeugend nachgewiesen worden. Es wäre denkbar, daß die Bruchflächen der Oktaederschicht des Montmorillonits eine ähnliche stereoselektive Rolle bei der Adsorption optisch aktiver Aminosäuren spielen könnten, wie sie für die Ecken der Oktaederschicht des Kaolinites von JACKSON ( 1971 ) postuliert wurden.

Die Adsorptionsversuche mit den diastereoisomeren Dipeptiden des Leucins haben interessanterweise bestätigt, daß offensichtlich die spezifische L-Konfiguration mit der das Dipeptid beginnenden freien alpha-Aminogruppe des L-Leucins an dem stereospezifischen Adsorptionsvorgang entscheidend beteiligt ist.

#### Zusammenfassung:

Die Sorptionsversuche mit den Stereoisomeren des Leucins haben eindeutig eine stereospezifisch bevorzugte Adsorption der L-Iso-

meren gegenüber der D-Isomeren an Na-Montmorillonit gezeigt.

Beispielsweise wurden bei einer Gleichgewichtskonzentration von 0.6 mMol/ Liter ca. 550 nMol L-Leucin und nur ca. 100 nMol D-Leucin pro 100 mg Na-Montmorillonit adsorbiert.

Die Versuche mit den diastereoisomeren Dipeptiden des Leucins haben eindeutig gezeigt, daß immer dann die größte Menge an Dipeptid sorbiert wurde, wenn die freie alpha-Amino-Gruppe des Dipeptids Leucyl-Leucin in der L-Konfiguration vorlag.

#### Literatur:

- ALDAG, R. und GRAFF, O. : *Pedobiologia* 15, 151-153 ( 1975 )  
BAILEY, S.W. : *American Mineralogist* 48, 1196-1209 (1963)  
BONNER, W.A. and FLORES, J. : *Currents in Modern Biology* 5, 103-113 ( 1973 )  
CLOOS, P., CALICIS, B. : *Proc. Int. Clay Conf. Jerusalem* 1  
FRIPAT, J.J. and MAKAY, K. : 223- 232 ( 1966 )  
DEGENS, E.T., MATHEJA, J. : *Nature* 227, 492 - 493 ( 1970 )  
and JACKSON, T.A.  
FLEIGE, H. und BÄUMER, K. : *Agro-Ecosystems*, 1, 19-29 (1974 )  
GILES, C.H. et al. : *J. Chem. Soc.* III, 3973-3993 ( 1960 )  
GREENLAND, D.J. et al. : *Trans. Faraday Soc.* 58, 829-841 (1962)  
GREENLAND, D.J. : *Soils and Fertilizers* 28,5, 415-425 ( 1965a )  
GREENLAND, D.J. : *Soils and Fert.* 28,6, 521-532 ( 1965b )  
HUNTJENS, J.L.M. : *Plant and Soil* 34, 393-404 (1971)  
HUNTJENS, J.L.M. : *Soil Biol. Biochem.* 4, 339-345 (1972 )  
JACKSON, T.A. : *Chem. Geol.* 7, 295- 306 ( 1971 )  
Mc LAREN et al. : *Soil Sc. Soc. Am. Proc.* 22, 239-244 (1958)  
MORTLAND, M.M. : *Advances in Agronomy* 22, 75-117 ( 1970 )  
RAUSELL-COLOM, J.A. and SALVADOR, P.S. : *Clay Minerals* 2, 137-142 ( 1971 )  
SIEBKIND, D. : *Comp. rend. Acad. Sci., Paris*, 250, 2392-2393 ( 1960 )  
SÖRENSEN, L.H. : *Soil Sci.* 114, 5- 11 (1972a)  
SÖRENSEN, L.H. : *Soil Biol. Biochem.* 4, 245-255 (1972b)  
THENG, B.K.G. : *J. of the Royal Soc. New Zealand*, 2, 437 - 457 ( 1972 )  
WEISS, A. : In: *Organic Geochemistry*, EGLINGTON, G. and MURPHY, M.T.J. eds. Springer-Verlag, 1970; p.737-781

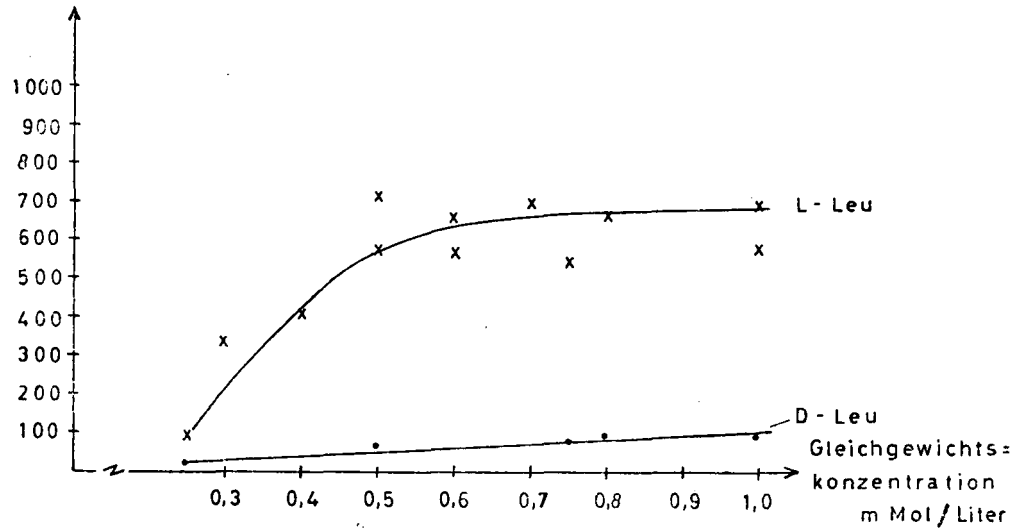
Tab.1: Angaben zur stereospezifischen Adsorption von D- und L-Leucin an Na-Montmorillonit (Gesamtvolumen: 10 ml, Ton pro Schüttelgefäß: 160 mg, Mittelwerte aus fünffacher Wiederholung)

Versuch Nr., Stereoisomere des Leucins	Gleichgew.- konzentr. [mMol/L]	Zugabe von 0,1N HCl [ml]	pH am Ende des Versuches	n Mol AS adsorbiert pro 100mg T.	d(001)-Ab- stand [ Å ]	Δ - Wert [ Å ]	
Nr. 19	D-Leu	0.5	0.2	6.5	-	13.59	4.09
	L-Leu	0.5	0.2	6.46	153	13.39	3.89
Nr. 28	D-Leu	0.25	0.4	3.77	25	14.48	4.98
	L-Leu	0.25	0.4	3.70	97	14.24	4.74
Nr. 29	D-Leu	0.4	0.4	3.98	-	14.24	4.74
	L-Leu	0.4	0.4	3.89	405	14.24	4.74
Nr. 20	D-Leu	0.5	0.4	3.93	63	14.07	4.57
	L-Leu	0.5	0.4	3.76	719	13.96	4.46
Nr. 29	D-Leu	0.75	0.4	3.96	70	14.24	4.74
	L-Leu	0.75	0.4	4.10	533	13.91	4.41
Nr. 27	D-Leu	1.0	0.4	3.73	88	14.24	4.74
	L-Leu	1.0	0.4	3.88	691	14.17	4.67
Nr. 30	D-Leu	0.8	0.4	4.10	90	14.97	5.47
	L-Leu	0.3	0.4	3.85	346	14.24	4.74
	L-Leu	0.6	0.4	4.13	580	14.24	4.74
* Nr. 31	<sup>14</sup> C - L-Leu	0.5	0.4	3.76	583	-	-
	<sup>14</sup> C - L-Leu	0.6	0.4	3.69	660	-	-
	<sup>14</sup> C - L-Leu	0.7	0.4	3.68	700	-	-
	<sup>14</sup> C - L-Leu	0.8	0.4	3.74	658	-	-
	<sup>14</sup> C - L-Leu	1.0	0.4	3.65	575	-	-
Nr. 33a		-	0.4	4.10	-	14.36	4.86
		-	-	8.50	-	12.62	3.12

\* Mittelwerte aus dreifacher Wiederholung.

Abb. 1:

n Mole AS  
adsorbiert  
pro 100 mg Na - Montmorillonit



**Tab.2:** Angaben zur stereospezifischen Adsorption der Dipeptide D-Leucyl-D-Leucin, L-Leucyl-L-Leucin, D-Leucyl-L-Leucin, L-Leucyl-D-Leucin und des Tripeptids L-Leucyl-L-Leucyl-L-Leucin an Montmorillonit.

(Versuchsbedingungen: 4 ml 4%ige Tonsuspension, Gesamtvolumen 10 ml,

Schütteldauer: 6 Stunden, T = 20°C,

Gleichgewichtskonzentration: 0.5 mMol/L, alle Werte aus fünffacher Wiederholung)

Versuch Nr., Dipeptid, bzw. Tripeptid	Zugabe von 0.1 N HCl [ ml ]	pH-Werte am Ende des Versuches	nMole Dipeptid bzw Tripeptid adsorbiert pro 100 mg T.	durchschnittlich adsorbiert in % von der Ange- botsm. [%]	d (001)- Abstand [ Å ]	Δ -Wert [ Å ]
Spalte ( 1 )	( 2 )	( 3 )	( 4 )	( 5 )	( 6 )	( 7 )
21 D-Leucyl-D-Leu L-Leucyl-L-Leu	- -	7.87 7.73	4 3 2 3 8	1.38 7.62	12.89 12.80	3.39 3.30
22 D-Leucyl-D-Leu L-Leucyl-L-Leu	0.4 0.4	4.12 4.02	4 6 3 1 0 2 1	14.82 32.68	13.80 14.24	4.30 4.74
23 D-Leucyl-L-Leu L-Leucyl-D-Leu	- -	7.81 7.84	2 3 2 3 7 6	7.42 12.04	13.38 14.48	3.88 4.98
24 D-Leucyl-L-Leu L-Leucyl-D-Leu	0.4 0.4	4.10 4.22	7 5 7 9 0	2.40 25.28	14.02 14.02	4.52 4.52
25 L-Leucyl-L-Leu-L-Leu L-Leucyl-L-Leu-L-Leu L-Leucyl-L-Leu-L-Leu	- 0.2 0.4	8.71 6.32 4.34	- 3 1 4 1 0 6 9	- 10.04 34.20	12.81 12.99 13.59	3.31 3.49 4.09
33 a	0.4 -	4.10 8.50	- -	- -	14.36 12.62	4.86 3.12

Organomineralische Komplexe, ihre Gewinnung  
und ihre Verteilung in Profilen einer Schwarz-  
erde-Griserde Sequenz.

von

Rochus, W. <sup>+</sup>

Die Bildung der Schwarzerden in Deutschland, die sich im Früh-Holozän auf Lössböden aus dem Spätglazial unter einer baumarmen Steppenvegetation entwickelten, wurde durch das einsetzende humidere Klima im Atlantikum und die sich ausbreitende Bewaldung beendet.

Die heute bei uns als Reliktböden anzusehenden typischen Schwarzerden zeichnen sich durch einen bis etwa 60 cm mächtigen dunklen A<sub>h</sub>-Horizont aus. Sie entstanden unter dem Einfluß eines kontinentalen, semi-ariden bis semi-humiden Klimas, wobei sich während der Hauptvegetationszeit im Frühjahr und Frühsommer große Massen organischer Substanz bildeten, die während der folgenden heißen und trockenen Jahreszeit ohne die dann gehemmte mikrobielle Aktivität nur zum Teil mineralisiert wurde. Sie wurde durch Steppentiere und Bodenwühler in großer Menge in den Boden eingearbeitet und bildete dort zusammen mit der Wurzelmasse ein inniges Gemenge mit der mineralischen Komponente, in welchem unter entsprechenden Bedingungen Reaktionen zwischen organischer und anorganischer Substanz stattfinden konnten.

Während des folgenden kalten Winters kam die biologische Aktivität auch in den oberen Bodenschichten zum Erliegen. Unter solchen Bedingungen konnten sich im Laufe von Jahrhunderten und Jahrtausenden die mächtigen humosen A-Horizonte ausbilden.

Im Verlauf der weiteren Entwicklung unter geänderten Umweltbedingungen verbrauchten die Schwarzerden allmählich. Die Degrada-

---

<sup>+</sup> Interfakultatives Lehrgebiet Chemie, 3400 Göttingen,  
Von Siebold-Str. 2



tion machte sich zunächst in einer Aufhellung der obersten Abschnitte der A-Horizonte bemerkbar. Sie ist als Folge chemischer und biologischer Verwitterung, Neubildung von Tonmineralen, Tondurchschlammung und Bildung von Eisenoxiden sowie von Abbau und Umbau der organischen Substanzen und ihren Komplexen und auch einer Verlagerung oder Umverteilung derselben anzusehen. Es kommt schließlich mit fortschreitender Entkalkung und Erniedrigung der pH-Werte zur Bildung von Braunerde/Parabraunerde bzw. Griserde mit braunen  $B_v$ - und  $B_t$ -Horizonten. Reste des alten A-Horizonts sind noch in tieferen Abschnitten der Profile gelegentlich zu finden.

Die mit der Aufhellung des dunklen A-Horizonts bzw. der Degradation von Schwarzerden verbundenen Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung der organischen Substanz des Bodens wird bei einer Schwarzerde-Griserde Sequenz (s. Tab. 1) eingehender untersucht, um Aufschluß über die ursächlichen Mechanismen zu gewinnen. Im folgenden werden einige Ergebnisse mitgeteilt, die sich mit der quantitativen Verteilung von organomineralischen Komplexen in den Horizonten und Profilen der Morphosequenz befassen. Unter organomineralischen Komplexen werden hier die gegenüber 0,1 N Salzsäure und Kalilauge bei Zimmertemperatur beständigen Ton-Humus- und Kieselsäure-Huminsäure-Komplexe verstanden, die im Verlauf von fraktionierten erschöpfenden Extraktionen reproduzierbar zu gewinnen sind.

Ihre Menge und Zusammensetzung ändert sich sowohl absolut als auch relativ zu anderen Bodenkomponenten. Sie sind empfindliche Charakterisierungsmerkmale für die Beschreibung der Bodenentwicklung und der dabei beteiligten Prozesse.

Schwierig ist allerdings die Bestimmung der Vielzahl von anderen organomineralischen Verbindungen, da ihre Gewinnung und ihre Trennung voneinander und von nur mechanisch in Aggregaten gebundenen freien organischen Substanzen problematisch ist.

Die organomineralischen Komplexe stellen bekanntlich - wie auch die übrigen Huminstoffe - ein sehr heterogen zusammengesetztes Gemisch dar, wodurch eine praktikable Auftrennung in

die einzelnen Verbindungen illusorisch sein muß. Folglich muß man Kompromisse schließen und sich auf die Bestimmung der jeweils für die Bearbeitung einer Fragestellung wesentlichen Fraktionen beschränken, für die realisierbare und reproduzierbare Gewinnungsmethoden verfügbar sind.

Wir verwenden, nachdem wir mit konventionellen Methoden keine befriedigende Ergebnisse erzielen konnten, eine Methode, deren Ergebnisse ggf. zusammen mit anderen nach klassischen Methoden erhaltenen Befunden eine Möglichkeit zur Erlangung wichtiger Angaben bietet.

Dabei nehmen wir - um immer unter übersichtlichen und leicht reproduzierbaren Bedingungen arbeiten zu können - bewußt in Kauf, daß bei der Gewinnung dieser Substanzen die leichter hydrolysierbaren Verbindungen aufgespalten werden, wobei die Reaktionsprodukte dann zum Teil in der Fulvosäuren- und Huminsäurenfraktion wiederzufinden sind. Nur die relativ stabilen, in kalter 0,1 N Salzsäure und Kalilauge beständigen organomineralischen Komponenten werden isoliert sowie qualitativ und quantitativ bestimmt.

Methodik: Nach einer erschöpfenden Extraktion der in einer Glassäule eingefüllten Bodenprobe mit 0,1 N Salzsäure bei Zimmertemperatur zur Entfernung aller unter diesen Bedingungen löslichen Stoffe, wird die Bodenprobe von ca. 1,5 kg mit 0,1 N Kalilauge wiederum erschöpfend extrahiert. (Die Probenmenge reicht aus, um aus einer repräsentativen Mischprobe genügende Mengen der einzelnen Komponenten reproduzierbar zu isolieren.)

Zusammen mit der Huminsäurenfraktion werden die Kieselsäure-Huminsäure-Komplexe (KHK) extrahiert, welche bei der Neutralisation mit verd. Salzsäure bei pH 6 nach einiger Zeit koagulieren. Das Gel wird abgetrennt, mit verd. Ammoniak und dann mit Wasser gewaschen und nach Entfernen der anhaftenden Huminsäuren und Fulvosäuren gravimetrisch bestimmt sowie analysiert. Im Anschluß an die erschöpfende Extraktion der Bodenprobe wird der in demineralisiertem Wasser bei einer Strömungsgeschwindigkeit von ca. 60 ml/Std. suspendierbare stabi-

le Ton-Humus-Komplex (THK) eluiert und vom übrigen - unter diesen Bedingungen nicht suspendierbarem - Ton getrennt, der in der Probe zurückbleibt und durch Schlämmanalyse bestimmt werden kann. Der Ton-Humus-Komplex flokkt beim Ansäuern der Suspension mit verd. Salzsäure auf pH 2 aus. Er wird abzentrifugiert, gewaschen und gravimetrisch bestimmt, sowie anschließend analysiert.

Auf diese Weise werden die beiden stabilsten organomineralischen Komponenten relativ einfach und schonend präparativ, quantitativ und reproduzierbar gewonnen. Die schwächer gebundenen, leichter hydrolyisierbaren und stärker an der Bodendynamik beteiligten - und damit sehr viel schwieriger und nur ungenau direkt zu bestimmenden - organomineralischen Komponenten werden gegebenenfalls als Differenz zur Gesamtmenge der organomineralischen Verbindungen des Bodens bestimmt.

Die verwendete Methode hat den Vorteil, daß sie praktisch für alle Böden geeignet ist, während andere, z.B. die von Greenland empfohlene Abtrennung organomineralischer Verbindungen vom übrigen Bodenkörper durch Flotation der Bodenprobe in Flüssigkeiten mit unterschiedlicher Dichte oder die von Tyulin benutzte Dispergierung in Natriumchloridlösungen nur für bestimmte Aufgabenstellungen und bei bestimmten Bodentypen erfolgreich zu verwenden sind.

#### Ergebnisse:

Aus den in den Tabellen 2 und 3 zusammengestellten Analysenbefunden ergeben sich folgende Aussagen:

1. Der C-Gehalt nimmt in den Profilen der Schwarzerde-Griserde Sequenz mit zunehmender Degradation ab. Es wird also organische Substanz abgebaut. Im oberen Teil der Profile wurde ein Verlust von etwa 33 %, in den tieferen Horizonten von etwa 60 % festgestellt.

Innerhalb der Profile erfolgt eine Abnahme des C-Gehaltes von oben nach unten, bei Schwarzerde um 20 %, bei Griserde um ca. 50 %.

Diese Verluste verteilen sich unterschiedlich auf die einzel-

nen Komponenten des Humuskomplexes, wie aus den folgenden Befunden hervorgeht.

2. Der KHK-Anteil am Humuskomplex nimmt in der Sequenz zu. Es wird während der Degradation organische Substanz in Form der KHK stabilisiert und im Oberboden relativ angereichert. In 25 cm Tiefe ist der Gehalt bei den verschiedenen Profilen weniger unterschiedlich, in 50 cm Tiefe schwankt er bei den einzelnen Profilen der Sequenz stark.

Innerhalb der Profile ist bei der Schwarzerde im unteren Teil der KHK-Anteil an der organischen Substanz besonders hoch, fast die Hälfte liegt hier mit Kieselsäure gebunden vor. Mit fortschreitender Degradation kehrt sich das Verhältnis offenbar um, bei der Griserde ist der KHK-Anteil im Oberboden mehr als doppelt so hoch wie im unteren Teil des Profils.

3. Der THK-Anteil am Humuskomplex nimmt im Oberboden bei den Profilen I - V zu, ist aber bei der tondurchschlammten Schwarzerde und Griserde auffallend niedrig. In den unteren Profilabschnitten wechselt der THK-Anteil. Auffallend niedrig ist er bei der Schwarzerde.

Innerhalb der einzelnen Profile der Sequenz ist der THK-Anteil am Humuskomplex für deren Beschreibung mit von Bedeutung. Anhand des etwa 3 mal höheren Gehalts im Oberboden des Schwarzerdeprofils wird deutlich, daß hier noch keine Einwaschung von THK in die unteren Horizonte erfolgte. Dagegen ist bei der Griserde und auch der stark tondurchschlammten, degradierten Schwarzerde durch den etwa doppelt so hohen Anteil von THK im unteren Profilabschnitt die Verlagerung von THK-Material von oben nach unten deutlich erkennbar.

4. Der als Huminsäuren vorliegende Anteil der organischen Substanz wird hier zur Verdeutlichung der Befunde mit angegeben. Er schwankt bei den einzelnen Profilen der Sequenz und beträgt bei den degradierten Schwarzerden nur etwa 25 % des bei der Schwarzerde gefundenen Anteils am Humuskomplex. In den mittleren Profilabschnitten steigt der Anteil der Huminsäuren, in den unteren liegt er bei 36 - 38 % für degradierte Schwarzerden. Die Schwarzerde und die degradierte Schwarzerde mit  $A_h$ -

Horizontrest haben jedoch einen deutlich geringeren Huminsäurenanteil im Humuskomplex.

Bei Betrachtung der einzelnen Profile ist besonders charakteristisch, daß die organische Substanz der Schwarzerde im Oberboden zu etwa 40 % aus Huminsäuren besteht, die der Griserde aber im Unterboden zu fast 40 %.

Durch den hohen Huminsäuregehalt wird offenbar die Verwitterung von Silikaten begünstigt, anschließend werden die Reaktionsprodukte als KHK in tiefere Schichten verlagert. Bei der Griserde ist dieser Vorgang bereits erfolgt.

5. Der nicht extrahierbare Anteil der organischen Substanz nimmt bei den Profilen der Sequenz mit zunehmender Degradation in den oberen Horizonten ab, nur bei der Griserde ist er auffällig hoch. In den unteren Profilabschnitten schwankt er, ohne daß eine Relation zur Degradationsreihe erkennbar wäre, auf einem doppelt so hohen Niveau. (Ausnahme: Profil II).

6. Die prozentualen KHK-Gehalte (in % des Bodens) steigen mit zunehmender Degradation bei gleichzeitig abnehmenden C-Gehalten im Oberboden an, nehmen in mittleren Profilabschnitten ab und ebenso in den unteren.

Im Profil IV macht sich der  $A_h$ -Horizontrest durch den hier relativ hohen KHK-Gehalt bemerkbar. Im Profil V. (pseudovergleyte Schwarzerde) sind extreme KHK-Werte erkennbar. Zwischen den Gehalten im Boden und den Degradationsstufen in der Sequenz ist im übrigen keine Relation erkennbar.

Hinweise auf beteiligte Reaktionsprozesse erhält man beim Vergleich der Schwarzerde und Griserde. Bei der Schwarzerde finden sich im oberen Teil des Profils etwa 6 %, bei der Griserde 9 %, in 50 cm Tiefe etwa 11 % bzw. 6 % KHK im Boden. Die KHK wird bei der Schwarzerde mithin in tieferen Bodenschichten, bei der Griserde im Oberboden angereichert. Dieses kommt auch bei der Betrachtung der prozentualen Anteile der Komponenten des Humuskomplexes zum Ausdruck, wie unter 2. erwähnt.

Unregelmäßigkeiten im Profil werden bei Profil II und besonders bei IV aus den Analysenwerten deutlich, wo sich die  $A_h$ -

Horizontreste durch die relativ hohen KHK-Gehalte bemerkbar machen.

7. Eine Beziehung der THK-Gehalte zur Degradationsstufe ist nicht erkennbar. Sie schwanken im Oberboden um 7 - 9 % (Ausnahme: Griserde) und in den unteren Profilabschnitten um 2,5 - 8 % (Ausnahme: schwach degradierte Schwarzerde mit  $A_n$ -Horizontrest).

8. Betrachtet man die THK-Anteile vom Gesamtton, so lassen sich zwar innerhalb der einzelnen Profile charakteristische Unterschiede feststellen, eine Relation zur Degradationssequenz ist aber nicht erkennbar.

Diese Befunde werden noch deutlicher, wenn sie als Ton : THK-Verhältnis dargestellt werden.

Wie aus Tabelle 3 ersichtlich, ist bei der Griserde, besonders aber bei der tondurchschlämmten Schwarzerde, ein relativ hoher Ton-"Überschuß" über den THK-Gehalt im unteren Teil des Profils angereichert; bei der Schwarzerde ist ein, wenn auch nurgeringer, höherer Wert im Oberboden feststellbar.

#### Zusammenfassung:

In der vorliegenden Arbeit wird der C-Gehalt in den Profilen und Horizonten einer Schwarzerde-Griserde Sequenz unter Wald bestimmt sowie die auf die einzelnen organomineralischen Komponenten und die Huminsäuren entfallenden Anteile von der gesamten organischen Substanz in % vom Gesamt-C.

Außerdem wurde die Menge der organomineralischen Komplexe, ihr Anteil am Boden, der THK-Anteil am Gesamtton sowie das Ton : THK-Verhältnis bestimmt.

Unter Verwendung der tabellierten Daten läßt sich die anhand bodenkundlicher Standortmerkmale erfolgte Einordnung der Profile in eine Schwarzerde-Griserde Sequenz überprüfen. Es wurde festgestellt, daß diese im vorliegenden Falle zwar durch die C-Gehalte in den Profilen und Horizonten recht gut gestützt wird. Es wird aber auch deutlich, daß sie nicht problemlos ist.

Betrachtet man nämlich die Zusammensetzung der organischen Substanz aus den einzelnen Humuskomponenten, insbesondere den organomineralischen Verbindungen, so wird erkennbar, daß die erfolgte Einordnung sehr grob und schematisch ist und daß hier bei exakter Beurteilung keine echte Degradationssequenz vorliegt. Es handelt sich vielmehr um eine Reihe von in ihrem Aufbau und insbesondere auch in der Zusammensetzung ihrer organischen Substanz sehr spezifischer Böden, welche eigene Kriterien und Merkmale besitzen.

Es bleibt noch anzumerken, daß sich die beschriebenen Standort-Besonderheiten (vgl. Tab. 1) mit Hilfe der gewonnenen Analysendaten gut erklären lassen, was ohne die detaillierte Auftrennung der Proben nicht möglich ist.

Tabelle 1      Untersuchte Böden und Profilabschnitte

Profil	Proben- Entnahmetiefe
I      Feuchtschwarzerde	
A-Horizont 0 - 70 cm	
bei 25 cm sehr schwache Aufhellung im	5-25 cm
A <sub>h</sub> -Horizont, bei 50 cm Tonanreicherung	50 cm
II     Feuchtschwarzerde, schwach degradiert	
A-Horizont 0 - 65 cm	
bei 5 und 20 cm aufgehellter A <sub>h</sub> -Horizont	5-25 cm
bei 57 cm dunkler A <sub>h</sub> -Horizontrest	50 cm
IV    Stark degradierte Schwarzerde	
A-Horizont 0 - 65 cm	
bei 5 und 22 cm stark aufgehellter	25 cm
A <sub>o</sub> -Horizont, bei 50 cm dunkler	50 cm
A <sub>h</sub> -Horizontrest	
V     Degradierete Schwarzerde, Pseudovergleyung	
A-Horizont 0 - 65 cm	
bei 10 cm hellgrauer A <sub>e</sub> -Horizont	10-25 cm
bei 25 cm Übergangszone zum bleichen	50 cm
A <sub>e</sub> -Horizont bei 50 cm	
VI    Stark tondurchschlammte degradierte Schwarzerde	
A-Horizont 0 - 45 cm	
A/B-Horizont 45-60 cm	
bei 5 und 25 cm dunkelbrauner A <sub>e</sub> -Horizont	5-10 cm
bei 40 cm Verbraunungszone	25 cm
	50 cm
VII   Griserde (Parabraunerde mit Schwarzerdevergangenheit)	
A-Horizont 0 - 65 cm	
bei 5 cm moderartiger Mull,	5-10 cm
bei 15 cm humusangereicherter	15-30 cm
A <sub>e</sub> -Horizont, bei 30 cm eigentlicher	55 cm
A <sub>e</sub> -Horizont	



Tabelle 2

C-Gehalt der Proben in % sowie des auf die Kieselsäure-Huminsäure-Komplexe (KHK), Ton-Humus-Komplexe (THK), Huminsäuren (HS) und den erschöpfend extrahierten Rückstand (eer) entfallenden Anteils vom Gesamt-C-Gehalt (=100 %) in den aus den oberen Bodenschichten bis ca. 25 cm Tiefe (a), den mittleren Profilabschnitten bei ca.25-30 cm (b) und in etwa 50 cm Tiefe entnommenen Bodenproben (c) der Profile I bis VII (s. Tabelle 1) der Schwarzerde-Griserde Sequenz

		B o d e n p r o f i l e					
		I	II	IV	V	VI	VII
% C im Boden	a	2,98	2,66		2,63	2,36	2,03
	b			1,65		1,27	0,99
	c	2,41	2,13	1,18	1,34	1,59	1,01
% C <sub>KHK</sub> vom Ges. C	a	15,3	21,6		25,2	23,3	43,6
	b			16,3		22,7	18,9
	c	47,2	23,7	33,0	20,6	15,1	19,9
% C <sub>THK</sub> vom Ges. C	a	14,2	16,9		21,8	8,3	9,4
	b			18,0		12,2	23,0
	c	5,0	21,1	16,5	13,7	19,5	16,6
% C <sub>HS</sub> vom Ges. C	a	39,1	22,7		6,7	10,4	10,5
	b			9,9		11,0	25,7
	c	23,5	35,5	13,7	37,7	38,2	36,5
% C <sub>eer</sub> vom Ges. C	a	7,9	6,7		4,5	4,9	11,6
	b			7,3		11,0	12,2
	c	9,7	5,6	15,4	13,2	11,5	12,2

**Tabelle 3** C-Gehalt, Kieselsäure-Huminsäure-Komplex (KHK) und Ton-Humus-Komplex (THK)-Gehalt im Boden (in %) sowie THK-Gehalt von Gesamtton in % und Ton : THK-Verhältnis in den oberen Bodenschichten bis etwa 25 cm (a), den mittleren Profilschnitten mit ca. 25-30 cm (b) und in etwa 50 cm Tiefe der Profile I bis VII (s. Tabelle 1) der Schwarzerde-Griserde Sequenz

		B o d e n p r o f i l e					
		I	II	IV	V	VI	VII
% C im Boden	a	2,98	2,66		2,63	2,36	2,03
	b			1,65		1,27	0,99
	c	2,41	2,13	1,18	1,34	1,59	1,01
% KHK vom Boden	a	6,4	8,0		13,7	8,7	9,2
	b			5,7		4,2	3,1
	c	10,6	6,9	8,6	3,3	3,8	5,6
% THK vom Boden	a	8,9	9,3		6,7	8,0	17,0
	b			4,3		3,3	4,8
	c	2,5	14,1	8,1	7,9	2,4	3,9
% THK vom Ges. Ton	a	35	40		50	42	40
	b			20		18	35
	c	38	50	27	34	16	26
Ton THK	a	2,9	2,5		2,0	2,4	2,5
	b			5,0		5,4	2,9
	c	2,6	2,0	3,7	2,9	6,2	3,8



Relativer und Sukzession von Fraktionen der organischen Boden-  
substanz

von

Scharpenseel, H.W.

Einleitung

Kohlenstoff - Isotopenverhältnismessungen im Boden und an Huminstofffraktionen sind von Interesse für folgende Fragestellungen:

1. Pedochronologische Messungen des absoluten und relativen Bodenalters (wahres Alter = WA, ermittelt über Holzkohle oder organischen Kohlenstoff begrabener Horizonte; scheinbare mittlere Verweilzeit = SMVZ, ermittelt über den Kohlenstoff der organischen Substanz rezenter Böden).

Gemessenes Isotopenverhältnis  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ . (28)

2. Annäherung von  $^{14}\text{C}$ -Daten rezenter Böden an das WA durch Datierung der relativ ältesten Fraktion des Bodenkohlenstoffs; gemessenes Isotopenverhältnis  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ .

(2, 4, 5, 7, 9, 16, 17, 18, 21, 22, 28, 29, 34)

3. Profildünnschichtdatierungen zum Studium des Mechanismus der Kohlenstoffdynamik durch Messung der Kohlenstoff-Flüsse; gemessenes Isotopenverhältnis  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ . (6, 31)

4. Reihenfolge in der Entstehung der Huminstofffraktionen in den Reaktionsketten der biologischen Huminstoffsynthese; gemessene Isotopenverhältnisse  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ .

(4, 8, 14, 15, 19, 24, 27, 32)

5. Photosynthetischer Mechanismus, welcher der organischen Substanz zugrunde liegt oder umgekehrt. Ansatz: aus Mechanismus-typischem Isotopenverhältnis Ableitung des Vegetationstyps, welcher der organischen Bodensubstanz zugrunde liegt; gemessenes Isotopenverhältnis  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ . (14, 19, 29, 30)

6. Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz im Boden; gemessene Isotopenverhältnisse  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ . (10, 11, 20, 25, 33)

7. Rolle der terrestrischen Biosphäre, insbesondere der organischen Bodensubstanz, als "Sink" für  $\text{CO}_2$ , speziell Beitrag der Bodenhuminstoffe an der Festlegung exzessiven, aus fossilen Brennstoffen-bürtigen Kohlenstoffs; gemessene Isotopenverhältnisse  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ . (1, 12)

### Problemstellung

In den Anwendungsbereichen 2 und 4, auf die in vorliegender Arbeit Bezug genommen wird, bestehen uneinheitliche Vorstellungen. Bereich 2 erhält seine Motivation aus dem Bestreben, bei der Bestimmung des Minimumalters rezenter Bodenbildungen (SMVZ) durch optimale Vorbehandlung eine C-Fraktion der Bodenprobe zur Messung zu bringen, welche ein Höchstmaß an altem Kohlenstoff aus der anfänglichen Phase der Bodenbildung enthält. Es handelt sich hier um jenen organischen Anteil, welcher in organo-mineralischer Bindung dem mikrobiellen Abbau entzogen wurde. Das  $^{14}\text{C}$ -Alter dieser Probe würde dem wahren Alter (WA) der Bodenbildung möglichst nahekommen.

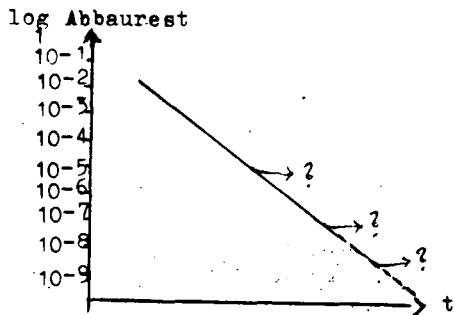
Bereich 4 nutzt das relative Alter der Huminstofffraktionen, um die Reihenfolge ihrer Entstehung im Rahmen der biosynthetischen Reaktionsketten zu bestimmen.

Beide Ansätze treffen sich in der Versuchsdurchführung.

Das Kernproblem stellt sich dar in Gerasimov's Differenzierung des Kohlenstoffs rezenter Böden in biologisch aktiven Kohlenstoff, wirksam im gegenwärtig aktiven biologischen Geschehen, welcher bestenfalls das relative Alter, den relativen Fortschritt einer Pedogenese gegen den Hintergrund bestimmter SMVZ-Bereiche für die verschiedenen Bodentypenbildungen angibt. Demgegenüber ist der biologisch inerte Bodenkohlenstoff aus vergangenen, abgeschlossenen Kohlenstoffzyklen verblieben, inzwischen durch Polykondensation und organo-mineralische Bindungen gegen den Angriff der rezenten Edaphons geschützt und ergibt - falls seine isolierte Datierung gelingt - ein Nahezuabsolutalter der Bodenbildung. (5)

Diese zunächst als ziemlich willkürlich empfundene Unterteilung (Scharpenseel, 27) muß in Einklang mit Fraktionsdatierungsergebnissen von Martel und Paul (15), weiterhin in Vergleich zwischen Abbaueversuchen  $^{14}\text{C}$ -markierter organischer Substanz im Boden (10, 11, 15, 20, 28, 33) und Messungen der natürlichen  $^{14}\text{C}$ -Konzentration an Fraktionen (15, 23), welche für den Hauptteil der schnell abgebauten organischen Bodensubstanz ca. 10 - 100 Jahre mittlerer Verweilzeit erbrachten, erneut Beachtung finden.

Es erscheint, daß der Abbau der organischen Bodensubstanz zunächst nahezu gradlinig exponentiell verläuft bis auf



einen geringen Anteil, der jeweils durch organomineralische Bindung, eventuell auch durch zunehmende Polykondensation geschützt (5) erhalten bleibt und weitgehend aus dem sich fortsetzenden Kohlenstoff-Zyklus ausgeschlossen ist (15).

Abb.1 Exponentieller Abbau der organischen Substanz

Wenn wir 9 Jahre mittlerer Verweilzeit  $\frac{T}{\ln 2}$  zugrunde legen (Sauerbeck und Johnen, 26) bei stetigem Verlauf des e-Funktion-gesteuerten Abbaus, wären nach  $10 \times T \frac{1}{2} = 60$  Jahren nur noch  $1/1024$  des ursprünglichen organischen Kohlenstoffs vorhanden, nach 120 Jahren  $1/1024000$ , nach 180 Jahren  $1/10^9$ .

Radiokohlenstoffalter von 3 - 6000 Jahren, wie sie im unteren Saum des A-Horizonts tiefhumoser, rezenter Böden üblich sind, wären unmöglich zu deuten. Sie bedingen eine höhere Verbleibrate des alten Kohlenstoffs im C-Pool des Bodens.

Fixiert man mit Lobo u. Mitarb. (15), Martel und Paul (16) die mittlere Verweilzeit der Bodenhuminstoffe als Ergebnis von C-14-Datierung auf ca. 100 Jahre, stimmt das zunächst gut mit Globalbilanzen überein (Kovda, 13), wonach das jährliche photosynthetische Globalprodukt etwa  $1/100$  des organischen Substanzpools der Pedosphäre beträgt.

$1/N = 100$  Jahre entspräche einer Halbwertszeit von  $100 \times \ln 2 = \text{ca. } 70$  Jahre. Nach 700 Jahren wären noch  $1/1000$ , nach 1400 Jahren  $1/1000000$  oder in den Boden eingetragenen organischen Substanz übrig, die nach  $N = N_0 \cdot e^{-kt}$  stetig weiter abgebaut würde. Bei welchem Konzentrationsniveau soll man die Schwelle suchen, wo durch physikalischen und chemischen Schutz der verbleibenden organischen Substanz ein Knick in dem e-Funktion's gesteuerten Abbau einsetzt und der Abbau nunmehr etwa asymptotisch zur Zeitachse weiterverläuft? (s. Abb. 1)

Es besteht die Chance, und vieles spricht dafür, daß dieses Modell überhaupt nicht existiert, <sup>oder nur begrenzt</sup> daß vielmehr in dem Maße, in welchem sorptions- und inkorporationsfähige Mineralpartikel der Tonfraktion entstehen, sie Ton-organische Bindungen eingehen, indem sie jeweils spontan einen gewissen Anteil humifizierter organischer Substanz aus dem Reservoir des biotischen Abbaus ziehen und festlegen. Erinnern wir uns daran, daß nach Hunt (1962, zit. n. E.T. Degens, 3) der überwiegende Teil des organischen Materialpools der Sedimente (ca.  $3,8 \times 10^{15} \text{t}$ ) sich in Ton und Tonsteinen befindet (ca.  $3,6 \times 10^{15} \text{t}$ ) gegenüber nur ca.  $6 \times 10^{12} \text{t}$  Kohlenvorrat und ca.  $0,2 \times 10^{12} \text{t}$  Erdöl. Die nachfolgenden organischen Substanzgenerationen werden daher nur noch beschränkt freie Sorptionsplätze finden und nahezu voll, wie in Abb. 1 dargestellt, dem Abbau verfallen. Deshalb zeigen unsere rezenten, in der kontemporären Biosphäre stehenden Böden wohl trotz vielseitiger Verjüngungsgefährdung durch Wurzeln, Tiertransport und Perkolation im tieferen Bereich des A-Horizonts C-14-Alter von mehreren tausend Jahren, niedriger, als es dem wahren Alter der Bodenbildung entspräche, aber durch förderliche Vorbehandlung oder Fraktionierung der Datierungsproben näher an das wahre Alter heranführbar. Es verbleibt, mit Böden bekannten Alters zu prüfen, wie weitgehend durch Standardisierung einer besseren Probenvorbehandlung eine solche Annäherung erzielbar ist.

Im Bereich 4 (s. Einleitung) stellt sich die Frage nach der Reihenfolge in der biosynthetischen Entstehung, nach dem relativen Alter der Huminstofffraktionen.

Während nach üblichem Verständnis das relative Alter mit der Zunahme des C-Gehaltes und Abnahme der funktionsfähigen Gruppen korrelieren sollte, Scharpenseel (28), Eglund und Engstrand (21), Münnich (17), betrachtet Schnitzer (32) die Humine als dem vegetabilen Ursprungsmaterial näherstehende und als den Huminsäuren gegenüber jüngere Fraktion. Goh (8) sowie Nakhla und Delibrias (18) kommen auf Grund von vergleichenden Bombenkohlenstoffmessungen zu ähnlichem Ergebnis, (gemäß den Ergebnissen Goh's können die Humine sogar jünger sein als die Fulvosäuren).

Lobo und Flexor (15) differenzieren zwischen dem humosen Epipedon, in welchem die Huminfraktion durch Belastung mit Nixthuminstoffen jünger ist als die Huminsäuren und den tieferen Profilbereichen, wo sie die Fraktion mit dem höchsten C-14-Alter bildet.

Auf der Basis von  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Messungen an Huminstofffraktionen erkennen Nissenbaum und Schallinger (19) in den Fulvosäuren eine Intermediärform im Ablauf der Huminsäurebildung, wobei im Unterboden auch Fulvosäurekondensation zu stabilen Huminen erfolgen soll.

### Ergebnisse

Tabelle 1 faßt die bisherigen Ergebnisse der  $^{14}\text{C}$ -Datierung durch chemische Behandlung gewonnener Bodenfraktionen zusammen. Einige bereits veröffentlichte Daten (28) wurden zur Erweiterung des Probenkollektivs nochmals miteinbezogen. Erstmals kamen auch Teilchengrößen-Fraktionen als Ergebnis der Sephadex-Gel-Filtration (s. Abb. 2), ferner Fraktionen aus gleichem Bodenmaterial-Einsatz, welcher zunächst mit Lösungsmitteln steigender Polarität extrahiert und danach in üblicher Weise durch Alkali und Säure fraktioniert wurde, zum Vergleich.

Zum Problem des biologisch inerten Kohlenstoffs in rezenten Böden:

Die höchsten beobachteten Fraktionsalter entstammen dem Rückstand der Säurehydrolyse.

Vorextraktion mit organischen Lösungsmitteln bringt einen Teil jüngeren Materials aus dem Boden heraus (Ergebnissäule 9), Wachse sind hier nicht wie Grant-Taylor beobachtete (9) besonders alt.

Eine Sephadexfraktionierung ist nicht sehr versprechend in Relation zu dem hohen erforderlichen Arbeitsaufwand.



Erstaunlicherweise ist das C-14-Alter der Rückhaltefraktion stets höher als das der Durchlaufraction, welche ja an sich die höheren Teilchengrößen einschließt. Das Altersmaximum scheint nicht mit der Teilchengröße positiv korreliert zu sein. (Ergebnissäulen 2, 4, 7, 9). (Tab. 1)

Humine und Humuskohle sind in hydromorph beeinflussten Böden jünger als die Huminsäuren (Ergebnissäulen 6, 9, 10), in terrestrischen Böden dagegen höher oder gleichhoch (Ergebnissäulen 1, 3, 5, 7).

Grauhuminsäurefraktionen sind in allen Fällen älter als Braunhuminsäurefraktionen (Ergebnissäulen 1, 3, 10).

Die von Lobo u. Mitarb. (15) beobachtete Regel "Humine im Oberboden sind jünger als die Huminsäuren, im tieferen Profilbereich dagegen älter als die Huminsäuren" wurde durch vorliegendes Probenkollektiv nicht bestätigt.

Die Fulvosäuren waren, mit Ausnahme in Ergebnissäule 10, immer jünger als die Humine.

Am beharrlichsten erweist sich der Säurehydrolysenrückstand den anderen Fraktionen als überlegen. Führt der Hydrolysenrückstand an den "biologisch inerten alten Kohlenstoff" heran? Eine Sequenz wiederholter Säure- wie auch Alkalihydrolysen des gleichen Bodenmaterials mit  $^{14}\text{C}$ -Messung nach jeder Hydrolysenstufe erlaubt dies zu entscheiden (in Bearbeitung).

Zum Problem der Entstehungs- und Altersreihenfolge der Huminstofffraktionen:

Jüngste Fraktionen sind die weitgehend als Nichthuminstoffe anzusprechenden Verbindungen des Hydrolysats sowie hier in Kontrast zu Grant-Taylor (9) die lyophilen Stoffe der Gruppe Fette und Wachse einschließlich Chlorophyll, Carotenoide etc., welche durch organische Lösungsmittel extrahierbar sind (Ausnahme Ergebnissäule 4). Die außergewöhnlich hohen Alter der Dimethylformamid- und Dimethylsulfoxidextrakte bei Ergebnissäule 9 dürften auf residualen, fossilen Kohlenstoff der Extraktionsmittel zurückzuführen zu sein, welche

trotz Eindampfen der Proben bis zur Verfestigung in Einschlüssen verblieben sein müssen. Wegen der überaus belastenden Geruchsentwicklung, trotz leistungsfähiger Abzüge, mußten Wiederholungen der Dimethylsulfoxidextraktion unterbleiben.

Eine Altershierarchie, etwa parallel der Polarität des Lösungsmittels, ist nicht erkennbar.

Es folgen dann die Fulvosäuren als jüngste Fraktion der Huminstoffe im engeren Sinne.

Die sich sehr jung darstellenden Hymatomelansäuren erscheinen beeinflusst durch den rezenten Kohlenstoff des in kleinen Mengen zurückgebliebenen Lösungsmittels Äthanol.

Bei den Huminsäuren zeigen die Braunhuminsäuren stets geringere Alter als die Grauhuminsäuren. Die Altersrelation zwischen Huminen und Huminsäuren scheint vorbelastet zu sein durch Auftreten oder Fehlen von alkal unlöslichen Nichthuminstoffen, welche fälschlicherweise zur Gruppe der Humine geschlagen werden können (z. B. Zellulose).

Offensichtlich werden durch Hydromorphie solche Bestandteile konserviert, so daß die Humine durch sie verjüngt werden und die Huminsäuren relativ älter wirken.

In den nicht feuchtebeeinflussten Böden erscheinen durchweg die Humine älter als die Huminsäuren. Ausgeprägt sind diese Unterschiede aber nur bei der fossilen Pararendzina unter Laacher Tuff (Ergebnissäule 7).

Auf Grund der  $^{14}\text{C}$ -Fraktionsalter sind die Fulvosäuren eindeutig jünger als die meist nur geringfügiger unterschiedenen Huminsäuren und Humine.

### Zusammenfassung

Natürliche Radiokohlenstoffmessungen an Bodenfraktionen sollen informieren über die Abtrennungsmöglichkeiten von "altem, biologisch inertem Kohlenstoff" aus rezentem Bodenmaterial. Darüber hinaus gilt es, auf Grund des relativen Fraktionsalters ihre Entstehungsreihenfolge in der biosynthetischen Reaktionskette der Huminstoffe zu überprüfen.

- 1 Unter allen verglichenen Fraktionen (klassische Huminstofffraktionierung durch Alkali- und Säurebehandlung; sukzessive Extraktion mit organischen Lösungsmitteln steigender Polarität; Trennung nach Teilchengrößen mit Hilfe der Sephadex-Gel-Permeationsfraktionierung; 6 n HCl-Säurehydrolysat und Hydrolysenrückstand) zeigt der 6 n HCl-Hydrolysenrückstand die konsistenteste Alterserhöhung. Wiederholte, erschöpfende Hydrolysebehandlung des gleichen Probematerials steht noch aus. Alle anderen Fraktionstypen ergeben ein stark herkunftsgeprägtes Altersmuster (z. B. bei Einwirkung oder Fehlen von Hydromorphie), ohne eine evidente Annäherung an den "alten, biologisch inerten Kohlenstoff" zu erreichen.
  
- 2 Unter den organischen Extrakten besteht keine feste Altershierarchie, während sich bei den klassischen Fraktionen weitgehend die Sequenz steigenden Molekulargewichts ergibt. Die Hymatomelansäuren erscheinen verjüngt durch Rezentkohlenstoffreste des Extraktionsmittels Äthanol.

Grauhuminsäuren sind älter als Braunhuminsäuren, Humine in voll terrestrischem Bodenmilieu älter als die Huminsäuren, während hydromorphe Böden in kalter NaOH unlösliche junge C-Verbindungen konservieren und damit das  $^{14}\text{C}$ -Alter der Humine fälschlich verjüngen können.

### Summary

Natural radiocarbon measurements on soil fractions provide information regarding the chances of separating the "old biologically inert carbon" out of samples of recent soil material.

Beyond this, the relative fraction ages are scrutinized for the sequential order of the fractions origin within the biosynthetic reaction chain of soil humic matter.

- 1 Among all fractions compared (classic humic matter fractionation by alkali- and acid treatment; successive extraction with organic solvents of increasing polarity; separation according to particle size by Sephadex gel hydrolysis residue) the 6 n MCl hydrolysis residue shows the most consistent significant age increment. Repeated exhaustive hydrolysis treatment of the same sample material is still pending. All other fraction types indicate an age pattern under strong predetermination by mood of origin, f. ex. existence or lack of hydromorphy, without an evident enrichment of the "old, biologically inert carbon".
- 2 Among the organic extracts no persistent age hierarchy is noticeable, whereas the classical fractions follow an age sequence foremost parallel to increase of the molecular weight. Hymatomelanic acids appear rejuvenated by relics of recent carbon derived from the extractant ethanol. Grey humic acids are older than the brown humic acids, humines from fully terrestrial soil environment older than humic acids, while in hydromorphic soils cold alkali insoluble young C-compounds seem to be conserved, which are liable to falsifying rejuvenation of the humines.

Bibliographie

- 1 Broecker, W.S.: The fate of the CO<sub>2</sub> gas produced by the burning of chemical fuels. Proc. Second Intern. Sympos. Environmental Biogeochemistry, Hamilton, Canada, 1975 (under print)
- 2 Campbell, D.A., Paul, E.A., Rennie, O.A. and Mc Callum, K.J.: Applicability of the carbon dating method of analysis to soil humus studies. Soil Sci. 104, 217-224, 1967
- 3 Degens, E.T.: Geochemie der Sedimente, Enke Stuttgart, S.162, 196
- 4 Ganzhara, N.F.: Humus formation in chernozem soils, Pochvovedeniye 7, 39-43, 1974
- 5 Gerasimov, J.P.: Nature and Originality of Paleosols, Paleopedology, Origin, Nature and Dating of Paleosols. Symp. Age of Parent Materials and Soils, Amsterdam, Israels University Press, Jerusalem, 15-27, 1971
- 6 Geyh, M.A., Benzler, J.H. und Roeschmann, G.: Problems of dating pleistocene and holocene soils by radiometric methods, Paleopedology, Origin, Nature and Dating of Paleosols. Symp. Age of Parent Materials and Soils, Amsterdam, Israel University Press, Jerusalem, 63-78, 1971
- 7 Goh, K.M. and Stout, J.M.: Radiocarbon enrichment and the turnover of soil organic matter in an chronosequence of soils, developed on wind blown sand in New Zealand, Proc. 8<sup>th</sup> Int. Conf. on Radiocarbon Dating, Wellington, New Zealand, 2, 449-463, 1972
- 8 Goh, K.M.: Soil Humus formation, a reversal of the classical pathway as revealed by bomb-<sup>14</sup>C-enrichment (Persönl. Mitt., vorgesehen für "Nature")
- 9 Grant-Taylor, T.L.: The extraction and use of plant lipids as a material for radiocarbon dating. Proc. 8<sup>th</sup> Int. Conf. on Radiocarbon Dating, Wellington, New Zealand, 439-448, 1972
- 10 Jenkinson, D.S.: Studies of decomposition of <sup>14</sup>C-labelled organic matter in soil. Soil Sci, 111, 64, 1971
- 11 Johnen, B.G.: Bildung, Menge und Umsetzung von Pflanzenwurzeln im Boden. Diss. Univ. Bonn, 1974
- 12 Keeling, C.D.: The concentration and isotopic abundance of carbon dioxide in the atmosphere. Tellus, 12, 200-203, 1960
- 13 Kovda, V.A.: Biosphere, soils and their utilisation, 10<sup>th</sup> Int. Congr. Soil Science, Moscow, 42, 1974

- 14 Lerman, C.: Carbon-14 dating: origin and correction of isotope fractionation errors in terrestrial living matter, 8<sup>th</sup> Intern.Conf.on Radiocarbon Dating, Wellington, New Zealand, 610, 1972
- 15 Lobo, P.F.S., Flexor, J.M., Rapaire, J.L., Sieffermann, G.: Essai de détermination du temps de résidence des fractions humiques de deux sols ferrallitiques par l'utilisation du radiocarbone naturel et thermonucléaire, Pédologie, XII, 115-123, 1974
- 16 Martel, Y.A., Paul, E.A.: The use of radiocarbon dating of organic matter in the study of soil genesis. Soil Sci.Soc.Amer.Proc. 38, 501-506, 1974
- 17 Münnich, K.O.: Erfahrungen mit der <sup>14</sup>C-Datierung verschiedener Arten von Sedimenten. Verhandlungen der vierten Int. Tagung der Quartärbotaniker, Veröff. Geobotanisches Institut Rübel b. Zürich, Heft 34, 1957
- 18 Nakhla, S.M. und Delibrias, G.: Utilisation de carbon-14 d'origine thermonucléaire pour l'étude de la dynamique du carbon dans le sol. Radioactive Dating and Methods of low Level Counting, Proc.Symp. Monaco, 1967, IAEA, Vienna, 169, 1967
- 19 Nissenbaum, A. and Schallinger, K.M.: The distribution of the stable carbon isotope (<sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C) in fractions of soil organic matter. Geoderma, 11, 137-145, 1974
- 20 Oberländer, H.E., Roth, K.: Transformation of <sup>14</sup>C-labelled plant material in soils under field conditions. Proc.Isotopes and Radiation in Soil Organic Matter Studies, IAEA, Wien, 251, 1968
- 21 Östlund, H.G., Engstrand, L.G.: Stockholm Radiocarbon Measurements V, Radiocarbon 5, 203, 1963
- 22 Paul, E.A., Campbell, C.A., Rennie, D.A. and Mc Callum, K.J.: Investigations on the dynamics of soil humus utilizing carbon dating techniques. Int.Congr.Soil Sci. Trans. 8<sup>th</sup>, 201-208, 1964
- 23 Paul, E.A.: Plant components and soil organic matter. Recent Advances Phytochem. 3: 59-104, 1970
- 24 Rubiten, Je.V. und Kozyrewa, M.G.: The age of russian chernozem. Soviet Soil Science, 6, 383-392, 1974, Trans. from Pochvovedeniye, 7, 16-26, 1974
- 25 Sauerbeck, D.: Über den Abbau <sup>14</sup>C-markierter organischer Substanzen im Boden und ihren Einfluß auf den Humushaushalt. Habilit. Schrift, Univ. Bonn, 1966
- 26 Sauerbeck, D. und Johnen, B.: Radiometrische Untersuchungen zur Humusbilanz. Landw.Forschg, Sonderheft 30, II, 137, 1973

- 27 Scharpenseel, H.W.: Radiocarbon dating of soils-problems, troubles, hopes. Paleopedology, Origin, Nature and Dating of Paleosols, Israel University Press, 79, 1971
- 28 Scharpenseel, H.W.: Messungen der natürlichen C-14 Konzentration in der organischen Substanz von rezenten Böden, eine Zwischenbilanz. Z.Pflanzenernährung und Bodenkunde, 133, 241-263, 1972
- 29 Scharpenseel, H.W.: Natural radiocarbon measurement of soil and organic matter fractions and on soil profiles of different pedogenesis. Proc. 8<sup>th</sup> Int.Conf.Radiocarbon Dating, Wellington, New Zealand, 382-393, 1972
- 30 Scharpenseel, H.W.: Zur Berechtigung der Interpretation natürlicher Radiokohlenstoffmessungen an organischem Kohlenstoff CaCO<sub>3</sub>-reicher Böden. Mitt.Dt.Bodenkundl.Ges. 18, 198-201, 1974
- 31 Schiffmann, H. und Scharpenseel, H.W.: Dünnschichtdatierung an einigen Tschernosemprofilen zum Studium der C-Dynamik; in Vorbereitung
- 32 Schnitzer, M.: Humic Acids, M.Dekker Inc. N.Y., 1973
- 33 Stout, J.D.: Factors affecting radiocarbon enrichment in soil and the turnover of soil organic matter. Proc. 8<sup>th</sup> Int.Conf.Radiocarbon Dating, Wellington, New Zealand, 394-402, 1972
- 34 Tate, K.R.: Radiocarbon in studies of soil organic matter - vegetation relationship. Proc. 8<sup>th</sup> Int.Conf. Radiocarbon Dating, Wellington, New Zealand, 408-419, 1972.

Tab.1: Ergebnisse der Fraktionsdatierung

Fraktion	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Podsol Scherpen- seel (Ah) 15-25 cm	Podsol, Scher- penseel b. Geilenkirch- en, Bh, 40 - 55 cm	Podsol Flaesheim (O/Ah) 10-20 cm	Tscherno- zem Aseler Wald Ah, 40-50 cm	Tschernozem Söllingen (Ap) 15-25 cm	Pseudogley- Tscherno- zem Adlum (SwA) 40-50 cm	Fossile Pa- rarendisina unter la- acher Trach- yt-Tuff, fA, 200 cm	Fossile Tscherno- zem Mich- elsberg (fA) 140 cm	Niedermoor Koislhof, über Isar- schotter, Hn 80 cm	Kalkarer Moor hn 80-90cm
Gesamtboden		2470 ± 70		2470 ± 70			10.600±120		7200±110	
Petroleumben- zinextrakt									3290±320	
Benzolex- trakt				3220 ± 80			4130±100		3920±120	
Methanolex- trakt									6380± 90	
Acetonextrakt									4020±360	
Acetonitril- extrakt									2240±440	
Dimethylform- amidextrakt									10760±130	
Dimethylsulf- oxidextrakt									13140±200	
Hydrolysen- rückstand				3160 ± 70			11.360±150		9730±170	
Hydrolysat, 6 n HCl				104,4 ± 0,6 % mod.			2510±100		7270±140	
Fulvosäuren (nach org. Extrakt)	2930±40		140,1 % mod.	370 ± 70	104,3 % mod.	1800 ± 60	1140±200		6860±250	4270 ± 80
Fulvosäuren dialysiert				380 ± 70				4310±210	7060±110	
Hymatomelan- säuren	1580±80		114,1 % mod.			1390 ± 70				4510 ± 80
Gesamthumin- säuren		2940 ± 60		2100 ± 70			6970±210		8810 ±120	
Hum. S. Sephad. 1 Fr. Durchlauf		2230 ± 70		1480 ± 60			6110±100		7590±120	
Hum. S. Sephad. 50, 2 Fr. Rückhalte		5410 ± 90		2940 ± 90			6830±130		7820± 90	
Braunhuminsäu- re	2530±60		920 ± 50		1560 ± 70	4890 ± 50		7600±220		5380 ± 80
Grauhuminsäure	2980±70		1140 ± 70							5970 ± 40
Humine	2850±70		117,2 % mod.	2460 ± 60	2275 ± 80	2910 ± 80	10.320±140	6930± 80	7110±110	3490 ± 70
Humuskohle	Spuren			2920 ± 70		2810 ± 60	9940±140	6830±100	7230±110	4460 ± 80
Holzkohle							10.330±120			



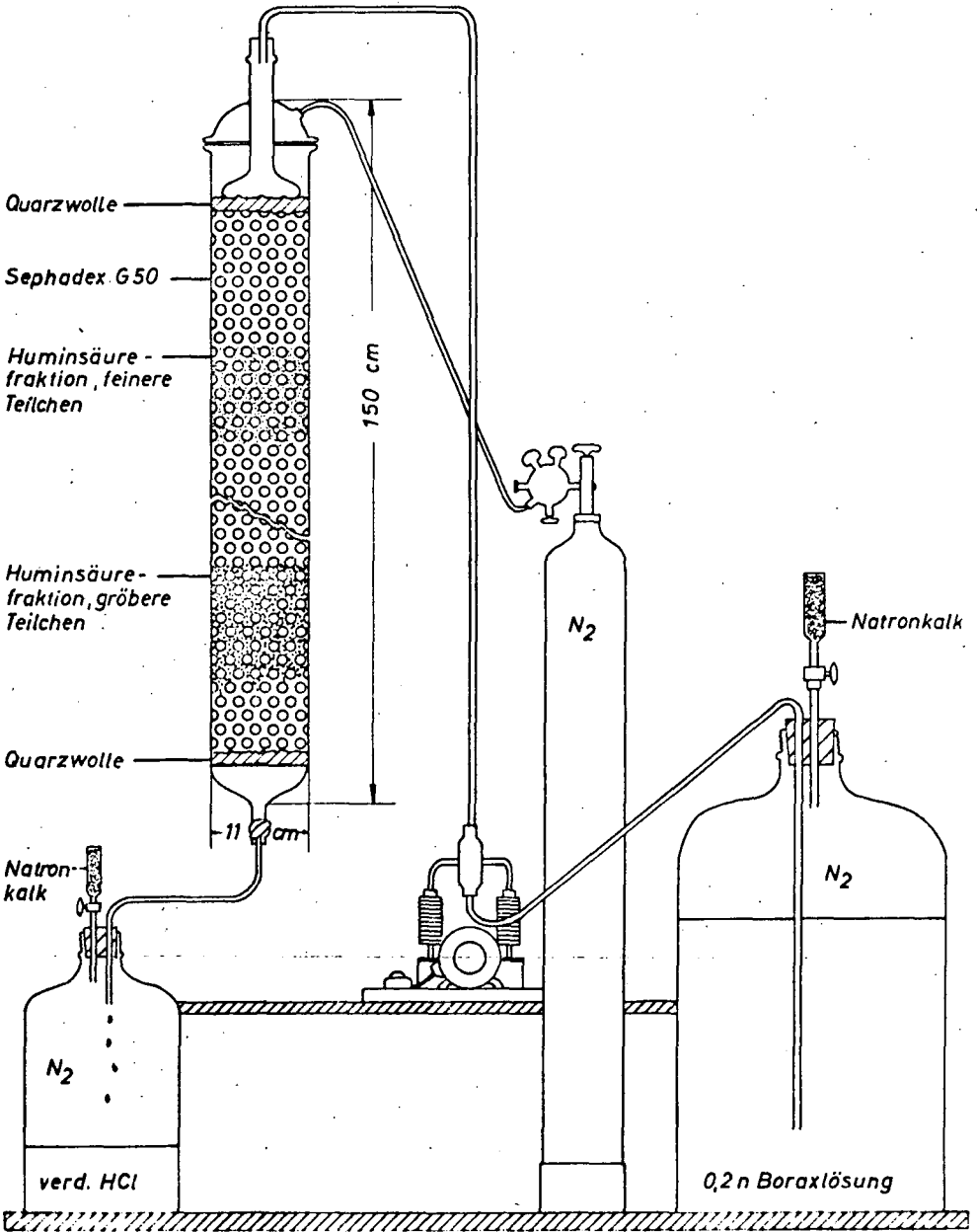


Abb. 2, Sephadexfraktionierung der Huminsäuren unter Schutzgas

Möglichkeiten der Mößbauer-Spektroskopie zur  
Untersuchung pedogener Eisenverbindungen.

von  
Goetz, D. <sup>†</sup>

Die Mößbauer-Spektroskopie ermöglicht es, die Wirkungen von Elektronenhüllen auf den Atomkern zu messen. Dadurch können Aussagen über kleinste Unterschiede in Struktur, Bindungseigenschaften und Wertigkeit untersuchter Stoffe gemacht werden. Bisher konnte an 40 Elementen der Mößbauer-Effekt beobachtet werden. Für diese Beobachtungen ist das Eisen Isotop  $^{57}\text{Fe}$ , das in natürlichem Eisen-vorkommen zu 2.17% enthalten ist, besonders gut geeignet. Es bietet sich daher an, die Anwendung der Mößbauer-Spektroskopie auf bodenkundlich relevante Eisenverbindungen zu prüfen. Da diese Methode in der bodenkundlichen Forschung bisher nur vereinzelt angewendet worden ist, soll eine kurze Einführung in das Prinzip und Methoden der Mößbauer-Spektroskopie gegeben werden.

Prinzip und experimentelle Anwendung des Mößbauer-Effekts

Der Mößbauer-Effekt beruht auf der rückstoßfreien Kernresonanzabsorption von  $\gamma$ -Strahlen. Ein Atomkern im angeregten Zustand emittiert beim Übergang in den Grundzustand ein  $\gamma$ -Quant; dieses kann von einem anderen identischen Atomkern resonant absorbiert werden. ( Abb. 1 )

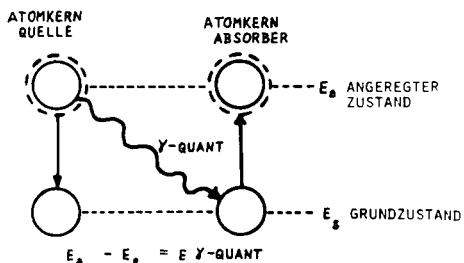


Abb. 1  
Kernresonanzabsorption  
transmittierter  $\gamma$ -Strahlen.

<sup>†</sup> Ordinariat für Bodenkunde der Universität Hamburg  
Für die freundliche Hilfe bei der Durchführung dieser Arbeit  
danke ich Herrn Dr. Nagorny, Hamburg.

Bedingung für die Resonanz ist, daß die Übergangsenergie  $E_a - E_g$  in beiden Kernen gleich ist und die Emission und Absorption des  $\gamma$ -Quants jeweils rückstoßfrei, also ohne Energieverlust erfolgt. Damit ist dann  $E_a - E_g = E \gamma$ -Quant.

Abb. 2 zeigt schematisch den Versuchsaufbau zur Beobachtung des Mößbauer-Effekts. In der Quelle senden angeregte Mößbauer-Kerne beim Übergang in den Grundzustand  $\gamma$ -Quanten aus. Diese können im Absorber von identischen Kernen resonant absorbiert werden. Im Resonanzfall wird im Detektor ein Absinken der Zählrate registriert.

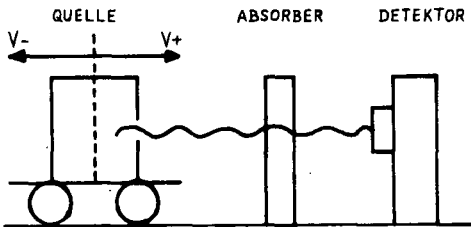


Abb. 2  
Versuchsanordnung für ein Mößbauer-Experiment

Kleine Unterschiede des magnetischen bzw. elektrischen Feldes am Kernort der Mößbauer-Kerne in Quelle und Absorber reduzieren oder verhindern die Resonanz, weil dann die Übergangsenergie  $E_a - E_g$  im Absorber ungleich der Energie des  $\gamma$ -Quants ist. ( $E_a - E_g \neq E \gamma$ -Quant). Durch eine Bewegung der Quelle zum Absorber hin und vom Absorber weg kann der Energiegehalt des  $\gamma$ -Quants in Abhängigkeit von der Bewegungsgeschwindigkeit um ein bestimmtes Maß erhöht oder erniedrigt werden, sodaß die Differenz der Übergangsenergie in Quelle und Absorber ausgeglichen wird. Die Resonanz ermöglichende Quellengeschwindigkeit ist ein Maß für Unterschiede im Energieniveau der Kerne in Quelle und Absorber.

Im Mößbauer-Spektrometer wird die Quelle durch einen Vibrator bewegt. Dieser schwingt mit einer kontinuierlich sich ändernden Geschwindigkeit von 0 auf einen maximalen Wert zum Absorber hin und zurück auf einen maximalen Wert vom Absorber weg. Ein mit dem Vibrator synchronisierter Vielkanalimpulsspeicher registriert die bei einzelnen Geschwindigkeitsabschnitten am Detektor gemessenen Impulse.

Daß Mößbauer-Spektrum wird dargestellt durch Auftragen der Zählrate gegen die Relativgeschwindigkeit zwischen Quelle und Absorber. (Abb. 3)

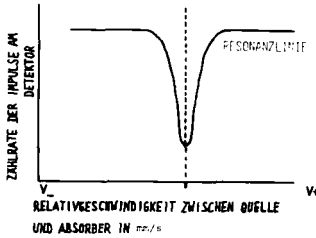


Abb. 3

Mößbauer-Spektrum bei chemischer und physikalischer Identität der Kerne in Quelle und Absorber.

Bei einer Einlinien-Quelle sowie chemischer und physikalischer Identität der Mößbauerkerne in Quelle und Absorber entsteht ein Spektrum mit einer Resonanzlinie, deren Maximum bei dem Kanal mit der Geschwindigkeit 0 liegt. Schon kleinste Unterschiede des Energieniveaus in Absorber und Quelle bewirken eine veränderte Ausbildung der Resonanzlinien auf der relativen Geschwindigkeitskala, in einer für bestimmte Wechselwirkungen zwischen Hülle und Kern charakteristischen Weise. Dieses sind folgende meß- und interpretierbare Parameter. (Abb. 4)

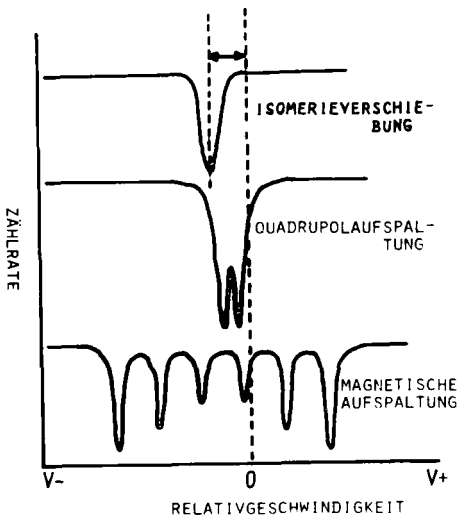


Abb. 4

Mößbauer-Parameter

### Isomerieverschiebung

Elektronen am Kernort treten in elektrische Monopol-Wechselwirkung mit dem Kern; das führt zu einer Änderung des Energieniveaus und wirkt sich im Spektrum durch eine Verschiebung der Resonanzlinie auf der Geschwindigkeitsskala aus. Die Isomerieverschiebung erlaubt Rückschlüsse auf den Oxidationszustand, die Bindungseigenschaften und die Elektronenegativität.

### Quadrupolaufspaltung

Ein Kern mit elektrischem Quadrupolmoment tritt in Wechselwirkung mit einem inhomogenen elektrischen Feld am Kernort, wodurch das Kernniveau in zwei Subniveaus aufgespalten wird, die Ausgangs- und Endpunkte von Kernübergängen sein können. Im Spektrum ist die Resonanzlinie in zwei Linien aufgespalten. Die Quadrupolaufspaltung gibt Informationen über Molekülsymmetrie, Oxidationszustand, Bindungseigenschaften und magnetische Eigenschaften.

### Magnetische Aufspaltung

Das Energieniveau von Kernen mit einem magnetischen Dipolmoment spaltet bei einer Wechselwirkung mit einem Magnetfeld am Kernort in verschiedene Subniveaus auf. Das Spektrum zeigt mehrere Resonanzlinien die den für Kernübergänge erlaubten Subniveaus entsprechen. Aus der Art der magnetischen Aufspaltung kann man auf magnetische Eigenschaften des untersuchten Stoffes schließen.

Weitere Informationen ergeben sich u.a. aus dem Temperaturverhalten der vorgenannten Parameter sowie der Breite und Symmetrie der Resonanzlinien. In der Anwendung können dann z.B. Aussagen über die Korngröße von untersuchtem Eisenoxid-Pulver, Koordination von Eisen in Kristallgittern und den isomorphen Ersatz einzelner Atome gemacht werden.

### Anwendungsbeispiele für bodenkundliche Fragestellungen

1. In feinkörnigen Fraktionen von Böden stellen Eisenoxide und Hydroxide i.A. die stärksten Eisenkonzentrationen dar. Diese Minerale können daher ohne weitere Anreicherung mit sehr großer Selektivität gemessen werden. Für die Messung der vorliegenden Spektren wurde der Boden zur Zerstörung der Aggregate und Separierung der Eisenoxid-Hüllen 2 Minuten scharf ultrabeschallt, und die Fraktion kleiner als  $30\mu$  zur Analyse über Naßsiebung gewonnen. Etwa 0,5 g der Probe werden als Pulver im Mößbauer-Spektrometer gemessen.

Abb. 5 zeigt das Mößbauer-Spektrum von Geothit aus dem Bt-Horizont einer Parabraunerde. Man erkennt eine deutliche Quadrupol-aufspaltung, eine schwache Isomerieverschiebung und eine geringe Halbwertsbreite der Resonanzlinie.

Der Hämatit aus Laterit in Abb. 6 wird durch eine magnetische Aufspaltung in 6 Resonanzlinien gekennzeichnet, deren Intensität sich jeweils von außen nach innen im Verhältnis 3:2:1 vermindert. Das Symmetriezentrum dieses Sextetts ist gegenüber dem Nullpunkt auf der Geschwindigkeitsskala um einen geringen Betrag verschoben.

Abb. 7 zeigt das Resonanzspektrum eines Rotlehms. Man erkennt deutlich die magnetische Aufspaltung des Hämatits sowie das Quadrupoldublett des Geothits. Die Mößbauer-Spektroskopie ist als Erkennungstechnik anwendbar in Fällen, in denen die Röntgen-diffraktometrie versagt.

Die Erweiterung der Nachweisgrenze von Eisenmineralen kann durch einen Versuch gezeigt werden, bei dem einer Bodenfraktion kleiner als  $30 \mu$ , die primär nur Geothit enthält, Hämatit beigemischt wird, sodaß 2 % der vorhandenen freien Eisenoxide bzw. 0,2 % der Gesamtprobe Hämatit sind. Das Mößbauer-Spektrum in Abb. 8 läßt das Quadrupoldublett des Geothits und angedeutet das magnetische Sextet des Hämatits erkennen. Röntgenographisch war dieser Hämatit neben dem Geothit nicht mehr nachweisbar. Eine exakte Nachweisgrenze ist nicht ohne weiteres anzugeben, da diese von der Korngröße der Kristallite und in sehr starkem Maße vom Meßaufwand abhängt.

2. Die Mößbauer-Spektroskopie ist in Fällen, in denen sie anwendbar ist, der Röntgenbeugung auch in der Auflösung kleinerer Kristalle überlegen. Das Mößbauer-Spektrum in Abb. 9 stammt von der Fraktion kleiner als  $30 \mu$  des Bs-Horizontes eines Podsol. Die Eisenoxide dieses Materials sind röntgenamorph, lassen jedoch im abgebildeten Spektrum ein deutliches Quadrupoldublett erkennen; es unterscheidet sich von dem des kristallinen Geothits durch einen kleineren Resonanzeffekt und eine größere Quadrupolaufspaltung, was auf eine geringere Korngröße der Kristallite zurückzuführen ist. Es können somit Strukturaussagen und damit auch Mineralbestimmungen im röntgenamorphen Bereich vorgenommen werden.

3. Aus der Reihe eines Modellversuches von Harländer und Brümmer, in dem Eisen- und Phosphorsalze gemeinsam gefällt wurden, konnten einige Präparate mit unterschiedlichem Fe-P-Verhältnis untersucht werden. Abb. 10 zeigt das Spektrum von kristallinem Strengit, der

auch röntgenographisch nachgewiesen worden ist und bei einem Verhältnis Fe:P=1:3 entstanden ist. Das Quadrupoldublett weist gegenüber dem Goethit der Abb. 5 eine etwas stärkere Isomerieverschiebung auf. Bei höherem Eisengehalt der Fällungslösung entstehen röntgenamorphe Eisen-Hydroxid-Phosphat-Komplexe, die im Mößbauer-Spektrum durch schwächere Resonanz, deutlich größere Halbwertsbreite und eine sehr starke Quadrupolaufspaltung gekennzeichnet sind. (Abb. 11) Die reine Eisenhydroxidausfällung dieser Versuchsreihe zeigt ein Spektrum mit 2 Sextetten, gleicher Isomerieverschiebung aber unterschiedlicher Aufspaltung. (Abb. 12) Die weitere Auswertung dieser Spektren erfolgt durch Ausmessung der einzelnen Parameter anhand von Eichspektren.

Entsprechend der Phosphoranlagerung an Eisenhydroxide läßt sich auch die Wirkung anderer Liganden, z.B. organische Natur, auf die Kristallstruktur untersuchen. Auch der Einbau von Fremdatomen in Eisenminerale bewirkt eine Veränderung des entsprechenden Mößbauer-Spektrums. Die Mößbauer-Spektroskopie wird sich trotz der verschiedenen Anwendungsmöglichkeiten wahrscheinlich nicht als Routineanalysemethode in bodenkundlichen Labors einführen lassen. Dagegen spricht vor allem der apparative Aufwand, der über die reine Beschaffung des Spektrometers weit hinausgeht sowie der geringe Probedurchsatz (Meßdauer 1-3 Tage). Zur Lösung grundsätzlicher Probleme oder wichtiger Spezialfragen dürfte der Einsatz der Mößbauer-Spektroskopie der bodenkundlichen Forschung wichtige Impulse geben.

#### Literaturverzeichnis

BANCROFT, v.j. 1973 Mößbauer-Spectroscopy, An Introduction for Inorganic Chemists and Geochemists. McGraw-Hill Book Company (UK) Limited. - GANGAS, N.H., SIMOPOULOS, A., KOSTIKAS, A., YASSOGLU, N.J. and FILLIPAKIS, S. 173 Mößbauer studies of small particles of Iron oxides in soil. Clays and Clay Minerals, Vol. 21, S.151-160 - GOLDANSKII, V.J., HERBER, R.H., 1968 Chemical Applications of Mößbauer-Spectrometry and instrumental technique for determinative mineralogy. Mößbauer Effect Methodology, Vol5, 209-230, Plenum NY. - KÜNDIG, W., BOEMMEL, H., KONSTABARIS, G. and LINDQUIST, R.H. 1966 Some properties of supported small  $\alpha$ -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> particles determined with the Mößbauer-effect. Phys.Rev. 142, 327-333. - MADDOCK, A.G. (1972) Mößbauer spectroscopy in mineralogy. Panel on the Application of the Mößbauer-effect. International Atomic Energy Agency, Vienna. - NALOVIĆ, L., PEDRO, G., (1975) Demonstration, by Mößbauer-Spektroskopie, of the Role Played by transitional trace elements in the Crystallogenesis of iron hydroxides (III). International Clay Conference Mexico City, Mexico Abstracts. - WEGNER, H. (1965) Der Mößbauer-Effekt und seine Anwendung in Physik und Chemie. Bibliographisches Institut, Mannheim.

Abb. 6

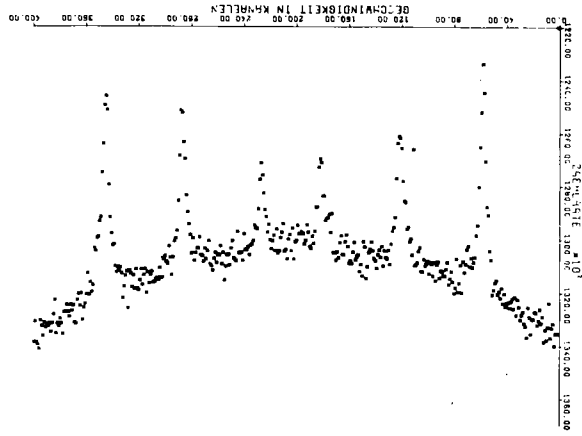


Abb. 8

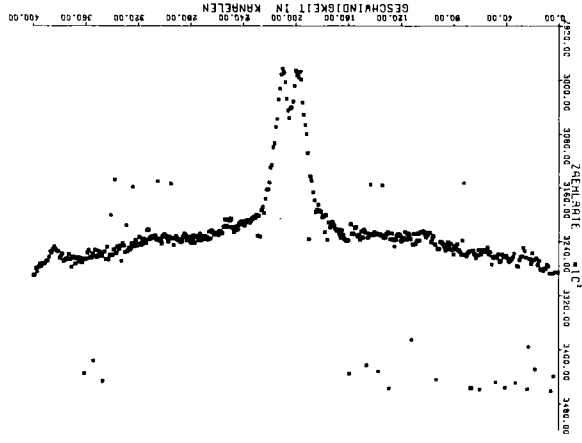


Abb. 5

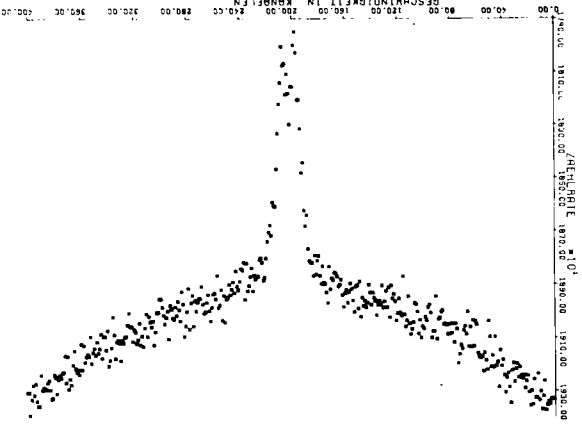
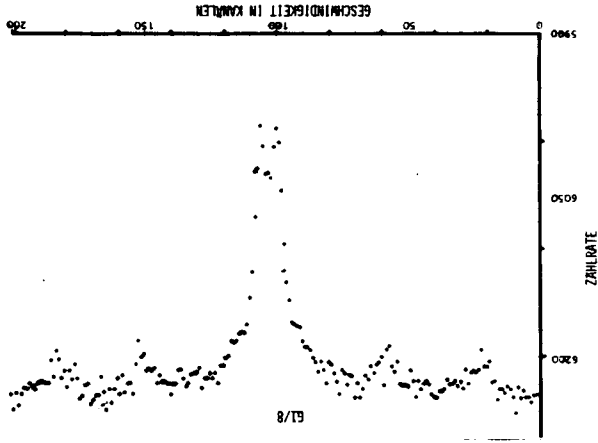


Abb. 7





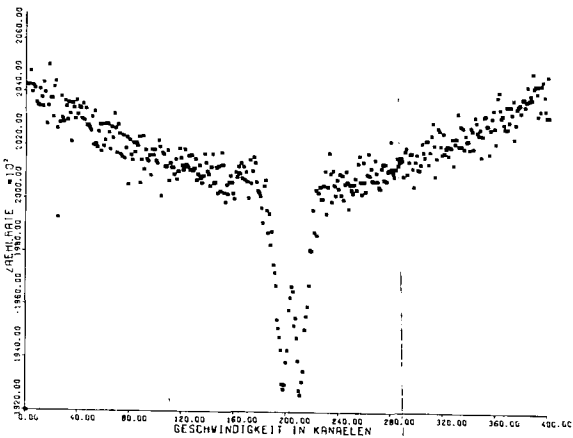


Abb. 9

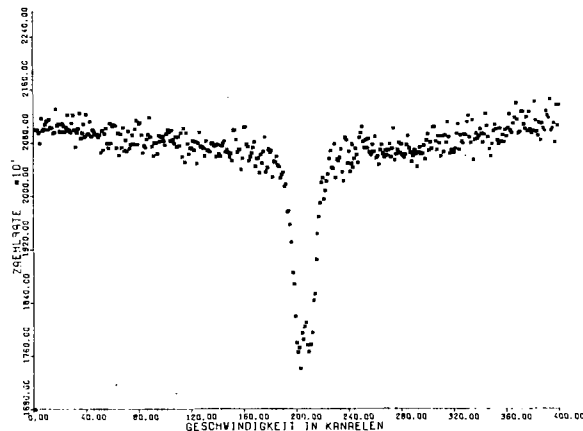


Abb. 10

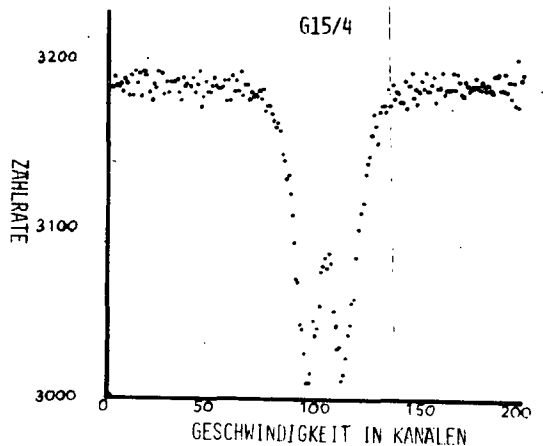


Abb. 11

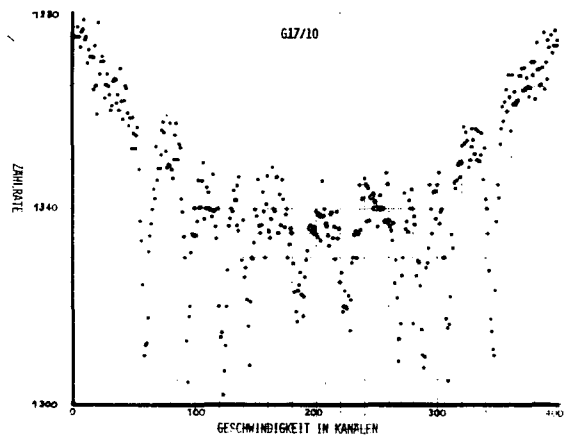


Abb. 12

Phosphoreszenzspektren von Huminstoffen

von  
Kreß, B.M. <sup>+</sup>)

1. Vorbemerkung

Zustand und Reaktionsweisen von Huminstoffen sind mit chemischen Mitteln nur ungenügend zu beschreiben, da die Erforschung ihrer Elektronenzustände neuerdings immer mehr an Bedeutung gewinnt. So konnten bei Huminstoffen zunächst mit chemischen Methoden, dann aber durch Erfassung ihrer paramagnetischen Eigenschaften Radikalzustände erkannt werden (Rex 1960).

Untersuchungen der Spinkonzentration in Abhängigkeit von der Temperatur ergaben darüberhinaus erste Hinweise auf weitere Elektronenzustände bei Huminstoffen (Steelink and Tollin 1962). Demnach konnte es sich neben den Bindungselektronenpaaren nicht allein um die Dublettzustände <sup>++</sup>) quasi freier Elektronen handeln; vielmehr waren gleichzeitig auch angeregte Singlett- und Tripletzustände <sup>++</sup>) zu vermuten (Abb. 1). Weitere Untersuchungen verschiedener Autoren ergaben zusammengefaßt etwa folgendes:

<sup>+</sup>) Interfakultatives Lehrgebiet Chemie der Universität Göttingen, von Sieboldstr. 2

<sup>++</sup>) Der Gesamtspin  $S$  aller Elektronen eines Moleküls bestimmt die Multiplizität der Molekülzustände durch  $2S+1$ . Für zwei Elektronen im Grundzustand  $S_0$  oder im angeregten Zustand  $S_1$  gilt mit den Einzelspins  $+1/2$  und  $-1/2$ :  $S=0$ , wonach mit der Multiplizität  $=1$  ein Singlettzustand vorliegt. Haben beide Elektronen den gleichen Spin  $+1/2$  und besitzen zwei verschiedene Energieniveaus, gilt mit  $S=1$  für die Multiplizität  $3$ : es ist ein Tripletzustand  $T_1$  gegeben (Abb. 1). Bei Systemen mit ungerader Elektronenzahl kompensieren sich die magnetischen Momente niemals völlig. Diese Systeme treten als "Dubletts" auf ( $S=1/2$ , Multiplizität= $2$ ), weil sich das Spinnmoment jeweils parallel und antiparallel zu den entsprechenden Orbitalmomenten orientieren kann.

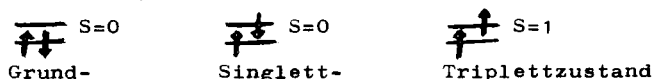


Abb. 1 Elektronenzustände (siehe z.B. BIRKS, J.B. Staab, H.A. 1964; Becker, R.S. 1969)

Huminstoffe haben eine verhältnismäßig hohe Konzentration an freien Radikalen (z.B. Steelink 1964, Kleist und Mücke 1966, Atherton et al. 1967, Scheffer und Ziechmann 1967). Die betreffenden Elektronen sind weitgehend ungebunden, so daß neben Spin-Gitter-Wechselwirkungen vermutlich auch Spin-Spin-Wechselwirkungen auftreten (Loginov 1970).

Nach Anregung mit Lichtenergie können zunächst an Modellhuminstoffen Spin-Spin-Wechselwirkungen sowie Hinweise auf Triplettzustände nachgewiesen werden (Kreß 1974). Sodann konnte am Modell gezeigt werden, daß nach Anregung mit Licht und Temperatur zwischen einzelnen Elektronenzuständen eine volle Reversibilität vorliegt (Ziechmann und Kreß 1975).

Das Verfahren der Elektronenresonanz - bei Synthesehuminstoffen gut anwendbar - versagt jedoch oftmals bei viel komplexer gebauten Naturhuminstoffen, weil die verschiedenen Elektronenzustände gekoppelt auftreten und die entsprechenden Signalbilder daher nicht mehr auswertbar sind (siehe auch Riffaldi and Schnitzer 1972). Außer in Fällen der schonenden Gewinnung bestimmter Fraktionen mit milden organischen Lösemitteln (Lisanti et al. 1974) muß man zur Vermeidung der oben angegebenen Schwierigkeiten bestimmten Elektronenzuständen mit anderen Mitteln nachgehen.

Man weiß, daß angeregte Triplettzustände die Voraussetzung für eine ganz bestimmte Art der Lichtemission, nämlich der Phosphoreszenzemission sind (Abb. 2).

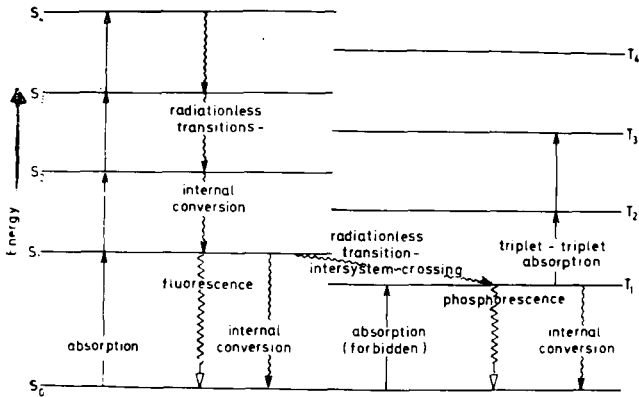


Abb. 2 Schema der Energiezustände

S = Singlett-Zustand

T = Triplett-Zustand

S<sub>0</sub> = Grundzustand (Becker 1969)

Dies war der Anlaß, zum ersten Mal mit Hilfe der Phosphoreszenz angeregte Triplettzustände auch bei Huminstoffen zu untersuchen. Es sollten hierdurch Auskünfte über den Bau und die Reaktionsweise<sup>+)</sup> der Huminstoffe erhalten werden.

+) Wesentlich ist hier die unterschiedliche Lebensdauer (t) der angeregten Singlett- (S<sub>i</sub>) und Triplett- (T<sub>i</sub>)-zustände.

$$t_{S_i} < 10^{-9} \text{ sek (instabiler Zustand)}$$

$$t_{T_i} \approx 10^0 \text{ sek (metastabiler Zustand)}$$

Für die Reaktivität eines Systems ist sowohl die energetische Höhe der angeregten Zustände wie auch ihre Lebensdauer wichtig.

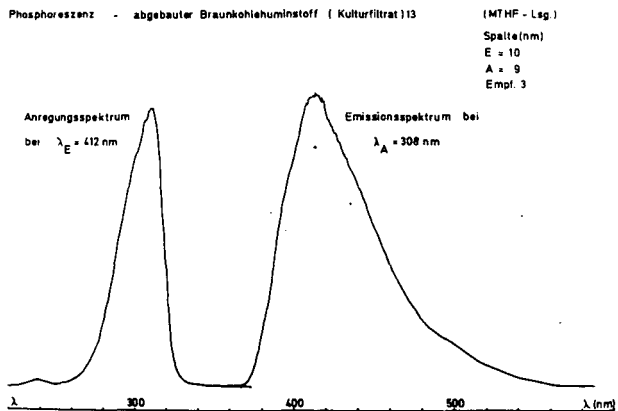


Abb. 3

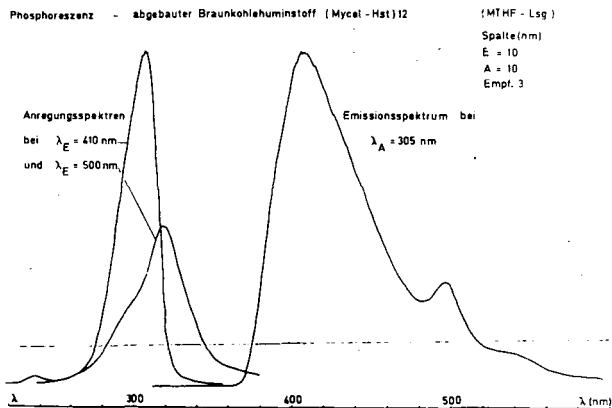


Abb. 4

Zu Abb. 3 u. 4 Die spektrale Verteilung des Anregungs- und Phosphoreszenzemissionslichtes des methyltetrahydrofuranlöslichen Anteils zweier (mikrobiell abgebauter) Braunkohlehuminstoffe

## 2. Experimente

Die löslichen Fraktionen verschiedener synthetischer und natürlicher Huminstoffe unterschiedlicher Herkunft und Behandlung wurden in geeigneten Lösemitteln, die bei tiefer Temperatur als 'Gläser' vorliegen (weiteres siehe bei Bramwell and Gendell 1973), bei 78<sup>0</sup>K untersucht. Die spektrale Verteilung des Anregungs- und Phosphoreszenzemissionslichtes wurde am MPF 4 der Firma Perkin Elmers aufgenommen.

## 3. Ergebnisse

Mit den durchgeführten Untersuchungen konnten erstmalig bei Huminstoffen die Phosphoreszenzemission und damit angeregte Tripletzustände nachgewiesen werden. Alle bisher untersuchten Huminstoffe zeigen die Erscheinung der Phosphoreszenz (Kreß 1975).

Die spektrale Verteilung des zur Anregung notwendigen, wie auch die des emittierten Lichtes zeigt bei vielen Präparaten mehrfache Maxima; die Hauptmaxima beider spektraler Verteilungen liegen recht eng beisammen (z.B. Abb. 3 und 4). Weitere Ergebnisse und Einzelheiten werden an anderer Stelle mitgeteilt (Kreß und Ziechmann 1975; Kreß, Müller-Wegener und Ziechmann 1975). Natürliche Huminstoffe zeigen den Effekt der Phosphoreszenzemission stärker und ausgeprägter als Modellhuminstoffe.

## 4. Diskussion

Der Nachweis der Phosphoreszenz ist für die Beschreibung von Huminstoffen von erheblichem Interesse:

- Welche molekularen Gegebenheiten der Huminstoffe stehen mit diesem, bislang noch nicht beschriebenen Effekt in unmittelbarem Zusammenhang?
- Wie sind die Unterschiede bezüglich der Emissionsmaxima zwischen Huminstoffen und anderen Naturstoffen zu deuten? Und

- Läßt sich von diesem Befund her eine (schon oft vermutete) Sonderstellung der Huminstoffe im Bereich der Naturstoffe physikalisch exakt begründen?

Und endlich:

- Kann auf diesen Beobachtungen ein, die Herkunft, Vorbehandlung, Art der Gewinnung, Bestand an funktionellen Gruppen usw. berücksichtigendes Analysenverfahren aufgebaut werden?

Die experimentellen Bemühungen konzentrierten sich bisher auf das erste Problem; entsprechend kann nur dieser Punkt diskutiert werden.

Mit der Feststellung, daß alle bisher untersuchten Huminstoffpräparate die Erscheinung der Phosphoreszenz zeigen, muß man angeregte Triplettzustände als obligate Elektronenzustände bei Huminstoffen ansehen. Als metastabile Elektronenzustände spielen sie sehr wahrscheinlich für die Reaktivität eine erhebliche Rolle.

Daß mit der Aufnahme von Phosphoreszenzspektren Reaktivitätsunterschiede einzelner Huminstoffe erfaßt werden können, ist zwar zu vermuten, muß aber späteren Untersuchungen vorbehalten bleiben.

Da die Atome C, H, O und N über eine hohe Elektronegativität verfügen, kann bei der überwiegenden Anzahl der organischen Verbindungen der angeregte Triplettzustand kaum oder nur schwer erreicht werden. Im Gegensatz dazu geschieht dies bei Huminstoffen ausgesprochen leicht. Damit dürften sich die Huminstoffe auch in dieser Hinsicht ganz deutlich von allen anderen Gruppen organischer Verbindungen abheben.

Welche Molekülstrukturen könnten bei den Huminstoffen für den beschriebenen Effekt verantwortlich sein?

An erster Stelle sind die bekannten funktionellen Gruppen (-OH, -C=O, C-O-C-) zu nennen, darüberhinaus ist aber auch

eine unhomogene Elektronenverteilung im Molekül Voraussetzung. Es müssen also bei Huminstoffmolekülen Zentren vermehrten Elektronenmangels und vermehrten Elektronenüberschusses vorhanden sein. Dies deutet auch von dieser Seite darauf hin, daß Huminstoffe als Elektronen-Donator-Acceptor-Komplexe vorliegen (Ziechmann 1972).

#### 5. Zusammenfassung

- Erstmals konnte für Huminstoffe die Phosphoreszenz nachgewiesen werden; für unterschiedliche Huminstoffe ergeben sich unterschiedliche Spektren.
- Angeregte Triplettzustände gehören zum essentiellen Bestand der Elektronensysteme bei Huminstoffsystemen.
- Die Erscheinung der Phosphoreszenz wird damit erklärt, daß bestimmte funktionelle Gruppen und Ladungs-Übertragungs-Systeme (Elektronen-Donator-Acceptor-Komplexe) vorliegen.



## 6. Literaturverzeichnis

Atherton, N.M., Cranwell, P.A., Floyd, A.J., Haworth, R.D. (1967). Humic acid.-I. ESR spectra of humic acids, Tetrahedron 23, 1653-1667.

Becker, R.S. 1969  
Theory and interpretation of fluorescence and phosphorescence. Wiley interscience, New York.

Birks, J.B. 1974  
Organic molecular photophysics, Vol. 2, 97

Bramwell, F.B. and Gendell, J. 1973  
ESR studies of the triplet state of (n,n) paracyclophanes  
The journal of chem. Phys. 58, 2; 420-427

Kleist, H. und Mücke, D. 1966  
Stabile freie Radikale in Huminsäuren. Experientia, 22, 136

Kress, B.M. 1974  
Zur Änderung der paramagnetischen Eigenschaften eines Huminstoffsystems gegenüber Licht und Temperatur.  
Mitt.d.Deutsch.Bodenkuhnl.Gesellsch. 18, 248-251

Kress, B.M., Müller-Wegener, U. und Ziechmann, W. 1975  
Emissionsspektroskopische Untersuchungen an Huminstoffen.  
In Vorbereitung

Kress, B.M. und Ziechmann, W. 1975  
Die Untersuchung der Phosphoreszenzmission an Huminstoffen.  
In Vorbereitung

Lisanti, L.E., Testini, C., Senesi, N. 1974  
Ricerche sulle proprietà paramagnetiche dei composti umici. Agrochimica XVIII n 1-2, 134-141

Loginov, L.F. 1970  
Use of electron paramagnetic resonance methods for studying humic acids. Chemical Abstracts 73, 361

Rex, R. W. 1960  
Electron paramagnetic resonance studies of stable free radicals in lignins and humic acids. Nature 188, 1185-1186

Riffaldi, R. and Schnitzer, M. 1972  
Effects of diverse experimental conditions on ESR spectra of humic substances. Geoderma 8, 1-10

Scheffer, F. und Ziechmann, W. 1967  
Huminstoffe als Radikale. Z.Pflanzenern.Düng.Bodenkde. 115  
H.2 106-115

Staab, H. 1964  
Einführung in die theoretische organische Chemie.  
423-424. Verlag Chemie/Weinheim

Steelink, C. 1964

Free radical studies of lignin, lignin degradation products and soil humic acids. Geochim.Cosmochim.Acta 28, 1615-1622

Steelink, C. and Tollin, G. 1962

Stable free radicals in soil humic acid. Biochim.Biophys.Acta 59, 25-34

Ziechmann, W. 1972

Über die Elektronen-Donator-Acceptor-Eigenschaften von Huminstoffen. Geoderma 8, 111-131

Ziechmann, W. und Kress, B.M. 1975

Über Elektronenzustände einer endoxidierten Synthesehuminsäure in wässriger Lösung. Geoderma, im Druck

#### Danksagung

Dem Max-Planck-Institut für biophysikalische Chemie in Göttingen sei für die Überlassung der Meßeinrichtungen gedankt.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sei für die Unterstützung dieser Arbeiten gedankt.



Einige Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung  
von Humusauflagen (besonders in bezug auf Nährstoff-  
und Wasserverhältnisse)

von

G. BENCKISER und U. BABEL<sup>+</sup>

Einleitung

Humusauflagen wird in Mitteleuropa allgemein eine erhebliche Bedeutung für die Produktivität von Waldbeständen zugeschrieben. Gewöhnlich werden sie negativ bewertet (z.B. DENGLER, 1971). Tatsächlich konnte im Baar-Schwarzwald in noch nicht abgeschlossenen Untersuchungen eine negative Korrelation zwischen Mächtigkeit der Humusauflage und Wuchsleistung festgestellt werden (BABEL und BECHTER, in Vorbereitung).

Für die negativen Beziehungen zwischen Humusauflage und Wuchsleistung werden in der Literatur zwei Gründe angeführt:

1.) Humusauflagen seien Ausdruck schlechter Nährstoffverhältnisse: sie kämen aufgrund der langsamen Zersetzung nährstoffarmer Streu zustande, und in ihnen würden Nährstoffe, statt daß sie in den Kreislauf zurückflößen, festgelegt.

2.) Humusauflagen beeinflussten den Wasserhaushalt des Standorts (z.B. EHWALD u.a., 1961), indem Niederschläge in ihnen interzipiert würden, aber auch indem sie schwer benetzbar seien.

Diesen beiden Fragen wird im Rahmen eines größeren, noch laufenden Forschungsvorhabens nachgegangen. Über einige Ergebnisse an 2 der Untersuchungsflächen wird im folgenden berichtet.

Untersuchungsflächen

Beide Flächen haben eine Humusauflage. Die Fläche\_OP1 hat geringe, die Fläche\_OP4 gute Wuchsleistung der Fichte (siehe Tab.1, weitere Angaben: BABEL, in Vorbereitung, a).

Die Flächen liegen 750 m voneinander entfernt. Für beide gilt:

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre (Fachgebiet Bodenbiologie) der Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart-Hohenheim (70), Emil Wolff Straße 27, Postfach 106

Lage: Baar-Schwarzwald, 6 km so Villingen, 765 m NN, ebene Hochfläche.

Tab.1: Die Untersuchungsflächen OP1 und OP4

Fläche	frühere landwirtschaftl. Nutzung	Baumart u. Alter	Holzertrag Vfm / ha	dGz 100
OP 1	Weide (?)	Fi, 75j.	280,5	7
OP 4	Acker	Fi, 70j.	681	13

Fläche	Bodentyp	Bodenart	Humusaufgabe <sup>++</sup> Mächtigkeit <sup>+++</sup>	Verpilzung	Podsoligkeit
OP 1	saure Braunerde <sup>+</sup>	suL	59 mm	stark	schwach
OP 4	saure Braunerde <sup>+</sup>	suL	38 mm	mittel	stellenweise schwach

+ : fast völlig gleichartiger Aufbau der Mineralbodenprofile

++: die Humusform kann in OP1 weder nach Kubierna noch nach Kartieranleitung der Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde bestimmt werden. In OP4 ist die Humusform Moder. - Eine Publikation über Makro- und Mikromorphologie der Humusprofile wird vorbereitet.

+++: Mittelwerte aus 16 Profilen je Fläche, Differenz gesichert.

Klima: (Villingen, 710 m NN): 886 mm Niederschlag; 6,5°C im langjährigen Mittel.

Natürliche Waldgesellschaft: boreal-montaner Tannen-Fichten-Kiefernwald (SEGER, 1967; dort weitere Literatur). Die Flächen liegen innerhalb des natürlichen süddeutschen Fichten-Areals doch nahe dessen Grenze (SCHMIDT-VOGT, 1974).

Gestein: Fließerde aus oberem Buntsandstein.

### Nährstoffuntersuchungen

Die Ergebnisse sind in Tab.2 mitgeteilt (C nach Wösthoff, N nach Kjeldahl, P und K in conc. HCl-Aufschluß nach Zerstören der org. Subst.). (Die z.T. beträchtlichen Unterschiede in P und K der Oberböden, die übrigens alle zu ungunsten der gutwüchsigen Fläche liegen, können nicht i.E. diskutiert werden. Für ihre Entstehung kommen zahlreiche Gründe in Frage, u.a. Unterschiede im Ausgangsmaterial der Humusaufgabe und in der früheren landwirtschaftlichen Nutzung.)

Im Ganzen ist zu erkennen, daß die gefundenen Nährstoffwerte sich sicher nicht zu ungunsten der Wuchsstörungsfläche OP1 unterscheiden (mit der einzigen Ausnahme des gesichert höheren C/N-Verhältnisses in der Auflage). Da das so ist und da OP4 gute Wuchsleistung zeigt, müssen die Werte auch in OP1 ausreichend sein. Tatsächlich zeigt auch der Vergleich mit Daten von EVERS (1972), daß die gefundenen C/N- und C/P-Werte (auch der C/N-Wert für Auflage OP1!) noch gute Wuchsleistung erlauben, obwohl sie nach allgemeiner Auffassung recht hoch liegen. - Tatsächlich wurde aber in Wuchsstörungsflächen des Baar-Schwarzwaldes von REHFUESS (1973) durch Nadelanalyse ungenügende Stickstoff-Versorgung festgestellt. Diese muß mindestens in der Wuchsstörungsfläche OP1 andere Ursachen haben.

### Untersuchungen zum Wasserhaushalt

Hierfür wurden bisher überwiegend indirekte Methoden eingesetzt (einige Direktmessungen, die die indirekt erhaltenen Ergebnisse bestätigen, in BABEL und BENCKISER, 1975).

Jahrringuntersuchungen: Mit Unterstützung des Jahrringlabors des Botanischen Instituts der Universität Hohenheim (Herr Dr. Becker) wurden an je 12 Stämmen der Untersuchungsflächen Jahrringuntersuchungen ausgeführt (ausführliche Veröffentlichung: BECKER und BENCKISER, im Druck). Abb.2 zeigt nach einem von v. JAZEWITSCH (1961) eingeführten Verfahren die Gleichläufigkeitswerte der Jahrringbreiten mit den Niederschlägen. (Es sind in der Abbildung nicht die Jahresniederschläge, sondern die Niederschläge der Monate in der Vegetationsperiode aufgetragen.) Man erkennt, daß in beiden Flächen eine positive Beziehung zwi-

Tab. 2: Kohlenstoff- und Nährstoffuntersuchungen an Fläche OP1 (mächtige Humusauflage, sehr geringe Wuchsleistung) und OP4 (mittlere Humusauflage, sehr gute Wuchsleistung)

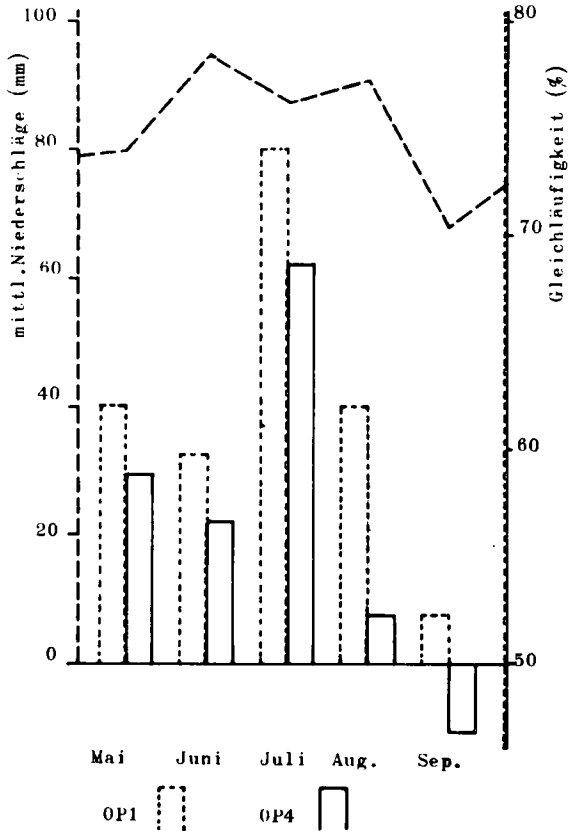
Tiefe (cm)	Raumgewicht (g/cm <sup>3</sup> )		C (g/100 g)		C/N		C/P	
	OP1	OP4	OP1	OP4	OP1	OP4	OP1	OP4
Auflage	0,130	- 0,118	34,2	- 32,8	31,2	+ 27,5	335	465
0 - 4	0,919	- 0,786	3,23	+ 4,75	15,3	+ 18,5	140	282
4 - 12	1,095	- 1,010	1,91	- 2,38	14,6	- 15,9	101	113
12 - 20	1,188	- 1,170	1,60	- 1,42	13,1	- 12,5	106	101
20 - 28	1,361	1,307	1,06	0,99	11,9	13,2	53	47
28 - 36	1,437	1,374	0,84	0,60	10,8	10,7	84	67
36 - 44	1,483	1,374	0,61	0,42	10,2	10,0	61	32
44 - 52	1,511	1,476	0,39	0,39	8,7	9,8	32	30
52 - 60	1,576	1,462	0,33	0,34	8,3	9,5	37	28

Tiefe (cm)	C (kg/ha)		N (kg/ha)		P (kg/ha)		K (kg/ha)	
	OP1	OP4	OP1	OP4	OP1	OP4	OP1	OP4
Auflage	27480	+ 15330	382	+ 575	82	34	113	94
0 - 4	11870	+ 14930	776	- 808	85	53	801	1047
4 - 12	16730	- 19230	1148	- 1212	166	170	3767	1050
12 - 20	15210	- 13290	1160	- 1067	143	131	4134	2181
20 - 28	11540	10350	969	784	218	220	4736	4548
28 - 36	9660	6600	897	616	115	99	3621	3572
36 - 44	7240	4620	712	462	119	143	4129	3957
44 - 52	4710	4610	544	472	145	154	5923	6317
52 - 60	4160	3980	504	421	113	140	5611	3301
Summe	108600	- 93440	7592	+ 6417	1186	- 1144	32845	- 26569

Für Raumgewicht, C und N wurden von Aufl. bis 4 cm je 10 Probenparallelen, von 4 bis 20 cm je 5 Probenparallelen, von 20 bis 60 cm je 2 Probenparallelen untersucht. + : Differenzen zwischen den Vergleichsprofilen statistisch gesichert, - : nicht gesichert. Für P und K wurden Mischproben untersucht, die Werte sind noch zu sichern.

Abb.1: Gleichläufigkeit x der Jahrringbreiten in den beiden Untersuchungsflächen mit den Niederschlägen in den Vegetationsperioden 1910-1955.



x : 50% Gleichläufigkeit: keine Beziehung von  
Jahrringbreiten zu Niederschlägen  
>50% Gleichläufigkeit: positive Beziehung



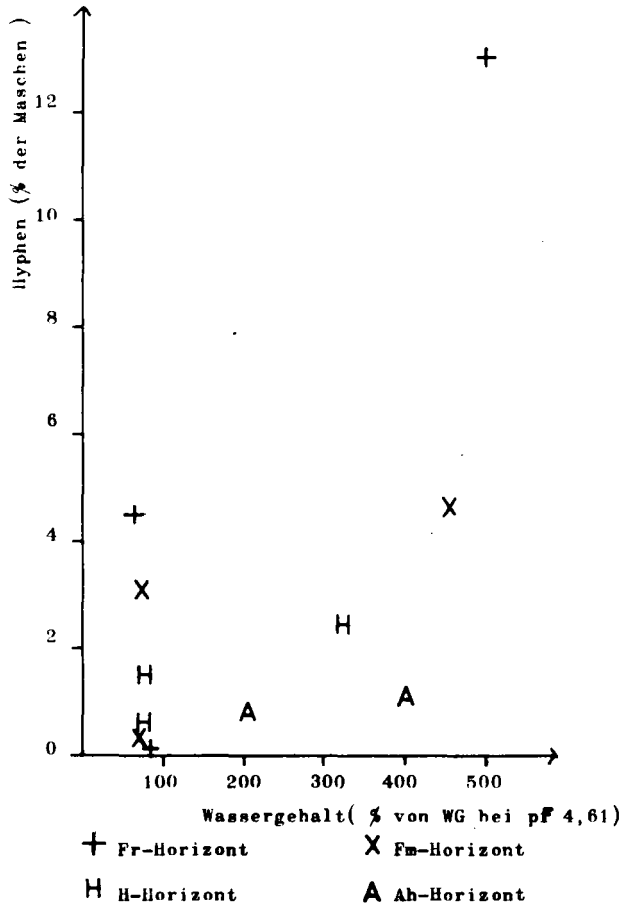
schen Niederschlägen und Jahrringbreiten besteht (einzige Ausnahme: Septemberrniederschläge zu OP4-Jahrringbreiten). Wasser stellt also einen Mangelfaktor dar. - Außerdem fallen 2 Details auf: 1.) die Gleichläufigkeit ist am stärksten im Juli, also im wärmsten und laut langjährigem Mittel (Kurve in Abb.1) etwas niederschlagsärmeren Monat: Das bestätigt den aus dem allgemeinen Verlauf erschlossenen Wassermangel. 2.) Die Gleichläufigkeit ist in der Wuchsstörungsfläche OP1 immer höher als in OP4: In OP1 herrscht also stärkerer Wassermangel. - Diese Ergebnisse wären aufgrund der ca. 900 mm Niederschläge und der tiefgründigen Bodenprofile zunächst nicht zu erwarten gewesen.

#### Morphologische Untersuchungen in der Humusauflage:

Pilzmyzelbildung: Die Jahrringuntersuchungen geben Hinweis auf Wassermangel, der im Bodenprofil zunächst nicht lokalisiert ist. Bei den morphologischen Untersuchungen des Humusprofils (BABEL, in Vorbereitung, a) ergab sich als sehr auffälliges Merkmal der Humusauflage der untersuchten Wuchsstörungsfläche OP1 eine starke Entwicklung von Pilzmyzel, vor allem an der Obergrenze des F-Horizontes aber auch in den tieferen Auflagehorizonten (vgl. Tab.1, s.a. BABEL, 1975). Dieses Merkmal wurde in starker Ausbildung auch in allen 12 anderen im Baar-Schwarzwald und in der südwestlichen Donaualb untersuchten Wuchsstörungsflächen festgestellt. In der gutwüchsigen Fläche OP4 ist Verpilzung der Humusauflage ebenfalls zu beobachten, sie ist aber dort schwächer.

Aus der Literatur (z.B. GRIFFIN, 1972) ist bekannt, daß Pilzhypen bei sehr hohen Wasserspannungen noch Wachstum zeigen. Diese Arbeiten befassen sich ganz überwiegend mit niederen Pilzen. Es war nun zu prüfen, ob das auch für die Humusauflage in OP1 gilt, in der vorwiegend Myzel von Basidiomyceten auftritt. Wenn das der Fall wäre, würde nämlich das Auftreten der starken Pilzmyzelentwicklung in der Auflage von OP1 als Zeiger von (mindestens zeitweiser) Trockenheit zu werten sein, wie das aufgrund von Geländebeobachtungen auch von HARTMANN (1965) angenommen wurde: Die Massenentwicklung von Pilzmyzel würde

Abb.2: Hyphenwachstum in frischen und trockenen Humushorizonten ( OP1 ).-  
Labor, 28 Tage, 20°C.



Folge der Tatsache sein, daß das Material längere Zeit so trocken ist, daß Pilze die einzigen noch aktiven Bodenorganismen sind.

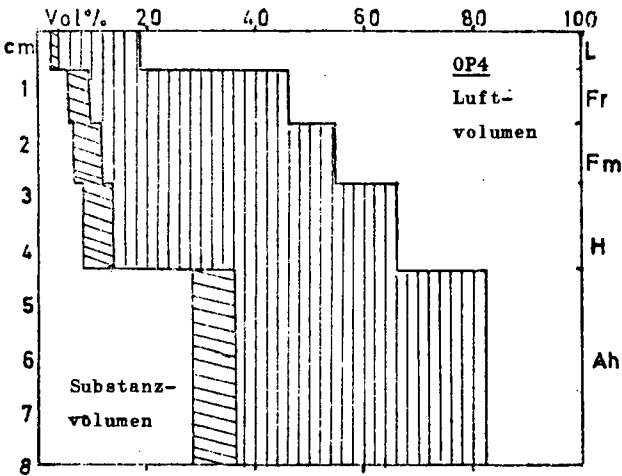
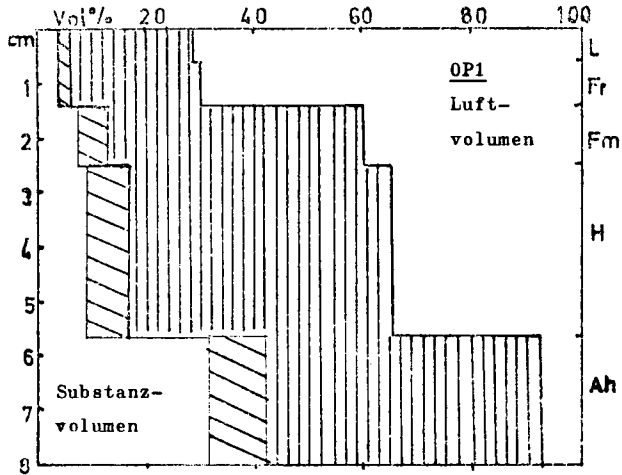
Tab.3: Durchwurzelung der Böden der beiden Untersuchungsflächen OP1 und OP4 - vorläufige Zahlen.

	OP1	OP4
	(0-5) <sup>+</sup>	(0-5) <sup>+</sup>
F	2,3	2,0
H	2,3	1,3
	St./100 cm <sup>2</sup> <sup>+</sup>	St./100 cm <sup>2</sup> <sup>+</sup>
0-20 cm	3,7	3,9
20-60 cm	0,7	1,3

Es wurde also der folgende Laborversuch angestellt (Abb.2): 3 Monolithe des Humusprofils (L- bis Ah-Horizont) der Wuchsstörungsfläche OP1 wurden im frischen bis feuchten Zustand ins Labor gebracht und verschieden stark ausgetrocknet. Danach wurden nach der Methode von WAID and WOODMAN (1957) Nylonnetzchen in die verschiedenen Horizonte gebracht und 4 Wochen lang bei gleichbleibender Feuchtigkeit des Blocks inkubiert. Danach wurde unter dem Mikroskop bei Vergrößerung 63x die Relativzahl der Maschen, durch welche Hyphen gewachsen waren, bestimmt. Abb. 2 zeigt entsprechend der Erwartung auch bei Wasserspannungen über pF 4.61 noch starke Pilzaktivität. (Weitere Details siehe BENCKISER, 1974/75).

Also ist die starke "Verpilzung" der Humusaufgabe von OP1 als zweiter indirekter Trockenheitszeiger zu werten. Die schwächere Verpilzung in der Auflage von OP4 zeigt schwächere Trockenheit. Die beiden Flächen verhalten sich in bezug auf Verpilzung also genau wie in bezug auf Gleichläufigkeit Niederschlag/Jahrringwachstum. Da die Verpilzung nur in der Humusaufgabe auftritt, muß - über das Ergebnis der Jahrringuntersuchungen hinausgehend - angenommen werden, daß überwiegend oder nur in der Humusaufgabe Trockenheit auftritt. (Natürlich sind noch direkte Wasserhaushaltuntersuchungen zu fordern, insbesondere um über Stärke und Dauer der Trockenperioden Informationen zu erhalten).

Abb.3: Porenverteilungsdiagramme der Humusprofile der beiden Untersuchungsflächen



 Wasservolumen bei pf 4,61

 Wasservolumen bei pf 0,6-4,61

## Diskussion

Während die Vorratswerte und C-bezogenen Werte der Nährstoffe die Unterschiede in der Wuchsleistung der beiden Flächen mit verschieden starker Humusaufgabe nicht erklären können, liefern die beiden indirekten Methoden zum Wasserhaushalt eine übereinstimmende Erklärung: In der Wuchsstörungsfläche herrscht starker, in der Vergleichsfläche geringer Wassermangel. Da er in beiden Fällen mindestens überwiegend in der Humusaufgabe lokalisiert werden muß, ist nun nach der Feinwurzelverteilung im Profil zu fragen. Die vorläufigen Zahlen, die in Tab.3 mitgeteilt werden, zeigen, daß die zur Austrocknung neigende Humusaufgabe in beiden Flächen ein wichtiger Wurzelraum ist. Ihre nutzbare Wasserspeicherleistung ist jedoch gering: In OP1 entspricht sie von Fr bis H 21 mm, in OP4 16 mm Niederschlägen; zum Vergleich mit den Wurzelwerten, die Konzentrationswerte sind, ist die Speicherleistung pro mm Auflage zu verwenden: in OP1 0,41 mm, in OP4 0,43 mm. (Die Zahlen sind aus pF-Untersuchungen entnommen, vergleiche dazu Abb.3; Details bei BENCKISER, 1974/75. Für die nutzbare Wasserspeicherleistung wurde die Differenz zwischen Wassergehalt bei pF 0,6 und 1,5-fachem Wassergehalt bei pF 4,61 zugrundegelegt). In der Wuchsstörungsfläche OP1 ist nach den mitgeteilten Ergebnissen sowohl die Durchwurzelung als auch die Austrocknungsneigung größer als in OP4 (teilweise zweifellos weil die Austrocknung überwiegend durch die Wurzeln geschieht). Diese starke Durchwurzelung eines zur Austrocknung neigenden Profilabschnitts muß auf die Wuchsleistung in OP1 negativen Einfluß nehmen. Die Austrocknungsneigung gehört also zu den Gründen für die tatsächlich beobachtete geringe Wuchsleistung. (Die Bedeutung der austrocknungsgefährdeten Humusaufgabe wird in OP1 außerdem dadurch erhöht, daß dort der Mineralboden schwächer als in OP4 durchwurzelt ist (Tab.3).)

(Obwohl, wie oben gesagt, die ermittelten Nährstoffwerte nicht als Ursache der geringeren Wuchsleistung in OP1 angesehen werden können, spielt zweifellos als Folge der zeitweisen Trockenheit in der Humusaufgabe eine zu geringe Nährstoffversorgung eine Rolle. Insbesondere die Stickstoff-Mineralisierung wird durch die Trockenheit natürlich re-

duziert. Die Trockenheit wirkt also sowohl direkt als Wassermangel wie auch indirekt über Verringerung des Nährstoffangebots auf die Wuchsleistung.)

Beide untersuchten Humusauflagen sind also als austrocknungsgefährdeter Hauptwurzelraum von negativem Einfluß auf die Wuchsleistung der Waldbestände. - Das Ergebnis kann für den Baar-Schwarzwald aufgrund der bisherigen Untersuchungen verallgemeinert werden: Es wurde bei Untersuchung von 9 Fichtenbeständen auf oberem Buntsandstein eine signifikante negative Korrelation zwischen Feinwurzelmassen im Fm-Horizont und der Wuchsleistung gefunden (BABEL und BECHTER, in Vorbereitung;  $r = -0,92$ ). In anderen Klimagebieten ist natürlich mit anderen Verhältnissen zu rechnen. Diese zu untersuchen, wäre eine wichtige Aufgabe bei der weiteren Klärung der ökologischen Bedeutung von Humusauflagen. Die mitgeteilten Beziehungen (Wuchsleistung - Trockenheit in der Auflage-Durchwurzelung in der Auflage) stellen wesentliche Größen beim Zustandekommen der in Südwestdeutschland beobachteten Wuchsstörungen von Fichtenbeständen dar. Sie gehören wie hier an einigen Stellen schon angedeutet ist, zu einem komplexen ökologischen Wirkungsgefüge. Der Versuch einer umfassenden, in Teilen nachgewiesenen, in Teilen noch hypothetischen Darstellung des Wirkungsgefüges wird an anderer Stelle unternommen (BABEL, in Vorbereitung, b).

### Zusammenfassung

Untersuchungen im Baar-Schwarzwald an 2 im Mineralboden (sauren Braunerden) äußerst ähnlichen Standorten mit Fichtenbestockung und Humusauflage zeigten, daß dort die Humusauflage als austrocknungsgefährdeter Hauptwurzelraum anzusprechen ist und damit die Wuchsleistung der Fichte negativ beeinflußt. Ein Zusammenhang der Wuchsleistung mit Nährstoffvorratswerten und kohlenstoffbezogenen Nährstoffwerten konnte dagegen in den beiden Untersuchungsflächen nicht gefunden werden.

Ein Teil der Arbeiten wurde durch eine Sachbeihilfe der Deutschen Forschungsgemeinschaft unterstützt, wofür auch an dieser Stelle gedankt sei.

- BABEL, U. (1975): Die Verwendung humusmorphologischer Merkmale zur Untersuchung standortskundlicher Fragen. In K. Rutherford (editor): Proc. 4th. Work. Meet. Soil Micromorph., Kingston, Canada.
- BABEL, U. (in Vorbereitung, a): Morphologische Untersuchungen an 2 Humusprofilen unter Fichte mit verschiedener Wuchsleistung im Baar-Schwarzwald.
- BABEL, U. (in Vorbereitung, b): Ein Wirkungsgefüge zur Erklärung von Fichten-Wuchsstockungen, ausgehend von der Humusmorphologie. Mitt. Ver. Forstl. Standortskde, H.25.
- BABEL, U. und W. BECHTER (in Vorbereitung): Beziehungen zwischen einigen morphologischen Merkmalen von Humusauflagen und der Wuchsleistung von Fichte im Baar-Schwarzwald.
- BABEL, U. und G. BENCKISER (1975). Ökologische Untersuchungen an aufgeforsteten Weideflächen. Daten u. Dokumente z. Umweltschutz, H.14, p. 31-37. Dok.-stelle Univ.Hohenheim.
- BECKER, B. und G. BENCKISER (im Druck): Jahrring- und Wachstumsanalysen zur Klärung des Wuchsstockungsproblems in zwei Fichtenbeständen des Stadtwaldes Villingen.
- BENCKISER, G. (1974/75): Untersuchungen zum Wasserhaushalt in Auflagehumusprofilen. Diplomarbeit Univ. Hohenheim, Fachbereich Pflanzenproduktion.
- DENGLER, (1971): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 4.Aufl., Parey, Berlin u. Hamburg.
- EHWALD, E; E. Vetterlein; F. Buchholz (1961): Das Eindringen von Niederschlägen und Wasserbewegungen in sandigen Waldböden. Z. Pfl.ern.Düng. Bodenk. 93, 202-209.
- EVERS, F. (1972): Die ernährungskundliche Auswertung der Standortskartierung in Baden-Württemberg. Allg.Forst- u. Jagdztg. 143, 6-12.
- GRIFFIN, D. (1972): Ecology of Soil Fungi. 193 p., Chapman and Hall, London.

- HARTMANN, F. (1965): Waldhumusdiagnose auf biomorphologischer Grundlage. 83 p., Springer, Wien, New York.
- v.JAZEWITSCH, W. (1961): Zur klimatologischen Auswertung von Jahrringkurven. Forstw. Cbl. 80, 175-190.
- REHFUESS, (1973): Kernfäulebefall und Ernährungszustand älterer Fichtenbestände (*Picea abies* Karst.) im Wuchsgebiet Baar-Wutach. Mitt.Ver.Forstl.Standortskde. 22, 9-26.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1974): Das natürliche Verbreitungsgebiet der Fichte (*Picea abies* (L.)Karst.) in Eurasien. Allg.Forst- u. Jagd-Zeitung 145, 185-197.
- SEGER, E. (1967): Standortskartierung im Baarschwarzwald und in der Baar. Mitt.Ver.Forstl.Standortskde. 17, 52-68.
- WAID, J. and M. WOODMAN (1957): A method of estimating hyphal activity in soil. Pédol.VII n<sup>o</sup> special, 155-158.





Humusmethabolik und Wärmedynamik zweier Catenen in den Berliner Forsten. <sup>X)</sup>

von  
Frank Friedrich <sup>XX)</sup>

Die Humusmethabolik zweier Catenen der Berliner Forsten wurde untersucht unter Berücksichtigung der Wärme-, Nährstoff-, und Wasserverhältnisse. Es handelt sich um zwei Düne-Moor-Catenen aus pleistozänen Sanden.

1. Düppeler Forst Berlin, Großes Fenn.

1.1. Struktur des Ökotops.

Die erste untersuchte Landschaft liegt im Bereich sandiger Würm-Moränen im Südwesten von Berlin. Es handelt sich um einen west-exponierten Hang mit  $10^{\circ}$  Neigung und entsprechend guter Energie-Einnahme aufgrund des Einstrahlungswinkels. Jungpleistozäner Sandrsand ist überdeckt von holozänem Flugsand; die Senke ist vermoort.

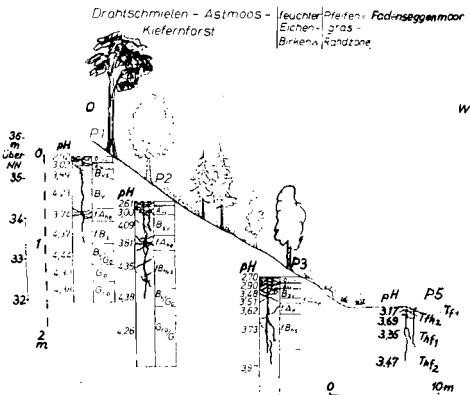


Abb. 1 Schematisierter Landschaftsschnitt  
Düppeler Forst Berlin, Großes Fenn

Die Bodensequenz zeigt podsolige Braunerden, Gleye mit Übergang zum Anmoor, das sich an ein Moor anschließt. Die naturnahe Vegetation besteht am Oberhang aus einem Astmoos-Drahtschmielen-

<sup>X)</sup>Eine ausführliche Darstellung erscheint demnächst als Dissertation.

<sup>XX)</sup>Institut f. Ökologie a.d. TU Berlin ; 1-Berlin-41 Rothenburgstr. 12

Kiefernforst, teilweise aufgelichtet; ein schmaler Birken Gürtel steht am Unterhang; eine Pfeifengras Randzone stockt im Anmoorbereich; daran schließt sich ein Fadenseggenmoor mit Sphagnum an.

Der Grundwasserstand der Landschaft liegt bei 29-30 m ü.NN, der Wasserstand im Moor hingegen bei 31-32 m ü.NN. Charakteristisch für beide Catenen ist eine starke Zunahme der Humusaufgabe hangabwärts von 5 cm bis zu mehr als 5 m im Moor selbst.

Es wurden niedrige pH-Werte gefunden, sowie geringe Nährstoffgehalte aufgrund des vorhandenen Ausgangsmaterials. Bodenphysikalisch ist zu sagen, daß Grobporen dominieren, woraus eine geringe nutzbare Wasserkapazität resultiert bei ausreichender  $O_2$ -Versorgung.

### 1.2. Humusmetabolik; Standortsleistung und Nährstoffverhältnisse.

Die Dynamik des Humuskörpers sollte durch die Bodenatmung (1) charakterisiert werden. Hierbei wurde die  $CO_2$ -Entbindung als Maß für die Humusmetabolik benutzt; sie sollte zur Kennzeichnung der biologischen Aktivität dienen.

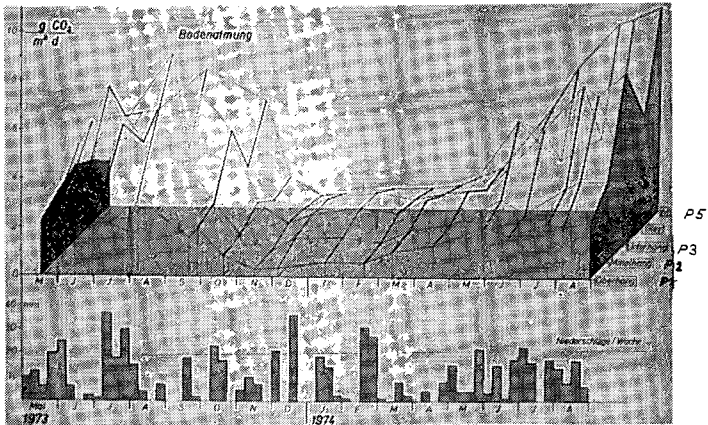


Abb.2 Jahresgang der Bodenatmung und wöchentlichen Niederschläge einer Bodencatena des Düppeler Forstes, Berlin.

Das Ergebnis in Abb.2 mit den höchsten Atmungswerten im Moor steht in krassem Widerspruch zu der dortigen Torfakkumulation.

Messungen der Bodenwassergehalte (2) ergaben hangabwärts zunehmende Werte, die Bodenluftgehalte nehmen entsprechend ab. Dieser Befund steht in Einklang mit der Zunahme der Humusaufgabe hangabwärts. Auf der Kuppe schwanken die Wassergehalte im Jahreslauf zwischen 5% u. 18% ; in der sommerlichen Trockenperiode treten kurzzeitig Werte von 2,5% auf, dabei übersteigt die Wasserbindung jedoch kaum 1000 cm Wassersäule. Am Unterhang bewegen sich die Wassergehalte zwischen 9% und 40% ; dabei trocknet der Boden allerdings kurzzeitig stark aus, sodaß Tensionen von mehr als 3000 cm Wassersäule erreicht werden.

Der Grund dafür ist im stärkeren Entzug durch die reichere Krautvegetation zu suchen. Es muß hinzugefügt werden, daß die Messungen in den Trockenjahren 1972 bis 1974 erfolgten, in denen generell eine Austrocknung der Oberfläche zu beobachten war.

Eine wesentliche Erklärung für die höhere  $\text{CO}_2$ -Entbindung in der Senke ist in der guten Durchlüftung der oberen Zentimeter zu suchen. Die Zunahme der organischen Substanz war nur möglich, weil wegen der Wasserverhältnisse hangabwärts die Zersetzung schlechter ablief. Es herrscht noch heute ein Wasserregime, das für die Anhäufung der organischen Substanz verantwortlich ist. Die Wasserverhältnisse der einzelnen Hangpositionen stimmen überein mit der Folge der Anhäufung organischer Substanz. Das Ergebnis in beiden Meßjahren ist ein stärkerer Umsatz in Trockenjahren aufgrund der besseren Durchlüftung.

Die Nährstoffverhältnisse sollen am Beispiel der N-Dynamik charakterisiert werden. Es erfolgten wiederholte Bestimmungen des verfügbaren Stickstoffs durch Extraktion mit  $\text{K Al}(\text{SO}_4)_2$ . Die absoluten Werte nehmen hangabwärts zu, eine bemerkenswerte Paralleleität zum Verlauf der Bodenatmung. Im Jahresverlauf findet man allerdings eine andere Charakteristik, als bei der Bodenatmung: Für  $\text{NO}_3$ -N ergeben sich die niedrigsten Werte im

Sommer; ab Herbst bis zum Frühjahr findet eine Anreicherung in allen Catenengliedern statt. Mit Beginn der Vegetationsperiode sinken die Werte stark ab, was auf den verstärkten Entzug zurückzuführen ist. Hohe  $\text{NO}_3\text{-N}$  - Werte im Moor und eine hohe Bodenatmungsrate legen die Vermutung nahe, daß hier die Eiweißzersetzer einen wesentlichen Anteil an der  $\text{CO}_2$ -Produktion haben.

### 1.3. Wärmedynamik.

Längerfristige Unterschiede der Temperaturverhältnisse der einzelnen Catenenglieder wurden mit der Invertzucker-Methode nach Pallmann (3) ermittelt.

Es zeigt sich hierbei eine klare Abhängigkeit der Mitteltemperaturen von der Bodentiefe und von der Lage in der Catena.

- Frühjahr: Die rasche Erwärmung teilt sich tieferen Bodenschichten schnell mit.
- Sommer : Talabwärts abnehmende Temperaturen aufgrund von höheren Bodenwassergehalten und Kaltluftabflüssen zur Senke hin.
- Herbst : Temperaturengleich im einzelnen Profil und starke Abkühlung der Mooroberfläche wegen der isolierenden Wirkung der organischen Substanz. Energieverluste der Oberfläche durch Abstrahlung können von unten her nicht ausgeglichen werden.

Hohe Temperaturen in den Oberböden lassen gute Zersetzungsbedingungen erwarten. Offensichtlich hat der zeitweilige Wassermangel die thermisch besseren Möglichkeiten für die Bodenatmung überprägt.

Parallel zu den Messungen der Mitteltemperaturen erfolgte die Ermittlung der Abbauraten von künstlich in verschiedene Bodentiefen eingebrachter Cellulose<sup>(4)</sup>. Beide Methoden folgen einer logarithmischen Gesetzmäßigkeit, deshalb erscheint die kombinierte Anwendung beider für eine Kausalanalyse besonders geeignet. Es zeigten sich hohe Zersetzungsraten im Oberboden und geringe im wenig belebten Unterboden.

Hierbei wurde ein völlig anderes Ergebnis gefunden, als bei der Bodenatmung: Die Abbauraten wiesen kein Maximum im Moor auf, sondern zeigten im Gegenteil dort die geringsten Werte. Bereits in 15 cm Tiefe konnte im Moor überhaupt kein Abbau mehr festgestellt werden.

Diese Ergebnisse stützen die These, daß die Anhäufung der organischen Substanz nur wegen der beschriebenen Wasserverhältnisse möglich war. Ein schlechter Cellulosezersatz an den Hangpositionen ist Kennzeichen eines geringen Nährstoffangebotes und Wassermangels im Sommer, sodaß Wasser als wuchsbegrenzender Faktor angenommen werden muß.

#### 1.4. Mikromorphologie.

Mikromorphologische Untersuchungen an Bodendünnschliffen, die das Ergebnis des mikrobiellen Zersatzes zeigen, wurden zusätzlich zur Deutung der angesprochenen Ergebnisse angestellt. Verschiedene Lösungsformen unterschiedlicher Tierarten gestatten es, eine Aussage zu machen über das tätig gewesene Artenspektrum.

Im wesentlichen handelt es sich hierbei um anspruchslose Gliederfüßler mit weitem Existenzspektrum, die die Primärzersetzung übernahmen; starke pilzliche Zersetzung korrespondiert mit den gefundenen niedrigen pH-Werten.

## 2. Spandauer Forst Berlin, Teufelsbruch.

### 2.1. Struktur des Ökotopt.

Die zweite untersuchte Catena liegt im Norden Berlins in einem Teil des Warschau-Berliner Urstromtales. Sie unterscheidet sich von der ersten im wesentlichen durch die Süd-West-Exposition und die viel geringere Hangneigung von nur  $1,5^{\circ}$ . In den mittleren Catenengliedern ist im Unterboden Carbonat akkumuliert, dessen Wirkung bis ins Moor hinein reicht. Die Bodensequenz ähnelt der oben beschriebenen weitgehend. Die naturnahe Vegetation zeigt auch hier eine deutliche Zonierung:

Kiefernforst/Birken-Eichenwald/Erlenbruchwald/Schilfröhricht.  
Im Moor steht das Grundwasser langjährig 20 cm unter Flur, was einen guten Abbau der organischen Substanz gestattet. Der Cellulosezersetzungstest für diesen Standort zeigt das deutlich.

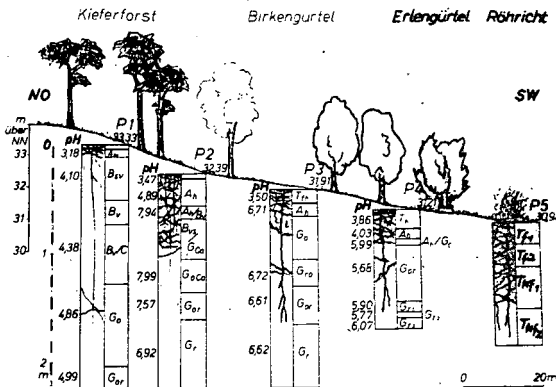


Abb.3 Schematisierter Landschaftsschnitt.  
Spandauer Forst Berlin, Teufelsbruch

## 2.2. Humusmetabolik, Standortleistung und Nährstoffverhältnisse.

Für die Bodenatmung ergibt sich im Prinzip dasselbe, wie vorher beschrieben, nur daß die Raten höher sind. Die auf diesem Standort um das 10-fache höheren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte im Vergleich zur ersten Catena spiegeln die wesentlich besseren Nährstoffverhältnisse wider. (Siehe Abb.4 Bodenatmung Spandauer Forst)

## 2.3. Wärmedynamik.

Für die Wärmedynamik ergeben sich einige Unterschiede, die auf Hangneigung und Deckungsgrad durch die Vegetation zurückzuführen sind. Die Lufttemperaturen wie auch die Bodentemperaturen liegen hier um  $1^\circ$  bis  $3^\circ$  C tiefer als dort.

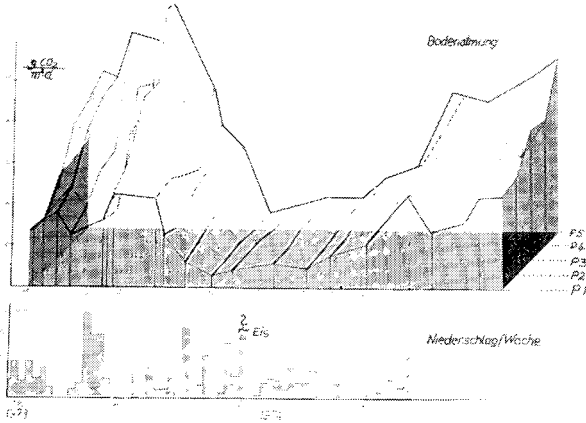


Abb.4 Jahrgang der Bodenatmung und wöchentliche Niederschläge einer Bodencatena des Spandauer Forstes Berlin.

#### 2.4. Mikromorphologie.

Bei den mikromorphologischen Untersuchungen zeigte sich ein reiches Bodenleben. Den Primärzersettern folgte Sekundärzersetzer haben das Auflagematerial gut verarbeitet; eine Vermischung des organischen mit dem mineralischen Bodenteil ist durch Regenwürmer verstärkt erfolgt.

#### 3. Zusammenfassung.

Die Untersuchung der Humusmethabolik ergab unter anderem eine starke  $\text{CO}_2$ -Entbindung im Moor. Das ist die Folge mehrerer Trockenjahre, in denen aufgrund guter Durchlüftung der Abbau des leicht zersetzbaren Anteils der Streu möglich war, die in Naßjahren angehäuft wurde.

Der unterschiedliche Chemismus der untersuchten Standorte ließ jeweils andere Organismen tätig werden und führte im Spandauer Forst zu einem besseren Zersatz des Bestandesabfalls.

Die Wärmedynamik ist gekennzeichnet durch ein eigenes Mikroklima für jedes untersuchte Profil. Die Unterschiede der beiden beschriebenen Catenen ergeben sich aus der jeweiligen Geländesituation, den unterschiedlichen Stoffkreisläufen und der an diese Parameter gebundenen Ausprägung der Vegetation.



Literatur:

- (1) - Lundegard, H.  
Über die Kohlensäureproduktion und die Gaspermeabilität des Bodens.  
Arkiv för Botanik, 18, II 13, 1-36 (1923 b)
- (2) - Schwiebert, H.P., Blume, H.P., Friedrich, F., Neumann, F .  
Dynamik eines Düne-Moor-Biotops in ihrer Bedeutung für die Biozönose.  
Verhandlungen d. Dtsch. Ökolog. Ges. 1974
- (3) - Pallmann, H. Eichberger, E. und Hasler, A.  
Berichte der Schweizerischen Botanischen Ges.  
1940 Bd. 50
- (4) - Unger, H.  
Zeitschr. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde  
91, 44-52 (1960).

Umverteilung von Stickstoff-Bindungsformen in Böden  
durch Regenwurm-tätigkeit.

von

R. Aldag<sup>+</sup> und O. Graff<sup>++</sup>

Einleitung:

Seit einiger Zeit ist bekannt, daß aufgrund vermehrter Regenwurm-tätigkeit im Boden die Ernteerträge gesteigert werden können ( VAN RHEE, 1965, EDWARDS und LOFTY, 1972 ). Dieses Phänomen wurde zur Hauptsache auf die durch Regenwurm-tätigkeit verbesserten physikalischen Eigenschaften des Bodens zurückgeführt. In den letzten Jahren konnten nun Graff ( 1971, 1972 ) und ALDAG und GRAFF ( 1975 ) in Freiland- und in Modellversuchen nachweisen, daß durch die Tätigkeit der Regenwürmer nicht nur die physikalischen Eigenschaften des Bodens verbessert werden, sondern daß auch eine Anreicherung von pflanzenverfügbaren Nährstoffen im Oberboden erfolgt.

Neben anderen Nährstoffen ist besonders der Stickstoff an dieser Anreicherung bzw. Umverteilung beteiligt. Unlängst haben wir in einer Studie über die Veränderungen der N-Fraktionen in der Regenwurmlösung von Lumbricus terrestris und in deren Ursprungsboden (ALDAG und GRAFF, 1975 ) nachweisen können, daß in der Wurmlösung im Vergleich zum Ursprungsboden neben anderen N-Bindungsformen besonders NO<sub>3</sub>-N und NH<sub>4</sub> (a)-N stark angereichert waren.

Die hier mitgeteilten Befunde befassen sich besonders mit der aufgrund von Regenwurm-tätigkeit erfolgten Umverteilung derjenigen N-Fraktionen des Bodens, in denen der Stickstoff in organischer Bindung vorliegt, wie : Aminosäure-N, Aminosucker-N, Hydrolysat-Gesamt-N und heterozyklisch geb. N.

Material und Methoden:

Abschnitt I : Boden, Parabraunerde aus Sandlöß vom Versuchsfeld "Südgelände" der FAL, ungedüngt, dem Ap-Horizont entnommen; N-Gehalt : 0.18 %; C-Gehalt : 1.62 %

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von Sieboldstraße 4

<sup>++</sup> Institut für Bodenbiologie, FAL, 33 Braunschweig-Völkenrode, Bundesallee 50

Würmer : Allolobophora rosea ( jüngere und ältere Tiere )  
Allolobophora caliginosa ( nur ältere Tiere )

Hier wurde die Umverteilung der N-Bindungsformen in der Wurmlosung der oben genannten Tiere ohne Fütterung im Vergleich zu dem entsprechenden Kontrollboden untersucht.

Abschnitt II : Boden wie oben angegeben, N-Gehalt : 0.09- 0.122 %  
Würmer: Eisenia foetida, Vermehrung im Institut für Bodenbiologie, ca. 4 Wochen alt.

Die Umverteilung des Stickstoffs wurde hier nicht an der reinen Wurmlosung sondern an dem durch die Regenwürmer auf besondere Art und Weise veränderten Gesamtboden untersucht. Diese Veränderung ist der Abbildung 1 zu entnehmen.

Abbildung 1

Je 800 g Boden in 4 handelsübliche Plastiktöpfe füllen, bis zur Feldkapazität anfeuchten, und nach den Angaben für die Varianten I, II, III, und IV in der Abb. 1 vorbehandeln. Die Behandlungszeit von 8-10 Tagen resultiert aus der Tatsache, daß die Würmer der Variante III jeweils diesen Zeitraum benötigten, um das applizierte Futter zu verzehren, mit dem Boden zu vermischen und in Form von Losung wieder auszuschcheiden. Anschließend wurden diese Böden jeweils mit Hafer besät oder mit Salat bepflanzt, um die Auswirkung der Regenwürmtätigkeit auf Pflanzenwuchs etc. zu ermitteln. Über die Versuche mit Hafer ist bereits an anderer Stelle ( ALDAG und GRAFF, 1975 ) berichtet worden. Über den Salat-Versuch wird in der Zeitschrift Pireneos ( Madrid ) berichtet werden ( GRAFF und ALDAG, 1975 ). Die Methoden zur Fraktionierung des Stickstoffs sind bei FLEIGE et al. ( 1971 ), Fragen zur Bestimmung des Aminosäure-N und des echten Amid-N bei ALDAG ( 1974 ) beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion:

In der Tabelle 1 sind die Ergebnisse zur Umverteilung des Stickstoffs in den verschiedenen N-Fractionen der Wurmlosungen von Allolobophora-Species im Vergleich zum Ursprungsboden angeführt.

Tabelle 1

Daraus geht hervor, daß der Gesamt-N-Gehalt in der Losung aller Würmer im Vergleich zum Kontrollboden zwischen 24 und 40 % abgenommen hat. In der Tendenz ähnlich - wenn auch in anderer Größenordnung, hat sich der N-Gehalt der Fraktion Hydrolysat-Gesamt-N ver-

mindert. Am stärksten hat sich die Regenwurmtätigkeit bei den N-Fraktionen Aminosäure-N insges. und echter Amid-N ausgewirkt. Die Abnahmen bewegen sich durchweg zwischen 50 und 60 % der in den entsprechenden N-Fraktionen des Kontrollbodens vorhandenen Vorräte. Ferner fällt auf, daß parallel mit der Abnahme des Gesamt-N in den Wurmlosungen der Gesamt-C-Gehalt nahezu in gleicher Größenordnung im Vergleich zum Kontrollboden abnimmt.

Die Ergebnisse zeigen, daß die Regenwürmer der Species *Allolobophora*, wenn sie nicht gefüttert werden, aus der hinsichtlich des N-Gehaltes relativ nährstoffarmen Parabraunerde insbesondere den in organischer Bindung vorliegenden Stickstoff abbauen und offensichtlich in körpereigene Stoffe einbauen können. Diese Annahme kann u.a. daraus abgeleitet werden, daß die Verminderung des Gesamtaminosäure-N und des echten Amid-N in der Wurmlosung bei allen Altersgruppen von *Allolobophora* im Vergleich zu der Abnahme beim Gesamt-N ungleich bedeutender ist.

Ganz anders wirkt sich die Regenwurmtätigkeit auf die Umverteilung des Stickstoffs in den verschiedenen N-Fraktionen aus, wenn die Regenwürmer in dem Gesamtboden während einer bestimmten Behandlungszeit verweilen. Unter diesen Bedingungen wurde zusätzlich geprüft, welchen Einfluß eine Fütterung der Regenwürmer mit Rinderkotmehl hat. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in den Tabellen 2 und 3 aufgeführt.

#### Tabelle 2

#### Tabelle 3

Beim Vergleich der Varianten I und II in der Tabelle Nr. 2 fällt auf, daß der Gesamt-N-Gehalt der Var. II um 7.7 % zugenommen hat. Der unter Versuchsbedingungen festgestellte Gewichtsverlust der Würmer in Var. II von insgesamt 0.4 g Frischsubstanz hätte bestenfalls eine Zunahme von 0.73 µg N pro 100 mg Boden bewirken können. Immerhin bleibt im Vergleich zu den Befunden in der Tab. I festzustellen, daß in dem Gesamtboden nach der hier praktizierten Behandlung keine N-Verluste aufgetreten sind. Die höheren Mengen an Stickstoff in den Fraktionen Aminosäure-N und echter Amid-N sowie  $\text{NH}_4(\text{a})\text{-N}$  der Var. II liegen alle im Bereich zwischen 7 und 14 %. Der höhere Gesamt-N-Gehalt in den beiden Varianten III und IV der Tabellen 2 und 3 im Vergleich zu der Var. I kann auf die Fütterung bzw. Düngung des Bodens mit 3.2 g Rinderkotmehl zurückgeführt werden. Durch die Applikation des Rinderkotes sind zusätzlich ca. 8.58 µg N pro 100 mg Boden zugeführt worden.

Beim Vergleich der Varianten III und IV wird deutlich, daß durch die Tätigkeit des Regenwurmes während der Behandlungszeit charakteristische Umverteilungen bei bestimmten N-Fractionen erfolgt sind. Während der Anteil des heterozyklisch geb. N und des Hydrolysat-Rest-N in Var. III um 21 % abgenommen haben, ist bei den N-Fractionen echter Amid-N, Aminosäure-N insges. und  $\text{NH}_4$  im Hydrolysat insges. eine deutliche Zunahme zwischen 12 und 25 % zu verzeichnen im Vergleich zu der Var. IV. Dieser Befund trifft für beide Versuche zu.

Beim Versuch vom Mai 1975 unterscheidet sich die Umverteilung des Stickstoffs in der Var. II von der Var. II des Versuches März 1974 dadurch, daß in der Fraktion des heterozyklisch geb. N eine deutliche Abnahme gegenüber dem Kontrollboden von 45 % zu verzeichnen war.

Die Anwesenheit der Würmer in dem Boden der Var. II für die Dauer von 8-10 Tagen hat in beiden Versuchen (März 1974, Mai 1975) das Substrat Boden so positiv verändert, daß die im Anschluß an die Behandlungszeit darauf angebauten Hafer- und Salatpflanzen hinsichtlich des Trockensubstanzertrages, des Proteingehaltes und der Proteinqualität gesicherte Mehrerträge erbrachten (ALDAG und GRAFF, 1975; GRAFF und ALDAG, 1975). In diesem Zusammenhang muß die ausführliche Arbeit von NEEDHAM (1957) angeführt werden, der die stickstoffhaltigen Komponenten in den Exkreten bei *Lumbricus terrestris* L. und bei *Eisenia foetida* (Savigny) bestimmte. Sowohl bei *Eisenia f.* wie auch bei *Lumbricus t.* sind bis zu 50 % des insgesamt ausgeschiedenen Stickstoffs als Protein-N identifiziert worden.

Für die Zunahme des Gesamt-N in der Var. II der Tab. 2 um 7,7 % könnten evtl. freilebende N-bindende Bakterien verantwortlich gewesen sein.

#### Zusammenfassung:

Diese Untersuchungen befassen sich besonders mit der aufgrund von Regenwurm-tätigkeit erfolgten Umverteilung des Stickstoffs in den N-Fractionen einer Löß-Parabraunerde, in denen der Stickstoff in organischer Bindung vorliegt. Die Umverteilung wurde in der Wurmlösung von *Allolobophora*-Arten verschiedener Altersgruppen sowie an einem durch *Eisenia foetida* nach besonderer Versuchsanordnung veränderten Gesamtboden untersucht.

Die Regenwürmer der Species *Allolobophora* bauen, wenn sie nicht gefüttert werden, insbesondere den in organischer Bindung vorlie-

genden Stickstoff des Bodens wie Aminosäure-N und echten Amid-N ab. Die Abnahme des Aminosäure-N lag im Vergleich zum Kontrollboden durchschnittlich bei 50 %.

In den Versuchen mit *Eisenia foetida* konnte an dem Gesamtboden nach der Behandlung kein Verlust an Gesamt-N festgestellt werden. In dem Boden, in dem *Eisenia foetida* zusätzlich mit Rinderkot gefüttert worden war, ist im Vergleich zur Kontrolle ( Boden + Rinderkot , ohne Würmer ) bei der N-Fraktion Aminosäure-N eine Zunahme von 15 % und beim echten Amid-N eine Steigerung von 25.8 % zu verzeichnen.

Literatur:

- ALDAG, R.: Zur Bestimmung und Zuordnung des echten Amidstickstoffs in Proteinen, Böden, Huminsäuren und Klärschlämmen.  
Mitteilg. Deutsch. Bodenkdl. Ges. 20, 393-399 (1974)
- ALDAG, R. u.  
GRAFF, O. : N-Fractionen in Regenwurmlosung und deren Ursprungsboden.  
*Pedobiologia* 15, 151-153 ( 1975 )
- ALDAG, R. u.  
GRAFF, O. : Einfluß der Regenwurmtätigkeit auf Proteingehalt und Proteinqualität junger Haferpflanzen.  
*Ldw. Forschung* 31, II, 277-284 ( 1975 )
- GRAFF, O. u.  
ALDAG, R. : Veränderungen des Spektrums proteingebundener Aminosäuren in Jungpflanzen von *Avena* und *Lactuca* nach Bodenbehandlung mit *Eisenia foetida*.  
( vorgesehen für *Pireneos* ( Madrid ) 1975 ).
- FLEIGE, H. et al. : Fraktionierung des Bodenstickstoffs für N-haushaltsbilanzen.  
*Göttinger Bodenkundl. Ber.* 18, 1-37 ( 1971 )
- GRAFF, O. : Stickstoff, Phosphor und Kalium in der Regenwurmlosung aus der Wiesenversuchsfläche des Sollingprojektes.  
In: *IV. Coll. Pedobiologiae. - Ann. Zool. Ecol. anim.*,  
Nr. hors serie 1971
- GRAFF, O. : Jahresbericht der Forschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Seite 33-34 ( 1972 )
- EDWARDS, C.A. : *Biology of earthworms.*  
and LOFTY, J.R. Chapman and Hall Ltd. , London, ( 1972 )
- NEEDHAM, A.E. : Components of nitrogenous excreta in the earthworms *Lumbricus terrestris* L. and *Eisenia foetida* ( Savigny ).  
*Exp. Biology* 34, 4 , 425 - 446 ( 1957 ).
- VAN RHEE, J.A. : Earthworm activity and plant growth in artificial cultures.  
*Plant and Soil* 22, 45 - 48 ( 1965 )

Abb. 1

	Versuch März 1974 ( H a f e r )	Versuch Mai 1975 ( S a l a t )
	Behandlungszeit: 8 Tage	Behandlungszeit: 10 Tage
Variante I	800 g Boden, anfeuchten bis zur Feldkapazität	800g Boden, anfeuchtet bis zur Feldkapazität
Variante II	800 g Boden, anfeuch- ten, 18 Regenwürmer hinzufügen (2.3 g Lebendgewicht, darmrein )	800g Boden angefeuchtet +20 Regenwürmer, Eisenia foetida, (2.5g Lebendgewicht, darmrein )
Variante III	800 g Boden, + 3.2g Rinderkot (gemahlen) anfeuchten + 18 Regen- würmer (2.4 g Lebend- gewicht, darmrein)	800g Boden angefeuchtet + 3.2g Rinderkot (gemah- len) + 20 Regenwürmer (2.5g Lebendgewicht, darmrein)
Variante IV	800 g Boden, + 3.2 g Rinderkot anfeuchten	800g Boden, + 3.2g Rinderkot anfeuchtet

Versuch März 74: N-Gehalt des Bodens: 0.089%

N-Gehalt des Rinderkotes: 2.14 %

Versuch Mai 75: N-Gehalt des Bodens: 0.122%

N-Gehalt des Rinderkotes: 2.44 %

**Tab. 1**

Einfluß der Regenwurm-tätigkeit auf die Umverteilung des Stickstoffs in verschiedenen N-Fractionen der Wurmlösungen von Allolobophora. (Alle Angaben in µg N pro 100 mg Substr.)

N-Fractionen	Para- braun- erde (Kontroll- boden)	Allolobophora rosea (jüngere Tiere, Lösung)		Allolobophora rosea (ältere Tiere, Lösung)		Allolobophora caliginosa (ältere Tiere, Lösung)	
			** %		** %		** %
NH <sub>4</sub> -N im Hydro- lysat insges.	3 3.0	2 6.0	-21.2	1 6.7	-49.4	1 9.7	-40.3
saure + neutr. As <sup>**</sup> - N	4 4.8	1 7.3	-61.4	2 0.5	-54.2	2 0.9	-53.3
bas. As - N	1 3.5	7.1	-47.4	5.9	-56.3	6.5	-51.9
As - N insges.	5 8.3	2 4.4	-58.1	2 6.4	-54.7	2 7.4	-53.0
Aminozucker-N insges.	6.2	2.8	-54.8	3.8	-38.7	4.2	-32.3
echter Amid - N	5.4	2.0	-63.0	2.3	-57.5	2.3	-57.4
Hydrolysat-Rest-N	5 7.5	3 6.7	-36.2	3 4.9	-39.3	5 8.7	+ 2.1
Gesamthydrolysat-N	1 5 5.0	8 9.9	-42.0	8 2.0	-47.1	1 1 0.0	-29.0
Heterozykl. geb. N (nicht hydrolysierbar)	2 1.0	2 4.1	+14.8	2 3.0	+9.5	2 4.0	+14.3
Gesamt - N	1 7 6	1 1 4	-35.2	1 0 5	-40.3	1 3 4	-23.9
C-Gehalt [mg/ 100 mg]	1.6 2	1.1 2	-30.9	0.9 9	-38.9	1.0 7	-34.0
C/N-Relation	9.2	9.8	+ 6.5	9.4	+ 2.2	8.0	-13.0

\* As = Aminosäure

\*\* Die in dieser Spalte angegebenen Zahlen geben die Abweichung in % vom betreffenden Wert des Kontrollbodens an.



Tab. 2

Versuch: März 1974; Würmer: *Eisenia foetida*

Einfluß der Regenwurm-tätigkeit auf die Umverteilung des Stickstoffs in verschiedenen N-Fractionen. Vergleich Kontroll = boden mit wurmbehandeltem Gesamtboden und Einfluß durch zusätzliche Fütterung der Würmer mit Rinderkotmehl.

(alle Angaben in  $\mu\text{g N}$  pro 100mg Substrat.)

N-Fractionen	Var. I	Var. II	Zu- bzw. Abnahme von II zu I in % (Var. I = 100)	Var. III	Var. IV	Zu- bzw. Abnahme von III zu IV in % (Var. IV = 100)
Spalte (1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
NH <sub>4</sub> (a)	4.6	5.3	+ 15.2	3.5	3.5	-
NH <sub>4</sub> -N im Hydrolysat insges.	22.0	20.8	- 5.5	22.1	19.7	+ 12.2
saure + neutr. As <sup>am</sup> -N	25.4	27.1	+ 6.7	30.0	25.1	+ 19.5
bas. As-N	7.7	8.6	+ 11.7	10.7	10.4	+ 2.9
As-N insges.	33.1	35.7	+ 7.9	40.7	35.5	+ 14.6
Aminozucker-N insges.	-	-	-	Sp.	-	-
echter Amid-N	3.3	3.6	+ 9.1	3.9	3.1	+ 25.8
Hydrolysat-Rest-N	26.7	27.5	+ 3.0	28.2	35.8	- 21.2
Gesamthydrolysat-N	81.9	84.0	+ 2.6	91.0	91.0	± 0
Heterozykl. geb. N	9.1	14.0	+ 53.8	11.0	14.0	- 21.4
Gesamt-N	91.0	98.0	+ 7.7	102	105	- 2.9

\* As = Aminosäure

Tab. 3

Versuch: Mai 1975; Würmer: Eisenia foetida

Einfluß der Regenwurmtätigkeit auf die Umverteilung des Stickstoffs in verschiedenen N-Fractionen. Vergleich Kontrollboden mit wurmbehandeltem Gesamtboden und Einfluß durch zusätzliche Fütterung der Würmer mit Rinderkotmehl. (alle Angaben in µg N pro 100mg Substrat)

N-Fractionen	Var. I	Var. II	Zu- bzw. Abnahme von II zu I in % (Var. I = 100)	Var. III	Var. IV	Zu- bzw. Abnahme von III zu IV in % (Var. IV = 100)
Spalte (1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
NH <sub>4</sub> (f)	6.3	5.6	- 11.2	6.7	6.3	+ 6.3
NH <sub>4</sub> -N im Hydrolysat insges.	25.2	26.2	+ 4.0	25.7	17.1	+ 50.3
saure + neutr. AS-N	24.8	27.7	+ 11.7	26.6	24.0	+ 10.8
bas. AS-N	13.8	12.7	- 8.0	11.8	9.8	+ 20.4
AS-N insges.	38.6	40.4	+ 4.7	38.4	33.8	+ 13.6
Aminozucker-N insges.	1.0	1.2	+ 20.0	1.6	1.6	± 0
echter Amid-N	3.5	3.2	- 8.6	3.3	3.2	+ 3.1
Hydrolysat-Rest-N	37.2	43.2	+ 16.1	47.3	56.5	- 16.3
Gesamthydrolysat-N	102	111	+ 8.8	113	109	+ 3.7
Heterozykl. geb. N	20	11	- 45.0	15	23	- 34.8
Gesamt-N	122	122	± 0	128	132	- 3.0

\* AS = Aminosäure



Einflüsse selektiver Faktoren auf Vorkommen, Wachstum  
und Überleben höherer Pilze im Boden

von

Grabbe K.<sup>+</sup> und F. Zadrazil<sup>+</sup>

Das Zusammenleben komplexer Mikrofloren in natürlichen Habitaten hängt von den Wechselbeziehungen ab, die zwischen den recht unterschiedlichen Ansprüchen einzelner Arten an ihren Lebensraum und den dort herrschenden Bedingungen bestehen. Letztere entscheiden darüber, ob ein Organismus sich anzusiedeln vermag, mehr schlecht als recht überlebt oder alle Stadien seines Lebenszyklus unter optimalen Voraussetzungen durchläuft.

Höhere Pilze sind häufig aufgrund physiologischer Besonderheiten, z. B. geringe Wachstumsgeschwindigkeit, benachteiligt. Die Bestimmung einzelner Parameter am natürlichen Standort ergibt wenig brauchbare Hinweise auf jene Faktoren, die Vorteile in der Konkurrenz um das Substrat bringen.

Das Interesse, höhere Pilze unter wirtschaftlichen Aspekten in zwar künstlichen, jedoch der Natur weitgehend nachgeahmten Habitaten zu kultivieren, machte es notwendig, den Einfluß bestimmter Milieufaktoren z. B. pH, Gashaushalt und die Bedeutung spezieller Substratzusammensetzungen auf das Wachstum in geschlossenen Systemen zu untersuchen. Hierbei stellte sich heraus, daß es eine Reihe von Schlüsselfaktoren gibt, die auch unter natürlichen Verhältnissen eine wichtige Rolle spielen dürften. Hierzu zählen die Adaption an spezielle Substrate, z. B. Ligno-Protein, Huminstoffe, an extreme pH-Werte, an hohe CO<sub>2</sub>-Konzentrationen und niedrige Sauerstoffversorgung. Ferner ist auch die Fähigkeit zur Bildung oder zum Abbau stoffwechselaktiver Substanzen, z. B. Antibiotika, Phenole, von besonderer Bedeutung.

<sup>+</sup>) Institut für Bodenbiologie der Forschungsanstalt für Landwirtschaft, 3300 Braunschweig, Bundesallee 50

Die durchgeführten Untersuchungen beziehen sich auf höhere Pilze, die zu den Saprophyten zählen, und teils als Primärzersetzer, z. B. Pleurotus-Arten, teils als typische Vertreter der Sekundärrotte, z. B. Agaricus bisporus, anzusehen sind. Für diese Pilze und eine Reihe anderer wird die selektive Wirkung einzelner Faktoren oder deren Kombination anhand detaillierter Untersuchungsergebnisse erläutert und durch Daten, die am natürlichen Standort gewonnen wurden, ergänzt.

Einfluß des Nitrates auf die bakterielle Eisenreduktion unter anaeroben Bedingungen

von  
J.C.G. Ottow<sup>†</sup>

Mikroorganismen, welche Eisenoxide in Böden zu reduzieren vermögen, gehören sowohl den aeroben Bakterien (Bacillus spp., Pseudomonas spp., Enterobacteriaceae) als auch den strikt anaeroben Vertretern (Clostridium spp.) an. Für die Klärung der Frage, ob diese Bakterien in Böden die Eisen(III)-Oxide und Hydroxide d i r e k t (als H-Akzeptor) oder i n d i r e k t (durch eine Erniedrigung des Redoxpotentials) reduktiv auflösen, kann der Zusatz von (a) Nitrat bzw. (b)  $MnO_2$  zur Kultur Aufschluß geben. Wäre die Reduktion rein chemischer Natur, so müßte bei Verminderung des Redoxpotentials (bei gleichem pH) unter allen Bedingungen zunächst  $MnO_2$  ( $Eh_5 Mn^{4+}/Mn^{2+} = 660$  mV), dann und fast gleichzeitig  $NO_3^-$  ( $Eh_5 NO_3^-/NO_2^- = 535$  mV) und schließlich  $Fe_2O_3$  ( $Eh_5 Fe^{3+}/Fe^{2+} = 175$  mV) reduziert werden (Hamann und Ottow, 1974).

In Versuchsansätzen mit a e r o b e n eisenreduzierenden Bakterien könnte durch Zusatz von  $KNO_3$  bzw.  $KClO_3$  (beide sind Substrate der gleichen Nitratreduktase) zum Medium das Ausmaß der Eisenreduktion stufenweise verringert werden, wenn die Testorganismen über eine Nitratreduktase verfügten (Ottow, 1969). Offenbar sind Nitrat und  $Fe_2O_3$  alternative H-Akzeptoren der respiratorischen Energiegewinnung, wenn der Sauerstoffpartialdruck stark vermindert wird. Eisenreduzierende Bakterien, die keine Nitratreduktase besitzen, blieben unbeeinflusst vom Nitrat.

Pedogenetisch wichtiger als die aeroben Bakterien sind wahrscheinlich die a n a e r o b e n  $N_2$ -bindenden Clostridien, weil diese Bakterien (a) unabhängig vom Stickstoffangebot des Bodens sind und (b) durch ihre anaerobe Lebensweise und Sporenbildung den wechselfeuchten, hydromorphen Verhältnissen denkbar gut angepaßt sind. Stickstoffbindende, saccharolytische Clostridien sind als charak-

<sup>†</sup>Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 7 Stuttgart-Hohenheim (70), Emil Wolff Straße 27

teristische Bewohner solcher Böden bereits erkannt worden (Loub, 1960; Ottow, 1971; Franz, 1973). Welcher Einfluß haben nun Nitrat und  $MnO_2$  auf das Ausmaß der Eisenreduktion dieser Bakterien, besonders unter anaeroben Bedingungen? Zu den saccharolytischen  $N_2$ -bindenden Clostridien im weiteren Sinne gehören 2 Arten, die sich im wesentlichen in der Nitratreduktase und in der Toleranz gegenüber  $O_2$  unterscheiden. Während Clostridien vom Typ C. butyricum obligat anaerob und  $nit^-$  sind, zeigt Bacillus (= Clostridium) polymyxa eine  $nit^+$ -Reaktion und Wachstum unter aeroben Bedingungen (somit fakultativ aerob). Beide Bakterien eignen sich als Testorganismen gut, wenn es darum geht, den Einfluß von  $NO_3^-$  und  $MnO_2$  auf das Ausmaß der Eisenreduktion unter anaeroben Bedingungen zu ermitteln. In Fig. 1 ist der Verlauf der Eisenreduktion

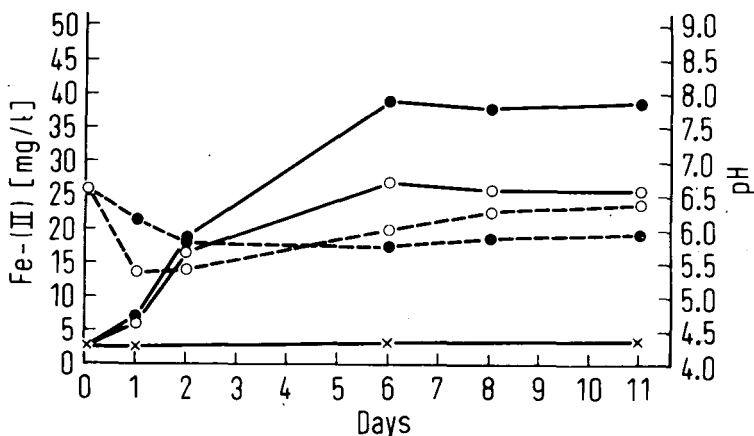


Fig. 1: Verlauf der Fe(II)-Bildung und pH in einer Kultur von Clostridium butyricum S1301 sowie von Bacillus polymyxa S29 unter anaeroben Bedingungen ( $N_2/CO_2 = 9/1$ )

ausgefüllter Kreis = Bacillus polymyxa; offener Kreis = Clostridium butyricum

durchgezogene Linie = Fe(II); unterbrochene Linie = pH

und des pH bei Bacillus polymyxa S29 und Clostridium butyricum S1301 verglichen (ohne Nitrat). Abb. 1 zeigt, daß (a) B. polymyxa bei etwa gleicher pH-Entwicklung wesentlich mehr  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  reduziert als Clostridium butyricum und (b) ein Maximum der Eisenreduktion unter den gegebenen Bedingungen bereits nach 6 Tagen erreicht wurde.

In Fig. 2 ist der Einfluss von steigenden Mengen Nitrat auf das Ausmaß der anaeroben Eisenreduktion am Beispiel von 2 B. polymyxa ( $\text{nit}^+$ ) und 2 Clostridium-Stämme ( $\text{nit}^-$ ) dargestellt. Deutlich zeigt sich der Einfluss geringer Mengen von Nitrat, wenn der Organismus über die Nitratreduktase verfügt.

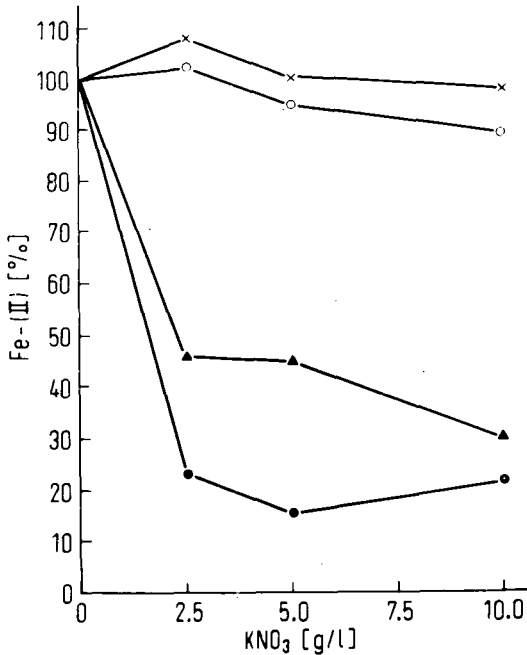


Fig. 2: Nitratkonzentrationen und Eisenreduktion (in % der nitratfreien Kultur) zweier Clostridium-Arten ( $\text{nit}^-$ ; x und o Linie) und zwei Vertreter von B. polymyxa ( $\text{nit}^+$ ; ▲ und ●).



In Tab. 1 ist schließlich der Einfluß steigender  $\text{MnO}_2$ -Gaben (Merck,  $\text{MnO}_2$ -Pulver) auf die Eisenreduktion bei  $\text{nit}^+$  und  $\text{nit}^-$  - Bakterien unter strikt anaeroben Bedingungen dargestellt.  $\text{MnO}_2$  verringert die Eisenreduktion stark und zwar unabhängig vom Vorhandensein einer Nitratreduktase.

Die Ergebnisse lassen hinsichtlich des Mechanismus der Eisenreduktion folgende Schlüsse ableiten:

- (a) Die Reduktion von  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ -Pulver erfolgt unter Beteiligung spezifischer Enzyme (Ferri-Reduktase(n)?; bei  $\text{nit}^+$  Bakterien mitunter durch die Nitratreduktase. Wäre die  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ -Reduktion die Folge eines verminderten Redoxpotentials in der Kultur, dann müßte Nitrat aufgrund seines Redoxpotentials unabhängig von der Nitratreduktase das Ausmaß der Eisenreduktion in allen Kulturen verringern (besonders unter anaeroben Bedingungen).
- (b) Da der Zusatz von  $\text{MnO}_2$  auch bei  $\text{nit}^-$  Bakterien und anaeroben Bedingungen das Ausmaß der Eisenreduktion herabsetzt, Nitrat jedoch nur bei  $\text{nit}^+$  Organismen, sind bei den geprüften Bakterien zumindest 2 verschiedene Mechanismen bei der Übertragung von Substrat-Wasserstoff (= Energiegewinnung) beteiligt.
- (c) Als biochemischer Mechanismus ist das Ausmaß der Eisenreduktion in Böden bei vermindertem Sauerstoff-Partialdruck (= Voraussetzung) an erster Stelle vom potentiellen Energieumsatz (= Gehalt an abbaubarer organischer Substanz) und erst in zweiter Linie von Faktoren wie Nitrat bzw.  $\text{MnO}_2$ -Gehalt, Pufferung, Beschwerung etc.

#### LITERATUR

1. FRANZ, G.: Der jahreszeitliche Wechsel des Mikrobenbesatzes zweier Pseudogleye mit unterschiedlichem Wasserhaushalt. Pedobiologia 13, 376-383, 1973
2. HAMMANN, R. and OTTOW, J.C.G.: Reductive dissolution of  $-\text{Fe}_2\text{O}_3$  by saccharolytic clostridia and Bacillus polymyxa under anaerobic conditions. Zeitschr.Pflanzenernähr. u. Bodenk. 137, 108-115, 1974
3. LOUB, W.: Die mikrobiologische Charakterisierung von Bodentypen. Die Bodenkultur A 11, 38-70, 1960
4. OTTOW, J.C.G.: Einfluß von Nitrat, Chlorat, Sulfat, Eisenoxidform und Wachstumsbedingungen auf das Ausmaß der bakteriellen Eisenreduktion. Z.Pflanzenern.Bodenk. 124, 238-253, 1969
5. OTTOW, J.C.G.: Iron reduction and gley formation with nitrogen-fixing Clostridia. Oecologia 6, 164-175, 1971.

Tab. 1: Eisenreduktion (mg Fe(II)/l) einiger Bakterien in Beziehung zu  $\text{MnO}_2$ -Gaben  
6 Tage nach Bebrütung unter anaeroben Bedingungen ( $\text{N}_2/\text{CO}_2 = 9/1$ )

Kombination/Röhrchen	0.5 g $\text{Fe}_2\text{O}_3$	0.5 g $\text{Fe}_2\text{O}_3$	0.5 g $\text{Fe}_2\text{O}_3$	0.25 g $\text{Fe}_2\text{O}_3$
Bakterien				
<u>B. polymyxa</u> S 29 (nit <sup>+</sup> ) <sup>1)</sup>	39.0	8.8	2.2	1.3
<u>B. polymyxa</u> S 471 (nit <sup>+</sup> )	13.0	4.0	2.5	1.0
<u>Cl. butyricum</u> S 1301 (nit <sup>-</sup> )	14.7	2.8	1.0	1.0
<u>Cl. saccharobutyricum</u> S 10 (nit <sup>-</sup> )	12.5	1.5	0.9	0.9
Kontrolle <sup>2)</sup>	2.8	1.5	2.0	2.0

1) nit = Nitratreduktase

2) unbeimpfte Röhrchen



Abbau, Verdampfung und Festlegung von Diallat-  
und Triallat-Rückständen im Boden unter dem Ein-  
fluß von Temperatur, Feuchtigkeit und Belüftung

von

Anderson, J.P.E.<sup>+</sup>

Es wurde der Einfluß von Temperatur, Feuchtigkeit und Belüftung auf das Verhalten der Thiolcarbamat-Herbizide Diallat und Triallat in Ackerböden untersucht. <sup>14</sup>C-Diallat und <sup>14</sup>C-Triallat, eingebracht in einer Konzentration von 1 ppm und bebrütet bei konstanter Temperatur (20°C) sowie konstantem Wasserpotential (2 bar), hatten im Boden Halbwertzeiten von ca. 2 bzw. 10 Wochen. Mikrobieller Abbau ist in erster Linie für das Verschwinden der Wirkstoffe verantwortlich; nur geringe Mengen entweichen durch Verdampfen oder werden als nicht-extrahierbare Rückstände im Boden festgelegt.

In einer Versuchsserie, in der Bodenproben in abgestuften Temperaturen zwischen 4° und 54°C bebrütet wurden, zeigte sich ein zunehmend verstärkter mikrobieller Abbau beider Verbindungen zwischen 4° und ca. 30°C und eine verstärkte Verdampfung bei Temperaturen > 30°C bei gleichzeitig verminderter Metabolisierung. - Steigerung des Wasserpotentials zwischen 0,25 bis 6,5 bar ergab eine direkte Steigerung der Abbaurrate. Temperatur und Wasserpotential hatten keinen wesentlichen Einfluß auf die Menge nichtextrahierbarer, gebundener Herbizidreste bzw. auf die Menge wasser- oder benzollöslicher Metaboliten. Bebrütung von Böden in Atmosphären mit ca. 99 % N<sub>2</sub> und < 1 % O<sub>2</sub> verursachten einen starken Rückgang des Herbizidabbaus. Über die Beeinflussung des Herbizidabbaus durch das Porenvolumen des Bodens (zwischen 33 und 65 %) wird in diesem Zusammenhang erstmals berichtet werden.

<sup>+</sup> Institut für Bodenbiologie der Forschungsanstalt für Landwirtschaft, 3300 Braunschweig, Bundesallee 50



Dechlorierung und Abbau von  $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan  
durch Kulturen von Bodenbakterien und im Boden bei  
unterschiedlicher Belüftung

von

Jagnow, G<sup>+</sup>, Renate Kohnen<sup>+</sup> und K. Haider<sup>++</sup>

Kulturen aerob auf Benzol wachsender, aus Parabraunerde isolierter Pseudomonas- und Nocardia- Stämme bauten von 10 ppm <sup>14</sup>C-markiertem  $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan ( $\gamma$ -HCH) in 7 Tagen bei 25°C nur 0,1-1,5 % zu <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> ab (Haider et al. 1974). Dagegen konnte eine aus demselben Boden mit stärkehaltiger Nährlösung anaerob angeereicherte Mischflora aus Clostridium butyricum und fakultativ anaeroben Bacillus spp.  $\gamma$ -HCH innerhalb von 4 Tagen vollständig abbauen. Durch zusätzliche Markierung des  $\gamma$ -HCH mit <sup>36</sup>Cl und <sup>3</sup>H wurde eine hauptsächlich innerhalb der ersten beiden Tage erfolgende Chlorabspaltung in Form von Cl<sup>-</sup>-Ionen und die Bildung noch chlorhaltiger, wasserlöslicher Metabolite sowie hauptsächlich danach die Bildung gasförmiger, lediglich C und H enthaltender Metabolite, jedoch kein <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> nachgewiesen (Haider et al. 1975). Mit zunehmendem O<sub>2</sub>-Gehalt der Versuchsgefäße verringerte sich der Anteil der Clostridien bei einer gleichzeitigen Verminderung der Cl-Abspaltung und der Bildung gasförmiger Metabolite. Unter 5 % O<sub>2</sub> waren beide Prozesse um ca. 50 % verlangsamt. Auch durch Reinkulturen von Cl. butyricum und definierte Mischkulturen aus Cl. butyricum und Bacillus polymyxa wurde  $\gamma$ -HCH unter anaeroben Bedingungen innerhalb von 4-6 Tagen vollständig abgebaut.

In aerob bei verschiedener Feuchtigkeit und 25 °C bebrüteten Proben dieser basischen Parabraunerde wurde  $\gamma$ -HCH wesentlich langsamer abgebaut. In 20 Wochen wurden mit Wassergehalten von 14 % 0,4 %, mit 25 % (ca. 100 % Wasserkapazität) 35,7 % sowie mit wasserüberstautem Boden 47,8 % zu <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> abgebaut. Bei wöchentlich

<sup>+</sup>) Institut für Bodenbiologie, <sup>++</sup>) Institut für Biochemie des Bodens der Forschungsanstalt für Landwirtschaft, 3300 Braunschweig, Bundesallee 50

abwechselnd unter  $N_2$  und Luft erfolgreicher Bebrütung von Boden mit 25 % und 30 % Wassergehalt verringerte sich die  $^{14}CO_2$ -Abspaltung um 4,3 bzw. 10,7 %. Die stärkste  $^{14}CO_2$ -Bildung erfolgte bei überflutetem Boden nach 5-7 Wochen, bei Boden mit 25 % Feuchtigkeit nach 10-13 Wochen. Auch hier wurde eine vorausgehende Chlorabspaltung nachgewiesen. Im Gegensatz zu den anaeroben Bakterienkulturen wurde im Boden  $\gamma$ -Pentachlorcyclohexan als Dechlorierungsprodukt nachgewiesen (Kohnen 1974).

Literatur:

- Haider K., Jagnow G., Kohnen R. u. Lim S.U. 1974: Abbau chlorierter Benzole, Phenole und Cyclohexan-Derivate durch Benzol und Phenol verwertende Bodenbakterien unter aeroben Bedingungen. - Arch. Microbiol. 96, 183-200
- Haider K. u. Jagnow G. 1975: Abbau von  $^{14}C$ -,  $^3H$ - und  $^{36}Cl$ -markiertem  $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan durch anaerobe Bodenmikroorganismen. - Arch. Microbiol., im Druck
- Kohnen, Renate 1974: Der Abbau des Insektizide Lindan durch Mikroorganismen des Bodens. - Dissertation der Naturwiss. Fakultät der T.U. Braunschweig

Rückstände von Pestiziden in Dränwasser

von J. Lepschy\*)

1. Einleitung

Können Pestizide durch Niederschläge in tiefere Bodenschichten eindringen und sogar ins Grundwasser gelangen? Dies ist eine Frage, über die beträchtliche Unsicherheit besteht. Das Problem wurde bisher fast ausschließlich von der theoretischen Seite angegangen. In dem Buch "Organic chemicals in the soil environment" (1972) ist das Kapitel über "masstransfer" bei weitem das kleinste und davon befaßt sich wieder nur ein Teil mit "leaching", also der Auswaschung von Agrochemikalien, wobei hauptsächlich theoretische Arbeiten zitiert werden. Danach soll das Konzentrationsprofil einer Chemikalie im Bodenwasser wie im Boden einen wellenförmigen Verlauf zeigen, also mit einem Maximum, wenn eine Entfernung von der Oberfläche stattfindet. Dabei ist die Eindringtiefe umso kleiner, je größer die Adsorptionskonstante  $K$  und umso größer, je kleiner  $K$  ist. Das Maximum soll umso schärfer ausgebildet sein, je größer  $K$  und umso diffuser, je kleiner  $K$  ist.

Zur Bestimmung der Beweglichkeit einer Agrochemikalie im Boden wurden vielfach Bodensäulen verwendet. Die meisten Autoren fanden keine merkliche Beweglichkeit der untersuchten Substanzen. So fanden Upchurch und Pierce (1957) mit Monuron keine Entfernung des Konzentrationsmaximums von der Oberfläche, wenn mit 2, 4 oder 12 inch Wasser beregnet wurde. Durch die höchste Wassermenge wurden allerdings meßbare Mengen Monuron bis in 35 inch Tiefe befördert. Die allgemeine Meinung über die Auswaschung von Pestiziden drückt wahrscheinlich eine 1974 von Gerakis und Stikas in "Residue Reviews" veröffentlichte Arbeit über den Kreislauf von Pestiziden in der Ökosphäre aus:

Therefore we may conclude, that under normal agricultural practices and rainfall it is very unlikely, that pesticide chemicals may be leached deep enough and in such quantities as to cause appreciable contamination of underground waters.

Vereinzelt wurden aber auch Untersuchungen bekannt, wonach im Grund- bzw. Trinkwasser meßbare Mengen chlorierter Kohlenwasserstoffe, die doch besonders stark sorbiert werden, gefunden wurden (Quentin 1973, Pulatov 1969).

2. Versuchsbeschreibung

Zur genaueren Untersuchung dieses Problems wurden seit Mitte 1974 die Dränwässer des Landeskulturversuches Ottenhofen auf Pestizide untersucht.

\*) Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, 8 München 38, Postfach



Ottenhofen liegt in der Nähe von Markt Schwaben, Oberbayern, 524 m über NN. Das langjährige Niederschlagsmittel liegt bei 831 mm, die durchschnittliche mittlere Lufttemperatur bei 7,1° C. Der Boden des Versuchs ist ein humoser Pseudogley mit 3 ausgeprägten Horizonten, einem stauwasservernäßten Ap-Horizont, stark humoser, schluffiger Lehm von 0 - 20 cm, einem humosen Sd-Horizont, schwarzbrauner, schluffiger, toniger Lehm von 20 - 36 cm und einem Sw-Horizont, braungrauer, schwach humoser, schluffiger Lehm von 36 - 100 cm. Besonders bemerkenswert ist dabei der hohe Gehalt an organischer Substanz von über 8 % im obersten Horizont.

Der Dränabstandsversuch, dessen Wasser untersucht wurde, besteht aus sieben Versuchsgliedern von je 0,375 ha Fläche. Drei davon kamen zur Untersuchung, nämlich das Versuchsglied 2 mit konventioneller Dränung und einem Abstand der Dränleitungen von 10 m und die Versuchsglieder 3 und 4 mit 40 bzw. 80 m Abstand der Tonrohrsammler. Diese beiden Versuchsglieder erhielten zusätzlich eine Untergrundlockerung. Die durchschnittliche Dräntiefe beträgt 90 cm. Jedes Versuchsglied ist mit einer dreiteiligen Fruchtfolge bestanden. Weitere Einzelheiten können den Publikationen von G. Schmid (1972, 1973, 1974) und M. Schuch (1970, 1971, 1972) entnommen werden.

### 3. Methoden und Ergebnisse

Erste Versuche zur Extraktion der Dränwässer wurden mit Petroläther unternommen. Es zeigte sich, daß in den Wässern, deren Entnahme in Kunststoffbehältern erfolgte, kaum organische Stoffe nachzuweisen waren, während die Extraktion der Behälterwände dünnschichtchromatographisch nachweisbare Mengen verschiedenster organischer Verbindungen lieferte. Davon konnten zwei mit Dünnschicht- und Gaschromatographie als 2,4 - Dichlorprop und Hexachlorbenzol identifiziert werden.

Die in den letzten 4 Jahren im Versuch verwendeten Pflanzenschutzmittel sind aus Tabelle 1 ersichtlich.

Tabelle 1:

Jahr	Anwendungs- termin	Handelsname	Aufwandmenge	Wirkstoff
1972		Banvel M	3,0 l/ha	Dicamba- + MCPA-Salze (30 g + 340 g/l)
		Patoran	3,0 kg/ha	Metobromuron 50 %
1973	21.5.	Aniten	3,0 l/ha	Flurenol + MCPA-Salze (100 g + 337 g/l)
	26.6.	Aresin	2,0 kg/ha	Monolinuron 47 %
	13.7.	Despirol	400 g/ha	Kelevan 50 %
1974	19.5.	Banvel M	4,0 l/ha	Dicamba + MCPA-Salze
	22.5.	Aresin	2,0 kg/ha	Monolinuron
	20.6.	Despirol	400 g/ha	Kelevan
1975	14.5.	Aniten	3,0 l/ha	Flurenol- + MCPA-Salze
	22.5.	Aresin	3,0 kg/ha	Monolinuron

Die Dränwasser wurden in Glasflaschen gesammelt und mit Chloroform ausgeschüttelt, um neutrale Pestizide zu extrahieren. Zur Extraktion saurer Inhaltsstoffe wurde mit conc. Schwefelsäure auf pH 1 angesäuert und mit Benzol extrahiert. Da organische Säuren schlecht gaschromatographierbar sind, wurden diese Benzolextrakte anschließend mit destilliertem Diazomethan versetzt. Beide Arten von Extrakten wurden gaschromatographisch unter Verwendung eines Elektroneneinfangdetektors untersucht.

Chloroformextrakte

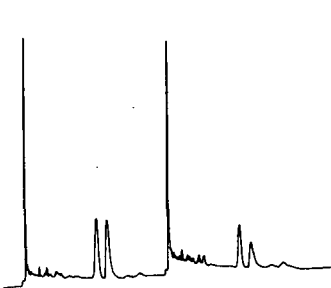


Abb 1  
Gaschromatogramm von 2 Chloroformextrakten vom 14.6.1974

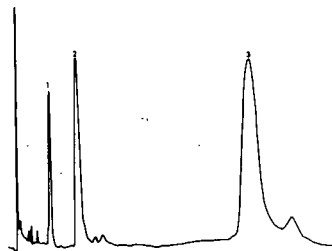


Abb 2  
Gaschromatogramm des Chloroformextraktes des Dränabstandversuchs 3 vom 19.9.1975

Abbildung 1 und 2 zeigen typische Gaschromatogramme von Chloroformextrakten der Dränwässer. Die Menge der extrahierten und vom Detektor angezeigten Substanzen nahm beim zweiten Probenahmetermin sehr stark zu. Die Chromatogramme von Wasserproben, die am 29.11.1974 entnommen wurden, zeigten die gleichen Peaks wie die vom 19.9. Die Konzentrationen der einzelnen Komponenten waren jedoch wesentlich geringer. Von den drei Hauptpeaks des Chromatogramms der Abb. 2 konnten zwei mit Hilfe von Referenzsubstanzen identifiziert werden und zwar der Peak 1 als Fluorenon, ein Metabolit des Flurenols und Peak 3 als Kepon, ein Metabolit des Kelevans. Die Zuordnung erfolgte aufgrund des gleichen Verhaltens von Referenz- und Substanzpeak auf mehreren Säulen unterschiedlicher Polarität bei verschiedenen Temperaturen. Da die Identifizierung mit Hilfe der Gaschromatographie nicht unbedingt sicher ist, wurden die Chloroformextrakte vom 19.9.1974 an einer Kombination Gaschromatograph/Massenspektrometer untersucht.\* Von den 15 verschiedenen Massenspektren, die erhalten wurden, enthielten nur 2 Signale, die eine chlorhaltige Verbindung anzeigen. Eine der beiden Substanzen konnte anhand eines Referenzspektrums als Monolinuron identifiziert werden. Die zweite zeigte das in Abb. 3 gezeigte Spektrum. Alle Hauptsignale stimmen mit dem von Ivie (1974) beschriebenen Spektrum von Kepon überein. Auch die Intensitätsverteilung der Isotopensignale chlorhaltiger Ionen stimmen innerhalb der Fehlergrenzen mit den berechneten überein.

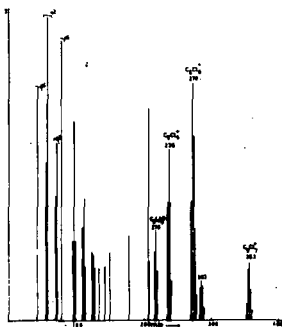


Abb 3  
Massenspektrum des Peaks 3 von  
Abb. 2 (Teilspektrum)

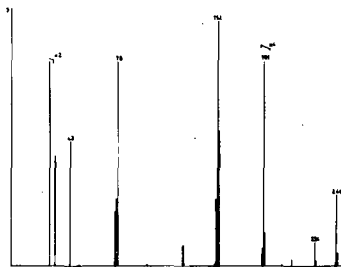


Abb. 4  
Massenspektrum des Peak 1 von  
Abb. 2

\*) Herrn Dr. Parlar vom Institut für ökolog. Chemie der GSF gilt dafür mein besonderer Dank.

Die Anwesenheit von Fluorenon konnte nicht eindeutig bestätigt werden. Es wurde ein Spektrum (Abb. 4) erhalten, das wahrscheinlich zu einer Substanz gehört, die beim Zerfall Fluorenon bildet. Die Struktur kann jedoch aus dem Massenspektrum allein nicht erschlossen werden. Möglicherweise handelt es sich um die Monoacetylverbindung des Fluorenonhydrates.

Monolinuron erscheint nicht als Peak in den Chromatogrammen der Chloroform-extrakte, da es als Verbindung mit nur einem Chloratom eine relativ geringe Nachweisempfindlichkeit aufweist und sich außerdem je nach Säulenlänge und Füllung fast vollständig zersetzt. Die Bestimmung erfolgte entweder als Bromderivat (H.P. Thier 1972) oder nach Hydrolyse zu p-Chloranilin, Diazotierung und Jodierung als p-Chlorjodbenzol (Geissbühler 1968).

Die Konzentrationen der beiden Pestizide in Dränwasser wurden über längere Zeit verfolgt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 und 3 enthalten.

Tabelle 2: Konzentration von Kepon in Dränwasser

	Versuchsglied 2/10 m	Versuchsglied 3/40 m	Versuchsglied 4/80 m
Probenahmetermin	Konzentration in ppb	Konzentration in ppb	Konzentration in ppb
19.9.1974	8	270	35
29.11.1974	1	0,7	2
31.1.1974	0,3	0,6	0,4
28.2.1975	n.n.	n.n.	n.n.

n.n. = nicht nachweisbar

Tabelle 3: Konzentration von Monolinuron in Dränwasser

	Versuchsglied 2/10 m	Versuchsglied 3/40 m	Versuchsglied 4/80 m
Probenahmetermin	Konzentration in ppb	Konzentration in ppb	Konzentration in ppb
19.9.1974	58	167	80
29.11.1974	97	93	300
31.1.1975	1,2	1,3	50
28.2.1975	0,6	0,4	0,3
1.4.1975	0,3	2,3	0,2
30.4.1975	14,9	0,2	0,2

#### Benzolextrakte:

In den Benzolextrakten der auf pH 1 angesäuerten Wasser vom 14.6.1974 konnte Dicamba in Konzentrationen zwischen 4 und 7 ppb nachgewiesen werden. Da MCPA wie Monolinuron nur ein Chloratom im Molekül hat, muß es zur Steigerung der Nachweispfindlichkeit derivatisiert werden. Dazu wurden die gereinigten Extrakte in Eisessig bromiert (H.P. Thier 1972). In einem der drei Wasser wurde MCPA in einer Konzentration von 0,67 ppm nachgewiesen. Die beiden anderen Wasserproben wiesen Gehalte von 4 bzw. 5 ppb auf. Die Proben von 19.9.1974 enthielten zwischen 1 und 3 ppb, die vom 20.11. um 1 ppb und im Januar 1975 war die Konzentration unter die Nachweisgrenze abgesunken. 1975 erfolgte die MCPA-Spritzung am 14. Mai. Obwohl von diesem Zeitpunkt bis Mitte Juli alle 14 Tage Proben genommen wurden, konnten zu keinem Zeitpunkt höhere Konzentrationen als 0,5 ppb gemessen werden.

#### 4. Schlußfolgerungen

Pestizide können durch Niederschläge bis in tiefere Bodenschichten transportiert werden, zumindest in einem gedränten Boden. Die Menge an ausgewaschenem Pestizid ist je nach den Eigenschaften der einzelnen Wirkstoffe sehr verschieden. So spielt die Auswaschung im vorliegenden Fall für das MCPA praktisch keine Rolle, obwohl es gut wasserlöslich ist und nur schwach sorbiert wird. Dies ist wahrscheinlich auf den raschen Abbau zu Chlorkresol zurückzuführen. Einen merklichen Beitrag zum Gesamtumsatz scheint die Auswaschung für Pestizide wie Kepon und Monolinuron zu leisten, deren Abbau langsam verläuft und die trotz vorhandener Sorption eine ausreichende Beweglichkeit im Boden aufweisen. Die vorliegenden Werte erlauben noch keine gesicherten quantitativen Aussagen über die Höhe der Auswaschung. Dazu müssen die Probenahmeintervalle verkleinert und die Beobachtungen über einen längeren Zeitraum weitergeführt werden.

Literaturverzeichnis

- Geissbühler H., Baunok I; Bull. Environ. Contam. Toxicol. 3, 7 (1968)
- Gerakis P.A., Sticas A.G. Res.Rev. 52, 69 (1974)
- Ivie G.W., Worrough H.W., Alley E.G.; J. Agr. Food Chem. 22, 935 (1974)
- Organic Chemicals in the soil Environment; Editor. Cl.A.I. Goring; Vol. 1,  
400-431 N.Y. 1972
- Pulatov A.P.; Gidrogeol. Inzh. Geol. Aridnoi Zony SSSR; 9, 45 (1969)
- Quentin K.E., Weil L., Udluft P.; Z.Deutsch.Geol. Ges. 124, 417 (1973)
- Schmid G.; Rager K.Th., Weigelt H.; Wasser und Boden 22, (10) 297 - 302 (1970)
- Schmid G., Weigelt H., Borchert H., Süß A., Schurmann G., Schuch M., Dancau B., Bauchhenß J., Pseudogley & Gley; 735 - 748, Verlag Chemie 1973
- Schmid G., Weigelt H., Borchert H.; Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung  
15, (2) 91 - 101, (1974)
- Schuch M., Jordan F.; Bayer. Ldw. Jb. 47, (7) 836 - 859 (1970)
- Schuch M., Jordan F.; Bayer. Ldw. Jb. 48, 948 - 959 (1971)
- Schuch M., Jordan F.; Bayer. Ldw. Jb. 49, (7) 872 - 892 (1972)
- Thier H.P.; Deut. Lebensm.-Rundsch. 68, 397 (1972)
- Updorch R.P., Pierce W.C.; Weeds 5, 321 (1957)



Sorptionsverhalten verschiedener Böden gegenüber Herbiziden

von

Süss, A. und G. Fuchsbichler<sup>†)</sup>

I. Einleitung

Bei Adsorptions-Desorptionsprozessen von Pestiziden im Boden spielen die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Pestizide, deren Formulierung, die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Bodenkolloide und der organischen Substanz, Bodenreaktion, Bodentemperatur, Bodenfeuchtigkeit sowie die Art des Kationenbelags an den Bodenkolloiden eine wichtige Rolle (ADAMS 1972 und 1973, BAILEY und WHITE 1964 und 1970, BERTAGNA 1959, HAYES 1970, HELLING, KEARNEY und ALEXANDER 1971, KUNZE 1966, OSGERBY 1970, SÜSS und WAGNER 1970).

Das Ziel unserer Untersuchungen war das Sorptionsverhalten von vier landwirtschaftlich verschieden genutzten Böden gegenüber Herbiziden und den Abbau sowie die Pflanzenverfügbarkeit dieser adsorbierten Herbizide sowohl im Klimakammerversuch als auch im Freiland zu studieren.

II. Material und Methode

Bei der Erstellung der Adsorptionskurven wurden vier verschiedene Böden, deren charakteristische Eigenschaften aus Tab. 1 ersichtlich sind, und <sup>14</sup>C-markierte Herbizide aus drei unterschiedlichen Wirkstoffgruppen verwendet. Monolinuron stellt ein Harnstoffderivat dar, das ureido-markiert war. Pyramin ist ein Pyridazon; Atrazin und Simazin gehören zu der Gruppe der Triazine. Diese drei Herbizide waren uniform-markiert.

Je 5 g lufttrockener auf 1 mm gesiebter Boden wurde in Plastikzentrifugenbecher eingewogen, auf 200 % der maximalen Wasserkapazität gebracht, die Herbizide in einer Konzentration von 1 - 10 ppm zugegeben und 2 Stunden geschüttelt. Anschließend wurde der Boden luftgetrocknet und

---

<sup>†)</sup> Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, MÜNCHEN



der mit Monolinuron und Pyramin behandelte Boden 5 mal mit je 25 ml Aceton, der mit Atrazin und Simazin behandelte Boden 5 mal mit je 25 ml Methanol extrahiert.

Um einen Vergleich zwischen verschiedenen Adsorptionsmethoden zu erhalten, wurde bei einem Teil der mit Monolinuron und Simazin behandelten Böden nach Erreichen des Gleichgewichts das überstehende Wasser abzentrifugiert (slurry-Technik). Die im Überstand und in den Extraktionslösungen befindliche  $^{14}\text{C}$ -Aktivität wurde im Beckman LSC gemessen. Nach der Extraktion wurde der Boden in einem Verbrennungsautomaten ("Oxymat") zur Bestimmung der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität verbrannt. Außerdem wurden die Lösungsmittelextrakte dünnschicht-chromatographisch analysiert. Das Laufmittel für Monolinuron war Benzol : Chloroform = 75 : 25, für Atrazin Chloroform : Aceton = 7 : 3, für Simazin Benzol : Chloroform : Essigester = 4 : 4 : 2, für Pyramin Benzol : Äthanol = 75 : 25.

Um den Einfluß des Trocknungsverlaufs auf die Sorptionskapazität festzustellen, wurden Versuche über die Extrahierbarkeit nach verschiedenen langer Trocknungsdauer durchgeführt. Dabei wurde nur Monolinuron mit einer Konzentration von 1 ppm und die Böden Baumannshof und Haselbeck eingesetzt. Extrahiert wurde sofort nach dem Schütteln, nach 5 Std., 24 Std., 29 Std. und nach völliger Trocknung.

### III. Ergebnisse

Monolinuron wurde vom Boden Baumannshof am stärksten adsorbiert, dann folgten die Böden Haselbeck, Paar und Schweiger (Abb. 1). Zwischen den beiden Böden Paar und Schweiger bestand kaum ein Unterschied, während Boden Baumannshof fast die doppelte Sorptionskapazität wie der Boden Schweiger aufwies. Bei einer Konzentration von 1 ppm betrug bei Baumannshof die adsorbierte Menge 0,56 ppm gegenüber 0,28 ppm bei Schweiger. Bei 10 ppm waren die entsprechenden Werte 4,66 ppm bei Baumannshof und 2,71 ppm bei Schweiger. Bei steigender Konzentration nahm auch die adsorbierte Monolinuronmenge zu, was am Beispiel von Baumannshof gezeigt werden konnte. Bei einer Zugabe von 100, 500 und 1000 ppm wurden 60, 277 und 486 ppm adsorbiert.

Die gleiche Reihenfolge in der Adsorptionsfähigkeit der Böden ergab sich für das Herbizid Pyramin (Abb. 2). Auch hier zeigte sich der größte Unterschied in den adsorbierten Mengen zwischen den Böden Baumannshof

und Schweiger. Bei einer Zugabe von 0,95 ppm wurde im Boden Baumannshof nahezu 100 %, im Boden Schweiger dagegen nur 40,73 %  $\hat{=}$  0,38 ppm adsorbiert. Bei einer Konzentration von 9,5 ppm wurde bei Baumannshof immerhin noch 84,77 %  $\hat{=}$  8,1 ppm adsorbiert. Im Vergleich zu Monolinuron wurde Pyramin bei allen vier Böden und bei allen Konzentrationen weit mehr adsorbiert. So lag beim Boden Schweiger, der die geringste Menge an Pyramin sorbierte, die adsorbierte Pyraminmenge höher als die im Boden Baumannshof adsorbierte Monolinuronmenge (Abb. 1 und 2).

Im Gegensatz dazu wurden die beiden Triazine Simazin und Atrazin auf allen vier Böden nur wenig adsorbiert. Hier zeigte der Boden Paar die stärkste Adsorptionsfähigkeit gegenüber Simazin und Atrazin, während die drei anderen Böden ungefähr das gleiche Adsorptionsverhalten aufwiesen (Abb. 3 und 4). Simazin wurde bei allen Konzentrationen und auf allen vier Böden mehr adsorbiert als Atrazin. Bei einer Konzentration von 9,8 ppm Atrazin wurden auf dem Boden Paar 0,83 ppm adsorbiert, auf den drei anderen Böden zwischen 0,60 und 0,67 ppm. Gerade diese beiden Vergleiche verdeutlichen den entscheidenden Einfluß der chemischen Struktur des adsorbierten Materials.

Bei der Betrachtung der Adsorptionskurven nach der slurry-Technik zeigte sich für Monolinuron eine geringfügige Veränderung im Adsorptionsverhalten der einzelnen Böden. Die adsorbierten Herbizidmengen blieben ungefähr auf gleichem Niveau (Abb. 5). Das stärkste Adsorptionsvermögen wies wiederum der Boden Baumannshof auf, während diesmal vom Boden Paar die geringste Monolinuronmenge sorbiert wurde. Im Gegensatz dazu wurde Simazin bei dieser Adsorptionsmethode von allen vier Böden und bei jeder Konzentration bedeutend mehr adsorbiert (bis zur 3-fachen Menge; Abb. 3 und 6). Aus dem Vergleich der beiden Sorptionsmethoden können Rückschlüsse auf die Sorptionsintensität der verschiedenen Herbizide gezogen werden.

Die Extrahierbarkeit von Herbiziden aus den Böden ist von der Trocknungsdauer, d.h. vom Wassergehalt des Bodens abhängig, was am Beispiel von Monolinuron bei den Böden Baumannshof sowie Haselbeck festgestellt wurde (Abb. 7). Dabei zeigte sich, daß aus feuchtem Boden zwischen 90 und 100 % des eingesetzten Monolinurons extrahierbar ist. Erst nach völliger Trocknung wurde eine größere Herbizidmenge adsorbiert. Die Auswertung von

Dünnschichtchromatogrammen der Extraktionslösungen ergab, daß durch den Sorptionsprozeß die Ausgangsmoleküle nicht verändert wurden.

#### IV. Diskussion

Stark adsorbierte Herbizide können durch die Rückstandsanalytik nicht mehr erfaßt werden. Um festzustellen, inwieweit dieser Anteil durch Bodenurnsetzungen wieder pflanzenverfügbar wird, führten wir unsere Versuche mit radioaktiv-markiertem Material durch. Durch die Anwendung unterschiedlicher Adsorptionsmethoden kann die adsorbierte Herbizidmenge beeinflusst werden. Außerdem konnten wir feststellen, daß durch den Trocknungsprozeß der stark adsorbierte Anteil bzw. die Sorptionsintensität erhöht wird. Dadurch wählten wir für unsere Versuche diese Adsorptionsmethodik. Ein weiterer Grund für die Verwendung dieser Methodik lag darin, daß auch im Freiland eine Austrocknung der obersten Bodenschicht möglich ist.

Überraschend war das hohe Adsorptionsvermögen von Boden Paar im Vergleich zu den drei anderen Böden gegenüber Simazin (Abb. 3), da Boden Paar wenig org. Substanz (1,18 %), einen geringen Tongehalt und neutrale Bodenreaktion aufweist, während der Boden Haselbeck wenig sorbiert, obwohl er einen hohen Gehalt an Ton und organischer Substanz besitzt.

TALBERT und FLETCHALL (1965) fanden, daß bei steigendem pH-Wert die Adsorption von Simazin und Atrazin abnimmt. McGLAMMERY und SLIFE (1966) kamen bei der Adsorption von Atrazin an Boden und Huminsäure zu demselben Ergebnis. Im Gegensatz dazu konnten wir keinen Einfluß des pH-Werts auf die Adsorption von Simazin und Atrazin feststellen.

Diesen Gegensatz könnte man mit der Behandlung der Böden mit Extraktionsmitteln erklären. Durch die Extraktion werden die leicht sorbierten Herbizide beseitigt. Es bleibt nur noch der stark sorbierte Anteil zurück. Die stärkere Adsorption von Simazin gegenüber Atrazin an Böden wird von mehreren Autoren bestätigt (TALBERT und FLETCHALL, 1965; NEARPASS, 1967, LAVY 1968). In welchem Ausmaß bodensorbierte Herbizide verfügbar für Mikroorganismen und Pflanzen sind, wurde in Arbeiten von SÜSS und Mitarbeitern (1972, 1975) gezeigt.

## V. Zusammenfassung

Bei vier landwirtschaftlich genutzten Böden wurden für die Herbizide Monolinuron, Pyramin, Simazin und Atrazin Adsorptionskurven erstellt. Beim Vergleich verschiedener Sorptionsmethoden konnten Hinweise über die Sorptionsintensität gewonnen werden. Der Trocknungsgrad des Bodens spielt dabei eine entscheidende Rolle. Bodensorbierte Herbizide können sowohl von Mikroorganismen als auch von Pflanzen genutzt werden.

## VI. Literatur

- ADAMS, R.S. Jr., 1972: Effect of soil organic matter on the movement and activity of pesticides in the environment  
Proc. Trace Subst. Environ. Health V, 81
- , 1973: Soil adsorption of pesticides and bioactivity  
Residue Reviews 47, 1 - 54
- BAILEY, G.W. und J.L. WHITE, 1964: Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, with implications concerning pesticide bioactivity  
J. Agr. Food Chem. 12, 324
- , - , 1970: Factors influencing the adsorption, desorption, and movement of pesticide in soil  
Residue Review, 32, 29
- GILES, C.H., T.H. MACEWAN, S.N. NAKHWA und D. SMITH, 1960: Studies in adsorption, Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms, a measurement of specific surface areas of solids  
J. Chem. Soc., p. 3973
- HAYES, M.H.B. 1970: Adsorption of triazine herbicides on soil organic matter, including a short review on soil organic matter chemistry  
Residue Review, 32, 131
- HELLING, C.S., P.C. KEARNEY und M. ALEXANDER, 1971: Behaviour of pesticides in soils  
Adv. Agron., 23, 147
- KUNZE, G.W., 1966: Pesticides and clay minerals. In: Pesticides and their effects on soils and water  
Soil Sci. Soc. of Amer., ASA Special Publ., 8, 49
- LAVY, T.L., 1968: Micromovement mechanisms of s-triazines in soil  
Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 32, 377
- McGLAMMERY, M.D., F.W. SLIFE, 1966: The adsorption and desorption of atrazine as affected by pH, temperature and concentration  
Weeds, 14, 237
- NEARPASS, D.C., 1967: Effect of the predominating cation on the adsorption of simazine and atrazine by Bayboro clay soil  
Soil Sci., 103, 177

- OSGERBY, J.M., 1970: Sorption of un-ionised pesticides by soils. In: Sorption and transport processes in soils. London: Soc. chem. Ind. Monograph No. 27, p. 63
- SÜSS, A. und A. WAGNER, 1970: Die Adsorption von Herbiziden an verschiedene Bodenkomponenten  
Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten (Pflanzenpathologie) und Pflanzenschutz, Sonderheft V, 33
- , C. EBEN und H. SIEGMUND, 1972: Verhalten von adsorbierten Herbiziden im Boden und deren Verfügbarkeit für die Pflanze  
Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten (Pflanzenpathologie) und Pflanzenschutz, Sonderheft VI, 65
- , und G. FUCHSBICHLER, 1975: Pflanzenverfügbarkeit von adsorbierten Herbiziden  
Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft VII, 117
- TALBERT, R.E. und O.H. FLETCHALL, 1965: The adsorption of some s-triazines in soils  
Weeds, 13, 46

Tabelle 1: Charakterisierung der Versuchsböden

Standort	Betrieb Haselbeck Ottenhofen	Betrieb Schweiger Ottenhofen	Versuchsgut Baumannshof	Betrieb Hell Paar
Bodentyp	Pseudogley	Pseudogley	Sandbraunerde	Sandbraunerde
Bodenart	uL	uL	1'S	1'S
pH	6,8	5,9	6,4	7,0
C <sub>t</sub> (%)	4,08	2,30	3,50	1,18
N (%)	0,56	0,22	0,21	0,09
C/N	9,5	11,8	12,4	15,3
Ton	18,8	22,6	6,4	6,4
Schluff	61,4	67,9	16,9	9,1
Sand	19,8	9,5	76,7	84,5
T-Wert	27,4	19,0	19,6	7,4
Ca	25,8	12,3	13,5	1,9
Mg	4,2	1,6	0,8	0,3
K	0,3	0,5	0,6	0,6
Na	0,06	0,04	0,04	0,01

# Adsorption von Monolinuron an verschiedene Böden

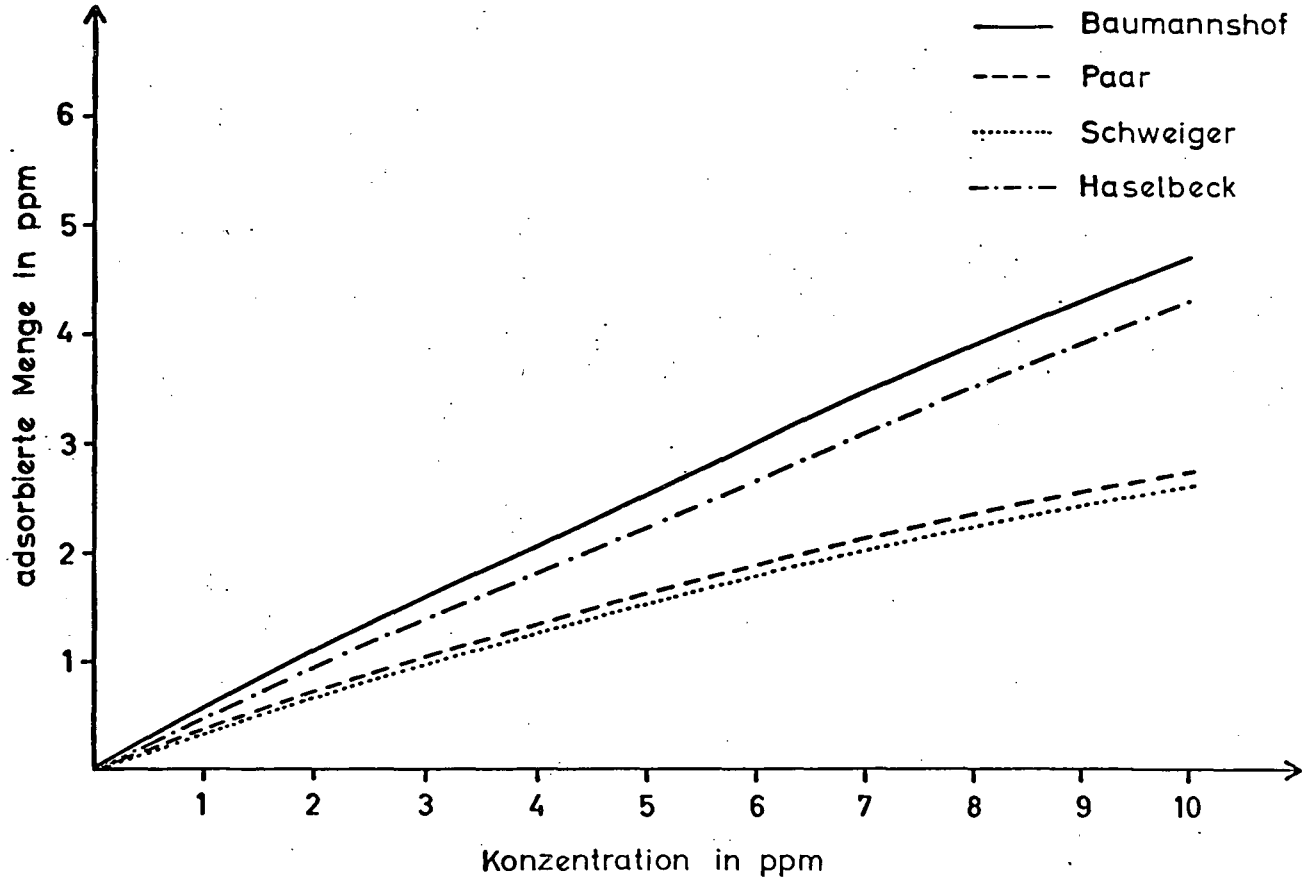
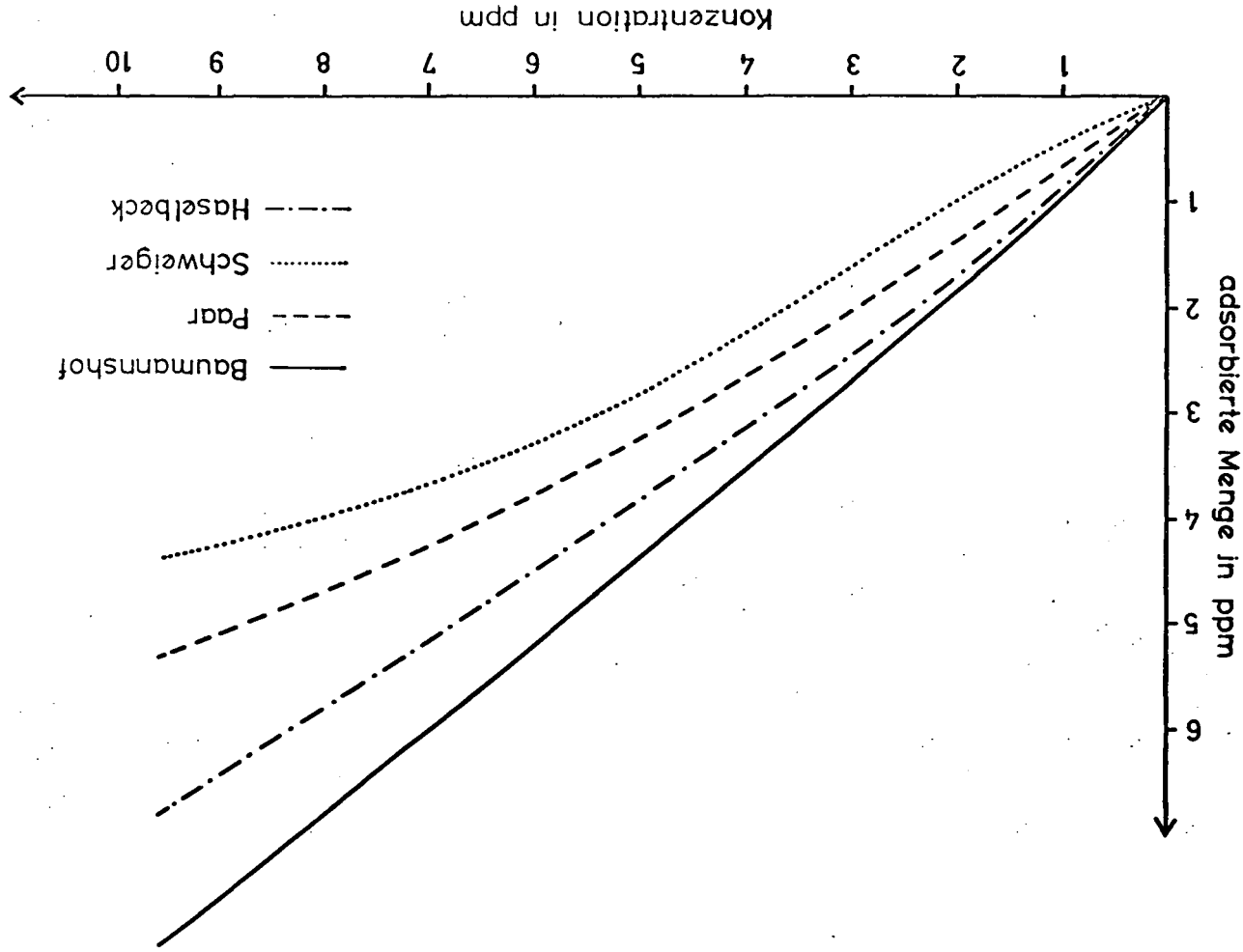
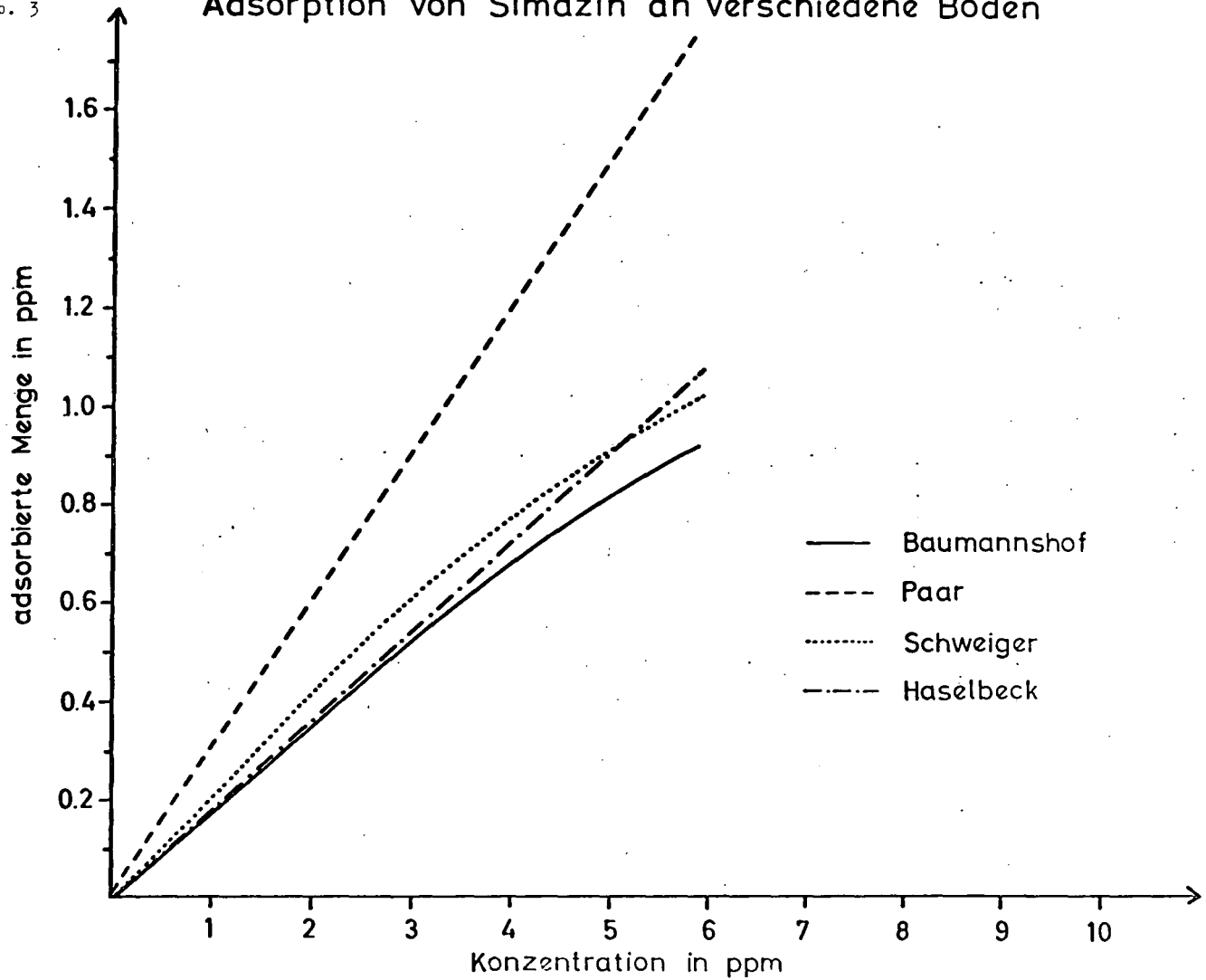


Abb. 2 Adsorption von Pyramin an verschiedene Böden





## Adsorption von Simazin an verschiedene Böden



# Adsorption von Atrazin an verschiedene Böden

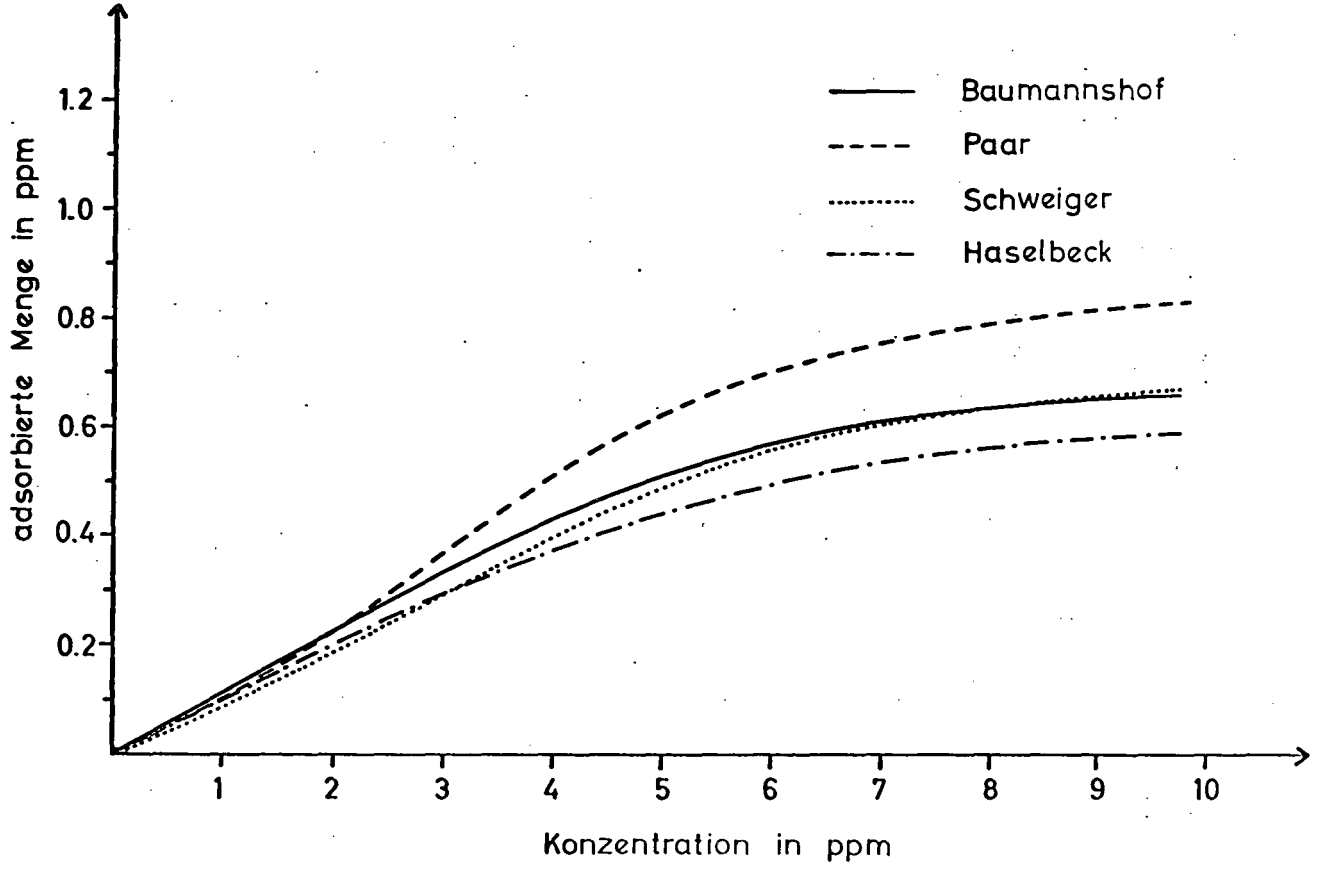
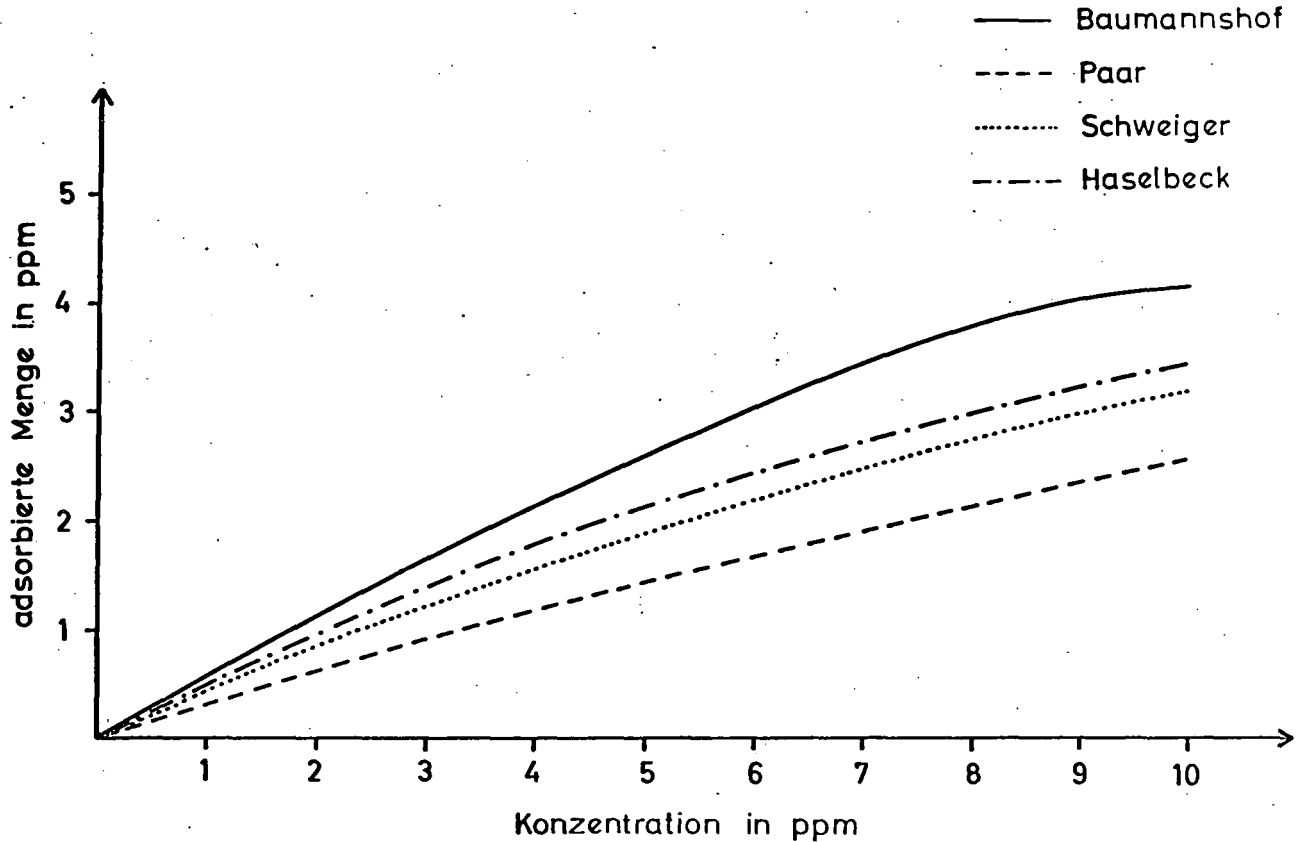


Abb. 5 Adsorption von Monolinuron an verschiedene Böden  
(slurry-Technik)



Adsorption von Simazin an verschiedene Böden  
(slurry-Technik)

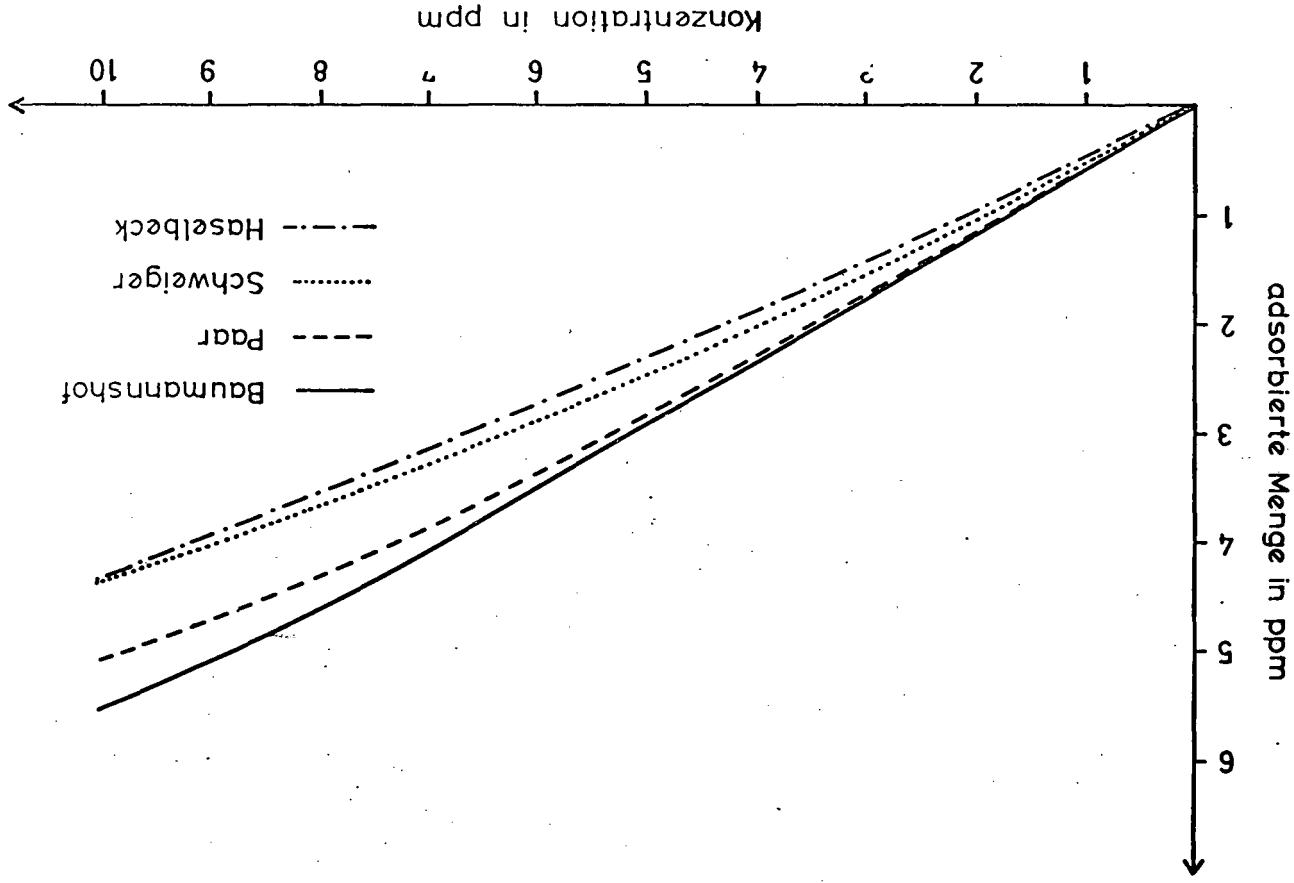
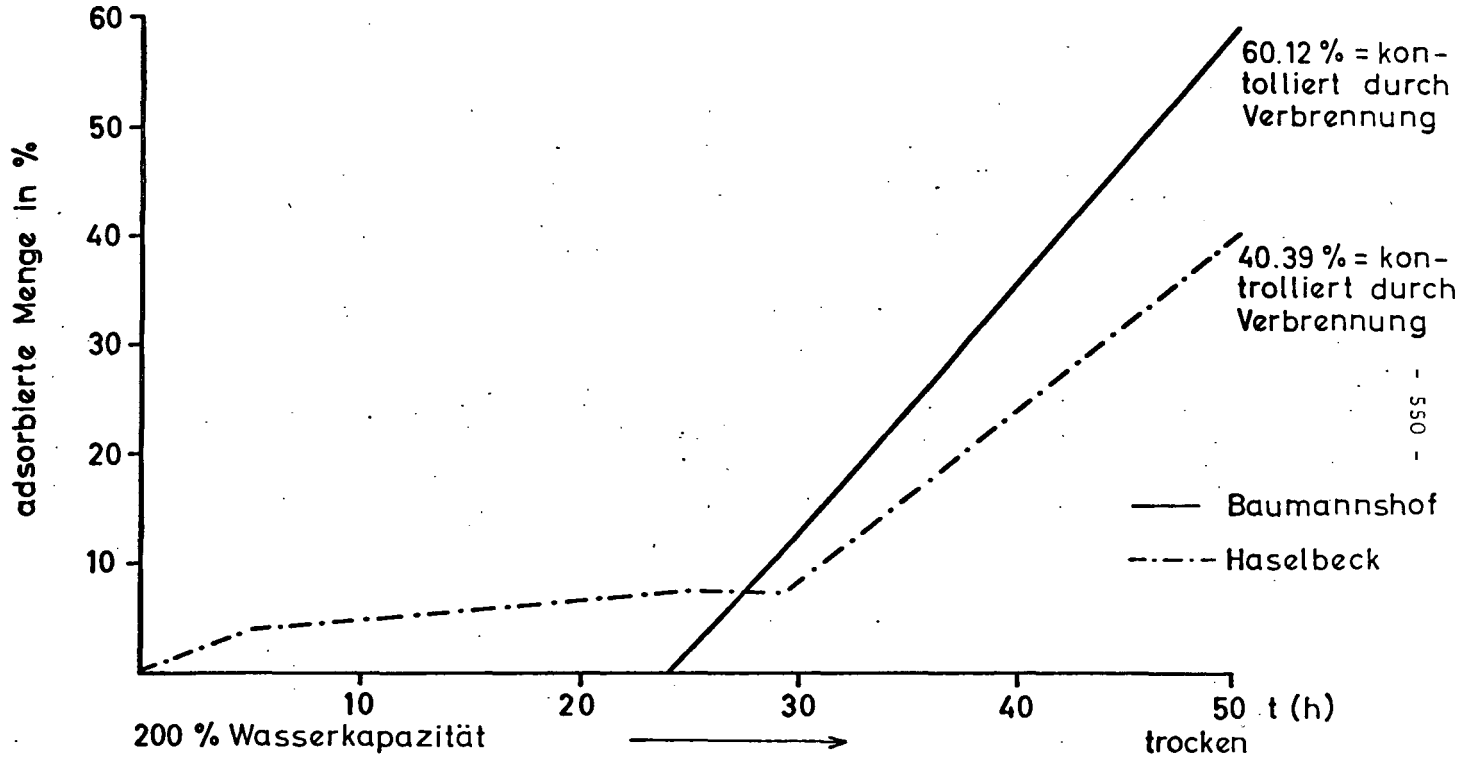


Abb. 7

# Adsorption von Monolinuron nach verschieden langer Trocknungsdauer



Sorption und Desorption von Herbiziden (Triazin-  
und Harnstoffderivaten) an verschiedenen Böden.

von

Böttger, W.<sup>+</sup>

In diesem Bericht sollen erste Teilergebnisse aus einem laufenden Forschungsprogramm vorgestellt werden. Im Rahmen dieses Programms wird versucht, aufbauend auf den Arbeiten von LAERMANN (1972), Faktoren zu ermitteln, die das Sorptionsverhalten von Böden bestimmen, um hieraus möglicherweise Entscheidungshilfen für Auswahl und Dosierung von Herbiziden in der Praxis ableiten zu können. Zu diesem Zweck sollen mittels mathematisch-statistischer Methoden die Beziehungen zwischen einzelnen Bodeneigenschaften, dem chemisch analytisch ermittelten Sorptionsverhalten und der Auswirkung der Sorption auf die im Kleinparzellenfeldversuch ermittelte Phytotoxizität der Herbizide bestimmt werden. Ferner ist geplant, an einigen Böden bestimmte Merkmale schrittweise zu verändern und die Auswirkungen dieser Veränderungen auf das Sorptionsverhalten zu untersuchen. Daneben soll eine einfache Methode zur direkten oder indirekten Bestimmung des Sorptionsverhaltens von Böden erarbeitet werden. In Tabelle 1a und 1b sind die in das Versuchsprogramm einbezogenen Böden und Herbizide mit ihren Eigenschaften dargestellt.

Die im folgenden beschriebenen Ergebnisse beziehen sich im wesentlichen auf das zuletzt angeführte Teilziel.

Durch die Erarbeitung von Sorptionsisothermen kann das Sorptionsverhalten von Böden recht umfassend beschrieben werden. Sorptionsisothermen werden zumeist in der Weise ermittelt, daß gestaffelte Konzentrationsstufen des Sorbenden mit bestimmten Mengen des Sorbens bis zur Einstellung eines Gleichgewichtes geschüttelt werden. Der Konzentrationsabfall wird dann als Sorbat angesehen. Die Gleichgewichtskonzentration des Sorbenden wird gegen den Quo-

<sup>+</sup> Inst. f. Bodenk., 34 Göttingen, von Siebold-Straße 4 in Zusammenarbeit mit dem Inst. f. Pflanzenpath. und Pflanzenschutz

TABELLE 1A

CHARAKTERISIERUNG DER BÖDEN

BODENTYP	BODENART	pH 0.02 CaCl <sub>2</sub>	C-GEHALT (%)	C:N	CaCO <sub>3</sub> -GEHALT (%)
AUENLEHM					
MARIENSTEIN	Ü T	7.7	1.3	7.7	6.15
PODSOL					
HANNOVER KIBITZKRUG	S	5.8	2.2	22.3	-
RENDZINA					
HERBERHAUSEN DRANKENB.	Ü T	7.5	2.9	16.5	7.50
PELOSOL					
REINHAUSEN	s T L	7.5	1.9	9.9	5.11
SCHWARZERDE					
HILDESHEIM ASEL	Ü U	7.2	1.7	10.8	0.10
KALKSTEINBRAUNLEHM					
GEISMAR	u' T	7.7	1.3	9.3	8.20
SANDBRAUNERDE					
REINHAUSEN	S	5.9	1.0	10.0	-
GRISERDE					
ROSDORF	Ü U	6.1	1.2	10.7	-
MARSCH					
WESSELBUREN	L S	6.8	1.4	10.3	0.10
CARBONAT-ANMOOR					
EBERGÜTZEN/LUTTERSEE	(u) L S	7.5	5.3	10.3	6.50

TABELLE 1B

AKTIVSUBSTANZ	TERBUTRYN	CHLORTOLURON	METHABENZTHIAZURON
HANDELSPRODUKT	IGRAN 50 (47%)	DICURAN (80%)	TRIBUNIL (70%)
STRUKTUR-FORMEL	<chem>CC1=NC(NC)N(CS)C1NC(C)(C)C</chem>	<chem>CC1=CC=C(C=C1C(=O)N(C)C)Cl</chem>	<chem>CC1=NC2=CC=CC=C2S1C(=O)N(C)C</chem>
CHEMISCHE BEZEICHNUNG	2-TERT. BUTYLAMINO-4-ETHYLAMINO-6-METHYLTHIO-S-TRIAZINE	3-(3-CHLORO-4-METHYL-PHENYL)-1,1-DIMETHYL-HARNSTOFF	1,3-DIMETHYL-3-(2-BENZTHIAZOLYL)HARNSTOFF
MOLEKULAR-GEWICHT	241.3	212.7	221.29
LÖSLICHKEIT IN H <sub>2</sub> O BEI 20° C	25 mg/L	70 mg/L	59 mg/L

tienten von Sorbat zu Sorbens aufgetragen .

Da der Konzentrationsabfall des Sorbenden neben Adsorption auch durch Austauschvorgänge, Chemisorption und unter Umständen Degradation verursacht werden kann, erscheint der in der Literatur überwiegend angewandte Begriff "Adsorption" nicht ganz korrekt.

Bei der Verwendung natürlichen Bodenmaterials als Sorbens sollte man versuchen, sich von den Gegebenheiten im Boden nicht zu weit zu entfernen. Da diese natürlichen Bedingungen aber in keinem Fall auch nur annähernd erreicht werden können, sind analytisch meßtechnische Aspekte vorrangig.

Wir hatten zunächst beabsichtigt, die Sorptionsisothermen unter Verwendung C-14 markierter Herbizide mittels der Flüssigscintillation zu bestimmen. Leider standen uns zunächst keine C-14 markierten Verbindungen zur Verfügung und markiertes Chlortoluron ist wahrscheinlich überhaupt nicht zu bekommen. Wir untersuchten deshalb die Möglichkeit, mittels UV-Spektralphotometrie Gleichgewichtskonzentrationen in Bodenlösungen zu bestimmen. Die Verwendung des UV-Photometers zur quantitativen Herbizidbestimmung ist an sich nichts Neues. Sie wurde aber unseres Wissens bislang nur bei Sorptionsuntersuchungen an Lagerstättenmineralen und in Verbindung mit Dialyse auch bei Humuspräparaten angewandt.

Die drei Herbizide weisen im UV-Bereich typische Absorptionsspektren auf. Dasselbe dürfte für die überwiegende Anzahl aller Pestizide gelten. Leider zeigen aber auch die Bodenauszüge mit abnehmender Wellenlänge zunehmend starke Absorptionsbanden (Abb. 1). Um die Herbizidkonzentration in der Gleichgewichtslösung hinreichend genau bestimmen zu können, kommt es darauf an, die Eigenabsorption der Bodenlösung möglichst niedrig, zumindest aber hinreichend konstant zu halten. Dies versuchten wir zunächst mit Hilfe verschiedener Verfahren, der Normal- und Ultrafiltration zu erreichen. Die Filtration führte aber zu keinem Erfolg, weil die Filter zum einen optisch aktive Substanzen in die Lösung abgaben, zum anderen aber selbst beträchtliche Herbizidmengen sorbierten. Letzteres gilt besonders für Membranfilter. Die Anwendung von  $\text{CaCl}_2$  ( $0,02\text{n}$ ) in den Ausgangslösungen führte dagegen in Verbindung mit Zentrifugation zu einer deutlichen Verminderung und ausreichenden Konstanz der Eigenabsorption der Bodenlösung.



Angenäherte Absorptionsspektren von 3 Herbiziden  
(5 µg/ml) und 2 Bodenauszügen (2,5g in 25 ml  
0,02 n CaCl<sub>2</sub> 1:5 verdünnt)

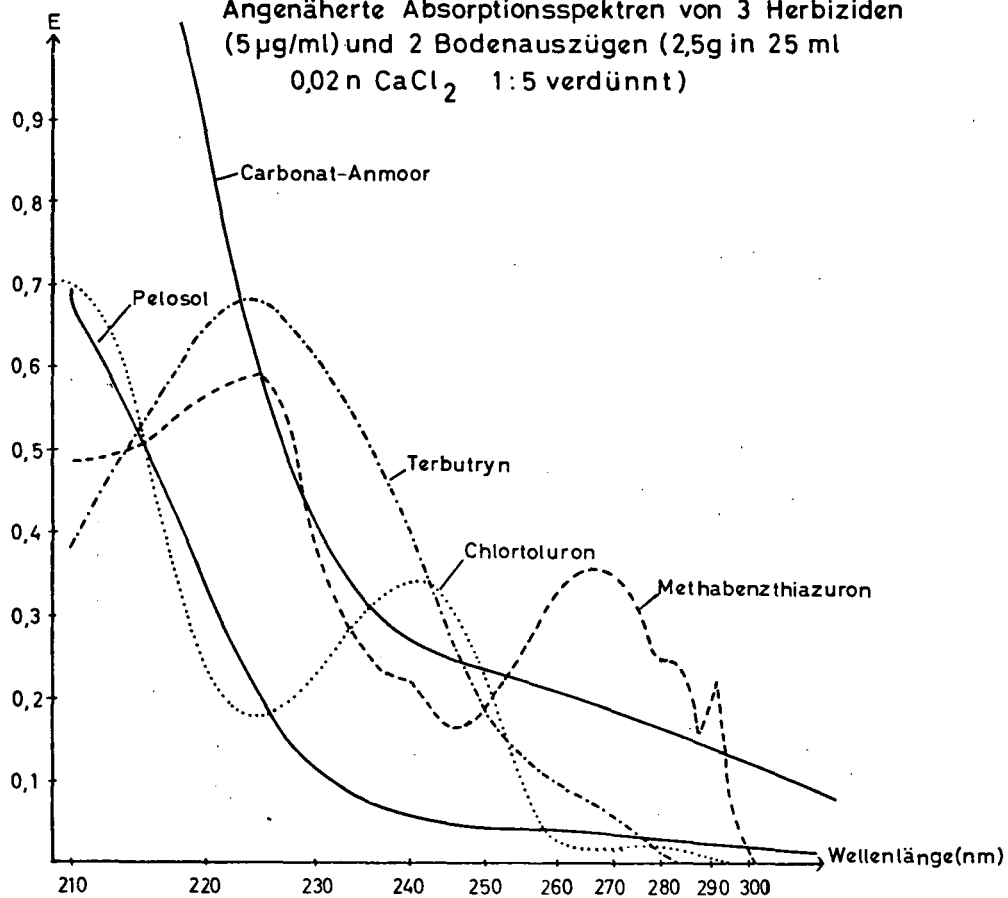


Abb. 1

In Tabelle 2 sind Durchführung und Meßergebnisse für die Sorptionsuntersuchungen von Terbutryn am Pelosol zusammengestellt. Die Meßwerte für die Parallelansätze a - d zeigen eine gute Konstanz. Dadurch lassen sich die an sich geringen Differenzen besonders in den niedrigen Konzentrationsstufen gut sichern. Die in diesem Fall erzielte Genauigkeit der Konzentrationsbestimmung reicht aus, um nach der Ermittlung der Sorptionsisotherme auch einen Desorptionsgang durchzuführen.

In Abbildung 2 sind beispielsweise die Sorptionsisothermen für 2 Böden dargestellt. Der Kurvenverlauf für die beiden Böden wurde mittels eines Rechenprogramms für lineare Regressionen durch das Einsetzen der Meßwerte aus den C-14 - Messungen in die FREUNDLICH'sche Adsorptionsgleichung gewonnen. Die mit verschiedenen Symbolen dargestellten Meßwerte von zwei unabhängig voneinander mit dem Photometer durchgeführten Messungen und der Flüssig-Scintillationsmessung zeigen im Fall des Pelosols z.B. eine recht gute Übereinstimmung und Reproduzierbarkeit der Meßwerte. Im Fall des Carbonat-Anmoors ist das Ergebnis nicht so gut. Wegen der hohen Eigenabsorption der Auszüge aus diesem Boden war das aber auch nicht zu erwarten. Die Abweichungen der Werte für die anderen Böden liegen zwischen den dargestellten.

Abschließend sei noch auf einige Fehlerquellen bei der photometrischen Messung von Gleichgewichtslösungen hingewiesen. So können Flockungs-, Sedimentations- und möglicherweise auch Oxydationsvorgänge nach dem Zentrifugieren und Separieren zu Veränderungen der Eigenabsorption der Gleichgewichtslösungen führen. Solche Vorgänge konnten bei einem sauren Boden beobachtet werden. Hier zeigte sich aber, daß bei einer Messung direkt nach dem Zentrifugieren und einer weiteren Messung nach 2 Tagen trotz verändertem Niveau der Extinktionen die gleichen Differenzen bestimmt wurden. Bei der Messung nach einem Tag traten jedoch beträchtlich größere Streuungen in den Meßwerten der einzelnen Parallelen und auch zwischen den Konzentrationsstufen auf. Ferner scheint es denkbar, daß durch Austauschvorgänge in Abhängigkeit von der Herbizidkonzentration steigende Mengen optisch aktiver Substanzen vom Boden in die Gleichgewichtslösung abgegeben werden. Ein solcher Vorgang könnte dann höhere Herbizidkonzentrationen vortäuschen. Die Aufnahme der Spektren der Gleichgewichtslösungen gegen die Kontrolllösungen gemessen ergab jedoch jeweils die typischen Herbizid-

TABELLE 2

BEISPIEL FÜR ERMITTLUNG EINER SORPTIONSISOTHERME MITTELS UV-SPECTRALPHOTOMETRIE

(Terbutryn an Pelosol, 2.5 g in 25 ml 0.02n CaCl<sub>2</sub>)

(Schütteldauer: 14 h)

KONZ.- STUFE	AUSG.- KONZ. µG/ML	E <sub>226</sub> DER 1:5 VERDÜNNTEN GLEICHGEWICHTSLSG.						GLEICHGEW.- KONZ. µG/ML	SORB. HERB. µG/G B.
		A	B	C	D	$\bar{x}$	DIFF.		
0	-	0,213	0,218	0,214	0,223	0,2139	-		
0x	-	0,211	0,214	0,210	0,208				
1	1.25	0,227	0,226	0,226	0,231	0,2275	0,0136	0,47	7,8
2	2.50	0,254	0,257	0,254	0,247	0,2530	0,0391	1,34	11,6
3	5.00	0,300	0,304	0,306	0,304	0,3035	0,0896	3,07	19,3
4	10.00	0,396	0,403	0,407	0,407	0,4033	0,1894	6,49	35,1
5	20.00	0,604	0,601	0,606	0,605	0,6053	0,3914	13,40	66,4
5x	20.00	0,600	0,606	0,612	0,608				

Varianzanalytische Daten

Grenzdifferenz 5% 0.005498 entsprechend 0.19 µg/ml

Grenzdifferenz 1% 0.007540 entsprechend 0.26 µg/ml

Konzentrationsstufen 0x und 5x (für Desorption nach Trocknung) sind bei der Varianzanalyse als selbständige Varianten aufgefaßt.

## Sorptionsisothermen für Terbutryn

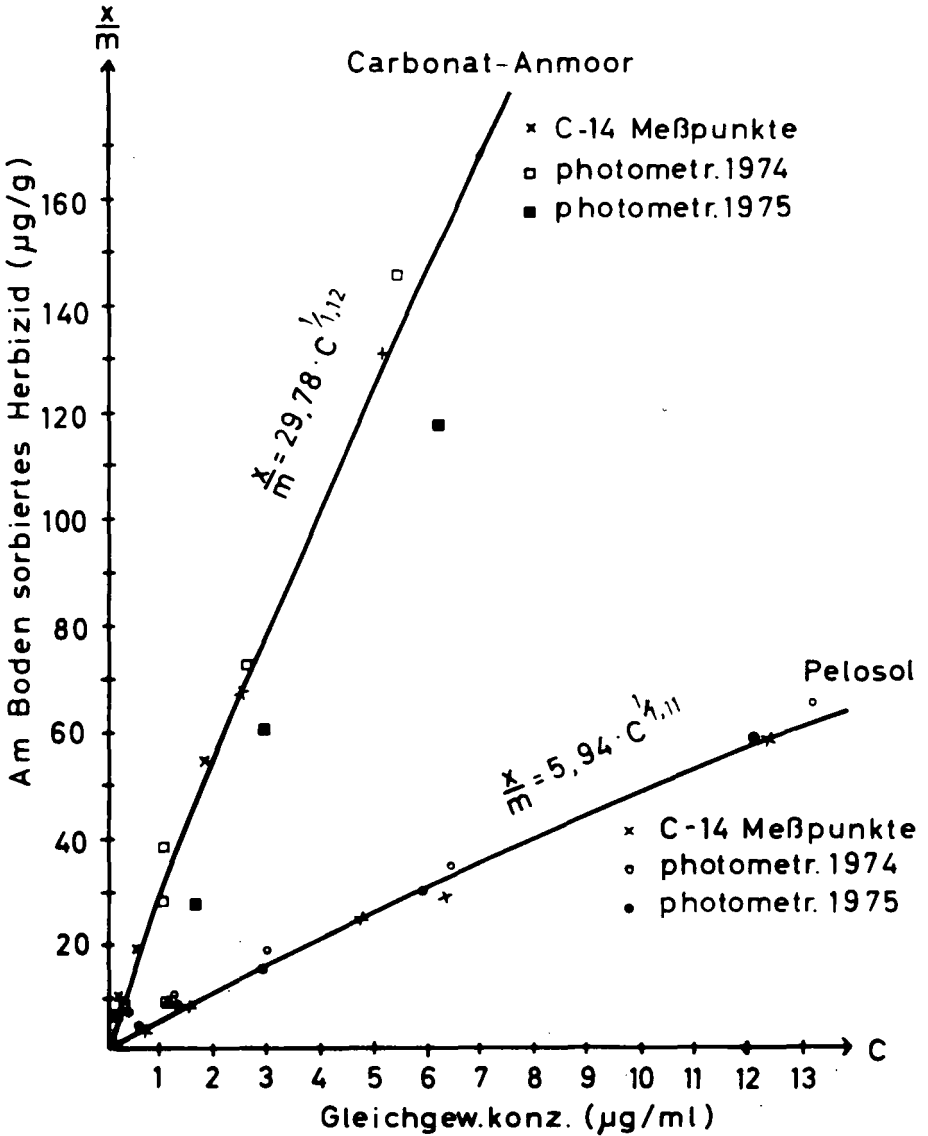


Abb. 2

spektren, so daß diese Fehlerquelle weitgehend ausgeschlossen scheint.

Als vorläufiges Ergebnis für die bisher durchgeführten Untersuchungen kann folgendes festgestellt werden:

- a. Die mittels der photometrischen Messung ermittelten Sorptionsisothermen stimmen recht gut mit den parallel durchgeführten C-14 - Untersuchungen überein. Die Abweichungen liegen innerhalb der statistisch ermittelten summierten Fehlerbereiche beider Methoden.
- b. Mittels der photometrischen Bestimmung lassen sich für alle ins Versuchsprogramm einbezogenen Böden Sorptionsisothermen ermitteln. Die erzielte Genauigkeit reicht in den meisten Fällen aus, auch einen Desorptionsschritt durchzuführen.
- c. Wegen der einfachen Durchführbarkeit erscheint diese Methode als Schnellverfahren zur direkten Bestimmung des Sorptionsverhaltens von Böden geeignet. Für praktische Belange würde es genügen, die Sorption bei nur einer Konzentrationsstufe zu bestimmen.

**Literatur:**

- Laermann, H.Th. (1972) Die Wirkung von Terbutryn und Methabenzthiazuron auf Wintergerste in Abhängigkeit von verschiedenen Bodeneigenschaften und Umweltbedingungen.  
Dis. Landw. Fak. Göttingen 1972

Erfahrungen mit einer ökologischen Landschafts-  
typisierung für die Standortskartierung in Baden-  
Württemberg.

von

Müller, S.<sup>+</sup>

Sowohl der forstlichen als auch der landwirtschaftlichen Standortskartierung liegt in Baden-Württemberg eine regionale Gliederung zugrunde, die sich zwar an geomorphologische Gegebenheiten anlehnt, aber in erster Linie regional-klimatische Einheiten herausstellen will. Wichtigster Indikator ist dabei die regionale Waldgesellschaft, wie sie pollenanalytisch vor dem Aufkommen anthropogen geprägter Waldbilder nachweisbar ist.

Im Rahmen dieser übergeordneten, auf klimatisch einheitliche Wuchsbezirke abgestimmten Großgliederung werden Standortseinheiten vorwiegend durch Boden, Vegetation und Kleinmorphologie bestimmt. Zwischen der großregionalen Gliederung und der Kartiereinheit für den Maßstab 1 : 10 000 wird nun eine einfache Landschaftstypisierung zwischengeschaltet, die eine rasche ökologische Allgemeinorientierung im Gelände ermöglicht. Wie es allgemein üblich ist, geht sie von bekannten - im Gelände meist leicht erkennbaren - geomorphologischen Landschaftsabschnitten aus. Diese Einheiten werden aber nun nach den wichtigsten - regional bedingten - ökologischen Dominanten weiter untergegliedert und damit typisiert. Das sind z.B. in den Rheinauen die Überflutungsverhältnisse, auf der Niederterrasse der Grundwasserstand, im Schwarzwald die höhenzonalen Wuchsbedingungen, in den Gäulandschaften das Alter der Decklehme, auf der Alb die substratbedingte Wirksamkeit der Karstdrainage etc.

---

<sup>+</sup> Forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg,  
Abt. Botanik u. Standortskunde, 7 Stuttgart-Weilimdorf,  
Fasanengarten

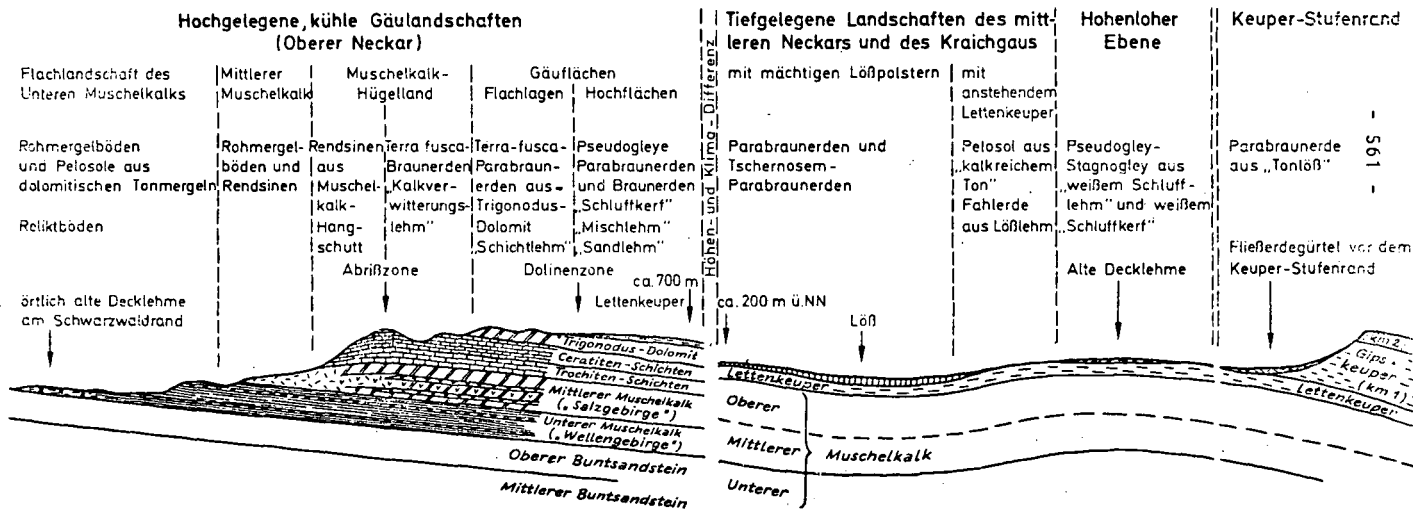
Dieser einfachen Landschaftstypisierung wird dabei die regionale Gliederung streng übergeordnet, damit das wachstumsentscheidende Klima fest integriert ist. Damit die leicht erkennbaren geomorphologischen Grundelemente der Landschaft auch eine Grobübersicht der Böden und Standorte beinhalten, stellen wir zu jedem Landschaftstyp die hier normalerweise vorkommenden, bodenbildenden Substrate (Gesteinsverwitterungsdecken und allochthone Deckschichten) und die darauf geländeabhängig vorkommenden Bodenentwicklungsstadien in einer Tabelle zusammen.

Diese schematische Übersichtsdarstellung hat sich besonders bei standortkundlichen Vorerkundungen gut bewährt. Es ergab sich daraus für ganz Baden-Württemberg ein relativ einfacher Musterkatalog von geologisch-ökologischen Landschaftstypen und ihrer potentiellen Bodenverteilung. Von der insgesamt möglichen Variationsbreite ist jeweils freilich nur ein typischer, örtlicher Ausschnitt realisiert, abhängig vom lokalen Relief und Klima sowie vom landschaftlich bedingten Alter der Bodenbildung. Dieser örtlich zu erwartende Ausschnitt kann meist mit einer repräsentativen Bodenkatena durch die zu untersuchende Landschaft ermittelt und dargestellt werden.

Als Beispiel seien die Verhältnisse in den Gäuflächen des Lettenkeupers gewählt. Sie bilden ein Flachhügelland, das aus einer wechselhaften Schichtenfolge besteht, in der Mergeltonschiefer, Glaukonit-Sandsteine und Abfolgen von Dolomitbänken die entscheidende Rolle spielen. Die Deckschichten-Ausbildung hängt im allgemeinen von der orographischen Höhenlage ab. So sind z.B. die hochgelegenen Lettenkeuper-Gäulandschaften am Oberen Neckar weitgehend frei von Lößlehm (Abb. 1). Ihr Klima spiegelt die regionale Waldgesellschaft: ein submontaner Buchen-Eichen-Tannenwald. Im Gegensatz hierzu sind die warmen Beckenlandschaften - wie etwa das Heilbronner Becken - von mächtigen Lößpolstern bedeckt, mit einem hohen Anteil an Würm-Löß. Auf den umgebenden Höhen findet man dünne Äquivalente entkalkter Lössе, weiter nach Osten auch ältere Lössе. Die regionale Waldgesellschaft umfaßt hier kolline, meist eichenreiche Laubwälder.

Bei einer Typisierung der Gäulandschaften unterscheiden wir daher "lehmmarme Lettenkeuper-Gäuflächen" und "lehmreiche Letten-

Abb.1 : Bodentypen der Gäulandschaften (oben) und des Keuperberglandes (unten), schematische Querschnitte





keuper-Gäuflächen". Die letzteren werden weiter unterteilt in "Gäu- und Beckenlandschaften mit jüngerem LÖB" sowie in "Gäu-landschaften mit ziemlich entkalkten Lehmdecken", und schließlich bezeichnen wir die ältesten Oberflächen in Wasserscheidenlagen zwischen Rhein und Donau in Ostwürttemberg als "Gäuflächen mit völlig entkalkten Lehmdecken". Hier auf der "Hohenloher Ebene" ist der Regionalwald ein submontaner Buchen-Eichen-Wald in Meereshöhen von 460 bis 500 m. Charakteristisch sind tief entkalkte und entbastete Schlufflehmdecken mit Feuersteinen, die größtenteils Reliktböden einschließen, auf denen die Bodenentwicklung vom sekundären Pseudogley bis zum Stagnogley fortgeschritten ist.

Für diese Räume im Bereich der europäischen Wasserscheide stehen auch morphogenetische Begriffe wie "Altflächen" oder "mio-pliozäne Rumpflächen" u.a. zur Diskussion. Wegen ihrer oft umstrittenen, nur morphogenetischen, aber nicht ökologischen Aussage vermeiden wir diese Begriffe bewußt. Allein durch Betonung von Substrat und vorherrschender Entwicklungsstufe der Böden kommt das Anliegen der angewandten Landschaftsökologie genügend zum Ausdruck. Andererseits sollten landschaftsökologische Besonderheiten dann stark betont werden, wenn sie Nachbarlandschaften nachhaltig beeinflussen. Das gilt z.B. für die Dolinenzone am Saume der Lettenkeuperhochflächen gegen die tiefer liegende, verkarstete Muschelkalk-Landschaft. In diesem rund 100 m breiten Streifen versinken zahlreiche Bäche, deren Wasser in den Karstquellen der Muschelkalktäler wieder austritt. Von hier aus herrscht also ein starker Einfluß auf die Wasserqualität tiefer liegender Landschaftsteile, der sich durch achtlose Deponie in Dolinen schon oft als schwere Gefährdung erwiesen hat.

Eine weiterführende Frage ist es, ob man eine solche ökologische Landschaftstypisierung aus ihrer regionalen Fassung lösen und sie in eine allgemeine, überall anwendbare Form überführen kann. Nach dem vorliegenden Beispiel würde das zunächst die Realisierbarkeit einer regionalen Gliederung nach klimatisch einheitlichen Wuchsbezirken voraussetzen. In Baden-Württemberg sind die Grenzen der Wuchsbezirke im allgemeinen nach geomorphologischen und geologischen sowie landschaftlichen Kriterien ge-

zogen, wobei die klimatische Tönung aus der Pflanzen-Geographie, also dem regionalen Naturwald, und aus meteorologischen Daten entnommen wurde. Dies dürfte auch anderwärts möglich sein, wo entsprechende Unterlagen vorliegen. Die Grenzen solcher Wuchsbezirke wird man immer um einen gewissen Kern herum legen und sie - wo irgend möglich - an die Geomorphologie anhängen.

Auf dieser Basis führt dann eine geomorphologisch-petrographische Landschaftsgliederung weiter, wofür die geologischen Karten der zu untersuchenden Gebiete benötigt werden.

Am schwierigsten dürfte es sein, in fremden Gebieten einen Katalog der bodenbildenden Deckschichten aufzustellen, aus denen sich die Bodenlandschaft im konkreten Einzelfall zusammensetzt. Im Detail erfordert ein solcher Musterkatalog schon eine gewisse Landeskenntnis, da die Aufnahme weniger Bodenkateneen nicht genügt.

Viel leichter dürfte es dem erfahrenen Standortskundler fallen, ökologische Dominanten bei jedem wirklich repräsentativen Querschnitt durch typische Landschaften zu erfassen. Freilich wechseln solche Dominanten mit den angewandten Fragestellungen, so daß man bei einer allgemeinen Kartierung nur die wichtigsten darstellen kann.

Schrifttum: Müller, S.: Geologisch-ökologische Landschaftstypisierung für die Standortskartierung in Baden-Württemberg

Daten u. Dokumente zum Umweltschutz,  
Heft 14, S. 113-128, Dokumentations-  
stelle der Univ. Hohenheim, Stuttgart  
1975



Bodenschätzung in der Flurbereinigung - eine Herausforderung an die Bodenkunde

von

T.Harrach <sup>+</sup>

Die Bodenschätzung in der Flurbereinigung ist in zweierlei Hinsicht eine Herausforderung. Einmal ist es sehr bedauerlich, daß in der Flurbereinigung, wo die Möglichkeit besteht, bodenkundliche Erkenntnisse für die Praxis in großem Umfang nutzbar zu machen, die gesetzlich vorgesehene Bodenuntersuchung - die Bodenbewertung - nicht von Bodenkundlern, sondern von bodenkundlichen Laien durchgeführt wird. Zum anderen aber ist die Herausforderung auch selbstkritisch zu verstehen. Wir müssen uns fragen, ob die Bodenkunde in der Lage ist, die Bodenbewertung durchzuführen bzw. welche Probleme dazu zu lösen sind.

Die Problemstellung in der Flurbereinigung

Die Flurbereinigung ist mehr denn je ein wichtiges Instrument der ländlichen Entwicklung. Eine Voraussetzung der reibungslosen und gerechten Abwicklung des Verfahrens ist die korrekte Ermittlung des Tauschwertes der Grundstücke. Die gegenwärtige Praxis läßt aber viel zu wünschen übrig. Seit den diesbezüglichen Untersuchungen von Lang (1958) und Leikam (1960) hat sich die Situation eher verschlechtert, da die Zahl der Schätzer, die für die Reichsbodenschätzung angelernt wurden und daher i. a. bessere Kenntnisse haben, aus Altersgründen immer kleiner wird. Besonders bedauerlich ist aber, daß die mit viel Aufwand erarbeiteten Schätzungsunterlagen quasi nur die Tauschwertklassen enthalten. Über ihr Zustandekommen und über die einzelnen

---

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der  
Justus Liebig-Universität, 63 Gießen, Ludwigstraße 23

Standortfaktoren (Boden, hydrologische Verhältnisse, Hangneigung usw.) geben die Schätzungskarten und die Niederschriften keinen oder nur ungenügenden Aufschluß. Aus diesem Grunde sind sie für andere: Planungszwecke (Meliorationen, Nutzungsänderungen, Neuordnung des Flurbereinigungsgebietes usw.) meistens nicht oder nur bedingt brauchbar.

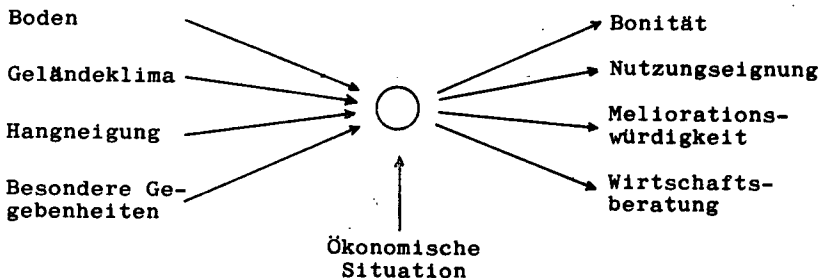
### Grundsätzliches zur Bodenbewertung

Die Bonität des Bodens hängt von der Konstellation der Faktorenkomplexe Boden, Klima, Relief, besondere Standortgegebenheiten und ökonomische Situation ab. Die Erfassung der Standortfaktoren - die Standortserkundung oder Standortsanalyse - ist der erste Teil der Bodenbewertung. Darauf folgt die Synthese, d.h. die Ermittlung der Bonität aus den Einzelergebnissen der Standortserkundung unter Berücksichtigung der ökonomischen Situation (vgl. Übersicht 1). Die grundsätzliche Problematik der Bodenbewertung liegt darin, daß der Standort nach einem ökonomischen Maß bewertet werden muß (Harrach 1970a).

Aus den Ergebnissen der Standortserkundung läßt sich auch eine Synthese mit anderen Fragestellungen durchführen. So lassen sich Unterlagen über die Nutzungseignung und die Meliorationswürdigkeit ableiten. Aber auch für die Wirtschaftsberatung können wichtige Hinweise gegeben werden, z. B. zu Fragen der zweckmäßigen Nutzungsart, der Fruchtfolge und der Düngung.

#### Standortsanalyse

#### Synthese



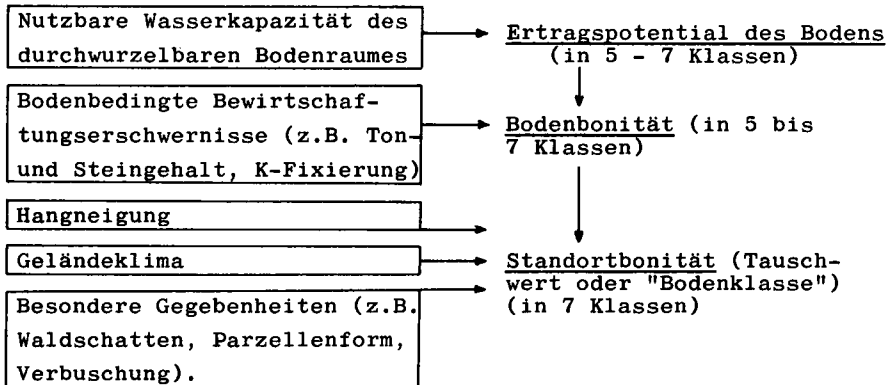
Übersicht 1: Die bei der Standortanalyse zu erfassenden Faktorenkomplexe und mögliche Fragestellungen der Synthese

Die vielseitige Verwendbarkeit der Ergebnisse innerhalb und außerhalb der Flurbereinigung dürfte eine eingehende Standortanalyse rechtfertigen. Die notwendige Verbesserung der Bodenbewertung ist also keinesfalls das einzige Anliegen der landwirtschaftlichen Standortserkundung.

### Die Bodenbonität

Für die Bodenschätzung in der Flurbereinigung wurde ein Schema entwickelt (s. Übersicht 2), das den Bestimmungen des Flurbereinigungsgesetzes (§§ 27 - 33) nicht widerspricht. Nach diesem Schema wird der Tauschwert, d.h. die Standortbonität, in mehreren Etappen ermittelt. Dabei kommt der Bodenbonität, die auch als nackter Bodenwert bezeichnet wird, eine zentrale Bedeutung zu. Sie ist inhaltlich mit der Bodenzahl bzw. der Grünlandgrundzahl der Reichsbodenschätzung vergleichbar.

Die Bodenbonität wird aus dem Ertragspotential des Bodens und den bodenbedingten Bewirtschaftungerschwernissen abgeleitet. Das Ertragspotential ist ein ökologischer Begriff und beinhaltet die Ertragsfähigkeit, d.h. die auf einem Boden erzielbaren Ernteerträge, - jedoch bezogen auf die jeweiligen technischen und ökonomisch vertretbaren Möglichkeiten. Die tatsächliche Ertragsleistung bei optimaler Bewirtschaftungsweise (u.a. optimaler Düngereinsatz) entspricht dem Ertragspotential.



Übersicht 2: Ein Schema für die Bodenschätzung in der Flurbereinigung

In der heutigen Landwirtschaft wird das Ertragspotential der Böden durch die nutzbare Wasserkapazität des durchwurzelbaren Bodenraumes begrenzt (Harrach 1970b, Harrach et al.) und kann im allgemeinen nur durch Meliorationsmaßnahmen bzw. Bewässerung erhöht werden. Innerhalb eines klimatisch einheitlichen Gebietes kann diese bodenphysikalisch - wurzelökologische Größe für praktische Zwecke als relatives Maß für das Ertragspotential angesehen werden.

Die nutzbare Wasserkapazität einzelner Bodenhorizonte läßt sich auch im Gelände relativ gut, der durchwurzelbare Bodenraum etwas schwerer schätzen. Dennoch kann bei entsprechender Erfahrung für jeden Boden eine Wertspanne mit brauchbarer Genauigkeit angegeben werden. Allgemein verwendbar ist folgende Abstufung der nutzbaren Wasserkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (Müller et al.):

unter 50 mm	sehr gering
50 - 100 mm	gering
100 - 150 mm	mittel
150 - 200 mm	hoch
über 200 mm	sehr hoch.

In der Flurbereinigung, wo eine relative Bodenschätzung durchzuführen ist (vgl. § 27 des Flurbereinigungsgesetzes), kann es notwendig sein, eine andere Einteilung vorzunehmen, z.B.:

über 160, 160 - 120, 120 - 90, 90 - 60, 60 - 40, unter 40 oder über 200, 200 - 160, 160 - 120, 120 - 80, 80 - 50, unter 50 mm.

Die bodenbedingten Bewirtschaftungerschwernisse sind pedogene Gegebenheiten, die erhöhte Produktionskosten verursachen, wenn das Ertragspotential des Bodens ausgeschöpft werden soll. Solche Kostenerhöhungen werden z.B. durch hohen Tongehalt, Steingehalt, Vernässung (zusätzlich zur Verminderung des Wurzelraumes), K-Fixierung usw. bewirkt.

Weist ein Boden Bewirtschaftungerschwernisse im o.g. Sinne auf, so wird die Bodenbonität durch entsprechende Abschläge aus dem Ertragspotential abgeleitet. Anderenfalls ist Ertragspotential gleich Bodenbonität.

### Die Bodenaufnahme

Die bodenkundliche Bestandsaufnahme ist für die Bodenschätzung nur dann brauchbar, wenn aus ihr die Bodenbonität hervorgeht. Diese wird in fünf bis sieben Klassen angegeben. Die wertvollsten Böden werden in die Klasse I (nackter Bodenwert), die schlechtesten in die Klasse V oder VI oder VII und die übrigen Böden in die dazwischenliegenden Klassen eingestuft. Die Anzahl der Wertklassen für die Standortbonität, d.h. den Tauschwert, beträgt in den meisten Bundesländern sieben und ist durch die Datenverarbeitung festgelegt. Je nach den Gegebenheiten der Gemarkungen kann es dabei zweckmäßig sein, die VII. oder evtl. auch die VI. Tauschwertklasse als Abschlagsklassen zu reservieren. Das bedeutet, daß diese Klassen nur dann angewendet werden, wenn die schlechtesten Bodenklassen noch Abschläge für Hangneigung oder andere nicht bodeneigene Nachteile erfahren müssen. In diesem Fall ist die Zahl der Bodenbonitätsklassen weniger als sieben. Es ist allerdings möglich, für den nackten Bodenwert auch Zwischenklassen (z.B. III - IV) zu benutzen.

Für die Bodenschätzung selbst würde es genügen, eine Karte der Bodenbonität 1 : 2 000 zu erarbeiten. Es ist aber sinnvoller, eine umfassendere bodenkundliche Bestandsaufnahme durchzuführen, um Aussagen auch über Meliorationsmöglichkeiten und die Nutzungseignung zu erhalten und Hinweise für die Bodennutzung geben zu können.

Es ist selbstverständlich, daß bei der Bodenkartierung alle zur Verfügung stehenden Hilfsmittel herangezogen werden, um den Arbeitsaufwand zu mindern und die Genauigkeit zu erhöhen. Insbesondere muß auf die Bedeutung pflanzensoziologischer Beobachtungen, die Reichsbodenschätzung und auf die Auskünfte der örtlichen Landwirte hingewiesen werden. Bei der Geländearbeit sollte der Vorstand der Teilnehmergeinschaft anwesend sein.

### Die Hangneigung

In der motorisierten Landwirtschaft spielt das Relief eine so wichtige Rolle, daß auch ein sehr guter Boden bei entsprechend starker Hangneigung in die niedrigste Tauschwertklasse gelangen



kann. Dabei wird hauptsächlich von den Erschwerissen der Arbeitserledigung im hängigen Gelände ausgegangen. Die Hangneigung ist aber auch für die Bodenerosion einer der wichtigsten Faktoren.

Es wird vorgeschlagen, in jeder Flurbereinigung eine Gefälle-stufenkarte 1 : 2 000 zu erarbeiten, die sowohl für die Bodenschätzung als auch für Planungszwecke eine unbedingt erforderliche Unterlage darstellt.

### Das Geländeklima

Unter Umständen können innerhalb eines Flurbereinigungsgebietes reliefbedingte Klimaunterschiede auftreten, die die Wachstumsbedingungen nicht unerheblich beeinflussen. In diesem Falle empfiehlt es sich, eine Geländeklimakarte zu besorgen.

### Besondere Gegebenheiten

Außer Boden, Klima und Hangneigung können weitere Faktoren für die Bodenbewertung und für die Nutzungseignung von Belang sein. Solche Gegebenheiten, die bei der Standortanalyse ebenfalls kartenmäßig zu erfassen wären, sind: Waldschatten, starke Verunkrautung, Brachliegen, Verbuschung, ungünstige Parzellenform usw.

### Die Standortbonität

Die Endbewertung der Grundstücke erfolgt in folgenden Schritten:

1. Man geht von der Bodenbonität aus.
2. Wenn wegen Hangneigung eine Abstufung erforderlich ist, wird diese vorgenommen.
3. Verursacht auch das Geländeklima eine Wertminderung oder Aufwertung, bzw. liegen "besondere Gegebenheiten" vor, erfolgt dementsprechend weitere Wertkorrektur.
4. Sind alle wertbestimmenden Faktoren durch entsprechende Abschläge und evtl. Zuschläge berücksichtigt, gelangt man zur Standortbonität, die den Tauschwert darstellt und inhaltlich mit der Ackerzahl bzw. der Grünlandzahl der Reichsbodenschätzung vergleichbar ist.

### Bewertung nach ökonomischem Maß

Eine grundsätzliche Schwierigkeit besteht bei der Bodenbewertung darin, daß der Standort nach einem ökonomischen Maß bewertet werden muß. In der Praxis der Flurbereinigung läßt sich dies folgendermaßen lösen:

1. Zunächst wird beim Einleitungstermin der Bodenschätzung ein Schätzungstarif aufgestellt. Dieser beinhaltet u.a. die Zahl und Spannweite der Bodenwertklassen (Bodenbonität), die Abstufung der Hangneigungsbereiche, die Abschläge und evtl. Zuschläge für Hangneigung, Geländeklima und "besondere Gegebenheiten" sowie das Wertverhältnis der Tauschwertklassen. An diesem Termin wirken u.a. mit: zuständige Flurbereinigungs- und Landwirtschaftsbehörden, landwirtschaftliche Berufsvertretung, der Teilnehmervorstand, die Standortkundler und der Schätzer. Bei diesem Einleitungstermin sollen in verschiedenen Gemarkungsteilen einzelne Standorte als Fixpunkte der Schätzung bewertet werden.
2. Unter Berücksichtigung des durch den Schätzungstarif vorgegebenen Rahmens wird die Standortserkundung durchgeführt.
3. Nach Vorliegen der Unterlagen über die Standortsfaktoren (vor allem Bodenkarte und Gefällestufenkarte) wird der Tauschwert bei einer Geländebegehung mit dem Teilnehmervorstand vom Schätzer (landwirtschaftlicher Sachverständiger nach § 31 des Flurbereinigungsgesetzes) festgelegt.

### Eine Notlösung

Der kritische Teil der Standortsanalyse ist die Bodenaufnahme, da sie fundierte bodenkundliche Kenntnisse erfordert. Die grosse Mehrheit der gegenwärtig tätigen Schätzer erfüllt diese Forderung nicht. Aus diesem Grunde wurde ein Weg aufgezeichnet, die Schätzung in einer Arbeitsteilung durchzuführen, wobei ein Bodenkundler die Bodenbonität ermittelt und der Schätzer die Standortbonität festlegt. Es könnte jedoch sein, daß zumindest in einer Übergangszeit nicht genügend Bodenkundler zur Verfügung stehen. Für die Fälle, in denen nun auf die Mitwirkung des Bodenkundlers verzichtet werden muß, wäre ernsthaft zu überlegen,

ob es nicht besser wäre, die Bodenbonität rein schematisch aus den Bodenzahlen und Grünlandgrundzahlen der Reichsbodenschätzung abzuleiten. Die Standortbonität müßte im übrigen auch in diesem Fall nach dem skizzierten Schema ermittelt werden, da z.B. die Abschläge der Reichsbodenschätzung für Hangneigung zu gering waren und daher die Acker- und Grünlandzahlen für die heutigen Verhältnisse weniger verwendbar sind.

In der gegenwärtigen Praxis der Flurbereinigung sollen die Bodenschätzer die Reichsbodenschätzung überprüfen und sie möglichst zugrunde legen. In Wirklichkeit aber wird meistens eine neue Bodenaufnahme mit unbefriedigendem Ergebnis durchgeführt. Eine Überprüfung der Reichsbodenschätzung ist durchaus erforderlich. Wenn aber die Fachkenntnisse hierfür nicht vorhanden sind und daher die vorgenommenen Änderungen allzu oft Fehlleistungen sind, erscheint es sinnvoller und einfacher, die Ergebnisse der Reichsbodenschätzung zur Ableitung der Bodenbonität unkontrolliert zu benutzen.

Dies wäre eine Notlösung, bei der die Fehler der Reichsbodenschätzung in Kauf genommen werden und auf die Aussagen einer modernen Bodenkarte verzichtet wird.

+++

Die Untersuchungen über die Bodenschätzung in der Flurbereinigung wurden vom Hessischen Minister für Landwirtschaft und Umwelt finanziell gefördert und von der hessischen Landeskulturverwaltung tatkräftig unterstützt.

An der Durchführung der Arbeiten war Herr Dipl.-Ing.agr. Hassan Djafari Khou wesentlich beteiligt.

#### Schrifttum

1. Arbeitsgemeinschaft für das technische Verfahren der Flurbereinigung im Bundesgebiet (AtVF): Das Bewertungsverfahren in der Flurbereinigung. Eigenverlag der AtVF, 1964
2. Flurbereinigungsgesetz vom 14. Juli 1953. Bundesgesetzblatt I, S. 591 ff

3. Harrach, T.: Bodenkartierung und Standortbeurteilung mit Beispielen aus dem südöstlichen Rheinischen Schiefergebirge. Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch. 10, 51-54, 1970a
4. Harrach, T.: Für die landwirtschaftliche Nutzbarkeit relevante Bodeneigenschaften. Ergebnisse landwirtsch. Forschung an der Justus Liebig-Universität. XI, 63 - 71, Gießen 1970b
5. Harrach, T., G. Werner und A. Wourtsakis: Nutzbare Wasserkapazität von Böden und ihre Bedeutung für die Ertragsfähigkeit. Landwirtsch.Forschung, in Druckvorbereitung
6. Lang, E.: Aktuelle Probleme der Schätzung, Wegenetzgestaltung und Neueinteilung im Flurbereinigungsverfahren. Diss. Bonn 1958
7. Leikam, K.: Kritische Untersuchungen der bei der Flurbereinigung üblichen Wertermittlungsverfahren. Diss. München 1960



Die Böden der Marsch

von

Finnern, H. \*

Böden der Marsch finden sich in den 4 norddeutschen Bundesländern, besonders in Niedersachsen und Schleswig-Holstein, dort auch noch auf den Nordsee-Inseln.

1. Gliederung der Böden der Marsch

Während früher als Kriterium zur Einteilung der Marschböden die Dauer der Bodenentwicklung - das Alter - herangezogen und damit zwischen Jungmarschen und Altmarschen, zwischen Rohmarschen und Knickmarschen unterschieden wurde, bestehen heute unterschiedliche Auffassungen, die ihren unmittelbaren Niederschlag darin finden, daß derselbe Boden nicht immer dieselbe Typenbezeichnung erhält. Das liegt darin begründet, daß einerseits die Einteilung nach dem Sedimentationsgeschehen, andererseits nach Merkmalen ausgerichtet wird. Beide Gliederungskriterien haben darüber hinaus Eingang in die Bodenkarten gefunden (Niedersachsen, Schleswig-Holstein).

In der Bundesrepublik werden daher heute folgende Bodentypen der Marsch unterschieden:

Seemarsch

Kalkmarsch

Humusmarsch

Brackmarsch

Kleimarsch

Torfmarsch

Flußmarsch

Dwogmarsch

Moormarsch

Organomarsch

Knickmarsch

---

\*) Geologisches Landesamt

Schleswig-Holstein, 23 Kiel, Mercatorstr. 7

Die holozänen Meeresablagerungen werden durch Ebbe und Flut im Küstenvorland abgesetzt, weit im Watt meist als Feinsand - Sandwatt -, zur Küste hin bis zum schluffigen Ton als Schlickwatt reichend.

Über die Aufschlickung, das Herausheben als Schlickwatt aus der täglichen Überflutung, Entwässerung, Belüftung - unterstützt durch menschliche Eingriffe - erfolgt die Ansiedlung von Pflanzen bis hin zu höheren Pflanzen mit Ausbildung der Vorlandmarsch, der Salzmarsch, die bei stärkeren Sturmfluten noch überspült, kalk- und salzhaltig ist.

Nach Eindeichung erfolgt keine Überflutung mit salzhaltigem Meerwasser, der Grundwasserspiegel liegt tiefer, der Boden wird belüftet, das Salz ausgewaschen und es entsteht in Niedersachsen die Seemarsch, als normale Seemarsch, als Brackseemarsch oder als sorptionschwache Seemarsch, die sich untergliedert in Roh-Seemarsch, unreife Seemarsch, reife Seemarsch.

Diese nach den Sedimentationsräumen aufgebaute Gliederung umfaßt weiter die Brackmarsch, mit Übergangs-Brackmarsch, knickiger Brackmarsch und Knick-Brackmarsch, sowie der Kalk-Brackmarsch. Des weiteren wird hier unterschieden die Flußmarsch sowie die Organomarsch, eine Marsch aus pflanzenrestreichen Sedimenten.

In Schleswig-Holstein folgt auf die Salzmarsch i.a. die Kalkmarsch, ein Boden, der entsalzt, kalkhaltig und locker mit Subtypen als Feinsandmarsch oder als tonreiche Marsch. Dem schließt sich an die Kleimarsch, ein Boden, der im oberen Bereich entkalkt ist mit beginnender Versauerung und Gefügeverschlechterung.

Die Dwogmarsch stellt einen entkalkten Marschboden dar, der verdichtet und i.a. aus verschiedenen alten Marschsedimenten übereinander gelagert ist, teils mit  $\dagger$  altem (fossilem A-Horizont = Dwog).

Die Knickmarsch ist entkalkt, verdichtet und mit tonreichen Unterbodenhorizonten, meist aus primär tonreich abgelagerten Schichten mit prismatischem Gefüge, als Staukörper wirkend, während die Humusmarsch einen feuchten Standort darstellt mit hohem Gehalt an organischer Substanz - i.a. über 20 % - und Zwischenschichten von schluffigem Ton und Torf.

Die Moormarsch ist ein flachgründiger Marschboden - 20 - 40 cm mächtig - über Moor. Es gibt eine ganze Anzahl von verschiedenen Böden der Marsch, die aber, zumindest teilweise ähnlich, vergleichbar und mit vielen Gemeinsamkeiten versehen sind. Das muß auch der Fall sein, denn Bodenart, Gefüge, Durchlässigkeit, Kalkgehalt und die Morphologie, um nur einige Daten zu nennen, werden sowohl nördlich als auch südlich der Elbe zur Definition herangezogen.

Bei dem Versuch einer Parallelisierung können nachstehende direkte Gegenüberstellungen vorgenommen werden:

Im Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein	Im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung
Sandwatt	Vorland
Schlickwatt	Vorland
Salzmarsch	Vorlandmarsch
Kalkmarsch	Seemarsch
Feinsandmarsch	sorptionsschwache Seemarsch
Kleimarsch	Brack-Seemarsch
Dwogmarsch	knickige Brackmarsch
Knickmarsch	Knick - Brackmarsch
Humusmarsch	Organomarsch
Moormarsch	Moormarsch

## 2. Nutzung der Böden der Marsch

Stichwortartig die Abgrenzung der Bodentypen für die landwirtschaftliche Nutzung:

1. Sehr gute Ackerböden und sehr gute Grünlandböden  
i.a. Kalkmarsch (Seemarsch)  
Dränung erforderlich. Anbau von Winterweizen und Kohl. Hier gedeihen auch alle übrigen Halm- und Hackfrüchte. Den tiefer gelegenen Arealen wird die Grünlandnutzung vorbehalten sein.



2. Gute Ackerböden und sehr gute und gute Grünlandböden  
i.a. Kleimarsch, teilweise Dwogmarsch (Brack-See- bis See-Brackmarsch)  
Bei Ackernutzung ist Dränung, evtl. tieferes Pflügen erforderlich, um Nährstoffe hochzuholen und/oder verdichtete Schichten zu beseitigen. Anbau von W.Weizen, Hafer, Gerste, Rüben.
3. Sehr gute und gute Grünlandböden  
i.a. Knickmarsch, Dwogmarschen mit stärkerem Knick (Knick-Brackmarsch)  
Für Ackernutzung wegen ungünstigen Bodengefüges und/oder hoher Grundwasserstände i.a. wenig geeignet. Hier ist ein hoher Meliorationsaufwand erforderlich. Anbau von Raps, ggfls. (W.Weizen).
4. Mittlere Grünlandböden  
i.a. Moormarsch, Humusmarsch, Vorlandflächen (Organomarsch, Torfmarsch). Diese Böden sind im allgemeinen weidefähig.
5. Gering- und minderwertige Grünlandböden  
Nasse Humusmarschen  
Diese Böden sind nur beschränkt oder nicht weidefähig. Sie neigen zur Durchtrittigkeit, bei Nässe besteht für das Vieh die Gefahr des Durchtretens.

Der Versuch einer Abgrenzung der Böden der Marsch in Richtung auf die landwirtschaftliche Nutzung als Acker und Grünland in 5 Gruppen unter Zuordnung der verschiedenen Typen kann, darüber sollte Einigkeit bestehen, je nach Fragestellung in mehr oder weniger als 5 Gruppen erfolgen.

Literatur

Brümmer, G.:

Untersuchungen zur Genese der Marschen.

Diss. Kiel, 1968

Müller, W.:

Grundsätzliche Betrachtungen zur systematischen Gliederung  
der Marschböden.

Geol. Jb. 76, S. 11 - 24, 1958

Müller, W.:

Zur Genese und Klassifizierung der Marschböden.

Mitt. d. DBG, Bd. 10, S. 294 - 301, 1970

Schroeder, D. und G. Brümmer:

Zur Genese und Klassifizierung der Marschen

Mitt. d. DBG, Bd. 8, S. 243 - 245, 1968

Unveröffentlichter Bericht

Marschexkursion durch Niedersachsen und Schleswig-Holstein, 1973



Zur Untersuchungsmethodik, pedogenetischen  
Deutung und Datierung fossiler Sandböden des  
Pleistozäns in Norddeutschland.

von

ROESCHMANN, G.<sup>+</sup>

1. Einleitung

In Norddeutschland ist inzwischen eine relativ große Zahl fossiler Sandböden bekannt geworden, die sowohl in holozänen als auch in pleistozänen Schichtfolgen auftreten (s. Literaturverzeichnis). Die Untersuchung und Deutung fossiler Böden des Holozäns - z.B. unter Flugsand oder fluviatilen Sand - kann sich in der Regel an den Erfahrungen orientieren, die aus der Untersuchung rezenter Oberflächenböden bekannt sind. Alle Paläoböden aus dem Pleistozän weisen jedoch häufig Merkmale auf, die in rezenten Böden nicht auftreten. Bei ihrer Untersuchung muß daher mindestens ein Teil der Kriterien mitberücksichtigt werden, die für die Deutung älterer Paläoböden - z.B. auch solche des Meso- und Paläozoikums - von Bedeutung sind (ROESCHMANN 1971). Sie gehen u.a. aus Abb. 1 hervor. Unter Verwendung dieser schematischen Aufstellung sollen hier die wichtigsten Möglichkeiten und Probleme bei der Untersuchung, Deutung und Datierung sandiger Paläoböden des Pleistozäns am Beispiel eines fossilen Sandbodens am Geestabhang zwischen Buxtehude und Harburg diskutiert werden. Eine eingehende Veröffentlichung über diesen Paläoboden ist in Vorbereitung. Die Untersuchungen sind im Teamwork von den Herren K.D. MEYER und EHLERS (Geologie), H.J. ALTEMÜLLER (Mikromorphologie), J. Chr. SALFELD und H. SÜCHTING (Huminstoff-Chemie), H. FASTABEND (allgemeine Bodenchemie), B. MATTIAT und RÜSCH (Mineralogie), K.J. MEYER (Pollenanalyse), M.A. GEYH (radiometrische Datierung) sowie vom Autor dieses Beitrages durchgeführt worden.

---

<sup>+</sup> Niedersächsisches Landesamt für  
Bodenforschung, 3 Hannover 51, Stilleweg 2

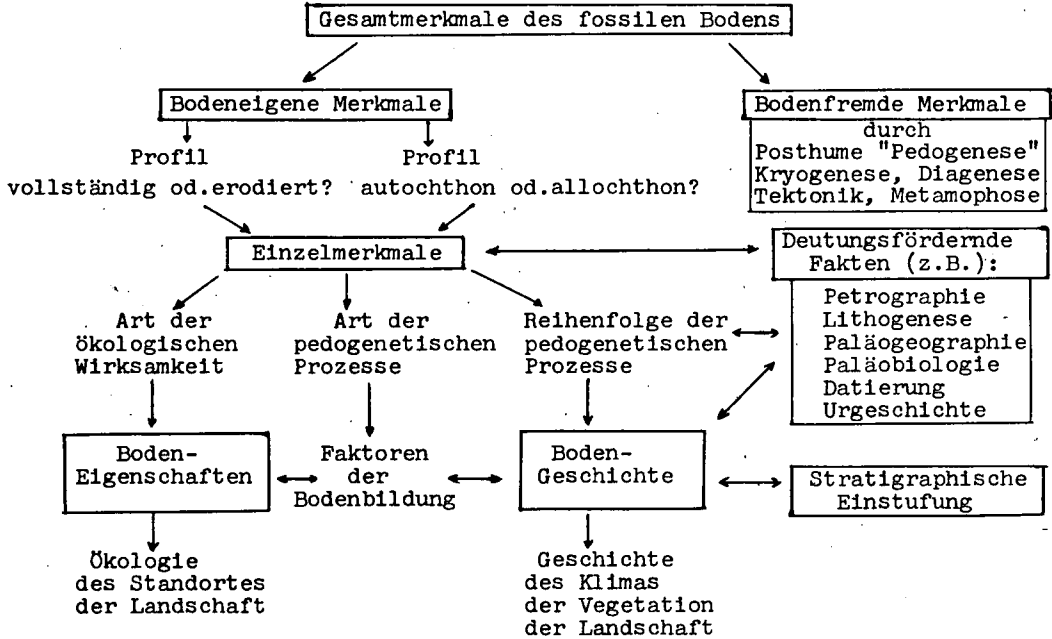


Abb.1: Schema zur Untersuchung und Deutung fossiler Böden

## 2. Beschreibung des fossilen Bodens

Der Paläoboden liegt unter ca. 3,5 m sandigen niveofluviatilen Sedimenten begraben. Er bildete den Oberflächenboden eines sandgefüllten, flachen Hangtälichens, das von der Geesthochfläche zum Elbetal hinunterführte. Das Profil des Paläobodens weist unter einer feingeschichteten, humosen Sand-Lage von 2 bis 8 cm Mächtigkeit (mit 3,4 Gew.% organischer Substanz und unterschiedlicher Anreicherung von bis zu 2 cm langen Holzkohlebruchstücken als Zeugen für einen Vegetationsbrand) zunächst einen 10 bis 50 cm mächtigen, sandigen fast weißen Bleichhorizont auf. Dieser liegt mit scharfer Grenze über einem leuchtend orangebraunen, sandigen, im oberen Teil z.T. sehr schwach lehmigen B-Horizont von 20 bis 60 cm Mächtigkeit, der von zahlreichen gebleichten Baumwurzelröhren durchzogen wird. Die Obergrenze des orangebraunen Sandes ist wellig und zieht z.T. fahnenartig oder wulstig in den weißen, hangenden Sand des Bleichhorizontes hinein. Im tiefsten Teil des ehemaligen Tälchens folgt im Bodenprofil unter dem orangebraunen Sand ein bis zu 1 m mächtiger rostbrauner Sand, der nach unten in hellbräunliche, geschichtete Sande mit Kieslagen übergeht.<sup>1)</sup>

## 3. Untersuchung und Deutung des fossilen Bodens

### 3.1. Bodenfremde Merkmale

Bei der Untersuchung und Deutung dieses Paläobodens war zunächst eine Trennung von bodeneigenen und bodenfremden Merkmalen notwendig (s.Schema Abb.1). Zu den bodenfremden Merkmalen gehören hier vor allem die häufigen kryogenen Überprägungen:

1. Der Boden wird vom Hangenden her von senkrechten, sandgefüllten ehemaligen Frostspalten durchzogen, die bis in den unteren Teil des B-Horizontes hinunterreichen.
2. Die Bodenhorizonte sind im Taltiefsten durch Kryoturbation, am schwach hängigen Rand des Tälchens durch Solifluktion überprägt worden. Am Hang selbst ist der Paläoboden völlig erodiert.

---

<sup>1)</sup> Ähnliche Paläoböden sind z.B. 1967 von DÜCKER sowie von DÜCKER & HUMMEL aus dem westlichen Schleswig-Holstein beschrieben worden.

Zu den bodenfremden Merkmalen gehören aber auch z.B. die nach der Überdeckung infolge von Tonwanderung mit dem Sickerwasser entstandenen hellbraunen Schluff- und Tonanreicherungsbänder, die alle Horizonte des Paläobodens durchziehen. Wie Dünn schluffuntersuchungen ergaben, sind mit dem Schluff und Ton auch Holzkohlepartikel in Schluffkorngröße gewandert und haben sich besonders im oberen Teil des B-Horizontes angereichert. Da sie erst nach der Überdeckung verlagert wurden, gehören sie ebenfalls zu den bodenfremden Merkmalen.

### 3.2. Bodeneigene Merkmale

Vor der Untersuchung bodeneigener Merkmale wurde zunächst geprüft, ob der Paläoboden vollständig oder erodiert, ob er autochthon oder allochthon ist. Der schwarzgraue oberste Teil des fossilen Bodens konnte als eine mit Holzkohlestückchen angereicherte, umgelagerte, humose Sandschicht identifiziert werden. Dieser Teil des Paläobodens ist also allochthon. Auch ein Teil des darunter folgenden Bleichhorizontes ist mindestens parautochthon verlagert worden. Ob ein Teil des Bleichhorizontes vor der Überdeckung mit der humosen Deckschicht erodiert wurde, läßt sich nicht sicher feststellen. Die übrigen Teile des fossilen Bodens zeigen jedoch - wenigstens im tieferen Teil des Tälchens - keine Hinweise auf Schichtung oder Erosion nach der Pedogenese. Da im B- sowie im darunter liegenden rotbraunen Horizont ungestörte, gebleichte Wurzelröhren vorkommen, können diese Horizonte als autochthone Bodenhorizonte bezeichnet werden.

Als nächster Schritt folgte dann die Untersuchung der Einzelmerkmale des Paläobodens. Sie ergab u.a. folgendes Bild: Der Paläoboden ähnelt in vielen Merkmalen den rezenten Eisenpodsolon im nordwestlichen Niedersachsen. Die Farbe des B-Horizontes ist jedoch intensiver orangerot. Mineralogische Untersuchungen gaben keine Hinweise auf eine Hitzebeeinflussung durch Brand - z.B. durch Bildung von Maghemit (SCHWERTMANN & HEINEMANN 1959) - zur Zeit der Holzkohlebildung. Auffällig ist jedoch, daß die gebleichten Wurzelröhren erst im unteren Teil des B-Horizontes durch schwarzbraune Sesquioxid-Humus-Anreicherungsrän der gekennzeichnet sind, wie sie für Eisen-Humus-Podsole typisch sind. Im oberen Teil sind die Ränder der Wurzelröhren orangerot. Möglicherweise haben sich hier die organischen Verbindungen infolge nach-

folgender kryogener Prozesse (z.B. Kryoturbation) zersetzt und blieben nur im unteren, nicht mehr kryogen veränderten Teil des B-Horizontes erhalten. Das für B-Horizonte rezenter Eisen-Humus-Podssole häufig nachgewiesene, die Einzelkörner des Sandes verkittende Hüllengefüge fehlt im B-Horizont des Paläobodens, in dem lediglich von Eisenverbindungen umhüllte Sandkörner isoliert nebeneinander liegen. Diese Beobachtung läßt sich als Indiz für kryogene Bewegungen nach der Bildung des B-Horizontes verwenden.

Ohne hier auf die vielfältigen weiteren Untersuchungsergebnisse einzugehen, ergibt sich das Bild eines Podsol mit besonderen Merkmalen, die ihn von rezenten Podsolen unterscheiden. Zusammen mit den erwähnten, bodenfremden Merkmalen lassen sie die Deutung zu, daß es sich um einen von periglaziären Einflüssen überprägten Podsol handelt, der sich auch nach dieser Beeinflussung - zuletzt unter Bildung von Wurzelröhren - weiter entwickelte. Ein Vegetationsbrand setzte dieser Entwicklung dann anscheinend ein Ende, denn nach der Entstehung der holzkohleführenden Humusschicht fand keine weitere Bodenbildung mehr statt.

Die Podsolierung war jedoch nicht der einzige pedogenetische Prozeß bei der Entstehung des Paläobodens. Wie bereits beschrieben wurde, folgt unter dem Podsol-B-Horizont im Rinnentiefsten ein intensiv rostbrauner, relativ eisenreicher Horizont, der insich schwach fleckig ist und schwarze Nester von Eisen-Mangan-Konkretionen enthält. Er ähnelt den sandigen, rotbraunen Bodenhorizonten, die z.B. BAILLY (1970) aus dem nordwestdeutschen Raum beschreibt und die er als reliktsche Go-Horizonte deutet. Da der rostbraune Horizont mit den Mangan-Konkretionen im hier beschriebenen Paläoboden nur im Rinnentiefsten auftritt, ist eine Deutung als fossiler Gley-Horizont naheliegend. Erstaunlich ist jedoch die Tatsache, daß unter diesem Horizont bis zum Grundwasserspiegel stark wasserdurchlässige, bräunliche bis helle, geschichtete Sande und Kiese folgen und daß der heutige Grundwasserspiegel erst in etwa 10 m Tiefe unter dem fossilen Boden liegt. Da für das Weichsel-Glazial nicht mit einem um 10 m höheren Grundwasserstand gerechnet werden kann, muß für die Entstehung eines Gley-Horizontes in der Sand-Kies-Abfolge eine andere Erklärung gesucht werden. Möglicherweise hat hier ein eiszeitlicher Dauerfrostboden im Untergrund eine schnelle Versickerung des Bodenwassers verhindert, so daß sich über ihm im Schwankungsbereich des



Tälchen-Grundwassers der beobachtete Go-Horizont bilden konnte. Diese Deutung setzt jedoch die Kenntnis weiterer Indizien voraus, die nicht durch bodenkundliche Methoden allein gewonnen werden können.

#### 4. Einbeziehung weiterer deutungsfördernder Fakten

Die pedo- und geogenetische Deutung von Paläoböden - z.B. als Schichtlücken-Dokumente der Erdgeschichte - im Rahmen von Gesteinsabfolgen wird in der Regel durch zahlreiche zusätzliche Kriterien gefördert, die aus Nachbarwissenschaften der Bodenkunde stammen. Durch petrographische und lithogenetische Untersuchungsergebnisse können wesentliche Aussagen zur Art des Ausgangsgesteins der Bodenbildung gemacht werden. So hat sich z.B. nach geologischen Untersuchungen der beschriebene fossile Sandboden auf 1 bis 2 m mächtigen, fein- bis mittelkörnigen Flugsanden gebildet, die <sup>niveo-</sup>fluviatile, geschichtete kiesige Sande der Tälchenfüllung überlagern. Weitere Untersuchungen (besonders auch unter Berücksichtigung der Petrographie des Hangenden und der Paläogeographie der Umgebung) ergaben, daß die hangenden, geschichteten Sande mit ihren Kies- und Lehmschichten als niveofluviatile Sedimente zu deuten sind, die das ehemals tiefere Tälchen zugeschüttet haben, so daß nur die rezente, flache Hangmulde übrig blieb. Geologische Vergleiche mit der gesamten Umgebung haben ergeben, daß die Vorgänge der Tälchenbildung, Bodenentwicklung und Talverschüttung ins Weichsel-Glazial zu stellen sind, in dessen Maximum der Eisrand nur etwa 30 km entfernt war. Die beobachteten periglaziären Erscheinungen im Paläoboden und die Annahme einer Dauerfrostzone im Untergrund werden aufgrund dieser Fakten erklärlich.

Weitere deutungsfördernde Fakten können durch paläobiologische Untersuchungen geliefert werden. Eine besonders wichtige Methode stellt hier die Pollenanalyse dar. Sie hat in unserem Falle ergeben, daß - bei insgesamt geringer Pollendichte und schlechter Pollenerhaltung - subarktische Nichtbaumpollen in der holzkohleführenden humosen Sandschicht überwiegen. Zusammen mit den relativ geringen Anteilen von Pinus, Betula und Salix ergibt sich das Bild einer baumarmen tundraähnlichen Vegetation. Unsicher bleibt dabei, ob die untersuchten Pollen aus der Zeit direkt vor dem Brand der Vegetation stammen, ob sie - mindestens zum Teil - be-

reits einer älteren Vegetation angehören oder ob sie mit dem Sickerwasser aus dem rezenten Oberflächen-Boden in den Paläoboden hineingeschwemmt wurden. Eine vorgesehene floristische Bestimmung der Holzkohle wird weitere Fakten zur Beantwortung dieser Frage liefern können. Auch eine nähere Untersuchung der Huminstoffe, sowohl aus der holzkohleführenden Sandschicht als auch aus den Wurzelröhrenrändern, läßt allgemeine Hinweise auf die bei ihrer Bildung vorhandene Vegetation erhoffen.

Wichtige Fakten z.B. für die stratigraphische Einstufung von Paläoböden können schließlich radiometrische Altersdatierungen liefern - allerdings immer unter Berücksichtigung der vielfältigen Probleme dieser Methoden besonders bei der Datierung von Böden und deren Deutung (z.B. GEYH u.a. 1971). Im beschriebenen Paläoboden sind die organischen Substanzen von 3 Proben nach der Radiokarbonmethode wie folgt datiert worden ( $^{14}\text{C}$ -Modellalter,  $\delta^{13}\text{C}$ -korrigiert):

- Probe 1: extrahierte Huminstoffe aus der humosen Sandschicht:  
36.300  $\pm$  2.200 Jahre vor 1950.
- Probe 2: extrahierte Huminstoffe aus Randzonen von Wurzelröhren im unteren Teil des B-Horizontes:  
19.240  $\pm$  500 Jahre vor 1950.
- Probe 3: isolierte, gereinigte Holzkohle aus der humosen Sandschicht:  
22.200  $\pm$  750 Jahre vor 1950.

Das Ergebnis zeigt im wesentlichen, daß die Huminstoffe der humosen Sandschicht erheblich älter sind als die der Wurzelröhren, und daß das Alter der Wurzelröhren-Huminstoffe größenordnungsmäßig dem der gereinigten Holzkohle entspricht. Die Unterschiede im Alter der beiden Proben 2 und 3 können u.a. darauf zurückgeführt werden, daß die absolut geringen Huminstoff-Mengen (0,6 Gew.% organische Substanz) der Wurzelröhrenränder relativ viele eingewaschene jüngere Huminstoffe aus den rezenten Oberflächen-Podsol enthalten. Durch diese Kontamination ergibt sich ein geringeres  $^{14}\text{C}$ -Modellalter, als es die von allen löslichen Huminstoffen befreite, gereinigte Holzkohle aufweist. Ihr Modellalter dürfte dem tatsächlichen Zeitpunkt des Vegetationsbrandes am sichersten entsprechen. Das hohe scheinbare Alter der Huminstoffe aus der humosen Sandschicht dagegen läßt erkennen, daß die organischen Substanzen des Bodens, von dem die Schicht abgetragen und hier sedimentiert wurde, - und der sicherlich in der näheren

Umgebung zu suchen ist - bereits viele Tausend Jahre vor dem Vegetationsbrand gebildet wurden. Ein relativ hohes Alter dürfte jedoch auch der beschriebene Paläoboden besitzen, dessen mehrphasige kryogene Überprägung auf mehrere Bodenbildungsphasen hinweist und dessen Entwicklung erst nach dem Vegetationsbrand mit der Ablagerung der Deckschichten abschloß.

##### 5. Zusammenfassende Deutung

Aus dem Vorstehenden geht hervor, wie wichtig für die richtige Deutung von Paläoböden sowohl die Erkennung und Deutung bodenfremder Merkmale als auch die Einbeziehung von Erkenntnissen der Nachbarwissenschaften ist (s. auch Abb. 1). Da weitere Untersuchungen des Paläobodens noch ausstehen und nur ein Teil der umfangreichen Einzelergebnisse mitgeteilt wurde, kann im Folgenden nur eine vorläufige stratigraphische Einstufung des Paläobodens erfolgen und eine kurze, zusammenfassende Deutung der Sediment- und Bodenentstehung gegeben werden.

Die Bildung des fossilen Bodens dürfte während des Weichsel-Glazials begonnen haben, da er von weichseleiszeitlichen, niveofluviatilen Sedimenten unterlagert wird. Eine genauere Festlegung des Beginns der Bodenbildung aus dem Radiokarbon-Alter der Huminstoffe aus der obersten humosen Sandschicht ist jedoch schwierig und unsicher. Erstens handelt es sich um organische Substanzen, die nicht direkt zu dem darunter liegenden Paläoboden gehören. Aber selbst wenn man annimmt, daß sie aus der näheren Umgebung stammen, ist das hohe  $^{14}\text{C}$ -Modellalter von rund 36.000 Jahren vor heute bereits methodisch mit großen Unsicherheiten behaftet. Und schließlich stellt jede Humusprobe aus einem stärker entwickelten Boden eine in ihren prozentualen Anteilen unbekannte Mischung möglicherweise sehr verschieden alter organischer Substanzen dar. In jedem Falle kann das Ergebnis solcher radiometrischer Messungen nur ein sehr vages Mindest-Modellalter ergeben (GEYH 1970, LÜDERS u.a. 1970, GEYH u.a. 1971). Dies trifft besonders auch für die Probe 1 aus der humosen Sandschicht zu.

Wie bereits abgeleitet wurde, hat sich der Paläoboden vor seiner Überdeckung vor ca. 22.200 Jahren vor 1950 in mehr als einer Wärmeschwankung gebildet. Vergleiche mit neueren chronostratigraphischen Gliederungen des Weichsel-Glazials - z.B. von MANIA & STECHEMESSER (1970) für das östliche Harzvorland oder von GEYH &

ROHDE (1972) für Mitteleuropa - zeigen, daß für die Bildung eines solchen subarktischen Podsol mehrere Wärmeschwankungen vor dem eigentlichen Weichsel-Hochglazial in Frage kamen. Bei Verwendung der Weichselglazial-Gliederung von GEYH & ROHDE (1972) sowie unter der Annahme, daß das Modellalter der Probe 1 sowohl einigermmaßen "echt" ist, als auch dem Alter der organischen Substanz des ehemaligen autochthonen Ah-Horizontes des fossilen Bodens entspricht, könnte dessen Bildung während des Hengelo-Interstadials (39.400-34700 Jahre vor 1950) begonnen haben. Der Boden hat sich dann während des Denekamp-Interstadials (33.200-28.800 Jahre vor 1950) sowie in einer wärmeren Phase ab 23.500 Jahre vor 1950 bis zum Zeitpunkt des Vegetationsbrandes weiterentwickelt und wurde während der dazwischen liegenden Kaltphasen periglaziär überprägt. Eine solche stratigraphische Einstufung stimmt auch mit den bisher bekannten Merkmalen dieses Paläobodens überein, den man als mehrphasig entstandenen, periglaziär überprägten <sup>(Sub-</sup>arktischen Gley-Podsol bezeichnen kann.

Für die gesamte Sedimentfolge einschließlich des Paläobodens ergibt sich in Stichworten folgende Entstehungsgeschichte:

1. Eintiefung des Hangtälchens.
2. Teilweise Verfüllung des Hangtälchens mit niveofluviatilen Sanden und Kiesen im Frühweichsel-Glazial, Anwehung einer Flugsand-Decke.
3. Bildung des subarktischen Gley-Podsols in Interstadialen und zwischenzeitliche periglaziäre Überprägung des Bodens.
4. Um 22.000 vor heute Brand einer Vegetation, die im Gley-Podsol gebleichte Wurzelröhren mit schwarzbraunen, humosen Rändern hinterließ, wie sie in heutigen Coniferen-Podsolen auftreten. Erosion des autochthonen Ah-Horizontes und Aufschwemmung einer holzkohleführenden, humosen Sandschicht von den Hängen des Tälchens her.
5. Zu Beginn des Weichsel-Hochglazials Überdeckung des Bodens im Taltiefsten mit Flugsand (Erosionsschutz). An den hängigen Rändern des Tälchens Zerstörung der Horizontfolge durch Kryoturbation und Solifluktion unter gleichzeitiger Sedimentation niveofluviatiler Sand- und Kiesschichten. Während des Weichsel-Hochglazials synsedimentäre Bildung von tiefen Eisspalten. Im Auftauboden möglicherweise bereits Ton-Schluff-Durchschlammung.
6. Im Holozän Ton-Schluff-Durchschlammung in der gesamten sandigen Sedimentfolge einschließlich des Paläobodens, unter Ausbildung (bzw. Fortbildung) von Anreicherungsbandern. An der Oberfläche zunächst Entstehung einer Bänderparabraunerde, die später durch einen mittleren Eisen-Humus-Podsol mit Wurzelzapfen überprägt wurde. Eine Verlagerung von Ton und Schluff sowie von z.T. gelösten organischen Verbindungen mit dem Sickerwasser dürfte auch heute noch stattfinden.

Literatur-Auswahl:

- ALTEMÜLLER, H.J.: Beitrag zur mikromorphologischen Differenzierung von durchschlämmter Parabraunerde, Podsol-Braunerde und Humuspodsol. - Z.Pflanzenernähr.Düng.Bodenkunde 98, 247-258, Weinheim 1962
- ALTERMANN, M. & MANIA, D.: Zur Datierung von Böden im mitteldeutschen Trockengebiet mit Hilfe quartärgeologischer und urgeschichtlicher Befunde. - Albr.Thaeer-Archiv 12, 7, 539-557, Berlin 1968
- BAILLY, F.: Verbreitung und Eigenschaften rotgefärbter Sandböden in Norddeutschland. - Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl. Gesellsch.10, 323-326, Göttingen 1970
- DÜCKER, A.: Interstadiale Bodenbildungen als stratigraphische Zeitmarken im Ablauf der Weichsel-Kaltzeit in Schleswig-Holstein. - Aus: Frühe Menschheit und Umwelt, Teil II: Naturwissenschaftliche Beiträge, 30-73, Köln 1967
- DÜCKER, A. & HUMMEL, P.: Die fossilen Böden von Odderade/Dithmarschen, ein Beitrag zur Stratigraphie der Weichsel-Kaltzeit. - Aus: Frühe Menschheit und Umwelt, Teil II: Naturwissenschaftliche Beiträge, 80-100, Köln 1967
- GEYH, M.A.: Möglichkeiten und Grenzen der Radio-Kohlenstoff-Altersbestimmung von Böden. I: Methodische Probleme. - Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch.10, 239-241, Göttingen 1970
- GEYH, M.A., BENZLER, J.H. & ROESCHMANN, G.: Problems of Dating Pleistocene and Holocene Soils by Radiometric Methods. - Paleopedology-Origin, Nature and Dating of Paleosols. Publ.Internat.Soc.Soil Sci. and Israel Universities Press, 63-75, Jerusalem 1971
- GEYH, M.A. & ROHDE, P.: Weichselian Chronostratigraphy, <sup>14</sup>C-Dating and Statistics. - Internat.Geol.Congr.Canada, Section 12, 27-36, Montreal 1972
- LÜDERS, R., BENZLER, J.H., ROESCHMANN, G. & SCHNEEKLOTH, H.: Möglichkeiten und Grenzen der Radiocarbon-Altersbestimmung von Böden. II: Probleme der bodengenetischen Auswertung. - Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch.10, 242-245, Göttingen 1970
- MANIA, D. & STECHEMESSER, H.: Jungpleistozäne Klimazyklen im Harzvorland. - Aus: Periglazial-Löß-Paläolithikum im Jungpleistozän der DDR, 39-55, Gotha-Leipzig 1970
- PYRITZ, E.: Binnendünen und Flugsandebenen im Niedersächsischen Tiefland. - Göttinger Geogr.Abh.61, 153 S., Göttingen 1972
- ROESCHMANN, G.: Problems Concerning Investigations of Paleosols in Older Sedimentary Rocks. - Paleopedology-Origin, Nature and Dating of Paleosols. Publ.Internat.Soc. Soil Sci. and Israel Universities Press, 311-320, Jerusalem 1971
- SCHWERTMANN, U. & HEINEMANN, B.: Über das Vorkommen und die Entstehung von Maghemit in nordwestdeutschen Böden. - N.Jb.Mineral.Mh.8, 174-181, Stuttgart 1959

Über "Steppenböden" der Fritzlarer Börde

von

Haupenthal, Chr. <sup>+</sup>

Im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme im Gebiet südwestlich von Kassel wurde das großräumige Vorkommen von Böden festgestellt, die nach ihrem Aussehen als Parabraunerde-Tscheernosem, Tschernosem-Parabraunerde oder als deren Erosionsformen einzustufen sind. Zum Verbreitungsgebiet gehören Teile der Fritzlarer Börde und der Gudensberger Kuppenschwelle, die beide zur Niederhessischen Senke gezählt werden. (KLAUSING 1974).

Die Basis dieses Tertiärbeckens bilden Oberer und Mittlerer Buntsandstein. Diese sind z.T. von mehr als 100 m mächtigen Sedimenten des Eozäns, Oligozäns oder/und des Miozäns bedeckt. Außerdem wird die Landschaft durch Basalkuppen geprägt, die bei der Senkung im Tertiär entstanden. Auf großen Flächen wurde Löß angeweht, der überwiegend dem Würm zuzurechnen ist. Die bisher größte Lößmächtigkeit wurde mit ca. 12 m erbohrt. Dieser Löß ist Ausgangssubstrat für die o.a. Bodenbildungen.

Klimatisch haben wir es mit einem Trockengebiet zu tun. Die mittleren Jahressummen des Niederschlages liegen bei 590 mm (für Fritzlar) mit Schwankungen zwischen 411 und 681 mm. In den Grenzbereichen des Trockengebietes (z.B. Besse im Norden) steigen die Mittelwerte auf 645 mm an. Juni und August sind mit etwa 70 mm Niederschlag die regenreichsten Monate. Niederschlagsärmster Monat ist der März mit ca. 30 mm.

Das Jahresmittel der Temperatur liegt bei 8°C. Die Mitteltemperatur für den Januar beträgt -0,5°C, der entsprechende Wert für den Juli ist 16,5°C.

Unter diesen Verhältnissen haben sich mediterrane Pflanzengesellschaften erhalten. Jedoch wurden bisher keine Anzeichen für noch vorhandene Steppenpflanzen gefunden (BÜRGENER 1963).

---

<sup>+</sup> Hessisches Landesamt für Bodenforschung, 62 Wiesbaden, Leberberg 9

Einen Anhalt für das Alter der Bodenbildung gibt die folgende

<sup>14</sup>C-Datierung (SCHARPENSEEL 1974):

BONN - 2199 S Gleichen, R 35 2326 H 56 7203  
f A<sub>h</sub>, 240 - 260 cm unter Flur  
6480 ± 80 B.P.

Typisch für eine Tschernosem-Parabraunerde in Mittelhanglage ist das hier beschriebene Profil.

Lage: TK 25 Bl. 4821 Fritzlar; Lehmgrube N Wehren  
R 35 2108 H 56 7112; ebener bis schwach nach SE  
geneigter Hang; ca. 200 m ü. NN

Ausgangsgestein: Würm-Löß

Nutzung: Grubenrand mit Queckenrasen

Bodentyp: Tschernosem-Parabraunerde

- 0 - 25 cm A<sub>p</sub> sehr dunkelbrauner (10 YR 2/2), schwach humoser, stark toniger Schluff; Krümel- und Subpolyedergefüge; Wurzelfilz, stark von Wurmröhren durchsetzt.
- 25 - 40 cm B<sub>t</sub> A<sub>h</sub> braunschwarzer (7.5 YR 3/1) - schwarzer (7.5 YR 2/1), sehr schwach humoser, stark schluffiger Ton; fein - mittel ausgeprägtes Polyedergefüge, teilweise auch Krümel- und Wurmlosungsgefüge, feinporig; sehr stark mit Feinwurzeln durchsetzt, sehr viele Wurmröhren; vereinzelt Krotowinen bis 2 cm Ø mit Material des C-Horizontes.
- 40 - 80 cm B<sub>t</sub> brauner (7.5 YR 4/4) - mattbrauner (7.5 YR 5/4), sehr schwach humoser, stark toniger Schluff; fein - mittel ausgeprägtes Polyedergefüge, nach unten zu in der Größe zunehmend, feinporig; sehr starke Feindurchwurzelung, mäßig mit Wurmröhren durchsetzt, leicht mit Humus austapeziert (dunkelbraun - 7.5 YR 3/3), Humustapeten auch auf den Kluffflächen (braunschwarz bis schwarz - 7.5 YR 3/1 - 2/1).
- 80 - 120 cm B<sub>t</sub> B<sub>v</sub> brauner (7.5 YR 4/6), sehr schwach humoser, stark toniger Schluff; gut ausgebildete Prismen (in grobe Polyeder zerfallend), an der Unterkante in Kohärengefüge des Rohlößes übergehend, feinporig;

Horizont	Korngröße in mm in % des Feinbodens < 2,0 mm						pH	org. C x 1,72	N ges. %	C/N	CaCO <sub>3</sub> %	S mval/100g Boden	T	V
	< 0,002	0,002- 0,006	0,006- 0,02	0,02- 0,06	0,06- 0,2	0,2- 2,0								
A <sub>p</sub>	19,6	8,5	21,0	44,0	6,2	0,5	7,5	2,2	0,2	8,8	0	10,6	14,6	72,8
B <sub>t</sub> A <sub>h</sub>	25,1	7,0	23,5	42,0	2,2	0,2	6,0	1,1	0,1	8,1	0	13,5	15,7	82,9
B <sub>t</sub>	23,7	8,0	24,0	42,0	2,2	0,1	6,2	0,5	-	-	0	13,4	15,4	86,8
B <sub>t</sub> B <sub>v</sub>	17,0	6,0	23,0	49,5	4,3	0,2	6,6	0,3	-	-	0	11,4	12,3	92,7
C	18,0	6,5	22,0	49,0	4,3	0,2	7,5	0,2	-	-	14,0	11,4	11,8	96,5

Tabelle 1: Bodenphysikalische und bodenchemische Analysendaten - Profil Wehren



mäßige Feindurchwurzelung, mäßig mit Wurmröhren durchsetzt; Humustapeten an Wurmröhren (sehr dunkelbraun - 10 YR 2/3) und auf den Klufflächen (braun - 7.5 YR 4/4); Krotowinen mit Material des  $B_t A_h$ -Horizontes.

120 -160 cm C gelblichbrauner (10 YR 5/6 - 6/6), stark toniger Schluff; feinporiger RohlöB - stark karbonathaltig - mit Kohärentgefüge; nur vereinzelt Wurzel- oder Wurmröhren; sehr vereinzelt Krotowinen mit Material des  $B_t A_h$ -Horizontes.

Sämtliche Übergänge zwischen den Horizonten sind fließend.

Die bodenchemischen und bodenphysikalischen Kennwerte sind in der Tabelle 1 aufgeführt.

#### Literatur:

- BÜRGENER, M. (1963): Die naturräumlichen Einheiten auf Bl. 111 Arolsen (Geograph. Landesaufnahme 1 : 200 000).- 94 S., 3 Abb., 1 Kte.; Bad Godesberg.
- KLAUSING, O. (1974): Die Naturräume Hessens. Mit einer Karte der naturräumlichen Gliederung im Maßstab 1 : 200 00.- Schriften aus der Hess. Landesanstalt für Umwelt, 86 S., 1 Kte.; Wiesbaden.
- OYAMA, M. & TAKEHARO, H. (1967): Revised Standard Soil Color Charts.- 63 S., 12 Farbtaf.; Tokio.
- SCHARPENSEEL, H.W. (1974): vorläufige schriftliche Mitteilung.

Über Smonica-Vorkommen in Rheinhessen

von

Plass, W., J. Poetsch, H. Tributh und H. Zakosek<sup>+</sup>)

Seit 1952 beobachtete ZAKOSEK auf tertiären Mergeln in Rheinhessen dunkle, schwere A-C-Böden. Zu dieser Zeit waren echte Smonica-Vorkommen in Mitteleuropa noch nicht beschrieben worden und unter Smonica verstand man im deutschsprachigen Schrifttum „tschernosemartige Auenböden“, die durch Absenken von Grundwasser aus Anmoor entstanden waren (u.a. KUBIENA 1953, FRANZ 1960). Erst nach einer Vergleichsbegehung in Jugoslawien wurde klar, daß es sich bei den dunklen, schweren Böden in Rheinhessen um den Bodentyp Smonica handelte (NEUGEBAUER & ZAKOSEK 1962). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch KABAKT-SCHIEW & MÜCKENHAUSEN (1969). Sie sind danach in der Literatur zwar mehrfach erwähnt (u.a. STÖHR 1966, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1970, STÖHR 1972) aber bislang in Rheinhessen noch nicht näher untersucht worden. Erst neuerdings haben RÜCKERT & SALBER (1975) "vertisolartige Böden" im Nördlinger Ries beschrieben, bei denen es sich offenbar auch um den Bodentyp Smonica handelt.

Inzwischen haben PLASS, STÖHR und ZAKOSEK etwa 30 Vorkommen in Rheinhessen beobachtet. Die Böden treten in der Regel auf mitteloligozänem, Oberem und nur vereinzelt auf Mittlerem Rupelton oder tonreichem Schleichsand-Mergel auf. Die Verfasser haben eine Smonica am südwestlichen Ortsausgang von Lörzweiler untersucht. An den Einzeluntersuchungen waren folgende Personen beteiligt: PLASS (Gelände und Auswertung) POETSCH (Mineralogie), THIELICKE (Bodenchemie), TRIBUTH (Tonmineralogie und Korngrößenanalyse), SCHARPENSEEL (C<sup>14</sup>), SCHRADER (Bodenphysik) und ZAKOSEK (Gelände und Auswertung). Das Ergebnis der Untersuchungen wird nachfolgend kurz skizziert.

Das untersuchte Profil liegt auf der TK 25 Bl. 6115 Udenheim, R 345069 H 552938, in ebener bis schwach geneigter Unterhanglege, etwa 130 m ü. NN. Ausgangsgestein ist ein ton- (um 50 %) und ein sehr carbonatreicher (30 - 40 %) Tonmergel des mitteloligozänen Rupeltons. Die mittleren jährlichen Niederschläge liegen hier um 550 mm und die entsprechenden Temperaturen um 8,8°C. Das Solum hat

\*)

Geogr.Inst. Univers. Frankfurt, 6 FRANKFURT, Senckenberganlage 36

Institut für Bodenkunde der Universität Gießen, Ludwigstraße 23

Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13

eine Mächtigkeit von 125 cm, davon entfallen 90 cm auf den hangenden Ap- und M-Horizont und 35 cm auf den  $fA_h$ -Horizont. Der  $fA_h$ -Horizont zeigt die charakteristischen Vertisolmerkmale wie dunkle Farbe (5Y2/1), deutliches Prismengefüge, hohen Tongehalt (56,5 - 61,3 %), schwache Humosität (1 - 2%), enges C/N-Verhältnis (~9) und hohe AK (>40 mval). Sein PV liegt über 50 bei deutlicher Dominanz der Feinstporen. In der Fraktion <2 $\mu$  liegen im C-Horizont die Montmorillonitgehalte bei 50 %, der Rest entfällt auf Illite (~30 %) und Kaolinite (20 %). Im Solum wurden Minerale des Laacher Bimstuffs und des Lösses nachgewiesen. Das  $C^{14}$ -Alter ist im M- mit  $2740 \pm 70$ , im  $fA_h$ -Horizont mit  $5430 \pm 90$  ermittelt worden. Die Untersuchungen werden fortgesetzt. Nach ihrem Abschluß wird eine umfassende Darstellung gegeben.

#### Schriftenverzeichnis

- FRANZ, H. (1960): Feldbodenkunde.- Wien und München.
- KABAKTSCHEW, I. & MÜCKENHAUSEN, E. (1969): Die Tonminerale einiger Smolnitzen Bulgariens.- Z. Pflanzenern., Bodenk., 122, S. 97-111; Weinheim/Bergstr.
- KUBIÉNA, W.L. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas.- Stuttgart.
- NEUGEBAUER, V & ZAKOSEK, H. (1962): Die Smonica.- Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., 90, S. 341-353; Wiesbaden.
- RÜCKERT, G. & SALGER, M. (1975): Vertisolartige Böden im Nördlinger Ries.- Geologica Bavarica, 74, 169-177; München.
- STÖHR, W. Th. in: SONNE, V. (1972): Erl. geol. Kte. Rheinl.-Pfalz, Bl. 6115 Udenheim.- Mainz.
- STÖHR, W. Th. (1966): Übersichtskarte der Bodentypengesellschaft von Rheinland-Pfalz 1 : 250 000.- Mainz.

Zur Gliederung anthropogener Böden

von

H.-P. Blume<sup>x</sup>

Nutzung verändert Böden. Einwirkungen des Menschen können dabei pedogenetisch als Sonderform bodenbildender Prozesse aufgefaßt werden (z.B. Pflügen als Turbation). Andere Eingriffe beeinflussen Intensität und Ablauf natürlicher Prozesse (z.B. Rodung den Abtrag am Hang). Sie können kontinuierlich wirken (z.B. SO<sub>2</sub>-Immissionen industrieller Ballungsräume) oder einmalige Eingriffe darstellen (z.B. Tiefumbruch).

Je nach Art und Dauer anthropogener Einwirkung kommt es zu sehr unterschiedlichen Veränderungen eines Bodens. Tab. 1 sind zum Beispiel die Eigenschaften des Oberbodens der in Berlin dominierenden Rostbraunerden (podsolige Braunerden aus pleistozänen Sanden mit Tonbändern in 1-2 m Tiefe, Blume u.a., 1975) bei verschiedener Nutzung zu entnehmen. Natürliche Böden fehlen, da selbst unter naturnah bestockten Eichen-Kiefern-Forsten nährstoffreiche Niederschläge mit (SO<sub>2</sub>-bedingten) pH-Werten um 3 seit Jahren verändernd (Ulrich, 1968) einwirken. Waldböden wurden in Straßennähe vor allem durch Bauschutt, carbonathaltige Stäube sowie Streusalze verändert und weisen heute vielfach die Dynamik von Kalkbraunerden auf. Ackerböden wurden naturgemäß mit Nährstoffen angereichert; das gilt verstärkt für Rieselfelder, deren Humusmengen auch im Unterboden stiegen, gleichzeitig aber hydromorphe Merkmale auftraten. In der Innenstadt wurden viele Standorte mit Trümmerschutt bedeckt, der selbst als anthropogenes Gestein aufzufassen ist. In dieser Auflage begann eine neue Bodenentwicklung, während sie im Liegenden stark verändert weiterlief (Runge, 1975). Auch das wärmere, niederschlagsärmere Großstadtklima wirkt modifizierend (Sukopp u.a., 1974).

---

<sup>x</sup>) Institut für Ökologie - Bodenkunde -  
der Techn. Universität Berlin

Anthropogene Veränderungen werden in der Bodensystematik in unterschiedlichem Maße berücksichtigt. In der deutschen Systematik wird bekanntlich nur denjenigen Landböden mit vom Menschen beeinflusster Genese eine eigene Stellung als Kultosol eingeräumt, wenn die eingetretenen Veränderungen sehr stark sind und über eine Tiefe von 60 cm hinausgreifen. In anderen Systemen geht man teilweise einen Schritt weiter. Im amerikanischen System bildet z.B. der Anthrombrept innerhalb der Inceptisole eine eigene Gruppe, die ein "anthropic epipedon" ( $>250$  ppm zitronensäurelösliches  $P_2O_5$  als diagnostisches Merkmal) aufweist, worunter die Mehrzahl der Ackerböden dieser Ordnung fallen (Buol u.a. 1973).

Geringe Berücksichtigung anthropogener Profilvermerkmale in der Klassifikation befriedigt nicht. So leuchtet nicht ganz ein, wenn neben die normale Parabraunerde die Podsol-Parabraunerde gestellt wird, obwohl deren Oberbodeneigenschaften und deren Dynamik weniger von denen des Grundtyps abweichen als das bei einer (nicht gesondert in der Systematik abgegrenzten) gepflügten und gedüngten Parabraunerde der Fall ist. Andererseits wäre es nicht ausreichend, allein den abgelaufenen Prozeß (z.B. das Pflügen) als Anlaß gesonderter Berücksichtigung in der Systematik zu nehmen, da dessen Folgen für die Profilmorphologie sehr unterschiedlich sein können: bei vielen Steppenböden kaum wahrnehmbar, bei Podsolen beträchtlich. Vielfach wirken anthropogene Eingriffe um so stärker verändernd, je weiter die natürliche Profilentwicklung bereits fortgeschritten war. Außerdem unterscheiden sich anthropogene Veränderungen selbst bei einem Typ stark (z.B. je nach Häufigkeit und Tiefe des Pflügens, nach Stärke der Düngung und Kalkung).

Die Vielfalt anthropogener Veränderungen würde eigentlich erfordern, für jeden Bodentyp ein zusätzliches System zu schaffen, was aber unpraktikabel erscheint. In der Ökosystemforschung wird seit einiger Zeit versucht, "Wirkungen menschlichen Einflusses" auf die Vegetation zu stufen und damit zu klassifizieren (u.a. Jalas 1955, Ellenberg 1963, Falinski 1966). Jalas

klassifiziert anthropogene Veränderungen als Resultierende von Intensität und Dauer menschlicher Einflüsse auf die Vegetation nach Hemerobiegraden (Hemerobie, griech., wörtlich: kultiviertes Leben), die von Sukopp (1972) erweitert und auf Ökosysteme ausgedehnt wurden. Danach werden zum Beispiel unveränderte Pflanzengesellschaften als *a h e m e r o b*, schwach durchforstete Wälder als *o l i g o h e m e r o b*, Forsten standortsfremder Arten als *m e s o h e m e r o b*, Ackerunkrautfluren als *e u h e m e r o b*, Abraumhalden mit konkurrenzarmen Pionierpflanzen als *p o l y h e m e r o b* und völlig bebaute flächen als *m e t a h e m e r o b* bezeichnet. Es handelt sich dabei um ein empirisch erstelltes System, in dem verschiedene Zustandsformen von Pflanzengesellschaften (bzw. erweitert von Ökosystemen) definiert werden, die das Auftreten verschiedener Zeigerpflanzen zur Folge haben (z.B. Anteil der Neophyten am Artenbestand von Gefäßpflanzen, Verlust an einheimischen Gefäßpflanzenarten, siehe Tab.1).

Zwischen der Intensität anthropogener Veränderungen der Böden und Pflanzengesellschaften haben sich für den Berliner Raum enge Beziehungen ergeben (Tab.1), so daß versucht wurde, die Hemerobie zur Gliederung anthropogener Ökosysteme unter Ein-schluß der Böden heranzuziehen (Blume und Sukopp 1975). Es wäre daher zu überlegen, ob in dieser oder ähnlicher Weise auch der Grad anthropogener Veränderung von Böden im Rahmen des bestehenden Klassifikationssystems zusätzlich signiert würde (z.B. ahemerobe Rostbraunerde gegenüber euhemerober Rostbraunerde).

Literatur

- Blume, H.-P., Dümmler, H. und Röper, H.-P.: Landw. Forsch., 31/I. Sonderh. 234. (1975)
- Blume, H.-P. und Sukopp, H.: Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen, im Druck.
- Buol, S. W., Hole, F. D. und McCracken, R. J.: Soil genesis and classification, Iowa State Univ. Press, Ames 1973.
- Ellenberg, H.: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer, Stuttgart 1963.
- Falinski, J. B.: Antropogeniczna rosemnosc Puszczy Bialowieskiej Rozpr. Univ. Warszawskiego 13, Warszawa 1966.
- Jalas, J.: Acta Soc. Fauna Flora Fenn. 72, II, 1-15 (1955)
- Runge, M.: Westberliner Böden anthropogener Litho- oder Pedogenese. Diss. Berlin 1975.
- Sukopp, H.: Berichte über Landwirtschaft 50, 112 (1972).
- Sukopp, H., Blume, H.-P., Chinnow, D., Kunick, W., Runge, M. und Zacharias, F.: Z. Techn. Univ. Berlin 469 (1974).
- Ulrich, B.: Allg. Forstz. 47 (1968).

Tab. 1 : Anthropogene Einflüsse und Differenzierung von Bodeneigenschaften podsoliger Bänderbraunerden (Rostbraunerden) aus Sand  
im Berliner Raum - Plateaulage (nach Analysen von D. Chinnow, H. Drewes, F. Neumann und M. Runge)

Nutzung	F o r s t			Park	Acker		Garten	Rieselfeld		Innenstadt							
	Wald Eiche - Kiefer	Kiefer	Sträßen- rand		exten- siv	inten- siv		Gemüse	Grünland Sommerung	Frei- flächen	Sträßenrän- der, Wege, Bahnkörper						
Niederschläge (+ Bewässerung)	540 - 600 mm p.a. nährstoff- + Spritzwasser arm sauer (pH 3 - 4)				(z.T. Beregnung)			+ 200-1000-4000 nähr- u. salzreich		< 500 mm (z.T. Beregnung) sauer (pH 3),nährreich							
Temperatur	7.8 - 8.5° C i. Jahresmittel				8.1 - 9.2°				8.8 - 9.9°								
spezifische Maßnahmen und Belastungen	Pflanzrillen (Umbruch) Salz, Pb, Cd			Tritt, Staub, Kot schwache organische schwache Mineraldüngung + Kalkung		P l a n i e r e n B e a r b e i t e n starke starke ( )		Adaptieren		Planieren Überdecken mit (Schutt) Kies, Schotter Salz, Pb; Cd Tritt, Staub, Kot							
anthropogen differenzierte Bodeneigenschaften (unvollständig)																	
Streuabbau	schwächer			stärker													
$\delta_n$ - Mächtigkeit	< 10 cm			oft < 10 cm			20 - 30 cm		30 - 50		30 - 80		oft < 5	meist fehlend			
- Humusgehalt	4 - 8 %			2 - 5		1 - 4		0.8 - 1.5		1 - 2		2 - 4		3 - 6		meist < 1	
- C/N	20 - 40						10		- 15						12 - 35		
- pH (KCl)	(3.5-4.5) 3 - 4			5 - 8		3 - 6		4 - 5		5.5 - 7		5.5 - 6.5		5 - 6		6 - 8	
- Lakt.-K	20 - 70 ppm						0 - 160		120 - 240		80 - 160		60 - 160 ppm		80 - 240		
- Lakt.-P	10 - 65 ppm						0 - 90		80 - 130		80 - 200		65 - 130 ppm		60 - 120		
- Na i.%S-Wert	< 1			1 - 50			< 1			2 - 4		4 - 8		1 - 50			
Durchfeuchtung gegenüber Wald	schwächer			teils stärker			stärker			sehr stark			(schwächer) ?				
Veränderungen am Artenbestand von Gefäßpflanzen (Sukopp 1972)																	
Anteil v. Neophyt.	0 %			< 5 %			5 - 12 %			13 - 20 %			21 - (80)%				
Verlust einheimi- scher Pflanzen	0 %			< 1 %			1 - 5 %			> 6 %			?				
Hemerobiestufen	ahemerob	oligohem.		mesohem.		e u h e m e r o b						polyhemerob					





B e r i c h t

über eine bodenkundliche Exkursion durch Westsibirien vom 21.8. bis 31.8.1974

von

Josef Breburda

An der Exkursion durch Westsibirien im Anschluß an den X. Internationalen Bodenkundlichen Kongress haben insgesamt nur 29 ausländische Bodenkundler (aus Australien, Kanada, den USA, Frankreich, Holland, Finnland, der DDR, Polen, Ungarn und der Bundesrepublik Deutschland) und 30 sowjetische Bodenkundler aus Moskau, Sverdlovsk, Novosibirsk, Irkutsk, Jakutsk, Chabarovsk und Vladivostok teilgenommen. Die Exkursion bot reichlich Gelegenheit zu Diskussionen, vor allem über die gegenwärtig wichtigsten Aufgaben der Bodenforschung in Sibirien, über die Bodenerhaltung, die Bodenmelioration, die Düngung, die Bodenfruchtbarkeit, die Bewässerung, die Neulanderschließung u. a. m.

Das Westsibirische Tiefland ist mit fast 3 Millionen km<sup>2</sup> eines der größten der Erde. Etwa Dreiviertel des Westsibirischen Tieflandes, die Tundra im Norden und der nach Süden folgende breite Gürtel der borealen Nadelwaldtaiga, sind wegen der kurzen Vegetationsperiode und starker Versumpfung ackerbaulich nicht nutzbar.

Südlich einer Linie von Čeljabinsk im Westen bis Novosibirsk im Osten ist Westsibirien von Natur aus ein Waldsteppen- und Steppenland. Als Folge der größeren Kontinentalität des Klimas zerfällt der osteuropäische breite Schwarzerde-Gürtel in Westsibirien in einzelne Inseln mit Solonezböden. Die Schwarzerden in Westsibirien sind vielfach solonziert oder solodiert und besitzen in der Regel ein mit A-Material gefülltes Polygonnetz (Zungentschernosjom). Die Ausläufer der großen Schwarzerdezone der Sowjetunion liegen in den Vorbergen des Altaj-Gebirges. Die Westsibirien-Exkursion führte ins Altaj-Gebirge, in die Baraba-Steppe und in den Salairrücken.

### 1. Der sowjetische Altaj

Der sowjetische Anteil am Altaj besteht hauptsächlich aus Gesteinen des Paläozoikums (u. a. metamorphe, meist grüne Chloritschiefer), die während der kaledonischen und variszischen Gebirgsbildung gefaltet, anschließend abgetragen und später im Tertiär in Form von Horsten herausgehoben wurden. Zwischen den Horsten liegen mit älteren Sedimenten oder jüngerem Abtragungsschutt gefüllte Gräben. Das Relief wird in dem besuchten nordwestlichen Teil

des Altaj von schwachgegliederten Plateaus bestimmt, die dem Gebirge stellenweise Mittelgebirgscharakter verleihen. Das Klima ist kontinental, die Westflanken des Gebirges stehen unter dem Einfluß niederschlagsbringender Westwinde und sind bewaldet. Das trockene, mit Löss überdeckte Vorland im Westen und Norden trägt Waldsteppen- und Steppenvegetation. An Südhängen sind bei einem Jahresniederschlag von 700 mm und einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von  $+1,4^{\circ}\text{C}$  unter Wiesensteppe geringmächtige "Ausgelaugte Schwarzerden", an Nordhängen podsolige "Dunkelgraue Waldböden" und "Podsoliierte Schwarzerden" unter Mischwald mit durchweg besonders hohem Humusgehalt verbreitet. Da die Altaj-Schwarzerden in sehr bewegtem Gelände verbreitet sind, besteht bei Ackerbau eine starke Gefährdung durch Erosion. Diese Böden werden in der Nähe von Gorno-Altajsk im Terrassenbau (Obst- und Gemüsebau) genutzt.

Mit zunehmender Höhe und Durchfeuchtung folgen im Nadelwaldgürtel (*Abies* und *Pinus sibirica*) der Bergflanken des Altaj-Gebirges Chernopodsol, Braune Bergwaldböden (Braunerden) und Saure Braunerden. Der Chernopodsol, der von den sowjetischen Kollegen als Subtyp des Podsolis aufgefasst wird, zeichnet sich vor allem durch ausgeprägte  $A_2$ - und  $B_t$ -Horizonte aus, Horizonte also, die dem Podsol fehlen. Ob die unterschiedlichen Tongehalte im Ober- und Unterboden auf Tonverlagerung oder anderen Ursachen beruhen, ist in der Sowjetunion noch umstritten. Sehr wahrscheinlich spielen bei der Profildifferenzierung noch andere Ursachen eine Rolle, insbesondere Schichtung, vielfach mit deutlicher äolischer Komponente.

## 2. Die Barabasteppe

Die im Süden des Westsibirischen Tieflandes zwischen dem Irtyš im Westen und dem Ob im Osten hauptsächlich in der Waldsteppe gelegene Barabasteppe weist eine ebene, kaum geneigte Oberfläche auf, die von zahlreichen NO-SW verlaufenden flach geböschten Rücken und entsprechend weiträumigen abflusslosen Senken gegliedert wird. Im Norden ist die Barabasteppe von Kolki, das sind inselartige Birkenwälder in kleinen runden Senken, durchsetzt. Stellenweise ist die Barabasteppe versumpft und versalzt. Das Klima ist kontinental, im besuchten nördlichen Teil beträgt die durchschnittliche Jahrestemperatur  $-1^{\circ}\text{C}$ , die durchschnittlichen Niederschläge betragen 340 mm. Im nördlichen Teil der Barabasteppe wurden in der Umgebung des Karaci-Sees (520 km westlich von Novosibirsk) sechs Profile von Salz- und Alkaliböden besichtigt. Diese Böden verdanken ihre kennzeichnenden Merkmale entweder einem hohen Gehalt an löslichen Salzen im Oberboden oder einem hohen Gehalt an austauschbarem Natrium. Sie entstehen in der Barabasteppe vor allem durch Salzzufuhr aus dem Grundwasser, durch Grundwasserverdunstung, die in Westsibirien auf Grund der Klimaverhältnisse bei einer Tiefe des Grundwasserspiegels von etwa 170 cm aufhört. Die maximalen

Salzgehalte im Grundwasser betragen in der Barabasteppe 40 bis 50 g/L. Bei dieser niedrigen Salzkonzentration ist das Grundwasser infolge Anwesenheit von  $\text{NaHCO}_2$  und  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  stark alkalisch. Durch starke Natriumadsorption aus den alkalischen Salzen des Grundwassers kommt es insbesondere zur Bildung von Soda-Solonezböden. In den zahlreichen flachen Kolki-Senken kommt es vor allem im Frühjahr durch Anreicherung von schwach mineralisiertem und alkalisch reagierendem Oberflächenwasser zur Auslaugung des in alkalischer Lösung peptisierten Humus und einer Zerstörung des mineralischen Bodenanteils. Auf diese Weise entstehen die Solodi. Das freigewordene  $\text{SiO}_2$  reichert sich im A-Horizont als amorphe Kieselsäure an und überzieht als weißliche Schicht die Säulen des im vorhergehenden Stadium solonzierten Horizonts.

Eine Melioration der Solonezböden ist durch säurebildende Stoffe, wie S,  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{FeSO}_4$  u. a. zu erzielen. Der Einfluß des ungünstigen physikalischen Zustandes wird vor allem durch Bewässerung stark gemildert.

Da in der Sowjetunion - vor allem in Westsibirien und Kazachstan - insgesamt rund 100 Millionen Hektar Solonezböden und solonzierte Böden verbreitet sind, wird die nachhaltige Verbesserung dieser Böden mit Nachdruck verfolgt. Durch die geplante Umleitung von bis zu 25 Kubikkilometer Wasser jährlich aus dem Flußgebiet des Ob und Irtyš erhofft man sich eine starke Entfaltung des Bewässerungsbaues und der Weidewirtschaft. Zur Zeit werden die besichtigten Bodenflächen hauptsächlich als Trockenweiden genutzt.

### 3. Der Salairrücken

Als variszisch gefalteter Höhenzug (bis 588 m hoch) erstreckt sich der Salairrücken auf etwa 300 km in nordwestlicher Richtung am Westrand des Kusbas (ca. 240 km östlich von Novosibirsk). Im westlichen Vorland wurde in der Tubacinsk-Ebene das Profil eines mäßig mächtigen, mäßig humosen, schwach ausgelaugten Zungen-Tschernosjoms aus stark tonhaltigem Löss (über dessen Entstehung noch wenig Klarheit herrscht) besichtigt.

Diese Böden besitzen eine hohe Wasserkapazität und einen natürlichen Vorrat an Pflanzennährstoffen. Als nachteilig für die Pflanzenproduktion wirkt sich die kurze Vegetationszeit und die Trockenheit, vor allem im Frühjahr nach der Schneeschmelze, aus. Die Einsaat kann erst kurz vor Beginn der Juniniederschläge beginnen. Wichtig sind daher kurzreifende Sommerweizensorten (z. B. Novosibirskaja 67). Die Durchschnittserträge betragen in den letzten fünf Jahren ohne Düngung 17-20 dz/ha. Mit Düngung können die Erträge auf 28-30 dz/ha erhöht werden. Die Produktionskapazität dieser fruchtbarsten Böden Westsibiriens ist bei weitem nicht ausgeschöpft.

Diese Böden wurden erst vor 20 Jahren im Zuge der Neulanderschließung in Kultur genommen. Durch den Ackerbau kam es inzwischen zu einer deutlichen Strukturverschlechterung, die zu weit verbreiteter Bodenerosion durch Wasser geführt hat.

Auch bei dem auf dem Salairrücken besichtigten "Tiefpodsolierten (pseudopodsolierten) Chernoboden mit oberflächennaher Vergleyung", der sich aus "Lössähnlichen Kábonatlehmen" entwickelt hat, dürfte es sich um einen mehrschichtigen polygenen Boden handeln, dessen  $A_g$ - $B_t$ -Grenze durch die Materialgrenze vorgegeben ist (s. 1.). Die natürliche Vegetation dieses bodengeographischen Raumes ist Nadelwald mit Birken. Die landwirtschaftliche Nutzung dieser Böden wird hauptsächlich vom Klima stark beeinträchtigt. Mit nur 80-90 frostfreien Tagen, einem Januarmittel von  $-20^{\circ}\text{C}$  und einem Julimittel von  $+19^{\circ}\text{C}$  ist vor allem die Temperatur der ökologische Minimumfaktor. Außerdem sind diese Böden bei landwirtschaftlicher Nutzung stark erosionsgefährdet.

#### 4. Schlußbemerkung

Die Exkursion durch Westsibirien hat einen breiten Überblick über den internationalen Stand der bodenkundlichen Forschung und die Arbeitsweise der sowjetischen Bodenkunde vermittelt. Die gegenwärtig wichtigsten Aufgaben der sowjetischen Bodenforschung bestehen vor allem darin, alle erschließbaren Möglichkeiten der pflanzlichen Produktionssteigerung zu untersuchen. Die hierfür wichtigsten Möglichkeiten in Westsibirien sind: Melioration der Salz- und Alkaliböden, Bekämpfung der Wasser- und Winderosion, Bewässerung durch Umleitung der großen sibirischen Flüsse, Anwendung von Mineraldünger, Förderung der Neulandgewinnung. In den kommenden 15 Jahren sollen vom Baltikum bis nach Westsibirien 50 Millionen Hektar als Acker- und Weideland nutzbar gemacht werden, fast das Vierfache der Anbaufläche in der Bundesrepublik Deutschland. Die sowjetische Bodenforschung arbeitet somit hauptsächlich an der Lösung der ihr vom Staat gestellten Aufgaben, ihre Ausrichtung auf eine praktische Nutzenanwendung ist unverkennbar.

Genese und Bioelementgehalt von zwei Verwitterungsprofilen aus tonigen Sedimenten unter primärem Urwald im Amazonasbecken von Brasilien.

von  
Kantor, W.<sup>+</sup>

1. Allgemeines und Aufgabenstellung

Im Gebiet des mittleren Amazonasbeckens treten Oxisol - Spodosol - Bodengesellschaften auf. Die Oxisole sind auf die Plateaus, die Spodosole am Hang zu finden. Charakteristisch für die Oxisole ist ihr hoher Ton-, Eisen- und Aluminiumgehalt; wohingegen der Spodosol äußerst arm an Fe und Al ist, jedoch einen hohen Quarzanteil aufweist (KLINGE 1965; BLEACKLEY and KHAN 1963).

Die Frage warum es innerhalb einer rel. geringen Entfernung (10 km) zu einer so unterschiedlichen Profilentwicklung kommt, soll versucht werden an Hand der untersuchten Profile zu klären. Desweiteren ist der ökologische Wert beider Standorte zu betrachten.

Die Profile liegen im mittleren Amazonasbecken von Brasilien ca. 210 km NW von Santarem oder 450 km ENE von Manaus entfernt am Rio Trombetas. Im Untersuchungsgebiet fallen ca. 1700 bis 2000 mm Niederschlag pro Jahr. Die Durchschnittstemperatur beträgt ca. 27° C (WALTER und LIETH 1971).

Die Vegetation bildet ein Regenwald über dem Hochwasserbereich mit einem dichten aber stockwerkartig aufgebautem Kronendach (KLINGE and RODRIGUES 1974, 1973; FITKAU and KLINGE 1973; KLINGE et al. 1975).

Das Ausgangsmaterial bilden homogene alluviale Sedimente. Das Relief ist eben bis sehr schwach nach NE geneigt. Nur in der Nähe von Bächen ist das Gefälle stärker. Die Profile liegen zwischen 50 und 180 m ü.d.M.

Der Typic Umbriorthox wird von einem 1 cm starken O1 - Horizont bedeckt. Der Mineralboden besteht aus dem A1 -

<sup>+</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften  
und Rohstoffe, D 3 Hannover 51, Postfach 510153

Horizont (3 dm) gefolgt vom B1 bis zu 10 dm Tiefe. Darunter bis 100 dm folgt der B2 cn. Es ist ein mächtiger, gelblicher (7.5YR-7/8), eisenhaltiger, konkretionärer Bauxit. Ab 100 dm allmählicher Übergang in das tonige Ausgangsmaterial.

Der Histic Tropaquod wird an der Oberfläche von einer 4 cm starken, intensiv durchwurzelten Streuschicht bedeckt, die scharf gegen einen braunen (2.5YR-4/3), grießartigen, gut durchwurzelten Sand des A1 - Horizontes abgegrenzt ist. Ein hellbrauner (7.5YR-5/6), durchlässiger stark gebleichter, sandig-lehmiger Auswaschungshorizont (A2 oder Ae) schließt sich bis 20 dm an. Im Unteren Abschnitt des A3 sind schwach ausgebildete Einwaschungen von org. Sub. erkennbar, die den Boden nestartig geringfügig verfestigen. Der eigentliche B2 - Horizont (Bhs) wurde nicht aufgeschlossen, oder er ist - was wahrscheinlicher erscheint - nicht ausgebildet.

## 2. Ergebnisse

Die Korngrößenzusammensetzung des TYPIC UMBRIORTHOX wird entweder vom Ton- bzw. dem Skelettanteil bestimmt (s. Abb. 1). Der Anteil der Schluff- und Sandfraktion - auf den Gesamtboden bezogen - ist sehr gering (< 10 %). Der hohe Skelettanteil (>80 %) im Mittelteil des Profils (zwischen 2,5 und 10 m) wird durch die verhärteten Bauxithorizonte hervorgehoben.

Im Mineralboden liegt der  $C_t$ -Gehalt bei 2,3 %, das C/N-Verhältnis der org. Auflage (Rohhumus) bei 26, im A1 bei 12. Der Gehalt an freien Eiseno-Oxide ( $Fe_d$ ) ist mit 3 % nur gering, wobei der höchste  $Fe_d$ -Wert von 9,8 % nicht mit dem höchsten  $Fe_2O_3$ -Gehalt aus der Gesamtanalyse korrespondiert. Das  $Fe_o$  schwankt zwischen 0,2 und 0,008 %. Die Aktivitätsquotienten sind erwartungsgemäß klein (0,07 - 0,003).

Die Austauschkapazität ist im gesamten Profil - abgesehen vom O1 (= 61,4 mval/100 g) und A1 (13,3 mval/100 g) - sehr gering (~ 5 mval/100 g). Der Austauscher ist vollständig mit H-Ionen belegt, was sich auch in der stark bis schwach

sauren Reaktion niederschlägt (s. Abb. 2). Nur in der org. Auflage konnte eine Basensättigung von 57 % errechnet werden.

Gibbsit, Goethit, Hämatit, Kaolinit und Quarz sind die Hauptminerale im Boden. Daneben treten in Spuren in einigen Horizonten auch Wechsellagerungsminerale, Chlorit und Feldspäte auf. In der Tonfraktion dominiert Kaolinit vor Gibbsit. Vereinzelt lassen sich auch Boehmit, Chlorit und Wechsellagerungsminerale nachweisen.

Die Körnung des Histic Tropaquod ist rel. einheitlich. Der Sandanteil beträgt 70 - 80 %, der Tongehalt etwa 20 %. Lediglich im A1 - Horizont fällt der Tongehalt auf 6 % ab, was auf eine Tonzerstörung und/oder Tonverlagerung zurückzuführen sein dürfte. Die Bodenreaktion liegt im sehr stark bis stark sauren Bereich. Der Fe-Gehalt ist mit 0,5 % sehr gering und erklärt den starken Bleichungsgrad des Bodens. Der Fe<sub>o</sub>-Gehalt schwankt zwischen 0,01 und 0,1 %, der Aktivitätsquotient ist gering.

Der Gehalt des A1 - Horizontes an org. Sub. liegt bei 1 %, mit einem C/N-Verhältnis von 10. In der org. Auflage schwankt das C/N-Verhältnis zwischen 20 und 25. Die AK im O-Horizont schwankt sehr stark. Die Ursache der Schwankungen läßt sich aus den unterschiedlichen Zersetzungsgraden der Auflage erklären. Im O1 bzw. O2 - Horizont wurde eine AK von 59 bzw. 101 mval/100 g bei einer fast vollständigen H<sup>+</sup>-Belegung gemessen. Die AK des Mineralbodens ist außerordentlich gering (<5 mval/100 g). Der Austauschkörper ist mit H<sup>+</sup>-Ionen gesättigt.

Mineralogisch sind im Gesamtboden Quarz und Kaolinit, in der Tonfraktion Kaolinit und Quarz sowie in Spuren Gibbsit, Illit und Wechsellagerungsminerale nachweisbar. Die chemische Gesamtanalyse bestätigt auch hier die röntgenographisch ermittelten Befunde.

### 3. Diskussion

Bei der Deutung der Analysenergebnisse fällt vor allem der Textursprung im Typic Umbriorthox und der geringe Tongehalt im A1 - Horizont des Histic Tropaquod auf. Die Interpreta-



tion der Ergebnisse wird dadurch erschwert, daß kein frisches Ausgangsmaterial aufgeschlossen war. Die scharfe Grenze im Typic Umbriorthox legt eine Zweischichtigkeit des Profils nahe. Eine solche Deutung beinhaltet, daß der Lateritkörper schon vor der Sedimentation des Profiloberteils weitgehend vorhanden war. Im Profil konnten keine Anzeichen einer Sedimentation beobachtet werden.

Die Laterisierung ist mit einer deszendente Si-Verlagerung und demzufolge rel. Anreicherung von Fe und Al verbunden. Im vorliegenden Profil steigt der Si-Gehalt vom Bauxithorizont in 6,5 m Tiefe nach oben und unter auf 38 %  $\text{SiO}_2$  an. Der Si-Anstieg im Profiloberteil kann mit der Laterisierung nicht erklärt werden. Fällt die Sedimentation als Ursache für den hohen Ton- und Si-Gehalt aus, muß der Vorgang anders erklärt werden. Es wäre durchaus denkbar, daß es zu einer deszendente Verlagerung von Al und Fe und somit zur rel. Si-Anreicherung im Profiloberteil kommt. Dabei ist Al mobiler als Fe, was aus dem Al-Maximum im Profil geschlossen werden kann, das unter dem Fe-Maximum liegt. Die Mitwirkung der org. Säuren bei der Mobilisierung von Al und Fe wäre eine mögliche Erklärung (HUANG and KELLER 1972). Wie es jedoch zur Umkehr der Prozesse kommt und wie er gesteuert wird kann nicht gesagt werden. Zu diesem Fragenkomplex sind weitere Untersuchungen vorgesehen.

Die Farbwerte des HISTIC TROPAQUOD deuten eine hohe Bleichung des Profils an. Fe und auch Al werden durch die org. Säuren chelatisiert und verlagert, was sich in den geringen  $\text{Fe}_d$ -Werten vor allem im Oberboden ausdrückt. Zurück bleibt ein fast reiner Quarz. Der Kaolinit ist in der Tonfraktion konzentriert. Wie kommt es nun zur Bleichung? Zur Erklärung müssen die Wasserverhältnisse im Profil mit herangezogen werden. Die Lage des Profils am Hang hat zur Folge, daß die Niederschläge im sandigen Material schnell bis zum Grundwasser gelangen. Mit dem Grundwasser gelangen die gelösten Elemente aus dem Ökosystem in den Vorfluter. Die Bildung des Podsol-B-Horizontes wird damit verhindert, zumindest jedoch stark abgeschwächt.

Im Oxisol ist aufgrund der geringeren Durchlässigkeit die Verlagerung der Elemente nicht in dem Maße zu erwarten wie im Podsol. Diese Erklärung deckt sich mit anderen Untersuchungen aus dem Amazonasbecken (ALTEMÜLLER und KLINGE 1964; BLEACKLEY and KHAN 1963; KLINGE 1965).

Quarzreiche Substrate sind für eine Podsolierung besonders prädestiniert. Wie stark die fluviatile Beeinflussung des Spodosols ist, kann nicht gesagt werden. Sie wird jedoch gegenüber den Wasserverhältnissen als sekundär für die Profilentwicklung angesehen. Die Differenzierung zwischen der Laterisierung und Podsolierung wird im Untersuchungsgebiet nicht unwesentlich von der Vegetation und dem Wasserhaushalt der Standorte beeinflusst.

Ökologisch sind beide Standorte arm. Dennoch lassen sich Unterschiede zwischen beiden Profilen erkennen (s.Tab. 1).

Der Histic Tropaquod hat eine erheblich stärkere Rohhumusaufgabe als der Oxisol. Eine Vermischung mit dem Mineralboden besteht nicht. Die org. Auflage ist in beiden Profilen stark durchwurzelt. KLINGE (1973) konnte nachweisen, daß 83 % der gesamten Wurzelrockenmasse in der Rohhumusaufgabe zu finden sind. Sie bildet eine wichtige Nährstoffquelle für die Pflanzen. Besonders bei der N- und P-Versorgung ist die Pflanze fast ausschließlich auf diese Quelle angewiesen. Bei den Nährstoffen K, Ca, Mg und Mn ist die Abhängigkeit von der org. Auflage nicht so gravierend wie beim P. Etwa zwei Drittel des pflanzenverfügbaren K (0,1 n HCl) stammen aus der org. Auflage. Beim Ca, Mg und Mn liefert die org. Auflage nur einen geringen Teil (1 - 17 %).

Das Nachlieferungsvermögen des Mineralbodens für die Hauptnährstoffe P und K ist praktisch null. Verwitterbare Minerale sind in beiden Profilen nennenswert nicht nachweisbar. Bei einer AK des Mineralbodens von  $< 5$  mval/100 g kann auch die Speicherfähigkeit des Bodens für frei gesetzte Ionen vernachlässigt werden. Gelangen Nährionen in die Bodenlösung so werden sie aufgrund der geringen AK ausgewaschen. Über lange Zeiträume betrachtet würde die Auswaschung zu einer Verarmung des Ökosystems führen, stünde dem nicht ein

gewisser Nährstoffeintrag aus den Niederschlägen gegenüber (KLINGE und FITTKAU 1972; UNGEMACH 1972).

Wasseranalysen aus dem Amazonasbecken zeigen, daß der Nährstoffgehalt der Flüsse sehr gering ist (KLINGE 1973; SIOLI und KLINGE 1961; KLINGE and OHLE 1964). Der Stockwerkaufbau des Waldes ist eine Anpassungsform zur besseren Ausnutzung der Nährstoffe aus dem Regen (KLINGE 1973). Die freigesetzten Nährstoffe in der Humusaufgabe werden von den Wurzeln sofort wieder aufgenommen und in der Biomasse festgelegt. Die Ernährung der Pflanzen wird fast vollständig durch den jährlichen Laubfall gedeckt. Der Gehalt an Nährstoffen des Laubes ist jedoch gegenüber anderen trop. Regenwäldern im Amazonas deutlich geringer, was gewisse Rückschlüsse auf den ökologischen Wert des Standortes erlaubt (KLINGE and RODRIGUES 1968; STARK 1970). Der Abbau der org. Substanz erfolgt vorwiegend über Mykorrhiza. Dieser geschlossene Nährstoffkreislauf, der die Lösungsphase im Mineralboden weitgehend ausschließt, wurde von STARK (1971) als direkter Nährstoffkreislauf (direct nutrient cycling) bezeichnet.

#### 4. Zusammenfassung

Die Vergesellschaftung von Oxi- und Spodosolen im Amazonasbecken wurde beschrieben. Die Vegetation und der Wasserhaushalt werden als Hauptursachen für die Profildifferenzierung angesehen.

Die angespannte Nährstoffsituation im Amazonasbecken lassen viele Analysen erkennen. Das Ökosystem ist an die natürlichen Verhältnisse so weit angepaßt, daß der Verlust auf ein Minimum reduziert wird. Greift der Mensch (z.B. landwirtschaftliche Nutzung) in das bestehende System ein, so kommt es zur Auswaschung von Nährstoffen, da eine aufnahmefähige Biomasse fehlt und die Speicherkapazität des Bodens gering ist. Das gesamte Ökosystem verarmt nach einem Kahlschlag und erreicht meist nie mehr den ursprünglichen Stand. Wie schwer es ist in den armen Gebieten des Amazonas eine permanente Landwirtschaft zu betreiben zeigen die Fehlschläge der Vergangenheit (SIOLI 1969; FITTKAU 1971).

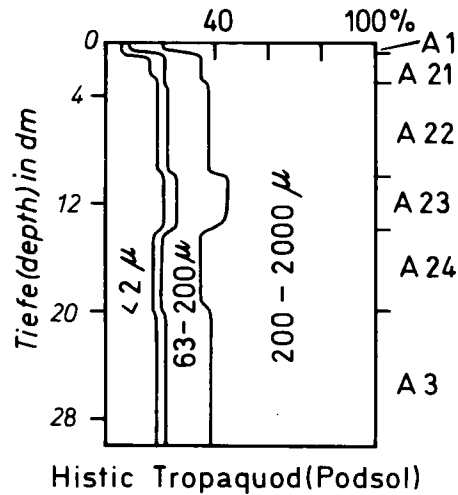
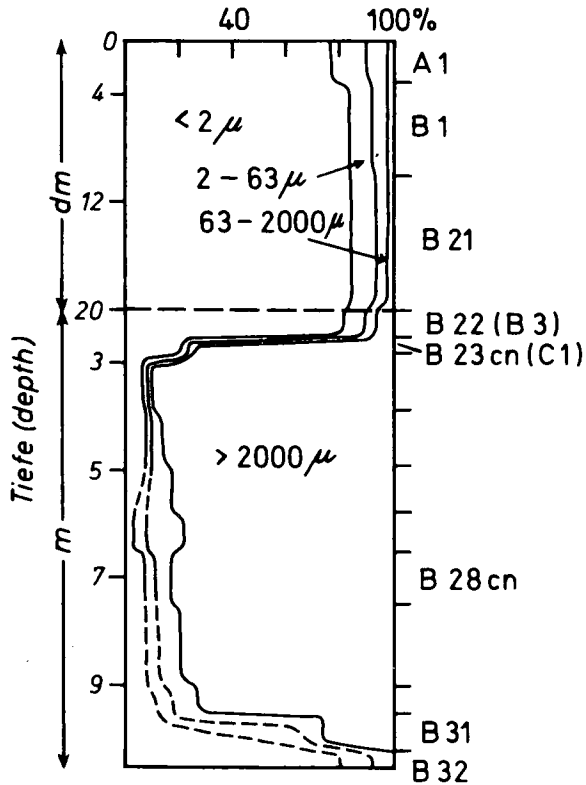
Flächen, die für eine landwirtschaftliche Nutzung vorgesehen sind sollten daher eingehend untersucht werden, um Rückschläge zu verhindern.

Tab. 1: Chemische Daten von zwei Profilen aus dem Amazonasbecken von Brasilien  
 Chemical data for samples from two soil profiles in the Amazon Basin, Brazil

Proben Nr. Sample No.	Horizont Horizon	Tiefe depth cm	Bo. <sup>1)</sup> Kl. Texture class	pH ( <sup>n</sup> /10 KCl)	AK CEC mval/100 g m. e. %	C <sub>t</sub> %	N <sub>t</sub> %	Nährelemente löslich in: extractable nutrients: (in ppm)							
								0,1 n HCl		65 % HClO <sub>4</sub>					
								P	K	P	K	Ca	Mg	Mn	
<u>Profil: Histic Tropaquod (Podsol)</u>															
275	01	4 - 2	-	4,1	59,2	45,9	1,86	105	1212	280	1000	1180	1625	85	
276	02	2 - 0	-	3,2	101,2	27,7	1,40	144	507	270	295	105	160	45	
282	A 1	0 - 8	S	3,4	3,8	0,99	0,08	9	14	40	25	75	50	15	
277	A 21	- 30	sL	4,1	6,8	0,73	0,07	4	7	50	30	245	55	20	
278	A 22	- 100	sL	4,2	4,7	0,37	0,03	2	5	60	30	260	60	28	
279	A 23	- 140	sL	4,2	4,2	-	-	1	0	-	-	-	-	-	
280	A 24	- 200	sL	4,1	3,8	-	-	2	0	50	40	310	70	30	
281	A 3	- 300	sL	4,0	3,4	-	-	2	1	60	25	235	53	25	
<u>Profil: Typic Umbriorthox</u>															
258	01	1 - 0	-	4,6	61,4	43,6	1,71	92	932	310	860	2450	1470	265	
1262	A 1	0 - 30	T	4,2	13,3	2,33	0,20	0	12	107	50	1025	75	0	
1263	B 1	- 100	T	4,3	6,1	0,70	0,10	0	1	101	40*	1095	68	10	
1264	B 21	- 200	T	4,4	3,8	0,35	-	0	0	98	40	1075	55	0	
1265	B 22	- 250	xT	4,4	3,6	-	-	0	0	96	40	1050	40	0	
1266	B 23 cn	- 280	xT	5,1	2,5	-	-	0	1	84	30	985	30	0	
1267	B 24 cn	- 390	tx	5,2	2,4	-	-	0	8	92	40	1055	30	0	
1268	B 25 cn	- 490	tx	5,5	1,7	-	-	0	7	167	40	3160	20	0	

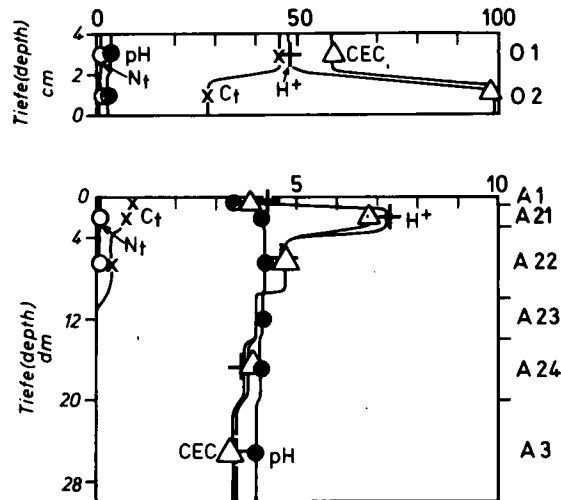
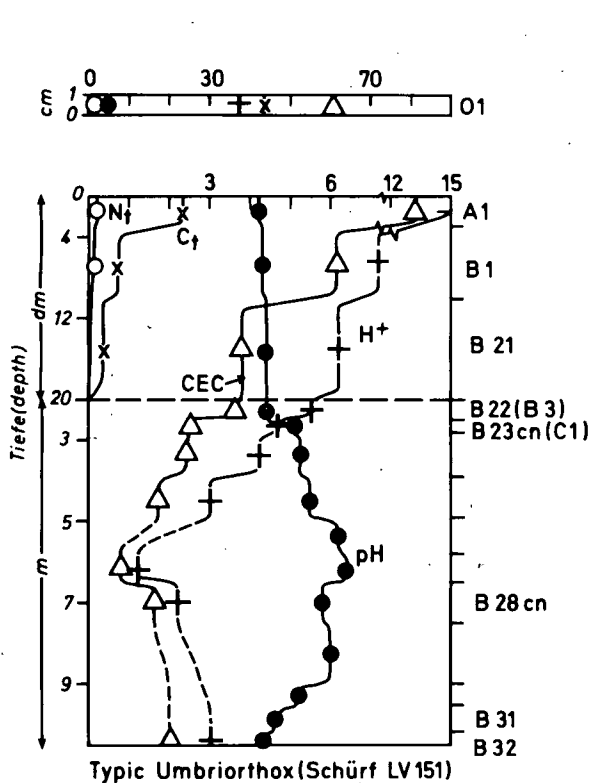
- nicht bestimmt (not determined)

<sup>1)</sup> nach (according to): US Soil Survey manual, Handbook No. 18, 1951



**Abb. 1:** Korngrößenverteilung in zwei Profilen aus dem Amazonas-Becken, Brasilien (in % vom Gesamtboden)

Particle size distribution in two soil profiles, Amazon Basin, Brazil (% of the entire soil)



- pH
- x C<sub>t</sub> (%)
- N<sub>t</sub> (%)
- △ CEC (mval/100g Bo)  
(meq/100g soil)
- + H<sup>+</sup> (mval/100g)  
(meq/100g)

Abb. 2: Tiefenfunktionen von C<sub>t</sub>, N<sub>t</sub>, pH, AK und H<sup>+</sup> in zwei Profilen aus dem Amazonas-Becken, Brasilien

Depth functions of C<sub>t</sub>, N<sub>t</sub>, pH, CEC and H<sup>+</sup> in two profiles, Amazon Basin, Brazil

Literatur

- 617 -

- ALTEMÜLLER, H.-J. und KLINGE, H.: Mikromorphologische Untersuchungen über die Entwicklung von Podsolen im Amazonasbecken.  
In: A. Jongerius (Editor)  
Soil Micromorphology, Elsevier Publ.Com.,  
Amsterdam 1964
- BLEACKLEY, D. and KHAN, E.J.A. : Observations on the White-Sand Areas of the Berbice Formation, British Guiana.  
J. Soil Sci. 14:44-51 (1963)
- FITTKAU, E.J. : Ökologische Gliederung des Amazonas-Gebietes auf geochemischer Grundlage  
Münster. Forsch. Geol. Paläont. 20/21 :  
35-50 Münster/Westf. Juni 1971
- FITTKAU, E.J. and KLINGE, H.: On biomass and tropic structure of the Central Amazonian rein forest ecosystem.  
Biotropica 5: 2-24 (1973)
- HUANG, W.H. and KELLER, W.D.: Geochemical mechanics for the dissolution, transport, and deposition of aluminium in the zone of weathering.  
Clays and Clay Min. 20: 69-74 (1972)
- HUECK, K. und SEIBERT, P.: Vegetationskarte von Südamerika.  
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1972
- KLINGE, H. : Struktur und Artenreichtum des zentralamazonischen Regenwaldes.  
Amazoniana 4: 283-292 (1973)
- KLINGE, H.: Podzol Soils in the Amazon Basin  
J. Soil Sci. 16:95 - 103 (1965)
- KLINGE, H. und FITTKAU, E.J.: Filterfunktion im Ökosystem des zentralamazonischen Regenwaldes.  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges 16:130-135 (1972)



- KLINGE, H. and OHLE, W.: Chemical properties of rivers in the Amazonian area in relation to soil conditions.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 15: 1067 - 1076, Stuttgart, Febr. 1964
- KLINGE, H. and RODRIGUES, W.A.: Phytomass estimation in a Central Amazonian rain forest.  
Reprint from: IUFRO BIOMASS STUDIES  
(H.E. Young, ed.) Univ. Press Orono, Maine 1974
- KLINGE, H. and RODRIGUES, W.A.: Biomass estimation in a central Amazonian rain forest.  
Acta Cient. Venezolana 24: 225-237, (1973)
- KLINGE, H. and RODRIGUES, W.A.: Litter Produktion in an area of Amazonian Terra Firma Forest.  
Part I. Litter-fall, Organic carbon and total Nitrogen content of litter.  
Part II. Mineral nutrient content of the litter.  
Amazoniana 1: 287-302 and 303-310 (1968)
- KLINGE, H.; RODRIGUES, W.A.; BRUNIG, E. and FITTKAU, E.J.:  
Biomass and structure in a Central Amazonian rain forest.  
Reprint from: Tropical Systems. Trends in terrestrial and aquatic research. By F.B. Golley and E. Medina. Springer Verlag New York Berlin 1975
- SIOLI, H. :  
Entwicklung und Aussichten der Landwirtschaft im brasilianischen Amazonasgebiet.  
Die Erde 100: 307-326 (1969)
- SIOLI, H. und KLINGE, H.: Über Gewässer und Böden des brasilianischen Amazonasgebietes.  
Die Erde 92: 205-219 (1961)

- STARK, N.: Nutrient cycling II: Nutrient distribution in Amazonian Vegetation.  
Tropical Ecology 12: 177-201 (1971)
- STARK, N.: The nutrient content of plants and soils from Brazil and Surinam.  
Biotropica 2: 51-60 (1970)
- UNGEMACH, H.: Regenwasseranalysen aus Zentralamazonien, ausgeführt in Manaus, Amazonas, Brasilien.
- WALTER, H. und LIETH, H.: Klimadiagramm-Weltatlas.  
VEB Gustav Fischer Verlag, Jena  
(1960 - 1967)



Die Entwicklung von Podsolen und Pseudogleyen in einer Kalkstein-Landschaft

von

F. Alaily und E. Schlichting<sup>†</sup>

Auf der Ostalb-Hochfläche kommen neben Rendzinen aus Malm-Kalkstein Terra fusca (Tf), Podsole (Po) und Pseudogleye (Pg) vor. Nach früherer Autoren (s. Müller 1951) und eigenen Geländeuntersuchungen sind Tf an tonige Lehme (tL), Pg an Schlufflehme (uL) und Po an kiesige Feuersteinlehme (kiL, rote und ockerfarbene) gebunden. Fraglich blieb, ob diese Substrate mehr autochthon aus flintreichen Kalken durch deren weitgehende Umwandlung (Kryoklastik bzw. Hydrolyse oder Lessivierung von Kalklösungsrückstand, KLR) und Umlagerung von Umwandlungsprodukten oder mehr allochthon unter fluviatiler oder äolischer Material-Zufuhr entstanden sind. - Untersuchungen an tL-Tf-, uL-Pg- und 2 kiL-Po - Profilen sowie an KLR und Lössen ergaben:

Ausweislich ihrer Gehalte an Malm-Mikrofossilien haben alle Lehme eine KLR-Komponente. Nach Korngrößenanalyse, Ti:Zr und Quarz:Feldspat (Abb. 1) bestehen uL hauptsächlich aus LÖB, kiL und tL dagegen aus kies- bzw. tonreichem KLR. Dessen Körnung wird bestimmt durch das Verhältnis von recht einheitlichem feinklastischem Material (s. Ti:Zr) zu ausgefällter und unterschiedlich grob aggregierter Kieselsäure (Abb. 2).

Aus stabilen Merkmalen von LÖB (Lö) und von lysischem (ly) sowie klastischem (kl) KLR (Abb. 3) wurden die ursprünglichen Mengenanteile von LÖB und KLR (Abb. 4) und (über „stabile : labile Merkmale“ in LÖB und KLR) die ursprünglichen Gehalte an labilen Komponenten in den Profilen errechnet (Abb. 5). Die Differenzen zu den jetzigen Gehalten weisen in allen Profilen eine Verarmung an  $Ti < Al < Fe$  und eine Verwitterung von Dreischicht-Tonmineralen nach, und zwar im Ober- > Unterboden und bei kiL, rot > kiL, ocker > tL. Da Feinton-Kaolinit in dem roten kiL deutlich lessivierte, der tL nur angereichert wurde und der uL nur verarmte, kann der tL ein  $B_t$  und der KLR im uL umgelagertes  $A_1$ -Material von lessivierten Böden aus KLR sein.

Das untersuchte Bodenmuster wurde also nicht nur durch konsequente Umwandlung autochthoner Substrate (z.B. Po aus ki KLR), sondern auch parautochthon durch Umlagerungen sowie durch allochthone Zufuhr (z.B. Pg aus LÖB) geprägt.

<sup>†</sup>Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität (LH) Hohenheim, 7000 Stuttgart-Hohenheim

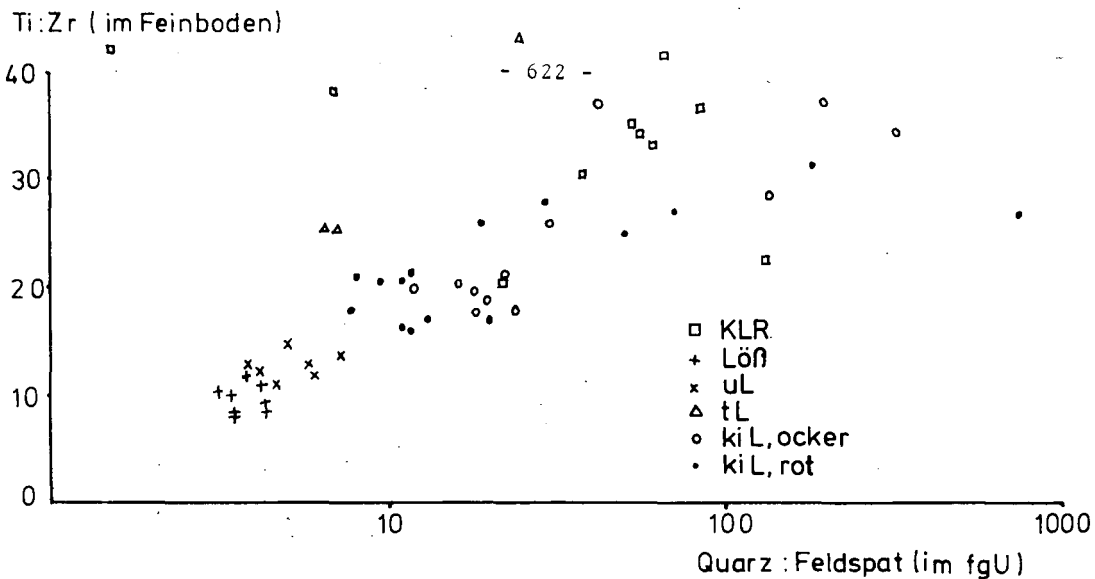


Abb. 1: Stabile Merkmale in KLR, Löss und Alb-Lehmen

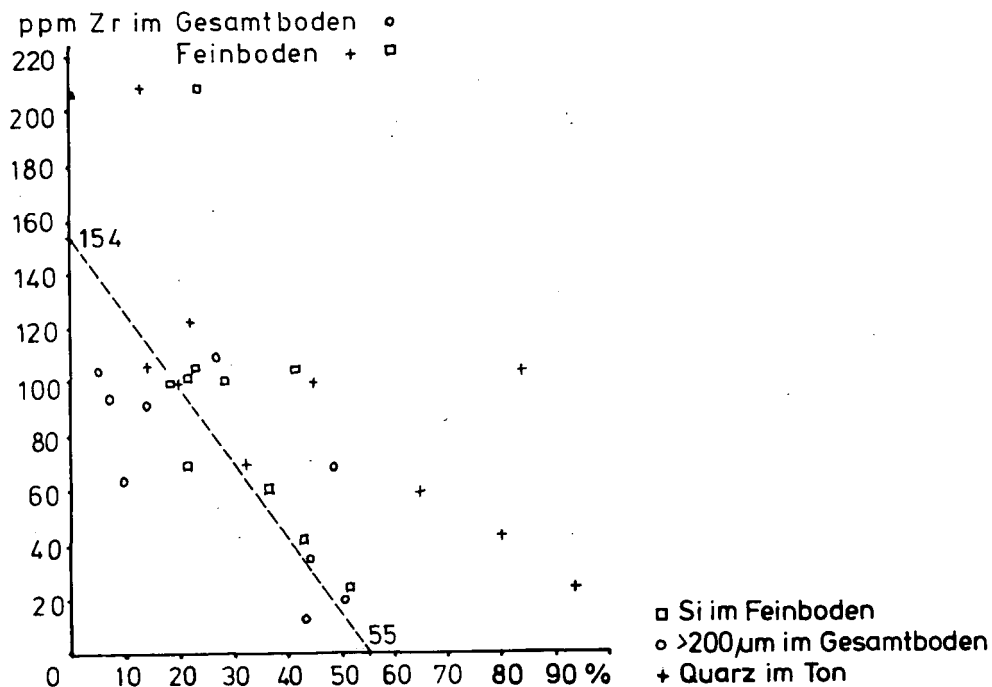


Abb. 2: Gehalte an Zr (=klastisch) und Ton-Quarz, Si und Kies (z.T. lysisch) im KLR

	Ki	Zr	F
Lö	0	0.4	3.6
ly	55	0	0
kl	0	0.154	0

Ki = > 200 µm % der Gesamtprobe

Zr = Zr % " "

F = fgU-Feldspat % "

$$100 \text{ Ki} = 0 \text{ Lö} + 55 \text{ ly} + 0 \text{ kl} \quad (1)$$

$$100 \text{ Zr} = 0.41 \text{ Lö} + 0 \text{ ly} + 0.154 \text{ kl} \quad (2)$$

$$100 \text{ F} = 3.6 \text{ Lö} + 0 \text{ ly} + 0 \text{ kl} \quad (3)$$

mithin

$$\text{Lö} = 27.7778 \text{ F}$$

$$\text{ly} = 1.8182 \text{ Ki}$$

$$\text{kl} = 649.35 \text{ Zr} - 2.6623 \text{ L}$$

Abb. 3: Stabile Merkmale von Löss(Lö) und lysischem(ly) bzw. klastischem(kl) KLR sowie Berechnung der Anteile an L, ly und kl in Bodenproben

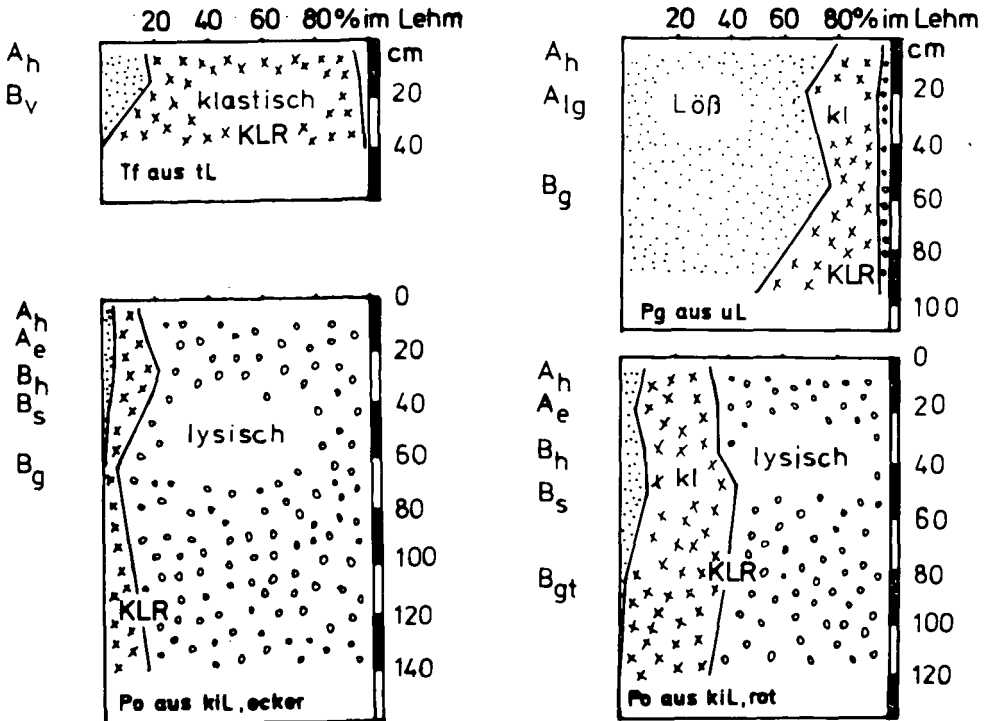


Abb. 4: Errechnete Anteile an Löss, ly und kl im Ausgangsmaterial der untersuchten Profile

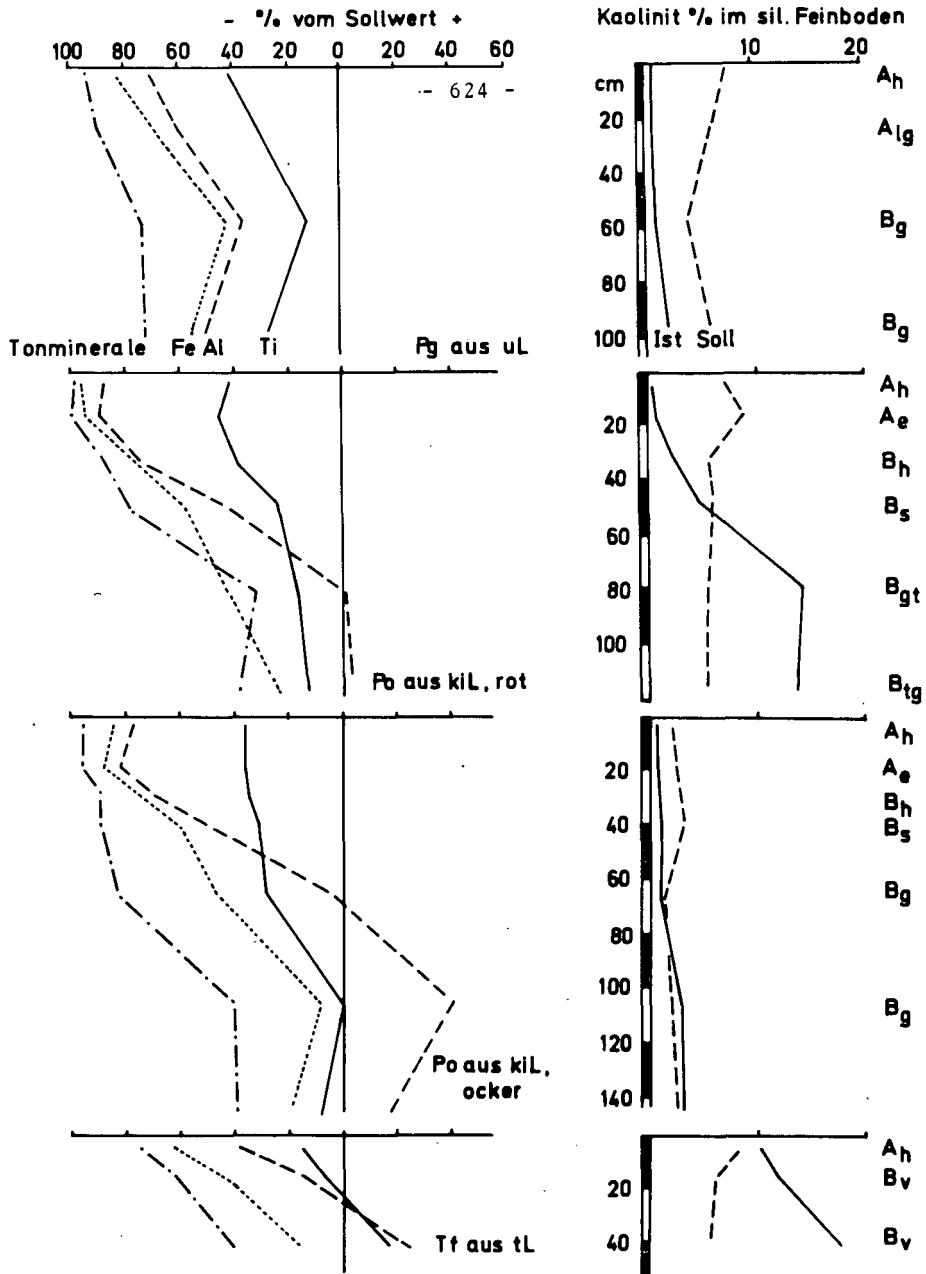


Abb. 5: Errechnete Verluste bzw. Anreicherungen bei labilen Merkmalen sowie ursprüngliche (Soll) und jetzige (Ist) Kaolinit-Gehalte in den untersuchten Profilen

Tonverlagerung oder Tonabbau in Rasenpodsol und Solod?

von

E. Schlichting<sup>+</sup>

Rasenpodsol und Solod ist gemeinsam ein deutliches Texturprofil mit fahlem Oberboden. Abgesehen von einer möglichen Schichtung wird dafür nicht (nur) Lessivierung, sondern (auch) Tonabbau unter Auswaschung der Abbauprodukte verantwortlich gemacht, und zwar durch saure Hydrolyse im ersteren Falle und alkalische im letzteren (Podsolierung bzw. Solodisierung im Sinne der russischen Bodenkundler). Zum Beweis wären Tonbilanzen erforderlich, aber auch sie problematisch, da sie nur die Resultierende zwischen Auf- und Abbau (also nicht die Abbaurate selbst) für das ganze Profil (also nicht für einen bestimmten Horizont) angeben. Da aber angenommen werden kann, daß Tonminerale zumindest nicht leichter verwittern als basische pyrogene Silikate, läßt sich an deren Tiefenfunktion abschätzen, ob ein Tonabbau wahrscheinlich ist.

Daher wurden an je einem Rasenpodsol, Solonetz und Solod aus pleistozänem Lehm unter Fichte - Birke, Krautsteppe bzw. Birke - Aspe aus Körnungs- und Bauschanalysen des Gesamtbodens sowie Bauschanalysen der Tonfraktion (Daten von IBG-Exkursion 1974) Körnungs- und Elementbestand der Nichttonfraktion als Maß für deren Bestand an pyrogenen Mineralen errechnet und dem Bestand an pedogenen Mineralen gegenübergestellt. Bilanziert werden konnten die Profile nicht (mangelnde Homogenität, Fehlen von C, keine Indexminerale ermittelt).

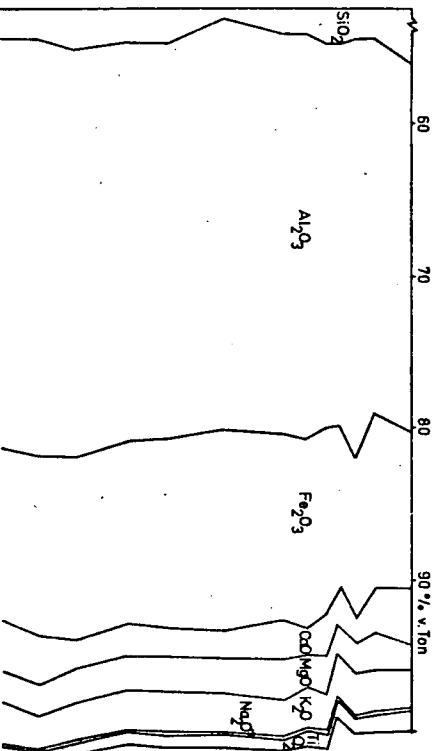
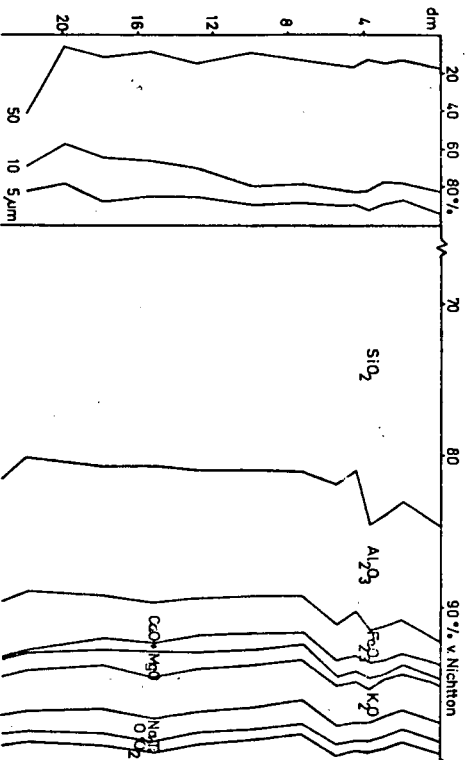
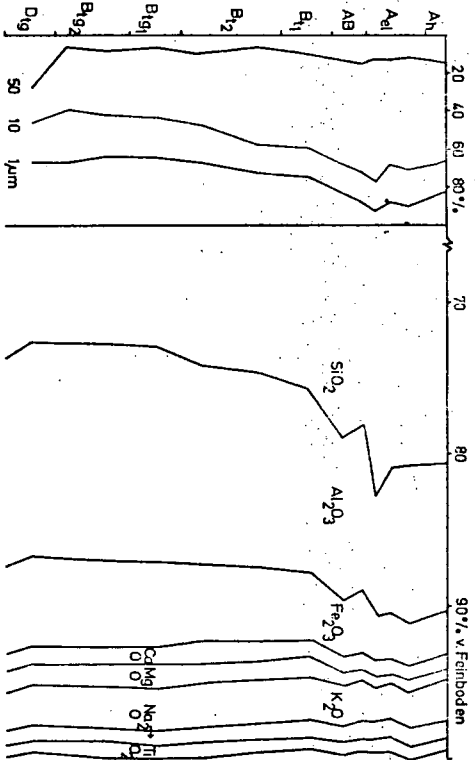
Profilmorphologie und Daten (Abb. 1-3) zeigen

- a) im Rasenpodsol eine tiefe Lessivierung, eine Schluffeinspülung aus einem Sedimentschleier in die Unterboden-Schrumpfrisse und eine schwache Oberboden-Pseudovergleyung, aber keine "Podsolierung" im o.a. Sinne,
- b) im Solonetz eine flache, intensive Lessivierung, aber - außer bei Mg - keine Verwitterung pyrogener oder pedogener Silikate und
- c) im Solod eine tiefe Lessivierung, eine rezente Schluff-Überdeckung, eine starke Oberboden-Pseudovergleyung (wahrscheinlich mit deutlichem Fe-Transfer in grobe Konkretionen), aber keine "Solodisierung" im o.a. Sinne.

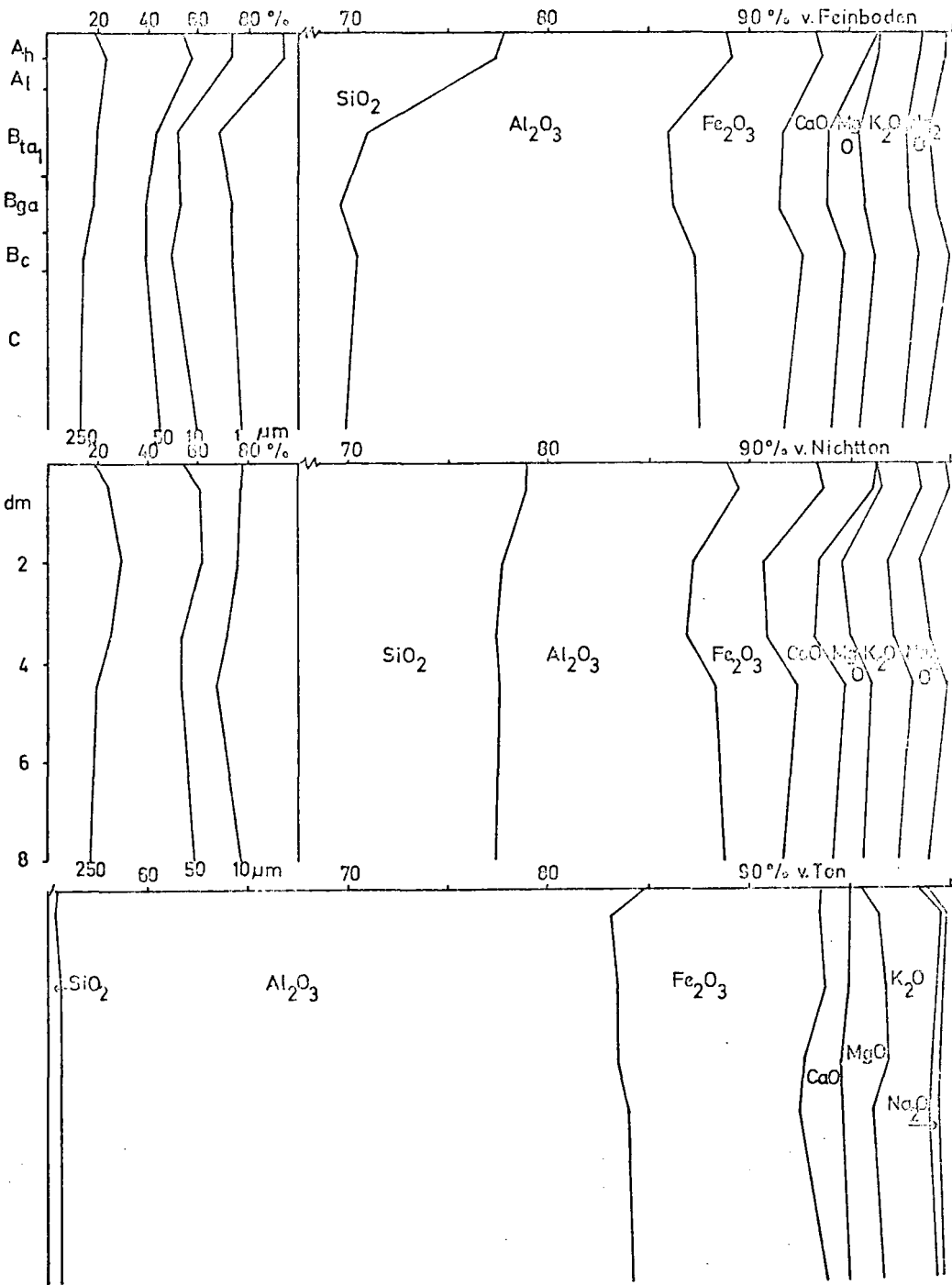
<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität (LH) Hohenheim, 7000 Stuttgart-Hohenheim



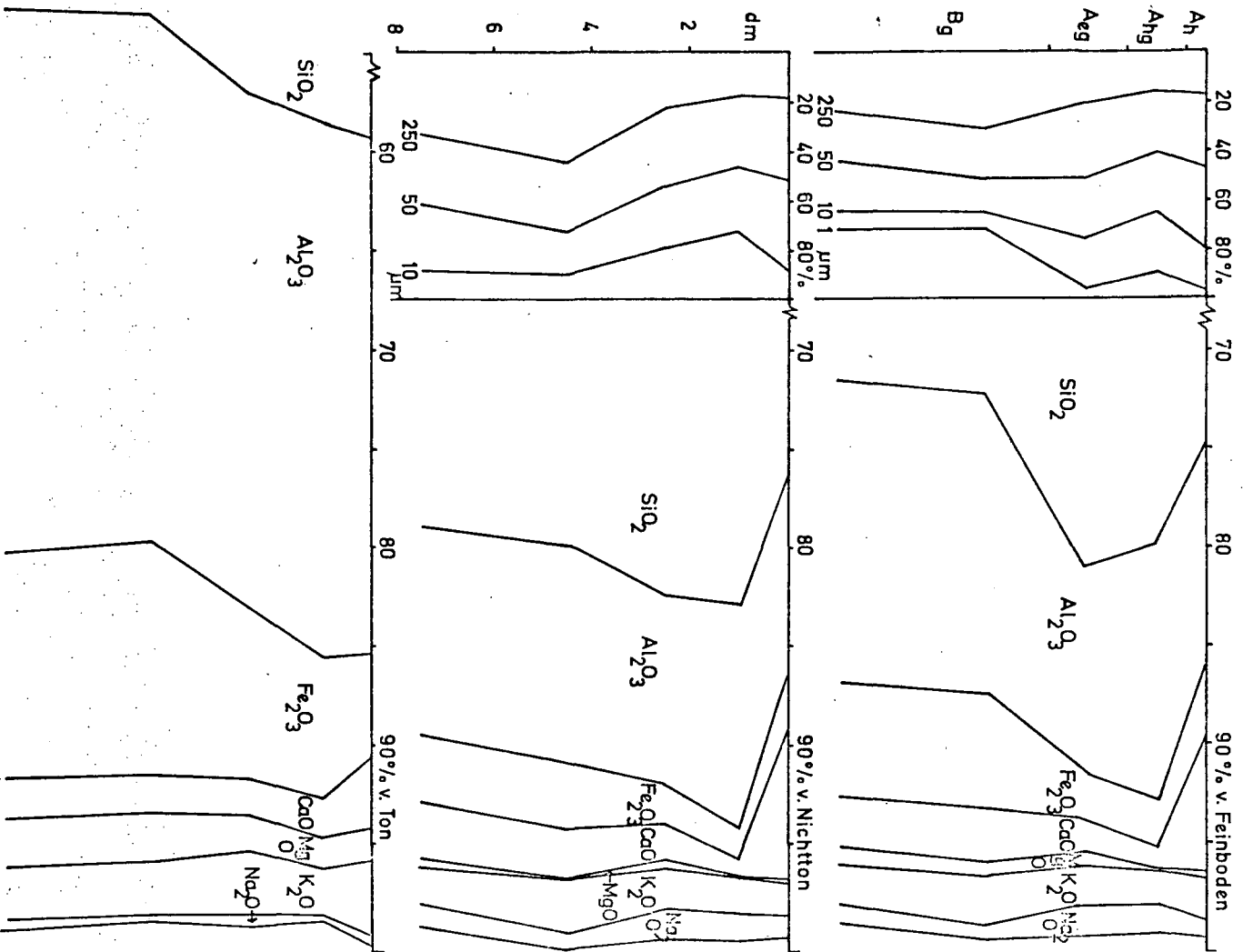
- 626 -  
1. Kasenpedisol



### 2. Solonetz



3. Soloid



Bildung von Humusakkumulationshorizonten in Podsolen

von

H. Wiechmann+

Die auf pleistozänen und holozänen Sanden vorkommenden Podsole lassen sich nach der Ausprägung ihrer illuvialhorizonte in 2 bzw. 3 Gruppen unterteilen:

- 1) Podsole mit ausgeprägtem, braunschwarzem meist verhärtetem Bh.
- 2) Podsole mit braunem bis dunkelbraunem, nicht oder nur wenig verhärtetem Bhs.
- 3) Podsole mit orangebraunem, sehr humusarmem Bs.

Podsole nach 1) bilden sich aus Kankern oder Fe-oxid-armen Gesteinen. Podsole nach 2) und 3) bilden sich aus Braunerden und/oder Fe-oxid-reichen Gesteinen.

Podsolierende organische Stoffe aus der Vegetation werden mit dem Sickerwasser transportiert und unterliegen Umwandlungs- und Bindungsreaktionen wie Komplexbildung und Polymerisation, wobei die Polymerisation von Fe und Mn stark gefördert wird. Die Anlieferung organischer Stoffe und die Polymerisationsneigung sind zudem abhängig von der Vegetation (Anlieferung: Calluna > Eiche > Fichte, Polymerisation: Fichte > Eiche > Calluna).

Eine Immobilisation verlagelter organischer Stoffe erfolgt durch Sorption und durch mechanische Filterung. Die Sorption an vorhandenen oder bereits verlagerten Sesquioxiden ist abhängig von den physiko-chemischen Eigenschaften der Sorbenten und von der Art der organischen Stoffe. Eine Akkumulation von kolloidalen Polymeren kann außerdem durch mechanische Filterwirkung des Substrats in Abhängigkeit von Porengröße und Wasserbewegung bedingt sein.

Die Bindung sorbierter Humusstoffe über Fe-Brücken an die anorganische Komponente kann so fest sein, daß eine Extraktion

+Inst. f. Bodenkunde u. Standortslehre, Universität Hohenheim, 7 Stuttgart 70

tion mit NaOH vermindert wird. Die hier summarisch bezeichneten Vorgänge der Sorption und Polymerisation sind Reaktionsketten mit zahlreichen Einzelreaktionen, wobei meist einer Sorption noch eine weitere Polymerisation folgt.

Die Humusimmobilisation wird gefördert durch:

- hohe Gehalte und hohe Reaktionsfähigkeit bei Sesquioxiden steigenden Tongehalt
- geringe Sickerwassergeschwindigkeit
- zunehmenden Anteil polymerisierter Humusstoffe

#### Humusimmobilisation und Profilmorphologie

In Bhs-Podsolen (2) erfolgt vorwiegend eine Sorption und anschließende Polymerisation löslicher organischer Stoffe infolge der durch Verbraunung gebildeten oder im Gestein vorhandenen höheren Fe-oxid-Gehalte. Hochmolekulare Humusstoffe werden stärker und in höheren Profilmereichen sorbiert als solche mit niedrigerem Molekulargewicht.

Daraus folgt bezüglich der Ausprägung der Illuvialhorizonte:

Durch Sorption von Humusstoffen an feinverteilten Fe-oxiden bildet sich ein intertextisches Flockungsgefüge. Bei zunehmender Anlieferung organischer Substanzen bilden sich verstärkt flockig-traubige Mikroaggregate, die kaum durch Sickerwasser verlagert werden können. Stärkere Sorption von hochmolekularen Humusstoffen bedingt die Bildung humusreicherer Bhs<sub>1</sub>-Horizonte.

Die Podsolierung reagiert sehr deutlich auf feine Körnung (höherer Fein- und Mittelporenanteil, besserer Kontakt der verlagerten Stoffe mit der Matrix) und auf einen hohen Gehalt an reaktiven Sesquioxiden. Wegen der Fe-Überzüge auf Bodenteilchen besteht häufig eine Korrelation zwischen Podsolierungsgrad und Körnung.

Eine Blockierung funktioneller Gruppen der organischen Substanz bei der Bindung an anorganische Bodenkomponenten führt zu geringerer NaOH-Extrahierbarkeit und zu einer relativ stärkeren Extraktion von weniger fest gebundenen niedermolekularen Huminsäuren.

Aus Fe-reicherer organischer Substanz liegen auch im Ae noch mit Oxalat-Lösung extrahierbare Fe-Huminstoffpolymere vor. Die mangelnde Verfestigung der Illuvialhorizonte verursacht keine Durchwurzelungshemmung, so daß ein Fe-Kreislauf über die Vegetation aufrechterhalten bleibt.

In Bh-Podsolen (1) erfolgt die Humusakkumulation gleichzeitig im Bh und in den tiefliegenden Humusbänderzonen. Gleiche Humusbänder bildeten sich auch in Sandsäulen bei Perkolations von Streuextrakten innerhalb weniger Wochen. Die Humusimmobilisation ist hier weniger durch Sorption als vielmehr durch physikalisch-mechanische Filterung der mit dem Sickerwasser verlagerten Polymere bedingt (Einschlammung). Porungsdiskontinuitäten und Wasserstau im vorwiegend ungesättigten Bereich (Schichtung, Lessivbänder) führen zu einer Akkumulation.

Daraus folgt bezüglich der Ausprägung der Illuvialhorizonte:

Eine Akkumulation polymerer, kolloidaler Humusstoffe erfolgt in Abhängigkeit von der Transportkraft des Sickerwassers, z.B. Abnahme der Fließgeschwindigkeit bei steigender Porenfüllung (Stau, Kapillarsaum). Dementsprechend ergibt sich für die Humusbänder eine charakteristische Ausprägung und Lage im Profil. In vielen Bh-Podsolen liegt der Bh in gebleichtem Flugsand an einer Schichtgrenze zu liegenden Fe-reichen Geschiebedecksanden oder glazio-fluviatilen Sanden. Ein starker Bs oder ein liegender Fe-reicher Sand verhindert oder mindert eine Humusbänderbildung durch Sorption. In Fe-armen und geschichteten Sanden bilden sich besonders viele und gut ausgeprägte Humusbänder, da die andauernde Polymerisation versickernder löslicher organischer Stoffe immer wieder akkumulationsfähige Humusstoffe liefert.

Die Bildung eines ausgeprägten Hüllengefüges aus organischer Substanz ist besonders deutlich in Fe-armen Humusakkumulationsbereichen ausgeprägt.

Im Bh und in den Humusbändern liegt ein hoher Anteil höhermolekularer Humusstoffe mit hoher NaOH-Löslichkeit vor, da

nur eine geringe Bindung an anorganische Bodenkomponenten gegeben ist.

Die Ausbildung der Humusakkumulationshorizonten ist höchstens im Ausmaß, nicht aber in der Form abhängig vom Bodenalter. Ein Einfluß der Vegetation (s. Anlieferung und Polymerisationsneigung) in bezug auf die Dauer einzelner Vegetationsformen (Wald, Heide) ist unsicher. Verweidungsphasen gelten sowohl für die Bhs- als auch für die Bh-Podsole. Aus der Fundsituation und dem Vergleich mit Literaturangaben wird für die Bs-Podsole (3) angenommen, daß es sich um primäre Waldpodsole unter Relikt-Kiefernstandorten handelt.

Qualitative und quantitative  
Erfassung von Schichtgrenzen

von  
K. Stahr <sup>+</sup>

Bei pedogenetischen Arbeiten wurde in den letzten Jahren einerseits der Ablauf bodenbildender Prozesse (z.B. BLUME 1968, BRÜMMER 1971), andererseits immer stärker die Abgrenzung der lithogenen Profilmerkmale (z.B. SCHILLING und WIEFEL 1961, PLASS 1966) erforscht. Zum Studium (Bearbeitung) bodenbildender Prozesse sind homogene Ausgangsgesteine besser geeignet (BLUME 1961). Schichtungseinflüsse auf die Profilentwicklung lassen sich besonders dann leicht erkennen, wenn die am Aufbau des Substrats beteiligten Gesteine sehr unterschiedlich sind (POETSCH 1975). Da immer offensichtlicher wird, daß die meisten Ausgangssubstrate mitteleuropäischer Böden geschichtet sind (SCHÖNHALS u. a. 1973), erscheint es wichtig, die Einflüsse von Schichtung und Bodenbildung zu trennen.

Das hier geschilderte Verfahren zur Abgrenzung von Schichten wurde bei der Bearbeitung von Schuttfolgen und den aus ihnen entwickelten Böden im Südschwarzwald entwickelt (vgl. auch SCHLICHTING u. STAHR 1976). Schichtung ist definitionsgemäß eine durch Veränderung der Sedimentationsverhältnisse bedingte vertikale Differenzierung von Sedimenten; d. h. Schichtung tritt bei Veränderung z. B. des Gefälles, des Transportmittels oder des Sedimentanfalls auf. Da Schichten immer in Sedimenten vorliegen, sind auf sie die allgemeinen Gesetze der Sedimentation anwendbar. Da die Sedimentationsbedingungen unserer Schuttschichten noch nicht im einzelnen bekannt sind und wir noch keine zuverlässigen Methoden besitzen, die dies zweifelsfrei erforschen könnten, soll hier der Schichtungsbegriff anders definiert werden. Schichtung liegt vor, wenn die

<sup>+</sup>Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität, 78 Freiburg, Bertoldstr. 17



vertikale Differenzierung in einem Sediment nicht als Differenzierung während der Bodenbildung erklärbar ist. Inhomogenitäten, die nicht auf Sedimentationsunterschiede, sondern auf Tektonik oder ältere Verwitterung zurückgeführt werden können, werden dabei auch als Schichtung erfaßt. Dies ist insoweit erlaubt, als der Effekt für die holozäne Bodenbildung gleich ist.

Zur Erfassung von Schichtgrenzen ist in erster Näherung jeder Analysenwert brauchbar, der durch die als bekannt vorausgesetzte Pedogenese nicht erklärt werden kann. Es ist also jede Analyse zu verwenden, die an irgend einer Stelle eine primäre Inhomogenität anzeigt, auch wenn diese Analyse nicht universell anwendbar ist. Durch ein solches Verfahren kann nur eine qualitative Abschätzung von Schichtgrenzen erfolgen.

An Analysendaten der Pseudogley-Parabraunerde Gundelfingen (300 m N.N., flacher Westhang, ca. 1000 mm/a, ca. 9° C, Fließerden aus Gneis, älteren Verwitterungsdecken und Lößlehm über kaolinisiertem Gneis) und der Parabraunerde-Braunerde Hornberg (600 m N.N., steiler Südhang, ca. 1200 mm/a, ca. 8° C, Gneisfließerden mit geringer Lößlehmkomponente über Paragneis Anatexit) sollen Schichtungshinweise aufgezeigt werden.

Bei Gundelfingen (s. Abb. 1) zeigt die deutliche Abnahme der Schluffgehalte zugunsten der Sandgehalte an der Grenze A1 - Btg Schichtung an. Zwischen Bgt und Bt ist die Abnahme des Schluffs zugunsten des Sands abgeschlossen. Schließlich nehmen im IV Cv alle Fraktionen zugunsten des Fein- und Mittelsandes stark ab. Im Profil Hornberg läßt sich nur zwischen Btv und BvC wegen des starken Anstiegs des Skelettgehaltes und der Abnahme des Schluffgehaltes eine Schichtgrenze feststellen.

Die mobilste Fraktion in Abb. 2, die oxalatlösliche Kieselsäure, hat im Profil Gundelfingen eine völlig normale Tiefenfunktion. Nur der spontane Anstieg zwischen BvC und IV C zeigt Schichtwechsel an. Auch im Profil Hornberg tritt ein solcher Anstieg zwischen Btv und BvC auf. Die Abnahme der Silicium-Gehalte am Btg bei Gundelfingen ist durch Tongehaltszunahme erklärbar, während der Wiederanstieg vom BvC zum Cv schichtungsbedingt ist. Im Profil Hornberg wird die Abnahme des Sit vom BvC zum C1 und die Zunahme am Cv3 mit Schichtung erklärt. Die abnehmenden Zirkongehalte bei gleichzeitig zunehmenden Titan-Gehalten würden im Profil Gundel-

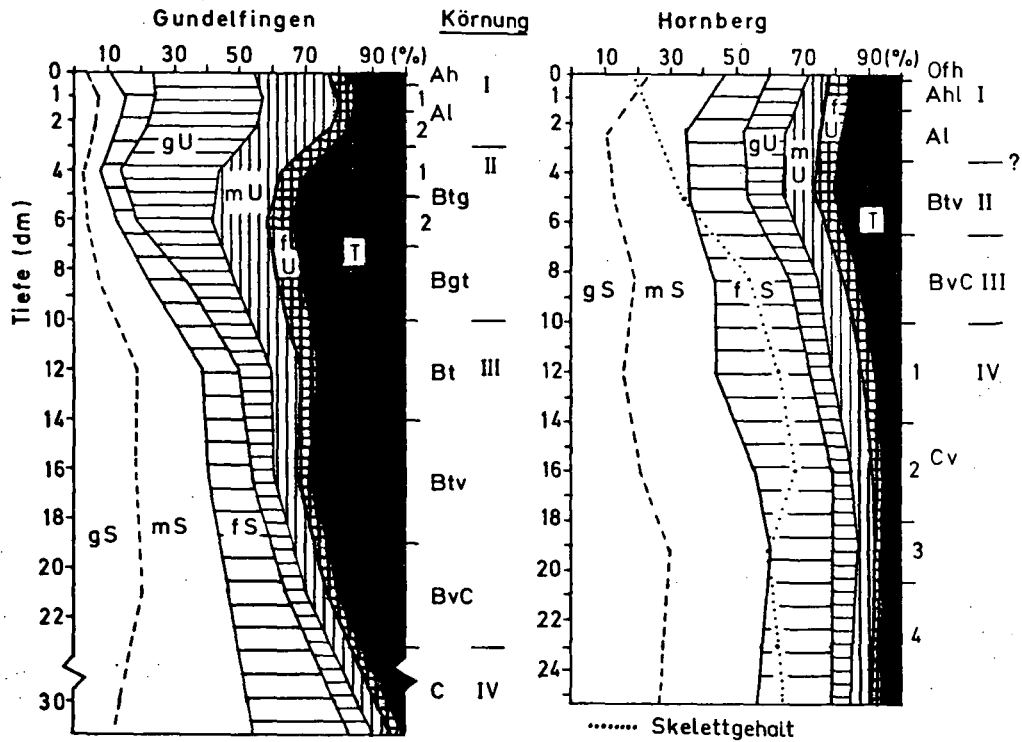


Abb. 1: Korngrößenzusammensetzung einer Pseudogley-Parabraunerde und einer Parabraunerde-Braunerde im Bereich des Schwarzwald-Westabfalls

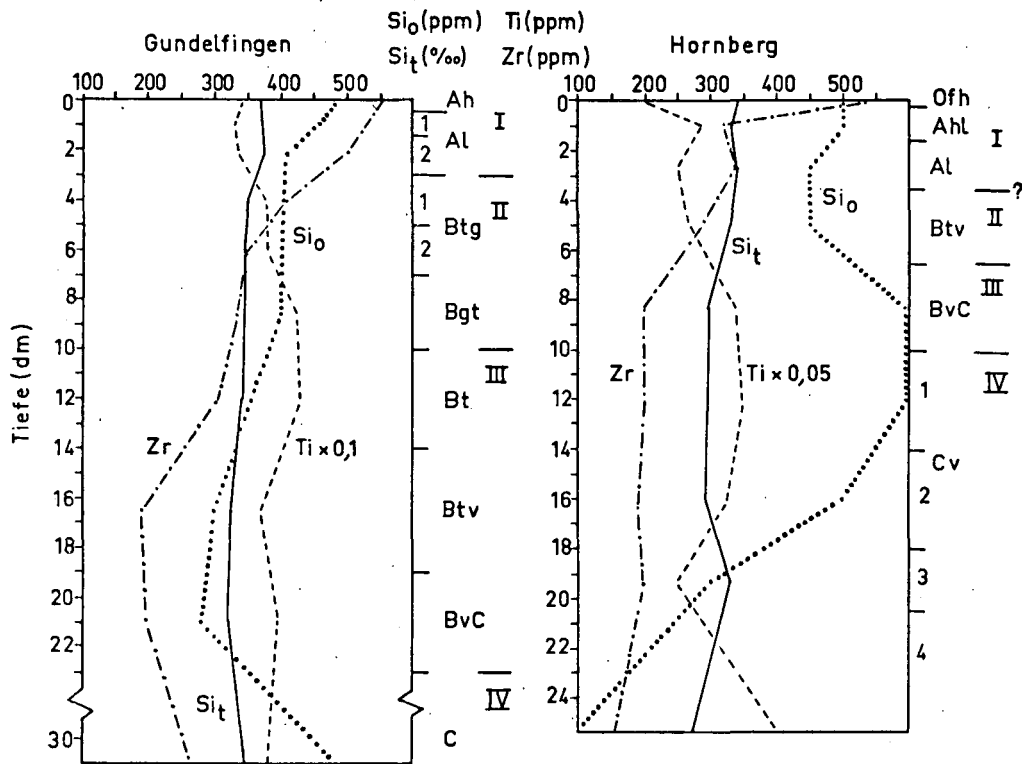


Abb. 2: Tiefenfunktionen von Indezelementen einer Pseudogley-Parabraunerde und einer Parabraunerde-Braunerde am Schwarzwald-Westabfall

fingen bis zum Bgt überall Schichtung begründen. Die stärkste relative Veränderung ist aber auch hier an der Grenze Al - Btg zu finden. Zwischen BvC und C wird das Zr:Ti-Verhältnis wieder enger, was erneut Schichtung anzeigt. Bei gleicher Betrachtung ist das Profil Hornberg zwischen Oh und Ae, zwischen Btv und BvC und schließlich am Cv3 geschichtet.

Auf solche Art gefundene Schichtungshinweise lassen sich tabellarisch zusammenfassen (Tab. 1). Die im Feld verwendeten 4 Merkmale ergaben die 3 Schichtgrenzen im Profil Gundelfingen, während in Hornberg nur 2-mal eindeutige Schichtung auftritt.

Verwendet man Homogenitäts-Quotienten und Sortierungsgrad im Bereich der Körnung, so ergeben sich im Profil Gundelfingen unterhalb der Al-Horizonte praktisch an jeder Horizontgrenze auch Schichtungshinweise. Dies gilt abgeschwächt auch für die Merkmale aus dem Bereich der Mineralbestandanaysen. Man könnte jetzt versuchen, die Bedeutung einer Schichtgrenze dadurch zu erfassen, daß man die einzelnen Schichtungshinweise addiert.

Man erkennt (Tab. 1), daß dabei die Grenze Al/Btg mit 10,5 und die Grenze BvC gegen IV C mit 9,5 Punkten die meisten Schichtungshinweise liefert. Die dritte im Felde erkannte Grenze zwischen Bgt und Bt ist mit 7,5 Punkten bereits weniger betont. Im ganzen Profil ergibt sich aber eine starke Inhomogenität unterhalb der Oberkante des Btg. Im Profil Hornberg erhält die Grenze Btv/BvC 12 Punkte und ist damit wesentlich stärker betont als die Grenze Cv2 zu Cv3 mit 5,5. Die hier im Feld unter dem Al und BvC vermuteten Grenzen konnten durch Feinerdedaten nicht erhärtet werden.

Ein solches Vorgehen ist der Willkür unterworfen, da die verwendeten Parameter völlig frei gewählt sind, nach Gutdünken verringert und vermehrt werden können und kaum verbindliche Grenzen für die Annahme eines Schichtungsmerkmals bestehen. Andererseits bringt dieses Verfahren ein hohes Maß an spezifischer Aussage, da gleichzeitig mit der Schichtung auch das Wesen der einzelnen Schichten charakterisiert wird.

Um aber Meßwerte für Schichtgrenzen finden zu können, muß ein anderer Weg gewählt werden. Dabei wird zunächst auf die bereits bekannten und häufig verwendeten Homogenitäts-Quotienten zurückgegriffen.

	Horizont	Tiefe (dm)	Felddaten				Körnung				Mineralbestand							
			Dichte	Skelettgeh.	Skelettart	-einregelung	gS/mS	So	mS/gU	mU/gU	Mn-frakt.	Al/Ton	Fe-frakt.	Si o	Zr/Si	Ti/Zr	Tonmin.	Schwermin.
Gundelfingen	Ah	- 0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
	A11	- 1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
	A12	- 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
	Btg1	- 5	o	+	+	-	o	+	o	-	+	+	-	+	+	+	+	10,5
	Btg2	- 7	-	-	-	-	+	+	o	o	-	-	-	+	+	-	-	5,0
	Bgt	-10	-	-	-	-	-	-	+	+	-	o	-	-	-	+	+	3,5
	Bt	-14	+	+	-	+	+	-	+	o	-	+	-	-	-	-	+	7,5
	Btv	-19	-	-	-	-	-	o	-	-	-	o	-	+	-	-	-	2,0
	BvC	-30	-	-	+	o	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	3,5
	C	> 30	o	+	+	+	+	+	+	-	-	++	+	+	-	o	-	9,5
	Ebnet	Ofh	- 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2,0
Ah1		- 1,5	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	
A1		- 3,5	o	o	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	2,0	
Btv		- 6,5	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	22,0	
BvC		-10	+	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	9,0	
C1		-14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	
C2		-18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	
C3		-20,5	-	-	-	-	+	-	o	o	+	+	+	-	-	o	-	5,5
C4		> 25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	3,0

Tab. 1: Schichtungshinweis durch Begutachtung von Analysendaten gewonnen

An solche Homogenitätsquotienten zu stellende Anforderungen wurden bereits mehrfach diskutiert (z.B. SCHLICHTING und BLUME 1966, HEMME 1969, ALAILY 1972) und werden deshalb hier als bekannt vorausgesetzt. Wichtig erscheint aber zu bemerken, daß für eine Quantifizierung nur solche Daten Verwendung finden dürfen, die in allen Tiefen eines Profils gleich gut anwendbar sind. Hierbei besteht allerdings die Gefahr eines Informationsverlustes, falls nur untypische Größen die Anforderungen an die Berechnung erfüllen. Es muß also nach Parametern gesucht werden, die Sedimentgemische oder Differenzierungen eindeutig unterscheiden können. Bei der Suche nach Maßzahlen wird auf einen einheitlichen Endwert verzichtet, um Schichtungen, die durch Lagerung, Körnung oder Mineralbestand bedingt sind, trennen zu können.

Am Beispiel der Horizonte Bgt und Bt (Tab. 2) soll die Auffindung eines Schichtungsparameters Q für die Körnung dargestellt werden. Verwendung finden der Sortierungsgrad, der das Sedimentgemisch charakterisiert, der Grobsand : Mittelsand-Quotient, der die Homogenität der Gneis-Komponente nachweisen kann und das Mittelsand : Grobschluff-Verhältnis, das äolische Beimengungen kenntlich machen kann. Während seither Homogenitätsquotienten gebildet wurden, aus deren Tiefenfunktion Heterogenität und Homogenität eines Sediments abgeschätzt wurde, so soll hier der nächste Schritt vollzogen werden, indem die relativen Veränderungen der Homogenitätsquotienten durch erneute Quotientenbildung erfaßt werden.

Um die Werte abzusichern, wird vorgeschlagen, mindestens 3 wesensverschiedene Quotienten zu bilden.

Aus dem arithmetischen Mittel dieser 3 Quotienten wird dann der endgültige Schichtungsparameter ermittelt. Entsprechend  $\bar{Q}_k$  läßt sich unter Verwendung z. B. der Ti-, Zr-, Si- und Quarzgehalte die Homogenität des Mineralbestands beweisen oder durch Messung der Skeletteinregelung, der Dichte oder des Eindringwiderstandes der Schichtungsparameter der Lagerung  $\bar{Q}_L$  ermitteln.

Es wird vorgeschlagen, die erhaltenen Schichtungsparameter  $\bar{Q}$  in 7 Klassen einzuteilen.

Hor	So	Q <sub>So</sub>	gS	mS	gS/mS	Q <sub>S</sub>	mS	gU	mS/gU	Q <sub>U</sub>	$\bar{Q}_K$
Bgt	11,8		7,8	15,3	0,51		15,3	15,3	1,00		
		<u>1,27</u>				<u>1,89</u>				<u>2,12</u>	<u>1,76</u>
Bt	15,0		19,1	19,8	0,96		19,8	9,4	2,12		

$$\bar{Q}_K = \frac{Q_{So} + Q_S + Q_U}{3}$$

Tab. 2: Ermittlung des Schichtungsparameters  $\bar{Q}$  am Beispiel einer Körnungsinhomogenität

Entsprechend  $\bar{Q}_K$  können die Homogenität des Mineralbestands  $\bar{Q}_M$  und der Lagerung  $\bar{Q}_L$  gerechnet werden.

Die gewählten Einzelparameter werden je nach Sediment ausgetauscht.

Einteilung des Schichtungsparameters  $\bar{Q}$  in Klassen

$\bar{Q}$	Homogenitäts- klasse	
1,00	I	} Vollkommen homogen (Abweichungen von I.O liegen innerhalb der zu tolerierenden Fehlergrenze)
1,01 - 1,09	II	
1,10 - 1,19	III	} Substrate unterscheidbar (es ist zu prüfen, ob laterale Inhomogenität kleiner als vertikale)
1,20 - 1,34	IV	
1,35 - 1,49	V	
1,50 - 1,99	VI	<u>geschichtet</u> (Unterschiede zwischen den Horizonten liegen im allgemeinen oberhalb jeder Fehlergrenze)
>2,00	VII	<u>vollkommen inhomogen</u>

Den Klassen I und II wird jegliche Schichtung abgesprochen, während die Klassen VI und VII überall Schichtung belegen. Ob in den Klassen III - V Schichtung vorliegt, richtet sich nach der Variationsbreite der gewählten Primärdaten, der Homogenität der Schichten in sich und der lateralen Homogenität einer Schicht. Skelettreiche grobe Sedimente werden also im Bezug auf die Körnung erst ab Klasse VI als geschichtet betrachtet werden können, während skelettfreie Feinsedimente schon in Klasse III oder IV deutlich abgrenzbar sind.

Tabelle 3 weist die nach diesem Rechenverfahren erhaltenen Werte für die beiden Profile nach. Nach der Körnung ist das Profil Gundelfingen ab Oberkante Bgt1 geschichtet, da man annehmen darf, daß Schichtung etwa ab Klasse IV abgesichert ist. Am stärksten betont sind allerdings die Grenzen Al/Btg und BvC gegen C. Da die Variationsbreiten der Eingangsparemeter sehr niedrig sind, ist Schichtung im Mineralbestand bereits ab Klasse III aussagekräftig. So ergibt sich im Mineralbestand das gleiche Ergebnis wie in der Körnung. Hier wird aber zusätzlich zwischen Bt und Btv eine dritte Grenze hervorgehoben.

In Hornberg besteht Schichtung der Körnung ab Klasse VI, so daß sich beide vorher hervorgehobenen Schichtgrenzen bestätigen. Im Mineralbestand ist dagegen die Grenze Btv - BvC bedeutender als die Grenzen des Cv3-Horizontes. Auch hier ist der Mineralbestand insgesamt sehr homogen, da sich die Differenzierung und Mischung in Gesteinen von ähnlichem Chemismus abspielt.



## Gundelfingen

Hor	Feld	$\bar{Q}_K$	Klasse	$\bar{Q}_M$	Klasse
Ah	-	1.11	III	1.04	II
All	-	1.06	II	1.06	II
Al2	+	2.00	VII	1.24	IV
Btgi	-	1.80	VI	1.12	III
Btg2	-	1.58	VI	1.10	III
Bgt	+	1.76	VI	1.08	II
Bt	-	1.37	V	1.32	IV
Btv	-	1.72	VI	1.05	II
BvC	+	2.36	VII	1.21	IV
C					

## Ebnet

Hor	Feld	$\bar{Q}_K$	Klasse	$\bar{Q}_M$	Klasse
Ofh	-	n.b.	n.b.	1.88	VI
Ah1	-	1.26	IV	1.16	III
Al	?	1.13	III	1.18	III
Btv	+	3.16	VII	1.48	V
BvC	+	1.53	VI	1.02	II
C1	-	1.20	IV	1.04	II
C2	-	1.40	V	1.30	IV
C3	-	1.12	III	1.31	IV
C4					

Tab. 3: Ergebnisse der Berechnung des Schichtungsparameters  $\bar{Q}$  für Körnung und Mineralbestand an zwei Beispielprofilen, verglichen mit den Ergebnissen der Feldbeobachtung

Der Vorteil der hier angewendeten Methode besteht darin, daß Schichten durch 3 Zahlen voneinander getrennt werden können, deren Errechnung genauen Vorschriften unterliegt. Darüber hinaus lassen sich nach dieser Methode auch Schichten und Horizonte vergleichen, die nicht direkt aneinandergrenzen. Spezifische Aussagen lassen sich durch die Eingabe geeigneter, typischer Primärdaten erreichen.

Danksagung Für die Durchführung von Schwermineralanalysen danke ich Herrn Dr. H.J. Maus, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, für die chemischen Analysen und die Anfertigung der Zeichnungen Frau L. Henninger, Fräulein H. Emmeler und Frau B. Röttges.

#### Literatur

- Alaily, F.: Entstehung von Decklehmen auf Lias- $\alpha$ -Schichtflächen in Südwestdeutschland und deren Veränderung durch Bodenbildung. Diss. Hohenheim, 1972.
- Blume, H.P.: Die Tonverlagerung als profilprägender Prozess in Böden aus jungpleistozänem Geschiebemergel. Diss. Kiel, 1961.
- Blume, H.P.: Stauwasserböden, Arb. Univ. Hohenheim 42, Ulmer, Stuttgart, 1968.
- Hemme, H.: Die Stellung der "lessivierten" Terra fusca in der Bodengesellschaft der Schwäbischen Alb. Diss. Hohenheim, 1970.
- Plass, W.: Braunerden und Parabraunerden in Nordhessen. Z. Pflanzenern. u. Bodenk. 114, S.12-27, Weinheim, 1966.
- Poetsch, Th.: Untersuchungen von bodenbildenden Deckschichten unter besonderer Berücksichtigung ihrer vulkanischen Komponente. Gießener Geol. Schriften, Nr.4, Gießen, 1975.
- Schilling, W. und Wiefel, H.: Interferenzen zwischen quaternären geologischen und pedologischen Prozessen in den Mittelgebirgen der DDR. Geologie 11, S.428-460, Berlin, 1962.
- Schlichting, E. und Blume, H.P.: Bodenkundliches Praktikum. Parey, Hamburg, 1966.
- Schlichting, E. und Stahr, K.: Die Genese von Eisenbändchen Teil I. Z. Pflanzenern. u. Bodenk. (in Vorbereitung).
- Schönhals u. a.: Exkursionsführer, Mitteilungen der DBG, Bd. 17, Göttingen, 1973.



Vorschlag des Arbeitskreises für Bodensystematik zur  
Unterrichtung über neue Bodentypen,dargestellt am  
Beispiel eines konkretionsreichen Pseudogleys

von

Blume,H.-P.<sup>+)</sup>

Dem Arbeitskreis für Bodensystematik der DBG (im Folgenden ABS) obliegt es, die für den Bereich der Bundesrepublik Deutschland bestehende Bodensystematik durch Ergänzungen und Änderungen laufend dem neuesten Stand der Forschung anzupassen und die Mitglieder der Gesellschaft über entsprechende Fortschritte zu unterrichten.

Der ABS wird dabei in starkem Maße von Mitgliedern der Gesellschaft unterstützt, die Ergänzungs- und Änderungsvorschläge machen. Vorschläge werden nun entweder dem ABS direkt zugeleitet oder sie werden in Publikationen bzw. Vorträgen gemacht. Auch in letzterem Falle hat der ABS in der Regel Anregungen aufgegriffen, behandelt und gegebenenfalls eine Einordnung in die bestehende Systematik vorgenommen. Bei gewichtigen Vorschlägen wurden die Autoren zu den Beratungen hinzugezogen. Die Ergebnisse der Beratungen wurden dann in regelmäßigen Abständen den Mitgliedern der Komm. V der DBG zur Diskussion gestellt. Nach anschließender Veröffentlichung der Ergänzungen zur Systematik in den DBG-Mitteilungen sollten auch diese für alle DBG-Mitglieder verbindlich sein.

Die Arbeit des ABS wird häufig dadurch erschwert, daß die Informationen eines Autors über eine nach dessen Ansicht neue Bodenform nicht ausreichen, um eine Einordnung in unser Klassifikationssystem und eine eindeutige Abgrenzung gegenüber verwandten Formen vorzunehmen. Für die Mehrzahl der Böden, die unsere Systematik in der Fassung des Jahres 1962 enthält, sind derartige Angaben (z.B. Beschreibung, Farbbild und analysierte typische Eigenschaften eines Profils, Aussagen zur Genese, Ökologie und Nutzung) dem Buch "Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland", verfaßt von E. Mückenhausen unter Mitarbeit des ABS, zu entnehmen. Sie fehlen hingegen für einen Teil der späteren Ergänzungen des Systems.

Wir möchten daher anregen, künftig Vorschläge für neue Bodenformen vor einer Veröffentlichung dem ABS zur Kenntnis zu geben, und zwar unter Angabe

1. des Namens
2. diagnostischer Merkmale

3. der Bodensoziologie
4. der Bodengenese
5. der Bodenökologie
6. eines Vorschlages zur systematischen Einordnung.

Diese Ausführungen sollten ergänzt werden durch

1. Beschreibung und Foto eines typischen Profils
2. Laboranalysen diagnostischer Merkmale
2. Ergänzende Laboranalysen zur Sicherung der Profilbeschreibung, der genetischen und ökologischen Aussagen
4. Ausschnitt einer Bodenkarte.

Im folgenden soll am Beispiel eines konkretionsreichen Pseudogley erläutert werden<sup>1)</sup>, wie eine solche Unterrichtung aussehen könnte.

Name: Konkretionsreicher Pseudogley (kPg)

Diagnostische Merkmale: Der kPg weist einem sekundären typischen Pseudogley vergleichbare Eigenschaften auf (s. Profilbeschreibung, Körnung in Tab. 1), unterscheidet sich von diesem aber durch einen hohen Gehalt schwarzbrauner Konkretionen im unteren Tonverarmungshorizont. Die Tiefenfunktion des tonbezogenen, dithionitlöslichen Fe läßt ein ausgeprägtes Maximum im Konkretionshorizont ( $A_{kPg}$ ) erkennen, was absolute Fe-Anreicherung belegt, während Stagnogleye ein ausgeprägtes Minimum ausweisen und normalen Pseudogleyen beides fehlt (s. Abb. 1).

Bodensoziologie: Der kPg wurde in südwestdeutschen Altmoränenlandschaften beobachtet und zwar kleinflächig in Pseudogleybereichen (s. Abb. 2). Er tritt hier in nahezu ebener Lage mit typischen, sekundären Pseudogleyen (typ. Pg) sowie Stagnogley-Pseudogleyen (SgPg) vergesellschaftet am Rande von Waldlichtungen auf, wobei die SgPg Trauflagen der Bäume einnehmen, während sich die typ. Pg im Bestandsinneren befinden (s. Abb. 3).

Bodengenese: Es wird vermutet, daß lateral ziehendes Wasser zu einer Umlagerung von Fe aus dem Bereich der SgPg in den Bereich der kPg geführt hat und zwar als Folge stärkerer Vernässung der Böden im Bereich der Lichtung und dem Traufbereich der Bäume sowie stärkerer Transpirationsverluste der Böden im Bestand (s. Abb. 3).

Bodenökologie: kPg weisen den typ. Pg vergleichbare Wasser- und Luftverhältnisse und teilweise auch Nährstoffverhältnisse auf (s. Tab. 1). Sie sind im Oberboden jedoch stark an Fe, Mn und P angereichert, wobei diese Nährstoffe jedoch nicht verfügbar sind sondern überwiegend hohlraumfern (damit wurzelfern) in Konkretionen akkumuliert vorliegen (s. Tab. 2).

<sup>1)</sup> ausführliche Darstellung als R 3 in Blume, H.-P., Stauwasserböden, Eugen Ulmer, Stuttgart 1968

Systematische Einordnung: Es wird vorgeschlagen, den kPg als Subtyp der Pseudogleye einzustufen.

Bei der Auswahl sinnvoller Laboranalysen sollten einmal Methoden herangezogen werden, die üblicherweise auch bei anderen Böden benutzt werden, weil sie den Feldbefund zu sichern vermögen, allgemeine Aussagen zur Genese gestatten und gleichzeitig auch ökologische Aussagen ermöglichen. Hierzu gehören die Ermittlung der Korngrößenverteilung (incl. Kies und Steine), des Porenvolumens und der Porengrößenverteilung (bzw. der Wasserbindungskapazität bei unterschiedlichem pF), des Raumgewichtes, der Gehalte an org. Substanz, Carbonaten und wichtigen Nährstoffen, des pH und der Austauschkapazität. Wichtig wäre dabei die getrennte Untersuchung aller vorkommenden Horizonte. Außerdem sollten durch Nutzung leicht beeinflussbare Eigenschaften (z.B. pH, Porung, Humusgehalt) an Profilen unterschiedlicher Nutzung untersucht werden (z.B. an Wald- und Ackerstandort), um den Einfluß anthropogener Veränderungen abschätzen zu können. Außerdem sollten aber durch spezifische Analysen diagnostische Merkmale des neuen Bodens ermittelt und dessen Genese zweifelsfrei aufgeklärt werden. Im Beispielsfall wurde dazu die tonbezogene Tiefenfunktion des Dithionit-Fe ermittelt sowie eine chemische Analyse von Sektionsproben (Bleich-, Rost- und Konkretionssektionen) vorgenommen. In anderen Fällen wird es notwendig sein, den Tonmineralbestand aufzuklären oder Salzart und -konzentration der Bodenlösung zu untersuchen oder den Humuskörper einer genauen Analyse zu unterziehen.

Durch die im Beispielsfall beigelegten Bodenkarten und Schnitte sowie Analysen diagnostischer Merkmale neben genetisch und ökologisch bedeutsamen Horizonteigenschaften ist es möglich, Beschreibung und Vorstellungen des Autors zur Genese nachzuvollziehen und daraufhin die richtige Einordnung in die bestehende Systematik vorzunehmen. Gleichzeitig ist die neue Bodenform damit charakterisiert und kann nach deren Veröffentlichung in Lehre und Forschung künftig berücksichtigt werden.

Der ABS hat sich mit dem geschilderten Beispiel nicht befaßt. Er würde einer Einordnung als Subtyp wahrscheinlich nicht zustimmen, da der kPg nur selten und kleinflächig vorkommt, zudem im Felde als Extremform des typischen Pseudogley von diesem nicht immer eindeutig abgrenzbar ist, sondern wird ihn als eine der Subvarietäten des typischen Pseudogley ansehen.

Dem ABS ist klar, daß von jedem Autoren zwar die Anfertigung detaillierter Profilbeschreibungen und der Ausschnitt einer Bodenkarte zur Kennzeichnung wesentlicher Eigenschaften des Bodens und seines Verbreitungsmusters erwartet werden können, daß aber nicht jedes Mitglied der DBG über die Möglichkeit verfügt, detaillierte Laboranalysen vornehmen zu lassen. Auch in diesen Fällen sollten Vorschläge eingereicht werden und der ABS würde sich bemühen, ergänzende Analysen durch dafür eingerichtete Institute vornehmen zu lassen.

Der ABS hält es für wünschenswert und auch erforderlich, daß der Autor die mitgeteilten Ergebnisse nach Diskussion durch den ABS im Organ unserer Gesellschaft, der PuB, in Form einer Mitteilung publiziert.

Vom ABS verabschiedete Neuerungen der Bodensystematik sollten dann nach Vortrag in und Zustimmung durch Kommission V und Veröffentlichung in den Mitteilungen für alle Mitglieder der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft verbindlich sein.

Profilbeschreibung eines konkretionsreichen, sekundären Pseudogley aus  
RiB-Geschiebemergel unter Fichte

$O_L$	$O_1$	Sphagnum- und Nadelstreu;
$O_F$	$O_f$	o-5 geschwärzte, wenig zersetzte Streu, stark durchwurz. deutl. Überg.;
$O_H$	$O_h$	-12 schwarzgrau, violettstichig, gri, stark durchwurz., lapp. Übergang.;
$A_h$	$A_{gh}$	-27 fahlbraun. (rostfleckig), gri, mäß. durchwurz., deutl. Überg.;
$S_w$	$A_{kg}$	-45 grauweiß, viele schwarzbraune Konkret. (2-30 mm Ø), sin-gri, mäß. durchwurz., lapp. Überg.;
$S_d$	$B_{kg}$	-62 gelbgrau/rötll.gelb marmoriert, wenige schwarzbraune Konkret., g pris, schwach durchwurz., gleit. Überg.;
	$B_{(t)g}$	-200 weißgrau/rötll. gelb marmoriert, g pris, wenige Tonbeläge, gleit. Überg.;
$S_d C_v$	$B_{VC}$	-300 hellolivbraun, schwach rostfleckig, pris-koh, gleit. Überg.;
$C_v$	$C_v$	-388 olivgrau, koh, dicht.



Abb. 1: Ton- und Dithionit-Fe (jeweils in Anteilen der kalk- und humusfreien Feinerde) - sowie tonbezogene  $Fe_d$ -Tiefenfunktionen eines Parabraunerde-Pseudogley (a) und eines konkretionsreichen Pseudogley (c) aus Geschiebemergel sowie eines Stagnogley (b) aus Sandstein.

Abb. 2: Bodenschaft im Altmoränenbereich des Alpenvorlandes bei Rast mit Parabraunerden (Pb) und (teils konkretionsreichen) Pseudogleyen (Pg) aus Geschiebemergel sowie Gleyen (G1) und Anmooren (Am) aus Kolluvien.

Abb. 3: Schnitt eines Pseudogley-Pedokomplexes aus Geschiebemergel unter Fichte bei Rast (Position in der Bodenschaft siehe A in Abb. 2).

Tab.1: Kennwerte eines konkretionsreichen Pseudogley aus Riß-Geschiebemergel unter Fichte bei Rast

Hor.	cm	Gesamtboden				Feinerde											
		% Porung			%	%	%Körnung			pH (KCl)	mval/100 g		%			%	
		Grob	Mittel	Fein			X	C	C:N		T	U	S	KAK	H		Fe <sub>o</sub>
O <sub>F</sub>	0-5	65	16	10		39,0	25				3,0	160	100	2,7	1,2	0,9	
O <sub>h</sub>	-12	23	35	20		17,0	18				3,2	110	80	6,0	1,6	1,0	
A <sub>gh</sub>	-27	23	18	12	0	41	20	12	51	37	3,7	25	19	3,6	2,0	0,5	0
A <sub>kg</sub>	-45	16	18	11	0	4,8		13	48	39	4,0	13	7	11,5	2,1	1,2	0
B <sub>kg</sub>	-62	9	20	12	0	1,5		25	37	38	3,8	12	4	3,7	3,0	0,4	0
B <sub>(t)g</sub>	-200	4	15	18	0	0,4		24	47	29	3,9	13	4	1,0	2,2	0,3	0
B <sub>gvC</sub>	-300	4	16	17	6,7			20	33	47	6,4	13	1	0,7	1,7	0,5	0,6
C <sub>v</sub>	-400				8,5			12	44	44	7,6		0	0,4			18

Tab.2: Sektionsanalyse des A<sub>kg</sub>-Horizontes eines konkr. Pseudogley aus Geschiebemergel

Fe <sub>d</sub> mm <sub>d</sub> P <sub>v</sub> K <sub>v</sub>	Bleichz. Rostz.			Kleine große Konkr. Konkr. außen innen		
	3,6	8,0		43,8	52,2	35,9
	0,1	0,4		4,4	15,3	27,5
	0,4	0,6		2,2	2,8	1,8
	1,1	1,1		1,1	1,4	1,7

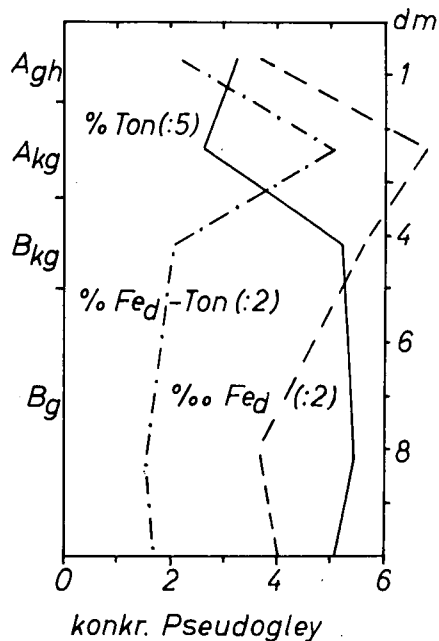
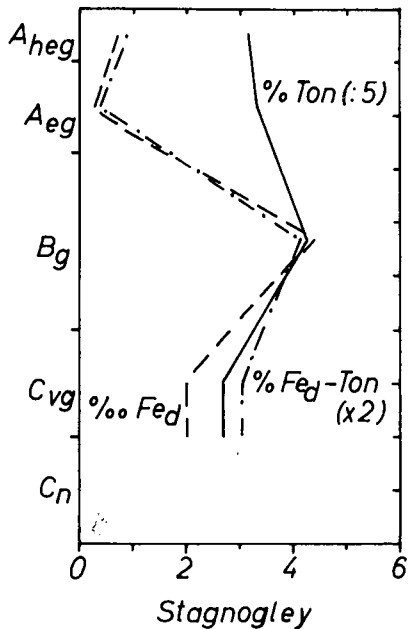
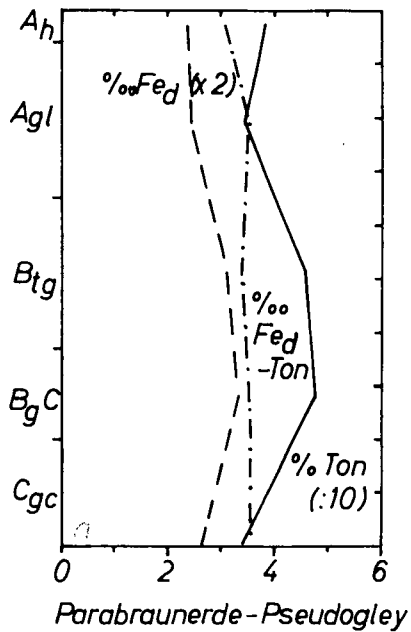


Abb. 1

Abb. 2

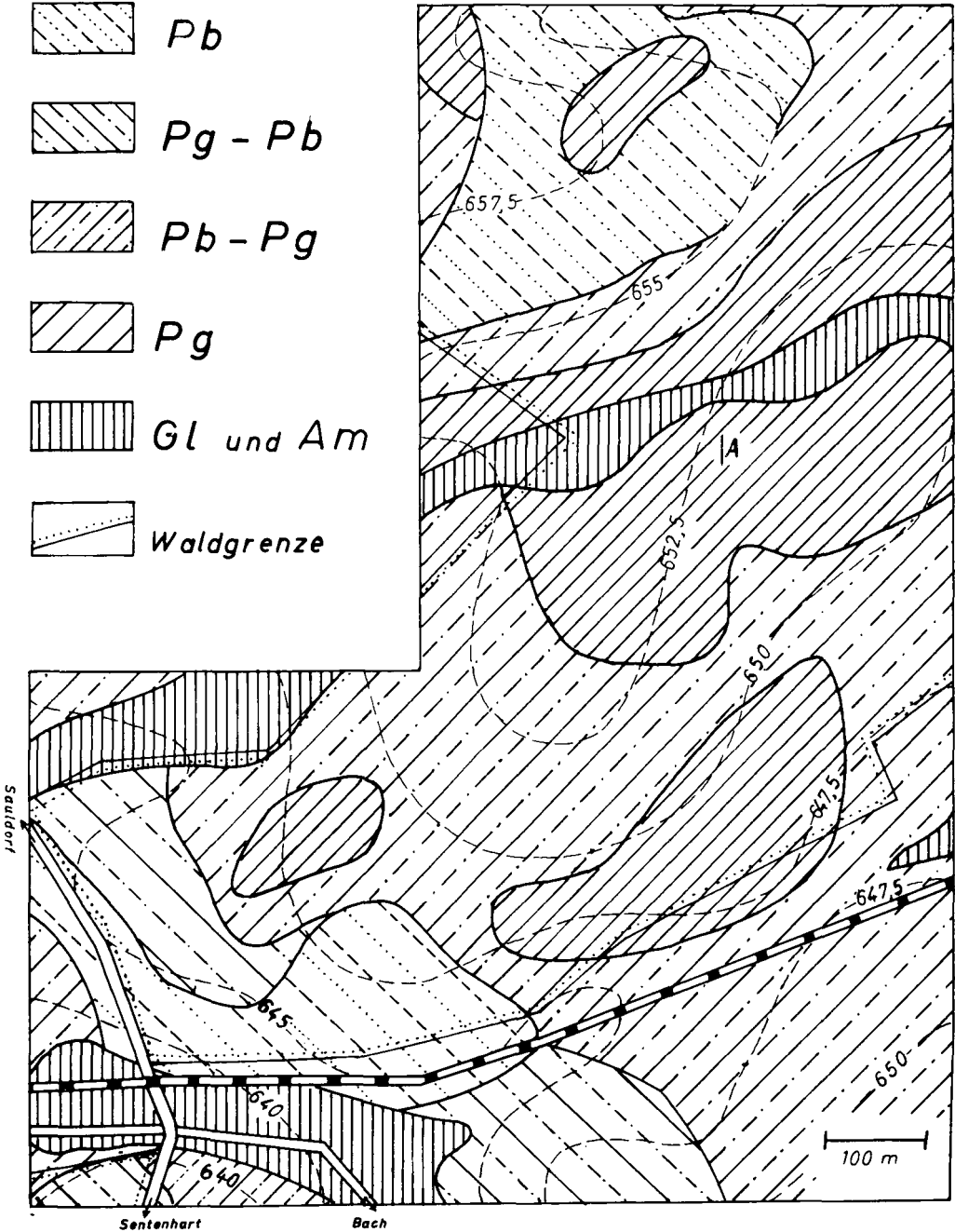
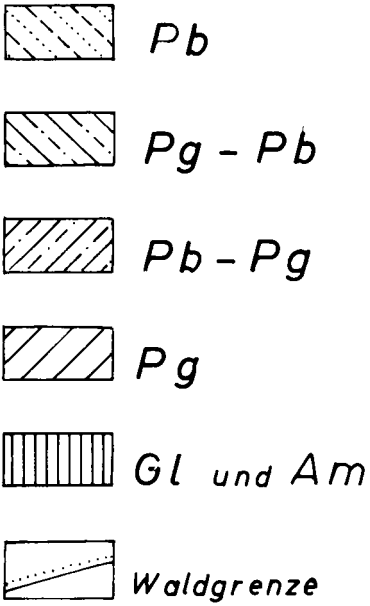
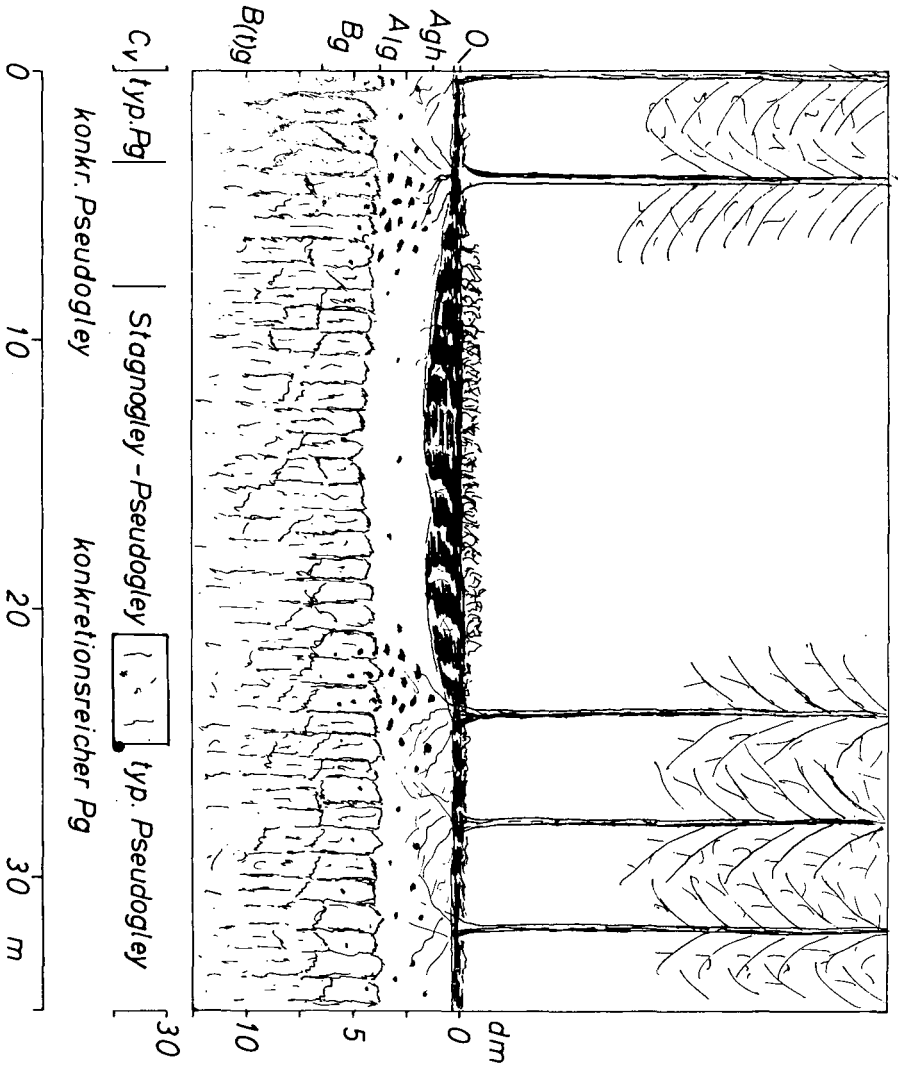


Abb. 3



Elementspezifische Mineralverwitterung in  
Glazialschuttböden des Granit-Schwarzwaldes

von

Keilen K., K. Stahr und H.W. Zöttl \*

Problemstellung

Bei der Untersuchung der pedogenetischen Veränderungen in zwei Braunerden und zwei Eisen-Humus-Podsolen auf Bärhaldegranit (KEILEN 1974) ergaben sich bei einigen Elementen höhere Gehalte in der Bodenfeinerde als im Ausgangsgestein.

Dieser Befund war unerwartet.

Eine Beschreibung des Untersuchungsgebietes, der Methoden, des Ausgangsgesteins und der pedogenetischen Stellung der Profile geben KEILEN, STAHR u. ZÖTTL (1975 a+b).

Da alle Möglichkeiten einer Zufuhr von außen, die zu den höheren Gehalten in der Feinerde führen könnten, ausgeschlossen wurden (KEILEN, STAHR u. ZÖTTL 1975 b), bleibt als Erklärungsmöglichkeit nur die Annahme einer elementspezifischen Mineralverwitterung.

Elementspezifische Mineralverwitterung

Sie ist gegeben, wenn im Bodenskelett bestimmte Elemente aus leichter verwitterbaren Mineralen verstärkt freiwerden und sich so in der Feinerde anreichern. Das Skelett muß dann gegenüber dem anstehenden Gestein an diesen Elementen verarmen.

Zur quantitativen Erfassung analysierten wir Feinerde und Feinskelett getrennt.

Die Elemente Ti, Fe, Al, Mn und Mg reichern sich gegenüber dem Ausgangsgestein in der Feinerde relativ an, während das Fein-

---

\*Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der  
Universität, 78 Freiburg, Bertoldstr. 17

skelett an diesen Elementen verarmt. K verhält sich genau umgekehrt, denn die K-Gehalte im Feinskelett sind stets höher als im Ausgangsgestein, andererseits in der Feinerde niedriger (KEILEN, STAHR, ZÖTTL 1975 b).

Nachfolgend seien zwei weitere in der Mobilität unterschiedliche Elemente gegenübergestellt, nämlich Si und Pb.

### SiO<sub>2</sub>

Die Kieselsäure liegt im Bärhaldegranit um 75 % Tr.S. Sie ist hauptsächlich auf Schichtsilikate, Gerüstsilikate und Quarz verteilt, findet sich also auf Grund der hohen Verwitterungsstabilität überwiegend in den Primärmineralen.

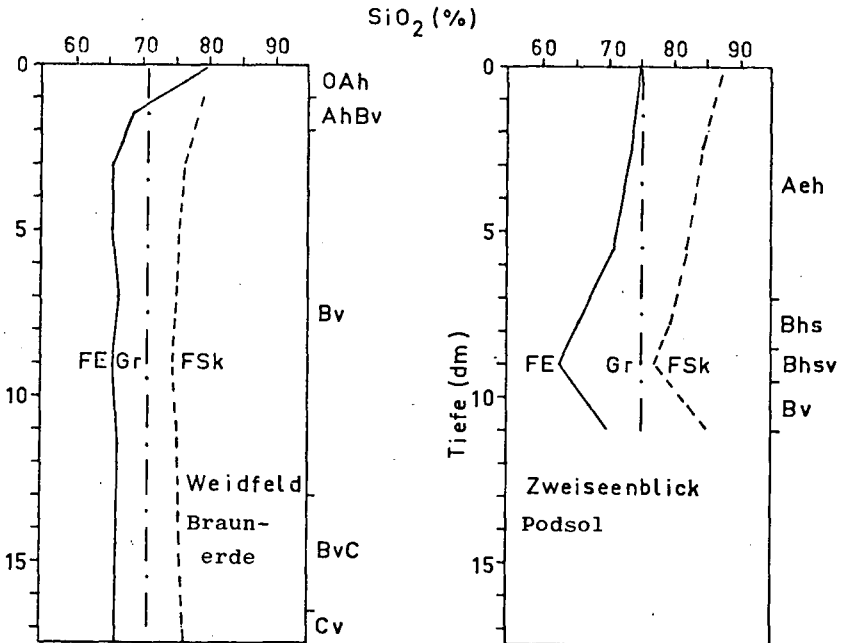


Abb. 1. Tiefenfunktionen der Gesamtgehalte von Kieselsäure in Feinerde (FE) und Feinskelett (FSk); Gehalte im Ausgangsgestein (Gr) als Bezugsgröße. Ohne O-Horizont. Alle Werte bezogen auf humusfreie Tr.S.

Daher muß der Quarz als stabiles Mineral im Laufe der Verwitterung in den gröberen Fraktionen des Bodens relativ angereichert werden. Dies gilt nicht nur für die Fraktionen innerhalb der Feinerde (SCHACHTSCHABEL 1937), sondern auch für das Verhältnis Feinerde zu Feinskelett. Das Feinskelett erfährt demnach, wie aus Abb. 1 ersichtlich ist, eine relative Anreicherung, die Feinerde eine Verarmung gegenüber dem Ausgangsgestein. Auf Grund der Wegfuhr von Verwitterungsprodukten ist der Quarzgehalt in den obersten Horizonten am größten.

Bei den Braunerden bestehen fast keine Unterschiede zwischen den Horizonten. Dies weist darauf hin, daß der Verwitterungsgrad dieser Böden sich im Postpleistozän noch nicht wesentlich verändert hat.

Bei der Podsolierung verhält sich das Si umgekehrt wie die Kationen seiner Verbindungen. Es erfährt in den Eluvialhorizonten eine relative Anreicherung, in den Illuvialhorizonten eine relative Verarmung auf Grund eines Verdünnungseffektes. Bei den Podsolen liegen die Gehalte der Feinerde in den A-Horizonten bereits wieder so hoch wie im Granit.

#### Pb

Die Pb-Gehalte im Bärhaldegranit liegen bei 33-34 ppm. Nur bei den zwei Braunerden erreicht das Gestein 44,5 ppm, was auf hydrothermalen Beeinflussung beruhen dürfte (vgl. KEILEN 1974). Beim 'Weidfeld' liegen die Pb-Gehalte des Feinskeletts nur geringfügig unter denen des Ausgangsgesteins. Daß das Feinskelett in 0-40 cm Tiefe 50-100 % höhere Pb-Gehalte als das Feinskelett im Unterboden hat, wird auf Oberflächenadsorption von äolisch zugeführtem oder organisch umgesetztem Pb zurückgeführt.

In der Streu zeigt sich eine Pb-Akkumulation auf 380 ppm (bezogen auf humusfreie Tr.S.). Inwieweit diese durch äolische Zufuhr oder durch die Einbeziehung in den Biokreislauf bedingt ist, ist aus den vorliegenden Daten nicht zu entnehmen.

Die Feinerde hat mit zunehmender Tiefe abnehmende Werte, was für ein von außen zugeführtes Element typisch ist. Bis 40 cm Tiefe liegen die Gehalte der Feinerde durchschnittlich 10 ppm unter denen des Feinskeletts. Ab 40 cm sind dann die Werte der Feinerde, des Feinskeletts und Granits sehr ähnlich.

Braunerde 'Erstaufforstung' verhält sich prinzipiell gleich. Nur ist die Anreicherung in der Streu auf ca. 730 ppm Pb fast doppelt so hoch wie bei 'Weidfeld', was auf die höhere Filterwirksamkeit des Waldes gegenüber der Weide zurückzuführen ist.



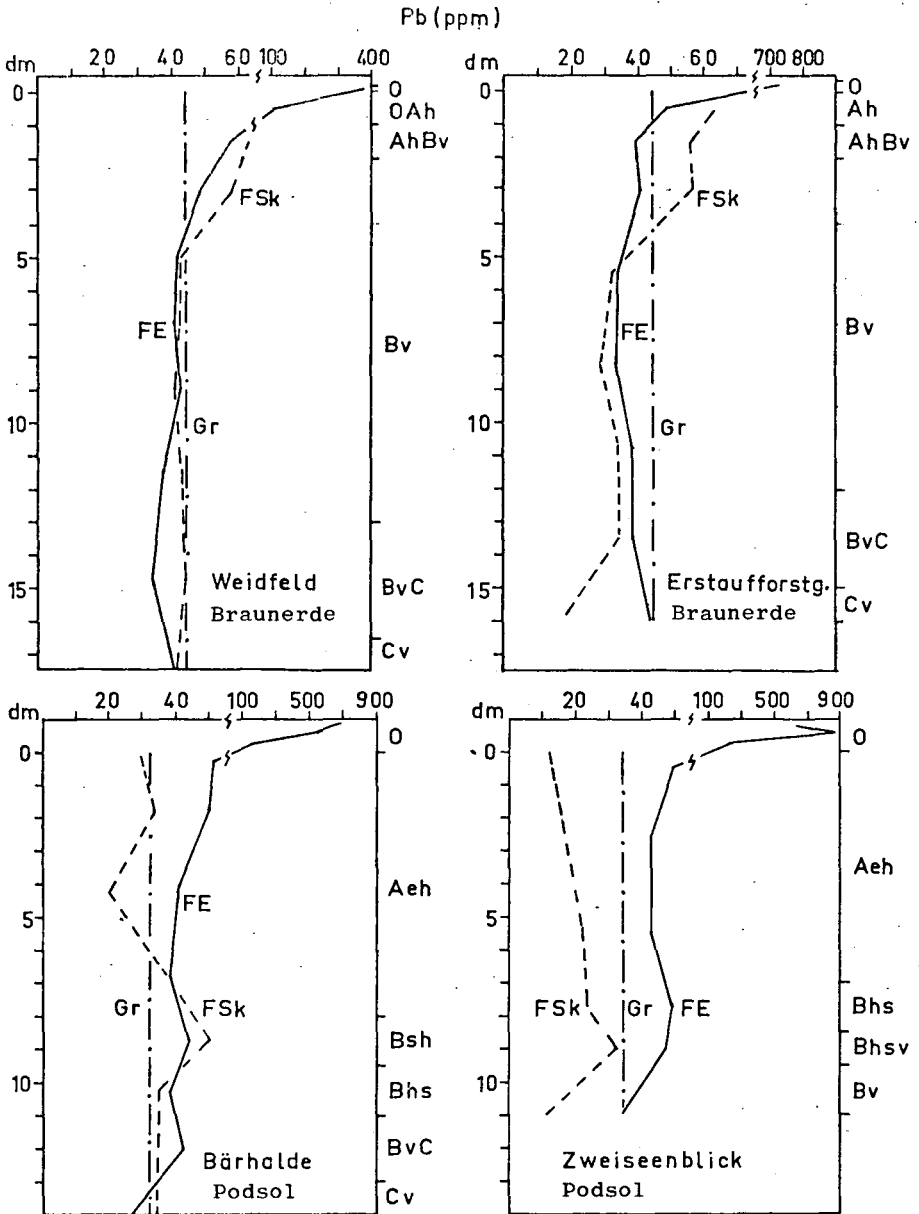


Abb. 2. Tiefenfunktionen der Gesamtgehalte von Pb in Feinerde (FE) und Feinskelett (FSk); Gehalte im Ausgangsgestein (Gr) als Bezugsgröße. Alle Werte bezogen auf humusfreie Tr.S.

Daß die Gehalte der Feinerde und des Feinskeletts niedriger liegen als beim 'Weidfeld', könnte mit dem niedrigeren pH-Wert, unterschiedlichem Tonmineralbestand und/oder niedrigerem C-Gehalt zusammenhängen.

Das starke Absinken der Pb-Gehalte im Feinskelett des C-Horizontes ist darauf zurückzuführen, daß dieser früher einmal einer stärkeren Verwitterung ausgesetzt war (KEILEN 1974).

Bei den Podsolen 'Bärhalde' und 'Zweiseenblick' liegen die Gehalte der Streu etwa in gleicher Größenordnung wie bei 'Erstaufforstung', nämlich bei 692 bzw. 633 ppm Pb.

Diese Werte zeigen, daß trotz relativer Verkehrs- und Industrieferne doch schon eine beträchtliche Pb-Anreicherung in der Streu erfolgt ist.

Die Oberflächenadsorption des Pb's am Feinskelett erfaßt bei 'Bärhalde' das ganze Profil. Am 'Zweiseenblick' ist sie nicht feststellbar. Hier nehmen die Gehalte bis zum Bhsv zu, um im Bv wieder abzunehmen. Das Feinskelett 'Zweiseenblick' zeigt im Vergleich zu 'Bärhalde' eine sehr starke Pb-Verarmung gegenüber dem Ausgangsgestein.

Die Gehalte der Feinerde nehmen in beiden Podsolen in den Eluvialhorizonten von oben nach unten ab, erreichen in den oberen B-Horizonten ein Maximum, um dann wieder abzunehmen.

Die Pb-Tiefenfunktionen zeigen damit zum einen die Pb-Zufuhr aus der Atmosphäre, zum anderen aber auch eine Pb-Verlagerung, die positiv mit der Humusverlagerung korreliert ist.

### Bilanzierung

Zur quantitativen Erfassung der Stoffumlagerungen in den Profilen wurde elementweise bilanziert. Den Mengen des Ausgangsgesteins wurden die des Solums gegenübergestellt.

Für die Kieselsäure ergeben sich bei den Braunerden 96 bzw. 98 %, für beide Podsole 103 % der Ausgangsmenge. Daß der Si-Austrag in diesem Gebiet minimal ist, wird bestätigt durch Wasserauszüge (MOLL 1966). Danach läge der Austrag im Postpleistozän unter 1 % der Ausgangsmenge. Si ist daher als Indexelement brauchbar. Weiterhin bedeutet dies, daß weder aus den Braunerden noch aus den Podsolen eine mengenmäßig ins Gewicht fallende Wegfuhr von Verwitterungsprodukten erfolgt ist.

Die Ergebnisse der Kieselsäurebilanzierung erlauben die Bilanzierung auch der anderen Elemente. Denn die mengenmäßige Anreicherung der Kieselsäure ist nach den Daten der Bilanzierung minimal, sodaß der Bilanzierungsfehler für die anderen Elemente

Tab. 1: Aktuelle Elementmengen im Solum

Angaben in %; Ausgangsgestein = 100.

Profil	Si	Ti	Fe	Al	Mn	K	Na	Pb
Braunerde Weidfeld	96	105	98	109	99	94	36	98
Braunerde Erstaufforstung	98	127	112	107	100	90	19	83
Podsol Bärhalde	103	96	96	91	63	80	11	117
Oberboden	105	98	87	86	60	66	14	113
Unterboden	101	95	109	95	66	93	7	118
Podsol Zweiseenblick	103	103	106	81	94	80	72	79
Oberboden	106	104	97	77	78	76	64	76
Unterboden	101	99	120	86	114	85	85	79

im Fehlerrahmen von  $\pm 10\%$  liegt.

Bei der Bilanzierung des Bleis ergeben sich beim 'Weidfeld 98 % der Ausgangsmenge. Bei horizontweiser Betrachtung erkennt man die Pb-Akkumulation im Oberboden, der anscheinend schon eine gewisse Auswaschung im Unterboden gegenübersteht. Diese Auswaschung ist durch den tiefen pH-Wert und den Tonmineralbestand bedingt. Hauptbestandteile der Tonfraktion sind nämlich Kaolinit und Chlorit-Montmorillonit-Wechselagerungsminerale, deren Pb bei diesen pH-Werten fast vollständig durch Protonen ausgetauscht und damit ionar weggeführt werden kann (vgl. HILDEBRAND 1974 u. JENKINS u. BOWER 1974). Auch bedingt ein tiefer pH-Wert eine Verminderung der Bleisorptionskapazität der Huminsäuren (HILDEBRAND 1974, vgl. auch SCHEFFER u. ULRICH 1960).

Das gleiche gilt für 'Erstaufforstung'. Hier sind jedoch nur noch 83 % des Pb's vorhanden. Dies hängt weniger mit einer stärkeren Auswaschung als mit einer Festlegung in der Biomasse zusammen. Denn Pb ist in diesem pH-Bereich relativ gut pflanzenverfügbar. Daher muß man mit einer Pb-Anreicherung und Festlegung im Fichtenholz rechnen (vgl. KELLER u. PREIS 1967). Auf Pflanzenaufnahme beruhen vor allem die im Vergleich zum 'Weidfeld' niedrigeren Gehalte im Oberboden.

Bei 'Bärhalde' ergeben sich 117 % des ursprünglich vorhandenen Pb's, am 'Zweiseenblick' sind es nur noch 79 %. Bei 'Bärhalde' überwiegt also die Zufuhr, am 'Zweiseenblick' überwiegt die Auswaschung.

Nimmt man für die letzten 50 Jahre eine jährliche Pb-Zufuhr von  $30 \text{ mg/m}^2/\text{Jahr}$  an (Daten aus JENKINS u. BOWER 1974) und für die Zeit vorher eine um eine Zehnerpotenz niedrigere Menge, so müssten seit der letzten Eiszeit ca. 30 g Pb äolisch zugeführt worden sein.

Dies würde bedeuten, daß bei den Braunerden und beim Podsol 'Bärhalde' immerhin schon 40-50 % des gesamten Pb's im Boden verlagert bzw. vom Bestand aufgenommen wurden. Am 'Zweiseenblick' wären es sogar schon 80 %.

Dies bedeutet, daß in den untersuchten Böden mit einem vertikalen Transport sowohl des lithogenen als auch des Immissionsbleis mit dem Bodenperkolat in das Grundwasser zu rechnen ist. Dieser Transport beruht auf der hohen Sickerrate und der bei diesen pH-Werten niedrigen Pb-Affinität der Bodenaustauscher (vgl. HILDEBRAND 1974).

### Schlußfolgerungen

Die Bilanzierungen weisen klar auf die unterschiedliche Mobilität der einzelnen Elemente hin. Sie steigt in unseren Böden in der Reihenfolge  $Si = Ti \triangleleft Fe \triangleleft Al \triangleleft Mn \triangleleft K \triangleleft Pb \triangleleft Na$ .

Modifizierungen ergeben sich bei abweichender Mineralzusammensetzung oder unterschiedlichen Oxidations- bzw. Reduktionsbedingungen.

Die Ergebnisse lassen erkennen, daß das Feinskelett bei den Berechnungen zur quantitativen Erfassung pedogener Stoffumlagerungen unbedingt mit einzubeziehen ist. Andere Ansätze sind mit zu hohen systematischen Fehlern behaftet.

### Literatur

- Hildebrand E.: Die Bindung von Immissionsblei in Böden.-Freiburger Bodenkundl. Abhandlg. 4, Freiburg 1974.
- Jenkins D.A., Bower R.P.: The significance of the atmospheric contribution to the trace element content of soils.-Transact. 10th international Congr. Soil Sci. VI(II), 466-474, Moskau 1974.
- Keilen K.: Podsolierung in Böden aus Bärhaldegranit unter verschiedener Vegetation. Dipl.Arbeit Forstwiss.Fak. Univ.Freiburg/Br., 1974.
- Keilen K., Stahr K., Zöttl H.W.: Bodenentwicklung und Standortseigenschaften im Gebiet des Bärhaldegranits (südl. Hochschwarzwald). Allg. Forst-u.J.-Ztg. 1975a (im Druck).
- Keilen K., Stahr K., Zöttl H.W.: Elementspezifische Verwitterung und Verlagerung in Böden auf Bärhaldegranit und ihre Bilanzierung. Z.Pflzern.Düng.Bodenk. 1975b (im Druck).
- Keller Th., Preis H.: Der Bleigehalt von Fichtennadeln als Indikator einer verkehrsbedingten Luftverunreinigung. Schweiz.Zeitschr.f.Forstwes. 3, 143ff., 1967.
- Moll W.: Problematik rubefizierter und lessivierter Böden aus alpinem Material. Habil.Schr. Univ.Freiburg 1966.
- Schachtschabel P.: Mikroskopische und röntgenographische Untersuchungen von Böden. Z.Pflzern. 50, 375, 1937.
- Scheffer F., Ulrich B.: Humus und Humusdüngung. Bd. 1, Stuttgart, 1960.

Untersuchungen zur Entstehung und mineralogischen  
Zusammensetzung der pedogenetischen Verwitterungs-  
produkte von Diorit und seinen Deckschichten

von

T. Poetsch <sup>+</sup>

An Proben von Ober-Hambach und Krehberg im kristallinen Odenwald wurden die pedogenetischen Diorit-Verwitterungsprodukte bodenmineralogisch untersucht (vgl. auch Bargon 1960). Der anstehende Quarzdiorit besteht im wesentlichen aus Feldspäten, Quarz, Amphibol und Biotit, weiterhin aus Akzessorien wie Mineralen der Epidot-Reihe, Zirkon, Rutil, Titanit, Apatit, Erzmineralen u.a. Schon das frische Gestein enthält zahlreiche sekundäre Silikate, wie Serizit und Epidot - ferner aber auch bereits Tonminerale.

Der vergruste Diorit weist vor allem Umwandlungsprodukte von Biotit zu Hydrobiotit auf; in seinen Klüften ist teilweise Halloysit/Metahalloysit angelagert. Über diesen dioritischen Gesteinen ist im Profil Ober-Hambach in einer Mächtigkeit von etwa 1 m ein kaolinitreicher Paläosol aufgeschlossen. In diesem Boden sind die Feldspäte weitgehend verwittert, zurückgeblieben sind nur noch einige Restlamellen und skelettartige Fragmente. Die aus xenomorphen Körnern zusammengesetzten Quarzaggregate sind nach ihren vorgegebenen primären Grenzflächen in sandgroße Einzelköner aufgeteilt, ohne daß auffallende Korrosionsformen entstehen. Die Hydrobiotitpakete werden randlich nach dem Basispinakoid fächerartig aufgeweitet

---

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung  
der Justus Liebig-Universität, 63 Gießen, Ludwigstr.23

und zusätzlich in Teilpakete nach etwa senkrecht zu 001 verlaufenden Flächensystemen abgesondert. Mit dieser speziellen Verwitterungsmorphologie des Hydrobiotits sind offensichtlich auch spezifische Mineralumwandlungen verbunden: höchstwahrscheinlich setzt hier in dieser Auffächerung eine Umwandlung von Hydrobiotit zu Kaolinit ein (Altemüller 1964).

Im Paläosol zeigen die hastingsitischen Hornblenden des ursprünglichen Diorits in Richtung der c-Achse charakteristische, durch sog. 110-Schwächesysteme bedingte Hahnenkammformen. Ferner werden sie nach den ortho- und basispinakoidalen Flächen zusätzlich in kleinste Bruchstücke zerteilt. Um den Verwitterungsgrad der Hornblenden (Fraktion 36 - 200 Mikron) zu quantifizieren, wurden diese bei einheitlicher, 200-facher Vergrößerung betrachtet und nach dem Ausprägungsgrad ihrer Hahnenkammformen in zwei Gruppen unterteilt:

1. Mineralindividuen mit schwach ausgeprägten oder ohne Hahnenkammformen
2. Mineralindividuen mit stark ausgeprägten Hahnenkammformen

Das Ergebnis ist in der Tabelle 1 zusammengefaßt.

Probe Nr.	Entnahmetiefe (cm)	S c h w e r mineralfraktion		
		Hahnenkammform-Ausprägung der hastingsitischen Hornblenden		Rest
		fehlend oder schwach Korn - %	stark entwickelt Korn - %	
301	5 - 10	97,1	1,6	1,3
302	20 - 30	97,8	1,3	-
303	40 - 50	84,3	14,3	1,3
304	60 - 70	74,0	25,0	1,0
305	80 - 90	32,7	67,0	0,3
306	120 - 125	18,4	80,7	1,0

Tab.1: Verteilung der einzelnen Amphibol-Verwitterungsklassen im Profil

Wie aus der Tabelle 1 ersichtlich, sind die stark ausgeprägten Hahnenkammformen lediglich für die Amphibole im kaolinitreichen Paläosol (Proben Nr. 305, 306) charakteristisch. Die über-

lagernde Deckschicht mit ihrem Solum enthält - in Relation zu diesem Paläoboden - dagegen geringe Mengen solcher Hornblenden. Aus diesem Schnitt in der Verteilung der Mineralverwitterungsformen läßt sich demnach ableiten, daß in dem untersuchten Profil (saure Braunerde über Paläosol) die stark ausgeprägten Hahnenkammstrukturen vorwiegend auf ältere Bodenbildungs- und Verwitterungsprozesse zurückzuführen sind und daher ein Reliktmerkmal darstellen.

Literatur:

1. Altemüller, H.-J.: Die Anwendung des Phasenkontrastverfahrens bei der Untersuchung von Bodendünnschliffen. In: Jongerius: Soil Micromorphology, 371-390, Amsterdam (1964)
2. Bargon, E.: Über die Entwicklung von Lockerbraunerden aus Solifluktionmaterial im Vorderen Odenwald. Z.Pflanzenernähr.,Düng.,Bodenkde. 90, 229-243 (1960)
3. Klemm, G.: Geologische Karte von Hessen 1 : 25 000, Bl. Lindenfeld - Darmstadt (1932)





Fe-Mn-Konkretionen in Boden-Hydrosequenzen aus Löß

von

U. Schwertmann<sup>x</sup> und D.S. Fanning<sup>xx</sup>

Menge und Zusammensetzung von 3 Konkretionsgrößen (0.2-0.63, 0.63-2.0, > 2.0 mm) in 9 Profilen zweier Hydrosequenzen (Braunerde → Pseudogley) aus Würmlöß N Münchens wurden untersucht. Maxima der Konkretionskonzentration (bis 7 Gew. %) lag im oberen Unterboden (ca. 5 dm) und je flacher je stärker die Staunässe. Das Maximum der Konkretionsmenge im Solum (bis 40 kg/m<sup>2</sup>) trat im Glied mittlerer Staunässe und nicht im feuchtesten Glied auf. Mn, Fe und P, letzteres mit Ausnahme des feuchtesten Gliedes, sind in den Konkretionen angereichert, Fe vorwiegend als Goethit, Mn als Birnessit und P gebunden an Fe- nicht an Mn-oxide. Untersuchungen an ausgewählten Konkretionen und mit der Mikrosonde zeigten, daß im Laufe der Konkretionsbildung Mn mit etwas Fe zuerst angereichert wird; es folgt Fe zu einem Zeitpunkt, zu dem Mn vermutlich schon erschöpft ist, sodaß nur noch Fe akkumuliert wird. Da in einem Falle P aus spät-latène-zeitlichen Knochen (ca 2000 Jahre) in Konkretionen angereichert war, muß seit dieser Zeit noch erhebliche Konkretionsbildung stattgefunden haben.

<sup>x</sup> Institut für Bodenkunde der TU München, Freising-Weihenstephan

<sup>xx</sup> Department of Agronomy University of Maryland, College Park, Maryland 20740

Untersuchungen an schluffreichen bodenbildenden  
Substraten unter besonderer Berücksichtigung  
der Autochthonie

von

Ziehlke, C.P.<sup>+</sup>

Zusammenfassung

Im Rahmen der Diskussion über die Verbreitung und Entstehung des Deck-sedimentes wurde in der Podsol-Braunerde-Bodenlandschaft des nordwestlichen Oberharzes eine sechsgliedrige Topo-Morpho-Sequenz untersucht.

Durch Mineral- und Körnungsanalysen der über sehr unterschiedliche petrographische Einheiten (Sandstein, Granit, Tonschiefer-Grauwacken, Diabas) hinweggreifenden Sequenz konnte der Nachweis geführt werden, daß der stellenweise beträchtliche Schluffgehalt der jungpleistozänen Decken nicht durch Lößeinwehungen zu erklären ist, sondern durch die "Schluffkomponente" und die Verwitterungsgeneigtheit der Ausgangsgesteine.

So finden sich, mehr oder weniger unabhängig vom Relief, hohe Schluffgehalte vor allem auf Sandstein und Tonschiefer-Grauwacken, geringe dagegen auf Granit und Diabas. Abweichungen von dieser Regel, z. B. schluffreichere Substrate über Diabas, konnten als Ergebnisse einer intensiven Solifluktion erklärt werden.

An anderer Stelle wird ausführlich über weitere Ergebnisse berichtet werden.

<sup>+</sup> Hessisches Landesamt für Bodenforschung, 62 Wiesbaden, Leberberg 9

Röntgenographische und granulometrische Untersuchungen  
an Lössböden und der Versuch einer genetischen Inter-  
pretation.

von  
Tributh, H.<sup>+</sup>

Wenn man mehr als 10 Jahre die Tonfraktion von Böden mit Hilfe von Zentrifugen getrennt und granulometrisch sowie röntgenographisch analysiert hat, dann bekommt man einen Einblick in die Dynamik der Tonentwicklung, die m. E. Rückschlüsse auf bodengenetische Vorgänge ermöglicht.

Von den bodengenetischen Teilprozessen wie Entkalkung, Verbraunung, Tonbildung, Gefügeverdichtung, Tonverlagerung und Tonumwandlung, die bereits von MEYER, KALK und FÖLSTER (1962) eingehend beschrieben worden sind, wurden durch eigene Untersuchungen die Tonbildung, Tonverlagerung und Tonumwandlung bei Lössböden analysiert und die Tonzerstörung als Ergebnis der Basenverarmung ermittelt.

Es kann hier weder auf methodische Probleme eingegangen, noch können die einzelnen Analysendaten aufgeführt werden.

Die Vorteile der erweiterten Fraktionierung bei tonmineralogischen Untersuchungen wurden bereits früher (TRIBUTH 1970) aufgezeigt, ebenso wurde schon auf die Bedeutung der erweiterten Korngrößenanalyse (TRIBUTH 1972) hingewiesen. Wie man mit Hilfe dieser Methode die Tonbildung und die Tonverlagerung bilanzieren kann, soll in einem späteren Beitrag veröffentlicht werden.

Über die Umwandlung von Dreischichtmineralen wurden schon erste Ergebnisse mitgeteilt (TRIBUTH 1974), ein umfassender Bericht über die im Rahmen des Schwerpunktprogramms der DFG zu diesem Komplex durchgeführten Untersuchungen ist im Druck (TRIBUTH 1975).

Es soll deshalb an dieser Stelle nur eine Zusammenfassung der vorlie-

---

<sup>+</sup> Zentrum für kontinentale Agrar- und Wirtschaftsforschung der JLU,  
6300 Gießen, Otto-Behagel-Straße 10/D

genden Ergebnisse und deren genetische Interpretation gegeben werden.

#### Ergebnisse:

1. Die Tonbildung in Böden aus Löß geht im wesentlichen auf die Verwitterung der Glimmer der gröberen Fraktionen (Schluff und Feinsand) zurück.
2. Aus der Glimmerabnahme resultiert die Zunahme der Illite in der Tonfraktion der Oberböden. Sind die Glimmervorräte erschöpft, geht auch der Anteil der Illite zurück.
3. Während sich die Illite infolge Ladungsverlust und Kaliumabgabe zu aufweitbaren Dreischichtmineralen umwandeln, unterliegen die im Löß bereits vorhandenen, niedriggeladenen 18 Å-Mineralen ebenfalls dem Angriff der Verwitterungskräfte und werden extrem stark, d. h. über 20 Å auf. Der Zustand der Instabilität gegenüber Glycerin ist zwar die erste, aber auch die einzige sichtbare Phase der Tonzerstörung.
4. Die Korngrößenabnahme ist kein Kriterium für die Zerstörung der Tonminerale, da sich die chemisch-mineralogischen Eigenschaften mit abnehmender Teilchengröße nicht zu ändern brauchen. Das Maß der chemisch-mineralogischen Veränderungen, welches zur Zerstörung der Minerale führt, ist eine Funktion des spezifischen Verwitterungsmilieus.

#### Genetische Interpretation:

1. Die Bedeutung granulometrischer Bestimmungen liegt in der quantitativen Erfassung der verwitterungsbedingten Veränderungen der Korngrößenzusammensetzung, wobei durch eine Tonbilanzierung der Umfang der Tonbildung aus den gröberen Fraktionen und der Anteil der Verlagerung je Horizont rekonstruiert werden kann.
2. Die differenzierte Verschiebung des Korngrößenspektrums innerhalb der Tonfraktion, läßt Überlagerungen und Schichtgrenzen sehr gut erkennen. Damit gewinnt die granulometrische Analyse der Tonfraktion gleichzeitig die Bedeutung eines diagnostischen Kriteriums bei der Ansprache von Paläoböden und -horizonten deren genetische Deutung allein aufgrund morphologischer Kriterien Schwierigkeiten bereitet.
3. Da die Tonbildung in Lößböden fast ausschließlich auf die Glimmerverwitterung der gröberen Fraktionen zurückgeht, ermöglichen Glimmerauszählungen der Schluff- und Feinsandfraktionen Prognosen über das Tonbildungspotential.

4. Mit Hilfe der Röntgenanalyse lassen sich Art und Zustand der Tonminerale sehr genau feststellen, so daß an fraktionierten Tonen Entwicklungsreihen sichtbar werden, die vom jeweiligen Milieu, insbesondere der Basensättigung, geprägt werden (vergl. Abb. 1).
5. Der Wald als Lieferant organischer Säuren übt einen sehr ungünstigen Einfluß auf die Tonmineralentwicklung aus. Insbesondere bei basenarmem Ausgangsmaterial (wie z. B. Lockerbraunerde im Hohen Vogelsberg) finden wir unter Waldbestand eine fast vollständige Tonzerstörung. Bei durchweg niedrigem V-Wert sind nicht nur aufweitbare Minerale, sondern auch die Illite zerstört; der Anteil der Allophane beträgt in diesen Böden 40 - 60 %.
6. Die Kenntnis der milieuhängigen Tonentwicklung ermöglicht es uns, die früher in basenarmen bzw. mit organischen Säuren belastetem Milieu abgelaufenen Phasen der Bodenbildung zu erkennen, obwohl sich uns heute durch Veränderung der Vegetation sekundäre Aufkalkung und ackerbauliche Nutzung morphologisch ein anderer Bodentyp zeigt.

#### Literatur

- MEYER, B., KALK, E., u. FÖLSTER, H.: Parabraunerden aus primär carbonathaltigem Würm-Löß in Niedersachsen. I. Profilbilanz der ersten Folge bodengenetischer Teilprozesse. - Z.Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkunde 99, S. 37-54, 1962
- TRIBUTH, H.: Die Bedeutung der erweiterten Tonfraktionierung für die genauere Kennzeichnung des Mineralbestandes und seiner Eigenschaften. - Z.Pflanzenernähr., Bodenkunde, 126, S. 117-124, 1970
- : Bedeutung und Methode der erweiterten Korngrößenanalyse. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 15, S. 11-17, 1972
- : Die Umwandlung von Dreischichtmineralen in Böden aus Löß. - Mitteilgn. der Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch., 18, S. 413-418, 1974
- : Die Umwandlung der glimmerartigen Schichtsilikate zu aufweitbaren Dreischicht-Tonmineralen. - Sonderheft der Z.Pflanzenernährung., Bodenkunde R/4/1975 (im Druck)

# TONMINERALENTWICKLUNG AUS GLIMMER in Abhängigkeit vom Milieu des Bodens

## TSCHERNOSEM

Glimmer → Illite → Überg.-Miner. → Boden — Montmorillonite

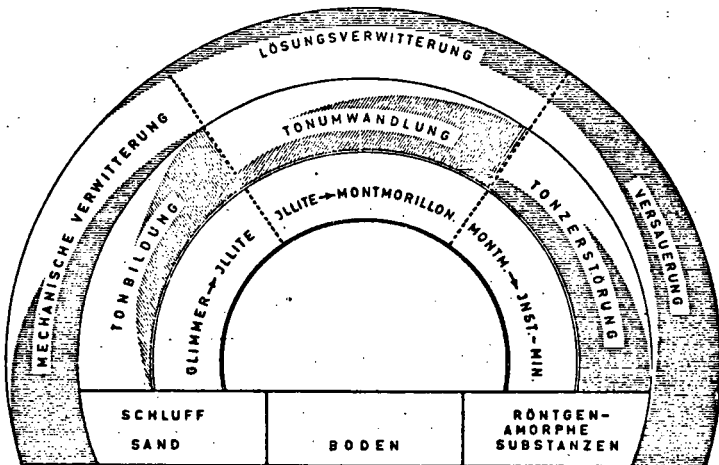
## PARABRAUNERDE

Glimmer → Illite → Überg.-Miner. → Boden-Montm. → Inst. Miner.

## SAURE BRAUNERDE

Glimmer → Illite → Sek. Chlorite → Inst. Miner. → Röntg. amorphe Subst.  
↓  
(Halloysit)

Schema der Tonentwicklung aus Glimmer am Beispiel einer Parabraunerde



Tonminerale in Bodenlandschaften

von

E.A. Niederbudde<sup>x)</sup>

1. Einleitung

Bodenlandschaften sind Ausschnitte der Pedosphäre. In mitteleuropäischen Landschaften sind lithogene Eigenschaften in rezenten Böden häufig von großer ökologischer Bedeutung. Dabei bestimmen Tonminerale in den meisten landwirtschaftlich wichtigen Böden und auch in vielen forstlich genutzten Böden besserer Qualität den ökologischen Wert dieser Standorte (Nährstoffgehalte, Puffereigenschaften, Diffusion der Nährstoffe, Bodenwasser). In Landschaften mit tonenthaltenden Lockersedimenten, sind lithogene Tonminerale besonders bei Anfangs- und Zwischenstadien der Bodenbildung für den Nährstoffhaushalt bedeutsam. Aus ökologischer Sicht interessiert auch die Frage, inwieweit Tonminerale in fortgeschrittenen Stadien der Bodenbildung umgewandelt werden, und wie die Eigenschaften der lithogenen Tonminerale die pedogenen Tonmineralumwandlungen beeinflussen.

Untersuchungen an Tonmineralen in Bodenlandschaften sollten aus solchen Gründen stets Böden und Sedimente einschließen. Damit wird eine Verzahnung von Tonmineralogie, Bodengenetik und Bodenökologie erreicht. Darüber hinaus sollte es das Ziel solcher Untersuchungen sein, leicht im Felde bestimmbare morphologische Merkmale bei gesetzmäßigen Tonmineralumwandlungen ökologisch interpretierbar zu machen.

Mit diesen tonmineralogischen, landschaftsbezogenen Arbeiten wird versucht, die Eigenschaften und das Verhalten von Tonmineralen in Landschaften umfassend zu bestimmen, damit die Ergebnisse zweckgerichtet unter verschiedenen Aspekten gedeutet werden können. Ein erfolgreiches Gelingen verlangt eine sorgfältige bodenprofilgerechte Probenentnahme, eine sorgfältige Auswahl der verschiedenen Methoden und eine Auswertung aller Ergebnisse nach Möglichkeit in einem multivariaten Modell.

In einer früheren Arbeit (Niederbudde 1975) wurde an zwei Landschaften dargestellt, wie man die Einflüsse verschiedener Faktoren auf Tonmineralumwandlungen bestimmen kann. Dabei wurden 31 Eigen-

---

<sup>x)</sup> Institut für Bodenkunde der TU München,  
8050 Freising-Weihenstephan



schaften zur Bestimmung der Veränderungen der Dreischichtsilikate in den 4 Horizontgruppen  $A_1$ ,  $A_h$ ,  $B_t$  und C benutzt. Außerdem wurden Werte von K-Ca-Austauschkurven zur Trennung von  $A_1$ - $B_t$ - und C-Horizonten in der mitteldeutschen und niederbayerischen Lößlandschaft verwendet. Zu Böden, gemessenen Bodeneigenschaften und Grenzbedingungen sei auf die oben genannte Arbeit verwiesen. Hier soll die spezielle Auswertung erläutert und die Frage beantwortet werden, ob die Trennung der  $A_h$ - von den  $B_t$ -Horizonten in der mitteldeutschen Lößlandschaft, die bisher nicht so gut wie die Trennung der übrigen Horizonte voneinander gelungen war, durch Einführung zusätzlicher Eigenschaften in die Diskriminanzfunktion verbessert werden kann.

## 2. Auswertung

Bei  $n$  Bodenproben, die in  $k$  Klassen, Gruppen oder Horizonte aufgeteilt sind, und bei denen  $p$  Eigenschaften gemessen wurden, bietet sich als Auswertungsmodell die multivariate Diskriminanzanalyse an. Es soll dabei entschieden werden, ob mit Hilfe der ermittelten Eigenschaften die Proben den vorher bestimmten Horizonten zugeordnet werden. Es wird außerdem nach der Zusammenstellung der Eigenschaften gefragt, die die Horizonte optimal trennt. Von den Meßwerten werden Mittelwerte und Standardabweichungen ermittelt. Nach einem Auswahlverfahren werden diejenigen Eigenschaften in die Trennfunktion eingeführt, deren Abstände der Mittelwerte zwischen den Horizonten und deren Quotienten aus Mittelwert und Standardabweichung am größten sind. Es bedarf wohl keiner weiteren Begründung, daß die Trennung zwischen zwei Horizonten in dem Ausmaß größer wird, wie die Abstände der Mittelwerte und die Quotienten aus Mittelwert und Standardabweichung ansteigen. Die Aufnahme der Eigenschaften wird mit  $F$ -Werten geprüft. Nach dem letzten Aufnahmeschritt werden die ursprünglichen Eigenschaften in orthogonale kanonische Variable umgewandelt. Die neu berechneten Eigenschaftsgruppen ( 1. u. 2. kanonische Variable) sind aus allen in die Diskriminanzfunktion aufgenommenen Bodeneigenschaften ermittelt worden. Sie bilden die Koordinaten zur Darstellung des Trennergebnisses.

Es bleibt dann die Aufgabe des Bodenkundlers, Tonmineralogen oder Ökologen, die Eigenschaften, die die Horizonte optimal getrennt haben, fachlich sinnvoll zu interpretieren. Der Vorteil dieses Verfahrens besteht darin, daß alle Boden- bzw. Tonmineraleigenschaften

gleichzeitig berücksichtigt werden. Es wird auch eine schärfere Trennung der Horizonte erreicht, als wenn jedes Merkmal einzeln varianzanalytisch ausgewertet worden wäre.

### 3. Ergebnisse

In Abbildung 1 wurden insgesamt 34 Proben getrennt. Davon waren 6  $A_1(L)$ -, 5  $A_h(A)$ -, 10  $B_t(B)$ - und 13 C-Horizonte. Zu den 31 Eigenschaften der ersten Trennung wurden 8 hinzugefügt:  $K_1$ , BCKG,  $AK_x$  (mval/100 g Boden),  $K_1$ , BCKG,  $AK_x$  (mval/100 g Ton), gegenüber  $NH_4$  austauschbares K in mg/100 g Ton und ARO. Die Trennung in die verschiedenen Horizonte wurde mit 20 Bodeneigenschaften (pa) erzielt, die vom Computer aus 39 Eigenschaften (p) ausgesucht wurden (Abbildung 1).

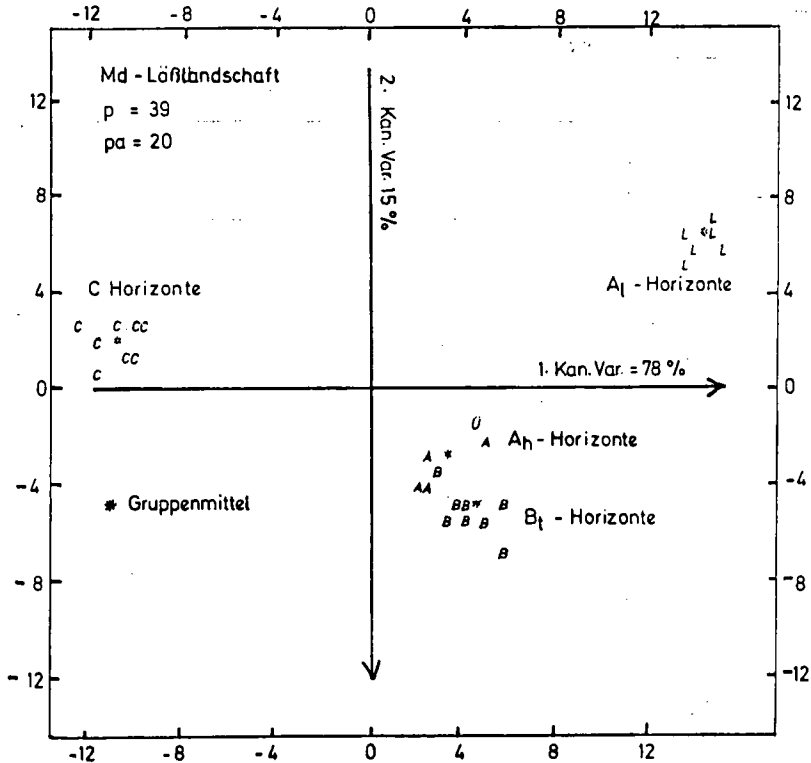


Abb. 1: Trennergebnis durch Diskriminanzanalyse, mitteldeutsche Lößlandschaft.

Wie schon zuvor (Niederbudde 1975) wurden die C-Horizonte jeweils sehr hochsignifikant von den Solumhorizonten getrennt. Es wird außerdem bestätigt, daß die  $A_h$ -Horizonte der Schwarzerden den  $B_t$ -Horizonten der Parabraunerden hinsichtlich der gemessenen Eigenschaften relativ ähnlich sind. Dies wird durch die Entfernung der Horizontgruppenmittelwerte und durch Überlappung (Ü) angedeutet. Mit der 1. und 2. kanonischen Variablen ( 1. 78%, 2. 15%) werden 93% der gesamten Trenninformaton von 20 Bodeneigenschaften wieder gegeben.

In Tabelle 1 sind die Eigenschaften zusammengestellt, die die Horizonte optimal getrennt haben. Sie sind nach der Bedeutsamkeit, die sie für die Trennung haben, geordnet. Danach erweisen sich die K-Fixierungswerte als die Eigenschaften, die entscheidend zur Trennung beitragen. Nach den in Lößlandschaften bestehenden Beziehungen zwischen K-Fixierungsvermögen und Röntgendaten (Niederbudde 1973) wird auch hier die Illitisierung der Tonfraktionen im Solum belegt. Weitere Einzelheiten zur Umwandlung von Dreischichtsilikaten in holozänen Lößböden zwischen pH 5 und 7, ebenso wie zu K-Fixierung und zum Zwischenschicht-K im besonderen, wurden zuvor schon diskutiert. Von den röntgenographischen Messungen wurden nur die Smektitwerte, bei denen die Integralintensitäten nicht mit Faktoren multipliziert wurden, in die Diskriminanzfunktion aufgenommen. Die Werte der K-Ca-Austauschkurven erscheinen erst ab Schritt 13 und tragen nur wenig zum Trennergebnis in Abbildung 1 bei. Insgesamt erweist sich die Vermutung als nicht richtig, daß der Trenneffekt umso besser wird, je mehr Eigenschaften in die Gleichung aufgenommen werden. Mit steigender Variablenanzahl werden auch mehr interkorrelierte Eigenschaften aufgenommen. Wesentlich tragen aber nur die Eigenschaften mit der <sup>größten</sup> Trenngüte zum Trennergebnis bei, später aufgenommene interkorrelierte Eigenschaften haben dann einen sehr geringen Trenneffekt. In den Lößlandschaften sind die Werte der K-Fixierung am besten zur Trennung der Horizonte geeignet.

Mittelwerte ( $\bar{x}$ ) und Standardabweichungen (s) mitteldeutscher Lössböden  
und Löss ( p = 39, n = 34)

Schritt- Nr.	Eigenschaft (p)	A <sub>1</sub>		A <sub>h</sub>		B <sub>t</sub>		C		F-Werte	p <
		$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s		
1	Kfix tr. Ton	223	29,6	387	37,3	470	47,5	528	52,8	63,8	0,001
2	Kfix tr. Bo.	28,6	4,8	70,3	8,8	97,6	8,5	69,5	5,8	29,3	0,001
3	Na <sub>t</sub> U	0,98	0,12	0,77	0,13	0,97	0,06	1,03	0,07	8,4	0,001
4	K <sub>t</sub> U	2,19	0,10	2,38	0,14	2,09	0,23	2,48	0,25	7,4	0,001
5	K <sub>t</sub> Ton	2,46	0,20	2,27	0,30	2,49	0,14	2,72	0,19	4,5	0,01
6	Na <sub>t</sub> Ton	0,24	0,07	0,24	0,01	0,20	0,04	0,27	0,03	4,9	0,01
7	Sméktit%	5,2	4,0	28,3	5,6	26,7	5,6	36,0	6,4	4,5	0,025
8	Kfix n. Bo.	3,6	1,3	17,1	3,6	28,3	6,6	32,7	5,6	2,6	0,025
9	Kfix tr.Bo.	28,3	4,8	43,0	8,8	56,8	6,4	56,4	8,6	2,4	0,1
10	< 2/um	12,9	3,0	18,1	1,0	20,8	4,0	13,3	1,7	1,6	-
11	Kzw/100g Bo.	155	41,4	237	48,1	280	59,4	150	18,8	1,8	-
12	60-200/um	8,6	3,9	10,5	4,5	7,9	3,5	15,3	6,9	2,5	-
13	K <sub>1</sub> Ton	0,81	0,36	0,93	0,27	0,86	0,20	1,28	0,28	2,2	-
14	AKx Ton	11,5	2,9	7,1	0,5	14,8	2,6	16,4	5,2	1,6	-
15	BCKG Bo.	51	10	94	15	160	84	122	55	2,2	-
16	KNH <sub>4</sub>	7,8	4,8	5,9	1,9	8,1	2,9	4,4	1,1	3,6	-
17	20-80/um	52,2	4,3	46,6	5,1	47,3	12,5	49,2	6,3	1,5	-
18	Kfix n. Ton	48	18,9	151	42,2	191	43,2	287	71,7	1,5	-
19	Kfix n. Bo.	3,6	1,3	17,1	3,6	28,3	6,6	32,7	5,6	1,5	-
20	AKx Bo.	1,47	0,35	1,28	0,11	2,91	0,62	2,21	0,78	0,9	-

Schritt Nr. 1 u 18:K-Vorlage 1000 mg K/100 g Ton, 2 u 19:K-Vorlage 1000 mg K/100g Ton,  
dann Umrechnen auf Boden, 8 u 9:K-Vorlage 100 mg K/100g Boden, 11Kzw = Zwischenschicht-K,  
16 KNH<sub>4</sub> = gegenüber NH<sub>4</sub> austauschbares K. Alle diese Angaben in mg K/100g Boden,  
3-6 Beispiel K<sub>t</sub>U Gesamt-K im Schluff in %, 10, 12, 17 in %, 7 = Auswertung ohne Faktoren%,  
13, 14, 20 mval K/100g Ton bzw. Boden, 15= mval K/100g Boden/N<sup>1/2</sup>.

Die F-Werte für die Abstandsmaße zur Sicherung der Horizonttrennungen in Abbildung 1 sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2 F-Werte für die Abstandsmaße der A<sub>1</sub>-, A<sub>h</sub>-, B<sub>t</sub>- und C-Horizonte. Obere Signifikanzschränke liegt bei 7,01; größere Werte sind mit 0,1% gesichert.

	A <sub>1</sub>	A <sub>h</sub>	B <sub>t</sub>
A <sub>h</sub>	12,4		
B <sub>t</sub>	15,0	5,2	
C	48,2	17,9	29,3

Der Vergleich dieser F-Werte mit denen der Tabelle 1 (Niederbudde 1975) zeigt, daß die Erhöhung der Probenzahl größere F-Werte ergibt als die Ausweitung der Methoden. Übereinstimmend kann aber festgestellt werden, daß A<sub>h</sub>- und B<sub>t</sub>-Horizonte im Hinblick auf Tonmineraleigenschaften ökologisch sehr ähnlich zu bewerten sind.

Literatur:

Niederbudde, E.A.: Beziehungen zwischen K-Fixierungsvermögen und Dreischicht-Tonmineralen in Bodenprofilen aus Löß. Z. Pflanzenernähr., Bodenkunde 135, 196-208 (1973)

Niederbudde, E.A.: Veränderungen von Dreischicht-Tonmineralen durch natives K in holozänen Lößböden Mitteldeutschlands und Niederbayerns. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde, 217-234 (1975).

Tonmineral-Untersuchungen an einem Marschprofil  
mit komplexer Geopedogenese

von  
H. Dümmler \*)

Zusammenfassung

An einem mehrschichtigen Marschprofil mit intensiver fossiler Bodenbildung wurden röntgenographische und chemische Untersuchungen durchgeführt, an einem weiteren Profil chemische Untersuchungen.

In der Grobtonfraktion (2 - 0,2  $\mu$ ) aller Horizonte kommen Illite und Glimmer, aufweitbare 14- und 17 Å-Mineraie, Kaolinit sowie Quarz und Feldspäte vor.

Primärer Chlorit war in der jungen Marschendecke und in den tieferliegenden, durch die fossile Bodenbildung nicht sichtbar beeinflussten älteren Sedimenten nachweisbar, in den fossilen Horizonten dagegen nicht.

Die Reflex-Intensitäten der 14,2- bzw. 17 Å-Mineraie (Abb.1) steigen mit der Tiefe an. Dieser Anstieg wird im Bereich der fossilen Bodenbildung unterbrochen bzw. stark rückläufig.

Verschiedene Präparatbehandlungen (Na, K-feucht, K-trocken, 400 °C; Aufweitung mit Äthylenglycoll) zeigten, daß die aufweitbaren Minerale vorwiegend schwer kontrahierbar sind.

Durch die Behandlung K-feucht erfolgte eine deutliche Intensitätszunahme bei allen 14,2 Å-Reflexen sowie eine sehr schwache Zunahme bei den 17 Å-Reflexen des II fAh- und des II fGo(M)-Horizontes. Darin zeigt sich eine Zunahme der Gitterordnung aufweiterbarer Minerale.

\*)

Institut für Ökologie - Bodenkunde - der  
Technischen Universität, 1 Berlin 33, Englerallee 19-21

In der Feintonfraktion (<0,2 $\mu$ ) aller Horizonte kommen Illite, aufweitbare Minerale, die als Illit-Montmorillonit Wechsellagerungen angesprochen wurden, sowie Kaolinit vor.

Intensitätsvergleiche bei den 10 Å-Reflexen verschiedener Behandlungsstufen (Abb.2) zeigen, daß etwa 50 % der kontrahierbaren Dreischicht-Tonminerale echte Illite sind (vergl. Präparate 1).

Eine durch eine Dithionit-Vorbehandlung kaum beeinflusste Intensitätszunahme in der Reihenfolge Na < K-feucht < K-trocken findet sich nur in den Horizonten I Go, II fAh und III Gr. Im I Ah- und I AGo-Horizont erhöht eine Dithionitbehandlung das Reflexionsvermögen der Wechsellagerungsminerale durch Entfernung blockierender Substanzen und dadurch bedingte zusätzliche Kontraktion oder aber Abspaltung von Montmorillonit-Schichten.

Im II fGo(M)- und II fGo-Horizont wird durch die Dithionitbehandlung vermutlich der Anteil hydratisierter Montmorillonit-Schichten im Wechsellagerungsmineral erhöht und damit ein Intensitätsrückgang verursacht.

Die unterschiedliche Wirkung der Dithionitbehandlung auf die 17 Å-Reflexe (Abb.3) bestätigt eine Reaktivierung blockierter Schichten in den oberen Horizonten. Im II fGo(M)-Horizont fehlen solche reaktivierbaren Schichten - möglicherweise infolge einer relativ festen Wechsellagerung -, während sie im Gr-Horizont nicht blockiert sind.

Die chemische Analyse der Tonfraktionen (Abb.4) zeigt im Vergleich mit einer weniger intensiv entwickelten Kleimarsch relativ einheitliche Gehalte an Gesamtkalium sowie an dithionitlöslichem Kalium, verwitterbarem Kalium und Gitterkalium. Mit 1,75 - 3,25 ‰ ist der Kalium-Anteil im Dithionitextrakt des Feintons so hoch, daß zumindest ein Teil aus Zwischenschichten stammen muß.

Aus den Untersuchungen zeigt sich insgesamt, daß die Unterschiede im Tonmineralbestand der einzelnen Schichten in mineralogischer als auch chemischer Hinsicht zunächst relativ gering sind. Die Bodenbildung wirkt durch Chloritabbau, Bildung von Illit-Montmorillonit-

Wechselagerungen, Blockierung von Zwischenschichten differenzierend auf den Tonmineralbestand. Die pedogenen Umwandlungen sind jedoch vorwiegend auf Oberflächen bzw. Zwischenschichten beschränkt und können z.B. durch eine Dithionitvorbehandlung überdeckt oder ins Gegenteil verkehrt werden. Insbesondere zur Untersuchung der praktisch besonders bedeutsamen feuchten Kaliumbehandlung auf Tonminerale ist die Dithionitvorbehandlung denkbar ungeeignet.

### Literatur

- Brown, G.: The X-ray identification and crystal structures of clay minerals. Mineralogical Society London 1961.
- Brümmer, G.: Untersuchungen zur Genese der Marschen.  
Diss. Kiel 1968.
- Dümmler, H. und Schroeder, D.: Zur qualitativen und quantitativen röntgenographischen Bestimmung von Dreischicht-Tonmineralen in Böden. Z.Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde 109, 35-47 (1965).
- Dümmler, H.: Anwendung von geologisch-bodenkundlichen Stoffverteilungsmustern bei der Darstellung und Interpretation der Kationenverteilung einer Marschlandschaft (Schleswig-Holstein). Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl. Gesellsch. 18, 305-312 (1974).
- Anwendung einer geologisch-bodenkundlichen Datenmatrix bei der Untersuchung und Interpretation der Stoffverteilung in der Bodendecke einer Marschlandschaft (Schleswig-Holstein). Transactions of the 10th International Congress of Soil Science VI (II), 591-599, Moscow 1974.



Abb. 1: Relative Intensität der 14.2- und 17 Å-Reflexe in der Grobtonfraktion einer Knickmarsch  
(bezogen auf die 7.2 Å-Intensität)

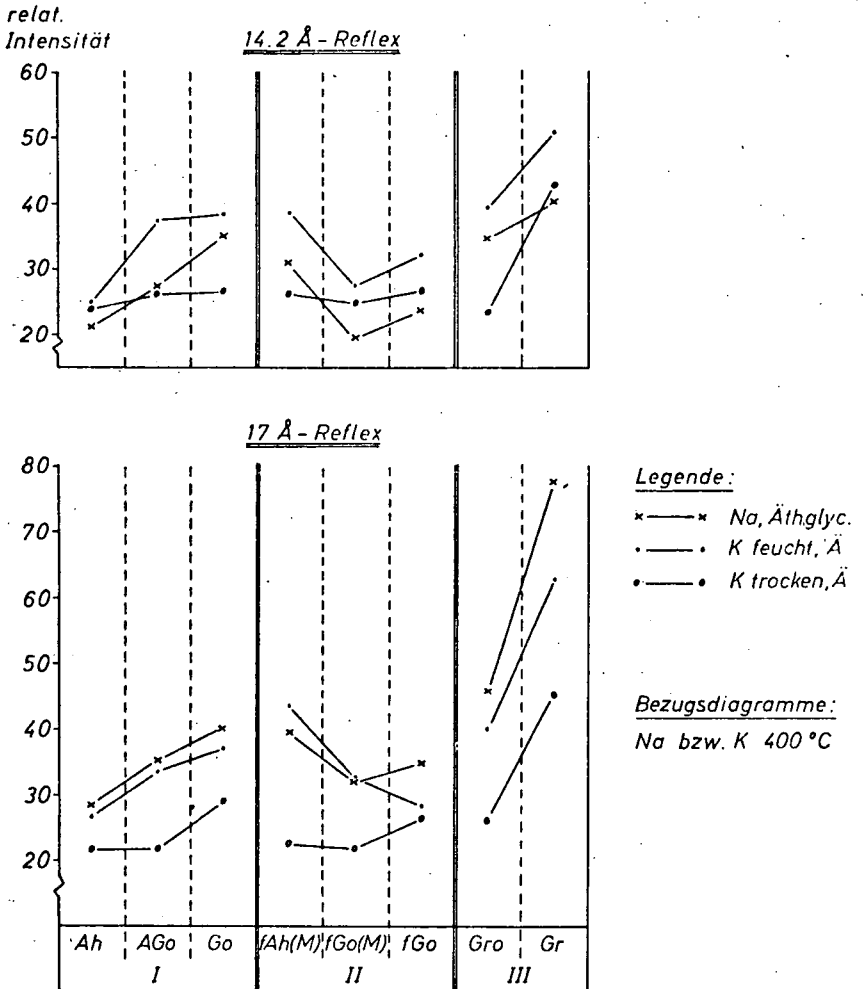


Abb. 2: 10Å-Reflex Intensitäten der Feintonfraktion <math><2\mu</math> einer mehrschichtigen Knickmarsch ohne(A) und mit (B) Dithionit-Vorbehandlung (bezogen auf die 7.2 Å-Intensität)

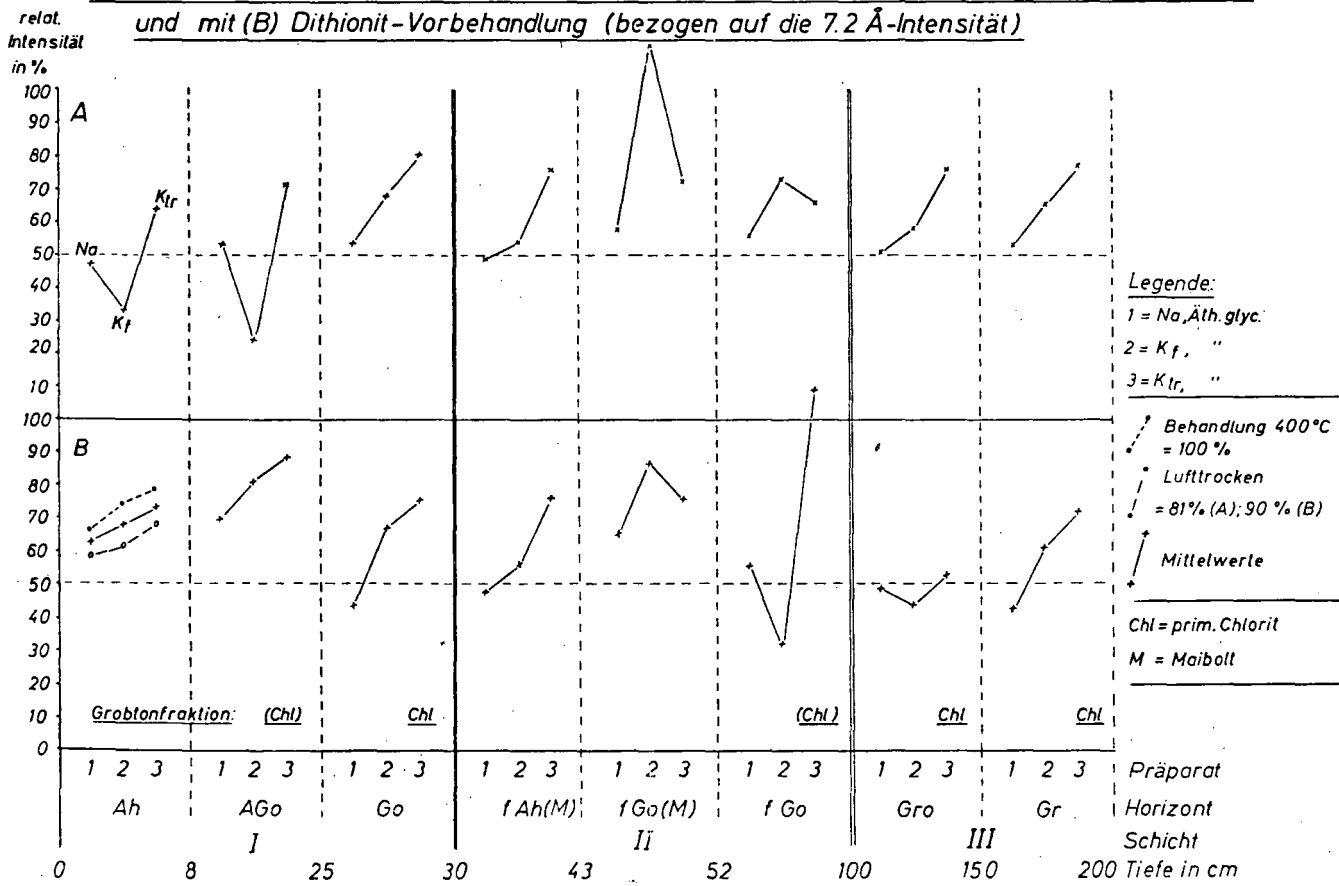
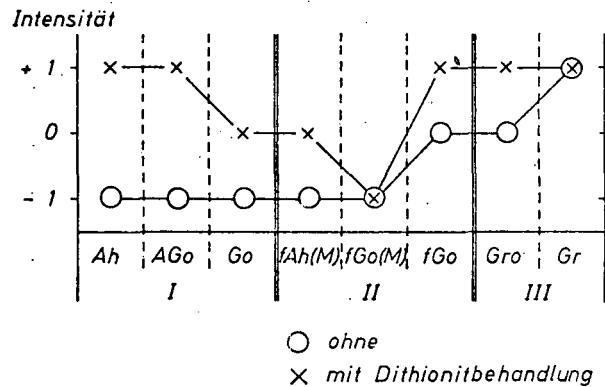
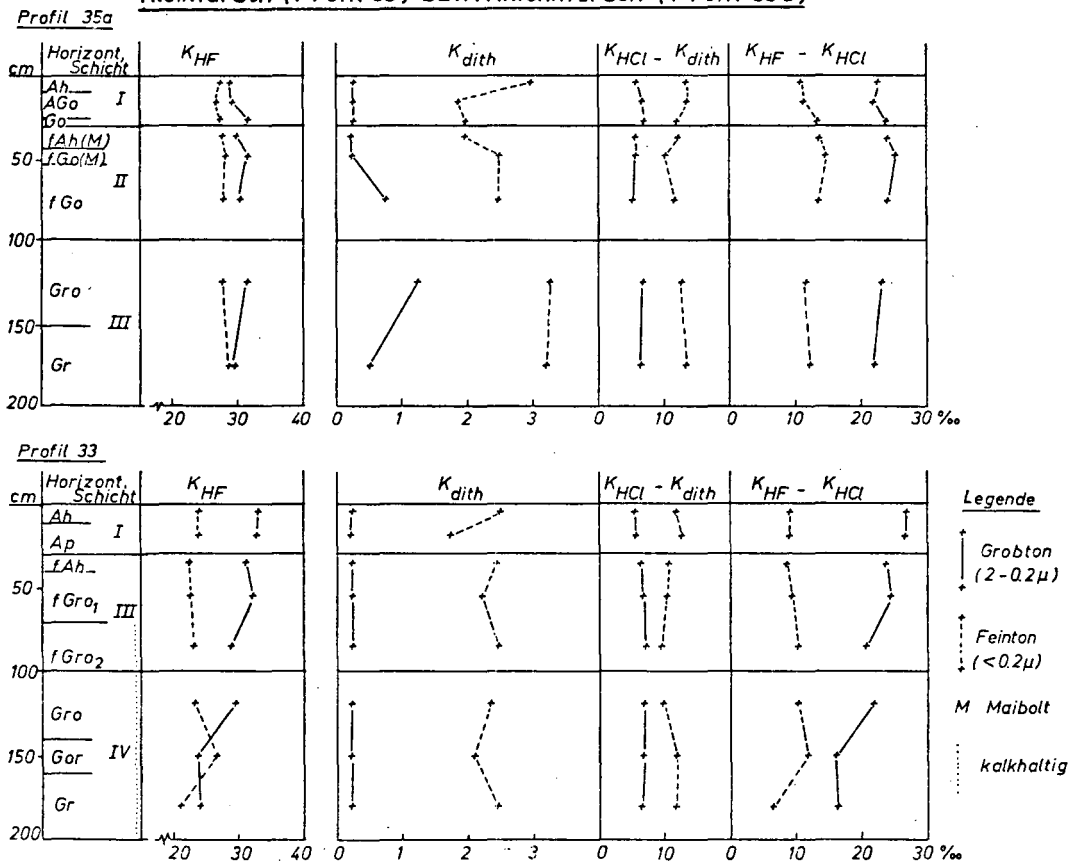


Abb. 3: Relative Intensität der 17 Å-Reflexe (Na, Äthglyc.)  
bezogen auf die 12.5 Å-Intensitäten (Na, lufttr.)  
 (Feintonfraktion, Profil 35 a)



**Abb. 4: Kaliumgehalte in den Tonfraktionen einer mehrschichtigen Kleimarsch (Profil 33) bzw. Knickmarsch (Profil 35a)**





M I T T E I L U N G E N

der

D E U T S C H E N B O D E N K U N D L I C H E N

G E S E L L S C H A F T

N A C H R I C H T E N

1. AUS DER ARBEIT EINZELNER INSTITUTIONEN
2. AUS VERBÄNDEN UND WISSENSCHAFTLICHEN GREMIEN
3. ÜBER ABGEHALTENE UND VORGESEHENE TAGUNGEN
4. PERSONALIA

1. **AUS DER ARBEIT EINZELNER INSTITUTIONEN**

1.1 **BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR  
UND PFLANZENBAU, FREISING-MÜNCHEN**

Organisation und Aufgaben des Abschnittes Boden

Die im Jahre 1963 durch Zusammenlegung der "Bayer. Landesanstalt für Moorwirtschaft" mit der "Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur, Pflanzenbau und Pflanzenschutz" entstandene "Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur, Pflanzenbau und Pflanzenschutz" wurde im Jahr 1972 mit der "Bayer. Landessaatzuchtanstalt Weißenstephan" vereint und umbenannt in "Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau", Freising - München. Die Landesanstalt gliedert sich in 4 Fachabteilungen. Eine davon ist die Abteilung "Boden- und Landschaftspflege" mit folgender Gliederung und Besetzung:

BL  
Boden-  
und  
Landschaftspflege  
(Dr. Schmid)

BL 1 Boden (Dr. Diez)	BL 2 Kulturlandschaft (Dr. Dancau)	BL 3 Agrochemie und Verbraucherschutz (Dr. Süß)
BL 1.1 Bodenaufbau und -verbesserung (Dr. Borchert)	BL 2.1 Standortkunde  (Dr. Dancau)	BL 3.1 Boden und Wasser  (Dr. Sommer)
BL 1.2 Düngung Beregnung und Siedlungsabfälle (Dr. Diez)	BL 2.2 Agrargeophysik und Moorkunde (Dr. Schuch)	BL 3.2 Pflanze. Humus und Rückstände  (Dr. Rosopulo)
BL 1.3 Boden- bearbeitung (Dr. Kern)	BL 2.3 Landschaftspflege und Naturschutz (Dr. Costa)	BL 3.3 Bodenbiologie  (Dr. Beck)
	BL 2.4 Landnutzung (Dr. Pfrogner)	BL 3.4 Strahlennutzung (Dr. Süß)

Nachstehend werden Arbeitsrichtungen und Einzelprojekte der 3 Sachgebiete des Abschnittes Boden skizziert:

BL 1.1 Bodenaufbau und verbesserung

1. Entwicklung und Prüfung optimaler Bodenmeliorationsverfahren  
Meliorationskalkung, Kombination von Dränung und Tieflockerung, Primärlößmelioration, Tiefumbruch, Sanddeckkultur.
2. Entwicklung und Verbesserung bodenphysikalischer Untersuchungsmethoden

Aufbau und Entwicklung einer Apparatur für Porenbestimmung, Weiterentwicklung der Aggregatstabilitätsmessung, Prüfung der Anwendbarkeit der Drucksondemessung als Feldmethode, Untersuchung der Beziehung von Porengröße zu Luftdurchlässigkeit.

3. Einfluß der Mineraldüngung auf die Eutrophierung von Oberflächenwasser

Untersuchung der oberbayerischen Seen auf ihre Verschmutzung und deren Entstehungsgründe.

4. Einfluß landwirtschaftlicher Bewirtschaftungs- und Düngungsmaßnahmen auf die Gesundheit der Nahrung

Beziehung zwischen Boden, Bodennutzung und Trinkwasserqualität von Flachbrunnen;

Großfeldversuch "Gesunde Ernährung" zur Prüfung des Einflusses unterschiedlicher Düngung und Pflanzenschutzmittelanwendung auf die Nahrungsqualität (in Zusammenarbeit mit BL 1.2)

BL1.2 Düngung, Beregnung und Siedlungsabfälle

1. Standortsgerechte Düngung

Wirkung verschiedener N-, P- und K-Düngungsformen, K-Fixierung, Nährstoffnachlieferungsvermögen verschiedener Böden, Spurenelementmangel- und Überschußprobleme.

2. Düngung und Umweltfragen

Nährstoffauswaschung, schädliche Nährstoffanreicherung, Düngung und Nahrungsqualität.



3. Frischwasser- und Abwasserverregnung

Optimierung von Beregnungszeitpunkt und Beregnungshöhe, Abwasserwirkung auf Boden, Ertrag und Qualität der Ernteprodukte.

4. Landwirtschaftliche Verwertung von Müllkompost und Klärschlamm

Düngewirkung, Verbesserung bodenphysikalischer Eigenschaften, Anreicherung von Schwermetallen in Boden und Pflanze.

BL 1.3 Bodenbearbeitung

1. Bodenpflege- und Bearbeitungsverfahren

2. Überprüfung von Bodenbearbeitungsgeräten und -methoden

Zu 1 und 2: Untersuchung von standortsangepaßten Gerätekombinationen für Löß-, Niedermoor-, Ton- und Sandsteinböden.

3. Agrotechnische Verfahren zur Förderung der Strohverwertung

Untersuchung von Stroheinarbeitung und -verbrennung auf bodenartlich und bodentypologisch verschiedenen Standorten.

4. Tiefenbearbeitung (in Zusammenarbeit mit BL 1.1 ).

Zu den Aufgaben der Sachgebiete gehören Versuchsdurchführung und -betreuung, Beratung, Lehrgänge und Gutachtertätigkeit.

In einem im Herbst 1975 anlaufenden Großversuch wird die Frage der Beseitigung (Verwertung?) der Abwärme von Atomkraftwerken über den Boden durch ein festverlegtes Röhrensystem in unterschiedlichen Tiefen geprüft (Bodenheizung).

## 1.2 FACHGEBIET BODENKUNDE DER TECHN. UNIVERSITÄT BERLIN

### 1 BERLIN 33(DAHLEM), ENGLER-ALLEE 19-21

Das frühere Institut für Bodenkunde gehört dem Fachbereich 14 (Landschaftsbau) an und ist seit dem 1.3.1974 Teil des Instituts für Ökologie gemeinsam mit den Fachgebieten Angewandte Botanik, Ökosystemforschung, Freilandpflanzenkunde und Zierpflanzenbau. 1975 erfolgt eine Erweiterung um die Fachgebiete Bioklimatologie und Limnologie.

In der Lehre vertritt das Fachgebiet Bodenkunde mit zur Zeit mir als Hochschullehrer, Herrn Dümmler als Assistenzprofessor sowie Herrn Röper und Herrn Schwiebert als Assistenten in den Studienrichtungen "Garten- und Landschaftsgestaltung" sowie "Landschaftsplanung" die Fächer Geologie und Bodenkunde sowie Gewässerchemie einschließlich ihrer chemischen Grundlagen und ist am Fach Landschaftsökologie beteiligt. Außerdem wird Bodenkunde in Serviceveranstaltungen für Studienrichtungen der Agrarwissenschaften, Bio- und Geowissenschaften sowie der Vermessungskunde angeboten. Unterstützt werden wir in unserer Lehrtätigkeit durch Herrn Veith als Habilitanden sowie Herrn Neumann als Doktoranden.

Forschungsschwerpunkte des Fachgebietes sind:

1. Ermittlung und Deutung anthropogener Veränderungen terrestrischer und limnischer Ökosysteme Berlins einschl. physikochemischer Grundlagenforschung (Chinnow, Drewes, Hellriegel, Muljadi, Röper, Runge, Veith).
2. Wasser-, Luft- und Wärmedynamik typischer Bodencatenen Berlins (Friedrich, Schwiebert).
3. Auswirkung pleistozäner Deckschichten auf die Bodenbildung (Blume, Hoffmann, Röper).
4. Aufnahme, genetische Deutung sowie Nutzungsbewertung des Bodenmosaiks typischer Marschen-, Moränen- und Mittelgebirgslandschaften einschl. Erarbeitung von Klassifikations- und Bewertungsmethoden (Blume, Dümmler, Neumann, Szabados).

Da das Land Berlin über kein Landesamt für Bodenforschung verfügt, werden entsprechende Aufgaben vom Fachgebiet Bodenkunde mit wahrgenommen und zwar vorrangig von Herrn Dümmler.

gez. H. - P. Blume, Berlin

# 1.3 INSTITUT FÜR BODENKUNDE DER RHEINISCHEN FRIEDRICH-WILHELM-

## UNIVERSITÄT BONN

### 1. Wissenschaftler

Direktor: Prof. Dr. H. Zakosek

Emeritus: Prof. Dr. Dr. E. Mückenhausen

Akad. Oberräte: Dr. H. Beckmann, Dr. H. Gewehr

Wiss. Angestellte und Assistenten: Dr. G. Franz, Dr. D. Schröder  
Dr. S. Stephan

ausgeschieden: Prof. Dr. H. W. Scharpenseel, der den Lehrstuhl für Bodenkunde an der Universität Hamburg übernommen hat.

### 2. Lehre

Bodenkundliche und mineralogisch-geologische Vorlesungen, Übungen und Exkursionen für Landwirte, Geodäten, Trophologen, Geographen und Geologen.

Bodenkundliche Vorlesungen und Exkursionen an der Universität Mainz (Zakosek).

Bodenkundliche Vorlesung an der Pädagogischen Hochschule (Gewehr)

### 3. Buchveröffentlichungen

MÜCKENHAUSEN E.: Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. -DLG-Verlag Frankfurt; erscheint im November 1975.

MÜCKENHAUSEN E., unter Mitwirkung von VOGEL, F., KOHL, F., HEINRICH, F.,

& MÜLLER, S.: Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland, 2. Auflage-DLG-Verlag Frankfurt, im Druck.

### 4. Laufende Untersuchungen

Bodenkarte von Hessen 1 : 25.000, Blatt Bad Schwalbach (Zakosek)

Untersuchungen an fossilen Böden im Limburger Becken (Zakosek).

Studien über holozäne Bodenentwicklung (Zakosek, Schröder, Stephan, Plass/Frankfurt, Fickel/Wiesbaden).

Die Entwicklung der Landschaft und der Böden am Nordrand der Eifel im Tertiär und Quartär (Mückenhausen).

Ausbau der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland (Mückenhausen).

Studien an tropischen und subtropischen Böden (Mückenhausen).

Hydrothermalsynthesen von Tonmineralen in Gegenwart von Aminosäuren und Polypeptiden (Beckmann).

Ökologische Arbeiten zum Einfluß von klimatischen und edaphischen Faktoren, wie Temperatur und Bodenreaktion auf die mikrobielle Aktivität der mikroskopischen Bodenzpilze und der Bodenbakterien (Franz).

Bestimmung der enzymatischen Aktivität verschiedener Bodentypen (Franz).

Mikromorphologie einiger "Planosole" aus Argentinien (Stephan).

Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf den Strohabbau im Boden (Schröder).

Strohrotte in verschiedenen Bodentypen (Schröder).

Bodentyp und Düngebedürfnis (Schröder).

gez. H. Zakosek, Bonn.

2. AUS VERBÄNDEN UND WISSENSCHAFTLICHEN GREMIEN

2.1 BEREICH DER NORDDEUTSCHEN LUFA<sub>s</sub>.

- a) personelle Veränderungen
- b) neu aufgenommene Forschungsvorhaben
- c) Veröffentlichungen
- d) Verschiedenes.

Lufa Bonn:

- a) Referat Bodenuntersuchung zur Zeit nicht besetzt, da Dr. Schneider verstorben
- b) -
- c) -
- d) -

Lufa Hameln:

- a) keine Veränderungen
- b) -
- c) Köster, W., Merkel, D.: Beziehungen zwischen den K-Gehalten von Böden und Pflanzen. Ergebnisse von Erhebungsuntersuchungen an Kartoffeln und Getreide auf niedersächsischen Löß- und Sandböden.  
Landw. Forsch. SH 31, 163 (1975)
- d) -

Lufa Kiel:

- a) Leiter der Anstalt: Dipl.-Chemiker Knapstein
- b) -
- c) -
- d) -

Lufa Kassel-Darmstadt:

- a) Leiter der Anstalt: Dr. Brüne  
Versuchswesen: Dipl.-Agr.-Ing. Heyn
- b) -
- c) Dr. Brüne: Grunddüngung nach Bodenuntersuchung  
-Verfügbares Nährstoffpotential vor der Aussaat untersuchen lassen-  
Landw. Wochenblatt Kurhessen-Waldeck; Hessenbauer  
Dr. Graß: Ergebnisse von Düngungsversuchen mit Kupfer  
(Kali-Briefe 1975)  
Dr. Graß u. Dr. Munk: Phosphat-Fraktionierung an langjährig differenziert gedüngten Böden  
Landw. Forsch. SH 1975
- d) Exkursion zu Düngungsversuchen in Nordhessen im Rahmen der Fachgruppen Pflanzenernährung, Bodenkunde, Bodenuntersuchung und Bodenfruchtbarkeit vom 25. - 27.6.1975.

Lufa Münster:

- a) Leiter der Anstalt: Dr. G. Crößmann
- b) -
- c) -
- d) -

Lufa Oldenburg:

- a) keine Veränderungen
- b) -
- c) Mählhop, R., u. Vetter, H.: Probenahme und Auftragserteilung für die Bodenuntersuchung.  
Landwirtschaftsblatt Weser-Ems, Febr. 1975.  
Vetter, H., u. Fruchtenicht, K.: Wege zur Ermittlung des Düngerbedarfs mit größerer Treffsicherheit.  
Landw. Forsch. SH 31, 290-320(1975).  
Vetter, H., u. Klasink, A.: Einfluß starker Wirtschaftsdüngergaben auf Boden, Wasser und Pflanzen.  
Landw. Forsch., 1975, im Druck  
Vetter, H.: Nutzen und Grenzen der Mist- und Gülle-düngung.  
Mitt. DLG, 1975.  
Vetter, H., u. Steffens, G.: Wege zu einer besseren Nutzung der Gülle.  
Landwirtschaftsblatt Weser-Ems, 1975, im Druck.  
Vetter, H.: Wege zur Ermittlung des Düngerbedarfs mit größerer Treffsicherheit.  
Mitt. DLG, Heft 13, S. 728.
- d) -

L Nachtrag zu c) Lufa Hameln:

- Köster, W.: Neue Bodenuntersuchungsmethoden als Grundlage für eine rationelle Düngung. Möglichkeiten und Grenzen der Senkung von Produktionskosten in der Landwirtschaft. Verlag C.V. Engelhard & Co, Hannover 1975.
- Merkel, D.: Die "optimale" Düngung der Zuckerrübe. Die Zuckerrübe Heft 2 (1975).

gez. Dr. Köster

## 2.2 ARBEITSGEMEINSCHAFT "BODENKUNDE" DER DIREKTOREN-KONFERENZ

### DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER

#### 1. Organisation und Mitglieder

Der Direktorenkonferenz der Geologischen Landesämter dient als Beratungsorgan in bodenkundlichen Fragen die Arbeitsgemeinschaft "Bodenkunde". Sie besteht aus den Leitern der bodenkundlichen Organisationseinheiten in den jeweiligen Ämtern (Abteilungen, Referate), die zu ihrer Unterstützung bei den Beratungen in Fachfragen spezielle Sachbearbeiter hinzuziehen können (z. B. für Bodenphysik, Bodenchemie). Obmann der Arbeitsgemeinschaft ist zur Zeit Herr Dr. Maas, GLA-NRW, Krefeld. Die Arbeitsgemeinschaft tagt jährlich in der Woche vor Pfingsten.

#### 2. Ausschüsse der Arbeitsgemeinschaft "Bodenkunde" der GLÄ

Die Arbeitsgemeinschaft "Bodenkunde" hat zur Bearbeitung spezieller Fragen 2 Ausschüsse gegründet,

1. den Kartierausschuß
2. den Kulturtechnischen Ausschuß

Aufgabe des Kartierausschusses ist es, eine Abstimmung der Kartier- und Darstellungsverfahren in den einzelnen Landesämtern zu erreichen und allgemeine Anleitungen und Richtlinien zur Herstellung der Bodenkarte 1 : 25 000 zu erarbeiten. Die zweite verbesserte Auflage ist 1971 in Hannover erschienen.

Aufgabe des Kulturtechnischen Ausschusses ist es, Richtlinien zur Erfassung, Kennzeichnung und Beurteilung meliorationsbedürftiger Standorte für die Bodenkartierung zu erarbeiten. Diese Richtlinien sollen Bestandteil einer erweiterten Kartieranleitung werden. Bislang wurden die Kapitel meliorationsbedürftige, grundwasserbeeinflusste und staunässebeeinflusste Böden bearbeitet.

#### 3. Tagung der Arbeitsgemeinschaft "Bodenkunde" der GLÄ 1974

Die Arbeitsgemeinschaft "Bodenkunde" der GLÄ tagte 1974 in Einbeck/Hannover. Schwerpunktthema war die Differenzierung von Bodeneinheiten mit speziellen Eigenschaften im Bereich der

Pseudogleye und Pelosole. Die vorgeschlagene Differenzierung erfolgte aufgrund von Profilvermerkmale, bodenphysikalischen und tonmineralogischen Kennwerten sowie dem Landwirtschaftlichen Ertragspotential, der Meliorationsbedürftigkeit und -fähigkeit.

Im Rahmen von Exkursionen (Führung: W. Müller, Oelkers, Renger/NLFB Hannover) wurden typische Profile und Übergangsprofile von folgenden Böden vorgestellt:

### 1. Haftnässe-Pseudogleye

Horizontfolge:  $A_h-S_k$  (> 3m mächtig)  
 $A_h-S_k-S_d$  ( $S_d$  oberhalb 13 dm u. GOF)

Der  $S_k$ -Horizont wurde definiert als Horizont mit dem typischen Fleckenbild eines S-Horizontes aus tonarmem (<17 %) Schluff (>75 %) mit hoher Lagerungsdichte ( $L_d$  1,8 + 0,2), geringer Luftkapazität (LK 3+ 2 % Poren > 50/u) sowie mit Luftmangel und Reduktionserscheinungen bereits bei FK, mittlerer bis geringer Wasserdurchlässigkeit im gesättigten Boden ( $k_f$  30 + 20 cm/d), jedoch hoher Wasserdurchlässigkeit im ungesättigten Boden ( $k_u$  > 1 mm/d) und hoher bis sehr hoher nutzbarer Feldkapazität ( $n_{FK180}$  + 30 mm), so daß dieser Boden lange Feuchtphasen im Frühjahr jedoch praktisch nie den für Pseudogleye oft typischen schroffen Wechsel zu Trockenphasen aufweist. Pflanzensoziologisch handelt es sich um frische Standorte (WITTMANN, München), landwirtschaftlich um Böden mit erniedrigtem Ertragspotential und deutlichen Mindererträgen in feuchten Frühjahren. Die Böden werden ohne großen Erfolg gedränt. Da die Ackernutzung somit problematisch ist, findet man auch heute noch auf diesen Standorten verbreitet Grünland, vor allem in Gebieten mit höheren Niederschlägen.

### 2. Pelosole

Horizontfolge:  $A_h-P$

Die Definition des Pelosols wurde eingeeengt auf Böden aus (mesozoischen) Tonen mit hoher Lagerungsdichte ( $L_d$  2,0+ 0,2), daher geringer Luftkapazität (LK 2+ 2% Poren > 50/u) jedoch erstaunlich hoher, völlig untypischer Wasserdurchlässigkeit im gesättigten Boden ( $k_f$  > 16 cm/d), so daß auch in niederschlagsreichen Klimazonen ( $N = 800$  mm/Jahr) praktisch nie Staunässe auftritt. Diese etwas verblüffende Eigenschaft, die durch verschiedene Meßverfahren zweifelsfrei nachgewiesen werden konnte, dient als Unterscheidungskriterium zu den Pelosol-Pseudogleyen bzw. Pseudogleyen aus dichten, wenig wasserdurchlässigen Tonen. Ein weiteres Unterscheidungskriterium - möglicherweise die Ursache der unterschiedlichen Wasserdurchlässigkeit - ist der hohe Montmorillonit-Gehalt der Pelosole, während bei den Pelosol-Pseudogleyen illitische Tonminerale vorzuherrschen scheinen.



## 2.3 KURATORIUM FÜR WASSER- UND KULTURBAUWESEN

Das Kuratorium für Kulturbauwesen wurde umorganisiert und nennt sich jetzt Kuratorium für Wasser- und Kulturbauwesen. (s. hierzu Bericht Kuntze) Für die Bodenkunde ist vor allem interessant die Arbeitsgruppe "Wasser und Boden".

### 1. Organisation der Arbeitsgruppe "Wasser und Boden"

Die neugegründete Arbeitsgruppe 2 - Wasser und Boden - leitet als Nachfolger von Herrn Prof. Billib zur Zeit Herr Prof. Collins-Leichtweiß-Institut der TU Braunschweig -. Diese Arbeitsgruppe 2 setzt sich aus folgenden Arbeitsausschüssen zusammen:

- AA 2.1 Dränung (einschl. Unterbodénbearbeitung)  
(Collins, Braunschweig)
- AA 2.2 Bodenuntersuchung (W. Müller, Hannover)
- AA 2.3 Nährstoffauswaschung (Kuntze, Bremen)
- AA 2.4 Bewässerung (Herrmann, Darmstadt)
- AA 2.5 Bodenerosion (Karl, München)
- AA 2.6 Landwirtschaftl. Abfallverwertung (Otter, Ahrensburg)

### 2. KWK - Arbeitsausschuß 2.2 "Bodenuntersuchung"

Obmann: W. Müller, Hannover  
Mitglieder: Czeratzki, Braunschweig  
Bechtle, Stuttgart  
Diez, München  
Wolkewitz, Berlin

Z e n t r a l e s T h e m a ist die Erarbeitung von Empfehlungen für "Bodenkundliche Grunduntersuchungen zur Standortbeurteilung bei Feldversuchen und Sondervorhaben". Damit soll erreicht werden, daß bei allen Feldversuchen ein Minimalprogramm einheitlicher standortspezifischer Untersuchungsverfahren durchgeführt wird - als Grundlage für die Empfehlungen standortspezifischer Meliorationsmaßnahmen.

Wenn über den Umfang eines solchen einheitlichen Untersuchungsprogramms Einigkeit erzielt ist, wäre als nächster Schritt die Einrichtung eines Untersuchungspools zweckmäßig, da offensichtlich nicht alle Versuchsansteller in der Lage sind, alle gewünschten Untersuchungen selbst durchzuführen. Vorerst ist noch nicht abzusehen, ob dieses sehr wünschenswerte Vorhaben realisierbar ist.

3. Langjähriges S c h w e r p u n k t t h e m a der Arbeit dieses Ausschusses bzw. seines Vorgängers, des Unterausschusses Bodenuntersuchungen im Dränausschuß, liegt auf dem Gebiet der meliorationsbedürftigen schweren, staunassen Böden. Zu diesem Zwecke wurde eine Reihe von verschieden intensiv betriebenen Meßstationen und Versuchsflächen unterhalten.

gez. W. Müller, Hannover

## 2.4. ARBEITSKREIS LANDESKULTURELLE FORSCHUNG

Der Arbeitskreis landeskulturelle Forschung, bisher im wesentlichen eine Vereinigung der Dozenten der Landeskulturinstitute der landwirtschaftlichen Fakultäten, hat sich auf Grund der letztjährigen besonders auch mit der landeskulturellen Praxis geführten Diskussionen entschlossen, seine Tätigkeit zu erweitern. Der Arbeitskreis möchte Wissenschaftler und Fachleute sammeln soweit sie an den landeskulturellen Fragen der Erforschung, Planung, Organisation und Durchführung von Maßnahmen zur Erhaltung des Leistungspotentials der ländlichen Räume für die pflanzliche und tierische Produktion, die Umweltsicherung und die Erholung in der freien Natur interessiert sind. So der Auszug aus § 1 eines neuen Satzungsentwurfes.

Die nächste Tagung des Arbeitskreises, auf der die neue Satzung verabschiedet werden soll, findet am 4. und 5. März 1976 in Bonn statt.

gez. H. Baumann, Kiel

### 3. ÜBER ABGEHALTENE UND VORGESEHENE TAGUNGEN

#### BEREICH MOOR-TORF-LANDESKULTUR

- a) Die Kommission III der "Intern. Moor- und Torf-Gesellschaft" veranstaltete zusammen mit dem "Institute of soils and water", Bet Dagan/Tel Aviv, ein internationales Symposium über "Peat in Agriculture and Horticulture" im Juni 1975. Schwerpunkte der Vorträge, Diskussionen und Demonstrationen lagen in der Bedeutung
- 1.) der Bodenverbesserung durch Torfe im intensiven Gartenbau und der Bewässerungswirtschaft Israels und
  - 2.) der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung natürlicher Feuchtgebiete (Niedermoore) in einem ariden Klima.
- In beiden Fällen ist der schnellen Mineralisierung und Humifizierung der organischen Bodensubstanzen als Bodenentwicklungsprozessen im Einfluss auf die Umwelt (Gewässereutrophierung) besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Die 5 deutschen Teilnehmer (Prof. Flaig, Prof. Göttlich, Prof. Kuntze, Prof. Küster u. Dr. Scheffer) haben vor einem internationalen Teilnehmerkreis (ca. 80) die moorkundlichen Erfahrungen unseres Klimaraumes zum Vergleich vorgetragen.
- b) Die Sektion III u. II der "Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde" veranstaltete ebenfalls im Juni 1975 in Wiesmoor eine 2tägige Arbeitstagung über "Moor und Torf im Gartenbau". Über 100 Teilnehmer konnten sich einerseits von dem hohen Stand der Unterglaskulturen mit Torfkultursubstraten, andererseits von den begrenzten Möglichkeiten der Nutzung der Moore in situ für Spezialkulturen informieren.
- c) Im Juli 1975 fand eine Landeskulturtagung der DLG in Goslar statt mit dem Thema "Erhaltung von Meliorationen - Erhaltung der Landschaft". Rund 300 Teilnehmer konnten durch Vorträge, Diskussionen in Arbeitskreisen und eine Fachexkursion in das Meliorationsgebiet des Gr. Bruchs bei Jerxheim mit Machinenvorfürungen den neusten technischen, organisatorischen und rechtlichen Stand der Unterhaltung von Meliorationsanlagen (chem. und mechanische Grabenreinigung, Dränspülung, Wegeunterhaltung) kennenlernen.

- d) Nach seiner jährlichen Sitzung anl. der "Grünen Woche" in Berlin wurde ebenfalls in Goslar die weitere Zielsetzung des wissenschaftlichen Arbeitskreises Landeskulturelle Forschung unter Vorsitz von Prof. Dr. Baumann, Kiel, erörtert. Dieser Zusammenschluss von Fachvertretern der Landeskultur aus Wissenschaft, Verwaltung und Praxis ist inzwischen Mitglied des Dachverbandes agrarwissenschaftlicher Vereinigungen geworden und wird in einer Vortragstagung Anfang März 1976 in Bonn sich einer erweiterten Öffentlichkeit vorstellen. Interessenten an der Mitarbeit in diesem Gremium wenden sich bitte an den Vorsitzenden des wissenschaftlichen Arbeitskreises Landeskulturelle Forschung, Prof. Dr. Baumann, 23 Kiel, Olshausenstr. 40-60.
- e) Das 30. Fortbildungsseminar "Neue Aspekte der Moornutzung" führte im Mai 1975 30 Fachvertreter der Behörden aus den Bereichen Landeskultur und Landespflege im Ausseninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde in Bremen zusammen. Für 1976 ist in Zusammenarbeit mit dem KWK-Ausschuss Berufsbildung (Obmann Prof. Dr. Lecher, Hannover) eine Fortsetzung dieses Themenbereiches unter besonderer Berücksichtigung wasserwirtschaftlicher Fragen geplant. In parallelen Kursen in der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur, Pflanzenbau und Pflanzenschutz in München und im Ausseninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde in Bremen werden die Aufforstung, Siedlungsabfalldeponie und -verwertung, Naturschutz und Bodenabbau in ihren hydrologischen Auswirkungen dargelegt.

Tagungsankündigung:

20.9. -30.9.1976 5. Intern. Moor- und Torf-Kongress in Posen.  
Thema: Moor- und Torfnutzung in der Umwelt.

Informationen: Prof. Dr. Kuntze, Ausseninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde, 28 Bremen, Friedrich-Misslerstr. 46-48.

gez.

H. Kuntze

4. PERSONALIA

1. PROF. DR. F. A. VAN BAREN †

13/ October/1975

As you may know Prof. Dr. F. A. van Baren was suffering from ill-health occasionally during the last few years. It is with great sorrow that we now have to let you know that he died quite unexpectedly on 5<sup>th</sup> October 1975.

Since the establishment of the International Soil Museum in 1966, when Professor Van Baren became its Director, he worked notwithstanding his indisposition with unflagging zeal and perseverance on the project, with the ultimate aim of furthering soil science.

He tried also hard to give the institution a proper housing and it is sad that he did not live to see this materialized.

You will realize that for us, his collaborators at the ISM, a difficult time lies ahead. We not only lost a Director who guided us scientifically, but especially a man whom we valued highly for his personal interest in our well-being. We will proceed along the direction he has indicated.

Prof. Ir. A. J. van der Weele, Rector of the International Institute for Aerial Survey and Earth Sciences (ITC), from which the International Soil Museum is a part, has been appointed Acting Director from 6th October 1975.

International Soil Museum  
A Centre for Research and Information  
Director: Prof. Dr. F.A. Van Baren

11, Oude Kamp, Utrecht, The Netherlands

## 2. PROF. DR. DR. H. C. W. LAATSCH 70 JAHRE

Professor Dr. W. Laatsch, bis 1971 Vorstand des Instituts für Bodenkunde und Standortslehre der Forstlichen Forschungsanstalt München und Inhaber des Lehrstuhls für Bodenkunde an der Universität München, feiert am 18. Oktober 1975 seinen 70. Geburtstag.

W. Laatsch stammt aus Pommern. Er wurde bei Demmin als Sohn eines Brennereiverwalters geboren und besuchte dort die Volksschule, anschließend die Präparandenanstalt und das Lehrerseminar in Franzburg.

Nach Abschluß der ersten Volksschullehrerprüfung 1926 wandte sich W. Laatsch mit großer Begeisterung und ganzer Energie dem Studium der Chemie und Geologie in Greifswald zu. Nebenbei holte er das Abitur nach und war dann bis 1934 in Halle immatrikuliert. In diesem Jahr promovierte W. Laatsch bei J. Weigelt in Halle mit einer Dissertation über "Die Bodentypen um Halle/Saale und ihre postdiluviale Entwicklung."

Von 1935 - 1936 führte W. Laatsch als Mitarbeiter der Preußischen Geologischen Landesanstalt Bodenkartierungen im Saarland durch. Bereits 1937 habilitierte er sich an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Halle, wo er von 1938 - 1945 als Dozent für Bodenkunde und Leiter des bodenkundlichen Laboratoriums wirkte.

Im Mittelpunkt der wissenschaftlichen Arbeiten standen anfangs bodengenetische Untersuchungen und Probleme der Bodenklassifikation. Von der Vielseitigkeit des Jubilars zeugen grundlegende Veröffentlichungen über Tonminerale, Wasserhaushaltsfragen und Fruchtbarkeitsprobleme. 1938 erschien aus der Feder von W. Laatsch eines der ersten modernen deutschen Lehrbücher der Bodenkunde.

Nach dem 2. Weltkrieg übernahm er zunächst 1946 die Leitung des Laboratoriums für Erdbereitung der Hamburgischen Gartenversuchsanstalt, und 1948, als o. Professor, das Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde an der Universität Kiel. Forschungsschwerpunkte waren hier Probleme der Humusgenese und Mikronährelementversorgung von Kulturpflanzen.

1954 folgte W. Laatsch einem Ruf nach München, wo auf seine Anregung hin wertvolle Arbeiten auf dem Gebiet der Waldernährungslehre (N-, P-, K- Haushalt von Waldböden, Probleme der Forstdüngung und Melioration usw.) entstanden. Ohne Übertreibung gilt der Jubilar als einer der Begründer der Waldernährungslehre als selbständiger Disziplin.

Seit seiner Emeritierung 1971 widmet sich W. Laatsch mit großem Erfolg der Erforschung von Hangabtragsphänomenen in den Bayerischen Alpen.

Aber nicht nur als Forscher war und ist Professor Laatsch sehr erfolgreich; auch als akademischer Lehrer hat der Jubilar grösste Verdienste aufzuweisen. Generationen von Studenten prägte er entscheidend, ganz zu schweigen von zahlreichen Schülern, die, ange-regt von der Ausstrahlung seiner Persönlichkeit, sich ebenfalls der Bodenkunde und Pflanzenernährung zuwandten.

Die Anerkennung welche W. Laatsch findet, drückt sich in zahl-reichen Ehrungen aus:

Berufung in die Academia Leopoldina in Halle, Ehrenmitgliedschaft der DBG und des Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, Verleihung der Ehrendoktorwürde der Universität Göttingen.

Schüler, Mitarbeiter und Freunde wünschen W. Laatsch noch viele frohe und gesunde Jahre.

gez. W. Zech

3. DR. F. BAILLY

Eine dreijährige Gastdozentur für das Fach Bodenkunde hat Dr. rer. hort. habil F. Bailly, Osnabrück, an der Fakultät für Landwirtschaft der University of Zambia im Oktober 1974 übernommen. Bailly wurde für diese Zeit von seinen Dienstverpflichtungen als Fachhochschullehrer an der FH Osnabrück, Fb. Gartenbau, sowie als Privatdozent an der Fakultät für Gartenbau und Landeskultur der T. U. Hannover beurlaubt. Die Tätigkeit in Zambia wird unterstützt durch den DAAD, Bad Godesberg.





Eine Übersetzung aus den Mitteilungen der Internationalen  
Bodenkundlichen Gesellschaft, betreffend Kommission I-Bodenphysik

Terminologie der Bodenphysik

von

Schweikle, V. +

Vorwort:

Die vorliegende Übersetzung der von der Kommission I der IBG zusammengestellten Begriffe zur Bodenphysik wurde von Dr. V. Schweikle, Abt. 05100, Institut für Bodenkunde an der Universität Hohenheim, 7 Stuttgart-70, Postfach 106, besorgt und von Herrn Prof. Dr. K. H. Hartge, Inst. für Bodenkunde an der Universität Hannover, kritisch durchgesehen. Der Autor hat sich bemüht, die englischen Begriffe in deutsch zu übertragen, wobei weniger der Sprachgebrauch innerhalb der Bodenkunde, als der der Physik zugrunde gelegt wurde, was vor allem der leichteren Verständlichkeit der Begriffe für Studenten, die vor dem Besuch bodenkundlicher Vorlesungen Experimentalphysik o. ä. gehört haben, dienen soll. Die umständlichen Formulierungen des Urtextes wurden teilweise erheblich gekürzt. -

Für Anregungen zu treffenderen deutschen Begriffen bin ich dankbar.

Der zweite Terminologie-Ausschuß der Kommission I der IBG wurde im Januar 1973 von W.R. Gardner, dem Präsidenten des Ausschusses, zusammengerufen. Der Ausschuß wurde gebeten, den Bericht zur Terminologie, der 1963 in Band 22 der IBG-Mitteilungen veröffentlicht wurde, auf den neuesten Stand zu bringen. Im folgenden wird der Bericht vorgelegt, der bei der IBG-Tagung in Moskau durchgesprochen wurde. Die Leser werden gebeten, ihre Kommentare dem Vorsitzenden oder einem der Ausschußmitglieder zuzusenden.

---

+ ) Institut f. Bodenkunde und Standortlehre,  
Universität Stuttgart-Hohenheim

**Obersetzung:**

Vorwort

Der folgende Vorschlag, der sich mit Definitionen und Begriffen der Bodenphysik befaßt, ist bei weitem nicht vollständig. Es ist unwahrscheinlich, daß völlige Zufriedenheit für alle Bedingungen und alle Benutzer erreicht werden kann. Der mögliche Gebrauch dieser Definitionen könnte reichen von der angewandten bis zur theoretischen Bodenphysik, während die Ausbildung der möglichen Benutzer von der Biologie über Chemie, Physik, Hydrologie bis vielleicht Geologie reichen könnte. Deshalb ist nur eine beschränkte Auswahl von erwartungsgemäß häufig benutzten Begriffen getroffen worden. Weiterhin wurden besonders solche Ausdrücke gewählt, die dem Laien verständlich sind, auch wenn diese dem Fachmann nicht gefallen sollten. Letzterer sollte schließlich fähig sein, sich exakt auszudrücken, ohne Rücksicht auf die im einzelnen ausgewählten Ausdrücke, während dem angewandten Wissenschaftler kaum mit Ausdrücken gedient wäre, die über sein Ausbildungswissen hinausgingen und ihn im Unwissen ließen.

Verwendet werden die international anerkannten SI-Einheiten, mit Ausnahme des Druckes, bei dem das mbar auf Grund seiner weiten Verbreitung in der Bodenphysik beibehalten wird, da das Pascal noch weniger bekannt ist.

$$1 \text{ Pascal} = 1 \text{ N.m}^{-2} = 0.01 \text{ mbar.}$$

Hinsichtlich der die definierten Begriffe darstellenden Symbole sah sich der Ausschuß vor die schier unmögliche Aufgabe gestellt, einen Satz von Symbolen vorzuschlagen, die einerseits allgemein gebräuchlich und andererseits durchweg logisch verknüpft sind. Die hier verwendeten Symbole werden als bestmögliche Muster betrachtet.

Der Begriff "W a s s e r" wurde, im Gegensatz zur Terminologie des 1963er Berichts, auf die chem. Verbindung  $\text{H}_2\text{O}$  beschränkt, während "f l ü s s i g e P h a s e" verwendet wird, um die im Boden vorhandene wässrige Lösung zu kennzeichnen. Die vom Boden getrennte flüssige Phase heißt "B o d e n l ö s u n g".

I. Begriffe, die sich auf die Zusammensetzung des Bodens beziehen.

Betrachtet man den Boden als aus 3 Phasen bestehend, nämlich der festen Phase (Index s), der flüssigen Phase (Index l) und der Gasphase (Index a), dann kann die Zusammensetzung eines Bodens völlig durch die Dichten aller chemischer Bestandteile in allen Phasen beschrieben werden.

Die Dichte  $\rho$  gibt an die Masse eines Bestandteils je Einheitsvolumen des Gesamtbodens oder der zugehörigen Phase oder des Bestandteils selbst. Eindeutiges Kennzeichen der Dichte würde also eine dreifache Indizierung erfordern, z. B. einen Hochindex für das Einheitsvolumen und 2 Basisindices für den Bestandteil und die zugehörige Phase. Zur Vereinfachung des Indexsystems gilt:

Bezieht sich die Dichte eines Bestandteils im gegebenen Aggregatzustand auf das Einheitsvolumen der zugehörigen Phase, entfällt der Hochindex, bezieht sich diese aber auf den Gesamtboden, wird der Hochindex mit  $b$  gekennzeichnet; und bezieht sich diese nur auf das Eigenvolumen dieses Bestandteils in einer Phase, wird mit  $o$  indiziert. 2 Basisindices werden verwendet, wenn ein Bestandteil in mehr als einer Phase vorkommt.

Def.1: Die Phasendichte eines chemischen Bestandteils  $i$  in der Phase  $\alpha$  -  $\rho_i$  oder  $\rho_i(\alpha)$  ist gleich der Masse dieses Bestandteils im Einheitsvolumen der Phase  $\alpha$  und wird in  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  ausgedrückt.

Die Addition der Dichten aller in der gleichen Phase befindlichen Bestandteile ergibt die Phasendichte.

$$\rho_\alpha = \sum_i \rho_i(\alpha)$$

Def.2: Die Lagerungsdichte eines Bestandteils  $i$  im Aggregatzustand  $\alpha$  -  ${}^b\rho_i$  oder  ${}^b\rho_i(\alpha)$  ist gleich der Masse dieses Bestandteils  $i$  im Aggregatzustand  $\alpha$  im Einheitsvolumen des Gesamtbodens und wird in  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  ausgedrückt. Die Phasendichte eines Bestandteils  $i$  ist umwandelbar in die Lagerungsdichte durch Multiplikation der Phasendichte mit dem Volumenanteil der Phase am Bodenvolumen

$$\phi_\alpha = \frac{{}^b\rho_i(\alpha)}{\rho_i(\alpha)}$$

Die Addition der Lagerungsdichten aller Bestandteile im Boden ergibt die Raumdichte des Bodens

$$\rho = \sum_\alpha \sum_i {}^b\rho_i(\alpha) = \sum_\alpha \phi_\alpha \rho_\alpha$$

Vernachlässigt man die Dichte der Gasphase, dann gilt für trockene Böden  ${}^b\rho = {}^b\rho_s$

In Böden ist die flüssige Phase von besonderem Interesse. Um den Flüssigkeitsgehalt des Bodens anzugeben, gibt es verschiedene Möglichkeiten, wobei jede je nach den Bedingungen Vorteile bietet.

Def.3: Der Wassergehalt  $w$  ist gleich der Masse, die eine Einheitsmasse Boden beim Trocknen bei 105 C verliert und wird in kg Wasser je kg trockene feste Phase ausgedrückt. Vernachlässigt man das Wasser in der Gasphase, gilt

$$w = \frac{{}^b\rho_w}{{}^b\rho_s}$$

Bei Strömungsproblemen ist man primär interessiert am Volumen der Flüssigkeit im Boden. Dieses ergibt sich zu  $\frac{w}{\rho_w}$

wobei man sich infolge der meist fehlenden Information zur Dichte der flüssigen Phase mit der reinen Wassers  $\rho_w^0$  begnügt. Das Flüssigkeitsvolumen wird bei starrer Matrix auf das Gesamtvolumen und bei variabler Matrix auf das Feststoffvolumen eines Bodens bezogen.

Def.4: Der Volumenanteil einer Flüssigkeit  $\theta$  ergibt sich aus dem Verhältnis des Volumens der flüssigen Phase zum Einheitsvolumen des Bodens und wird in  $m^3 \cdot m^{-3}$  ausgedrückt.

$$\theta = w \frac{\rho_s}{\rho_w}$$

Def.5: Das relative Flüssigkeitsvolumen (Wasserziffer) ist gleich dem Verhältnis des Volumens der flüssigen Phase zum Einheitsvolumen der festen Phase und wird in  $m^3 \cdot m^{-3}$  ausgedrückt.

$$\vartheta = w \frac{\rho_s}{\rho_w} = \frac{\theta}{\phi}$$

In Verbindung mit dem rel. Flüssigkeitsvolumen verwendet man oft das relative Porenvolumen in Boden mit veränderlicher Matrix.

Def.6: Das relative Porenvolumen (Porenziffer) ist gleich dem Verhältnis des Porenvolumens zum Volumen der festen Phase und wird in  $m^3 \cdot m^{-3}$  ausgedrückt.

$$\epsilon = \frac{\phi_G + \phi_l}{\phi_s} = \frac{1 - \phi_s}{\phi_s}$$

II. Begriffe, die sich auf den energetischen Zustand des Wassers im Boden beziehen.

A. Die Gesamtenergie und deren Komponenten.

Im Gleichgewicht ist das Wasser der flüssigen Phase dem Einfluß des Schwerfelds, gelöster Salze, der festen Phase (einschl. adsorbierter Ionen) mit ihrem räumlichen Aufbau und dem lokalen Druck der Gasphase unterworfen. Diese Faktoren bestimmen gemeinsam den Betrag der Gesamtenergie  $\Psi_t$  des Wassers im Boden, welche zu einer willkürlichen Bezugsenergie ins Verhältnis gesetzt wird. Man definiert diese Bezugsenergie  $S_0$  als eine Masse reinen

(osmotischer Druck  $\pi = 0$ ), freien (unbeeinflusst durch die feste Phase) Wassers mit der Temperatur  $T_0$  in der Höhe  $h$  beim Atmosphärendruck  $p_0$ .

Def.7: Die Gesamtenergie  $\Psi_t$  des Wassers im Boden bei der Temperatur  $T_0$  ist gleich dem Betrag an Arbeit pro Masseneinheit reinen Wassers in  $\text{J.kg}^{-1}$ , die mit Hilfe externer Kräfte aufgewandt werden muß, um reversibel und isotherm eine unendliche Menge Wasser von der potentiellen Bezugsenergie  $S_0$  auf das Energieniveau der jeweils betrachteten flüssigen Phase im Boden zu überführen. Bewußt vernachlässigt wird hier und im folgenden, weil in der Regel ohne Belang, eine Volumen- oder Temp.-änderung der flüssigen Phase bei der Überführung vom einen Energieniveau auf ein anderes.

Es ist zweckmäßig, den Überführungsprozess in Einzelschritte zu unterteilen, indem Zwischenniveaus der Energie eingeführt werden:

$S_1$  ist der Ausdruck für eine unendliche Menge reinen, freien Wassers wie  $S_0$ , welche sich aber in derselben Höhe  $h_x$  wie die flüssige Phase des Bodens befindet, d. h. für  $S_1$  gelten  $T_0$ ,  $h_x$  und  $p_0$ .

$S_2$  ist der Ausdruck für eine unendliche Menge freier Bodenlösung, die mit der flüssigen Phase identisch ist, also einen osmotischen Druck  $\pi$  besitzt, sonst aber gleich  $S_1$  ist, d.h. für  $S_2$  gelten  $T_0$ ,  $h_x$ ,  $p_0$  und  $\pi \neq 0$ .

Betrachtet man die Überführung von Wasser von der Bezugsenergie  $S_0$  über die Energieniveaus  $S_1$  und  $S_2$  zur flüssigen Phase des Bodens, so führt dies zu den Definitionen der potentiellen Teilenergien des Wassers:

Def.8: Die Schwereenergie  $\Psi_g$  des Wassers im Boden bei der Temperatur  $T_0$  ist gleich dem Betrag an Arbeit je Masseneinheit reinen Wassers in  $\text{J.kg}^{-1}$ , der aufgewandt werden muß, um eine unendliche Menge Wasser von der Bezugsenergie  $S_0$  zur Energiestufe  $S_1$  reversibel und isotherm zu überführen. Die Schwereenergie wird ausgedrückt durch den Höhenunterschied zwischen  $S_0$  und  $S_1$ ,

$\Delta h = h_x - h_o$ , entsprechend  $\Psi_g = G \cdot \Delta h$  ( $G =$  Schwerkraft).

Def.9: Die osmotische Energie  $\Psi_o$  des Wassers im Boden bei der Temperatur  $T_o$  ist gleich dem Betrag an Arbeit je Masseneinheit reinen Wassers in  $J.kg^{-1}$ , der aufgewandt werden muß, um eine unendliche Menge Wasser von der Energiestufe  $S_2$  reversibel und isotherm zu überführen. Diese Energie kann ausgedrückt werden durch den experimentell bestimmbaren osmotischen Druck  $\pi$  der Lösung als

$$\Psi_o = \int_o^{\pi} \bar{V}_w dp$$

$\bar{V}_w$  = partielles spezifisches Volumen des Wassers in der Bodenlösung.

Def.10: Die Tensionsenergie  $\Psi_p$  des Wassers im Boden ist gleich dem Betrag an Arbeit in  $J.kg^{-1}$ , der aufgewandt werden muß, um reversibel und isotherm eine unendliche Menge Wasser vom Energieniveau  $S_2$  in die flüssige Phase des Bodens zu überführen. Diese Energie wird dargestellt in den experimentell mit Tensiometern meßbaren Saugdrücken der flüssigen Phase in Böden als

$$\Psi_p = \int_o^p \bar{V}_w dp$$

Daraus folgt für die Gesamtenergie:

$$\Psi_t = \Psi_g + \Psi_o + \Psi_p = G \cdot \Delta h - \int_o^{\pi} \bar{V}_w dp_o + \int_o^p \bar{V}_w dp$$

Zum 1963-er Bericht ergeben sich folgende Unterschiede:

1. Zusätzlich zur theoretischen Definition des Verbrauchs von Arbeit während des reversiblen Transports wurden drei experimentell erfaßbare Parameter, nämlich  $\Delta h$ ,  $\pi$  und  $p$  hinzugefügt und definiert.
2. Die an in situ eingebauten Tensiometer abgelesenen Drucke werden gesehen als einer dieser drei Parameter, der die Energie des Wassers im Boden unter den jeweiligen Bedingungen vollständig beschreibt, einschließlich der Wirkung eines vom Atmosphärendruck verschiedenen Gasdruckes

der Gasphase als auch der Wirkung einer Matrix-Kompression. Allerdings ist der Gasdruck über einer Probe zwar im Druckmembranapparat bekannt, nicht aber im Gelände. Trotzdem genügt die Bestimmung der drei Parameter  $\Delta h$ ,  $\pi$  und  $p$  zur Kennzeichnung der Energie des Wassers im Boden, wobei deren Gradienten die Grundlage bilden für die Transporttheorien der flüssigen Phase im Boden. [ $\pi$  wird in praxi aus der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit der Bodenlösung errechnet.]

3. Die aus der Tensiometerablesung abgeleitete Energie heißt Tensionsenergie, da sie in der Tat den Äquivalentdruck der flüssigen Phase des Bodens in situ darstellt. Die Tensionsenergie kann negativ (aus Tensionsmessungen) und positiv (aus Piezometerwerten) sein.

#### B. Die Komponenten der Tensionsenergie

Jede Analyse von Gleichgewichts- oder Strömungsproblemen erfordert, daß die im Wasser vorliegende Energie zum Wasser- (bzw. Flüssigkeits-)gehalt des Bodens in Beziehung gesetzt wird. Der Wassergehalt beeinflusst nur  $\Psi_p$  da  $\Psi_g$  und  $\Psi_o$  durch die Höhe über einem Bezugsniveau und dem osmotischen Druck der Bodenlösung bestimmt werden. Es ist besonders die räumliche Anordnung der flüssigen Phase, die die Druckänderungen von der Gas- zur flüssigen Phase bestimmt. Die räumliche Anordnung der flüssigen Phase wiederum ist abhängig von Wassergehalt und räumlicher Anordnung der Matrix, wobei letztere durch die Matrix-Kompression beeinflusst wird. So bestimmen also zusätzlich zum Wassergehalt zwei andere unabhängige Variable, nämlich Gasdruck  $p_a$  und Matrix-Kompression  $p_e$ , den Wert von  $\Psi_p$ . Daraus folgt, daß auch die Tensionsenergie aus Teilenergien besteht wie folgt:

$$\Psi_p = \Psi_p^m + \Psi_p^a$$

Def. 11: Die pneumatische Energie  $\Psi_p^a$  ist gleich der Änderung von  $\Psi_p$  nach Einführung eines vom Atmosphärendruck verschiedenen Gas (Luft-)drucks  $\Delta p_a$  bei  $w$  und  $p_e$ . Solange  $\Delta p_a$  die räumliche Anordnung der flüssigen Phase nicht beeinflusst, kann diese Energie berechnet



werden zu:

$$\psi_p^a = \int_0^{\Delta p_a} \bar{v}'_w dp$$

$\bar{v}'_w$  = partielles spezifisches Volumen des Wassers in der flüssigen Phase des Bodens in situ.

In praxi wird  $\bar{v}'_w = \bar{v}_w$  gesetzt.

Def. 12: Die Matrixenergie  $\psi_p^m$  ist gleich dem Betrag von  $\psi_p$  bei  $w$ ,  $p_e$  und  $p_a = 0$ .

Nur in Böden mit starrer Matrix ist die Beziehung zwischen  $\psi_p^m$  und  $w$  eindeutig. In quellenden Böden hängt  $\psi_p^m$  von  $w$  und  $p_e$  ab. Daraus folgt:

Def.13a: Die Matrix-Kompressionsenergie (Auflastenergie)  $\psi_p^e$  ist gleich der Änderung von  $\psi_p$  nach Einwirkung einer Kompression (Auflast)  $p_e$  auf eine Bodenprobe mit  $w$  und  $\Delta p_a = 0$ .

$$\psi_p^e = \int_0^{p_e} \left( \frac{\delta \psi_p}{\delta p_e} \right) \cdot dp_{w, \Delta p_a = 0}$$

Def.13b: Die Matrixenergie  $\psi_p^w$  ist gleich dem Betrag von  $\psi_p$  in einer Bodenprobe bei  $w$  und  $p_e = \Delta p_a = 0$ .

Die obige Gliederung der Begriffe wurde einer weiteren Ausdehnung der unter A aufgeführten Begriffe vorgezogen, weil  $\psi_t$  immer völlig bestimmt wird durch  $\psi_g$ ,  $\psi_o$  und  $\psi_p$ . Bei starrer Matrix wird  $\psi_p^e = 0$ , und dann ist  $\psi_p^m$  gleich der Matrix- bzw. Kapillarenergie des 1963-er Berichts. In quellenden und schrumpfenden Böden sollten die Begriffe Matrix- und Kapillar-

energie auf die Summe von  $\psi_p^e$  und  $\psi_p^m$  bezogen werden, da sowohl der "Matrixeffekt" auf das Bodenwasser in situ, als auch der den gekrümmten Zwischenflächen entsprechende Kapillardruck von der räumlichen Anordnung der Matrix abhängen, die wiederum durch die kompressionsbedingte Partikelanordnung bestimmt wird.

C. Äquivalentdrucke der potentiellen Energieformen des Bodenwassers.

Alle Komponenten der Gesamtenergie, ausgenommen die Höhenenergie, wurden bereits in Meßwerten von Tensiometer, bzw. Piezometer und Osmometer ausgedrückt, und dabei wurden die Druckäquivalente dieser Komponenten eingeführt. Der Vollständigkeit halber sei definiert:

Def.14: Der negative osmotische Druck  $-\pi$  ist gleich dem negativen auf  $p_0$  bezogenen Druck in Pascal oder mbar, der auf eine Probe der Bodenlösung bei  $p_0$  und  $T_0$  ausgeübt werden muß, damit Probe und Wasser bei  $p_0$  und  $T_0$ , welche durch eine für Gelöstes undurchlässige Membran getrennt sind, im Gleichgewicht stehen.

Def.15: Die Wasserspannung (oder Tension)  $p$  ist gleich dem auf  $p_0$  bezogenen Druck in Pascal oder mbar, der auf eine Probe der Bodenlösung bei  $p_0$  und  $T_0$  ausgeübt werden muß, damit Probe und das in gleicher Höhe liegende Bodenwasser, welche durch eine für die Bodenmatrix undurchlässige Membran getrennt sind, im Gleichgewicht stehen.

Dem Verfahren bei den Def.11, 12 und 13 folgend, kann untergliedert werden in  $p = p^w + p^e + p^a$ .

In praxi setzt man  $p^a = \Delta p_a$ . Im allgemeinen ist  $p^e \neq p_e$ .

D. Die Druckhöhenäquivalente der potentiellen Energieformen des Bodenwassers.

Die bisher definierten Energieformen beziehen sich nur auf das Wasser im Boden, während in praxi Druckhöhen der Bodenlösung in einem Piezometer (evtl. mit einem Tensiometer kombiniert) gemessen werden. Die Druckhöhe bezieht sich also auf die potentielle Energie der flüssigen Phase und nicht auf die des Wassers. Zwischen zwei identischen Bodenlösungen in verschiedener Höhe besteht kein Gleichgewicht und damit auch nicht für das jeweils darin enthaltene Wasser. Volles Gleichgewicht erfordert die Entstehung von Konzentrationsgradienten im Schwerfeld, wenn

die spezifischen Volumina von Wasser und Gelöstem ungleich sind. Die Druckhöhe hat sich bei der Beschreibung der Strömung der flüssigen Phase durch Böden als brauchbar erwiesen und wird deshalb definiert als:

Def.16: Die Druckhöhe  $H$  der flüssigen Phase ist gleich dem Unterschied im Niveau der Oberfläche der flüssigen Phase in einem im Meßpunkt des Bodens angeschlossenen Piezometers, bzw. offenen Tensiometers, zu einem Standardniveau in  $m$ .

Bei bekannter und konstanter Dichte  $\rho_l$  der flüssigen Phase kann die Druckhöhe auf diesen Niveauunterschied und das Druckäquivalent von  $\psi_p$  bezogen werden als:

$$H = \Delta h + \frac{p}{\rho_l \cdot g}$$

Umgekehrt wird das Druckäquivalent von  $H$  bei konstantem  $\rho_l$  definiert als

$$p^* = p + \rho_l \cdot g \cdot \Delta h$$

$-\nabla p^*$  stellt die auf die Bodenlösung wirkende Kraft in  $N \cdot m^{-3}$  dar,  $-\nabla H$  ebenso ist aber dimensionslos.

E. Die Summenkurve der Wasser- bzw. Flüssigkeitskapazität und deren 1. Ableitung.

Beim Arbeiten mit Strömungsproblemen ist es oft notwendig, eine Beziehung zwischen Wasser-, bzw. Flüssigkeitsgehalt des Bodens und dessen Tensionsenergie einzuführen. Obwohl auf Grund von Hysteresis beim Befüllen und Entleeren von Poren diese Beziehungen nicht eindeutig sind, ist man in praxi im allgemeinen damit zufrieden, die Beziehung zu verwenden, die experimentell durch die Messung der Wassergehalte in einer repräsentativen Probe des zu untersuchenden Bodens bei  $p_e = p_a = 0$  als Funktion von Tensiometerwerten erhalten werden. Weil diese Funktionen auf Strömungsprobleme angewandt werden, scheint es wünschenswert, sie mit Hilfe der Begriffe  $p^w$  und  $w$ , bzw.  $e$ , zu definieren.

Def.17: Die Summenkurve der Wasserkapazität stellt die Beziehung dar zwischen den Tensiometerwerten bei  $p_e = p_a = 0$  und dem Wassergehalt  $w$  bzw. dem Volumenteil der flüssigen Phase  $\theta$  im Boden. Auf Grund von Hysteresisphänomenen wird unterschieden zwischen Kapazitätskurven des Befeuchtens und Trocknens, deren äußerste Äste die Grenzkurven von durch partielle Trocknungs- Befeuchtungs- Zyklen gebildete Zwischenkurven sind. Bei weitgehend starren Böden wird  $p^w$  gegen  $\theta$  aufgetragen. Die Wasserkapazitätskurve eines Bodens wird erschlossen aus Messungen an Stichproben; und damit hängt diese Kurve davon ab, ob die Stichproben von der Entnahme bis einschließlich der Messung repräsentativ sind und bleiben. Der Betrag von  $\theta$  wird in praxi häufig ermittelt durch Messung der Änderung von  $\frac{w}{\rho_w}$ , und es wäre in solchen Fällen verdienstvoll die Achse, auf der der Flüssigkeitsgehalt aufgetragen wird, mit

$$\frac{w \cdot \rho_s(i)}{\rho_w}$$

zu bezeichnen, um unmißverständlich

darauf hinzuweisen, daß sich die untersuchte Kurve auf eine definierte Probe der festen Phase mit dem Raumgewicht  $\rho_s(i)$  bezieht. Damit würde auch auf alle kleinen Abweichungen hingewiesen werden, die durch Änderungen von  $\rho_s$  nach Wasserzu- bzw. -abgabe in nicht völlig starren Böden entstehen würden.

Für Strömungstheorien ist nicht nur die Summenkurve der Wasserkapazität, sondern besonders deren Steigung als Funktion von  $p^w$  bzw.  $\theta$  von Bedeutung. Deshalb wird definiert:

Def.18: Die 1. Ableitung der Summenkurve ergibt die differentielle Wasser- bzw. Flüssigkeitskapazität  $C_w$  oder  $C_\theta$  eines Bodens, die gleich ist der Änderungsrate von  $w$  bzw.  $\theta$  mit  $p^w$  in Pascal<sup>-1</sup> oder mbar<sup>-1</sup>.

III. Begriffe, die sich auf die Strömung der flüssigen Phase beziehen.

Eine vollständige Behandlung der Strömung des Wassers im Boden würde eine Analyse aller Kräfte erfordern, die auf das Wasser aller 3 Phasen einwirken. In diesem Bericht wird nur die Strömung der flüssigen Phase berücksichtigt und die Gegenwart gelöster Stoffe vernachlässigt. Primär wirkende Kräfte sind die Schwerkraft, die mit dem Tensiometerwert  $p$  verknüpfte Kraft und Kräfte, die durch die feste und gasförmige Phase auf die flüssige Phase ausgeübt werden. Der Gradient von  $p$  kann im allgemeinen zerlegt werden in die Gradienten von  $p^w$ ,  $p^e$  und  $p^a$ . Die durch die feste und gasförmige Phase ausgeübten Kräfte werden der Einfachheit halber zu einer Kraft zusammengefaßt.

Def.19: Die Strömungsgeschwindigkeit  $v$  in  $m \cdot s^{-1}$  der flüssigen Phase relativ zur festen Phase ist gleich einer Ortsveränderung der flüssigen Phase gegen die feste Phase in der Einheitszeit.

Def.20: Die Strömungsrate  $q$  in  $m \cdot s^{-1}$  der flüssigen Phase relativ zur festen Phase ist gleich dem Produkt aus Strömungsgeschwindigkeit  $v$  mit dem Volumenanteil der flüssigen Phase  $\theta$

$$q = v \cdot \theta \quad [m \cdot s^{-1}]$$

Def.21: Die hydraulische Leitfähigkeit  $K$  in  $m^2 \cdot Pascal^{-1} \cdot s^{-1}$  bzw.  $m^2 \cdot mbar^{-1} \cdot s^{-1}$  ist die Proportionalitätskonstante zwischen der Strömungsrate  $q$  und dem Strömungsgradienten  $(-\nabla p - \rho_l \cdot g \cdot v_h)$  im Darcy-Gesetz:

$$q = -K (\nabla p + \rho_l \cdot g \cdot v_h)$$

Die Strömungsrate  $q$  dividiert durch die hydraulische Leitfähigkeit  $K$  ergibt den Strömungsgradienten. Man kann die hydraul. Leitfähigkeit  $K$  auch definieren als die durch eine Einheit Strömungsgradient verursachte

Strömungsrate. Bei starrer Matrix und einheitlichem Gasdruck  $p_a$  kann  $p$  im Darcy-Gesetz durch  $p^w$  ersetzt werden und wenn  $p^w$  eindeutig  $\theta$  zugeordnet werden kann, gilt

$$q = -K \frac{dp^w}{d\theta} \nabla \theta + \rho_l \cdot g \cdot \nabla h .$$

Def.22: Die hydraulische Diffusivität  $D$  in  $m^2 \cdot s^{-1}$  ist gleich dem Quotienten aus der hydraulischen Leitfähigkeit  $K$  und der Steigung der Summenkurve der Flüssigkeitskapazität  $C_\theta$  .

$D$  in das Darcy-Gesetz eingeführt, ergibt:

$$q = -D \nabla \theta - K \cdot \rho_l \cdot g \nabla h .$$

Die Diffusivität  $D$  kann auch definiert werden als eine durch den  $\theta$ -Gradienten bedingte Strömungsrate. Leicht unterschiedliche Definitionen für Wasserkapazität und hydraul. Leitfähigkeit ergeben sich, wenn der Kapillardruck  $p^w$  durch dessen Druckhöhenäquivalent  $\frac{p^w}{\rho_l \cdot g}$  ersetzt wird.

Terminology Committee, Commission I, ISSS

Dr. G.H. Bolt (Chairman)  
Lab. Soils and Fert.  
Wageningen, the Netherlands

Dr. S. Iwata  
Nat.Inst. Agr. Sci.  
Tokyo, Japan

Dr. A.J. Peck  
W. Austr. Lab., CSIRO  
W. Australia 6014, AUSTRALIA

Dr. P.A.C. Raats  
U.S. Salinity Lab, Riverside  
California 92502, U.S.A.

Dr. A.A. Rode  
Lab. Soil Hydrology  
Dokuchaev Inst.  
Moscow 17, U.S.S.R.

Dr. G. Vachaud  
Lab.Mec.des Fluides, Solides, Sols  
Grenoble, FRANCE

Dr. D.A. Voronin  
Dept.Soil Phys. and Melioration  
Moscow State University  
Moscow 117234, U.S.S.R.



Anhang:

1. Liste der deutsch-englischen Fachausdrücke:

- phase density - Phasendichte  
bulk " - Lagerungsdichte  
water content = wetness - Wassergehalt  
volume fraction of liquid - Volumenanteil einer Flüssigkeit  
liquid ratio - relatives Flüssigkeitsvolumen (Wasserziffer)  
void " - " Porenvolumen (Porenziffer)  
state of water - Hydrostatik (energetischer Zustand des  
Wassers)  
standard state - (potentielle) Bezugsenergie  
potential (= pot.) - Arbeit, Energie  
gravitational pot. - Schwereenergie  
tensiometer-pressure pot. - Tensionsenergie  
mechanical envelope pressure pot. - Matrix-Kompressions-Energ.  
pressure pot. = tensiometer-pressure pot. - Tensions-Energie  
overburden pot. - Auflast-Energie  
wetness pot. - Matrix-Energie oder Kapillarenergie  
tensiometer pressure - tensiometrische Wasserspannung  
hydraulic head - hydraulische Höhe (Druckhöhe)  
water } retentivity curve - {Wasser-  
liquid } Summenkurve der {Flüssigkeits-} Kapazität.  
differential { water } capacity - differentielle { Wasser- }  
{ liquid } { Flüssig- } Kapa-  
keits- zität  
velocity of a phase - Strömungsgeschwindigkeit  
flux of a phase - Strömungsrate

2. Liste von Symbolen

2.1 Hauptsymbole

Symbol	Begriff	Dimension
$\rho$	Dichte	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$
$\varphi$	Volumenanteil	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$
w	gravimetrischer Wassergehalt	$\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$
$\theta$	volumetrischer Wassergehalt	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$
e	Porenziffer; relatives Porenvolumen	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$
$\delta$	Flüssigkeits- oder Wasserziffer; relatives Wasservolumen	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$
T	Temperatur	C
$h_x$	Höhe des Meßniveaus	m
$h_0$	Höhe des Bezugsniveaus	m
t	Zeit	s
$\pi$	osmotischer Druck	Pascal od. mbar
p	Druck	" " "
G	Schwerkraft	$\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$
g	Erdbeschleunigung	$\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$
k	hydraulische Leitfähigkeit	$\text{m}^2 \cdot \text{Pascal}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$
D	Diffusivität	$\text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$
$\Psi$	Energie, Arbeit	$\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$
q	Strömungsrate	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$
V	Strömungsgeschwindigkeit	$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$
H	Druckhöhe	m WS
$C_w, C_\theta$	differentielle Flüssigkeitskapazität	

## 2.2 Indizierungssymbole

Index	Bezug auf
b	Boden
l	Flüssigkeit
a	Gas, Luft
s	feste Phase des Bodens
t	Gesamt -
<b>Q</b>	Aggregatzustand
i	Element
e	Matrixkompression
g	Schwerkraft
p	Tensiometermessung
w	Wassergehalt (gravimetrisch)
o	Wassergehalt (volumetrisch)
o	Bezugswerte;
<b>V</b>	dot (Kürzungszeichen für dreidimensionale Beschreibung)

An dieser Stelle möchte ich nicht versäumen zu danken  
Frau H. Janßen für sprachliche Durchsicht, Frl. E. Schott-  
müller für das Einzeichnen der Formeln und meiner Frau für  
das Schreiben der Arbeit.